

Université du Québec
Institut National de la Recherche Scientifique
Centre Eau Terre Environnement

RÉGULATION DES RÉGIMES DE FEUX DANS LA FORÊT BORÉALE DE LA BAIE JAMES, QUÉBEC

Par
Sandy Erni

Thèse présentée pour l'obtention du grade de
Philosophiae doctor (Ph.D.) en sciences de la terre

Jury d'évaluation

Examineur externe	Yan Boulanger Ressources Naturelles Canada
Examineur externe	Martin Simard Université Laval
Examineur interne	Pierre Francus Institut National de la Recherche Scientifique
Directeur de recherche	Yves Bégin Institut National de la Recherche Scientifique
Codirecteur de recherche	Dominique Arseneault Université du Québec à Rimouski

REMERCIEMENTS

Cette thèse n'aurait pas pu voir le jour sans mon directeur de recherche Yves Bégin, qui m'a permis de collaborer au projet ARCHIVES. Il m'a fait confiance dès le départ quant à la réalisation de mon projet de doctorat et m'a donné toute liberté pour l'orientation de mes recherches. Merci pour tes encouragements, ton positivisme et pour m'avoir donné autant d'autonomie. Et bien sûr pour m'avoir fait découvrir en vrai la forêt boréale.

Mon co-directeur de recherche, Dominique Arseneault, a également été un précieux collaborateur dans cette aventure. Merci pour ton implication, ta passion, tes conseils et ta disponibilité; ce fut un réel plaisir d'échanger et de partager ces moments. Et surtout merci m'avoir appris à lire le paysage à travers l'écologie forestière et modifier ma perception de géologue qui voyait des sapins partout à notre premier terrain. Je me rappellerai longtemps des promenades en pleine nuit avec ce fichu camper et de ta patience exemplaire, contrairement à moi.

Je remercie bien sûr mon co-directeur de recherche « non-officiel », Marc-André Parisien, qui m'a appris la modélisation du risque de feux. Merci d'ailleurs pour ton accueil chaleureux à Edmonton. Chacune de nos discussions m'a donné de l'assurance et a développé mon raisonnement scientifique. Ta tolérance envers mes capacités très progressives en informatique et en statistiques m'a aidée à mieux avancer, et ce n'était pas gagné (merci de aussi de m'avoir poussée avec R, je suis bien contente de savoir l'utiliser maintenant).

J'aimerais également remercier le personnel professionnel et technique de l'INRS qui a su me supporter sur le terrain comme au labo : Pierre-Paul Dion et Simon Williams dans le bois, Nanie Ayotte et Yves Bouthillier à l'INRS. Bien sûr, je ne peux pas oublier Joëlle Marion qui est une aide précieuse pour beaucoup d'entre nous et dont la bonne humeur est communicative.

Enfin, je ne pourrais pas passer sous silence le soutien de mes proches. Merci de m'avoir aidée à sortir de temps en temps de mon obsession pour les feux de forêts et merci également d'avoir accepté que parfois je ne pouvais pas en sortir. Vous êtes trop nombreux pour tous vous citer, mais merci d'être toujours aussi géniaux au fil des années. Sans oublier un merci à Ewan, Jenny et Salomon. OK vous détruisez souvent la maison mais avec vous, impossible de se sentir seule (et tranquille), même pendant les périodes de rédaction.

RÉSUMÉ

Les feux sont la perturbation majeure de la forêt boréale nord-américaine. En raison du réchauffement climatique, il est attendu que la fréquence, la superficie et l'intensité des feux augmentent au cours des prochaines décennies. Le Nord-ouest du Québec devrait être particulièrement affecté par les modifications planétaires du climat car il fait partie des régions qui enregistrent actuellement la plus haute fréquence de feux et les plus grandes superficies brûlées de toute la zone boréale nord-américaine. Anticiper l'activité future des feux et les impacts sur les écosystèmes nécessite de comprendre les mécanismes de régulation des régimes de feux par les forçages climatiques et environnementaux.

Dans la première partie de cette thèse, nous avons utilisé la dendrochronologie pour reconstituer systématiquement la variabilité spatio-temporelle de la taille et des intervalles de feux à la Baie James, de même que l'âge correspondant des peuplements, le long d'un transect de 340 km pour la période 1840-2013. Les résultats indiquent que la région a été soumise à des taux de feux élevés au cours des deux derniers siècles, de 2,1% de territoire par année, contrôlés principalement par des anomalies de températures. Cependant, le rajeunissement de la structure d'âges de la mosaïque forestière a été régulé par les taux de feux très bas des secteurs occupés par des terres humides et, plus important, par la faible probabilité de brûler des peuplements âgés de moins de 50 ans. Sans ce rétrocontrôle du combustible, nous avons estimé que des taux de feux très élevés, de l'ordre de 5% du territoire par année, auraient caractérisé la région d'étude au cours du XX^{ème} siècle. Cela signifie que, contrairement à ce qui a longtemps été admis en forêt boréale, la mosaïque forestière ne serait pas agencée de manière aléatoire mais répondrait à une structure définie par les propriétés intrinsèques d'âge des peuplements.

Les résultats montrent aussi que les taux de feux récents et les superficies des incendies restent dans les limites de leur gamme de variabilité des derniers 175 ans. Néanmoins, des conditions météorologiques extrêmes, telles que celle de l'année 2013, peuvent repousser ces limites à des niveaux historiquement bas.

Dans la seconde partie de cette thèse, nous avons utilisé le modèle probabiliste de simulation des feux Burn-P3 afin de comparer les effets de la taille et de l'intensité de la résistance à l'allumage et à la propagation des plaques de feux sur les patrons de probabilité d'incendie de la région d'étude. Nous avons déterminé que la taille des feux explique en majeure partie la variabilité des probabilités d'incendie par rapport aux facteurs de résistance à l'allumage et de résistance à la propagation. Cependant, les mécanismes de résistance des jeunes peuplements contribuent aussi à la variabilité du risque de feux, puisqu'ils peuvent réduire les probabilités d'incendie de 10% à 85%. De plus, nous avons observé que la résistance du combustible altère non seulement le

comportement des feux subséquents à l'intérieur des sites brûlés mais aussi à l'extérieur. La diffusion de cette résistance externe dépendrait de la superficie relative des sites brûlés. Nos travaux de simulation montrent donc que la régulation des feux serait soumise à l'interaction entre les caractéristiques permanentes (hydrographie) et les caractéristiques transitoires (mosaïque d'âge) du territoire.

Mots-clés : Forêt boréale ; Feux de forêt ; Changements climatiques ; Forçages ascendants et descendants de l'activité des feux ; Historique des feux ; Reconstitution dendrochronologique ; Mosaïque d'âge forestière ; Rétrocontrôle du combustible ; Risque de feux

ABSTRACT

Wildfires are the major disturbance of the North American boreal forest. Due to global warming, frequency, size and intensity of fires are expected to dramatically increase during the coming decades, mainly in higher latitudes. Northwestern Quebec should be particularly affected by climate change because it is part of regions that experience the highest fire frequencies and the largest burned areas in the entire North American boreal domain at the present time. Anticipating and adapting to the future fire activity leads to understanding how climatic and environmental drivers regulate the fire regimes.

In the first part of this thesis, we used dendrochronology to systematically reconstruct the spatiotemporal variability of fire extent and fire intervals in James Bay, as well as the resulting forest age, along a 340-km transect for the 1840-2013 time period. Our results show an extremely active fire regime over the past two centuries, with an overall burn rate of 2.1 % of the land area yr^{-1} , mainly triggered by seasonal anomalies of high temperature and severe drought. However, the rejuvenation of the age mosaic was strongly patterned in space and time due to the intrinsically lower burn rates in wetland-dominated areas and, more importantly, to the much-reduced likelihood of burning of stands up to 50 years postfire. In absence of such fuel age effect, we have estimated that extremely high burn rate of $\sim 5\% \text{ yr}^{-1}$ would have characterized the study area during the past century. It means that, contrary to previous assumptions in the boreal forest, stand age mosaic would not be randomly patterned but rather structured by intrinsic properties of forest stands.

Our findings also show that recent burn rates and fire sizes are within their range of variability of the last 175 years. Nevertheless, particularly severe weather, as seen in 2013, may shift the abundance of mature and old forest to a historic low.

In the second part of the thesis, we used the probabilistic model of fire simulation Burn-P3 to compare the effects of the size and the levels of fuel resistance to fire spread and ignition of burned areas on burn probabilities in the study area. We find that fire size explains most of the variability of burn probabilities compared to the fuel age resistance. However, resistances to fire spread and ignition also contribute to the risk of fire as they may decrease burn probabilities from 10 to 85%. Moreover, we found that fuel resistance affects fire behavior not only inside the burned patches but also outside. The spread of that external resistance would depend on the relative size of burned areas. Our simulation work shows that regulation of wildfires would be submitted to the interaction between permanent (hydrography) and temporary features (stand age mosaic) of the landscape.

Key words: Boreal forest; Wildfires; Climate changes; Top-down and bottom-up drivers of fire activity; Fire history; Dendrochronological reconstitution; Boreal stand-age mosaic; Fuel feedback, Fire risk

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	iii
RÉSUMÉ	v
ABSTRACT	vii
TABLE DES MATIÈRES	ix
LISTE DES TABLEAUX	xiii
LISTE DES FIGURES	xv
CHAPITRE 1. Introduction	17
1.1 Contexte général	17
1.2 Problématique.....	24
1.3 Objectifs de recherche.....	27
1.4 Revue de littérature des feux en forêt boréale	29
1.4.1 Historique des feux par la dendrochronologie	29
1.4.2 Contrôles des feux en forêt boréale	34
1.4.3 Le rôle de l'âge du combustible sur le risque de feu	39
CHAPITRE 2. Article I - Spatial and temporal dimensions of fire activity in the fire-prone eastern Canadian taiga	49
2.1. Introduction	53
2.2. Material and method.....	57
2.2.1. Study area.....	57
2.2.2. Field sampling	59
2.2.3. Data Analysis	60
2.3. Results	65
2.3.1. Length burned and fire intervals in space and time.....	65
2.3.2. Climate and weather	66
2.3.3. Bottom-up drivers	67
2.3.4. Spatio-temporal variability of the stand age mosaic.....	68
2.4. Discussion	74

2.4.1. Structured vs. random age mosaic	74
2.4.2. Spatio-temporal variability vs. recent and future trends	77
Acknowledgements:	79
References	80
Supplementary information	86
CHAPITRE 3. Article II - Régulation des régimes de feux par l'âge du combustible dans la forêt boréale du nord-ouest québécois.....	95
3.1. Introduction	97
3.2. Aire d'étude	100
3.3. Méthode	101
3.3.1. Environnement de simulation	101
3.3.2. Analyses	108
3.4. Résultats	110
3.5. Discussion	118
3.5.1. Effet de la résistance sur la variabilité des probabilités d'incendie	118
3.5.2. Effets spatiaux de la résistance	121
3.5.3. Limites.....	122
3.5.4. Conclusion	123
Références.....	124
Informations supplémentaires	129
Annexe 1. Reproduire l'effet de l'âge sur la propagation	129
Annexe 2. Figures	131
CHAPITRE 4. Synthèse des résultats.....	135
4.1. Variabilité naturelle des régimes de feux à la Baie James (Objectif 1).....	135
4.2. Forçages environnementaux et climatiques (Objectif 2).....	136
4.2.1. Contrôles descendants.....	136
4.2.2. Contrôles ascendants.....	137
4.3. Résistance du combustible (Objectif 3)	139
4.4. Effets de la taille et des niveaux de résistance à l'allumage et à la propagation des plaques de feux sur les probabilités d'incendie (Objectif 4).....	140

4.4.1. Design expérimental.....	140
4.4.2. Contribution des facteurs Scénario, Résistance à la propagation et Résistance à l'allumage	141
4.4.3. Résistance à l'allumage	141
4.4.4. Résistance à la propagation	141
4.4.5. Interaction de la résistance à l'allumage et de la résistance à la propagation	142
4.5. Effet de la résistance externe (Objectif 5)	142
4.6. Régulation des taux de feux par les contrôles ascendants	144
4.7. Limites.....	145
4.8. Réalisation des objectifs de recherche.....	147
CHAPITRE 5. Apports à la recherche	149
5.1. Structure d'âge des mosaïques forestières	149
5.2. Régulation des feux par les caractéristiques transitoires des peuplements	151
5.3. Une méthode originale de reconstitution des feux passés	151
5.4. Variabilité naturelle des feux dans l'est de la forêt boréale nord-américaine et changements climatiques.....	152
5.5. Perspectives pour la gestion des feux.....	153
RÉFÉRENCES (excluant celles des articles)	155
ANNEXE	167
ANNEXE 1. Paramètres de simulation Burn-P3.....	167

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Fire activity of the three transect sections (1840-2013)	62
Tableau 2. Mesures répétées d'ANOVA sur un modèle mixte linéaire.....	110
Tableau 3. Paramètres de simulation Burn-P3.....	110

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Images MODIS avec situation des feux dans le monde	19
Figure 2. Représentation microscopique d'un cerne de croissance.	28
Figure 3. Augmentation de la largeur des cernes de croissance suite à un feu.	32
Figure 4. Cicatrices de feu triangulaires sur deux pins gris. Baie James, Québec.....	32
Figure 5. Distribution du modèle paramétrique de Weibull.....	41
Figure 6. Évolution des fonctions de probabilité selon le modèle de Weibull.	42
Figure 7. Méthode des fréquences de feux mixtes.....	43
Figure 8. Properties of the landscape age mosaic across boreal landscapes.....	55
Figure 9. Map of the study area	58
Figure 10. Fire occurrence in space and time along the study transect	63
Figure 11. Variability of burn rates along the transect over the 1840-2014	69
Figure 12. Superposed epoch analysis of gridded monthly temperatures data.....	70
Figure 13. Daily spread of the 2013 Eastmain fire	71
Figure 14. Bottom-up resistance to high burn rates	72
Figure 15. Time since previous fire along the transect.....	73
Figure 16. Design expérimental des simulations	103
Figure 17. Distribution des probabilités d'incendie et des superficies de feux.....	113
Figure 18. Mosaïques initiales et probabilités d'incendie	114
Figure 19. Cartes de probabilités d'incendie du scénario 20S.	115
Figure 20. Distributions spatiales des probabilités d'incendie	116
Figure 21. Résistance externe.	117
Figure 22. Propriétés structurées/aléatoires de la mosaïque d'âges du paysage.	150

Figure S1. Reconstruction of fire length from fire scars.....	87
Figure S2. Cumulative frequency distributions of fire length	88
Figure S3. Scatterplot of length burned for a given year.	89
Figure S4. Superposed epoch analysis of gridded monthly precipitation data	90
Figure S5. Superposed epoch analysis of gridded climate data.....	91
Figure S6. Time series of Fire Weather Index values from La Grande.....	92
Figure S7. Frequency distributions of all time since previous fire.....	93
Figure S8. Courbes d'évolution de la résistance avec le temps depuis le dernier feu.	131
Figure S9. Cartes de probabilités d'incendie du scénario 19S	132
Figure S10. Cartes de probabilités d'incendie du scénario 21S	133

CHAPITRE 1. INTRODUCTION

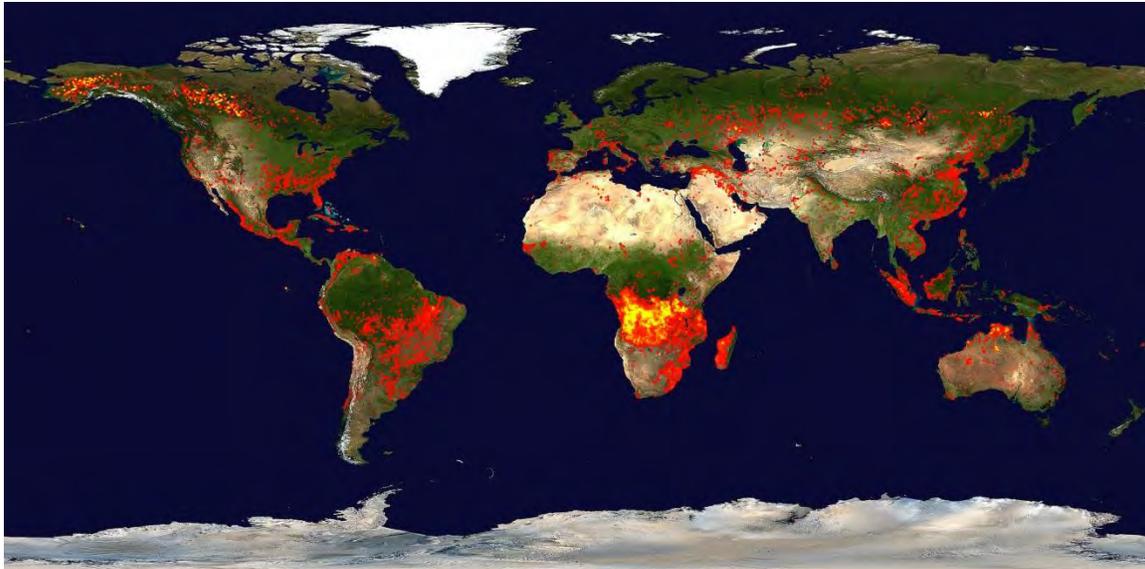
1.1 Contexte général

En écologie, une perturbation peut se définir comme un évènement discret dans le temps, qui modifie un écosystème, une communauté ou la structure d'une population et qui altère les ressources, la disponibilité du substrat ou l'environnement physique (White, 1985). En soi, une perturbation est un élément neutre, ni bon ni mauvais; elle ne constitue une menace ou une ressource qu'en fonction des enjeux qui lui sont attribués. Associée à une notion de probabilité d'occurrence et d'intensité, une perturbation est désignée par le terme aléa (hazard en anglais) et devient un risque dès lors qu'elle tend à se produire dans un milieu vulnérable, c'est-à-dire sensible à des enjeux environnementaux, sociaux ou économiques. Par exemple, la forte crue d'une rivière dans une région boisée isolée, sans infrastructures, ne constitue pas un risque à proprement parler alors qu'une faible crue de cette même rivière, si elle s'accompagne d'une réaction en chaîne avec danger d'inondation pour des sites en aval, sera considérée comme un risque majeur pour un environnement bâti et les populations qui l'habitent. Un régime des perturbations se caractérise donc par les modifications qu'il produit sur l'hétérogénéité du paysage, par son caractère exogène ou l'implication de facteurs endogènes, par sa dimension spatiale et sa fréquence, par sa prédictibilité en termes de temps de retour et de niveau de risque (Turner *et al.*, 1997 ; Peters *et al.*, 2004).

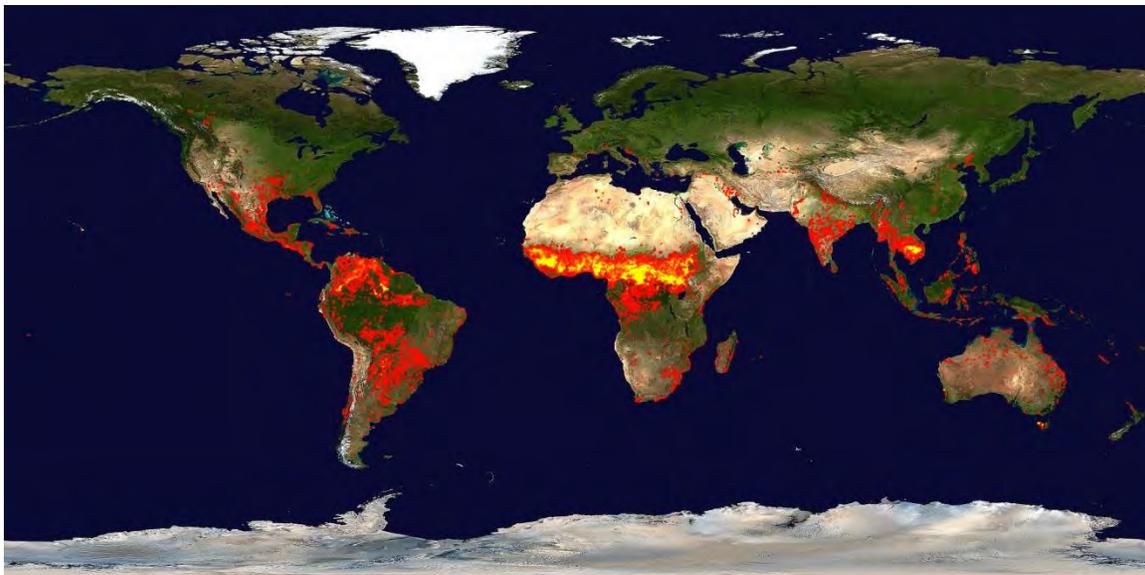
Les feux sont une perturbation majeure des écosystèmes forestiers dans le monde et modulent les propriétés écologiques de l'environnement selon leur degré de fréquence et de sévérité (Bond *et al.*, 2005). L'activité des feux est décrite de manière paramétrique par la notion de régime de feux qui comprend tous les paramètres de comportement des feux, directs (intensité, consommation de biomasse, sévérité, type de brûlage) ou indirects dans le temps (fréquence, saisonnalité) et dans l'espace (taille et forme) (Gill *et al.*, 2009). Le régime de feux est un résumé historique de l'occurrence et des superficies brûlées d'un paysage, sur une certaine période de temps et par un

certain nombre d'évènements (de Groot *et al.*, 2013). La taille (i.e. superficie brûlée par un évènement) et l'intervalle des feux (i.e. temps écoulé entre deux feux successifs) sont les deux paramètres les plus couramment utilisés pour décrire un régime de feux. À l'échelle du paysage, ils sont souvent associés sous le terme de cycle de feux, ou période de rotation, qui représente le temps nécessaire pour brûler une superficie équivalente à celle de l'aire d'étude (Heinselman, 1973; Johnson *et al.*, 1994).

La distribution mondiale des régimes de feux répond à la coopération de trois facteurs : les ressources végétales pour la combustion, les conditions environnementales qui favorisent la combustion et les allumages qui initient le processus. L'activité globale des feux répondrait aux contrôles du climat et du combustible le long d'un gradient unimodal de productivité/aridité qui serait maximal aux niveaux intermédiaires et qui décroîtrait vers les écosystèmes arides et vers les écosystèmes productifs (Pausas *et al.*, 2007; Pausas *et al.*, 2013). La fréquence des feux dans les paysages arides tels que les déserts est basse en raison d'une faible disponibilité de la biomasse, bien que les conditions climatiques chaudes et sèches soient favorables aux feux. Inversement, les régions hautement productives ont une charge de combustible suffisante mais le taux d'humidité élevé de la biomasse limite la fréquence des feux. Les incendies dans les forêts tropicales humides sont d'ailleurs souvent d'origine anthropique, provoqués par la déforestation et l'agriculture. À l'état naturel, les fortes pluies qui accompagnent les orages tropicaux empêchent la foudre d'allumer des feux. Il existe entre ces deux extrêmes une grande variabilité de régimes de feux à travers le monde et la majorité des écosystèmes forestiers sont soumis aux feux plus ou moins sévèrement selon la corrélation de la relation entre le climat et le combustible. Dans une perspective globale, les feux sont généralement absents vers les pôles, au-delà de 70°N et 70°S, puis deviennent progressivement plus fréquents en direction des tropiques pour brusquement diminuer à l'équateur (Figure 1). L'activité des feux est particulièrement remarquable dans les forêts de l'ouest et du sud des États-Unis, du bassin méditerranéen et des Balkans; dans les forêts tropicales d'Amérique latine, des Caraïbes et de l'Asie du sud-est; dans les forêts boréales du Canada et de l'Eurasie; dans les prairies et la savane africaines ou encore dans la brousse australienne.



