

**UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI**

**CHEVAUCHEMENT DES FEUX DANS  
LA TAIGA DU QUÉBEC**

**MÉMOIRE  
PRÉSENTÉ À  
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI  
Comme exigence partielle  
du programme de maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats**

**PAR  
JESSIE HÉON**

**MAI 2010**

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI  
Service de la bibliothèque

Avertissement

La diffusion de ce mémoire ou de cette thèse se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire « *Autorisation de reproduire et de diffuser un rapport, un mémoire ou une thèse* ». En signant ce formulaire, l'auteur concède à l'Université du Québec à Rimouski une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de son travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, l'auteur autorise l'Université du Québec à Rimouski à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de son travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de la part de l'auteur à ses droits moraux ni à ses droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, l'auteur conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont il possède un exemplaire.

## REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier spécialement mon directeur de recherche, Dominique Arseneault, pour sa très grande disponibilité, ses précieux conseils, son enthousiasme de même que pour la confiance qu'il m'a accordée tout au long de ce projet. Je remercie également Alain Caron pour l'aide technique et statistique apportée au cours des dernières années. Je tiens aussi à remercier Martin-Philippe Girardin pour l'aide fournie lors du calcul de l'indice de sécheresse, ainsi que pour ses commentaires sur le présent mémoire. Je remercie également Luc Sirois pour les commentaires formulés sur mon mémoire et pour avoir accepté de présider l'évaluation de ce dernier.

Je souhaite aussi remercier ceux qui ont contribué au projet par leur assistance en laboratoire ou sur le terrain : Pierre-Yves l'Héroult, Élisabeth Tremblay, Benjamin Dy, Raphaële Terrail, Charlotte Gilbert, Yannick Neveu, Anne-Marie Labrecque, Valérie Hébert Gentile et Marie Legatelois. Aussi, un merci spécial à la localité de Radisson pour le prêt d'une maison lors des étés de terrain. Finalement, j'aimerais remercier mon mari, Sébastien Guénard, ma famille ainsi que mes amis pour le support moral apporté tout au long de mes études universitaires. Ce projet a été réalisable grâce au support financier du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG), du Programme de formation scientifique dans le Nord (PFSN), du Centre d'études nordiques (CEN) et du Fonds québécois de la recherche sur la nature et les technologies (FQRNT).

## RÉSUMÉ

La forêt boréale nord-américaine est fortement affectée par des feux de cimes récurrents, généralement très sévères et très grands. Le patron de chevauchements des feux, qui est à la fois tributaire de la taille des feux et de la durée des intervalles de temps entre les feux successifs, influence grandement la dynamique, la structure et la composition des paysages boréaux. Cependant, la taille des feux et les intervalles de feux ont rarement été considérés explicitement, en raison de la difficulté de les mesurer ensemble pour de grands territoires pour une échelle temporelle équivalente au cycle de feux. La présente étude a permis de reconstituer le patron de chevauchements de feux (incluant la taille, les intervalles de feux et le cycle de feux) dans la taïga occidentale québécoise pour les derniers 200 ans à partir d'un échantillonnage intensif de cicatrices de feux le long d'un transect nord-sud de 196 km. Le régime des feux a été caractérisé par des feux extrêmement grands survenus de façon récurrente. Les distances brûlées par les feux se sont considérablement accrues au XX<sup>e</sup> siècle, en raison de sécheresses extrêmes en 1922, 1941 et 1989. Le cycle de feux qui était d'environ 100 ans entre 1810 et 1909 s'est accéléré subitement vers 1910-1920 pour se stabiliser par la suite autour d'une valeur de 50 ans. Conséquemment, la fréquence des intervalles de feux courts (de moins de 50 ans) s'est accrue considérablement, ce qui a vraisemblablement augmenté l'abondance du pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) aux dépens de l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP). Notre étude a aussi permis de déterminer que le risque de brûler augmente avec le temps après-feu pour au moins une cinquantaine d'années, à cause de l'accumulation des combustibles. L'âge-dépendance du risque de brûler a été plus forte et plus variable au XX<sup>e</sup> qu'au XIX<sup>e</sup> siècle en raison de la plus forte abondance des jeunes peuplements qui sont susceptibles de ralentir la propagation des feux.

# TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	ii
RÉSUMÉ.....	iii
LISTE DES TABLEAUX.....	vi
LISTE DES FIGURES.....	vii
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE I.....	11
INTRODUCTION.....	11
CHAPITRE II.....	16
MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	16
1.1 Région d'étude.....	16
1.2 Acquisition des échantillons et des données.....	19
1.3 Description du régime de feux.....	23
1.4 Indice de sécheresse.....	27
CHAPITRE III.....	28
RÉSULTATS.....	28
CHAPITRE IV.....	42
DISCUSSION.....	42
3.1 Taille des feux et cycle de feux dans un contexte de changements climatiques.....	42

3.2 Limitation du risque de brûler par l'âge du combustible dans un contexte de changement climatique .....	48
3.3 Limites de notre approche.....	51
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	56
RÉFÉRENCES .....	58

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau I-1 : Traits d'histoire de vie de l'épinette noire et du pin gris .....	3
Tableau 1 : Raréfaction de l'information sur les années de feu et sur la densité des cellules et des segments incendiés en fonction de l'ancienneté des périodes de 50 ans ....	23
Tableau 2 : Nombre d'échantillons en fonction de leur état (mort ou vivant) et de leur nombre de cicatrices de feux le long du transect de 196 km (PIG = 1373, EPN = 200 et MEL = 22).....	29
Tableau 3 : Caractéristiques des 10 plus grands feux le long du transect de 196 km.....	31

## LISTE DES FIGURES

Figure I.1 : Implications théoriques des distributions exponentielle négative et Weibull selon que le taux de risque de brûler est âge-indépendant ou âge-dépendant (a). Les implications sur la structure d'âge du paysage (b), sur la fréquence des intervalles de feux (c) et sur l'abondance et la taille des plaques de chevauchements de feux (d) sont illustrées séparément. Les réponses anticipées de la composition de la forêt en pin gris (PIG) et en épinette noire (EPN) sont aussi indiquées en (d). La distribution exponentielle négative implique une majorité de sites sans PIG et EPN à cause d'une grande fréquence d'intervalles trop courts pour permettre la formation de banques de graines, alors que la distribution Weibull implique une dominance de sites avec les deux espèces.....10

Figure 1 : Localisation de la région d'étude (Baie de James, Québec, Canada), ainsi que du dispositif d'échantillonnage.....17

Figure 2 : Feux survenus le long du transect de 196 km entre 1620 et 2008. Chaque trait horizontal représente un feu confirmé dans une cellule de 2 km<sup>2</sup>. La zone grise avant 1810 représente la période pour laquelle les données ne sont pas considérées dans la plupart des analyses en raison de la raréfaction de l'information en remontant dans le temps (voir le tableau 1) .....32

Figure 3 : Nombre d'années de feu (a) et nombre de cellules brûlées par décennie (b) et log du nombre de cellules brûlées par année au long du transect étudié. Le trait vertical pointillé indique l'année de 1810 à partir de laquelle on estime que la plupart des feux ont été détectés dans chaque cellule.....33



Figure 4 : Indice mensuel de sécheresse pour le mois de juillet calculé selon la méthode de Girardin et Wotton (2009). Pour chaque année, l'indice représente la moyenne des valeurs calculées pour 24 cellules de 0,5 degrés de latitude par 0,5 degrés de longitude entre 52 et 54 degrés de latitude N. et 76 et 79 degrés de longitude O. Les ronds noirs réfèrent aux feux qui ont couvert plus de 10 kilomètres entre 1901 et 2002.....34

Figure 5 : Cycle de feux calculé pour des périodes de 50 ans décalées de 1 an. Le cycle de feux pour chaque année correspond à la période se terminant à cette date. Le trait fin correspond aux données brutes et le trait épais aux données corrigées .....35

Figure 6 : Distributions de fréquences depuis le dernier feu (a) et des intervalles de feux (b) pour l'ensemble des cellules et des années pour les périodes 1810-1909 et 1910-2008.....36

Figure 7 : Distributions de fréquences du temps depuis le dernier feu pour des périodes de 50 ans sélectionnées. Les distributions sont établies à partir du temps depuis le dernier feu pour chaque année de chaque période dans chaque cellule de 2 km<sup>2</sup>. Les distributions de la rangée du haut (a, b, c) caractérisent le régime de feux de la période 1808-1909, celles de la rangée du bas (g, h, i) caractérisent le régime de la période 1910-2008, alors que celles de la rangée du centre (d, e, f) caractérisent la période de transition entre les deux régimes. La flèche oblique dans la rangée centrale indique la propagation du creux des classes d'âge à la suite de la faible occurrence de feux entre 1860 et 1909.....38

Figure 8 : Évolution des paramètres b et c du modèle Weibull ajusté aux distributions de fréquences du temps depuis le dernier feu selon des périodes de 50 ans décalées de 10 ans. L'enveloppe grise autour des courbes représente l'intervalle de confiance de l'estimation des paramètres (95%). La trame grise verticale indique les périodes qui

chevauchent les deux régimes de feux (i.e. périodes de 1880-1929 à 1910-1959) et pour lesquelles les valeurs des paramètres peuvent difficilement être interprétées .....40

Figure 9 : Survivance (a) et taux de risque de brûler (b) des peuplements en fonction du temps écoulé depuis le dernier feu pour des périodes de 50 ans décalées de 10 ans. Pour chaque période, la fonction de survivance a été estimée en ajustant un modèle Weibull à deux paramètres à la distribution du temps depuis le dernier feu (voir la figure 7). Les fonctions de taux de risque ont été calculées à partir des deux paramètres Weibull de chaque période (voir la méthode). Les périodes de 50 ans qui chevauchent les deux régimes de feux (i.e. périodes de 1880-1929 à 1910-1959) ont été ignorées .....41

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

La forêt boréale est l'un des biomes les plus étendus du globe (Johnson 1992), elle comprend près de 30 % de la phytomasse terrestre mondiale (Bailey 1996). En Amérique du Nord, la forêt boréale forme une ceinture continue entre les degrés de latitude 45 et 65 nord dans laquelle l'activité des feux de forêt est très importante (Rowe et Scotter 1973, Johnson 1992, Bergeron *et al.* 2001). La majeure partie des feux atteignent la cime des arbres et sont de grande intensité et certains couvrent de très grandes superficies (Bergeron et Brisson 1990, Johnson 1992, Arseneault 2001, Stocks *et al.* 2003). Un seul feu peut brûler une aire supérieure à 4 000 km<sup>2</sup> (Stocks *et al.* 2003), de sorte que les feux les plus grands contribuent démesurément au total des surfaces brûlées (Stocks *et al.* 2003). La portion nord de la forêt boréale, la taïga, est celle où l'activité des feux est la plus importante (Amiro *et al.* 2001, Stocks *et al.* 2003). Au Québec, la taïga jamésienne constitue la région où les feux brûlent les plus grandes superficies.

Dans la taïga, le régime des feux a un impact majeur sur la composition, la distribution et la densité de la végétation (Payette *et al.* 1989, Arseneault 2001, de Groot *et al.* 2003, Parisien et Sirois 2003, Le Goff et Sirois 2004, McKenzie *et al.* 2004, Duros 2005, Brown 2006). Dans la taïga du nord du Québec, les deux espèces arborescentes les plus abondantes sont l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.). Ces deux espèces sont capables de se rétablir rapidement dans les sites

incendiés (Beaufait 1960, Viereck 1983, Foster 1985) à cause de leurs cônes sérotineux qui protègent les graines de la chaleur et les libèrent massivement après-feu (Johnson 1992, Frelich 2002, de Groot *et al.* 2003). Comme les peuplements purs ou mixtes de pins et d'épinettes se rétablissent dans les 5 à 10 ans suivant les feux de cimes (Meunier 1999, Gutsell et Johnson 2002), le paysage est formé d'une mosaïque de cohortes d'arbres ayant le même âge (Johnson 1992). L'épinette noire atteint la maturité sexuelle plus tardivement que le pin (environ 40 ans versus 10 ans) (Cayford et McRae 1983, Caron et Powell 1989) et est donc plus sensible que le pin gris aux intervalles courts provoqués par des chevauchements fréquents entre les feux de cimes successifs (Cogbill 1985, Johnson 1992, Frelich 2002). Par contre, l'épinette noire a une longévité moyenne plus élevée que celle du pin gris; environ 250 ans contre 150 ans (de Groot *et al.* 2003, Le Goff et Sirois 2004). Des feux de cimes sévères à intervalles de 20 à 120 ans permettent généralement au pin gris de demeurer dans le paysage forestier (Frelich 2002). Par un raisonnement similaire, il est généralement assumé que de longs intervalles entre les feux ne permettraient pas au pin de subsister dans le paysage (Pinard 1999, de Groot *et al.* 2003, LeGoff et Sirois 2004) bien que ceci n'ait pas été clairement démontré. Inversement, l'épinette noire peut subsister en l'absence de feu, puisqu'elle peut aussi se multiplier par marcottage, que ses cônes relâchent tout de même une partie des graines chaque année sur une base régulière en l'absence de feu et qu'elle peut tolérer l'ombre (de Groot *et al.* 2003).

**Tableau I.1.** Traits d’histoire de vie de l’épinette noire et du pin gris

	<b>Épinette noire</b>	<b>Pin gris</b>	<b>Référence</b>
<b>Cônes</b>	Semi-sérotineux	Sérotineux	Johnson 1992, Frelich 2002, de Groot <i>et al.</i> 2003
<b>Longévité moyenne</b>	250 ans	150 ans	De Groot <i>et al.</i> 2003, Le Goff et Sirois 2004
<b>Maturité sexuelle</b>	40 ans	10 ans	Cayford et McRae 1983, Caron et Powell 1989

Dans la forêt boréale, le cycle de feux est généralement plus court que la longévité des espèces dominantes, ce qui permet de conserver la même composition végétale après-feu (Johnson 1992), car les cônes des arbres tués par le feu contiennent encore des graines viables pouvant recoloniser les surfaces incendiées. Par exemple, le cycle de feux dans la taïga occidentale du Québec serait autour de 100 à 115 ans (Payette *et al.* 1989, Parisien et Sirois 2003), une valeur qui permet la coexistence du pin gris et de l’épinette noire. Un changement de la fréquence des feux pourrait affecter l’abondance des espèces. Un cycle de feux plus long pourrait privilégier l’épinette noire, alors qu’un cycle de feux plus court pourrait entraîner une pinédisation de la région (Bessie et Johnson 1995, Lavoie et Sirois 1998, Thompson *et al.* 1998, Lesieur *et al.* 2002, de Groot *et al.* 2003, Le Goff et Sirois 2004, Johnstone et Chapin 2006).

Les paramètres les plus couramment employés pour décrire les régimes des feux sont l’intervalle, la fréquence et le cycle de feux (période de rotation). L’intervalle de feux est déterminé par le nombre d’années entre deux feux successifs en un site donné. La fréquence et le cycle de feux sont plutôt des concepts qui s’appliquent à de grands

paysages. La fréquence de feux se définit comme la portion brûlée du territoire par année, alors que le cycle de feux représente le nombre d'années requises pour brûler une superficie égale à celle de l'aire d'étude (Heinselman 1973, Johnson 1992, Johnson et Gutsell 1994, Frelich 2002).

Le cycle de feux est la principale mesure employée pour décrire le régime de feux à l'échelle des paysages dans la forêt boréale. Son estimé peut se faire à l'aide d'une carte des surfaces incendiées à différentes dates, lesquelles sont établies à partir de l'interprétation de photographies aériennes, de divers documents historiques et de la datation de l'âge des feux et des peuplements issus des feux par la dendrochronologie (Heinselman 1973, Payette *et al.* 1989, Foster 1983, Parisien et Sirois 2003). Les contours des peuplements d'origine sont délimités par photo-interprétation et par une validation sur le terrain. Les dates d'origine des peuplements sont obtenues en datant l'âge des arbres les plus vieux (souvent les plus hauts et les plus gros). Lorsque des cicatrices de feux sont présentes, elles peuvent servir à confirmer les dates d'établissement des cohortes. En connaissant le nombre d'années couvertes par l'étude de même que la superficie totale incendiée, la fréquence et le cycle de feux peuvent être calculés. Pendant la durée du cycle de feux, certains secteurs peuvent brûler plus d'une fois alors que d'autres sont épargnés (Heinselman 1973). Bien que cette méthode ait l'avantage de bien considérer l'extension des feux récents sur un grand territoire, elle ne tient pas compte explicitement des chevauchements entre les feux et ne permet pas de voir les feux plus anciens. Par exemple, si on calcule le cycle de feux à partir du total des superficies incendiées pendant un

intervalle de temps donné, on risque de sous-estimer le cycle de feux si on ne peut comptabiliser deux fois les surfaces incendiées à deux reprises pendant l'intervalle en question.