20-29 juin 2015



21-30 janvier 2016

Figure 1. Images MODIS avec situation des feux dans le monde sur une période de 10 jours, du 20 au 29 juin 2015 et du 21 au 30 janvier 2016. Crédits de Jacques Descloitres (création des cartes), Louis Giglio (algorithme de détection des feux) et Reto Stokli (Image de fond) (Giglio *et al.*, 2003).

Les conséquences des feux de forêt sur l'environnement et les populations peuvent être catastrophiques. Un bref aperçu des événements des dernières années montre l'ampleur du risque de feux dans le monde. En 2011, plus de 1 600 000

hectares de territoire ont brûlé aux États-Unis, incluant le feu du Bastrop qui a détruit 1600 habitations au Texas. Le 7 février 2009, connu aujourd'hui sous le nom de "Black Saturday", 173 personnes ont perdu la vie à cause des feux de forêts dans l'état de Victoria en Australie. Suite à une longue période de sécheresse à l'été 2010, la ville de Moscou suffoquait sous une épaisse fumée provoquée par la combustion de plusieurs milliers d'hectares de forêt et de tourbières dans l'ouest du pays. L'Indonésie a subi le même sort en 2015 suite à plusieurs mois de feux de forêts tropicales devenus incontrôlables. Le pire incendie de l'histoire d'Israël s'est produit en décembre 2010, causant la mort de 42 personnes à proximité de la ville d'Haïfa. Le 15 mai 2011, des feux de forêt ont ravagé en quelques heures une partie de la ville de Slave Lake en Alberta, occasionnant des pertes de plus de 700 millions de dollars. Et dernièrement, plus de 2400 bâtiments ont été incendiés dans la ville de Fort McMurray, située également en Alberta, forçant l'évacuation de plus 90 000 personnes en quelques jours.

Néanmoins, si les feux sont essentiellement destructeurs en forêt tropicale humide, ils sont souvent des facteurs essentiels pour le maintien de la dynamique et du renouvellement des forêts tropicales sèches et des forêts boréales de conifères. La forêt boréale nord-américaine est d'ailleurs un bon exemple d'interactions positives entre régimes de perturbations par le feu, régénération adéquate des espèces et agencement de la mosaïque forestière en peuplements d'âge et de composition variés (Heinselman, 1981; Payette, 1992; Stocks *et al.*, 1996; Stocks *et al.*, 2002). Au Canada, des feux fréquents et sévères ont structuré le nord de la taïga en une forêt ouverte dans laquelle dominent les espèces résistantes aux faibles températures et aux sols humides comme le mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) Koch) et les espèces adaptées à une intensité élevée des feux comme l'épinette noire (*Picea mariana* Mill.) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.). Plus au sud, la fréquence des feux diminue ce qui favorise la fermeture de la forêt avec la domination d'espèces longévives et tolérantes à l'ombre telles le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), le cèdre blanc (*Thuja occidentalis* L.) et l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss). La taïga se compose également de quelques feuillus dont le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) et le bouleau glanduleux (*Betula glandulosa* Michx.).

La variabilité spatio-temporelle des régimes de feux dans la forêt boréale résulte de l'interaction entre des facteurs dits descendants (top-down, i.e. le climat) et de facteurs ascendants (bottom-up, i.e. le combustible et la topographie). Le climat est considéré comme le facteur principal du contrôle de l'activité des feux à l'échelle locale et régionale (Flannigan *et al.*, 2001; Stocks *et al.*, 2002; Macias Fauria *et al.*, 2008; Parisien *et al.*, 2011). De manière générale, des températures élevées associées à un faible taux d'humidité et à des vents forts favorisent les conditions de sécheresse du combustible et par conséquent, la propagation des grands feux (Miyanishi *et al.*, 2002; Girardin *et al.*, 2009). La foudre est responsable de la majorité des superficies brûlées de la forêt boréale et agit sur la fréquence et la densité spatiale des feux (Flannigan *et al.*, 1991; Larjavaara *et al.*, 2005; Krawchuk *et al.*, 2006). Le combustible intervient quant à lui sur l'activité des feux d'une part en modelant la continuité spatiale du paysage (composition et quantité de combustible) et d'autre part en régulant les taux d'accumulation de la biomasse disponible (Hellberg *et al.*, 2004; Wallenius *et al.*, 2004; Hély *et al.*, 2010; Héon *et al.*, 2014; Yeboah *et al.*, 2016).

La communauté scientifique s'accorde sur le fait que le réchauffement climatique initié au XIX^{ème} siècle par l'émission anthropogénique de gaz à effet de serre dans l'atmosphère va s'intensifier au cours des prochaines décennies, particulièrement en forêt boréale (GIEC 2013). Au vu de la relation étroite qu'entretiennent feux et climat, les régimes de feux semblent déjà subir des modifications en lien avec le réchauffement global (Jolly *et al.*, 2015) et il est attendu que le phénomène s'amplifiera avec, entre autres, une augmentation significative de la fréquence et de la sévérité des feux dans la zone boréale, des impacts importants sur la productivité des forêts et sur le cycle du carbone terrestre (Flannigan *et al.*, 2005; Beck *et al.*, 2011; Kelly *et al.*, 2013). Le degré d'altération des régimes de feux devrait varier selon les conditions régionales du climat, de la dynamique naturelle des perturbations, de la composition de la végétation et de la productivité des écosystèmes (Soja *et al.*, 2007; Johnstone *et al.*, 2010; Flannigan *et al.*, 2013; Kelly *et al.*, 2013). Dans l'ouest du Canada, les modèles prévoient une augmentation générale des superficies brûlées en lien avec un allongement de la saison des feux et des conditions de sécheresse plus sévères (Flannigan *et al.*, 1998; Krawchuk *et al.*, 2009 b). À l'est, les prévisions semblent plus contrastées puisqu'on

attend pour certaines zones une augmentation des précipitations et par conséquent des fréquences de feux plus faibles tandis que d'autres zones verraient leurs températures augmenter sans compensation du niveau de précipitations, avec pour conséquence une intensification de l'activité des feux (Bergeron *et al.*, 2006; Bergeron *et al.*, 2011; Girardin *et al.*, 2013).

Les patrons d'occurrence et du comportement des feux sont complexes à définir car ils ne sont pas régulés uniquement par l'addition des conditions climatiques et des conditions de la végétation mais également par l'interaction spatio-temporelle de ces deux facteurs (Peterson, 2002; Krawchuk *et al.*, 2006). De nombreux efforts ont été faits ces dernières années pour documenter la variabilité naturelle des régimes de feux afin d'anticiper les impacts sur les écosystèmes qu'aura l'augmentation de l'activité des feux attendue pour le XIX^{ème} siècle (Stocks *et al.*, 2002; Girardin *et al.*, 2006b; Kasischke *et al.*, 2006; Alfaro *et al.*, 2013; Héon *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2014; Parks *et al.*, 2016). Les travaux présentés dans cette thèse s'inscrivent directement dans cette perspective de compréhension globale des actions et rétroactions entre feux de forêt, contrôles et dynamique des populations. La thèse est divisée en deux sections, la première portant sur le cadre d'étude et la synthèse des résultats, et la seconde comportant les articles scientifiques. Le premier chapitre décrit le contexte général des feux de forêt, particulièrement en forêt boréale, et aborde la problématique du rôle du climat et de l'environnement sur la variabilité des régimes de feux dans un contexte de changements climatiques. Une revue de littérature appuie les concepts de base en documentant la reconstitution des régimes de feux passés par la dendrochronologie, la description des contrôles des feux et plus particulièrement le rôle du combustible sur le risque de feux. Ce chapitre se termine sur l'énoncé des objectifs de recherche. Le second chapitre décrit la synthèse des résultats, suivi du troisième chapitre qui résume les avancées scientifique apportés à la recherche par cette thèse. La seconde section de la thèse est constituée par les deux articles qui répondent aux objectifs énoncés dans la section précédente. Le premier article rend compte de la reconstitution dendrochronologique de l'historique des feux au cours des 200 dernières années à la Baie James et l'effet des contrôles environnementaux et climatiques sur les taux de feux. Plus spécifiquement, l'article met en évidence le rôle du combustible sur la

limitation des taux de feux. Le deuxième article est consacré à l'étude de la résistance à la propagation et à l'allumage produite par l'âge du combustible sur le risque de feux à l'aide du modèle Burn-P3.

1.2 Problématique

Parce que les hautes latitudes sont reconnues comme particulièrement sensibles aux changements climatiques, il est attendu que les taux de feux (i.e. pourcent du territoire brûlé annuellement) des écosystèmes nordiques subiront de profondes modifications au cours du XXI^{ème} siècle (Serreze *et al.*, 2000; Payette *et al.*, 2001; Balshi *et al.*, 2009; Boulanger *et al.*, 2013; Boulanger *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2015). Le nord-ouest du Québec devrait être particulièrement affecté par ces changements car il fait partie des régions qui enregistrent actuellement les plus hautes fréquences de feux et les plus grandes superficies brûlées de toute la zone boréale canadienne (Boulanger *et al.*, 2012b; Héon *et al.*, 2014). Selon un rapport du CRU (Climatic Research Unit) publié en 2007, les températures du bassin oriental de la Baie James ont augmenté de manière générale au cours du XX^{ème} siècle mais, contrairement au Québec méridional, les précipitations ont chuté de près de 15% sur la période 1976-2007. Si, comme attendu, cette tendance se poursuit au cours du XXI^{ème} siècle, des répercussions importantes sont à prévoir sur les régimes de feux. Sachant que 92% de l'énergie du Québec provient de la production hydro-électrique (fournie en majorité par Hydro-Québec), et que près de la moitié des installations est située au nord de la province, les impacts ne seront pas uniquement d'ordre écologique mais également d'ordres économique et social, avec un risque élevé sur les infrastructures, sur l'alimentation en énergie hydroélectrique de la province, sur la productivité des forêts et sur les communautés autochtones.

Anticiper l'activité future des feux et ses impacts sur les écosystèmes nécessite de comprendre la variabilité naturelle des contrôles climatiques et environnementaux à travers l'historique des régimes de feux. Néanmoins, la reconstitution de la taille des grands feux dans un territoire soumis à des feux fréquents et sévères pose un défi méthodologique important puisque chaque nouveau feu masque les feux précédents survenus au même endroit. Les bases de données constituées par la surveillance à long-terme des périmètres de feux, comme la base nationale de données sur les feux de forêt au Canada (BNDFFC, ou National Fire DataBase NFBD), ne sont considérées comme exhaustives que depuis les années 80, un laps de temps trop court pour

analyser précisément les causes et les conséquences des changements de régimes de feux. Les méthodes de reconstitution de l'historique des feux dans la forêt boréale à partir d'archives naturelles permettent soit de retracer les intervalles de temps entre les feux successifs pour des sites particuliers, comme les analyses des charbons, mais sans information détaillée sur la taille des feux (Ali *et al.*, 2012; Kelly *et al.*, 2013; Oris *et al.*, 2014); soit d'estimer la taille des événements à partir de la cartographie des temps-depuis-le-dernier-feu sans connaître les intervalles de temps entre les feux successifs (Bergeron *et al.*, 2004; Vijayakumar *et al.*, 2015). Récemment, Héon *et al.* (2014) ont développé une méthodologie dendrochronologique capable de reconstituer simultanément et systématiquement la taille des feux et les intervalles de temps entre les feux à travers le temps et l'espace pour les deux derniers siècles. Grâce à cette méthode, les auteurs ont mis en évidence l'importance de l'âge des peuplements sur le risque de feux en forêt boréale, hypothèse jusqu'alors controversée.

Pendant plus de 40 ans, il a été admis le risque de feu était indépendant de l'âge des peuplements en forêt boréale (van Wagner, 1978; Johnson *et al.*, 1998; Bergeron *et al.*, 2001) et que le combustible ne jouait qu'un rôle négligeable en comparaison du rôle majeur attribué aux conditions météorologiques (Bessie *et al.*, 1995). Dans cette perspective, la dynamique des feux serait essentiellement sous le contrôle du climat et du contenu en humidité du combustible fin, indépendamment de l'accumulation de la biomasse (Bessie *et al.*, 1995; Johnson *et al.*, 2001; Keeley *et al.*, 2001). À l'échelle des paysages, le feu se propagerait donc sans égard à l'arrangement spatial des jeunes et des vieilles forêts. Néanmoins, des études récentes ont démontré que les feux anciens modifient le potentiel d'allumage et de propagation des feux suivants, et régulent les taux de feux (Schimmel *et al.*, 1997; Niklasson *et al.*, 2000; Parks *et al.*, 2015a; Parks *et al.*, 2015b). Cette rétroaction négative du combustible maintient les taux de feux dans les jeunes forêts à des niveaux nettement inférieurs à ceux attendus sans cette résistance. Par conséquent, sous-estimer le rôle du combustible comme un contrôle important du risque de feux dans la taïga pourrait conduire les prévisions à surestimer l'activité future des feux. Il apparaît donc essentiel d'évaluer la dynamique des régimes de feux dans une perspective globale, en intégrant l'historique des perturbations du

paysage comme une propriété de régulation des écosystèmes, qui interagit dans le temps et dans l'espace avec les contrôles climatiques et environnementaux des feux.

Néanmoins, les feux sont un processus stochastique complexe dont les patrons d'occurrence et de superficies résultent de la combinaison du climat, des conditions météorologiques, de la topographie, de la composition et de la structure spatiale des combustibles (Bessie *et al.*, 1995; Cumming, 2001; Hély *et al.*, 2001; Krawchuk *et al.*, 2006). Évaluer la contribution relative du combustible sur les régimes de feux, comme celle des autres forçages, est un exercice difficile en raison des nombreuses actions et rétroactions qui les unissent.

Les procédés de modélisation de feux constituent des outils très performants pour aider à la compréhension des mécanismes de contrôle du risque de feux. Contrairement aux expérimentations en milieu naturel et aux observations de terrain, les simulations de processus écologiques peuvent être répétées autant de fois que nécessaire, selon différentes combinaisons de variables contrôlées, ce qui facilite l'interprétation des patrons d'occurrence et de superficie des feux (Turner *et al.*, 1994a; Parisien *et al.*, 2011). Elles rapportent une gamme d'effets potentiels des forçages, qu'il est possible de quantifier et de confronter aux observations. De plus, la modélisation est capable de faire émerger les phases transitoires de la mosaïque forestière, c'est-à-dire les différents stades qui caractérisent l'évolution des peuplements suite à une perturbation. Ces stades sont souvent difficiles à distinguer dans des conditions réelles car ils sont soit masqués rapidement par le recouvrement de l'équilibre des peuplements, soit trop espacés dans le temps pour en percevoir l'intégralité.

1.3 Objectifs de recherche

Les travaux présentés dans cette thèse ont pour objectif principal d'étudier la relation entre la dynamique naturelle des feux et leurs forçages dans l'une des régions qui enregistrent les plus hauts taux de feux de toute la zone boréale canadienne. Ils ont été initiés suite à une première reconstitution dendrochronologique de l'historique des feux réalisée récemment par Héon *et al.* (2014), à partir d'un transect de 190 km le long de la route de la Baie James. Leurs résultats ont mis en évidence l'activité soutenue des feux dans leur site d'étude mais également l'influence conséquente de l'âge du combustible sur la régulation des taux de feux. Cependant, malgré la grande quantité de données réunie par les auteurs et la robustesse de leurs analyses, des investigations supplémentaires semblaient nécessaires avant de pouvoir généraliser leurs conclusions à l'ensemble de la région.

Premièrement, le transect d'Héon *et al.* (2014) ne couvre que 190 km, soit une longueur d'à peine deux fois supérieure au diamètre des plus grands feux qui se produisent dans la région d'étude. La distance d'échantillonnage se veut donc insuffisante pour capturer la gamme de distribution naturelle des tailles de feux. Deuxièmement, les feux semblent répondre à un gradient de taille suivant un axe nord-sud, aisément perceptible sur les données des polygones de feux de la base de données sur les feux de forêt au Canada (BNDFFC) mais non intercepté par le transect. Troisièmement, au vu de la variabilité des tailles de feux, quels facteurs environnementaux et climatiques sont susceptibles d'expliquer de tels contrastes spatiaux?

De plus, l'étude d'Héon *et al.* (2014) a révélé la présence d'un phénomène de régulation des taux de feux par les jeunes forêts. La mosaïque forestière serait donc structurée avec un brûlage préférentiel des vieilles forêts. Sachant que le risque de feux a longtemps été reconnu comme indépendant de l'âge des peuplements en forêt boréale nord-américaine, ce phénomène de résistance serait-il toujours perceptible, donc éventuellement généralisable, dans un plus grand territoire? Quelles sont les conséquences d'un scénario âge-dépendant (mosaïque d'âges structurée) sur les taux de feux par rapport à un scénario âge-indépendant (mosaïque d'âges aléatoire)? Et

quelles sont les implications d'un processus d'autorégulation des feux dans un contexte de changements climatiques?

Afin de répondre à ces différentes questions, une première série d'objectifs spécifiques suivants a été établie:

Objectif 1. Prolonger le transect de 150 km vers le sud selon la méthodologie utilisée par Héon *et al.* (2014) afin de constituer une base de données exhaustive de l'historique des feux. Évaluer la variabilité naturelle des feux dans la région.

Objectif 2. À partir de l'ensemble des travaux de reconstitution dendrochronologique, identifier les forçages environnementaux et climatiques qui gouvernent l'activité des feux à la Baie James dans le temps et dans l'espace.

Objectif 3. Identifier la résistance au feu produite par le combustible à partir de la mosaïque des classes d'âges (temps depuis le dernier feu) dans le paysage. Mesurer quels seraient les taux de feux enregistrés dans la région en l'absence du rétrocontrôle du combustible.

L'effet de l'âge des peuplements constitue un forçage important de l'activité des feux. Pour comprendre comment la résistance du combustible agit spatialement sur le risque de feux, une seconde série d'objectifs spécifiques a été établie :

Objectif 4. Simuler l'allumage et la propagation d'un très grand nombre de feux dans le modèle probabiliste Burn-P3 (Parisien *et al.*, 2005) afin de comprendre comment la taille et l'âge des plaques de feux, en termes de résistance à la propagation et de résistance aux allumages, influencent les probabilités d'incendie du paysage. Identifier d'éventuelles interactions entre les différents facteurs par des analyses statistiques.

Objectif 5. Les feux étant par définition des phénomènes spatiaux, la résistance du combustible pourrait se propager à l'extérieur des plaques de feux. Décomposer spatialement le phénomène de la résistance du combustible en une résistance interne et une résistance externe puis évaluer la part d'implication de chacune sur la diminution du risque de feux dans les simulations, à partir des portions de paysage non traitées.

1.4 Revue de littérature des feux en forêt boréale

Les travaux de recherche présentés dans cette thèse se rapportent à plusieurs champs d'étude des feux en forêt boréale. Afin que les concepts et les méthodes utilisés soient clairs, cette section résume l'apport de la dendrochronologie à la reconstitution de l'historique des feux, les contrôles climatiques et environnementaux de l'activité des feux et revoit les hypothèses sur l'importance du rôle du combustible sur le risque de feux en forêt boréale.

1.4.1 Historique des feux par la dendrochronologie

1.4.1.1. Les cernes de croissance

Un cerne de croissance se forme par l'accumulation de cellules de xylème produites par les plantes ligneuses pour la conduction verticale de la sève brute vers les feuilles et pour le support mécanique des tiges. Un cerne est produit au cours d'une période d'activité cambiale, soit une année en régions tempérées et boréales, où le contraste des saisons favorise l'activité cambiale en été après une période de latence en hiver. Visuellement, les cernes annuels sont délimités par des variations de couleur et de densité entre les cellules claires à paroi mince du bois initial et les cellules foncées à paroi épaisse du bois final (Figure 2) (Fritts *et al.*, 1989; Fritts, 2012). La morphologie des cernes de croissance dépend principalement de l'espèce considérée et des conditions environnementales. L'âge semble aussi intervenir sur la croissance de certaines espèces en modifiant leur sensibilité aux facteurs environnementaux (Carrer *et al.*, 2004). Le climat est un contrôle important du développement des cernes car il conditionne les paramètres intrinsèques du site de croissance en termes de température de l'air, précipitations, disponibilité des nutriments, disponibilité et intensité de la lumière, humidité du sol, etc.

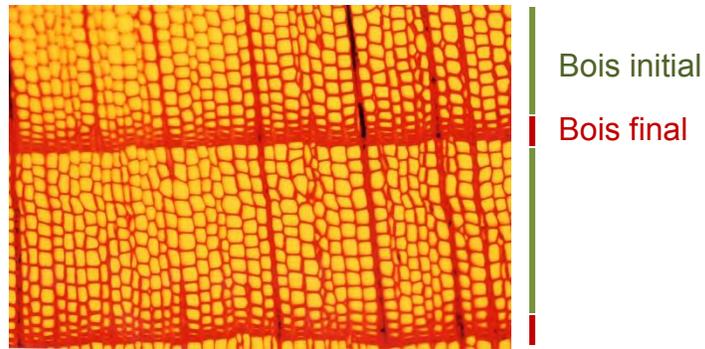


Figure 2. Représentation microscopique d'un cerne de croissance.

Les variations dans le patron des cernes de croissance sont de bons indicateurs des conditions climatiques et écologiques passées en raison de leur résolution annuelle (St-George, 2014). La croissance radiale d'une année intègre les effets du climat de l'année en cours mais aussi celui des années précédentes, tout en conservant sa spécificité de site (Briffa *et al.*, 2004; Fritts, 2012). Les arbres sont d'ailleurs considérés comme des archives naturelles à haute résolution (Bradley, 1999) et les longues séries dendrochronologiques sont couramment utilisées à des fins de reconstitutions climatiques à l'échelle du siècle voire du millénaire (Cook *et al.*, 2002; Grudd *et al.*, 2002; Swetnam *et al.*, 2011; Naulier *et al.*, 2015). De plus, les cernes de croissance enregistrent également plusieurs types de perturbations écologiques tels que les épidémies d'insectes, les débâcles de rivières et les feux de forêt (Payette *et al.*, 1989; Boucher *et al.*, 2009; Boulanger *et al.*, 2012a; Héon *et al.*, 2014).

1.4.1.2. Feux et cicatrices de feux

Les feux de forêt sont classés en fonction de leur mode de propagation. Les feux de sol brûlent la matière organique contenues dans la litière, l'humus ou la tourbe avec une profondeur qui dépend du taux d'humidité, de la densité apparente du sol, du contenu et de l'épaisseur de la matière organique (Miyanishi *et al.*, 2002). Souvent peu intenses, les feux de sol se propagent lentement par conduction mais ils peuvent rester en activité plusieurs mois. Pour leur part, les feux de surface consomment les strates basses de la végétation : la litière, la strate herbacée, les ligneux bas et calcinent

l'écorce des troncs (de Groot *et al.*, 2009). Ils se propagent par rayonnement (i.e. transfert thermique sous forme de rayons électromagnétique des zones chaudes vers les zones froides) et, hors des domaines forestiers, sont typiques des formations végétales broussailleuses comme la garrigue, le chaparral ou les landes. Finalement, les feux de cime consomment la partie supérieure des arbres, surtout les résineux, avec une vitesse de propagation plus rapide que celle des feux de surface, ce qui les rend difficilement contrôlables (Rothermel, 1983). Ils se propagent essentiellement par convection et libèrent des charges d'énergie élevées (van Wagner, 1977; van Wagner, 1993). Feux de sols, de surface et de cimes peuvent se combiner au cours d'un même évènement incendiaire, notamment les feux de surface qui alimentent parfois les feux de cimes.

Dans les régions propices aux feux de forêt, les arbres présentent plusieurs mode de protection au feu comme une écorce plus épaisse et plus résistante ou une grande capacité de régénération à partir des racines et des troncs (Schweingruber, 1996). Les individus à la circonférence plus faible ont un taux de mortalité plus élevé en raison d'une écorce plus mince et d'une plus grande proportion de surface vulnérable par rapport à leur surface totale (Hengst *et al.*, 1994)

Quand un arbre est atteint par le feu, sa croissance s'interrompt immédiatement (Schweingruber, 1996). Si le houppier n'est pas totalement détruit, il reprend sa croissance mais en étant affaibli et une réduction temporaire des largeurs de cernes peut être visible. En cas de mortalité importante du peuplement, une ouverture se forme dans la canopée et libère l'espace en apportant un surcroît de luminosité et de nutriments aux arbres survivants. Dans ce cas, les cernes formés par les arbres survivants au feu peuvent présenter non pas une réduction mais une augmentation de croissance radiale pendant quelques années (Brown *et al.*, 1994) (Figure 3). Si le feu a calciné une partie du cambium vasculaire, dont la température létale admise est d'environ 60°C (van Mantgem *et al.*, 2003), la blessure sera progressivement recouverte par les cernes de croissances annuels des années subséquentes et formera une cicatrice de feu (Baker *et al.*, 2013). Les cicatrices se situent généralement sur le côté opposé à la direction du vent au moment de l'incendie en raison de la formation de tourbillons de chaleur qui augmentent à cet endroit le temps de résidence, la

température et la hauteur de la flamme (Gutsell *et al.*, 1996). La température est plus haute au centre de la flamme puis décroît progressivement vers les côtés et le sommet, donnant la forme triangulaire conique caractéristique des cicatrices de feux (Figure 4). En forêt boréale, les feux sont majoritairement des feux de cimes léthaux qui ne laisse que peu de survivants dans un peuplement. Néanmoins, la fréquence élevée des feux augmente la probabilité de formation des cicatrices de feux, surtout dans les sites de ralentissement de l'intensité des feux où les feux de cimes s'accompagnent aussi de feux de surface : les sommets de collines, les affleurements rocheux ou les contacts entre sites bien drainés et tourbières.

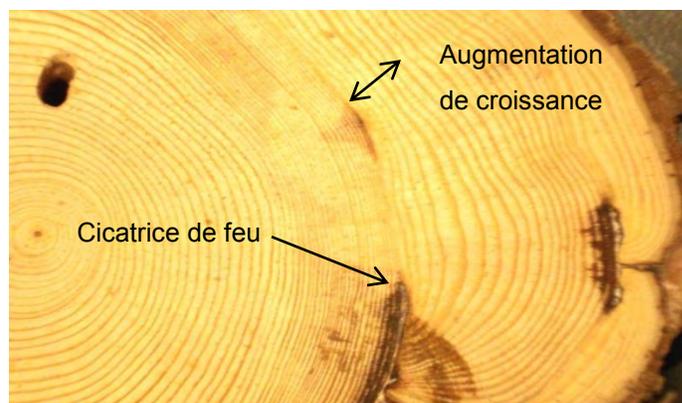


Figure 3. Augmentation de la largeur des cernes de croissance suite à un feu.



Figure 4. Cicatrices de feu triangulaires sur deux pins gris. Baie James, Québec.

1.3.1.4. Reconstitution de l'historique des feux par dendrochronologie

Les cicatrices de feux sont couramment utilisées pour reconstituer l'historique des feux dans plusieurs régions de la forêt boréale, tant sur des arbres vivants que morts (Payette *et al.*, 1989; Girardin *et al.*, 2006b; Wallenius *et al.*, 2011; Héon *et al.*, 2014). Les cicatrices peuvent être multiples sur un individu et retracer plusieurs décennies d'histoire de feux, voire même plusieurs siècles pour les espèces avec une grande longévité comme les séquoias géants (Swetnam, 1993). Les cicatrices de feux dans la forêt boréale canadienne ne permettent des reconstitutions de l'activité que sur les 200-300 dernières années car la méthode est limitée d'une part par la longévité des espèces dominantes et d'autre part par la fréquence élevée des feux dans certaines régions qui masquent progressivement les traces des feux anciens. Il est toutefois possible d'utiliser les cicatrices présentes sur chicots pour étendre la période de reconstitution en interdatant les individus avec des chronologies maîtresses régionales (Arno *et al.*, 1977; Barrett *et al.*, 1988). De plus, certaines espèces peuvent fournir de informations supplémentaires pour compléter les reconstitutions de l'historique des feux par les cicatrices. Le pin gris par exemple est doté de cônes sérotineux qui dépendent de la chaleur produite par un feu pour libérer leurs graines. La rapidité de sa régénération, de 1 à 3 ans suivant un incendie (Sirois, 1995 ; Smirnova *et al.*, 2008), permet l'utilisation de sa date d'établissement (1^{er} cerne au niveau du sol) comme date de feu.

Les travaux de reconstitution des feux par dendrochronologie ont permis de quantifier la variabilité des régimes de feux et de la relier au climat régional. Par exemple, dans la forêt boréale québécoise, les cycles de feux varient de 40 à plus de 500 ans (Lesieur *et al.*, 2002; Lefort *et al.*, 2004; Bergeron *et al.*, 2006, Lauzon *et al.*, 2007; Héon *et al.*, 2014), probablement en raison d'un gradient climatique : le climat dans le nord-ouest et le centre de la province est de type continental avec des étés très secs tandis que le climat maritime des régions à l'est favorise des étés humides (Bouchard *et al.*, 2008; Girardin, 2010). De plus, la dendrochronologie a également permis d'identifier les interactions entre les forçages climatiques et environnementaux et leur incidence sur la dynamique spatio-temporelle des feux. Dans l'ouest des États-Unis, Heyerdahl *et al.* (2001) ont reconstitué plus de 400 ans d'historique des feux dans

l'état de l'Oregon et de Washington et ont identifié que la fréquence des feux était régulée par l'interaction entre des gradients climatiques et la topographie. En Suède, grâce à une reconstitution de 650 ans, Hellberg *et al.* (2004) ont mis en évidence l'importance des proportions de terres humides sur l'occurrence et la taille des feux. L'étude de Taylor *et al.* (2003) en Californie rapporte que la configuration spatiale du paysage filtrait la propagation des feux mais que ce contrôle diminuait lors des années de sécheresses sévères au profit du contrôle climat et du combustible.

1.4.2 Contrôles des feux en forêt boréale

L'initiation et la propagation des feux répondent à un panel de facteurs écologiques et climatiques variables selon les écosystèmes et l'échelle spatiale considérée (Turner *et al.*, 1994b). Si le contrôle descendant du climat tend à synchroniser et uniformiser les régimes de feux à l'échelle régionale voire subcontinentale, les contrôles ascendants assurent l'hétérogénéité des patrons de feux dans le paysage à l'échelle locale. De manière générale, le site et le moment du départ d'un feu dépendent largement des propriétés et de la distribution spatiale des allumages et des combustibles. Une fois le départ du feu assuré, la direction et le taux de propagation du feu sont contrôlés par les conditions environnementales locales du combustible, de la météo et de la topographie.

1.4.2.1. Le climat

Le climat est le contrôle majeur de l'activité des feux en forêt boréale (Flannigan *et al.*, 2001 ; Stocks *et al.*, 2002 ; Macias Fauria *et al.*, 2008). Il est considéré comme un facteur descendant car il exerce son influence sur de vastes superficies (Skinner *et al.*, 1999; Girardin *et al.*, 2004; Skinner *et al.*, 2006; Le Goff *et al.*, 2007; Macias Fauria *et al.*, 2008). À l'échelle globale, l'activité des feux dépend fortement de la stratification atmosphérique horizontale et verticale en termes de températures, de précipitations, de couvert nuageux et de pression. Les proportions de territoire brûlées chaque année au Canada sont d'ailleurs souvent associées à la formation de crêtes de haute pression dans l'atmosphère, nommées « blocking ridge » dans la littérature (Flannigan *et al.*, 2001 ; Skinner *et al.*, 2002 ; Girardin *et al.*, 2006a). Ces anticyclones persistent au

moins une semaine dans la partie médiane et supérieure de l'atmosphère (500 h-Pa) et bloquent les systèmes de précipitations, entraînant des conditions météorologiques chaudes et sèches au sol qui réduisent l'humidité des combustibles sur de vastes superficies (Johnson *et al.*, 1993 ; Macias Fauria *et al.*, 2008). L'activité convective reprend au moment de l'affaiblissement puis la disparition des crêtes, ce qui augmente les phénomènes de foudre et l'allumage des feux dans un combustible déjà sec (Nash *et al.*, 1996).

À grande échelle, les circulations atmosphérique et océanique suivent une cyclicité multiannuelle à multidécennale et sont associées à des variations systématiques de la température, des précipitations, de l'humidité, de la pression, des vents et de la foudre sèche (foudre sans orage) (Zhang *et al.*, 1997 ; Skinner *et al.*, 1999 ; Girardin *et al.*, 2004 ; Le Goff *et al.*, 2007 ; Macias Fauria *et al.*, 2008). Plusieurs patrons de circulation synoptique, ou téléconnections, ont été identifiés dans le monde dont l'oscillation arctique (AO, Arctic Oscillation), l'oscillation atlantique multidécennale (AMO, Atlantic Multidecadal Oscillation) et le système oscillation du Pacifique décennale/El Niño oscillation australe (PDO/ENSO, El Niño Southern Oscillation/Pacific Decadal Oscillation). Au vu de la relation étroite entre l'activité des feux et le climat, les fluctuations de la circulation des masses d'air ont un impact direct sur la synchronisation globale de l'activité des feux. Par exemple, Baltzer *et al.* (2007) ont expliqué les années de grandes superficies brûlées en Sibérie centrale par des phases positives de l'oscillation arctique et de l'oscillation australe d'El Niño. En Alaska, les années de grands feux seraient corrélées avec la présence de conditions modérées à fortes d'El Niño (Hess *et al.*, 2001) et les indices de téléconnections de l'oscillation décennale du Pacifique et de l'oscillation de l'est du Pacifique pourraient même être des indicateurs fiables pour prédire les futures années de feux sévères (Duffy *et al.*, 2005). Dans l'est du Canada, les superficies brûlées annuellement seraient également reliées aux variations des systèmes climatiques, avec une influence variable de l'oscillation décennale du Pacifique, en adéquation avec l'oscillation nord-atlantique (NAO) (Girardin *et al.*, 2004 ; Le Goff *et al.*, 2007).

1.4.2.2. Les périodes sèches

À l'échelle locale, l'occurrence et la propagation des grands feux est significativement déterminée par les périodes de sécheresses estivales sévères (Girardin *et al.*, 2009). Les conditions de sécheresse dépendent de la combinaison des paramètres météorologiques de températures, de précipitations, d'humidité, de direction et de vitesse des vents. De manière générale, des températures élevées associées à de faibles précipitations et à des vents forts sont responsables des grandes superficies brûlées chaque année au Canada car ils augmentent l'évaporation des végétaux et par conséquent, la sécheresse du combustible (Miyonishi *et al.*, 2002; Gillett, 2004; Girardin *et al.*, 2009).

Plusieurs systèmes ont été élaborés pour évaluer la relation entre des conditions météorologiques propices au feu (fréquence et sévérité des périodes sèches) et le risque réel d'incendie depuis les années 1920. Le plus utilisé à ce jour, notamment au Canada, est l'indice forêt-météo (IFM) formé de six composantes qui prennent en compte les impacts de l'humidité du combustible et du vent sur le comportement d'un incendie (van Wagner, 1987). L'une de ses composantes est le Drought Code (DC, anciennement nommé Soil Moisture Index ou SMI dans Turner (1972)), ou indice de sécheresse, qui représente le contenu en humidité d'une couche organique de 18 cm d'épaisseur, pour une densité de 139 kg.m⁻³. La teneur théorique maximale en humidité du combustible correspond à la capacité maximale en eau du sol, c'est-à-dire 100 mm. Fondamentalement, le DC rend compte de l'effet saisonnier des conditions climatiques sur la sécheresse des combustibles. Girardin & Wotton (2009) proposent une alternative mensuelle de cet indice avec le Monthly Drought Code (MDC). Que ce soit individuellement ou intégré à l'IFM, le Drought Code a été utilisé avec succès pour la détection des impacts changements climatiques sur le risque de feux de forêt à travers le Canada mais aussi pour la prévision de l'activité future des feux attendue au cours du XXI^{ème} siècle (Girardin *et al.*, 2004; Amiro *et al.*, 2005; Flannigan *et al.*, 2005; Girardin *et al.*, 2008).

1.4.2.3. Les allumages

L'initiation d'un incendie est un phénomène spatio-temporel stochastique qui comprend l'allumage efficace d'un combustible puis sa propagation sur une aire suffisante pour être détectée (Krawchuk *et al.*, 2006). Au Canada, environ deux tiers des feux sont d'origine anthropique mais les feux d'origine naturelle, causés par la foudre, sont responsables de plus de 85% des superficies brûlées chaque année (Cumming, 2001; Stocks *et al.*, 2002). Contrairement aux feux anthropiques, les feux de foudre peuvent s'allumer à différents endroits simultanément et brûler pendant plusieurs jours dans des régions isolées tant que les conditions météorologiques restent favorables à la propagation (Flannigan *et al.*, 1991). Seule une faible proportion d'éclairs initie des incendies et la forte densité des allumages dans un paysage ne conduit pas nécessairement à l'augmentation du pourcentage de territoires brûlés (Cumming, 2005; Krawchuk *et al.*, 2009b). La fréquence des allumages par la foudre ne serait pas un facteur limitatif de l'activité des feux à grande échelle (Krawchuk *et al.*, 2009b) tandis qu'elle prendrait nettement plus d'importance à l'échelle locale (Abatzoglou *et al.*, 2016).

La probabilité d'initiation d'un feu est étroitement liée aux caractéristiques du combustible en termes de type, de teneur en humidité et d'abondance. Par exemple, les peuplements d'épinettes sont plus sensibles à l'allumage que les peuplements de feuillus (Krawchuk *et al.*, 2006). L'âge des peuplements limiterait également l'initiation des feux, les jeunes peuplements étant moins susceptibles de subir des allumages efficaces que les plus vieux, probablement en raison d'une charge de biomasse insuffisante et d'une teneur en humidité plus élevée (Krawchuk *et al.*, 2006; Krawchuk *et al.*, 2009a; Parks *et al.*, 2015b).

1.4.2.4. Le combustible

Les combustibles forestiers comprennent tous les matériaux organiques, vivants ou morts, qui couvrent le sol et composent les strates des populations. Considérés comme des facteurs ascendants, les combustibles constituent un contrôle essentiel du comportement des feux, conjointement au climat et aux allumages (Parisien *et al.*,

2011), et sont intégrés depuis plusieurs décennies aux méthodes de gestion et de prévision du risque d'incendie. La méthode canadienne de prévision du comportement des incendies (PCI) (Forestry Canada Fire Danger Group, 1992), l'une des deux composantes de la Méthode canadienne d'évaluation des dangers d'incendies de forêt (MCEDIF) avec l'indice forêt-météo (IFM), apporte des estimations quantitatives de la consommation de combustible, de l'intensité et de la vitesse du front des feux de forêt, de même qu'une description du type d'incendie (feu de cime, feu de surface ou composite). Elle reconnaît seize types de combustibles classés en cinq grands groupes : les conifères (Type C), les feuillus (Type D), les forêts mixtes (Type M), les rémanents (Type S) et les secteurs ouverts (type O). La classification se fait de manière qualitative et se réfère à la structure et à la composition verticale et horizontale des peuplements, à l'accumulation de matières ligneuses au sol, à la couverture arbustive, à la composition et à la répartition des couches organiques (Forestry Canada Fire Danger Group, 1992). Par exemple, les conifères (Type C) sont des combustibles très inflammables qui favorisent la sévérité et la propagation des feux tandis que les feuillus (Type D) présentent des taux et des vitesses de combustion plus faibles en raison d'une teneur plus élevée en humidité et de la structure de la canopée (Cumming, 2001).

Le combustible étant un facteur biotique, ses propriétés physico-chimiques ne sont pas statiques mais évoluent avec le temps et l'espace, dépendamment des objets environnementaux, du régime des perturbations, des taux de régénération des peuplements et des successions forestières. L'agencement spatial en larges plaques contiguës de combustibles inflammables favorise l'expansion des grands feux tandis que les sites de combustibles moins inflammables freinent la propagation et augmentent l'hétérogénéité du paysage (Turner, 1989; Dansereau *et al.*, 1993; Turner *et al.*, 1994b; Duncan *et al.*, 2015). Les lacs, les zones humides et les cours d'eau forment des coupe-feux naturels qui interrompent la continuité du combustible et inhibent l'allumage et la propagation des feux (Larsen, 1997; Heyerdahl *et al.*, 2001; Hellberg *et al.*, 2004; Cyr *et al.*, 2005). Considérée également un contrôle ascendant du risque de feux, la topographie influence la forme et la superficie des aires brûlées par sa complexité et son incidence sur la vitesse et la direction des vents mais conditionne

aussi les propriétés du combustible puisqu'elle crée des microclimats qui modifient le type et la teneur en humidité de la végétation locale (Rothermel, 1983; Heyerdahl *et al.*, 2001; McKenzie *et al.*, 2011).

Plusieurs études ont montré que les contrôles ascendants et descendants des régimes de feux concourent tous à moduler le risque de feux mais que leur part d'implication respective dépend de l'écosystème considéré (Agee, 1997; Parks *et al.*, 2011). Dans la forêt boréale de l'ouest canadien, l'arrangement spatial du risque de feux relèverait pour 29% du climat contre 67% du combustible (Parisien *et al.*, 2011) tandis que dans les forêts subalpines, le climat expliquerait 83% de l'intensité des feux contre seulement 15% pour le combustible (Bessie *et al.*, 1995). Lors de périodes climatiques moins propices aux feux, les facteurs environnementaux tels que l'arrangement spatial des combustibles seraient les contrôles primaires de la propagation des feux de cimes en forêt boréale (Turner *et al.*, 1994b). Par contre, lors d'épisodes de sécheresses sévères (i.e. faible humidité du combustible, probabilité élevée d'allumage et vents forts), les feux se propageraient indépendamment des conditions de connectivité ou structure du combustible.

1.4.3 Le rôle de l'âge du combustible sur le risque de feu

Jusqu'à dans les années 70, peu d'études ont pris en compte l'âge des peuplements dans la dynamique des feux dans la forêt boréale nord-américaine. La relation âge-inflammabilité était considérée dans une perspective empirique: la charge de combustible disponible augmente avec le temps depuis le dernier feu, ce qui augmente en retour le potentiel d'inflammabilité du peuplement (Heinselman, 1973 ; Foster, 1983). Bien que l'âge des peuplements était retenu comme facteur d'influence de la teneur en humidité du combustible et de la sévérité des incendies (van Wagner, 1967 ; Viereck, 1973 ; Kilgore, 1981), il n'était pas considéré en tant que contrôle à part entière du risque du feu.

Le manque de données sur le rôle du combustible a ouvert la porte à des hypothèses hasardeuses, basées sur des observations empiriques. Par exemple, dans l'étude de Rowe & Scotter (1973), les auteurs ont soutenu qu'il n'y a pas de raison de

croire que la susceptibilité au feu augmente avec l'âge des peuplements, bien au contraire. Ce raisonnement était basé sur de vieux peuplements d'épinettes blanches (≥ 300 ans), situés dans des sites humides le long des plaines inondables des rivières en Alaska. Malgré leur âge, ces vieux peuplements étaient rarement incendiés. Par contre, les jeunes peuplements de pins, d'épinettes noires et de trembles situés sur des plateaux voisins, secs et exposés, brûlaient fréquemment. Cet exemple prête à confusion car en comparant un milieu sec et un milieu humide, les auteurs mettent en évidence le contrôle de la topographie et de l'humidité sur le risque de feu et non le contrôle de l'âge du combustible. L'âge n'est ici pas une cause de la fréquence des feux mais une conséquence de l'arrangement spatial de la région.

À partir de la fin des années 70 les modèles paramétriques "exponentiel négatif" et "Weibull" ont été utilisés pour quantifier le taux de renouvellement des paysages soumis à des feux de cimes. L'application de ces modèles est basée sur une cartographie de l'âge des peuplements, une idée développée par Heinselman (1973). Le paysage est considéré comme une mosaïque de plaques dont les âges respectifs correspondent au temps écoulé depuis le feu. Seuls les feux récents apparaissent dans leur forme complète sur la carte, les plus anciens étant partiellement recouverts par les feux suivants. Les modèles sont ajustés sur la distribution de fréquence de l'âge des plaques pour estimer le taux de renouvellement des peuplements et quantifier ainsi le cycle de feux (i.e. le nombre d'années nécessaire pour brûler entièrement la superficie équivalente à celle de l'aire d'étude (Heinselman, 1973, Johnson *et al.*, 1994). Le modèle Weibull proposé par Johnson (1979) est une généralisation du modèle exponentiel négatif proposé un an auparavant par Van Wagner (1978). Leurs équations (1) et (2) sont présentées ici sous leur forme cumulative (Figure 5):

$$(1) A(t) = e^{(-t/b)} \quad \text{Exponentielle négative}$$

$$(2) A(t) = e^{-(t/b)^c} \quad \text{Weibull}$$

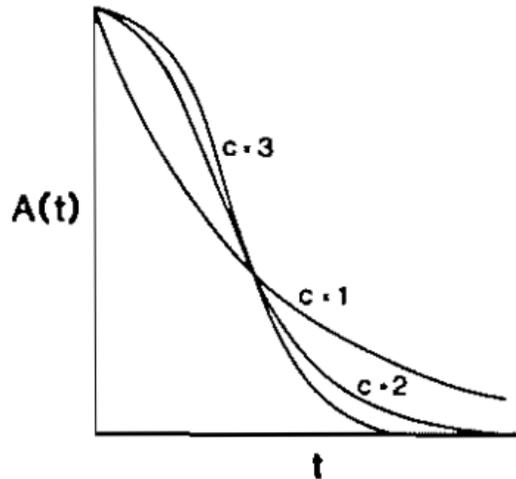


Figure 5. Distribution du modèle paramétrique de Weibull avec les différentes formes des paramètres b et c . Le cas particulier avec $c=1$ correspond au modèle de l'exponentielle négative. Le graphique est extrait de l'article de Johnson et Van Wagner (1985).