Une autre méthode, couramment employée pour estimer le cycle de feux, est celle dite du temps depuis le dernier feu qui vise à mesurer le taux de feux à partir de la distribution des classes d'âge dans le paysage (Van Wagner 1978, Johnson 1979, Heinselman 1981, Johnson et Van Wagner 1985, Johnson et Gutsell 1994, Huggard et Arseneault 1999). Cette distribution repose sur la carte des peuplements forestiers issus des feux (« stand origin map »). Pour calculer les paramètres du régime de feux (cycle, fréquence) à partir de la distribution des classes d'âge sans avoir à reconstituer l'histoire récente des feux, il faut choisir un modèle paramétrique de distribution de fréquence qui décrit la survivance des peuplements en fonction du temps après-feu. Ce modèle permet de déduire le taux de risque de brûler à partir de la survivance des cellules. Le taux de risque de brûler représente la probabilité, par unité de temps, qu'une parcelle de forêt brûle pour un âge donné. Le risque de brûler peut être constant ou non en fonction de l'âge des peuplements forestiers. Si le taux de risque de brûler est indépendant de l'âge des forêts (c.-à-d. constant avec l'âge), la distribution de fréquence de l'âge des sites doit être modélisée par une courbe exponentielle négative (Van Wagner 1978, Johnson et Van Wagner 1985). Si le taux de risque de brûler augmente avec l'âge du peuplement, la distribution de fréquence de l'âge des sites décroît selon une courbe sigmoïde qui peut être modélisée par la distribution de Weibull (Johnson 1979, Johnson et Van Wagner 1985). La distribution de fréquence exponentielle négative

est un cas particulier de la distribution Weibull où le paramètre  $c$  est égale à un (Johnson et Van Wagner 1985, Johnson et Gutsell 1994). Avec chaque modèle, il faut ajuster une courbe théorique aux distributions observées. Le cycle de feux est alors estimé à partir des équations décrivant les modèles ajustés. Par exemple, avec le modèle exponentiel négatif, le cycle de feux est égal à l'âge moyen des peuplements (Van Wagner 1978).

Il est à noter que pour estimer le cycle de feux avec l'un ou l'autre des modèles de distribution de fréquence, les postulats relatifs à chaque modèle doivent être respectés. Ainsi, la fréquence de feux ne doit pas changer en raison de changements climatiques, de modifications des activités (ex. suppression des feux, exploitation forestière) ou encore de paramètres spatiaux tels que la latitude ou la topographie (Johnson et Van Wagner 1985, Johnson 1992, Huggard et Arseneault 1999). La constance ou non de la fréquence de feux peut être vérifiée graphiquement. Quand la distribution du taux de risque de brûler des peuplements est reportée sur un graphique semi-logarithmique et que le graphique résultant donne une droite, la fréquence ne varie pas (Johnson 1992, Frelich 2002). Par contre, une césure montre une modification de ce paramètre au cours du temps ou en fonction d'un paramètre spatial (Johnson 1992, Frelich 2002). Si une césure est observée, un calcul de la fréquence doit être réalisé avant et après celle-ci (Frelich 2002). Des méthodes statistiques ont également été développées pour estimer les différentes fréquences de feux dans le temps et dans l'espace et pour tester si celles-ci sont significativement différentes (Reed *et al.* 1998, Reed et Johnson 2004).



Les deux modèles de distribution (exponentiel vs Weibull) sont couramment employés. Dans l'est et le centre de l'Amérique du Nord, on a généralement assumé que les peuplements ont une probabilité constante d'être incendiés peu importe leur âge, de sorte que l'on a utilisé le modèle exponentiel négatif pour décrire la survivance des classes d'âge dans le paysage (Bergeron 1991, Johnson 1992, Bergeron *et al.* 2001, Frelich 2002, Parisien et Sirois 2003). Dans l'ouest du Canada et des États-Unis, la distribution de type Weibull est beaucoup plus utilisée (Johnson 1979, Johnson et Larsen 1991, Swetnam et Baisan 1996, Grissino-Mayer 2004). En Suède, dans la forêt boréale, il a été montré que les jeunes peuplements (< 20 ans) ont une probabilité très faible d'être incendiés et que cette probabilité augmente entre 20 et 50 ans pour se stabiliser dans les peuplements plus vieux (Schimmel et Granström 1997).

Ces modèles de survivance des classes d'âge ont des implications théoriques qui diffèrent entre eux (Figure I.1). Le modèle de distribution exponentielle négative, qui assume qu'à partir d'un âge très jeune tous les peuplements ont la même probabilité de brûler, implique que la représentation des peuplements survivants (% du paysage) de même que l'abondance des intervalles de feux de durée  $t$  diminuent exponentiellement avec le temps depuis le dernier feu (Van Wagner 1978, Johnson et Van Wagner 1985). De l'autre côté, l'emploi du modèle de distribution Weibull, qui assume que la probabilité d'un peuplement d'être incendié augmente avec son âge (Johnson et Rowe 1977, Johnson 1979, Johnson et Van Wagner 1985, Johnson et Gutsell 1994, Frelich 2002), implique que la proportion de survivants dans le paysage diminue avec le temps depuis le dernier feu selon

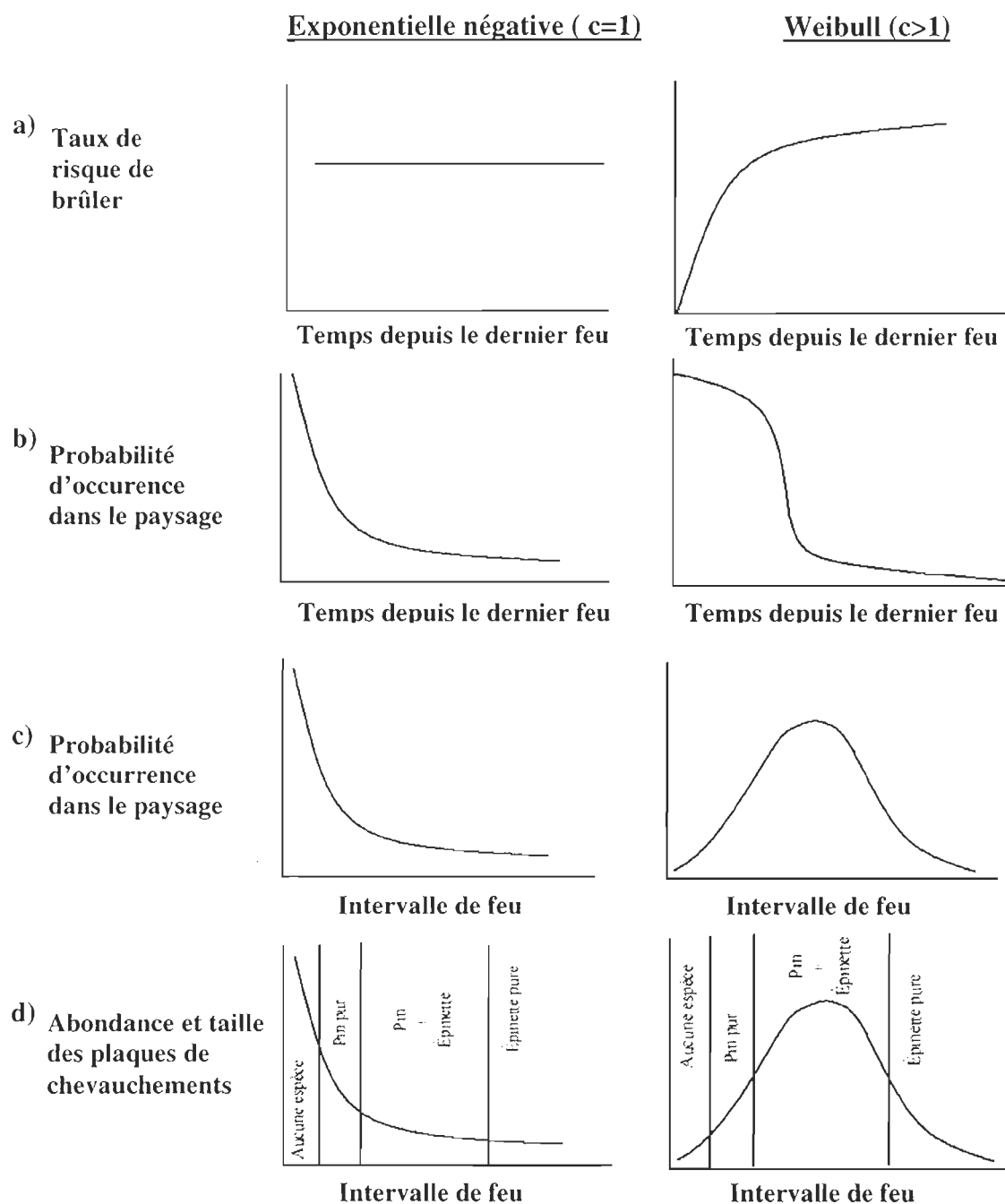
une courbe sigmoïde, alors que l'abondance des intervalles de feux de durée  $t$  est maximale pour un temps intermédiaire depuis le dernier feu. Puisque la présence ou l'absence de l'épinette noire et du pin gris dépend de l'intervalle de feux, l'abondance de ces deux espèces ne serait pas la même selon le modèle de distribution de fréquence employé (Figure I.1).

La méthode du temps depuis le dernier feu ne permet pas de savoir où, quand et à quels intervalles de temps les feux se sont chevauchés ni où des plaques d'intervalles de telles ou telles durées et superficies ont été créées dans le paysage. En d'autres mots, cette méthode n'est ni chronologiquement ni spatialement explicite, car elle ne permet pas de reconstituer le patron de chevauchements des feux.

Pourtant, le patron de chevauchements des feux peut avoir des répercussions importantes sur la mosaïque forestière (Johnson et Larsen 1991, Weir et *al.* 2000, Johnstone et Chapin 2006). Les plaques de chevauchements des feux, qui définissent l'occurrence des intervalles de feux, peuvent renseigner sur la composition forestière en un endroit donné. Des chevauchements fréquents pourraient favoriser les espèces pyrophytes et défavoriser les espèces moins résistantes aux feux et plus longévives. La taille et la forme des plaques des peuplements forestiers pourraient bien être définies par la taille et la forme des plaques de chevauchements entre les feux. La documentation du patron de

chevauchements sur un territoire pourrait aider à mieux comprendre les patrons de végétation.

L'objectif général de cette étude est de reconstituer le patron de chevauchements des feux des deux derniers siècles dans la région de la Baie de James à partir d'un échantillonnage de cicatrices de feux le long d'un transect nord-sud de 196 km. Plus précisément, la présente étude vise à : 1- reconstituer la taille des feux et voir l'incidence de la taille sur le cycle de feux; 2- reconstituer les intervalles de feux pour voir comment le temps depuis le dernier feu a influencé le risque de brûler; 3- voir comment la taille des feux et les intervalles de feux ont influencé la structure d'âge des peuplements dans le paysage; 4-vérifier si la fréquence des courts intervalles de feux s'est accru dernièrement tel que le suggère l'augmentation récente de l'abondance de pins gris (Lavoie et Sirois 1998; LeGoff et Sirois 2004).



**Figure I.1.** Implications théoriques des distributions exponentielle négative et Weibull selon que le taux de risque de brûler est âge-indépendant ou âge-dépendant (a). Les implications sur la structure d'âge du paysage (b), sur la fréquence des intervalles de feux (c) et sur l'abondance et la taille des plaques de chevauchements de feux (d) sont illustrées séparément. Les réponses anticipées de la composition de la forêt en pin gris (PIG) et en épinette noire (EPN) sont aussi indiquées en (d). La distribution exponentielle négative implique une majorité de sites sans PIG et EPN à cause d'une grande fréquence d'intervalles trop courts pour permettre la formation de banques de graines, alors que la distribution Weibull implique une dominance de sites avec les deux espèces.

# CHAPITRE I

## INTRODUCTION

La forêt boréale nord-américaine est l'un des biomes les plus fortement affectés par les feux à l'échelle globale (Rowe et Scotter 1973, Johnson 1992, Bailey 1996, Johnson *et al.* 1998). Les feux y sont en général très sévères et très grands, car ils atteignent la cime des arbres et couvrent de très grandes superficies pouvant atteindre plusieurs milliers de kilomètres carrés (Johnson 1992, Arseneault 2001, Amiro *et al.* 2001, Stocks *et al.* 2003). Les feux y sont aussi très fréquents. Le cycle de feux (le temps requis pour que le cumul des surfaces brûlées dans une région atteigne la superficie totale de cette région) varie selon les secteurs, mais il se situe généralement entre 50 et 300 ans (Van Wagner 1978, Heinselman 1981, Payette *et al.* 1989, Bergeron 1991, Amiro *et al.* 2000).

Ce régime de feux a un impact majeur sur la dynamique, la structure et la composition des paysages boréaux. Les peuplements forestiers sont majoritairement composés d'épinettes noires (*Picea mariana* (Mill.) BSP) et de pins gris (*Pinus Banksiana* Lamb.), deux espèces qui se rétablissent rapidement en peuplements équiens après-feu car elles possèdent des cônes sérotineux qui libèrent massivement des graines (Beaufait 1960, St-Pierre *et al.* 1992, Smirnova *et al.* 2008). Puisque le cycle de feux est généralement plus court que la longévité du pin et de l'épinette, qui est respectivement de l'ordre de 150 et de

250 ans (de Groot *et al.* 2003, LeGoff et Sirois 2004), les paysages sont structurés en plaques de stades successionnels distincts. Ces plaques évoluent par les processus de succession des peuplements à mesure que les forêts vieillissent. En même temps, les plaques se chevauchent et se remplacent les unes les autres à mesure que les feux surviennent.

La taille des plaques de feux et les intervalles de temps qui les séparent ont une influence déterminante sur la dynamique des paysages. Un intervalle de feux est défini comme le temps écoulé entre deux feux successifs qui se sont chevauchés. La taille des plaques de feux détermine la structure spatiale des paysages, alors que les intervalles de feux reflètent la superposition des plaques dans le temps. La taille des feux et les intervalles de feux dépendent d'interactions entre les conditions météorologiques et les caractéristiques des combustibles. D'abord, on sait que la taille des surfaces brûlées dépend des conditions de sécheresse des combustibles fins (Johnson 1992; de Groot *et al.* 2009) et que de très grands feux surviennent lors d'années particulièrement sèches (Fauria et Johnson 2006, Girardin *et al.* 2009). Ensuite, comme les quantités de combustibles fins sont généralement très réduites après un feu, les probabilités sont faibles que deux feux se chevauchent avec un intervalle court. Le risque de brûler évolue vraisemblablement en fonction du temps écoulé depuis le dernier feu (Clark 1990, Schimmel et Granström 1997, Higuera *et al.* 2009). Les patrons d'accumulation des combustibles et d'évolution après-feu du risque de brûler ne sont pas très bien documentés pour la forêt boréale d'Amérique du Nord. En l'absence de données claires, on assume assez souvent que l'effet négatif de l'âge des

combustibles est de courte durée ou même que le risque de brûler est indépendant de l'âge des forêts (Reed *et al.* 1998, Bergeron *et al.* 2004, Fauria et Johnson 2008). En contrepartie, des études réalisées dans la forêt boréale scandinave indiquent que le risque de brûler est très faible pour les premiers 20 ans après-feu et qu'il augmente ensuite pour se stabiliser vers l'âge de 50 à 70 ans (Schimmel et Granström 1997; Niklasson et Granström 2000).

Malgré leur importance pour comprendre la structure et la dynamique temporelle des paysages, la taille des feux et la durée des intervalles de feux sont des quantités rarement considérées, principalement parce qu'elles sont difficiles à mesurer en même temps sur de grands territoires pour une échelle temporelle équivalente au cycle de feux. Retracer dans l'espace et dans le temps la taille des feux successifs et le patron d'occurrence des intervalles de feux équivaut à reconstituer le patron de chevauchements des feux. Puisque les feux antérieurs sont masqués à mesure qu'ils sont recouverts par des feux plus récents, on possède rarement de bonnes données sur la taille des feux recouverts, ainsi que sur la structure spatiale des intervalles de feux. L'absence de bonnes données sur le patron de chevauchements des feux ne permet pas de voir comment la taille des feux change à travers le temps, ni d'établir comment les intervalles de feux influencent le risque de brûler, ou encore de voir comment ces phénomènes influencent le cycle de feux de même que la structure et la composition des peuplements et des paysages qui en découlent.

Un échantillonnage intensif de cicatrices de feux dans la forêt boréale scandinave a permis de dater et de circonscrire spatialement les feux qui se sont chevauchés depuis le XII<sup>e</sup> siècle dans un territoire de 19 km × 32 km (Niklasson et Granström 2000). Cette base de données a permis de décrire les changements de taille et de nombre de feux et leurs répercussions sur le cycle de feux. De plus, il a été possible de mesurer l'effet de l'âge du combustible sur le risque de brûler et d'établir la distribution de fréquence des intervalles de feux pour des périodes caractérisées par des régimes de feux contrastés. Cependant, une telle approche est impraticable dans la forêt boréale nord-américaine, particulièrement dans les secteurs peu anthropisés comme la taïga, en raison de la taille immense des feux (Stocks *et al.* 2003) et de la difficulté d'accéder au territoire.

La difficulté de reconstituer les chevauchements de feux successifs dans la forêt boréale nord-américaine peut être surmontée en déployant un grand effort d'échantillonnage le long d'un transect facilement accessible plutôt qu'en échantillonnant une vaste surface. La route de la Baie de James forme justement un tel transect dans l'axe nord-sud de la taïga du Québec. Nous avons échantillonné intensivement des cicatrices de feux sur des arbres vivants, des chicots et des débris ligneux afin de reconstituer le patron de chevauchements des feux des derniers 200 ans le long des 196 km les plus nordiques de ce transect. Plus spécifiquement, les objectifs de la présente étude sont de : 1) reconstituer la taille des feux et voir comment ce paramètre a varié et a influencé le cycle de feux; 2) reconstituer le patron de formation des intervalles de feux et voir comment le temps depuis le dernier feu a influencé le risque de brûler; 3) voir comment la taille des feux et les intervalles de feux ont



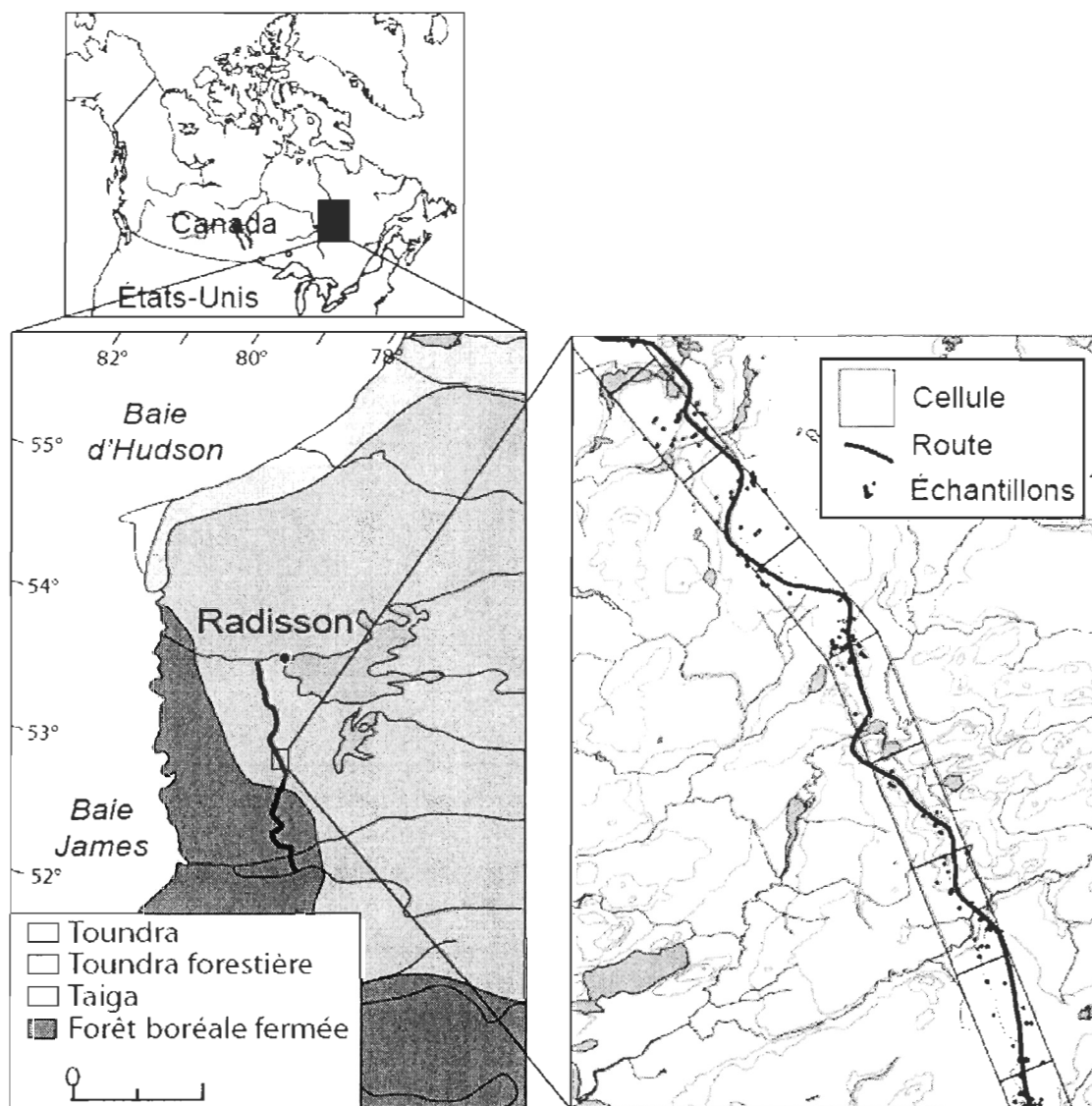
influencé la structure d'âge des peuplements à travers le paysage; 4) déterminer si la fréquence des intervalles courts s'est accrue récemment, tel que le suggère l'accroissement généralisé de l'abondance du pin gris (Lavoie et Sirois 1998, LeGoff et Sirois 2004), une espèce à maturité sexuelle plus précoce que l'épinette noire (Cayford et McRae 1983, Caron et Powell 1989).

## CHAPITRE II

### MATÉRIEL ET MÉTHODES

#### 1.1 Région d'étude

Le transect étudié s'étend sur 196 km selon un axe nord-sud le long de la route de la Baie de James dans la taïga du Québec (Figure 1). Plus précisément, il se situe entre les latitudes 51°91' N et 53°69' N autour de la longitude 70°30' O. Ce territoire fait partie du bouclier canadien composé principalement de roches granitiques et gneissiques. La route de la Baie de James a été construite en 1972. Le relief est peu prononcé et comprend quelques collines d'une altitude maximale variant entre 250 m et 300 m (Hardy 1977). De grandes tourbières ombrotrophes occupent les secteurs plats alors que des dépôts glaciaires et fluvioglaciaires recouvrent les parties plus élevées du relief. Les sommets de collines sont généralement parsemés d'affleurements rocheux. Plusieurs petits lacs sont présents. En quelques endroits, la route a été construite sur la moraine de Sakami, une série discontinue de terrasses fluvioglaciaires mises en place il y a près de 8000 ans au moment du drainage du lac proglaciaire Ojibway dans la mer de Tyrrell (Hillaire-Michel *et al.* 1981). Ces terrasses sablonneuses ont une superficie qui varie de quelques hectares à quelques kilomètres carrés et sont espacées de quelques centaines de mètres à plusieurs kilomètres.



**Figure 1.** Localisation de la région d'étude (Baie de James, Québec, Canada), ainsi que du dispositif d'échantillonnage.

Les données climatiques (1971- 2000) de la station météorologique de La Grande Rivière, localisée dans la partie nord de l'aire étudiée, indiquent que la température moyenne annuelle est de -3,1 °C. Les températures moyennes en janvier et en juillet sont respectivement de -23,2 °C et de 13,8 °C. Les précipitations totales annuelles sont de 684 mm dont 64 % sous forme de pluie. Le nombre moyen de degrés jours au dessus de 5 °C est de 862 (Environnement Canada, 2010).

L'épinette noire et le pin gris sont souvent co-dominants dans les sites mésiques, au sein de forêts ouvertes sur tapis de lichens. L'épinette noire domine surtout les milieux à drainage lent en périphérie des tourbières où elle forme des pessières ouvertes à sphaignes et éricacées. Le pin gris domine plutôt dans les milieux à drainage rapide tels que les dépôts fluvioglaciaires et les affleurements rocheux. Le sapin baumier (*Abies balsamea*), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*), le bouleau blanc (*Betula papyrifera*) et le mélèze laricin (*Larix laricina*) peuvent aussi être présents, mais leur abondance est faible.

Le cycle de feux est estimé à 100-115 ans (Payette *et al.* 1989, Parisien et Sirois 2003). Ce territoire n'est pas soumis à une suppression active des feux, ni à l'exploitation forestière. Une forte majorité des feux sont causés par la foudre. Toutefois, un important feu d'origine anthropique est survenu en 1972 lors de la construction de la route. Le seul feu important survenu après la construction de la route a été causé par la foudre en 1989. Sa

propagation ne semble pas avoir été affectée par la présence de la route puisqu'il a couvert presque toute la longueur du transect, à l'exception du territoire brûlé en 1972.

## **1.2 Acquisition des échantillons et des données**

Le transect de 196 km a été divisé en 93 cellules contiguës de 2 km × 1 km (Figure 1). Une cellule a été raccourcie (1,60 km) et 22 ont été allongées (moyenne =  $2,57 \pm 0,44$  km) pour s'ajuster aux courbes de la route. La ligne centrale des cellules ne devait pas s'éloigner à plus de 1 km de la route pour éviter les longs déplacements lors de la recherche de cicatrices. Les cellules ont été positionnées dans un SIG grâce au module ArcMap du logiciel ArcGIS 9.1 (ESRI 2005).

Une recherche intensive de cicatrices de feux a été effectuée dans chaque cellule de manière à recenser le plus grand nombre possible de feux. À cause de leur taille relativement grande, les cellules comprenaient chacune des milieux diversifiés avec une probabilité variable d'être incendiés ou de permettre la formation de cicatrices lors d'un feu. La première étape de l'échantillonnage visait à découvrir dans chaque cellule les sites qui ont été propices à la formation des cicatrices lors d'un ou de plusieurs feux. De tels gisements de cicatrices étaient souvent localisés dans les contextes susceptibles de ralentir la propagation des feux, tels que les contacts entre les sites bien drainés et les tourbières ou les affleurements rocheux. La seconde étape consistait à échantillonner un nombre variable

d'arbres (généralement 2-6) dans chaque gisement de cicatrices, de manière à dater le plus grand nombre possible de feux différents. Des indices comme le nombre de cernes annuels de croissance entre les cicatrices multiples ou entre la moelle et la première cicatrice permettaient d'évaluer le nombre de feux représentés dans chaque gisement. Des arbres supplémentaires ont été échantillonnés à l'extérieur des gisements de cicatrices lorsque les mêmes indices suggéraient des feux additionnels dans une cellule.

Une section transversale a été récoltée le plus bas possible sur les tiges au travers des cicatrices sélectionnées. Ces arbres ont été décrits (nombre de cicatrices, hauteur d'échantillonnage, vivant ou mort, debout ou au sol, souche attachée ou détachée du tronc). La présence ou l'absence de charbon sur les branches ou le tronc a été notée, un tronc calciné indiquant un arbre mort avant un feu, alors que des traces de feu uniquement sur les branches indiquent un arbre tué par le dernier feu. Chaque arbre échantillonné a été localisé avec un GPS à correcteur différentiel de marque GeoExplorer. Une première séquence d'échantillonnage a été réalisée aux étés 2005 et 2006. Une comparaison des séquences de feux entre les cellules adjacentes a ensuite permis d'identifier les cellules qui semblaient contenir une séquence incomplète de feux. Ces dernières ont été parcourues systématiquement en 2007 pour combler les lacunes dans la base de données.

En laboratoire, les échantillons ont été sablés, afin de bien discerner les cellules individuelles dans les cernes annuels de croissance. Pour les arbres vivants, les feux ont été

datés sous la binoculaire en dénombrant les cernes annuels recouvrant les cicatrices de feux. Les arbres morts ont d'abord été interdatés entre eux en comparant leurs séries de largeurs de cernes annuels de croissance. La largeur des cernes a été mesurée avec le logiciel OSM3 sur une image numérisée à 4800 dpi. Les séries de croissance ont été interdatées avec le logiciel Past 4 (SCIEM 2004) en utilisant des chronologies de référence développées dans la même région (Bouchon et Arseneault 2004, Busque et Arseneault 2005, Arseneault *et al.* 2007). La validation des datations a été réalisée avec le logiciel COFECHA (Holmes 1983), de même qu'avec les chronologies de cernes pâles et de cernes marqueurs disponibles pour le nord du Québec (Filion *et al.* 1986, Delwaide *et al.* 1991).

Généralement, les plantules de pin gris s'établissent en masse et poussent rapidement après-feu (St-Pierre *et al.* 1992, Sirois 1995, Charron et Greene 2002, Smirnova *et al.* 2008), de sorte que le premier cerne annuel de croissance au niveau du collet racinaire peut aider à retracer des feux additionnels à ceux associés aux cicatrices. À cette fin, nous avons considéré uniquement les échantillons avec moelle qui ont été prélevés à moins de 1 m au-dessus du collet racinaire chez les pins vivants ou morts avec une souche attachée. La date du premier cerne au niveau du collet racinaire a été estimée à partir du premier cerne au niveau échantillonné en ajoutant une correction pour le décalage de temps entre ces deux niveaux :  $C = 0,11 H - 0,047$  ( $R^2 = 0,50$ ,  $p=0,013$ ) où  $C$  est la correction (années) en fonction de la hauteur d'échantillonnage  $H$  (cm). Cette équation a été établie à partir du sous-ensemble d'échantillons avec souche attachée pour lequel la date du feu d'origine était connue précisément à partir de cicatrices prises sur d'autres arbres des mêmes sites. Afin

d'obtenir une date d'établissement corrigée qui précède la date du feu correspondant pour moins de 5 % des échantillons, la correction C représente la limite supérieure du 5<sup>e</sup> percentile de tous les décalages observés (pour tous les échantillons de pin gris avec moelle et souche attachée récoltés à moins de 1 m du sol) par classe de 10 cm de hauteur d'échantillonnage au-dessus du collet.

L'histoire des feux dans chaque cellule a été reconstituée à partir des dates de cicatrices et des dates corrigées de premier cerne. Pour être valide, une date de feu dans une cellule, qu'elle provienne d'une cicatrice ou d'un premier cerne, devait être répliquée par au moins une cicatrice ou un premier cerne échantillonné dans la même cellule ou dans une des deux cellules adjacentes. Toutes les dates de feu qui ne rencontraient pas ce critère ont été rejetées. La comparaison des histoires de feux entre les cellules voisines a ensuite permis de reconstituer l'étalement des secteurs brûlés avec une résolution de 2 km. Chaque année de feu pouvait être représentée par plusieurs segments brûlés le long du transect, un segment étant formé par une série ininterrompue de cellules brûlées.

Chaque cellule a été considérée active dans l'enregistrement des feux à partir de la plus ancienne date, correspondant soit à l'établissement du pin le plus ancien ou à la cicatrice la plus ancienne. La proportion de cellules actives est supérieure à 80 % à partir du début du XIX<sup>e</sup> siècle et diminue rapidement pour les périodes plus anciennes (Tableau 1). Bien que le nombre d'années de feu détectées, le nombre de cellules et de segments



incendiés et le nombre d'interruptions entre les segments soient tous des paramètres dépendants des régimes de feux passés, des baisses importantes de leurs fréquences suggèrent une perte rapide d'information avant 1750. Nous avons considéré que notre base de données était relativement complète jusqu'en 1810, c'est-à-dire pour la période comprenant au moins 80 % de cellules actives (78 % des cellules étaient actives en 1805 contre 81 % en 1812, 91 % en 1854 et 100 % en 1922). Les années antérieures à 1810 ont été exclues de la plupart des analyses.

**Tableau 1.** Raréfaction de l'information sur les années de feu et sur la densité des cellules et des segments incendiés en fonction de l'ancienneté de périodes de 50 ans.

Période	Cellules actives (%)	Années de feu	Cellules incendiées	Segments incendiés	Interruptions entre les segments
1950-2008	100	11	112	28	18
1900-1949	99,6	5	122	28	23
1850-1899	92,9	9	68	17	8
1800-1849	85,5	10	40	18	11
1750-1799	62,7	8	39	16	8
1700-1749	32,7	6	22	7	1
1650-1699	13,5	2	4	2	0
1600-1649	4,4	1	2	2	1
<b>Total</b>		52	409	118	70

### 1.3 Description du régime de feux

Puisque nous avons reconstitué la taille des feux anciens recouverts par les feux plus récents, le cycle de feux a été calculé directement à partir des distances brûlées le long du

transect. Pour chaque période de 50 ans décalée de 1 an (1810-1859, 1811-1860, ..., 1960-2008), le cycle de feux a été calculé selon l'équation suivante :  $196 \text{ km} \times 50 \text{ ans} / \text{distance totale incendiée pendant la période de 50 ans}$ . Aucun cycle de feux n'a été calculé avant la période 1810-1859 en raison de la diminution de la proportion de cellules actives. En théorie, les cellules situées aux extrémités de chaque segment brûlé ont en moyenne été incendiées sur seulement la moitié de leur longueur. Afin de ne pas surestimer la distance parcourue par les feux dans le calcul du cycle de feux, nous avons créé une série de données corrigées dans laquelle la taille de chaque segment brûlé a été raccourcie de 1 km à chacune de ses deux extrémités. Les segments composés d'une seule cellule n'ont été raccourcis que de 500 m à chaque extrémité. Deux calculs du cycle de feux ont été réalisés, l'un avec les données brutes, l'autre avec les données corrigées.

De manière similaire, la distribution de fréquence des classes d'âges de la forêt (i.e. temps depuis le dernier feu) à l'échelle des cellules a été établie pour chacune des périodes consécutives de 50 ans décalées de 10 ans (1810-1959, 1820-1869, ..., 1960-2008). Connaissant l'historique de superposition des feux à partir du premier feu détecté dans chaque cellule, les distributions de fréquences des classes d'âge ont été construites en considérant l'âge de chaque cellule pour chaque année de chaque période de 50 ans. Les distributions construites reflètent donc la situation composite par période de 50 ans. Pour chaque période, la courbe de survie des peuplements a ensuite été établie en rééchelonnant proportionnellement les fréquences de chaque classe de 5 ans selon une valeur maximale de 1 pour la fréquence la plus élevée (Huggard et Arseneault, 1999).

Pour chaque période de 50 ans, la courbe de survie a été modélisée avec une équation Weibull à 2 paramètres, ajustée à l'aide de la procédure d'estimation non-linéaire du programme Statistica, version 9.0 (Statsoft, 2008) :

$$A(t) = \exp(-(t/b)^c)$$

où  $A(t)$  représente la survivance et  $t$  correspond à l'âge des forêts (temps écoulé depuis le dernier feu). Le paramètre  $c$  est un paramètre de forme. Plus la valeur de  $c$  s'éloigne de 1, plus la courbe de survie est sigmoïde et plus le risque de brûler dépend de l'âge des peuplements. La distribution exponentielle négative, qui indique une probabilité de brûler indépendante de l'âge, est un cas particulier de la distribution Weibull pour lequel le paramètre  $c$  est égal à 1. Le paramètre  $b$  identifie l'âge avant lequel 63,2 % du paysage a déjà brûlé. L'évolution temporelle des paramètres  $b$  et  $c$  selon les périodes de 50 ans a permis d'examiner leurs réponses aux changements dans la courbe de survie des peuplements.