Où $A(t)$ est la probabilité de survie jusqu'au temps t sans incendie, b est le cycle de feu en années et c contrôle la forme de la distribution (Johnson *et al.*, 1985). Ces modèles ont pour avantage d'établir une relation simple entre les régimes de feux et la dynamique du paysage en termes de structure d'âge de la forêt (Johnson *et al.*, 1994).

La fonction de probabilité de feu avec l'âge prend différentes formes dans le modèle de Weibull selon la vitesse de recouvrement de l'inflammabilité. Par exemple, elle peut augmenter de façon sigmoïde (Li *et al.*, 1997), linéaire (Baker *et al.*, 1991), hyperbolique (Antonovskij *et al.*, 1989) ou encore quadratique (Ratz, 1995) (Figure 6). Le modèle en exponentiel négatif est un cas particulier du modèle de Weibull pour lequel le paramètre c est égal à 1. Cette simplification est fondamentale puisqu'elle signifie que l'inflammabilité est constante, peu importe l'âge du peuplement. La fonction de probabilité de feu du modèle de l'exponentielle négative est donc représentée par une constante puisque le risque de feu est indépendant du temps depuis le dernier feu.

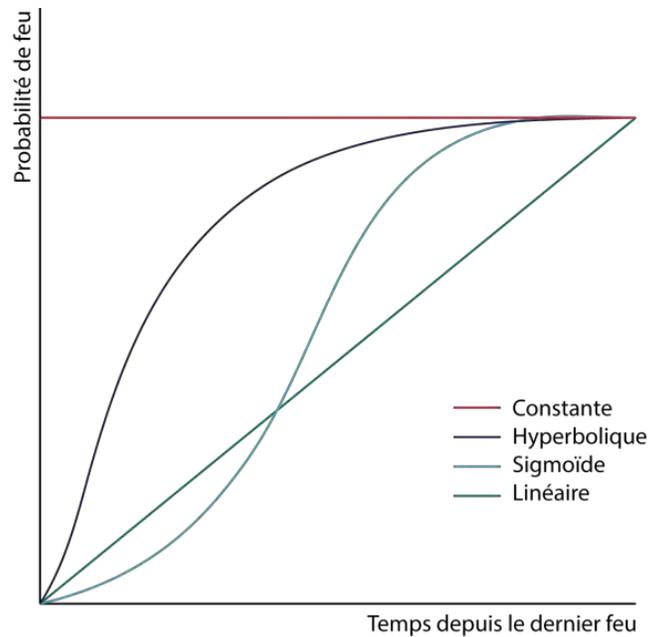


Figure 6. Évolution de quatre types de fonction de probabilité de feu avec l'âge des peuplements selon le modèle de Weibull. La courbe de probabilité constante correspond au cas particulier du modèle exponentiel négatif.

Les deux modèles ont ensuite été utilisés pour décrire la dynamique des paysages boréaux selon les espèces végétales et les zones géographiques. Par exemple, en Alaska, le modèle de Weibull conviendrait mieux aux peuplements d'épinettes blanches tandis que les deux modèles peuvent s'appliquer aux peuplements de feuillus et d'épinettes noires (Yarie, 1981). En Colombie britannique, l'exponentielle négative s'adapterait mieux aux données puisque l'inflammabilité du combustible ne varie pas avec le temps depuis le dernier feu (Reed, 1994).

Une condition écologique *sine qua none* à l'application des modèles paramétriques est que la fréquence des feux dans le paysage soit homogène temporellement et spatialement. Dans le cas contraire, le cycle de feux, ainsi que les autres paramètres apparentés, ne peuvent pas être calculés. Pour surmonter cette contrainte, une méthode a été développée pour détecter les changements de régimes de feux à partir des points de ruptures dans les distributions de fréquences cumulées de l'âge des forêts (Johnson *et al.*, 1985 ; Johnson, 1996 ; Reed, 1997 ; Reed, 1998 ; Reed, 2000). La distribution est alors scindée en sections homogènes séparées par les

points de rupture, permettant d'ajuster le modèle exponentiel négatif à chaque régime et d'estimer le cycle de feux correspondant (Johnson *et al.*, 1994) (Figure 7). Cette méthode repose sur la prémisse que l'activité des feux se caractérise par des régimes homogènes séparés par des points de rupture bien définis.

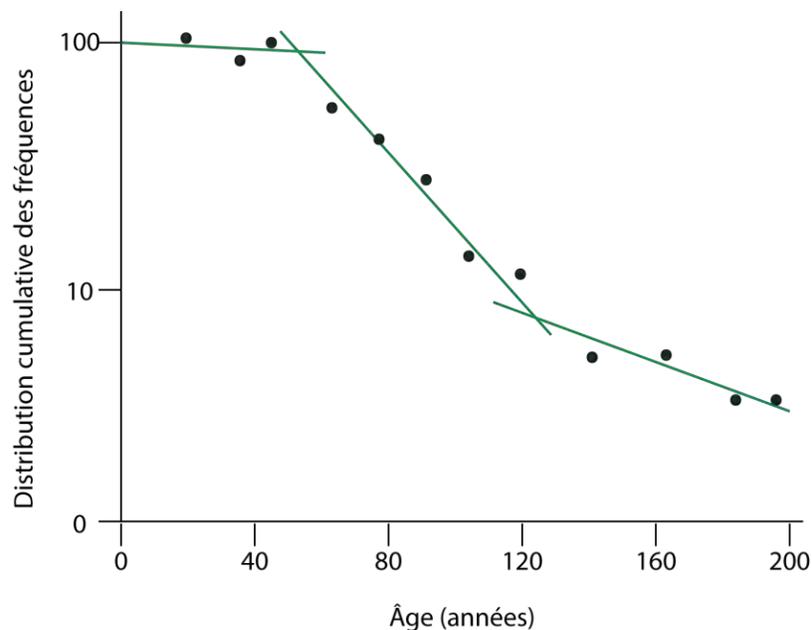


Figure 7. Méthode des fréquences de feux mixtes. Exemple de distribution cumulative des fréquences des classes d'âges. Les points de rupture des droites définissent les périodes avec un régime de feux homogène.

En assouplissant les conditions d'utilisation des modèles paramétriques, cette méthode des « fréquences de feux mixtes » a mené à l'utilisation répandue de l'exponentielle négative (Masters, 1990; Bergeron, 1991; Johnson *et al.*, 1991; Johnson *et al.*, 1995; Weir, 1996; Larsen, 1997). Dans son ouvrage de 1992, Johnson ne réfute pas le modèle de Weibull mais estime que le modèle de l'exponentielle négative s'applique mieux à la forêt boréale. Il prend pour preuves quatre reconstitutions de l'historique des feux sous la forme de carte d'âge des peuplements, les seules avec des données complètes et statistiquement valides sur plus de 100 ans : Boundary Waters Canoe Area (Heinselman, 1973), Ruttledge Lake (Johnson, 1979), Lake St-Joseph (Suffling *et al.*, 1982) et Porcupine (Yarie, 1981). Une fois les distributions de

fréquences de feux mixtes séparées en distributions homogènes, toutes répondent au modèle de l'exponentielle négative avec des cycles de feux courts, de 40 à 60 ans. Par conséquent, le risque de feux serait constant avec le temps depuis le dernier feu dans les quatre régions d'étude. En 1998, Johnson étend ce concept à d'autres régions suite à l'analyse de l'agencement spatial des mosaïques d'âges de plusieurs cartes du temps-depuis-le-dernier-feu (Heinselman, 1973; Johnson, 1979; Yarie, 1981; Masters, 1990; Bergeron, 1991; Johnson *et al.*, 1991; Dansereau *et al.*, 1993; Weir, 1996; Johnson *et al.*, 1998).

En conséquence à ces travaux, l'indépendance du risque de feux par rapport à l'âge de la forêt est acceptée comme règle implicite dans de nombreuses études sur l'activité des feux en secteur boréal. Au Québec, le modèle de l'exponentielle négative a été appliqué aux données de plusieurs reconstitutions de l'historique des feux. Il a facilité l'étude de la variabilité temporelle des régimes de feux au cours des derniers siècles (Bergeron, 1991; Bergeron *et al.*, 2001; Gauthier *et al.*, 2001; Drever *et al.*, 2006) puisqu'en acceptant la probabilité de brûler comme un processus spatial aléatoire, sans influence de l'âge du combustible, le cycle de feux et l'intervalle de feux moyen sont équivalents (Johnson & Gutsell, 1994). Néanmoins, dès les années 2000, plusieurs auteurs ne recourent plus systématiquement au modèle de l'exponentielle négative mais testent également le modèle de Weibull sur les jeux de données et explorent d'autres méthodes pour le calcul des cycles de feux, avec pour effet de nuancer l'hypothèse de l'indépendance de l'âge du combustible sur le risque de feux (Carcaillet *et al.*, 2001; Lesieur *et al.*, 2002; Bergeron *et al.*, 2004; Cyr *et al.*, 2005; Mansuy *et al.*, 2011).

L'avantage de l'exponentielle négative réside dans sa simplicité conceptuelle et mathématique. Cependant, cette simplicité n'est pas gratuite puisqu'elle s'accompagne de nombreux raccourcis et hypothèses potentiellement irréalistes d'un point de vue écologique (Boychuk *et al.*, 1997). Affirmer que le risque de feux est constant peu importe l'âge des populations dans l'ensemble de la forêt boréale semble aujourd'hui peu défendable sachant que la dynamique des feux est un processus non-stationnaire qui dépend de facteurs biotiques variables dans le temps et dans l'espace, pour

lesquels la notion d'échelle est essentielle (Clark, 1989; Turner *et al.*, 1994a; Turner, 1989).

D'ailleurs, depuis le début des années 2000, plusieurs études rapportent que l'âge du combustible est un contrôle non négligeable du risque de feux en forêt boréale, en interaction avec les facteurs climatiques et environnementaux. Une analyse exhaustive des feux survenus dans un secteur de la forêt boréale suédoise au cours des derniers 700 ans a démontré que les intervalles de feu courts ont été significativement moins fréquents que si les feux étaient survenus indépendamment de l'âge des combustibles (Niklasson & Granström, 2000). Les sites brûlés semblent former des barrières à la propagation des incendies subséquents selon un patron temporel évolutif : l'effet inhibiteur serait dominant les premières années pour diminuer progressivement au cours des 40 à 50 années suivant un feu, avant d'atteindre une stabilisation du potentiel d'incendie. Une étude similaire a abouti aux mêmes conclusions en forêt boréale nord-américaine (Héon *et al.*, 2014). La variation de l'effet de l'âge avec le temps depuis le dernier feu serait liée, entre autres, au taux de rétablissement des combustibles, notamment les conifères (Schimmel *et al.*, 1997).

La rétroaction négative de l'âge des peuplements sur le risque de feux a déjà été testée et acceptée dans d'autres écosystèmes (Parks *et al.*, 2015a; Parks *et al.*, 2015b). Dans l'ouest des États-Unis, l'influence des plaques de jeunes forêts est reconnue depuis de nombreuses années comme un facteur inhibiteur de l'allumage et de la propagation de nouveaux feux (Minnich, 1983). Bien que le degré d'influence de l'âge du combustible varie selon la composition des peuplements et de la sévérité des conditions climatiques (Moritz *et al.*, 2004), il a été possible d'estimer, grâce entre autres à des données de télédétection, que son effet serait maximal les premières années et diminuerait progressivement pour atteindre un seuil minimal dans les 20 ans suivant le feu (Parks *et al.*, 2015a; Parks *et al.*, 2015b). La capacité des feux à réguler la taille et la fréquence des feux suivants ne serait pas linéaire mais modulée également par la sévérité des conditions climatiques propices aux feux. Les travaux de Schoenberg *et al.* (2003) ont mis en évidence que les superficies brûlées augmentent d'une part avec l'âge des peuplements et d'autre part avec l'élévation des températures mais qu'à partir d'un certain niveau, cet effet cessait. Ils ont aussi observé

que l'influence de l'âge du combustible s'atténue lors d'épisodes secs sévères. Ces résultats corroborent ceux de plusieurs études réalisées dans l'ouest des États-Unis (Collins *et al.*, 2009; Miller *et al.*, 2012) et également en Australie (Price & Bradstock, 2012, Taylor *et al.*, 2014), appuyant l'hypothèse que chaque feu modifie les conditions d'occurrence et de propagation des feux suivants, pendant un laps de temps dépendant de la productivité des peuplements et des conditions climatiques.

CHAPITRE 2. Article I - Spatial and temporal dimensions of fire activity in the fire-prone eastern Canadian taiga

Auteurs:

L'article I a été rédigé par Sandy Erni, Dominique Arseneault, Marc-André Parisien et Yves Bégin.

Résumé :

La mosaïque d'âges des peuplements est un attribut fondamental de la forêt boréale nord-américaine. Étant donné le caractère létal des feux pour la majorité des arbres, le temps depuis le dernier feu détermine largement la composition et la structure du paysage. Bien que la dynamique spatio-temporelle de ces mosaïques forestières a longtemps été considérée comme essentiellement soumise à la domination du climat, aucune reconstitution à long terme n'a été réalisée à partir de vraies observations de terrain jusqu'à présent. Dans cette étude, nous utilisons le recouvrement linéaire des feux comme un indicateur de la superficie des feux à travers la taïga boréale de l'est du Canada et nous reconstituons systématiquement la variabilité spatio-temporelle de la taille et des intervalles de feux, de même que l'âge correspondant des peuplements, le long d'un transect de 340 km pour la période 1840-2013. Nos résultats indiquent une activité extrêmement forte des feux au cours des deux derniers siècles avec un taux de feux général de 2.1% de territoire par année, gouvernée majoritairement par des anomalies saisonnières de hautes températures et de sécheresses sévères. Néanmoins, le rajeunissement de la mosaïque d'âges de la forêt a été assuré dans le temps et dans l'espace par les taux de feux très bas des secteurs occupés par des terres humides et, plus important, par la faible probabilité de brûler des peuplements âgés de moins de 50 ans. Des taux de feux élevés, de près de 5% du territoire par année, auraient caractérisé notre région d'étude au cours du XX^{ème} siècle en l'absence de la rétroaction négative de l'âge du combustible. Bien que les taux de feux récents et

les superficies des incendies soient compris dans les limites de leur gamme de variabilité des derniers 175 ans, des conditions météorologiques extrêmes ont autorisé en 2013 la progression du feu d'Eastmain à travers un large refuge écologique, réduisant la proportion du paysage occupée par de vieilles forêts à un niveau historiquement bas. Ces résultats donnent des conditions de référence pour évaluer l'importance et les tendances futures de l'intensification de l'activité des feux observée actuellement dans la forêt boréale nord-américaine.

Mot clés : Mosaïque d'âges boréale, Sécheresse, Conditions météorologiques extrêmes, Intervalles de feux, Taille des feux, Recouvrement des feux, Rétrocontrôle du combustible, Forçages ascendants et descendants de l'activité des feux, Gamme de variabilité naturelle

Contribution des auteurs et intervenants

L'échantillonnage des cicatrices de feux a été effectué lors de trois sessions de terrain entre 2011 et 2013 par Dominique Arseneault et Sandy Erni. La préparation des échantillons (sablage), le travail de laboratoire (mesures de cernes et interdatation), l'interprétation des résultats et l'écriture de l'article ont été réalisés par Sandy Erni sous la supervision de Dominique Arseneault. Tous les coauteurs ont révisé et commenté l'article. Les corrections mineures proposées par le journal ont été effectuées par Sandy Erni et revues par Dominique Arseneault et Marc-André Parisien.

Journal

L'article a été accepté en août 2016 par la revue Global Change Biology :

Erni, S., Arseneault, D., Parisien, M. A., & Bégin, Y. (2016). Spatial and temporal dimensions of fire activity in the fire-prone eastern Canadian taiga. *Global Change Biology*. DOI: 10.1111/gcb.13461

Spatial and temporal dimensions of fire activity in the fire-prone eastern Canadian taiga

Sandy Erni¹, Dominique Arseneault², Marc-André Parisien³, Yves Bégin¹

1. Centre Eau Terre Environnement, Institut national de la recherche scientifique, 490, rue de la Couronne, Québec (Québec) Canada, G1K 9A9
2. Département de biologie, chimie et géographie, Centre d'Études Nordiques, Université du Québec à Rimouski, 300, allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1.
3. Northern Forestry Centre, Canadian Forest Service, Natural Resources Canada, Edmonton, Alberta, Canada, T6H 3S5

Abstract

The forest-age mosaic is a fundamental attribute of the North American boreal forest. Given that fires are generally lethal to trees, the time since last fire largely determines the composition and structure of forest stands and landscapes. Although the spatiotemporal dynamics of such mosaics has long been assumed to be random under the overwhelming influence of severe fire weather, no long-term reconstruction of mosaic dynamics has been performed from direct field evidence. In this study, we use fire length as a proxy for fire extent across the fire-prone eastern Canadian taiga and systematically reconstruct the spatiotemporal variability of fire extent and fire intervals, as well as the resulting forest age along a 340-km transect for the 1840-2013 time period. Our results indicate an extremely active fire regime over the last two centuries, with an overall burn rate of 2.1 % of the land area yr⁻¹, mainly triggered by seasonal anomalies of high temperature and severe drought. However, the rejuvenation of the age mosaic was strongly patterned in space and time due to the intrinsically lower burn rates in wetland-dominated areas and, more importantly, to the much-reduced likelihood of burning of stands up to 50 years postfire. An extremely high burn rate of ~5% yr⁻¹ would have characterized our study region during the last century in absence of such fuel age effect. Although recent burn rates and fire sizes are within their range of variability of the last 175 years, a particularly severe weather event allowed a 2013 fire to spread across a large fire refuge, thus shifting the abundance of mature and old forest to a historic low. These results provide reference conditions to evaluate the significance and predict the spatiotemporal dynamics of the currently strengthening fire activity in the North American boreal forest.

Keywords : Boreal stand-age mosaic, Drought, Extreme weather, Fire-free intervals, Fire size, Fire overlaps, Fuel feedback, Top-down and bottom-up drivers of fire activity, Natural range of variability

2.1. Introduction

The North American boreal forest is strongly shaped by extensive and recurrent wildfires (Payette, 1992; Stocks *et al.*, 2002; Boulanger *et al.*, 2012). These fire occur under the compounded influence of several top-down and bottom-up drivers (Parisien *et al.*, 2011; Cavard *et al.*, 2015; Dash *et al.*, 2016), such as ignition agents (Flannigan & Wotton, 1991), weather conditions before and during fire spread (Flannigan & Wotton, 2001; Wang *et al.*, 2014), fuel composition and loading (Hély *et al.*, 2010; Héon *et al.*, 2014; Parisien *et al.*, 2014), and landscape physiography (Mansuy *et al.*, 2014). Because most fires are stand replacing (Rogers *et al.*, 2015), boreal landscapes are structured as mosaics of large even-aged forest patches (White & Pickett, 1985). After burning, patches undergo a postfire trajectory of vegetation succession and biomass accumulation until complete or partial destruction by the subsequent fire (Brown & Johnstone, 2011). Consequently, the time since the last fire is an important attribute that determines forest composition and structure and carbon stocks at both stand and landscape levels (Bond-Lamberty *et al.*, 2004, 2007; Taylor and Chen, 2011; Irulappa Pillai Vijayakumar *et al.*, 2016).

Models suggest that the North American boreal forest will experience a generalised increase of burn rates (percent area burned annually) during the 21st century as a consequence of projected climatic changes (Flannigan *et al.*, 2005; Balshi *et al.*, 2009; Bergeron *et al.*, 2011; Boulanger *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2015). Larger fires, on average, and more frequent large-fire years are predicted (Kasischke & Turetsky, 2006; Ali *et al.*, 2012), with associated impacts on the spatial structure and functioning of the landscape age mosaic (Bond-Lamberty *et al.*, 2007; Johnstone *et al.*, 2011; Kettridge *et al.*, 2015). Indeed, fire activity has already increased during the last 30 years in some areas of the boreal forest and adjacent tundra (Kasischke & Turetsky, 2006), a phenomenon that may have triggered shifts to more fire-prone and less-productive ecosystems, as well as to reduced carbon stocks (Lavoie & Sirois, 1998; Johnstone *et al.*, 2010; Mack *et al.*, 2011; Turetsky *et al.*, 2011). In fact, the projected fire activity is unlikely to maintain forest cover in several of the most fire-prone areas, thereby causing a shift to woodland or nonforest vegetation (Westerling *et al.*, 2011).

However, most projections of future fire activity are based on climate only and assume no negative feedback of stand age on fire activity (Flannigan *et al.*, 2005; Balshi *et al.*, 2009; Bergeron *et al.*, 2011; Boulanger *et al.*, 2014). Although fire activity has long been considered independent from forest age in the North American boreal forest (Bessie & Johnson, 1995), strong support for an age effect has recently emerged from the long-term monitoring of fire perimeters (Parisien *et al.*, 2014; Bernier *et al.*, 2016; Dash *et al.*, 2016), as well as from exhaustive datasets of fire overlaps over the last few centuries (Niklasson and Granström, 2000; Héon *et al.*, 2014). This age effect has also been documented from various regions around the world, such as the western United States, Portugal and Australia, although its intensity varies with fire frequency (i.e. encounter rate between new and previous fires), forest types and weather severity (O'Donnell *et al.*, 2011; Price *et al.*, 2010, 2015; Parks *et al.*, 2015, 2016). In the context of climate change, such an age effect would lead to landscape age mosaics with very different properties relative to the age-independent scenario (Fig. 8). First, because the likelihood of re-burning increases with stand-age, the youngest fraction of the mosaic would reduce fire spread across the landscape and would buffer the predicted increase of burn rates. Second, because the age feedback spatially structures the likelihood of burning, the age effect would increase the predictability of fire occurrence across the mosaic. In theory, this buffering and enhanced predictability of the fire activity would increase with the strength of the age effect.

Yet, because stand-age mosaics are continuously reshaped, evaluating how actual landscapes diverge from the age-dependent scenario is challenging. Understanding the dynamics of landscape age mosaics requires systematic data on past fire sizes and fire intervals across an area larger than the largest possible fire over a time period longer than the mean fire interval, whereas most fire reconstructions document fire across either the temporal or the spatial dimension, but rarely both aspects. For example, charcoal analysis from sediments provides records of past fire intervals over millennia at given sampling points (Ali *et al.*, 2012; Kelly *et al.*, 2013, Oris *et al.*, 2014) without direct measurement of fire size across space. Conversely, reconstructing the time since the last fire across space documents the size of the most

recent fire events (Bergeron *et al.*, 2004; Irulappa Pillai Vijayakumar *et al.*, 2015) without direct measurement on fire intervals through time.