Pour chaque période de 50 ans, la relation entre le taux de risque de brûler et l'âge des peuplements a été précisée par modélisation à partir des paramètres  $b$  et  $c$  décrivant la courbe de survie. Le taux de risque de brûler ( $\lambda(t)$ ) donne la probabilité par unité de temps qu'une parcelle de forêt brûle dans une classe d'âge donnée (Johnson et Gutsell 1994) et représente l'effet du vieillissement de la forêt sur la susceptibilité au feu des combustibles. En même temps, le taux de risque représente la probabilité de chevauchement en fonction du temps écoulé entre deux feux. Lorsque la probabilité de brûler est indépendante de l'âge,

$\lambda(t)$  ne diffère pas entre les classes d'âge. Le calcul de  $\lambda(t)$  équivaut à diviser  $f(t)$ , la probabilité de brûler à l'âge  $t$ , par la courbe de survie ( $A(t)$ ) :

$$\lambda(t) = f(t) / A(t)$$

$$\text{où } f(t) = (ct^{c-1} / b^c) \exp(-(t/b)^c)$$

$$\text{de sorte que } \lambda(t) = ct^{c-1} / b^c$$

La fonction  $f(t)$  correspond aussi à la distribution de fréquence théorique des intervalles de feux. Cette distribution a une forme en cloche si le taux de risque de brûler dépend de l'âge des peuplements et une forme exponentielle négative si le taux de risque est indépendant de l'âge des peuplements (voir Figure I.1 dans l'introduction générale).

Une prémisses importante dans l'analyse des caractéristiques du régime de feux à partir de la distribution des classes d'âges est que la courbe de survie soit en équilibre avec les paramètres démographiques de la forêt (Huggard et Arseneault 1999). Pour assurer le respect de cette prémisses, nous avons analysé l'évolution des paramètres  $b$  et  $c$  en parallèle avec l'évolution du cycle de feux estimé directement à partir des distances brûlées. En particulier, nous avons vérifié si les périodes de calcul des paramètres chevauchaient des changements importants dans le cycle de feux. Dans ce contexte, le cycle de feux est un indice du taux de renouvellement des forêts.

#### **1.4 Indice de sécheresse**

Nous avons vérifié si les plus grands feux (feux de plus de 10 km) ont été associés à des conditions de sécheresse particulières. L'indice de sécheresse du système canadien de l'indice forêt-météo est un indice quotidien de la teneur moyenne en eau des couches organiques du sol. Il représente l'effet saisonnier des conditions météorologiques sur la sécheresse des combustibles forestiers et est utilisé dans le calcul du danger d'incendie. Une modification de cet indice a été développée pour permettre un calcul avec des données mensuelles (Girardin et Wotton 2009). Nous avons utilisé le programme SimMDC (Girardin et Wotton 2009) pour générer une série temporelle de l'indice mensuel de sécheresse du mois de juillet pour la période 1901-2002, à partir des données de précipitations totales mensuelles et de températures maximales moyennes mensuelles du CRU (Climate Research Unit; Mitchell et Jones 2005). Comme les données du CRU sont compilées pour des cellules de 0,5 degrés de latitude par 0,5 degrés de longitude, nous avons calculé un indice de sécheresse mensuel moyen pour la région comprise entre 52 et 54 degrés de latitude nord et 76 et 79 degrés de longitude ouest (24 cellules).

## CHAPITRE III

### RÉSULTATS

Au total, 422 arbres vivants et 1 173 arbres morts ont été échantillonnés dans les 93 cellules, dont une forte majorité de pins (Tableau 2). La plus vieille épinette comportait 369 cernes annuels de croissance contre 263 pour le plus vieux pin. Quarante-cinq pins vivants ou morts comportaient plus de 200 cernes annuels. Un taux élevé de datation des spécimens morts, qui augmentait avec le nombre de cicatrices de feux, a permis d'obtenir un total de 1 481 dates de feu à partir des cicatrices seulement. La datation de feux à partir de la correction des premiers cernes de croissance, pour les pins gris avec moelle et souche attachée ayant été récoltés à moins de 1 m du sol, a pour sa part permis de déterminer 68 cohortes représentant autant de dates de feu additionnelles. Au total, la datation des cicatrices et des dates d'établissement des cohortes de pins a permis d'obtenir 1 549 dates de feu.

Ces échantillons ont permis de détecter 52 années de feux entre 1620 et 2008, correspondant à un total de 409 cellules incendiées réparties entre 118 segments (Figure 2 et Tableau 1). Le nombre d'années de feux par cellule variait entre 1 et 8. La distance totale brûlée par année de feu (en moyenne  $16,27 \pm 24,23$  km) a varié entre 2 km (7 années différentes) et 108 km (1989), alors que la distance corrigée (en moyenne  $12,25 \pm$

20,95 km) a oscillé entre 1 et 95 km. Le nombre de segments brûlés par année de feu oscillait (moyenne  $\pm$  écart-type de  $2,6 \pm 2,3$  segments) entre 1 (plusieurs années) et 11 (1922). La longueur brute des segments individuels variait entre 2 et 56 km (moyenne de  $6,93 \pm 8,68$  km ; alors que la longueur corrigée oscillait entre 1 et 54 km). La longueur des interruptions entre les segments d'une même année oscillait entre 2 km et 92 km (moyenne de  $14,7 \pm 20,5$  km). L'intervalle de temps le plus court entre deux feux successifs dans une même cellule a été de 2 ans (de 1939 à 1941) et le plus long de 262 ans (de 1620 à 1882) (Figure 2).

**Tableau 2.** Nombre d'échantillons en fonction de leur état (mort ou vivant) et de leur nombre de cicatrices de feux le long du transect de 196 km (PIG = 1373, EPN = 200 et MEL = 22).

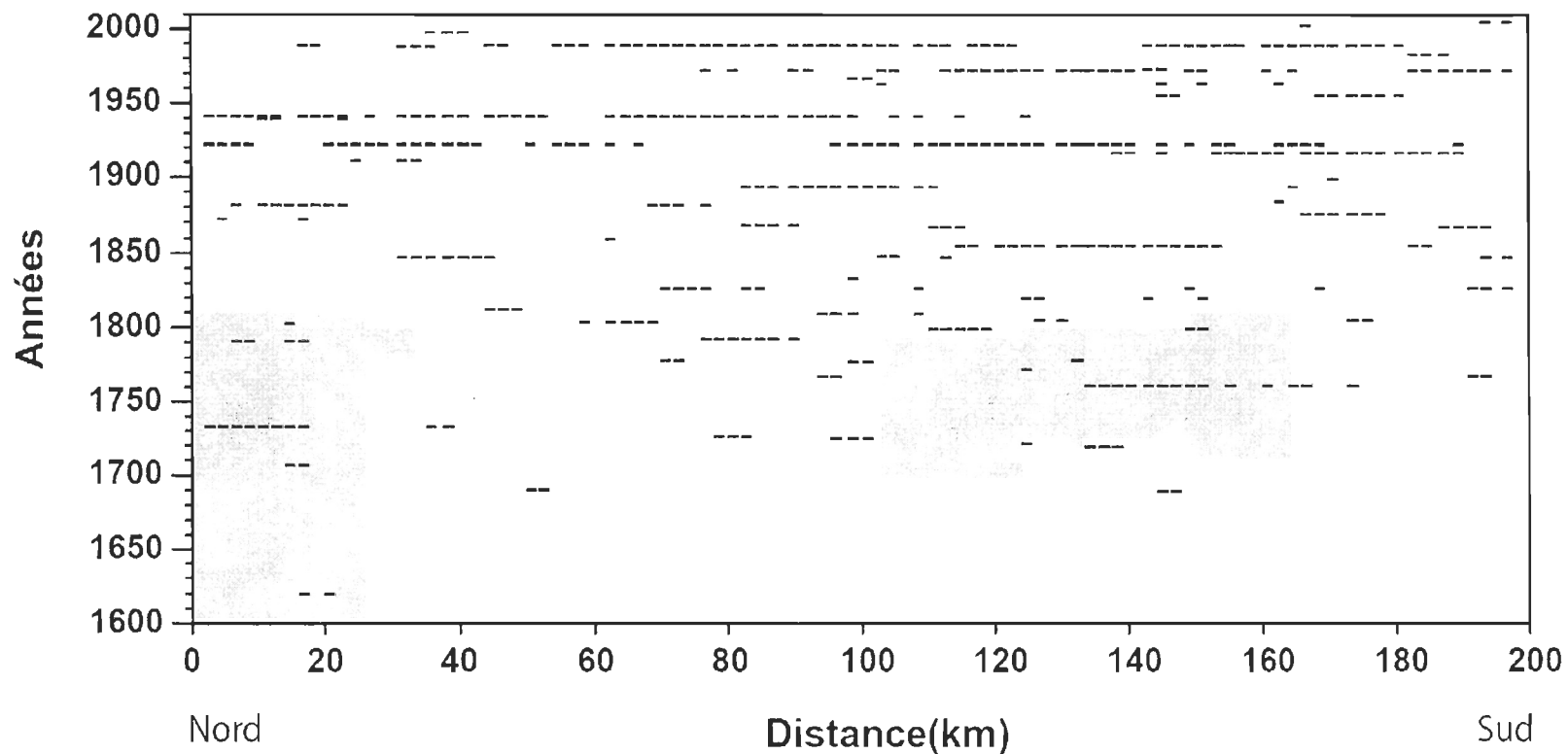
	<b>N de spécimens</b>	<b>N dates potentielles</b>	<b>% Datés</b>	<b>Dates de feu (à partir des cicatrices)</b>
<b>Vivants</b>				
<b>0 cic</b>	25	-	100	-
<b>1 cic</b>	272	272	100	272
<b>2 cic</b>	99	198	100	198
<b>3 cic</b>	19	57	100	57
<b>4 cic</b>	7	28	100	28
<b>Morts</b>				
<b>0 cic</b>	282	-	53,19	-
<b>1 cic</b>	731	731	83,61	612
<b>2 cic</b>	135	270	88,12	238
<b>3 cic</b>	21	63	96,00	60
<b>4 cic</b>	4	16	100	16
<b>N total de cic</b>	<b>1595</b>	<b>1635</b>		<b>1481</b>

Le XIX<sup>e</sup> et le XX<sup>e</sup> siècles ont été marqués par des régimes de feux fortement contrastés. Même si le nombre d'années de feu par décennie est demeuré relativement stable entre 1810 et 2008, oscillant entre 1 et 2 par décennie (Figure 3a), les feux ont été beaucoup plus grands après 1910 (Figures 2, 3b et 3c). Au total, 475 km de transect ont brûlé pour la période 1910 à 2008 comparativement à 150 km pour la période 1810-1909. Les distances brûlées ont été particulièrement importantes au cours des décennies de 1920, 1940, 1970 et 1980, en raison de l'occurrence d'années de feu extrêmement importantes en 1922 (distances brutes et corrigées de respectivement 106 km et 89 km), 1941 (86 km et 71 km), 1972 (66 km et 52 km) et 1989 (108 km et 95 km). Cinq des six plus importantes années de feu sont survenues après 1910 (Tableau 3). Les décennies de très grands feux de la période 1910-2008 ont été entrecoupées par une ou deux décennies de très petits feux (Figure 3). Toutes les années de grands feux (distance corrigée de plus de 10 km) du XX<sup>e</sup> siècle correspondent à des pics importants de l'indice mensuel de sécheresse du mois de juillet, indiquant qu'ils sont survenus lors des années les plus sèches (Figure 4).

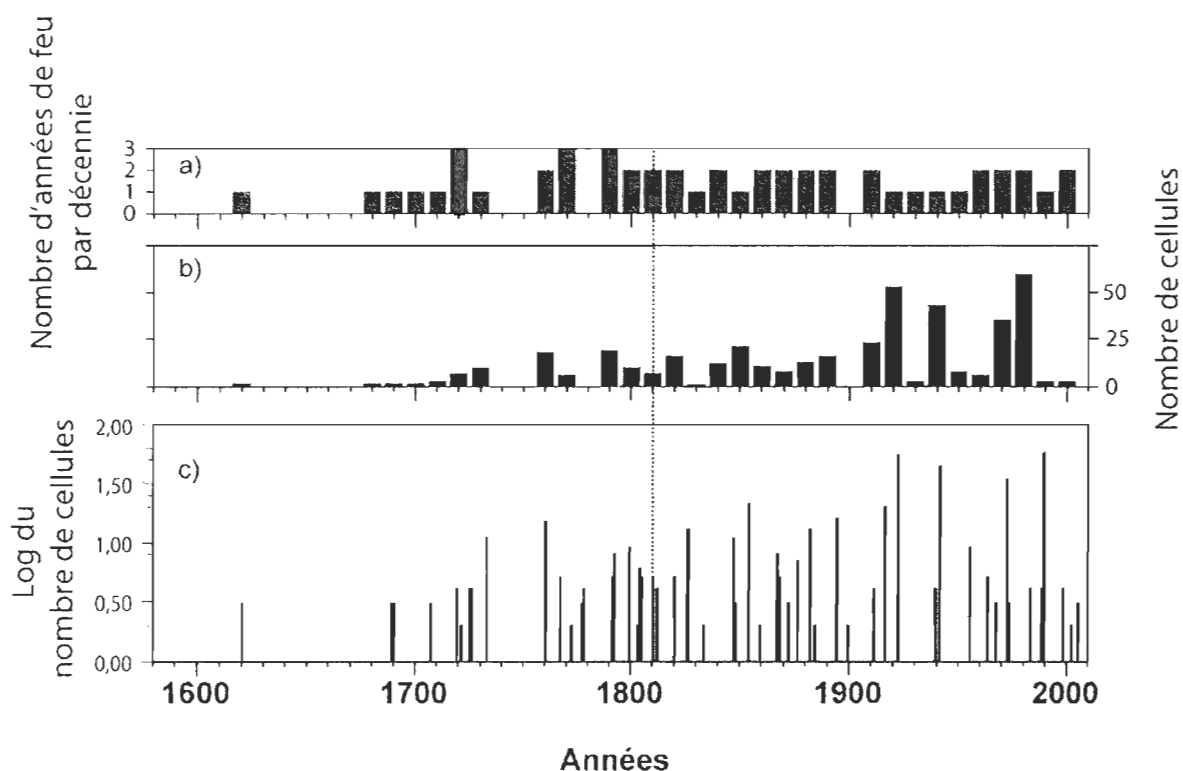


**Tableau 3.** Caractéristiques des 10 plus grands feux le long du transect de 196 km.

<b>Feux</b>	<b>Longueur brute (km)</b>	<b>Longueur corrigée (km)</b>	<b>Nombre de segments</b>	<b>Distance inter-segments maximale (km)</b>	<b>Longueur maximale de segment (km)</b>
<b>1989</b>	108	95	7	22	54
<b>1922</b>	106	89	11	26	44
<b>1941</b>	86	71	9	10	34
<b>1972</b>	66	52	9	16	28
<b>1854</b>	40	34	3	26	30
<b>1916</b>	40	33	4	6	20
<b>1894</b>	30	27	2	52	26
<b>1760</b>	26	21	5	4	16
<b>1882</b>	24	18	4	40	12
<b>1826</b>	24	15	6	38	6



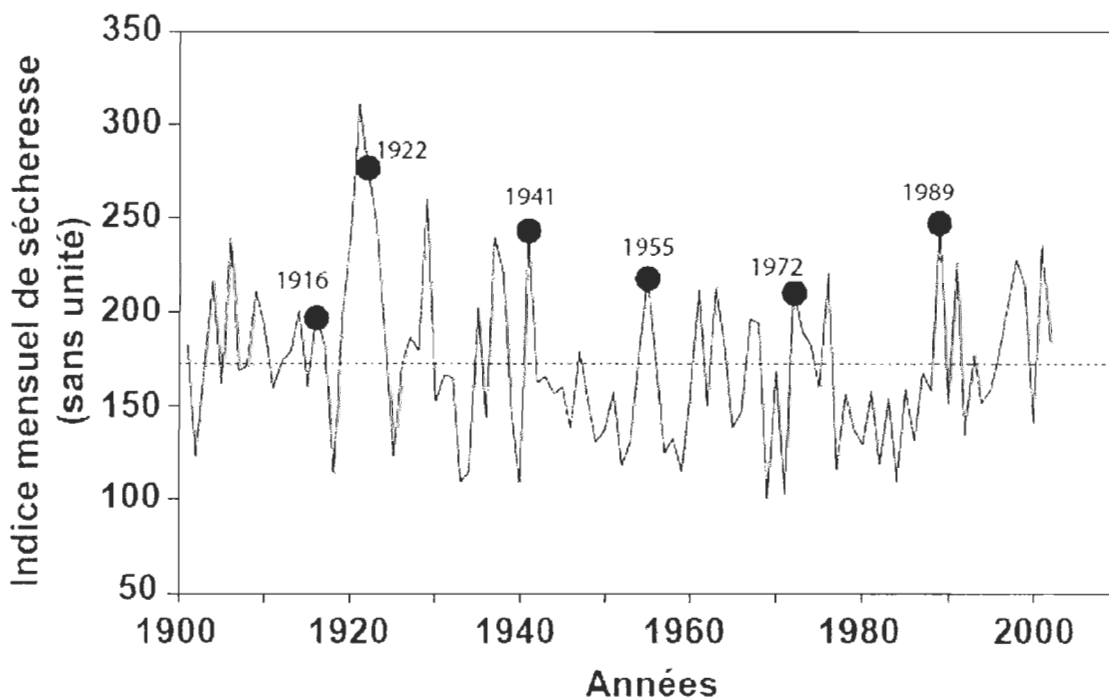
**Figure 2.** Feux survenus le long du transect de 196 km entre 1620 et 2008. Chaque trait horizontal représente un feu confirmé dans une cellule de 2 km<sup>2</sup>. La zone grise avant 1810 représente la période pour laquelle les données ne sont pas considérées dans la plupart des analyses en raison de la raréfaction de l'information en remontant dans le temps (voir le Tableau 1).



**Figure 3.** Nombre d'années de feu (a) et nombre de cellules brûlées par décennie (b) et log du nombre de cellules brûlées par année au long du transect étudié. Le trait vertical pointillé indique l'année de 1810 à partir de laquelle on estime que la plupart des feux ont été détectés dans chaque cellule.

Conséquemment, le cycle de feux s'est brusquement accéléré au début du XX<sup>e</sup> siècle (Figure 5). Le cycle de feux a oscillé autour de 100 ans entre la période 1810-1860 et celle de 1870-1920 pour diminuer et se stabiliser autour d'une valeur extrêmement faible de 50 ans après le feu de 1922. Le cycle de feux calculé avec les données brutes était respectivement de 94 ans et de 45 ans pour les périodes 1810-1909 et 1910-2008. Avec les données corrigées, ces valeurs étaient respectivement de 139 ans et de 58 ans. En moyenne, les distances brutes et corrigées annuellement brûlées étaient respectivement de 2,1 km

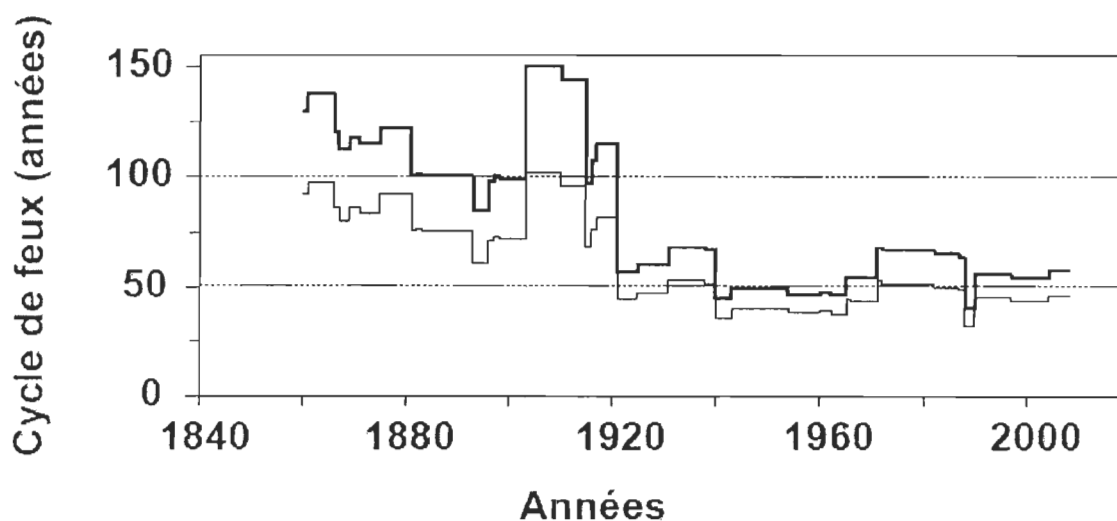
brûlés/année (1,07 % de la longueur du transect) et de 1,4 km brûlé/année (0,71 %) pour la période 1810-1909 et de 4,42 km brûlés/année (2,26 %) et de 3,52 km brûlés/année (1,63 %) pour la période 1910-2008.



**Figure 4.** Indice mensuel de sécheresse pour le mois de juillet calculé selon la méthode de Girardin et Wotton (2009). Pour chaque année, l'indice représente la moyenne des valeurs calculées pour 24 cellules de 0,5 degrés de latitude par 0,5 degrés de longitude entre 52 et 54 degrés de latitude N. et 76 et 79 degrés de longitude O. Les ronds noirs réfèrent aux feux qui ont couvert plus de 10 kilomètres entre 1901 et 2002.

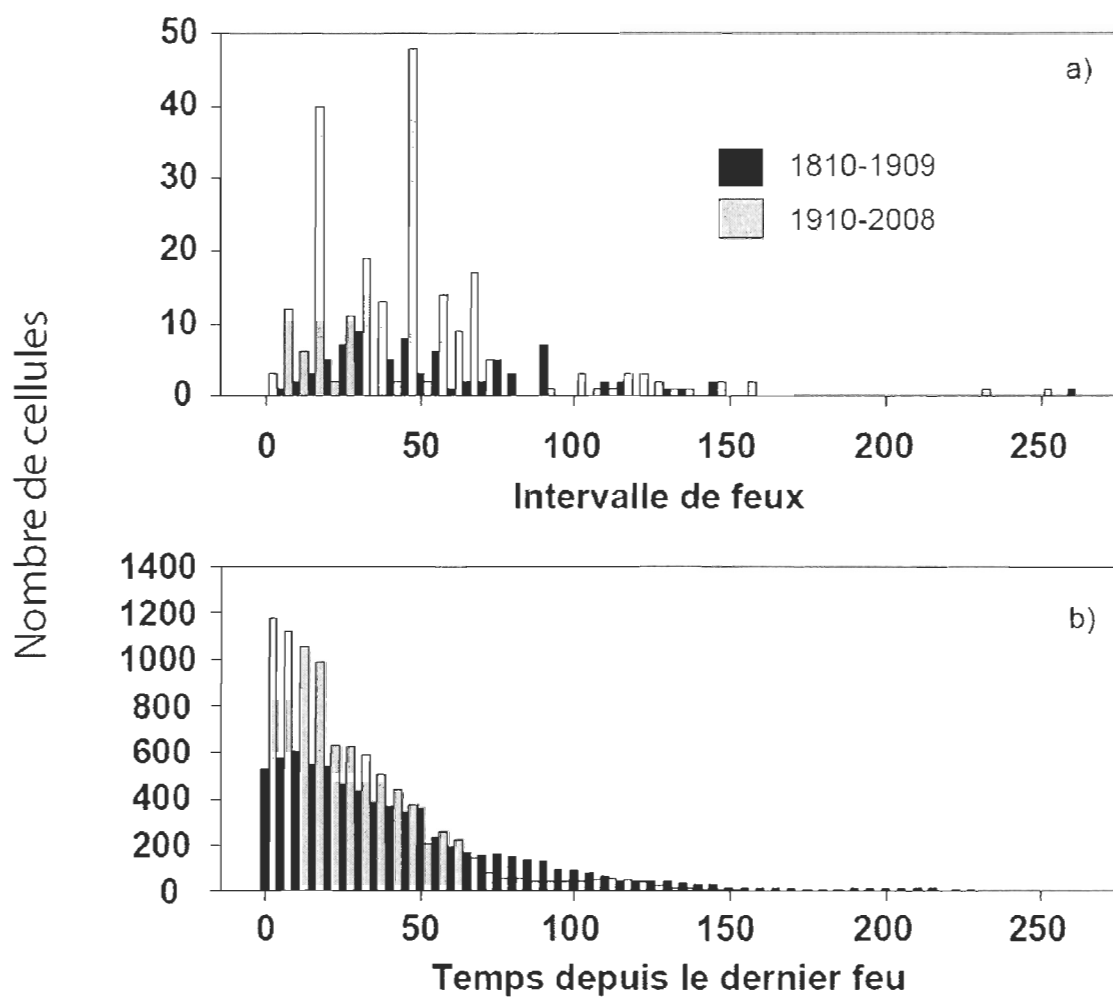
En comparaison de la période 1810-1909, les feux de la période 1910-2008 ont recouvert un plus grand nombre de segments brûlés antérieurement et provoqué la formation d'intervalles de feux plus fréquents et plus courts (Figure 6a). Au total, les feux de la période 1910-2008 ont recouvert 124 segments associés à 30 feux antérieurs, contre 55 segments de 24 feux pour la période 1810-1909. Parmi tous les intervalles de feux

reconstitués dans l'ensemble des cellules, 77 ont été formés entre 1810 et 1909 contre 228 entre 1910 et 2008. Les intervalles de 11 à 20 ans et de 41 à 50 ans ont été particulièrement fréquents entre 1910 et 2008 en raison des chevauchements entre les grands feux de 1972 et 1989 (10 cellules), 1922 et 1941 (11 cellules), 1941 et 1989 (7 cellules) et 1922 et 1972 (6 cellules).



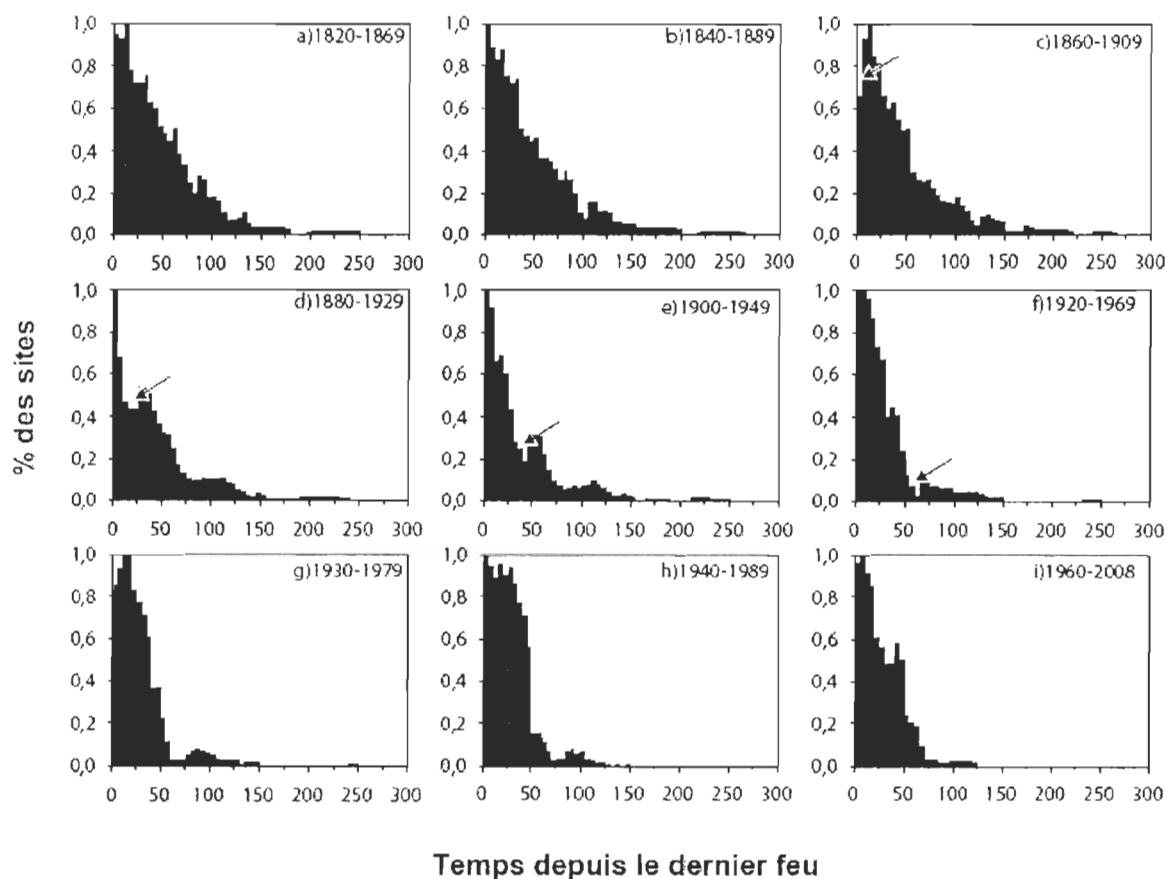
**Figure 5.** Cycle de feux calculé pour des périodes de 50 ans décalées de 1 an. Le cycle de feux pour chaque année correspond à la période se terminant à cette date. Le trait fin correspond aux données brutes et le trait épais aux données corrigées.

Les intervalles courts de la période 1910-2008 ont entraîné la prolifération de jeunes peuplements en comparaison du XIX<sup>e</sup> siècle. Les cellules âgées de 1 à 10 ans ont représenté un total de 2298 cellules-années au cours de la période 1910 à 2008, contre 1 103 cellules-années pour la période 1810 à 1909. Pour les périodes de 50 ans se situant avant 1920 (Figure 7a, b, c), les distributions de fréquences du temps depuis le dernier feu montrent une décroissance régulière de l'abondance des classes d'âge jusqu'à un âge maximal



**Figure 6.** Distributions de fréquences des intervalles de feux (a) et du temps depuis le dernier feu (b) pour l'ensemble des cellules et des années pour les périodes 1810-1909 et 1910-2008.

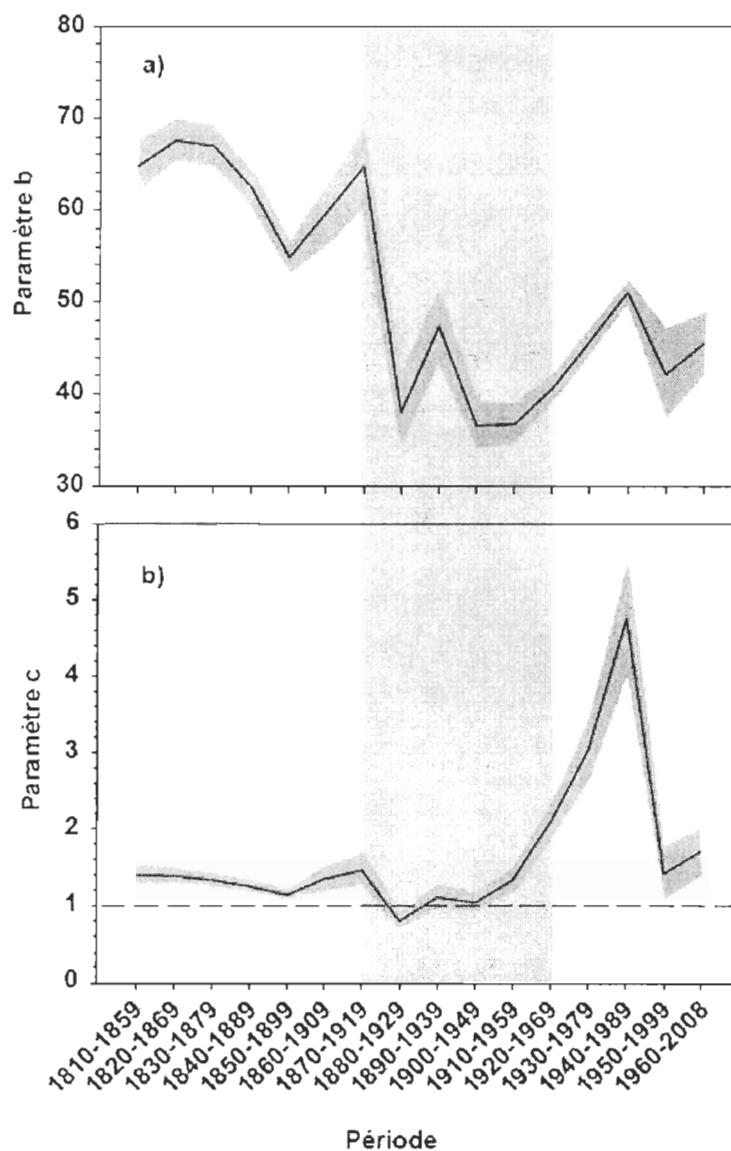
d'environ 250 ans. En contrepartie, pour les périodes se situant après 1920 (Figure 7g, h, i), les distributions de fréquences se caractérisent par une forte dominance de cellules de moins de 50 ans combinée à une rareté de cellules plus âgées. Les grands feux de 1922 et 1941 ont successivement augmenté la fréquence des forêts de moins de 50 ans aux dépens des forêts plus vieilles. La transition entre les deux régimes de feux est d'ailleurs mise en évidence par la propagation dans la structure d'âge d'une période sans grand feu entre 1860 et 1909, incluant une décennie sans feu entre 1900 et 1909. La période 1860-1909 est la seule des 200 dernières années pour laquelle aucun feu de plus de 30 km n'a été formé et la décennie 1900-1909 est la seule pour laquelle aucune année de feu n'a été détectée (Figures 2 et 3). Avec le temps, le faible taux de formation de jeunes forêts au cours de la période 1860-1909 s'est propagé dans les classes d'âge plus élevées, en démarquant les cellules issues des deux régimes de feux.