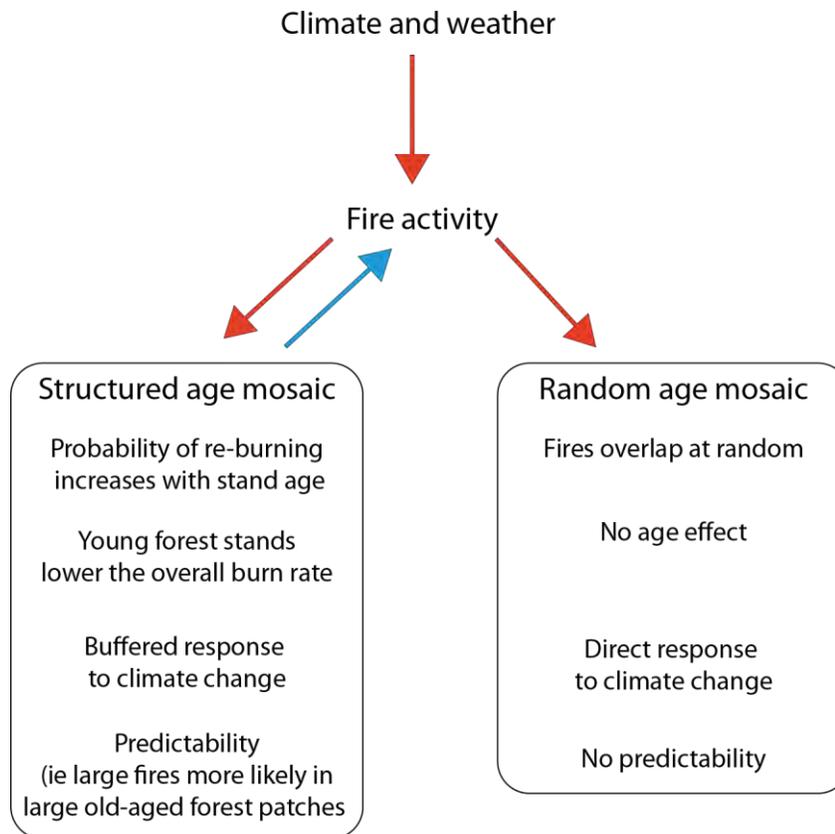


Figure 8. Properties of the landscape age mosaic across boreal landscapes under the contrasted scenarios of age-dependant vs. age-independent fire activity. Red arrow: top-down forcing of fire activity; blue arrow: bottom-up negative feedback caused by the age-dependant probability of burning. The two boxes display emergent properties of each scenario.

To overcome the shortcoming of fire reconstructions not having both temporal and spatial depth, a method has been developed in which fire length is used as a proxy for fire extent. With this method, it has been possible to reconstruct past fire overlaps along a 190-km road transect across the fire-prone eastern Canadian taiga (Héon *et al.*, 2014). This approach allowed a detailed depiction of both fire extents and associated fire intervals over the last two centuries, and was used to document a negative feedback between stand age and the probability of burning. In the present study, we

expanded this dataset by sampling an additional 150 km to the south. The resulting 340-km transect covers a geographic gradient of increasing fire size, from south to north, as well as the last 175 years of fire activity (1840-2013) in a region characterized by rapid recent warming (0.5 °C increase in mean June-July temperature per decade since 1975; CRU TS 3.21 dataset; Harris *et al.*, 2014).

The main objective of this study is to use the above-mentioned dataset to reconstruct the spatiotemporal variability of the stand-age mosaic and investigate the effect of its main top-down and bottom-up drivers. Specifically, we evaluate to what extent the landscape age mosaic has diverged from the age-independent scenario in one of the most fire-prone areas of the North American boreal forest. In doing so, our study also addresses the following questions: i- have the burn rate and response to climate change been buffered by the stand-age feedback?; ii-has the warming trend of the last 40 years led to unprecedented fire activity and novel forest-age mosaics in the context of the last two centuries; iii- what is our ability to identify areas at high risk of burning across the mosaic? Results will provide reference conditions for evaluating fire impacts on ecosystems and infrastructures over the coming decades.

2.2. Material and method

2.2.1. Study area

The study transect spans 340 km along the James Bay Road (built in 1971-1972) from north (53°3' N) to south (51°2' N) around 77°3' W (Fig. 9), in the province of Quebec. This region is characterized by a succession of low hills and depressions, made of the gneissic and granitic rocks of the Canadian Precambrian Shield, and forms a regular plateau varying between 100 to 200 meters above sea level (Stockwell *et al.*, 1968). Numerous lakes and rivers compose a dense hydrographic network flowing to James Bay. Peatlands are abundant, covering about 10-20% of the landscape. The climate is low sub-arctic with a mean annual air temperature varying between -3.1°C to -2.4°C from north to south, the coldest and the warmest months being January and July, respectively. The average annual precipitation is 683 mm, 40% of which falls as snow between October and May (Environment Canada, 2016).

The region experiences one of the most active fire regimes and some of the largest recorded fires of the North American boreal forest. Burn rates have averaged 2.4% of the land area per year over the last century and fires larger than 90 km in length have recurred every 20-30 years (Boulanger *et al.*, 2013; Héon *et al.*, 2014). Detailed fire perimeters of the last 35 years indicate that fire sizes increase from south to north, to the point where the northern half of our sampling transect intersects two of the three largest fires recorded in Canada over the 1980-2013 period (Fig. 9), including the 2013 Eastmain fire (5830 km²).

The fire season spans from May to September, although most fires occur in June and July. Wildfires are mostly ignited by lightning and there is virtually no fire suppression beyond the immediate vicinity of municipalities and hydroelectric facilities, nor is there any logging or agriculture, allowing us to document a largely natural fire regime. Human ignitions correspond to less than 3% of the total area burned since 1973 (Canadian Forest Service, 2016). Black spruce (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) and jack pine (*Pinus banksiana* Lamb.) dominate the landscape. Both species are fire adapted and regenerate quickly after fire from aerial seedbanks stored in their serotinous cones (St-Pierre *et al.*, 1992; Sirois, 1995). Eastern larch (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch) is

frequent but rarely dominant. Broadleaved taxa are rare, covering less than 5% of the landscape.

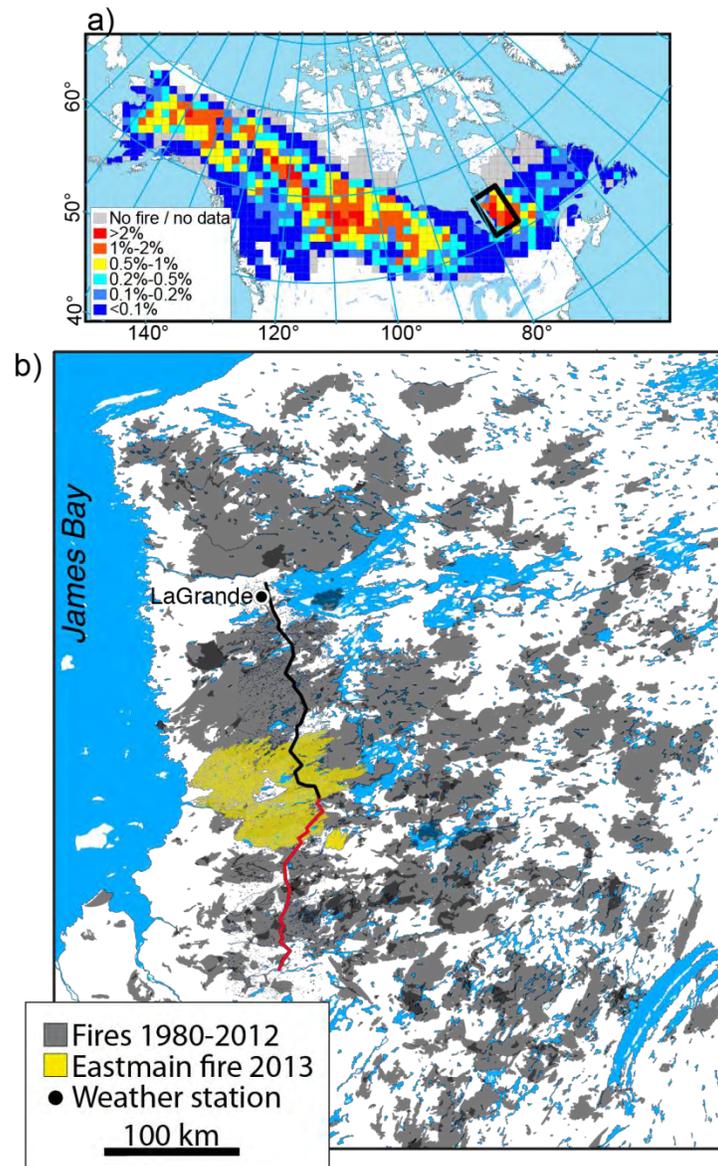


Figure 9. Map of the study area within the North American boreal forest. (a) : Burn rates (% of land area per year) were computed for 100 km x 100 km cells, according to fires recorded in Alaska and Canada between 1980 and 2012 (Alaska Interagency Coordination Center, 2016; Canadian Forest Service, 2016). (b) Fire polygons of the 1980-2012 time period, showing also overlaps (dark gray) and the location of the study transect (black: initially sampled by Héon *et al.*, 2014; red : 75 new 2-km² cells sampled in this study). The 2013 Eastmain fire is shown in yellow.

2.2.2. Field sampling

Even if North American boreal fires are generally stand replacing, numerous surviving trees develop fire scars at the margin of unburned forest patches or within less severely burned areas. Thus, by systemically sampling fire scars and establishment dates of trees into a series of contiguous and sufficiently large cells along a road transect, it is possible to reconstruct the length intersected by each fire that spread across the transect (hereafter "fire length") during the last two centuries (Héon *et al.*, 2014). In their study, Héon *et al.* (2014) sampled 93 cells of ~2 km x 1 km along a 193-km transect between the Eastmain and La Grande rivers along the James Bay road. Using the same method, we extended this transect by an additional 150 km, thus sampling 75 new 2-km² cells (Fig. 9).

Within each cell, we exhaustively surveyed areas of low fire spread velocity (stream, lake and peatland margins; rocky outcrops; topographic breaks; uneven or open forest stands) to sample fire scars and establishment date of trees (trunk cross-section) on live trees, snags, or woody debris. Large stems with multiple scars were always preferred over isolated scars as they are more likely to record short fire intervals. We also systematically favoured jack pine over black spruce or eastern larch stems due to its more rapid postfire regeneration, faster juvenile height growth, and its proneness to develop multiple scars. Tree stems were sampled into each cell (average of 13 stems per cell) with the goal of obtaining duplicates of as many different fire dates as possible over the last two centuries. In order to optimize sampling, fire intervals were estimated in the field from tree ring count on stems cross sections and each sample suggesting a new fire date was brought to the lab whereas those indicating an already duplicated fire date were disregarded. For each sample, we recorded the species, the sampling height, stem type (living, snag, woody debris), stump type (attached to the trunk or not), and GPS location.

A ~20-km section in the center of the transect (km 220-240) was occupied by old black spruce stands (>300-400 years old) with rare or absent jack pine trees and few or no fire scars. In this section, three dominant black spruce stems were sampled at the root collar on at least two hilltops in each cell in order to estimate minimum stand age.

This strategy was also applied locally between km 294-302 and km 316-340 of the transect (Fig. S1) in order to reconstruct 19th-century fires because these two sections comprised only relatively recent (>1835 and >1900, respectively) jack pine material.

In the laboratory, each cross section was finely sanded so that tree rings and fire scars could be distinguished under a binocular microscope. We dated fire scars from living trees by counting tree rings from the sampling year, considering also diagnostic light rings as a validation tool. Scars from dead trees and from trees with suppressed growth sequences were first crossdated from a master chronology. Ring widths were measured and crossdated using Past4 (SCIEM, 2011) and COFECHA (Holmes, 1983). Fire dates were also deduced from establishment dates of live or dead pine trees that contained a trunk cross section with pith at a sampling height of less than one meter on stems with an attached stump. Following Héon *et al.* (2014), the establishment date at root collar was estimated from the first tree ring at sampling height, after adding a correction for the time lag between these two levels: $C = 0.1154 H$, where C is the correction (years) as a function of the sampling height H (cm).

2.2.3. Data Analysis

We applied some rules to reconstruct the sequence of fire years into each sampling cell (Fig. S1). First, each fire date had to be replicated by at least one scar or one corrected establishment date from the same cell or from one of the two adjacent cells. Fire years from establishment dates and scars were assigned to the same fire year if they formed a continuous sequence along the transect. Second, fire events only documented from establishment dates (i.e., no available scars) received the date of the oldest available tree ring from the corresponding sample ensemble. The dataset from the first 193 km at the northern end of the transect is considered to be complete for the period 1810-2013 (Héon *et al.*, 2014). However, very few fire scars or basal samples from pine trunks could be found predating a large 1847 fire at km 234-298 in the southern extension of the transect. Consequently, we retained the period 1840-2014 for analysis along the entire transect. Nonetheless, fire dates earlier than 1840 were considered for determining the time elapsed between the corresponding fire and the next subsequent fire (beyond 1840) in the same cell. In this study, we considered a total

of 2062 dead or living trees sampled in the 166 cells of the transect, including 1196 trees sampled by Héon *et al.* (2014) (Table S1). These samples provided 3197 fire dates from 1834 fire scars and 1363 establishment dates (Table S1). Because only two fire dates needed to be found per 4 km² to confirm a fire date within a cell (i.e. a scar or establishment date within a given cell or one of the two adjacent cells), we believe that exhaustive and repeated surveys of each cell allowed most fire to be detected.

Using fire years within sampling cells, we computed fire length (total distance burned during each fire year), fire-free intervals (FI; number of years between each pair of consecutive fire years within each cell), and time since previous fire (TSF; number of elapsed years since the previous fire year) of the 1840-2014 time period in each cell. In order to emphasize longitudinal patterns of fire activity, the entire transect was subdivided into three a posteriori homogeneous sections, northern, central and southern, based on contrasted patterns of fire length, fire intervals and forest composition (Fig. 10a and S1 and Table 1). Although the northern (km 0 - 210) and southern (km 238 - 340) sections have experienced short fire intervals, fires were much longer in the north. In contrast, the central section (km 210 - 238) has been characterised by very long intervals along with the absence of the fire-dependent jack pine (Fig. S1), and was thus considered as a fire refuge sheltered from recurring fires. For each year, we then computed the relative abundance (% of transect length) of nine successive TSF classes (0-10, 11-20, 21-30, 31-40, 41-50, 51-60, 61-70, 71-100, >100 years since previous fire) for the transect sections and the entire transect.

Burn rates (percent land area burned per year) were computed for selected time periods and the northern and southern sections by summing all distances burned and dividing by the duration of the time period of interest (the central section was excluded because of its short length and low fire occurrence). Burn rates were also computed by age classes (1-20, 21-40, 41-60, 61-80, >80) for the northern and southern sections and selected time periods. To accomplish this, we divided FI by TSF frequencies within each class, as these values represent the distance (number of cells) that burned at a given age relative to the distance available to burn, respectively (Héon *et al.*, 2014). Confidence intervals of the FI/ TSF ratio were estimated by bootstrapping. For each age class, the FI/TSF ratio was computed 10 000 times from random samples of the original

data, and the 95% confidence limits were estimated from the 2.5% and 97.5% percentiles. Burn rates computed from fire lengths are comparable to rates computed from the surface area of fire polygons (Héon *et al.*, 2014).

Because wet areas are known to influence fire spread and fire recurrence (Hellberg *et al.*, 2004; Senici *et al.*, 2015), we verified if the number of fire events detected in each cell decreased with increasing abundance of peatlands and lakes in areas surrounding cells. The number of fire recorded into each cell during the 1840-2014 period was compared to the cover of wet areas (lakes plus peatlands) within buffers of increasing radius (2.5 km, 5 km, 10 km) from the centroid of cells. Peatland and lake cover areas were obtained from digital maps at scale 1:50 000. We grouped cells by the number of detected fire events (n fires = 1-2, 3-4, 5-6, 7-8) and compared the median cover of wet areas among groups and buffer distances. For each group and buffer distance, the median area was computed 10 000 times from random samples of the original data, and the 95% confidence limits were estimated from the 2.5% and 97.5% percentiles.

Table 1. Fire activity of the three transect sections during the 1840-2013 time period.

	Northern	Central	Southern
Total length (km)	210.2	28.0	102.0
Total length burned (km)	789.7	40.0	420.0
Ratio length burned / zone length	3.8	1.4	4.1
Number of fire years	36	4	27
Longest fire (km ; year)	118.2; 1922	24.0; 2013	56.0; 1847
Burn rate 1840-2013 (% land area yr ⁻¹)	2.2	0.8	2.4
Burn rate 1840-1910 (% land area yr ⁻¹)	1.4	0.4	2.0
Burn rate 1911-2013 (% land area yr ⁻¹)	2.7	1.1	2.6

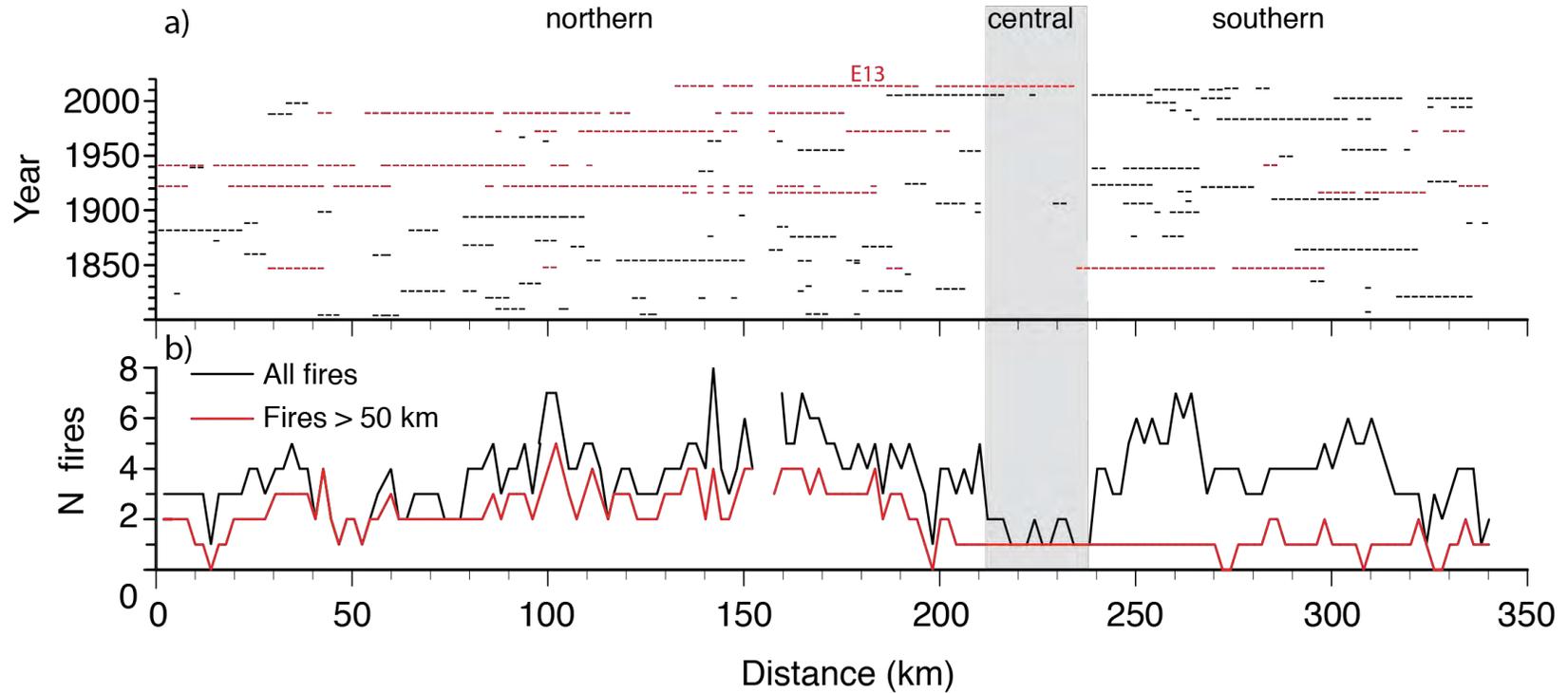


Figure 10. Fire occurrence in space and time along the study transect, with delineation of the three transect sections: northern, central (vertical gray bar), and southern. (a): Spatio-temporal patterns of fire length and fire intervals along the transect. Each horizontal dash represents a fire detected inside a 2-km² cell. (b): Number of fires detected into each sampling cell over the 1840-2013 time period. The 2013 Eastmain fire (E13; km130-234) is also indicated in (a).

Effects of weather and climate on fire spread and length burned were analysed for two spatio-temporal domains. First, for the northern and southern transect sections, we used superposed epoch analysis along with the gridded CRU TS 3.21 dataset (1901-2012; Harris *et al.*, 2014) to verify if fire years of the 1901-2012 time period have been characterized by significant anomalies of monthly mean maximum temperature (MTmax), monthly total precipitation (MPcp), and Monthly Drought Code (MDC) for the months of May, June, July, as well as the combination of June and July. More than 95% of the total area burned between 1980 and 2013 in our study region corresponds to fires ignited during these three months. We averaged 36 cells of the CRU dataset between 51° and 54° W and 75.5° and 78.5° N. We performed the analysis separately for large fire years (total length burned ≥ 10 km; $n = 16$) and less important fire years (< 10 km; $n = 16$). The MDC, which is computed from MTmax and MPcp, is a monthly version of the Drought Code of the Canadian Fire Weather Index System and is a good predictor of the area burned annually during the last 30–40 years across the Canadian boreal forest (Girardin & Wotton, 2009). Confidence intervals ($P=0.05$ and 0.01) of the superposed epoch analysis were determined by bootstrapping.

Second, the 2013 Eastmain fire burned for 5 weeks under an array of weather and landscapes conditions and offered us an exceptional opportunity to examine the bottom-up and top-down controls on the fire as it was developing. We thus compared the map of daily fire progression built from MODIS data (Parks, 2014) with time series of the Canadian Forest Fire Weather Index (FWI) during the 2013 fire season. The FWI combines values of temperature, relative humidity, and wind speed at noon, and 24-h precipitation to evaluate potential fire intensity, with higher values indicating greater fire danger (Van Wagner, 1987). We also examined the entire daily FWI record from the La Grande weather station (1977-2013; $n = 6147$ days) to verify if the 2013 fire weather was unprecedented.

2.3. Results

2.3.1. Length burned and fire intervals in space and time

High burn rates and large fires have characterised most of the study transect since 1840 (Fig. 10). The overall burn rate was 2.1% of the land area yr^{-1} for the entire transect over the 1840-2013 time period. In total, fires have intersected the transect over a cumulated length of 1242 km, including 372 km in 1840-1910 (1.1 times the transect length) and 870 km in 1911-2014 (2.6 times the transect length). The ten most important fire years were 1922 (124 km), 2013 (99 km), 1989 (96 km), 1941 (95 km), 1847 (84 km), 1972 (80 km), 1916 (64 km), 2005 (49 km), 1854 (45 km), and 1983 (40 km). Together these major fires intersected 775 km and corresponded to 62.4% of the total length burned since 1840 (Fig. S2). Similarly, fire years with length greater than 10 km ($n=25$) intersected 1118 km and corresponded to 90% of the total distance burned.