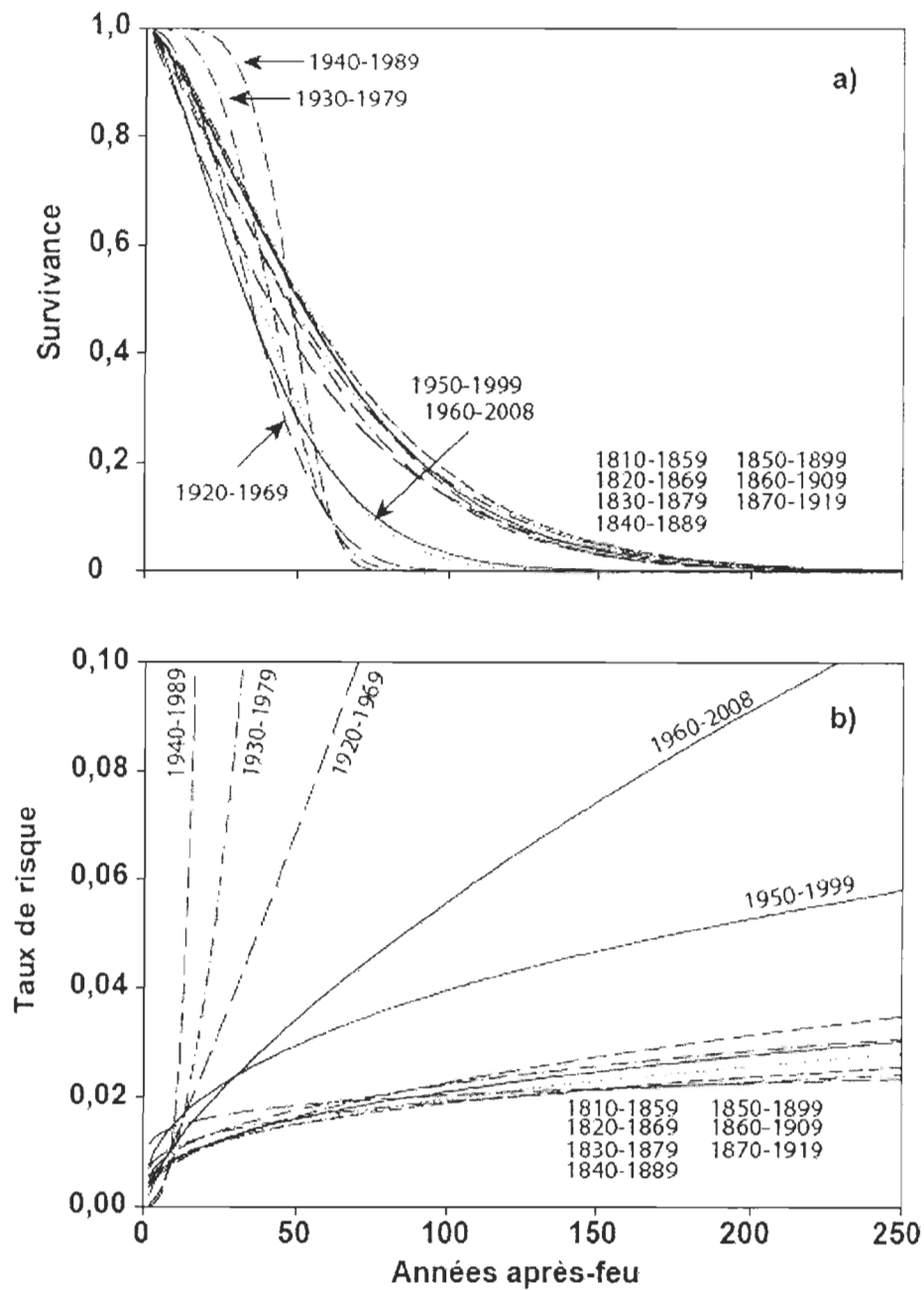
**Figure 7.** Distributions de fréquences du temps depuis le dernier feu pour des périodes de 50 ans sélectionnées. Les distributions sont établies à partir du temps depuis le dernier feu pour chaque année de chaque période dans chaque cellule de  $2 \text{ km}^2$ . Les distributions de la rangée du haut (a, b, c) caractérisent le régime de feux de la période 1808-1909, celles de la rangée du bas (g, h, i) caractérisent le régime de la période 1910-2008, alors que celles de la rangée du centre (d, e, f) caractérisent la période de transition entre les deux régimes. La flèche oblique dans la rangée centrale indique la propagation du creux des classes d'âge à la suite de la faible occurrence de feux entre 1860 et 1909.



Les changements de fréquence des classes d'âge entre 1810 et 2008 sont décrits par les paramètres  $b$  et  $c$  des modèles Weibull ajustés aux distributions de fréquences de l'âge des cellules par période de 50 ans (Figures 8 et 9a). Nous n'avons pas interprété les valeurs des paramètres pour les périodes 1880-1929 à 1920-1969 qui chevauchent les deux régimes de feux. Le cycle de feux plus rapide après 1910 se reflète dans les valeurs du paramètre  $b$  qui indique l'âge avant lequel 63,2 % des cellules ont brûlé (Figure 8a). Pour les périodes de 1810-1859 à 1870-1919, la valeur du paramètre  $b$  se situe autour de 60 ans comparativement à 45 ans pour les périodes de 1930-1979 à 1960-2008. L'intervalle de confiance de la valeur du paramètre  $c$  est supérieur à la valeur théorique de  $c=1$  pour toutes les périodes de 50 ans considérées, indiquant que le taux de risque de brûler dépend de l'âge des peuplements (Figure 8b). Les valeurs du paramètre  $c$  sont très élevées après 1920, particulièrement pour la période de 1949-1989 ( $c=4,76$ ), indiquant que l'âge-dépendance du taux de risque a été beaucoup plus forte au XX<sup>e</sup> siècle qu'au XIX<sup>e</sup> siècle (Figure 9b). En même temps, le temps depuis le dernier feu a exercé une influence beaucoup plus variable sur le risque de brûler entre les périodes de 50 ans au XX<sup>e</sup> siècle qu'au XIX<sup>e</sup> siècle (Figure 9b).



**Figure 8.** Évolution des paramètres  $b$  et  $c$  du modèle Weibull ajusté aux distributions de fréquences du temps depuis le dernier feu selon des périodes de 50 ans décalées de 10 ans. L'enveloppe grise autour des courbes représente l'intervalle de confiance de l'estimation des paramètres (95%). La trame grise verticale indique les périodes qui chevauchent les deux régimes de feux (i.e. périodes de 1880-1929 à 1910-1959) et pour lesquelles les valeurs des paramètres peuvent difficilement être interprétées.



**Figure 9.** Survivance (a) et taux de risque de brûler (b) des peuplements en fonction du temps écoulé depuis le dernier feu pour des périodes de 50 ans décalées de 10 ans. Pour chaque période, la fonction de survivance a été estimée en ajustant un modèle Weibull à deux paramètres à la distribution du temps depuis le dernier feu (voir la figure 7). Les fonctions de taux de risque ont été calculées à partir des deux paramètres Weibull de chaque période (voir la méthode). Les périodes de 50 ans qui chevauchent les deux régimes de feux (i.e. périodes de 1880-1929 à 1910-1959) ont été ignorées.

## CHAPITRE IV

### DISCUSSION

#### 3.1 Taille des feux et cycle de feux dans un contexte de changements climatiques

Nos résultats indiquent que le régime de feux dans la taïga du Québec a été dominé par des feux extrêmement grands. Bien que les segments incendiés le long du transect ont pu comprendre plusieurs polygones de feux pour chaque année (Figure 2), on peut supposer que les polygones distincts sont représentés dans nos données par des suites de cellules comportant des interruptions d'au plus une cellule. Si en plus on suppose que les polygones avaient une forme approximativement circulaire, les plus grands polygones de 1922 (30 cellules), 1941 (25 cellules) et 1989 (34 cellules) auraient respectivement couvert des superficies de 2800 km<sup>2</sup>, 2000 km<sup>2</sup> et 3600 km<sup>2</sup>. Ces approximations semblent raisonnables puisque le polygone de 1989 avait en réalité une superficie de 3777 km<sup>2</sup> (LFDB; Stocks *et al.* 2003). Des feux aussi grands ont rarement été rapportés pour la forêt boréale du Canada. La base de données sur les grands feux (LFDB) décrit les feux de plus de 2 km<sup>2</sup> survenus au Canada pour la période 1959-1999 (Stocks *et al.* 2003). Sur un total de 11 231 feux répertoriés, seulement 31 d'entre eux (0,28 %) ont couvert plus de 2000 km<sup>2</sup>, 12 (0,11 %) ont couvert plus de 3000 km<sup>2</sup> et 7 (0,06 %) ont couvert plus de 4000 km<sup>2</sup>. Même si de tels feux ont été rares à l'échelle du Canada, ils sont survenus à répétition dans notre zone

d'étude et pour de courts intervalles de feux. Ce territoire est probablement l'un des plus fréquemment touchés par les grands feux dans la zone boréale nord-américaine.

Conséquemment, nous avons observé un cycle de feux très rapide qui s'est maintenu autour d'une valeur de 50 ans après 1910. Cette valeur de 50 ans que nous avons mesurée pour la période 1910-2008 est deux fois plus rapide que celle de 115 ans déjà estimée pour la période 1930-2000 dans la même région à partir des surfaces des polygones de feux compilés par l'agence provinciale de gestion des feux de forêt (Parisien et Sirois 2003). Bien que de telles bases de données, comme la LFDB, soient très utiles pour documenter l'historique des feux sur de très vastes territoires, on soupçonne qu'elles ne soient complètes que pour les trois ou quatre dernières décennies (Stocks *et al.* 2003), notamment dans les régions les plus isolées comme le Nord du Québec. Comme notre étude démontre que de très grands feux ont pu se recouvrir et se masquer avec de courts intervalles de temps, les bases de données de polygones de feux devraient être interprétées de manière très conservatrice avant 1970, surtout si elles répertorient plusieurs feux adjacents, un cycle de feux rapide et peu de chevauchements entre les feux successifs.

Contrairement au raccourcissement du cycle de feux que nous avons observé entre 1910 et 1920, plusieurs études ont rapporté un allongement à partir d'environ 1850 dans plusieurs secteurs de la forêt boréale commerciale du Québec (Bergeron 1991, Bergeron *et al.* 2001, Lesieur *et al.* 2002, Bergeron *et al.* 2004) et ailleurs à travers la forêt boréale

nord-américaine (Larsen 1997, Weir *et al.* 2000). Avant ces changements dans des directions opposées (i.e. avant 1850), le cycle de feux d'environ 100 à 125 ans qui prévalait dans notre région d'étude était probablement comparable à celui de plusieurs autres régions, comme le Nord-Ouest de la forêt boréale commerciale du Québec (Bergeron *et al.* 2004) et le centre de la Saskatchewan (Weir *et al.* 2000). Des travaux ont suggéré que l'allongement généralisé du cycle de feux vers 1850 ait été le résultat d'une modification du patron de circulation des masses d'air vers la fin du Petit Âge glaciaire (Girardin *et al.* 2004, 2006). Une pénétration accrue dans la zone boréale des masses d'air humides d'origine plus méridionale aurait diminué le risque de brûler à travers de grands territoires. L'absence de changement à ce moment dans notre zone d'étude pourrait être redevable à sa position nordique, au-delà de la principale zone d'influence des masses d'air méridionales (LeGoff *et al.* 2007). Cette idée est aussi appuyée par le fait que toutes les autres mentions de cycle de feux très rapides (cycles de 50 à 75 ans) au XX<sup>e</sup> siècle concernent la ceinture nord de la forêt boréale au nord-ouest de l'Ontario (Suffling *et al.* 1982), au nord de l'Alberta et au sud-ouest du Nunavut (Van Wagner 1978, Larsen 1997, Stocks *et al.* 2003). La diminution observée du cycle de feu dans la taïga jamésienne en opposition à l'augmentation du cycle de feux dans plusieurs régions plus au sud semble confirmer le patron spatial observé dans la tendance du danger de feux au cours du siècle par Girardin et Wotton (2009); c'est-à-dire une diminution du danger au sud, une augmentation au nord et une absence de changement entre les deux.

Quoi qu'il en soit, notre étude indique que les différences de cycle de feux entre les régions et les époques sont redevables, au moins en partie, à la fréquence et à la sévérité des années de sécheresse extrême. La relation très nette que nous avons observée entre les années de grands feux et les pics de l'indice de sécheresse mensuel de juillet (Figure 4) supporte l'idée d'un haut degré de prédictibilité des surfaces brûlées à partir de la variante mensuelle de l'indice de sécheresse du Système canadien de l'indice forêt-météo (Girardin et Wotton 2009; Girardin *et al.* 2009). En se basant sur cette relation, on peut supposer que la saison de feux a aussi été très sèche dans notre région d'étude lors des années 1733 (20 km brûlés), 1760 (28 km), 1792 (14 km), 1799 (16 km), 1826 (24 km), 1847 (22 km), 1854 (40 km), 1867 (14 km), 1876 (12 km), 1882 (24 km) et 1894 (30 km). Toutefois, l'augmentation de la taille des feux après 1910, sans changement de la fréquence des années de feu, indique des pics de sécheresse plus importants au XX<sup>e</sup> siècle qu'au XIX<sup>e</sup> siècle. De plus, les conditions de sécheresse ont probablement été plus variables entre les années au XX<sup>e</sup> siècle qu'au XIX<sup>e</sup> siècle, parce que l'accroissement de la taille des feux après 1910 est survenu en parallèle avec une augmentation des précipitations hivernales dans le Nord du Québec, comme l'indique la hausse bien documentée des niveaux de lacs (Payette et Delwaide 1991, 2000; Bégin 2000, 2001). Le même phénomène de plus grande activité de feux lors des périodes de hauts niveaux lacustres a déjà été documenté à l'échelle de l'Holocène pour la péninsule du Québec-Labrador (Carcaillet et Richard 2000). Un changement de régime de feux comprenant un changement important de taille des feux s'est aussi produit dans la forêt boréale suédoise autour de l'an 1650 (Niklasson et Granström 2000). Dans ce cas cependant, l'accroissement de l'occupation humaine du territoire serait

en cause, puisque la réduction de la taille des feux est survenue en l'absence de signal climatique notable et qu'elle a été surcompensée par une augmentation du nombre de feux.

Des études de simulation basées sur des modèles de circulation atmosphérique suggèrent que l'activité des feux va augmenter dans plusieurs secteurs de la forêt boréale nord-américaine en réponse au changement climatique en cours (Flannigan *et al.* 2005; Girardin et Mudelsee 2008, Balshi *et al.* 2009). Dans ce contexte, notre étude illustre un processus par lequel des changements climatiques pourraient se répercuter très rapidement, par l'intermédiaire de quelques années extrêmes de sécheresse et de grands feux, sur la structure et la composition des paysages de la forêt boréale. Par exemple, depuis 1910 dans notre zone d'étude, les conditions de sécheresse de trois années particulières (1922, 1941 et 1989) ont été à l'origine de 300 km de feux (distances non corrigées), ce qui équivaut pour ces seuls événements à un cycle de feux d'environ 75 ans sur les 196 km de notre transect. En l'espace de quelques décennies, ces feux ont complètement remodelé la structure de taille des plaques de paysage (Figure 2), la structure d'âge du paysage (Figures 6a et 7) et le taux de formation des intervalles de feux courts (Figure 6b). L'épinette noire, ayant une maturité sexuelle plus tardive que le pin gris (environ 40 ans versus 10 ans) (Cayford et McRae 1983, Caron et Powell 1989), elle est plus sensible aux intervalles de feux courts (Cogbill 1985, Johnson 1992, Frelich 2002). Il est donc hautement probable que les intervalles courts du XX<sup>e</sup> siècle aient entraîné une augmentation généralisée de l'abondance du pin gris aux dépens de l'épinette noire, comme le démontrent très nettement des inventaires de régénération à travers le feu de 1989 (Lavoie et Sirois 1998, Pinard 1999, Le



Goff et Sirois 2004). Des simulations et des reconstitutions paléoécologiques millénaires suggèrent aussi que le pin gris continuera à prendre de l'expansion si le cycle de feux se maintient autour de 50 ans (Despons et Payette 1993; Arseneault et Sirois 2004; Le Goff et Sirois 2004). Le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) est une autre espèce qui pourrait profiter d'intervalles de feux courts, en raison de sa capacité à se régénérer après-feu par drageonnement et de la dispersion de ses graines sur de grandes distances (Weir *et al.* 2000, Romme *et al.* 2005).

Les très grands feux qui surviendraient sous des conditions de sécheresse extrême pourraient aussi avoir des conséquences écologiques importantes en raison de leur grande sévérité, comme ce fut le cas en 1941. Le feu de 1941 a été très sévère et a provoqué la destruction d'une fraction importante des graines emmagasinées dans les cônes sérotineux des pins et des épinettes causant par endroit le rétablissement de forêts extrêmement ouvertes (Arseneault 2001, Grange 2005). En se propageant dans des sites rarement incendiés tels que les tourbières et les corridors riverains, le feu de 1941 a aussi diminué l'abondance des espèces mal adaptées au feu comme le sapin baumier (*Abies balsamea*) et le mélèze laricin (*Larix laricina*), qui colonisent préférentiellement de tels sites (Busque et Arseneault 2005; Arseneault *et al.* 2007).