From 1840 to 2013, a fire occurred on average every 3.5 years somewhere along the transect (Fig. 10a). Considering the entire transect, time intervals between successive fire years varied between one year (12 instances) and 10 years (1926-1936). Individual cells have recorded between 1 and 8 fire events and an average of 3.7 ± 1.5 (mean \pm SD) fires per cell. Fire-free intervals within individual cells have varied between 2 years (1852-1854 and 1939-1941) and >308 years (1701-2013), this latter value being underestimated due to the absence of fire scars and pine stems across the five corresponding cells (cells 15, 16, 18, 19, 22; Fig. S1). In total, 58% and 26% of the cellwise fire-free intervals that ended after 1840 were shorter than 50 years and 25 years, respectively, and only 10% exceeded 100 years (Fig. S2).

The northern section has experienced much larger fires than the southern section during the 20th century, as reflected in the mapped fire perimeters of the 1980-2013 time period (Fig. 9). Five fire years intersected the road transect over more than 50 km in the northern section after 1920, compared to none in the southern section (Fig. 10b). The large fire years of the 20th century in the northern section were more regularly spaced in time than the shorter fires of the southern section, which were mainly clustered during the 1910-1930 and 1990-2010 time periods (Fig. 11a, b). The largest fire year of the 19th century (1847) occurred mainly in the southern section, this fire being the only one

that exceeded 50 km over the entire transect before 1922, suggesting that the two sections have experienced less contrasted fire sizes during the 19th century.

Fire years were mostly asynchronous and length burned annually was not correlated ($r = -0.08$) between the northern and southern sections (Fig. S3). Of the 50 fire years recorded along the transect, only 12 were common to both the northern and southern sections. Nevertheless, when considering the total distance burned per 25-year time periods, the southern and northern sections have experienced remarkably synchronous trends of high burn rates since 1840, including an abrupt increase from $\sim 1\% \text{ yr}^{-1}$ to $\sim 3\% \text{ yr}^{-1}$ around 1920, and peaks of $\sim 4\% \text{ yr}^{-1}$ around 1940 and 2010 and depressions of $\sim 1\% \text{ yr}^{-1}$ around 1910 and 1970, respectively (Fig. 11d). In these two sections, the recent increase in burn rate is thus included within the range of variability of the 1840-2013 time period, though nearing its upper limit. In contrast, the intervening central section has been characterised by an almost complete absence of fire before the 2013 Eastmain fire, which intersected 88% of the section (Fig. 10a). Overall, the central section experienced a mean burn rate of $0.8\% \text{ yr}^{-1}$, but this rate fell to $0.3\% \text{ yr}^{-1}$ when excluding the 2013 fire.

2.3.2. Climate and weather

At the inter-annual scale, superposed epoch analysis revealed that large fire years (length burned ≥ 10 km) are significantly associated with summer temperature and drought anomalies. Large fire years have been characterised by higher June, July and June-July temperatures and MDC than the preceding or following five years in the northern and southern sections (Fig. 12). In contrast, precipitations anomalies were significantly associated with large fire years only in the northern section for the month of June and June-July (Fig. S4). Less important fire years (length burned < 10 km) were characterised by average temperature, precipitation, and drought conditions along the entire transect (Fig. S5).

During the 2013 Eastmain fire, extreme daily fire weather, in conjunction with fuel age, was a strong determinant of area burned (Fig. 13). The fire was ignited by lightning on June 9, 2013 and progressively expanded within a large area of forest stands older

than 40 years during an episode of moderate-to-high FWI values until July 2. During the last few days of this sequence, the northern border of the fire perimeter was apparently constrained by the adjacent very large 1989 fire (fuels then 24 years of age; Fig. 13b). Subsequently, during July 3-4 the fire grew extremely rapidly (2348 km² in 48 hrs) under the 8th and 10th most extreme daily FWI values of the 1977-2015 period recorded at the La Grande weather station (Fig. 13c and S6). These high FWIs resulted from high temperatures (26-28 °C at noon), as well as strong winds (mean speed of 33 km/hr) and low precipitation during the previous month (34.6 mm since June 5th, as compared to the June normal of 65.3 mm). During these two days, the fire re-burned the 1989 fire to the north, as well as part of the 2005 fire (fuel age: 8 years) to the southeast, and spread across the fire refuge of the central section. The fire was extinguished by rain on July 10 (25 mm recorded at La Grande).

2.3.3. Bottom-up drivers

The strong negative feedback already observed between burn rates and fuel age for the first 193 km of the northern section (Héon *et al.*, 2014) also apply to the southern section (Fig. 14a), despite difference in average fire size, number of fires, and fire years between these two sections. Burn rates progressively increase from about 1.3% yr⁻¹ in forest stands less than 20 years old to more than 5% yr⁻¹ in stands older than 50 years for the period 1910-2014 and 1840-2014 in the northern and southern sections, respectively. However, age-specific burn-rates have been higher in young stands (<50 years) of the northern section than the southern section during the 20th century.

In addition to the bottom-up effect of stand age, the number of fires recorded per cell decreases with increasing wet areas in buffers of 2.5 km around cells (Fig. 14b). Cells surrounded by 5-12% of wet areas tended to experience between 5 and 8 fires, as compared to 1-2 fire events for cells surrounded by 16-26 % of wet areas. These latter cells are concentrated into the central section, which cover 8.2% of the total transect length, but contains 42% of all cells that recorded 1-2 fires. In the central sections 100%, of all cells recorded 1-2 fires and 2.5-km buffers around cells comprise 24% of wet areas.

2.3.4. Spatio-temporal variability of the stand age mosaic

The forest age mosaic has been highly variable in space and time. Although a high frequency of small fire years maintained a relatively stable age structure in the northern section prior to 1920, large fires every 20-30 years subsequently generated large temporal variations in forest age (Fig. 11a). The northern section was successively dominated (40-60 % of the section length) by forest stands aged 1-10 years (in 1930, 1950, 1995), 11-20 years (1935, 1955, 2005), and 21-30 years (1965, 2000). In comparison, the grouping of smaller fires within the 1847-1864, 1910-1930, and 1990-2010 fire episodes in the southern section generated slower age structure fluctuations with age classes of less than 70 years successively peaking every 60-80 years (Fig. 11b).

Even though the study transect was dominated by young forest, with stands <50 years old covering $58.4\% \pm 8.6\%$ and $76.2\% \pm 7.4\%$ of the transect length over the 1840-1919 and 1920-2013 time periods, respectively, old-growth forest stands (>100 yrs old) had persisted in the fire refuge of the central section before the 2013 Eastmain fire (Fig. 11c, Fig. 15). Indeed, the forest age along the transect for years following the most important fire years indicates that the Eastmain fire shifted the overall age mosaic outside its range of variability of the last 175 years (Fig. 15). The fire almost entirely burned the last remaining old-growth forest patch that had escaped fire in the central section since at least the early 19th century, such that only two cells greater than 100 years old (established after the 1847 fire at km 236-240 and the 1882 fire at km 12-14; 1.8% of the transect length) remain today. Moreover, forest stand older than 70 years are also near their minimum for the last 175 years (currently 15.1% of the transect length vs. minimum of 9.8% in 1973-1976) such that, even with a complete absence of fire, at least 25 years will be needed for the re-emergence of a near-average fraction (10.5%) of forest stands older than 100 years. The longest remaining patch of mid-to-late successional forest is currently 74 years old (established after the 1941 fire) and covers 8.3% of the transect at its northern end (km 0-28).

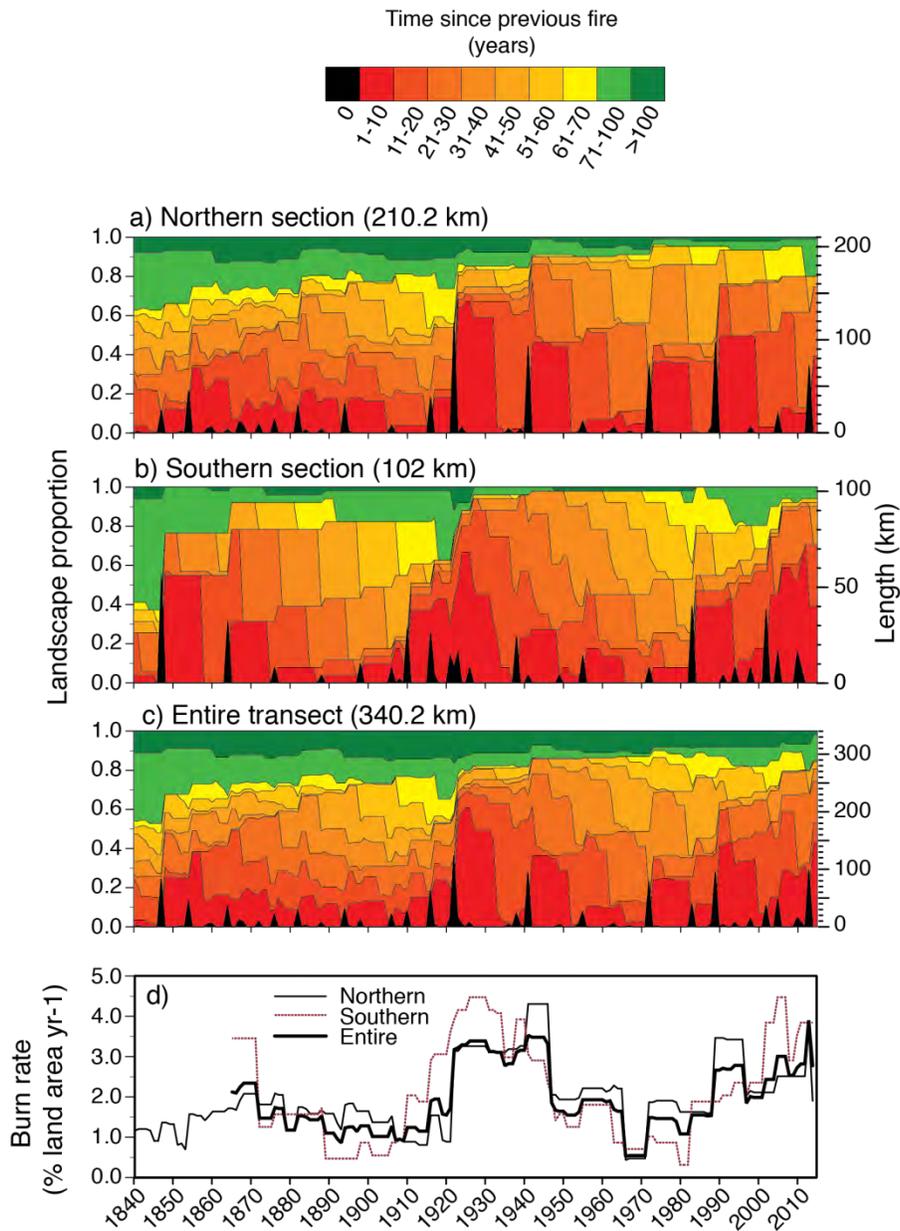


Figure 11. Variability of burn rates and resulting landscape age structure along the transect over the 1840-2014 time period (a, b, c). Burn rates (d) are computed from total lengths burned within the corresponding transect sections using a 25-years moving window and are plotted for the last year of each 25-year interval.

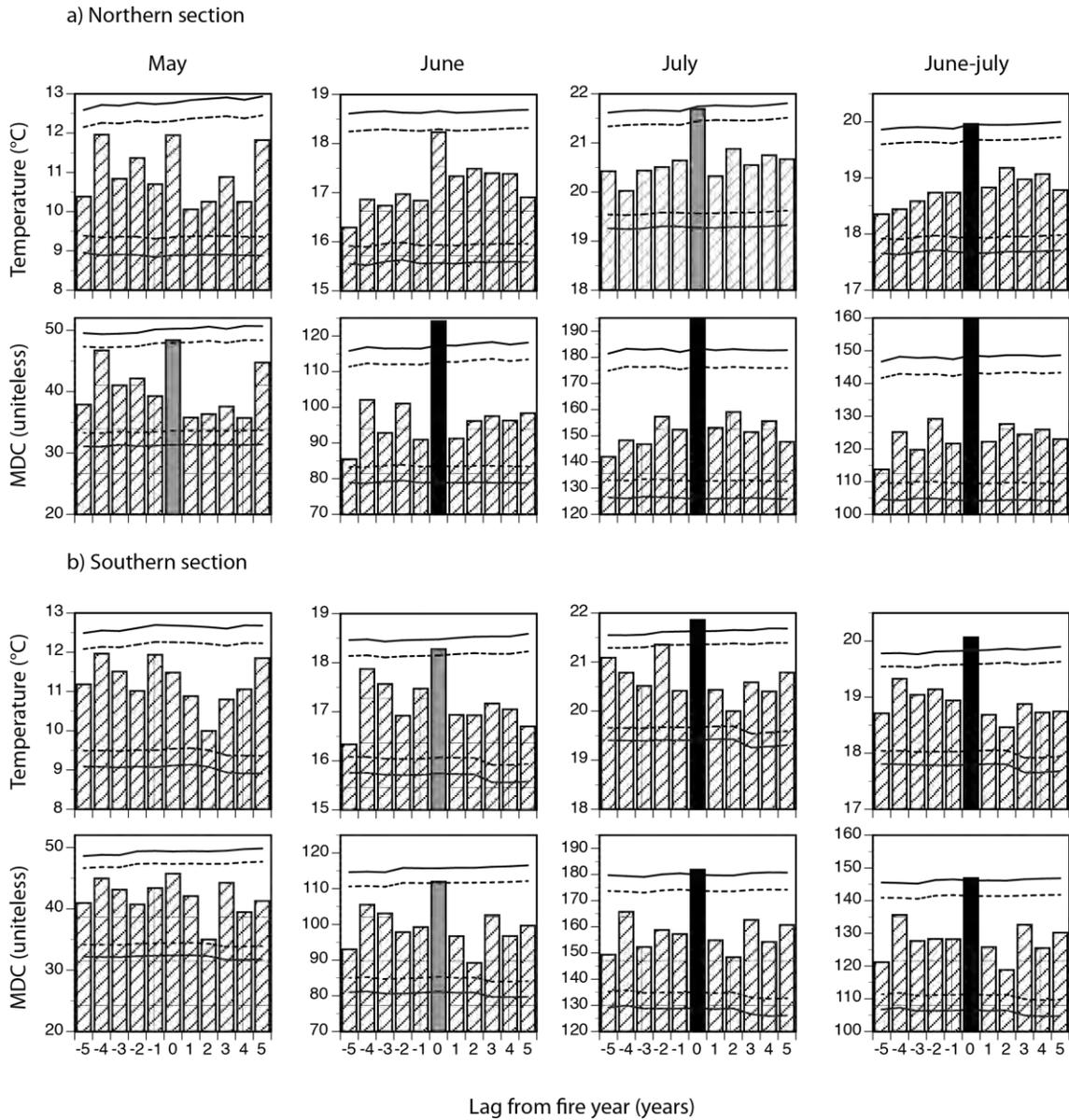


Figure 8. Superposed epoch analysis of gridded monthly temperatures data from the CRU 3.21 dataset (1901-2012) and associated Monthly Drought Code (MDC) in relation with positive or negative lags from fire years. Only years with length burned equal or greater than 10 km are considered for both the northern (a; n=8) and southern sections (b; n=10). Solid and dashed horizontal lines display the 99% and 95% confidence intervals estimated by bootstrapping and black and gray columns correspond to values outside the 99% and 95% CIs, respectively. Superposed epoch analysis of precipitation data is shown in the Fig S5.

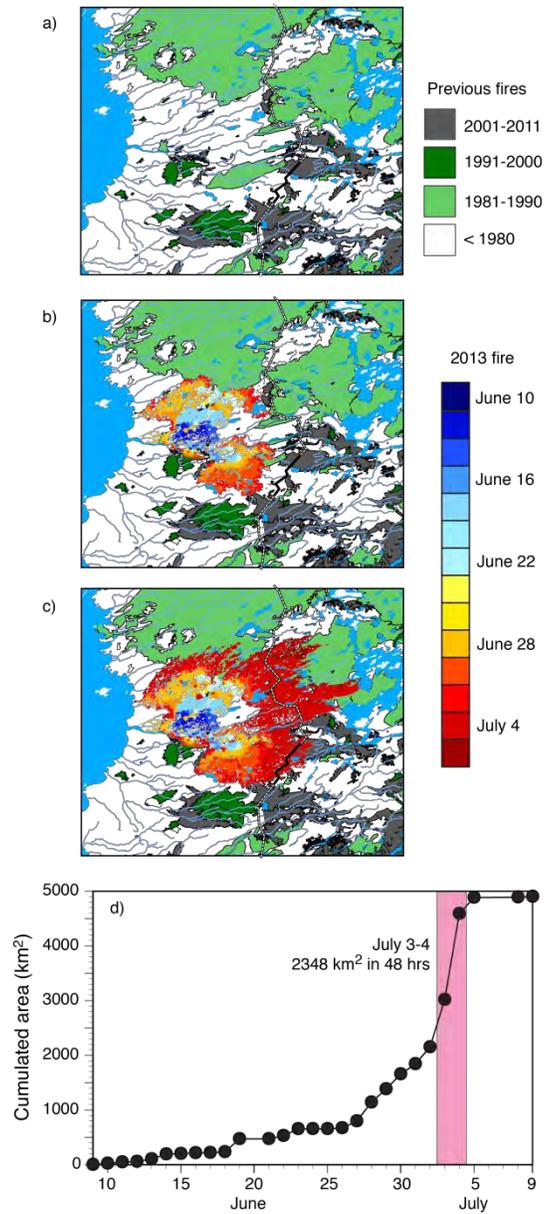


Figure 13. Daily spread of the 2013 Eastmain fire relative to previous fires as reconstructed from MODIS data. Panels refer to the stand-age mosaic before the fire (a), the fire progression before July 3 (b), and the sequence of abrupt expansion (c, d) across young fuels and the fire refuge of the central transect section (black line near the SE fire border) during the extreme fire weather event of July 3-4 (pink vertical bar; see also the Figure S6).

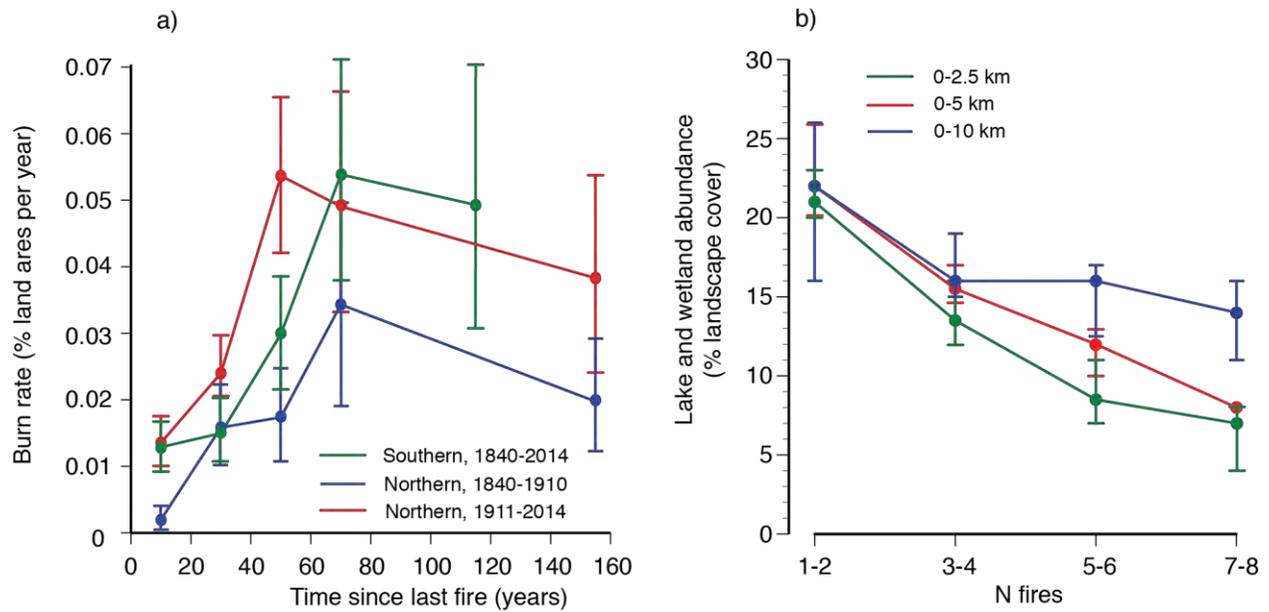


Figure 14. Bottom-up resistance to high burn rates along the transect over the 1840-2014 time period. (a) age-dependant resistance evidenced by age-specific burn rates for three spatio-temporal sub-domains with contrasting fire lengths and burn rates. For a given sub-domain and age-class, the burn rate is computed from the ratio of fire interval over time since previous fire frequency distributions (see Fig. S7). Error bars correspond to bootstrapped 95% confidence intervals. (b) Resistance due to wet areas around sampling cells. Median cover of lakes and peatlands (% of total landscape) for successively larger buffers (2.5 km, 5 km, 10 km) around cells is plotted against the number of fire recorded into cells. Error bars display the 95% confidence intervals of the median estimated by bootstrapping.

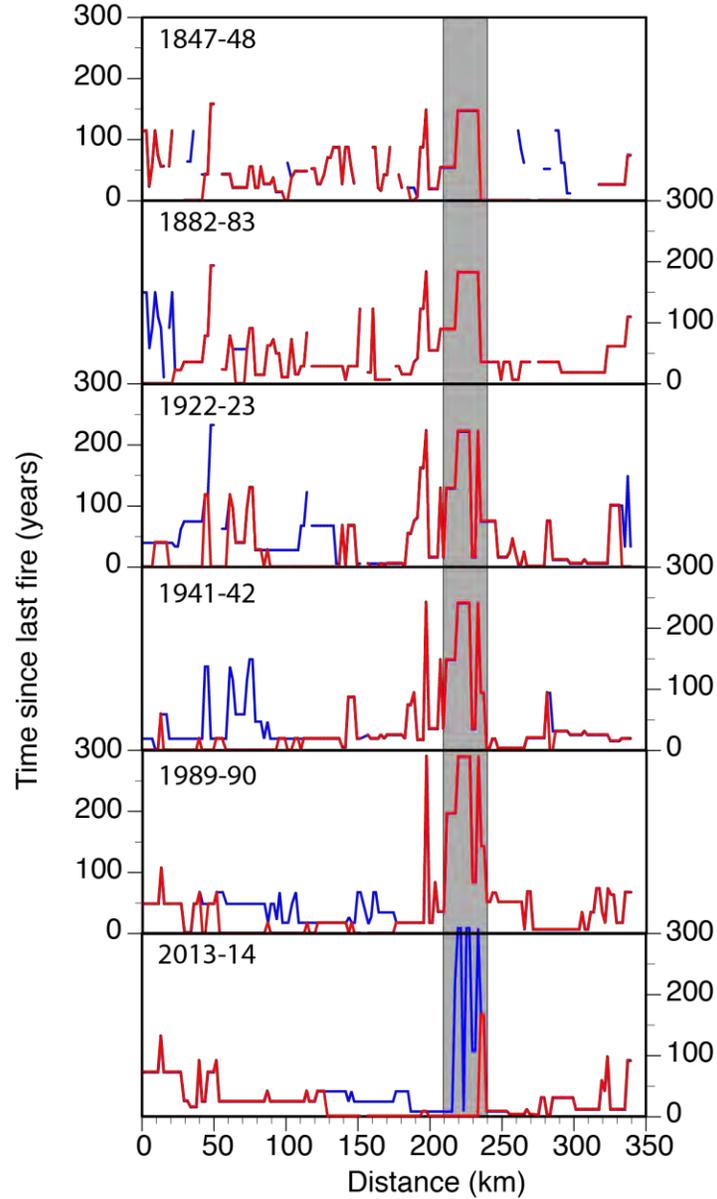


Figure 15. Time since previous fire along the transect immediately before (blue line) and after (red line) the most important fire years (1847, 1922, 1941, 1989, 2013) since 1840. The 1882 fire (length burned = 29.8 km) was also considered as a mid-point during the long interval between the 1847 and 1922 fires. The vertical gray bar highlights the central section. Time since fire is underestimated within the central section for all depicted years due to the lack of fire scars in the corresponding sampling cells (Figure S1).

2.4. Discussion

Our sampling design allowed the fire activity and associated landscape age mosaic to be reconstructed from direct field evidence within a spatiotemporal domain of 340 km and 174 years, with resolutions of 2 km and 1 year, respectively. Each fire event detected was explicitly located within this domain, thus allowing the variability of fire lengths and fire intervals, as well as the resulting forest age, to be reconstructed across space and time. Our results indicate that the eastern Canadian taiga has been characterised by an extremely active fire regime and a variable stand-age mosaic that strongly diverged from the age-independent scenario of a randomly structured landscape (Fig. 8). Specifically, previous fires and wet areas strongly controlled the regional fire activity across space and time such that burning young forests and areas fragmented by wetlands and lakes had to be triggered by severe drought and weather events, as was the case with the exceptional 2013 Eastmain fire. These results help understand and predict the dynamics and impacts of the currently strengthening fire activity in the North American boreal forest.

2.4.1. Structured vs random age mosaic

Our exhaustive record of fire lengths allowed us to compare fire activity and monthly climate data over a period of 112 years. Anomalies of summer drought severity and high temperatures have been important top-down driver of area burned annually along the entire transect, mainly through their influence on the development of large fires (i.e. fire length greater than 10 km), which accounted for 90% of the total distance burned during the last 175 years. This dominant role of temperatures and drought in our study area is coherent with most studies of fire activity in the North American boreal forest, although the relative influence of these two factors varies among regions (Duffy *et al.*, 2005; Flannigan *et al.*, 2005; Balshi *et al.*, 2009; Parisien *et al.*, 2011; Ali *et al.*, 2012; Boulanger *et al.*, 2013). Moreover, despite asynchronous fire years between the northern and southern sections of the transect, drought and temperature anomalies most likely synchronized interdecadal trends fire of activity at the regional scale (Gavin *et al.*, 2006), as both sections experienced synchronous decadal burn rates and a

similar influence of temperature and drought on large fires. Ultimately, this synchronizing top-down influence may have been forced by large-scale climate patterns driven by oceanic temperatures (Girardin *et al.*, 2004; Le Goff *et al.*, 2007).

Despite the strong link between monthly climate and annual area burned, wildfire spread is in fact largely driven by day-to-day variation in weather following ignition (Abatzoglou & Kolden, 2013). For example, the 2013 Eastmain fire, which is the second largest fire of our dataset, shows how a few days of extreme fire weather, characterized by strong winds and high temperatures had a disproportionate influence on area burned. In its early phase, the Eastmain fire progressively expanded across a large area of mature forest stands under relatively sustained severe fire weather and then spread very rapidly across any fuel types during two consecutive days of extremely severe fire weather conditions. Such extreme conditions probably contributed also to the spread of the largest fire of our dataset (1922 fire; 124 km), as suggested by its 50-km overlap with the 1917 fire (fuel then aged 5 years) at km 135-185 (Fig. 10). Flat topography and prevailing winds parallel to rivers and landscape orientation (east-west) may have amplified the effect of weather during the development of these very large fires (Mansuy *et al.*, 2014).

Despite strong top down influences of climate and weather, our study area is clearly an age-dependant stand-age mosaic (Fig. 8; Héon *et al.*, 2014; Parisien *et al.*, 2014; Parks *et al.*, 2015, 2016). In fact, the burn rate of 5.5 % yr⁻¹ in forest stands older than 50 years during the 20th century, compared to rates of 0-1.5% yr⁻¹ in stands of less than 20 years (Fig. 14a), indicates that the age-dependent resistance to fire activity is considerable and that an extremely high burn rates of ~5% yr⁻¹ would have characterized our study region during the last century in absence of a fuel age effect. An overall burn rate of 5% yr⁻¹ would have been almost two times greater than the highest rates recently observed within the most fire-prone areas of the Canadian boreal zone (Boulanger *et al.*, 2012). Although it has long been assumed that fires occur independently of forest age in the North American boreal forest (Bessie & Johnson, 1995), our results clearly show that this is not always the case.

Several phenomena can explain the strength of age-dependant resistance to fire. First, because of its high burn rate relative to the rate of postfire fuel recovery, our study area has been characterised by frequent encounter between new fires and immature fuels, thus increasing the strength of the age effect as compared to other regions of the North American boreal forest where no such effect was detected (Price *et al.*, 2015). Second, although almost any fuel type can burn during extreme fire weather, as shown in the Eastmain fire and elsewhere in North America (Parks *et al.*, 2015), such extreme conditions are rare by definition and do not occur during all fires or through the entire growth of a given fire event. For example, the extraordinarily rapid growth observed during the last stage of the Eastmain fire was triggered by one of the two sequences of two consecutive days with a FWI index value greater than 50 to have occurred since 1977 in the study area. Third, age-independent fire progression during extreme weather is in fact spatially dependant on prior age-dependant growth of the same fire during less extreme weather, as also evidenced by the early progression of the Eastmain fire (Fig. 13a). That a fire perimeter of more than 150 km was already active at the onset of the final sequence in 2013 permitted considerable fire growth during the following two days. Fourth, compared to other fuel types the flammability of mature conifers increases disproportionately with elevated temperature and drought, leading to the preferential development of large fires within large patches of mature conifers (Dash *et al.*, 2016; Bernier *et al.*, 2016). Fifth, fuel age is likely to influence not only fire spread but also ignition (Krawchuk *et al.*, 2006). Finally, because fire is a spatially contagious phenomenon, fire-resistant landscape patches will not only reduce fire activity within their interior, but also outside their boundaries, creating a "fire shadow" (Finney, 2005; Parisien *et al.*, 2010).

In addition to the transient effect of forest age on landscape-level flammability, lakes and large peatlands represent additional bottom-up impediments to fire ignition and spread. Increasing lake and peatland abundance at distances of at least 2.5 km has considerably reduced fire recurrence within sampling cells (Fig. 14b). This effect has been most evident in the central section before the 2013 fire, demonstrating that large sectors can escape fire repeatedly, even within the most fire-prone regions of the boreal forest. It is well known that individual sites may escape fire (Wallenius *et al.*, 2004; Cyr

et al., 2005; Ouarmim *et al.*, 2015) due to poor drainage conditions (Ouarmim *et al.*, 2014a) and high lake or wetland abundance in their surroundings (Hellberg *et al.*, 2004; Cyr *et al.*, 2005; Madoui *et al.*, 2011; Barrett *et al.*, 2013; Senici *et al.*, 2015). These fire refuges, with their associated biodiversity and high carbon stocks are important features of these landscapes (Hornberg *et al.*, 1998; Ouarmim *et al.*, 2014b).

Because lakes and peatlands tend to promote the persistence of old forest stands, whereas stand age *per se* has the opposite effect, these two resistance mechanisms would have tended to mask each other's effect in our dataset. Thus, a stronger age-dependence of burn rates may have been documented in the absence of lakes and peatlands and a stronger wet area-dependence may have been detected in absence of stand age effect. For example, the apparent decrease of burn rates in forest stands more than 60 years old (Fig. 14a) probably reflects the tendency of these old stands to develop and persist in areas resistant to fire due to high lake and peatland cover. The alternative explanation that overmature forest stands decrease in flammability is not supported by recent studies showing that these stands are positively selected by fire across the North American boreal forest (Bernier *et al.*, 2016; Dash *et al.*, 2016).

Although interactions among lake and peatlands and stand age are probably spatially complex, collectively these factors would help identify areas at greater risk of burning (e.g. large forest patch more than 50-years-old containing few lakes and peatlands), as well as infrastructure exposure to fire in the current context of increasing fire activity. For example, the large sector that has escaped fire for several decades in the surroundings of the La Grande weather station at the northern end of the transect (Fig. 9) corresponds to an unusually persistent large area of old forests in the context of the last century (km 0-50 in Figures 10 and 15) and comprises several strategic hydroelectric infrastructures along with the towns of Chisasibi, Wemindji, and Radisson.

2.4.2. Spatio-temporal variability vs. recent and future trends

Our study supports previous assertions that regions experiencing very large fires are inherently unstable because fires are so large that no fraction of the total landscape can represent its entirety; that is, no section comprises the same age classes frequency

distribution as the total landscape (Romme, 1982; Baker, 1989; Turner *et al.*, 1993). Although a relatively stable age mosaic prevailed in the northern section of the study area during the 19th century due to relatively small and regular fire events, large and irregular fires in the rest of our spatio-temporal domain clearly resulted in an unstable, oscillating landscape-age mosaic.

Consequently, because of high background variability, along with buffering of burn rates by bottom-up resistance, long records of fire size, fire intervals, and burn rates are necessary to determine if the recent warming trend has shifted the fire regime outside range of variability. For instance, even though it may be fairly exhaustive, the atlas of fire perimeters in Canada (1980-2013; Fig. 9) is too short to provide an adequate reference period. In addition, the increase of burn rates with temperatures may be altered by the confounding influence of precipitation and drought (Girardin & Muldesee; 2008). For example, although a rising trend of burn rates is evident in our study area (1980-2012), a similar interval of high burn rates occurred during the early 20th century during a time period of relatively cold summer temperatures (Gennaretti *et al.*, 2014; Naulier *et al.*, 2014). Thus, even if recent burn rates of the study area have been rising to relatively high values compared to the rest of the North American boreal forest, this trend would have to continue for a few additional decades before we could confirm that recent warming has led to unprecedented burn rates.

By simultaneously considering the spatial and temporal dimensions, however, our study suggests that the forest-age mosaic may be outside its range of variability even if the main fire regime parameters (fire size, fire intervals, burn rates) are not. By allowing the 2013 fire to spread into an area previously resistant to fire due to its high lake and peatland cover, extremely severe fire weather has shifted the abundance of fire refuge outside its range of variability of the last 175 years (Fig. 15). Because large patches of old forest stands are unlikely to develop in these fire-prone regions without the sheltering effect of lakes and peatlands, they may be vulnerable to such severe weather. The directional erosion of these fire refuges at large spatial scale (ecological regions, province, biome) would be an early sign that new fire regimes and age mosaic are developing.

Future burn rates will continue to diverge from predicted rates based solely on climatic potential, although the intensity of this phenomenon is likely to vary with climate change. The predicted increase in the frequency of severe fire weather (Jolly *et al.*, 2015; Wang *et al.*, 2015) is likely to weaken the age-dependant resistance to high burn rates. This is demonstrated by the abrupt progression of the Eastmain fire, as well as by the higher age-specific burn rates we observed when fire of the northern section were immense. It will be interesting to determine if the extreme conditions that characterized the last few days of 2013 Eastmain fire are increasing in frequency and, if so, how this may affect the boreal landscape.

Acknowledgements:

The authors wish to thank Pierre-Paul Dion, and Simon Williams for field and laboratory assistance and two reviewers for their constructive comments. This research was financially supported by NSERC, Hydro-Quebec, Ouranos, ArcticNet, the EnviroNorth training program and the Centre for Northern Studies

References

- Abatzoglou JT, Kolden CA (2011) Relative importance of weather and climate on wildfire growth in interior Alaska. *International Journal of Wildland Fire*, 20, 479.
- Alaska Interagency Coordination Center (2016) Fire History In Alaska. Available at http://afsmaps.blm.gov/imf_firehistory/imf.jsp?site=firehistory. Accessed April 27, 2016 .
- Ali AA, Blarquez O, Girardin MP *et al.* (2012) Control of the multimillennial wildfire size in boreal North America by spring climatic conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 109, 20966–20970.
- Baker WL (1989) Landscape ecology and nature reserve design in the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Ecology*, 70, 23-35.
- Balshi MS, Mcguire AD, Duffy P, Flannigan M, Walsh J, Melillo J (2009) Assessing the response of area burned to changing climate in western boreal North America using a Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) approach. *Global Change Biology*, 15, 578-600.
- Barrett CM, Kelly R, Higuera PE, Hu FS (2013) Climatic and land cover influences on the spatiotemporal dynamics of Holocene boreal fire regimes. *Ecology*, 94, 389-402.
- Bergeron Y, Gauthier S, Flannigan M, Kafka V (2004) Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology*, 85, 1916-1932.
- Bergeron Y, Cyr D, Girardin MP, Carcaillet C (2011) Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: collating global climate model experiments with sedimentary charcoal data. *International Journal of Wildland Fire*, 19, 1127-1139.
- Bernier P, Gauthier S, Jean P-O, Manka F, Boulanger Y, Beaudoin A, Guindon L (2016) Mapping local effects of forest properties on fire risk across Canada. *Forests*, 7, 157.
- Bessie WC, Johnson EA (1995) The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. *Ecology*, 76, 747–762.
- Bond-Lamberty B, Wang C, Gower ST (2004) Net primary production and net ecosystem production of a boreal black spruce wildfire chronosequence. *Global Change Biology*, 10, 473–487.
- Bond-Lamberty B, Peckham SD, Ahl DE, Gower ST (2007) Fire as the dominant driver of central Canadian boreal forest carbon balance. *Nature*, 450, 89-92.
- Boulanger Y, Gauthier S, Burton PJ, Vaillancourt M-A (2012) An alternative fire regime zonation for Canada. *International Journal of Wildland Fire*, 21, 1052-1064.
- Boulanger Y, Gauthier S, Gray DR, Le Goff H, Lefort P, Morissette J (2013) Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada. *Ecological applications*, 23, 904-923.

- Boulanger Y, Gauthier S, Burton PJ (2014) A refinement of models projecting future Canadian fire regimes using homogeneous fire regime zones. *Canadian Journal of Forest Research*, 44, 365-376.
- Brown CD, Johnstone JF (2011) How does increased fire frequency affect carbon loss from fire? A case study in the northern boreal forest. *International Journal of Wildland Fire*, 20, 829-837.
- Canadian Forest Service (2016) Canadian Wildland Fire Information System. Available at <http://cwffis.cfs.nrcan.gc.ca/datamart>. Accessed April 27, 2016.
- Cavard X, Boucher J-F, Bergeron Y (2015) Vegetation and topography interact with weather to drive the spatial distribution of wildfires in the eastern boreal forest of Canada. *International Journal of Wildland Fire*, 24, 391-406
- Cyr D, Bergeron Y, Gauthier S, Larouche AC (2005) Are the old-growth forests of the Clay Belt part of a fire-regulated mosaic? *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 65-73.
- Dash CB, Fraterrigo JM, Hu FS (2016) Land cover influences boreal-forest fire responses to climate change: geospatial analysis of historical records from Alaska. *Landscape Ecology*, DOI 10.1007/s10980-016-0361-2
- Duffy PA, Walsh JE, Graham JM, Mann DH, Rupp TS (2005) Impacts of large-scale atmospheric-ocean variability on Alaskan fire season severity. *Ecological Applications*, 15, 1317-1330.
- Environnement Canada (2016) Canadian climate normals or averages 1981–2010. http://climate.weather.gc.ca/climate_normals/index_e.html. Accessed April 27, 2016.
- Finney MA (2005) The challenge of quantitative risk analysis for wildland fire. *Forest Ecology and Management*, 211, 97–108.
- Flannigan M, Wotton B (1991) Lightning-ignited forest fires in northwestern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research*, 21, 277-287.
- Flannigan M, Wotton B (2001) Climate, weather, and area burned. *Forest fires*. New York: Academic Press. p, 351, 73.
- Flannigan MD, Logan KA, Amiro BD, Skinner WR, Stocks BJ (2005) Future Area Burned in Canada. *Climatic Change*, 72, 1-16.
- Gavin DG, Hu FS, Lertzman K, Corbett P (2006) Weak climatic control of stand-scale fire history during the late Holocene. *Ecology*, 87, 1722–1732.
- Gennaretti F, Arseneault D, Nicault A, Perreault L, Bégin Y (2014) Volcano-induced regime shifts in millennial tree-ring chronologies from northeastern North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 11, 13888-13893.
- Girardin M, Tardif J, Flannigan M, Bergeron Y (2004) Multicentury reconstruction of the Canadian Drought Code from eastern Canada and its relationship with paleoclimatic indices of atmospheric circulation. *Climate Dynamics*, 23, 99-115.

- Girardin MP, Mudelsee M (2008) Past and future changes in Canadian boreal wildfire activity. *Ecological Applications*, 18, 391–406.
- Girardin MP, Wotton BM (2009) Summer Moisture and Wildfire Risks across Canada. *Journal of Applied Meteorology and Climatology*, 48, 517-533.
- Harris I, Jones P, Osborn T, Lister D (2014) Updated high-resolution grids of monthly climatic observations—the CRU TS3.10 Dataset. *International Journal of Climatology*, 34, 623-642.
- Hellberg E, Niklasson M, Granström A (2004) Influence of landscape structure on patterns of forest fires in boreal forest landscapes in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 332-338.
- Hély C, Fortin CM-J, Anderson KR, Bergeron Y (2010) Landscape composition influences local pattern of fire size in the eastern Canadian boreal forest: role of weather and landscape mosaic on fire size distribution in mixedwood boreal forest using the Prescribed Fire Analysis System. *International Journal of Wildland Fire*, 19, 1099-1109.
- Héon J, Arseneault D, Parisien M-A (2014) Resistance of the boreal forest to high burn rates. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 111, 13888-13893.
- Holmes RL (1983) Computer-assisted quality control in tree-ring dating and measurement. *Tree-Ring Bulletin*, 43, 69-78.
- Hornberg G, Zackrisson O, Segerstrom U, Svensson BW, Ohlson M, Bradshaw RH (1998) Boreal swamp forests. *BioScience*, 48, 795-802.
- Irulappa Pillai Vijayakumar DB, Raulier F, Bernier PY, Gauthier S, Bergeron Y, Pothier D (2015) Lengthening the historical records of fire history over large areas of boreal forest in eastern Canada using empirical relationships. *Forest Ecology and Management*, 347, 30-39.
- Irulappa Pillai Vijayakumar DB, Raulier F, Bernier P, Paré D, Gauthier S, Bergeron Y, Pothier D (2016) Cover density recovery after fire disturbance controls landscape aboveground biomass carbon in the boreal forest of eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 360, 170–180.
- Johnstone JF, Hollingsworth TN, Chapin FS, Mack MC (2010) Changes in fire regime break the legacy lock on successional trajectories in Alaskan boreal forest. *Global Change Biology*, 16, 1281-1295.
- Johnstone JF, Rupp TS, Olson M, Verbyla D (2011) Modeling impacts of fire severity on successional trajectories and future fire behavior in Alaskan boreal forests. *Landscape Ecology*, 26, 487-500.
- Jolly WM, Cochrane MA, Freeborn PH, Holden ZA, Brown TJ, Williamson GJ, Bowman DM (2015) Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nature communications*, 6, 7537.
- Kasischke ES, Turetsky MR (2006) Recent changes in the fire regime across the North American boreal region—spatial and temporal patterns of burning across Canada and Alaska. *Geophysical Research Letters*, 33, L09703.

- Kelly R, Chipman ML, Higuera PE, Stefanova I, Brubaker LB, Hu FS (2013) Recent burning of boreal forests exceeds fire regime limits of the past 10,000 years. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 110, 13055-13060.
- Kettridge N, Turetsky M, Sherwood J *et al.* (2015) Moderate drop in water table increases peatland vulnerability to post-fire regime shift. *Scientific Reports*, 5, 8063.
- Krawchuk M, Cumming S, Flannigan M, Wein R (2006) Biotic and abiotic regulation of lightning fire initiation in the mixedwood boreal forest. *Ecology*, 87, 458-468.
- Lavoie L, Sirois L (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, Flannigan MD, Bergeron Y, Girardin MP (2007) Historical fire regime shifts related to climate teleconnections in the Waswanipi area, central Quebec, Canada. *International Journal of Wildland Fire*, 16, 607-618.
- Mack MC, Bret-Harte MS, Hollingsworth TN, Jandt RR, Schuur EA, Shaver GR, Verbyla DL (2011) Carbon loss from an unprecedented Arctic tundra wildfire. *Nature*, 475, 489-492.
- Madoui A, Leduc A, Gauthier S, Bergeron Y (2011) Spatial pattern analyses of post-fire residual stands in the black spruce boreal forest of western Quebec. *International Journal of Wildland Fire*, 19, 1110-1126.
- Mansuy N, Gauthier S, Robitaille A, Bergeron Y (2011) The effects of surficial deposit–drainage combinations on spatial variations of fire cycles in the boreal forest of eastern Canada. *International Journal of Wildland Fire*, 19, 1083-1098.
- Mansuy N, Boulanger Y, Terrier A, Gauthier S, Robitaille A, Bergeron Y (2014) Spatial attributes of fire regime in eastern Canada: influences of regional landscape physiography and climate. *Landscape Ecology*, 29, 1157-1170.
- Naulier M., M.M. Savard, C. Bégin, D. Arseneault, J. Marion, Gennaretti, F., A. Nicault, Y. Bégin. 2015. A millennial summer temperature reconstruction for Northeastern Canada using isotopes in subfossil trees. *Climate of the Past*, 11, 1153–1164.
- Niklasson M, Granström A (2000) Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology*, 81, 1484–1499.
- O'Donnell AJ, Boer MM, McCaw WL, Grierson PF (2011) Vegetation and landscape connectivity control wildfire intervals in unmanaged semi-arid shrublands and woodlands in Australia. *Journal of Biogeography* 38,112-124.
- Oris F, Asselin H, Finsinger W *et al.* (2014) Long-term fire history in northern Quebec: implications for the northern limit of commercial forests. *Journal of Applied Ecology*, 51, 675–683.
- Ouarmim S, Asselin H, Hély C, Bergeron Y, Ali AA (2014a) Long-term dynamics of fire refuges in boreal mixedwood forests. *Journal of Quaternary Science*, 29, 123-129.
- Ouarmim S, Asselin H, Bergeron Y, Ali AA, Hély C (2014b) Stand structure in fire refuges of the eastern Canadian boreal mixedwood forest. *Forest Ecology and Management*, 324, 1-7.