### 3.2 Limitation du risque de brûler par l'âge du combustible dans un contexte de changement climatique

Le risque de brûler a augmenté avec le temps depuis le dernier feu pour toutes les périodes de 50 ans considérées (Figure 9b). Cette relation est également soulignée de manière plus générale par la forme asymétrique de la distribution de fréquence des intervalles de feux pour les périodes 1810-1909 et 1910-2008. À l'échelle des cellules de 2 km<sup>2</sup>, les intervalles courts ont été rares en comparaison de la fréquence très élevée des jeunes peuplements (Figures 6a et 6b), parce que ces derniers sont moins susceptibles d'être incendiés que les peuplements plus âgés. Dans l'ensemble, les courbes de taux de risque de brûler suggèrent une augmentation rapide du risque de brûler dans les premières décennies après-feu, jusque vers l'âge d'environ 50 ans, suivi d'un ralentissement de l'accroissement jusqu'à l'atteinte d'un plateau. Même si les courbes de taux de risque du XX<sup>e</sup> siècle (périodes de 1920-1969, 1930-79, 1940-1989, 1950-1999 et 1960-2008) (figure 9b) suggèrent un accroissement soutenu du risque de brûler, elles doivent être considérées avec prudence au-delà de l'âge de 50 ans à cause de la très faible abondance des peuplements plus âgés dans les distributions de fréquences qui ont servi à ajuster les courbes de survie. Ce patron d'accroissement du taux de risque de brûler avec l'âge des peuplements concorde avec les résultats d'autres études ayant pu mesurer empiriquement l'âge-dépendance du risque de brûler à partir de distributions de fréquences d'intervalles de feux (Johnson 1979, Clark 1990), d'une reconstitution de l'historique de chevauchement des feux (Nicklasson et Granström 2000) ou à partir de données d'expériences conçues spécialement à cet effet (Schimmel et Granström 1997).

Puisque les feux de cimes sont dominants dans la taïga et que ce sont surtout les combustibles fins qui permettent la propagation des feux (Schimmel et Granström 1997, Fernandes *et al.* 2008), l'accroissement du risque de brûler reflète probablement l'accumulation après-feu des combustibles, notamment celui du feuillage et des ramilles. Bien que le patron d'accumulation après-feu de la biomasse forestière ne soit pas très bien documenté pour la taïga, une étude dans une série de 10 pessières à lichens ouvertes du Labrador (Auclair 1985) révèle un patron d'accumulation de la biomasse qui ressemble un peu à l'accroissement du risque de brûler que nous avons observé, c'est-à-dire un accroissement rapide de la biomasse du feuillage des branches jusque vers l'âge de 110 ans, suivi par une stabilisation. Dans la forêt boréale mixte du Québec, une accumulation significative de combustible a été observée jusqu'à l'atteinte d'un plateau vers l'âge de 150 à 200 ans (Hély *et al.* 2000).

En raison du cycle de feux plus rapide après 1910, l'âge des peuplements a exercé un effet beaucoup plus fort sur le risque de brûler qu'auparavant (Figures 8b et 9b). Ce phénomène est redevable aux très grands feux qui ont généré une forte occurrence de jeunes peuplements ne possédant pas assez de combustible pour supporter la propagation des feux suivants (Figure 3b). Par exemple, la très forte âge-dépendance du taux de risque de brûler pour la période de 1940-1989 ( $c = 4,76$ ; Figure 8b) découle des très grands feux de 1916, 1922 et 1941 qui ont incendié presque tout le transect au début du XX<sup>e</sup> siècle (Figure 2). Presque toutes les cellules étaient âgées de moins de 25 ans en 1942, ce qui a défavorisé la propagation de feux au cours des trois décennies suivantes (Figure 3), malgré

des sécheresses extrêmes en 1955, 1961, 1963, 1967, 1968 et 1972 (Figure 4). Un feu en 1955 n'a couvert qu'une surface modérée dans notre zone d'étude (1 segment de 6 cellules et 1 segment de 2 cellules), malgré que de très grands feux soient survenus lors de cette année particulière ailleurs dans le Nord du Québec (Payette *et al.* 1989). Des feux en 1963 (4 segments de 1 cellule) et 1967 (1 segment de 2 cellules) ont également été confinés à de petites superficies à cause du manque de combustible. Le seul feu important de la période 1940-1989 est survenu en 1972 dans un secteur où les forêts étaient alors âgées de 50 ans (feu antérieur en 1922). Cette combinaison particulière de grands feux a occasionné, pour la période 1940-1989, une forte survivance des cellules âgées de moins de 50 ans combinée à une faible survivance des cellules plus âgées (Figures 7h et 9b). Les grands feux du début du XX<sup>e</sup> siècle ont donc rencontré peu de résistance à travers les combustibles hérités du XIX<sup>e</sup> siècle, mais ils en ont créé pour la propagation des feux subséquents. Même si des années de sécheresse extrême devaient continuer de survenir à un rythme qui favorise les très grands feux à répétition, le cycle de feux ne devrait pas s'accélérer de façon marquée en raison du manque de combustible qui surviendrait.

La plus grande abondance des jeunes peuplements après 1910 a aussi augmenté la variabilité de l'effet de l'âge du combustible (Figures 8b et 9b). Puisque chaque feu se comporte différemment selon les conditions météorologiques prévalant avant et pendant sa propagation (Van Wagner 1977; Stocks 1987, 1989; Turner et Romme 1994, Arseneault 2001), certains feux survenant sous des conditions de sécheresse très sévères, comme ceux de 1941 et de 1989, ont probablement été moins dépendants de l'âge des combustibles que

les autres feux, même si les jeunes peuplements étaient abondants. En comparaison de la période 1940-1989, la moins forte influence de l'âge des forêts sur le risque de brûler pour les périodes de 1920-1969 ( $c = 2,09$ ), 1930-1979 ( $c = 3,04$ ), 1950-1999 ( $c = 1,42$ ), et 1960-2008 ( $c = 1,71$ ) est redevable aux chevauchements entre les très grands feux de 1941 et 1922 et ceux de 1989 et 1972 (Figures 2). Ces chevauchements ont généré des intervalles de feux de 15-20 ans dans plusieurs cellules (Figure 6b) et en conséquence une moins forte survivance des jeunes forêts que pour la période 1940-1989 (Figures 7f, g, i). D'autres travaux ont suggéré que l'importance du combustible décroît lorsque les conditions météorologiques sont propices aux feux (Bessie et Johnson 1995, Li *et al.* 1999, Moritz 2003, Kulakowski et Veblen 2007). La faible variabilité de l'effet de l'âge du combustible sur le risque de brûler avant 1920 (Figures 8b et 9b) serait redevable à la fréquence beaucoup moins élevée des peuplements de moins de 50 ans, qui dans ces circonstances ont eu moins d'influence sur la propagation des feux que par la suite (Figure 6a).

### **3.3 Limites de notre approche**

Dans ce travail, nous avons développé une nouvelle approche pour reconstituer le patron de chevauchements des feux dans la taïga occidentale du Québec où les feux sont extrêmement grands et fréquents. Bien que cette approche soit basée sur le recouvrement linéaire des feux plutôt que sur leur surface, on a pu décomposer le cycle de feux en une composante spatiale et une composante temporelle, qui sont respectivement la taille des

feux (avec une résolution de 2 km) et les intervalles de feux (avec une résolution annuelle). De plus, les interactions entre ces deux composantes ont été considérées pour décrire l'évolution du risque de brûler en fonction de l'âge des forêts. Notre approche fournit donc une contribution importante à la compréhension des régimes de feux et de leur variabilité et de l'impact de ces phénomènes sur la structure des paysages dans la zone boréale puisque, à l'exception d'une étude menée en Suède (Niklasson et Granström 2000), nous ne connaissons aucune autre étude qui ait pu décomposer le cycle de feux de cette manière dans la zone boréale.

Notre dispositif d'échantillonnage était dépendant du tracé de la route de la Baie James qui ne traverse pas le paysage de manière complètement aléatoire. La route évite généralement les sommets de collines, les lacs et les grandes tourbières. De plus, certains segments de la route traversent des terrasses fluvioglaciales de la moraine de Sakami. Cependant, nous ne croyons pas que la localisation du transect ait eu une influence déterminante sur la représentativité et la portée de nos résultats. Les variations dans la forme du relief et la nature des dépôts qui auraient pu influencer la propagation du feu concernent une échelle spatiale beaucoup plus fine (1 à 10 km<sup>2</sup>) que la taille des feux (1 à 5000 km<sup>2</sup>). Dans certains secteurs, il est possible que les feux se soient propagés différemment selon la distance au tracé de la route et que les îlots épargnés ou que ceux brûlés sévèrement aient été plus fréquents à proximité qu'à distance de la route, mais il est peu probable que cela ait affecté la taille des feux le long du transect. Les petits feux, correspondant à la taille d'une terrasse fluvioglaciale (une à deux cellules de longueur; 2-4

km) sont possiblement sur-représentés à proximité de la route, mais ces derniers ne contribuent que très faiblement aux surfaces brûlées en comparaison des feux plus grands qui ont couvert des milliers de kilomètres carrés (Flannigan et Harrington 1988, Stocks *et al.* 2003). Nous croyons que nos résultats sont représentatifs d'un territoire qui s'étend de part et d'autre de la route à une distance équivalente à la taille des plus grands feux, c'est à dire environ 100 km.

Malgré que la forêt boréale nord-américaine soit reconnue pour ses feux de cimes qui tuent une majorité d'arbres de manière récurrente, notre travail indique que les cicatrices de feux sont suffisamment fréquentes et anciennes pour permettre la datation de plusieurs feux successifs à l'échelle de cellules de 2 km<sup>2</sup>. L'exploration systématique des cellules à partir de la route de la Baie James a révélé que la plupart des feux ont épargné des arbres et provoqué la formation de gisements de cicatrices à plusieurs endroits dans chaque cellule (Figure 1). Des arbres ont probablement été continuellement présents dans les sites propices à la formation de cicatrices pour enregistrer le passage des nouveaux feux. Ce phénomène est redevable à la variabilité bien connue de la sévérité des feux selon les milieux (Turner *et al.* 1997, Wang 2002, Odion et Hanson 2006) et à l'hétérogénéité de notre territoire d'étude, surtout composé de petites collines séparées par des milieux qui ralentissent la propagation des feux, tels que les tourbières et les petits cours d'eau. Les cicatrices les plus anciennes ont persisté jusqu'à nos jours sur de vieux arbres qui ont survécus à plusieurs feux (arbres à plusieurs cicatrices) ou sur des chicots et des débris ligneux. Plusieurs spécimens morts,

portant jusqu'à 4 cicatrices, étaient complètement calcinés, indiquant qu'ils ont persisté malgré l'occurrence d'un ou de plusieurs feux après leur mort.

Malgré tout, certains feux n'ont probablement pas été détectés dans certaines cellules au cours de la période 1810-2008. Ce biais augmente potentiellement en remontant dans le temps avec la diminution de la proportion de cellules actives ; il est potentiellement plus important pour la période 1800-1849 alors que la proportion de cellules actives oscillait entre 80 % et 90 % (Tableau 1). Nous pensons toutefois que cette source d'erreur est peu importante. Premièrement, comme 80 % des cellules étaient actives en 1810 et qu'elles étaient réparties assez uniformément le long du transect (Figure 2), les grands feux couvrant plus de 4 ou 5 cellules ont probablement tous été détectés. Aucune série de segments pour une même année ne suggère que l'étalement d'un grand feu n'aurait été que partiellement reconstitué sur le transect après 1810. Deuxièmement, puisque les cellules qui ont une courte période d'activité ont été inspectées intensivement pour trouver des cicatrices de feux plus anciennes, plusieurs d'entre elles n'ont probablement pas été incendiées au XIX<sup>e</sup> siècle. La fréquence des longs intervalles de feux se terminant au XIX<sup>e</sup> siècle serait alors légèrement sous-estimée (Figures 8 et 9a).

Une autre limite de notre approche est que la présence ou l'absence des années de feux ont été compilées pour des cellules de 2 km<sup>2</sup>. De telles cellules sont très petites par rapport à la taille des plus grands feux, mais elles sont relativement grandes par rapport à la



taille des îlots de forêts qui sont épargnés au sein des feux (Eberhart et Woodward 1987). Dans notre territoire d'étude, les îlots épargnés sont souvent composés de vieilles pessières à mousses dans des sites à drainage lent ou déficient. Ces sites sont probablement caractérisés par des intervalles de feux plus longs que ceux que nous avons mesurés à l'échelle des cellules de 2 km<sup>2</sup> (Cyr *et al.* 2005). Comme notre approche ne considère pas les peuplements épargnés de moins de 2 km de diamètre, elle résulte en une surestimation du cycle de feux pour le territoire dans son ensemble, mais cette erreur est probablement faible parce que les îlots épargnés ne forment qu'une très faible proportion de la surface totale des feux (Eberhart et Woodward 1987).

La compilation des dates de feux par cellule résulte aussi en une surestimation de la fréquence des intervalles de feux très courts. Notre approche ne permet pas de voir si des feux rapprochés dans le temps ont incendié les mêmes cellules sans se recouvrir à cause du manque de combustible. Par exemple, des vérifications dans deux cellules présentant chacune des cicatrices de feux en 1939 et en 1941 indiquent que le feu de 1941 n'a pas recouvert celui de 1939. Malgré de nombreuses cicatrices associées à chacun de ces deux feux, aucun arbre ne contenait une paire de cicatrices. En revanche, de nombreux arbres présentaient des paires de cicatrices pour les combinaisons de feux de 1922- 1941 et 1972-1989, indiquant que les chevauchements apparents à l'échelle des cellules sont réellement survenus sur le terrain.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

La présente étude a permis de reconstituer le patron de chevauchements des feux de forêt dans la taïga occidentale du Québec pour les derniers 200 ans. Elle montre que plusieurs très grands feux sont survenus dans ce territoire de façon récurrente. Les feux ont été particulièrement grands au XX<sup>e</sup> siècle; la distance brûlée entre 1910 et 2008 a été plus de trois fois plus élevée que pour la période de 1810 à 1909. En comparaison des feux répertoriés à l'échelle du Canada (Stocks *et al.* 2003), nos données indiquent que la taïga occidentale du Québec est très probablement l'un des territoires où l'activité des très grands feux est des plus importantes dans la zone boréale nord-américaine.

Puisque le nombre d'années de feu par décennie est demeuré stable entre 1810 et 2008, l'accroissement de la taille des feux au début du XX<sup>e</sup> siècle a eu une incidence directe sur la valeur du cycle de feux. Alors que le cycle de feux était de près de 100 ans entre 1810 et 1909, il s'est accéléré autour de 1910-1920 pour s'établir à une valeur d'environ 50 ans. Cette diminution du cycle de feux au tournant du dernier siècle contraste avec l'augmentation du cycle de feux documentée à la fin du Petit Âge glaciaire dans d'autres régions de la forêt boréale nord-américaine.

Tous les grands feux du XX<sup>e</sup> siècle sont survenus lors d'années de sécheresse extrême. Notre étude illustre donc un processus par lequel des changements climatiques pourraient se répercuter très rapidement, par l'intermédiaire de quelques années extrêmes de

sécheresse et de grands feux, sur la structure et la composition des paysages de la forêt boréale. En l'espace de quelques décennies, les grands feux de 1922, 1941 et 1989 ont complètement remodelé la structure de taille des plaques de paysage, la structure d'âge du paysage et le taux de formation des intervalles de feux courts et ont probablement entraîné une augmentation généralisée de l'abondance du pin gris aux dépens de l'épinette noire.

La reconstitution des intervalles de feux a permis de constater que le risque de brûler augmente en fonction du temps depuis le dernier feu pour au moins une cinquantaine d'années. Cet accroissement du risque de brûler avec le temps depuis le dernier feu reflète l'accumulation des combustibles après-feu, particulièrement celle des combustibles fins. L'âge-dépendance a été plus forte au XX<sup>e</sup> siècle en comparaison au XIX<sup>e</sup> siècle, en raison de l'abondance élevée de jeunes peuplements qui possèdent peu de combustible et qui sont, conséquemment, plus susceptibles de ralentir la propagation des feux. La forte abondance des jeunes peuplements de même que l'occurrence de quelques années ayant des conditions météorologiques particulièrement propices aux feux ont également entraîné une plus grande variabilité de l'âge-dépendance au XX<sup>e</sup> siècle.

## RÉFÉRENCES

- Amiro, B. D., J. M. Chen et J. Liu. 2000. Net primary productivity following forest fire for Canadian ecoregions. *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 939-947.
- Amiro, B. D., J. B. Todd, B. M. Wotton, K. A. Logan, M. D. Flannigan, B. J. Stocks, J. A. Mason, D. L. Martell et K. G. Hiersch. 2001. Direct carbon emissions from Canadian forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 512-525.
- Arseneault, D. 2001. Impact of fire behavior on postfire forest development in a homogeneous boreal landscape. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 1367-1374.
- Arseneault, D. et L. Sirois. 2004. The millennial dynamics of a boreal forest stand from buried trees. *Journal of Ecology*, 92: 490-504.
- Arseneault D., E. Boucher et E. Bouchon. 2007. Asynchronous forest-stream coupling in a fire-prone boreal landscape : insights from woody debris. *Journal of Ecology*, 95 (4): 789-801.
- Auclair, A. N. D. 1985. Postfire regeneration of plant and soil organic pools in a *Picea mariana*-*Cladonia stellaris* ecosystem. *Canadian Journal of Forest Research*, 15 (1): 279-291.
- Bailey, R. G. 1996. *Ecosystem Geography*. Springer, New-York.
- Balshi, M. S., A. D. McGuire, P. Duffy, M. Flannigan, D. W. Kicklighter et J. Melillo. 2009. Vulnerability of carbon storage in North American boreal forests to wildfires during the 21<sup>st</sup> century. *Global Change Biology*, 15 : 1491-1510.
- Beaufait, W. B. 1960. Some effects of high temperatures on the cones and seeds of jack pine. *Forest Science*, 6: 194-199.

- Bégin, Y. 2000. Reconstruction of subarctic lake levels over past centuries using tree ring. *Journal of Cold Regions Engineering*, 14 (4): 192-193.
- Bégin, Y. 2001. Tree-rings dating of extreme lake levels at the subarctic-boreal interface. *Quaternary Research*, 55 (2): 133-139.
- Bergeron, Y. et J. Brisson. 1990. Fire regime in red pine stands at the northern limit of the species' range. *Ecology*, 71 (4): 1352-1364.
- Bergeron, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. *Ecological Society of America*, 72 (6): 1980-1992.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort et D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research*, 31: 384-391.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan et V. Kafka. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology*, 85 (7): 1916-1932.
- Bessie, W. C. et E. A. Johnson. 1995. The relative importance of fuels and weather on fire behaviour in subalpine forests. *Ecology*, 76: 747-762.
- Bouchon, E. et D. Arseneault. 2004. Fire disturbance during climate change: failure of postfire forest recovery on a boreal floodplain. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 2294-2305.
- Brown, P. M. 2006. Climate effects on fire regimes and tree recruitment in black hills ponderosa pine forests. *Ecology*, 87 (10): 2500-2510.
- Busque, D. et D. Arseneault. 2005. Fire disturbance of larch woodlands in string fens in northern Québec. *Canadian Journal of Botany*, 83: 599-609.

- Carcaillet, C. et P. J. H. Richard. 2000. Holocene changes in seasonal precipitation highlighted by fire incidence in eastern Canada. *Climate Dynamics*, 16: 549-559.
- Caron, G. E. et G. R. Powell. 1989. Patterns of seed-cone and pollen-cone production in young *Picea mariana* trees. *Canadian Journal of Forest Research*, 19: 359-364.
- Cayford, J. H. et D. J. McRae. 1983. The ecological role of fire in jack pine forest. *in* The role of fire in northern circumpolar ecosystems. Éditeurs: Ross W. Wein, David A. MacLean. John Wiley and sons Ltd, Toronto.
- Charron, I. et D. F. Greene. 2002. Post-wildfire seedbeds and tree establishment in the southern mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 1607-1615.
- Clark, J. S. 1990. Fire and climate change during the last 750 yr in northwestern Minnesota. *Ecological Monographs*, 60 (2): 135-159.
- Cogbill, C. V. 1985. Dynamics of the boreal forests of the Laurentian Highlands, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 15: 252-261.
- Cyr, D., Y. Bergeron, S. Gauthier et A. Larouche. 2005. Are the old-growth forests of the clay belt part of a fire-regulated mosaic? *Canadian Journal of Forest Research*, 35: 65-73.
- De Groot, W. J., J. M. Pritchard et T. J. Lynham. 2009. Forest floor fuel consumption and carbon emissions in Canadian boreal forest fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 39: 367-382.
- De Groot, W. J., P. M. Bothwell, D. H. Carlsson et K. A. Logan. 2003. Simulating the effects of future fire regimes on western Canadian boreal forests. *Journal of Vegetation Science*, 14: 355-364.
- Delwaide, A., L. Filion et S. Payette. 1991. Spatiotemporal distribution of light rings in sub-arctic black spruce, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 21 (12): 1828-1832.

- Despots, M. et S. Payette. 1993. The Holocene dynamics of jack pine at its northern range limit in Québec. *Journal of Ecology*, 81: 719-727.
- Duros, D. 2005. Les déterminants de la régénération forestière après les feux de 1989 dans le nord de la forêt boréale. Mémoire présenté à l'Université du Québec à Rimouski. Maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats.
- Eberhart, K. E. et P. M. Woodward. 1987. Distribution of residual vegetation associated with large fires in Alberta. *Canadian Journal of Forest Research*, 17 (10): 1207-1212.
- Environnement Canada. Page consultée le 29 avril 2010. Normales et moyennes climatiques au Canada (1971-2000), Service météorologique du Canada, [en ligne], URL : [http://climat.meteo.gc.ca/climate\\_normals/index\\_f.html](http://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/index_f.html).
- ESRI. 2005. ArcGIS version 9.1. *ArcMap*. Environmental System Research Institute Inc. Redlands, California, USA
- Fauria, M. M et E. A. Johnson. 2006. Large-scale climatic patterns control large lightning fire occurrence in Canada. *Journal of Geophysical Research*, 111, G04008, doi: 10.1029/2006JG000181.
- Fauria, M. M. et E. A. Johnson. 2008. Climate and wildfires in the North American boreal forest. *Philosophical Transactions of The Royal Society B*, 363: 2317-2329.
- Fernandes, P. M., H. Botelho et C. Loureiro. 2008. Using fuel and weather variables to predict the sustainability of surface fire spread in maritime pine stands. *Canadian Journal of Forest Research*, 38 (2): 190-201.
- Filion, L., S. Payette, L. Gauthier et Y. Boutin. 1986. Light rings in subarctic conifers as a dendrochronological tool. *Quaternary Research*, 26: 272-279.
- Flannigan, M. D. et J. B. Harrington. 1988. A study of the relation of meteorological variables to monthly provincial area burned by wildfire in Canada 1953-80. *Journal of Applied Meteorology*, 27: 441-452.

- Flannigan, M., B. D. Amiro, K. A. Logan, B. J. Stocks et B. M. Wotton. 2005. Forest fires and climate change in the 21<sup>st</sup> century. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 11: 847-859.
- Foster, D. R. 1983. The history and pattern of fire in the boreal forest of southern Labrador. *Canadian Journal of Botany*, 61: 2459-2471.
- Foster, D. R. 1985. Vegetation development following fire in *Picea mariana* (black spruce) pleurozium forests of south-eastern Labrador, Canada. *Journal of Ecology*, 73: 517-534.
- Frelich, L. E. 2002. *Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate evergreen-deciduous forest*. Cambridge University Press. Cambridge. Royaume-Uni. 266 p.
- Girardin, M. P., J. Tardif, M. D. Flannigan, B. M. Wotton et Y. Bergeron. 2004. Trend and periodicities in the Canadian Drought code and their relationships with atmospheric circulation for the southern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 34 (1): 103-119.
- Girardin, M. P., J. C. Tardif, M. D. Flannigan et Y. Bergeron. 2006. Synoptic-scale atmospheric circulation and boreal summer drought variability of the past three centuries. *Journal of Climate*, 19: 1922-1947.
- Girardin, M. P. et M. Muldelsee. 2008. Past and future changes in Canadian boreal wildfire activity. *Ecological Applications*, 18 (2): 391-406.
- Girardin, M. P. et B. M. Wotton. 2009. Summer moisture and wildfire risks across Canada. *Journal of applied meteorology and climatology*, 48 (3): 517-533.
- Girardin, M. P., A. A. Ali., C. Carcaillet, M. Mudelsee, I. Drobyshev, C. Hély et Y. Bergeron. 2009. Heterogeneous response of circumboreal wildfire risk to climate change since the early 1900s. *Global Change Biology*, 15 (11) : 2751-2769.



- Grange, P. 2005. Régression post-incendiaire d'une pessière surannée dans le nord de la forêt boréale, Québec. Mémoire présenté à l'Université du Québec à Rimouski. Maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats.
- Grissino-Mayer, H. D, W. H. Romme, M. L. Floyd et D. Hanna. 2004. Climatic and human influences on fire regimes in the southern San Juan Mountains, Colorado, USA. *Ecology*, 85: 1708-1724.
- Gutsell, S. L. et E. A. Johnson. 2002. Accurately ageing trees and examining their height-growth rates: implication for interpreting forest dynamics. *Journal of Ecology*, 90 : 153-166.
- Hardy, L. 1977. La déglaciation et les épisodes lacustre et marin sur le bassin versant québécois des basses terres de la Baie de James. *Géographie physique et Quaternaire*, 31 : 261-273.
- Heinselman, M. L. 1973. Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Quaternary Research*, 3: 329-382.
- Heinselman, M. L. 1981. Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems *in* Fire regimes and ecosystems properties, pp. 7-57. USDA Forest Services (General Technical Report WO-26).
- Hély, C., Y. Bergeron et M. D. Flannigan. 2000. Coarse woody debris in the southeastern canadian boreal forest : composition and load variations in relation to stand replacement. *Canadian Journal of Forest Research*, 30: 674-687.
- Higuera, P. E., L. B. Brubaker, P. M. Anderson, F. Sheng Hu et T. A. Brown. 2009. Vegetation mediated the impacts of postglacial climate change on fire regimes in the south-central Brooks Range, Alaska. *Ecological Monographs*, 79 (2): 201-219.
- Hillaire-Michel, C., S. Occhietti et J.-S. Vincent. 1981. Sakami moraine, Quebec: A 500-km-long moraine without climatic control. *Geology*, 9: 210-214.

- Holmes, R. L. 1983. Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-ring Bulletin*, 43: 69-78.
- Huggard, D. J. et A. Arseneault. 1999. Comment – Reverse cumulative standing age distributions in fire-frequency analysis. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 1449-1456.
- Johnson, E. A. et J. S. Rowe. 1977. Fire and vegetation change in the western subarctic. Canadian Department Indian Affairs North Development, Arctic Land Use Res. Pap. 75-76-61.
- Johnson, E. A. 1979. Fire recurrence in the subarctic and its implications for vegetation composition. *Canadian Journal of Botany*, 57: 1374-1379.
- Johnson, E. A. et C. E. Van Wagner. 1985. The theory and use of two fire history models. *Canadian Journal of Forest Research*, 15 : 214-20
- Johnson, E. A. et C. P. S. Larsen. 1991. Climatically induced change in fire frequency in the southern Canadian Rockies. *Ecology*, 72 (1): 194-201.
- Johnson, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press. Royaume-Uni (Grande-Bretagne). 129 p.
- Johnson, E. A. et S. L. Gutsell. 1994. Fire frequency models, methods and interpretations. *Advances in Ecological Research*, 25: 239-286.
- Johnson, E. A., K. Miyanishi et J. M. H. Weir. 1998. Wildfires in the western Canadian boreal forest: Landscape patterns and ecosystem management. *Journal of Vegetation Science*, 9: 603-610.
- Johnstone J. F. et F. S. Chapin. 2006. Fire interval effects on successional trajectory in boreal forests of northwest Canada. *Ecosystems*, 9: 268-277.

- Kulakowski, D. et T. T. Veblen. 2007. Effect of prior disturbances on the extent and severity of wildfire in Colorado subalpine forests. *Ecology*, 88 (3) : 759-769.
- Larsen, C. P. S. 1997. Spatial and temporal variations in boreal forest fire frequency. *Journal of Biogeography*, 24: 663-673.
- Lavoie, L. Et L. Sirois. 1998. Vegetation changes caused by recent fires in the northern boreal forest of eastern Canada. *Journal of Vegetation Science*, 9 : 483-492.
- Le Goff, H. et L. Sirois. 2004. Black spruce and jack pine dynamics simulated under varying fire cycles in the northern boreal forest of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 2399-2409.
- Le Goff, H., M. D. Flannigan, Y. Bergeron et M. P. Girardin. 2007. Historical fire regime shifts related to climate teleconnections in the Waswanipi area, central Quebec, Canada. *International Journal of Wildland Fire*, 16: 607-618.
- Lesieur, D., S. Gauthier et Y. Bergeron. 2002. Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 1966-2009.
- Li, C., I. G. W. Corns et R. C. Yang. 1999. Fire frequency and size distribution under natural conditions: a new hypothesis. *Landscape Ecology*, 14: 533-542.
- McKenzie, D., Z. Gedalof, D. L. Peterson et P. Mote. 2004. Climatic change, wildfire, and conservation. *Conservation Biology*, 18 (4) : 890-892.
- Meunier, C. 1999. Évolution après feu du réservoir de graines et régénération de l'épinette noire et du pin gris dans le nord de la forêt boréale au Québec. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Rimouski, Rimouski, Québec.
- Mitchell, T. D. et P. D. Jones. 2005. An improved method of constructing a database of monthly climate observations and associated high-resolution grids. *International Journal of Climatology*, 25 : 693-712

- Moritz, M. A. 2003. Spatiotemporal analysis of controls on shrubland fire regimes: age-dependency and fire hazard. *Ecology*, 84 (2): 351-361.
- Niklasson, M. et A. Granström. 2000. Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology*, 81 (6):1484-1499.
- Odion, D. C et C. T. Hanson. 2006. Fire severity in conifer forests of the Sierra Nevada, California. *Ecosystems*, 9: 1177-1189.
- Parisien, M.-A. et L. Sirois. 2003. Distribution and dynamics of tree species across a fire frequency gradient in the James Bay region of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 33: 243-256.
- Payette, S., C. Morneau, L. Sirois et M. Despons. 1989. Recent fire history of the northern Québec Biomes. *Ecology*, 70 (3): 656-673.
- Payette, S. et A. Delwaide. 1991. Secular variations of the water level in the riviere Boniface watershed (northern Quebec) – A dendroecological analysis. *Géographie physique et quaternaire*, 45 (11): 59-67.
- Payette, S. et A. Delwaide. 2000. Recent permafrost dynamics in a subarctic floodplain associated with changing water levels, Quebec, Canada. *Arctic Antarctic and Alpine Research*, 32 (3) : 316-323.
- Pinard, C. 1999. Influence de l'intervalle de feu sur la régénération du pin gris (*Pinus banksiana Lamb.*) et de l'épinette noire (*Picea mariana (Mill.) B.*) dans le Nord de la forêt boréale. Mémoire présenté à l'Université du Québec à Rimouski. Maîtrise en gestion de la faune et de ses habitats.
- Reed, W. J., E. A. Larsen, E. A. Johnson et G. M. MacDonald. 1998. Estimation of temporal variations in historical fire frequency from time-since-fire map data. *Forest Science*, 44 (3): 465-475.

- Reed, W. J. et E. A. Johnson. 2004. Statistical methods for estimating historical fire frequency from multiple fire-scar data. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 2306-2313.
- Romme, W. H., M. G. Turner, G. A. Tuskan et R. A. Reed. 2005. Establishment, persistence, and growth of aspen (*Populus tremuloides*) seedling in Yellowstone National Park. *Ecology*, 86 (2): 404-418.
- Rowe, J. S. et G. W. Scotter. 1973. Fire in the boreal forest. *Quaternary Research*, 3: 444-464.
- Schimmel, J. et A. Granström. 1997. Fuel succession and fire behaviour in the Swedish boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 27: 1207-1216.
- SCIEM. 2004. PAST 4 Personal Analysis System for Tree ring Research Version 4 Instruction Manual. Vienna. Autria.
- Sirois, L. 1995. Initial phase of postfire forest regeneration in two lichen woodlands of northern Québec. *Ecoscience*, 2: 177-183.
- Smirnova, E., Y. Bergeron et S. Brais. 2008. Influence of fire intensity on structure and composition of jack pine stands in the boreal forest of Quebec: live trees, understory vegetation and dead wood dynamics. *Forest Ecology and Management*, 255: 2916-2927.
- St-Pierre, H., R. Gagnon et P. Bellefleur. 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale. *Canadian Journal of Forest Research*, 22: 474-481.
- Statsoft. 2008. Statistica version 9.0 pour Windows. <http://www.statsoft.com> (dernier accès en décembre 2009).
- Stocks, B. J. 1987. Fire behaviour in immature jack pine. *Canadian Journal of Forest Research*, 17 (1): 80-86.

- Stocks, B. J. 1989. Fire behaviour in mature jack pine. *Canadian Journal of Forest Research*, 19 (6): 783-790.
- Stocks, B. J., J. A. Mason, J. B. Todd, E. N. Bosch, B. M. Wotton, B. D. Amiro, M. D. Flannigan, K. G. Hirsh, K. A. Logan, D. L. Martell et W. R. Sninner. 2003. Large forest fire in Canada 1959-1997. *Journal of Geophysical Research*, vol. 108 No. D1, 8149, doi: 10.1029/2001JD000484, 2003. p. 5-1 à 5-12.
- Suffling, R., B. Smith et J. D. Molin. 1982. Estimating past forest age distributions and the disturbance rates in north-western Ontario: a demographic approach. *Journal of Environmental Management*, 14: 45-56.
- Swetnam, T. W. et C. H. Baisan. 1996. Historical fire regime patterns in the southwestern United States since AD 1700. Pages 11-32 *in* USDA Forest Service General Technical Report RM-GTR-286. Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station, Fort Collins, Colorado, USA.
- Thompson, I. D., M. D. Flannigan, B. M. Wotton et R. Suffling. 1998. The effects of climate on landscape diversity: an example in Ontario forests. *Environmental Monitoring and Assessment*, 49: 213-233.
- Turner, M. G., W. H. Romme., R. H. Gardner et W. W. Hargrove. 1997. Effects of fire size and pattern on early succession in Yellowstone National Park. *Ecological Monographs*, 67 (4) : 411-433.
- Turner, M. G. et W. H. Romme. 1994. Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape Ecology*, 9 (1): 59-77.
- Van Wagner, 1977. Conditions for start and spread of crown fire. *Canadian Journal of Forest Research*, 7 (1): 23-34.
- Van Wagner, C. E. 1978. Age-class distribution and the forest fire cycle. *Canadian Journal of Forest Research*, 8 : 220-227.

- Viereck, L. A. 1983. The effects of fire in black spruce ecosystems of Alaska and northern Canada *in* The role of fire in northern circumpolar ecosystems. Éditeurs: Ross W. Wein, David A. MacLean. John Wiley and sons Ltd, Toronto.
- Wang, G. G. 2002. Fire severity in relation to canopy composition within burned boreal mixedwood stands. *Forest Ecology and Management*, 16 (1-3): 85-92.
- Weir, J. M. H, E. A. Johnson A. et K. Miyanishi. 2000. Fire frequency and the spatial age mosaic of the mixed-wood boreal forest in western Canada. *Ecological Applications*, 10 (4): 1162-1177.