- Ouarmim S, Ali AA, Asselin H, Hély C, Bergeron Y (2015) Evaluating the persistence of post-fire residual patches in the eastern Canadian boreal mixedwood forest. *Boreas*, 44, 230-239.
- Parisien M-A, Miller C, Ager AA, Finney MA (2010) Use of artificial landscapes to isolate controls on burn probability. *Landscape Ecology*, 25, 79-93.
- Parisien M-A, Parks SA, Miller C, Krawchuk MA, Heathcott M, Moritz MA (2011) Contributions of Ignitions, Fuels, and Weather to the Spatial Patterns of Burn Probability of a Boreal Landscape. *Ecosystems*, 14, 1141-1155.
- Parisien M-A, Parks SA, Krawchuk MA, Little JM, Flannigan MD, Gowman LM, Moritz MA (2014) An analysis of controls on fire activity in boreal Canada: comparing models built with different temporal resolutions. *Ecological Applications*, 24, 1341-1356.
- Parks SA (2014) Mapping day-of-burning with coarse-resolution satellite fire-detection data. *International Journal of Wildland Fire*, 23, 215-223.
- Parks SA, Holsinger LM, Miller C, Nelson CR (2015) Wildland fire as a self-regulating mechanism: the role of previous burns and weather in limiting fire progression. *Ecological Applications*, 25, 1478-1492.
- Parks SA, Miller C, Holsinger LM, Baggett LS, Bird BJ (2016) Wildland fire limits subsequent fire occurrence. *International Journal of Wildland Fire*, DOI : 10.1071/WF15107.
- Payette S (1992) Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In 'A systems analysis of the boreal forest'.(Eds HH Shugart, R Leemans, GB Bonan) pp. 144–169. pp Page, Cambridge University Press: Cambridge, UK.
- Price OF, Bradstock RA (2010) The effect of fuel age on the spread of fire in sclerophyll forest in the Sydney region of Australia. *International Journal of Wildland Fire* 19, 35-45.
- Price OF, Pausas JG, Govender N, Flannigan M, Fernandes PM, Brooks ML, Bird RB (2015) Global patterns in fire leverage: the response of annual area burnt to previous fire. *International Journal of Wildland Fire* 24, 297-306.
- Rogers BM, Soja AJ, Goulden ML, Randerson JT (2015) Influence of tree species on continental differences in boreal fires and climate feedbacks. *Nature Geoscience*, 8, 228-234
- Romme WH (1982) Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone National Park. *Ecological Monographs*, 52, 199-221.
- SCIEM, 2011. PAST4 Personal Analysis System for Tree ring Research, version 4.3 Instruction Manual. Vienna
- Senici D, Chen HYH, Bergeron Y, Ali AA (2015) The effects of forest fuel connectivity on spatiotemporal dynamics of Holocene fire regimes in the central boreal forest of North America. *Journal of Quaternary Science*, 30, 365–375.
- Sirois L (1995) Initial phase of postfire forest regeneration in two lichen woodlands of northern Québec. *Ecoscience*, 2, 177–183.

- St-Pierre H, Gagnon R, Bellefleur P (1992) Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec. *Canadian Journal of Forest Research*, 22, 474-481.
- Stocks BJ, Mason JA, Todd JB *et al.* (2002) Large forest fires in Canada, 1959–1997. *Journal of Geophysical Research*, 108, D1-8149.
- Stockwell C, Mcglynn J, Emslie R *et al.* (1968) Géologie du bouclier canadien. Géologie et Ressources Minérales du Canada, Partie A. Commission géologique du Canada, Ottawa, Ont.
- Taylor AR, Chen HYH (2011) Multiple successional pathways of boreal forest stands in central Canada. *Ecography*, 34, 208–219.
- Turetsky MR, Kane ES, Harden JW, Ottmar RD, Manies KL, Hoy E, Kasischke ES (2011) Recent acceleration of biomass burning and carbon losses in Alaskan forests and peatlands. *Nature Geoscience*, 4, 27-31.
- Turner MG, Romme WH, Gardner RH, O'Neill RV, Kratz TK (1993) A revised concept of landscape equilibrium: disturbance and stability on scaled landscapes. *Landscape Ecology*, 8, 213-227.
- Van Wagner C (1987) Development and structure of the Canadian forest fire weather index system. Forestry Technical Report 35. Canadian Forest Service, Ottawa, Canada.
- Wallenius TH, Kuuluvainen T, Vanha-Majamaa I (2004) Fire history in relation to site type and vegetation in Vienansalo wilderness in eastern Fennoscandia, Russia. *Canadian Journal of Forest Research*, 34, 1400-1409.
- Wang X, Parisien M-A, Flannigan MD, Parks SA, Anderson KR, Little JM, Taylor SW (2014) The potential and realized spread of wildfires across Canada. *Global Change Biology*, 20, 2518-2530.
- Wang X, Thompson D, Marshall G, Tymstra C, Carr R, Flannigan M (2015) Increasing frequency of extreme fire weather in Canada with climate change. *Climatic Change*, 130, 573-586.
- Westerling AL, Turner MG, Smithwick EAH, Romme WH, Ryan MG (2011) Continued warming could transform Greater Yellowstone fire regimes by mid-21st century. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the USA*, 108, 13165–13170.
- White PS, Pickett STA (1985) Natural disturbance and patch dynamics: An introduction. In: *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. (ed White PS, Pickett STA) pp 3-13., Academic Press

Supplementary information

Table S1. Comparison of stems sampled in this study with the study of Héon *et al.* (2014).

		Héon <i>et al.</i> 2014	This study	Total	%
<i>Transect</i>	Transect length (km)	190.2	150	340.2	
	Number of cells	93	75	168	
<i>Trees</i>	Number sampled	1196	866	2062	
	Average number per cell	12.9	11.5	12.3	
	Living trees	346	367	713	34.6
	Snags and woody debris	850	499	1349	65.4
<i>Species</i>	Jack pine	991	591	1582	76.7
	Black spruce	184	273	457	22.2
	Eastern larch	21	2	23	1.1
<i>Dating</i>	Percent dated	86.6	90.6	88.3	
<i>Fire scars</i>	No scar	154	325	479	23.2
	1 scar	819	458	1277	61.9
	2 scars	185	67	252	12.2
	3 scars	32	15	47	2.3
	4 scars	6	1	7	0.4
<i>Fires dates</i>	Establishment date	687	676	1363	
	Fire scar	1193	641	1834	
	Total	1880	1317	3197	

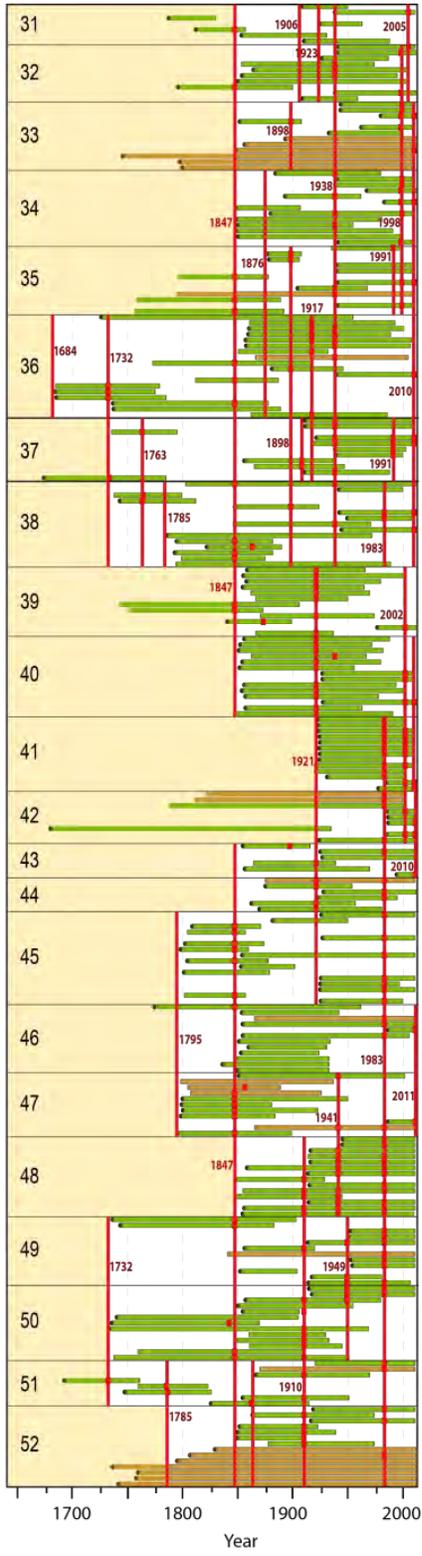
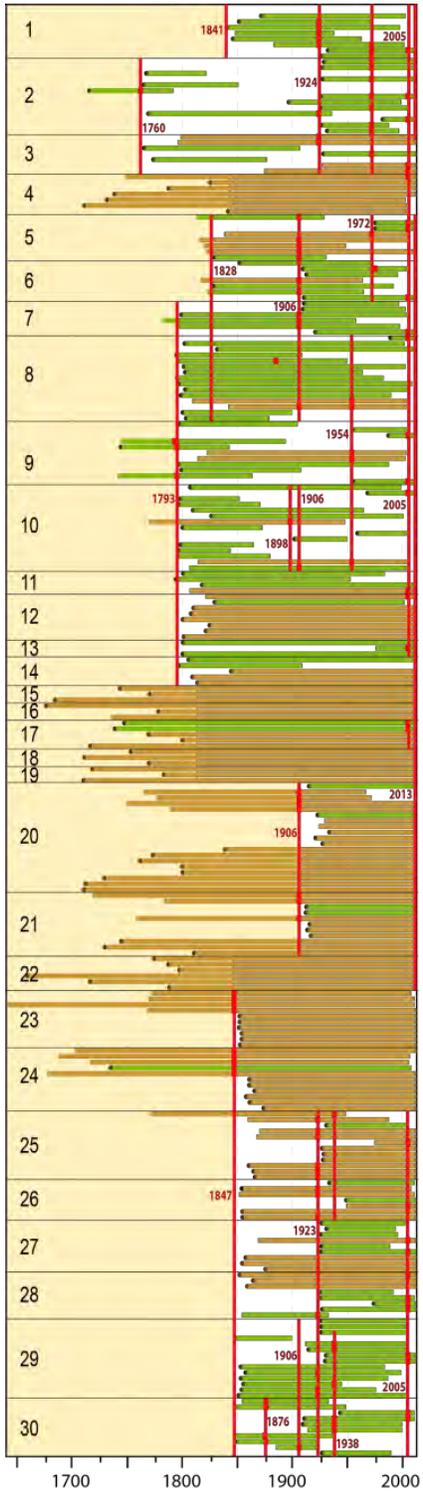


Figure S1. Reconstruction of fire length from fire scars and first tree rings in the 75 cells along the southern extension of the road transect. Cells are numbered to the left and are separated by thin horizontal black lines. Thick red vertical lines represent the extent of fires across cells. Green bars represent the life periods of all crossdated snags, woody debris and live pine trees. Filled black circles refer to corrected years of first tree ring in pine trees with pith taken at less than 1 m above the root collar in individuals with an attached stump. Brown bars refer to spruce trees and filled brown circles represents the first tree ring of spruce trees sampled on hill top to obtain minimum stand age. Filled red squares indicate fire scars in pine or spruce trees. The yellow shading indicates the time period of cell inactivity before the first valid fire date in each cell. The vertical scale is arbitrary. The 2013 fire (cells 1 to 22) occurred after the fieldworks and was mapped from LANDSAT images.

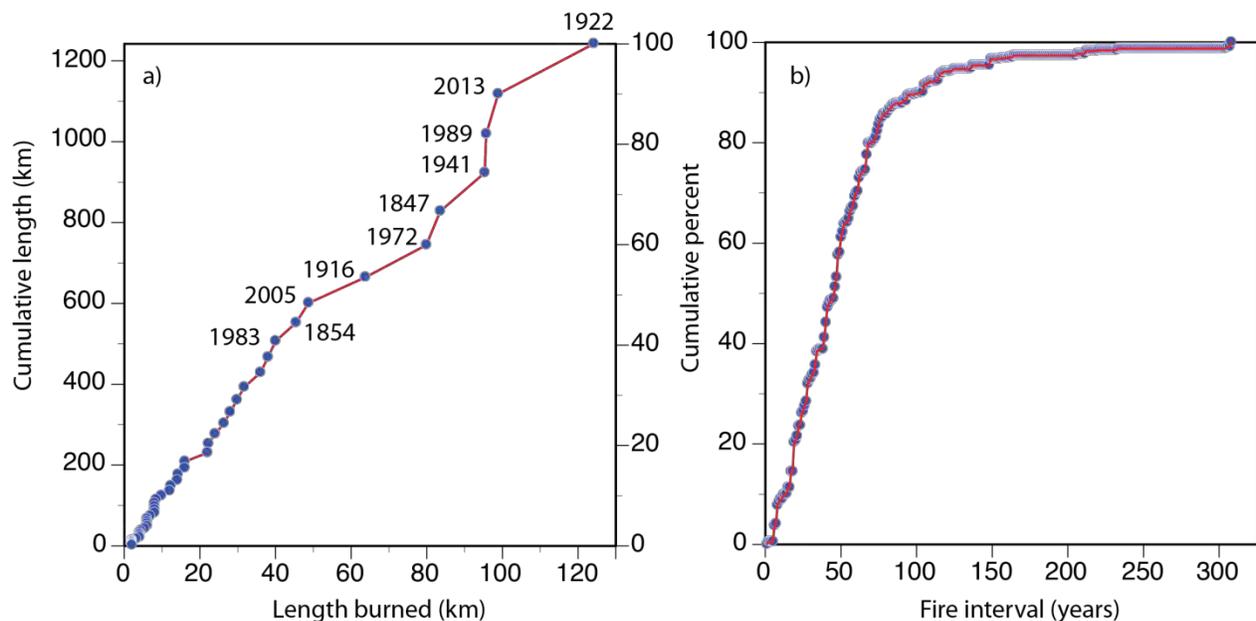


Figure S2. Cumulative frequency distributions of fire length (a) and fire intervals (b) for the entire transect over the 1840-2014 time period. The 10 most important fire years are indicated in (a).

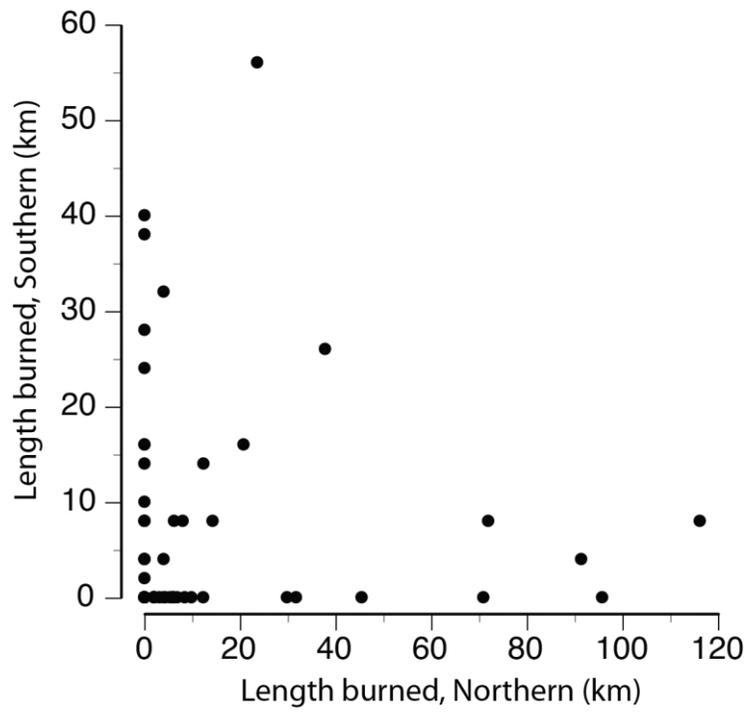


Figure S3. Scatterplot of length burned for a given year in the southern section as a function of length burned in the northern section between 1840 and 2013.

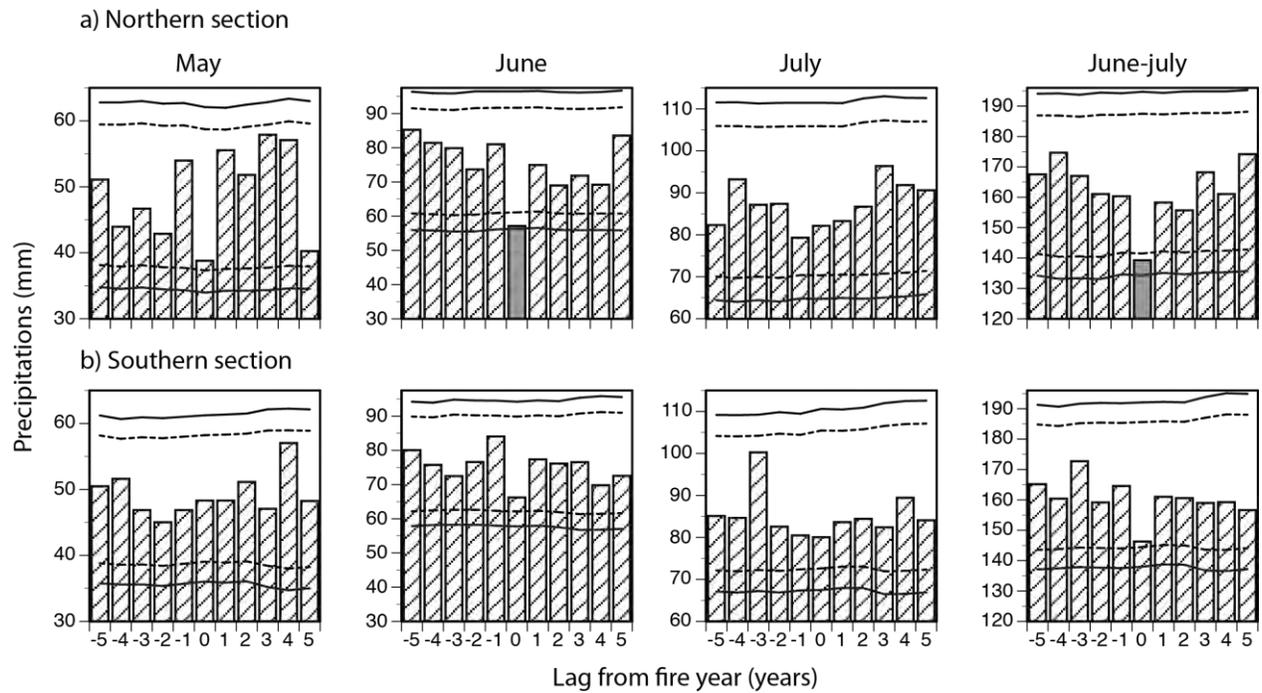


Figure S4. Superposed epoch analysis of gridded monthly precipitation data from the CRU 3.21 dataset (1901-2012) in relation with positive or negative lags from fire years. Only years with length burned equal or greater than 10 km are considered for the northern (a; n=8) and southern sections (a; n=10). Solid and dashed horizontal lines display the 99% and 95% confidence intervals estimated by bootstrapping, respectively. Gray columns indicate values outside the 95% CI.

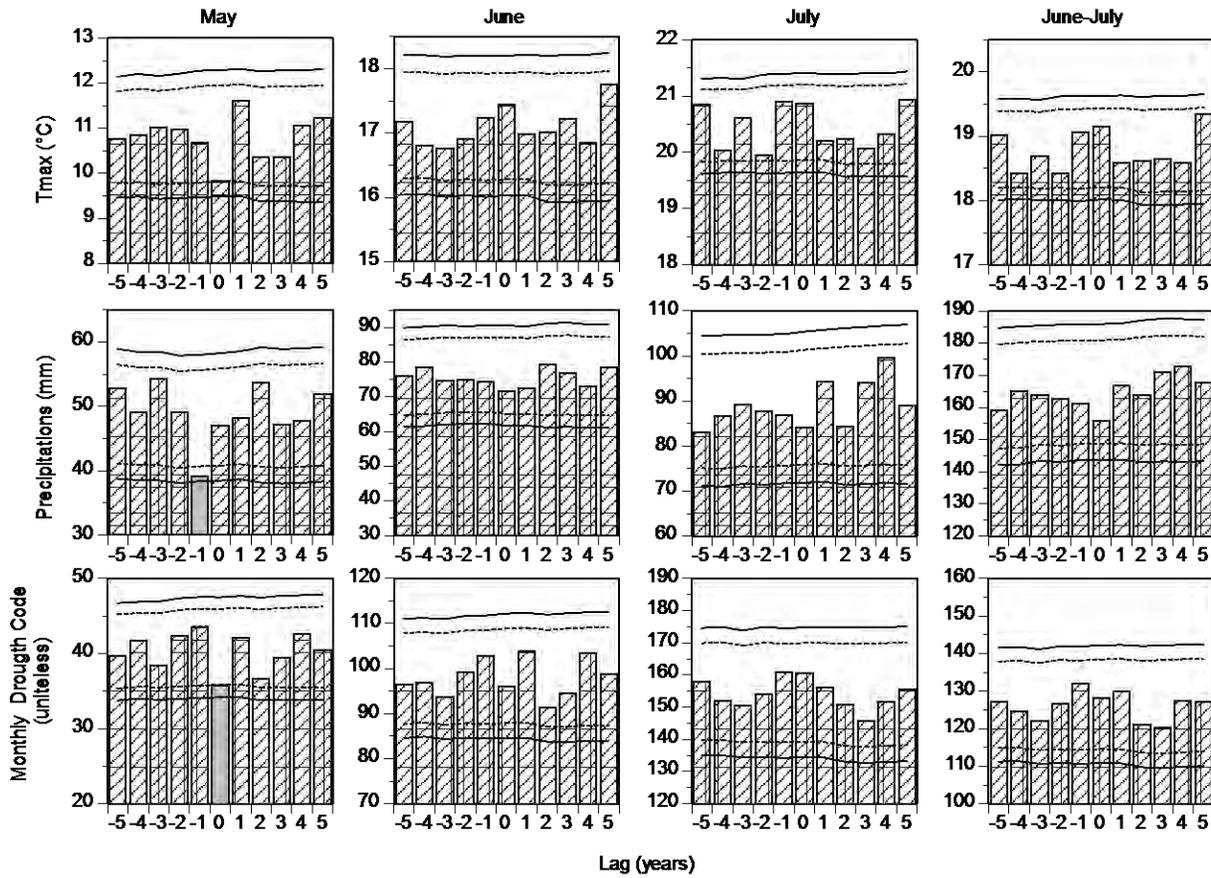


Figure S5. Superposed epoch analysis of gridded climate data from the CRU 3.21 dataset (1901-2012) in relation with positive or negative lags from fire years along the entire transect. Only years with length burned of less than 10 km are considered (n=16). Solid and dashed horizontal lines display the 99% and 95% confidence intervals estimated by bootstrapping, respectively. Gray columns indicate values outside the 95% CI.

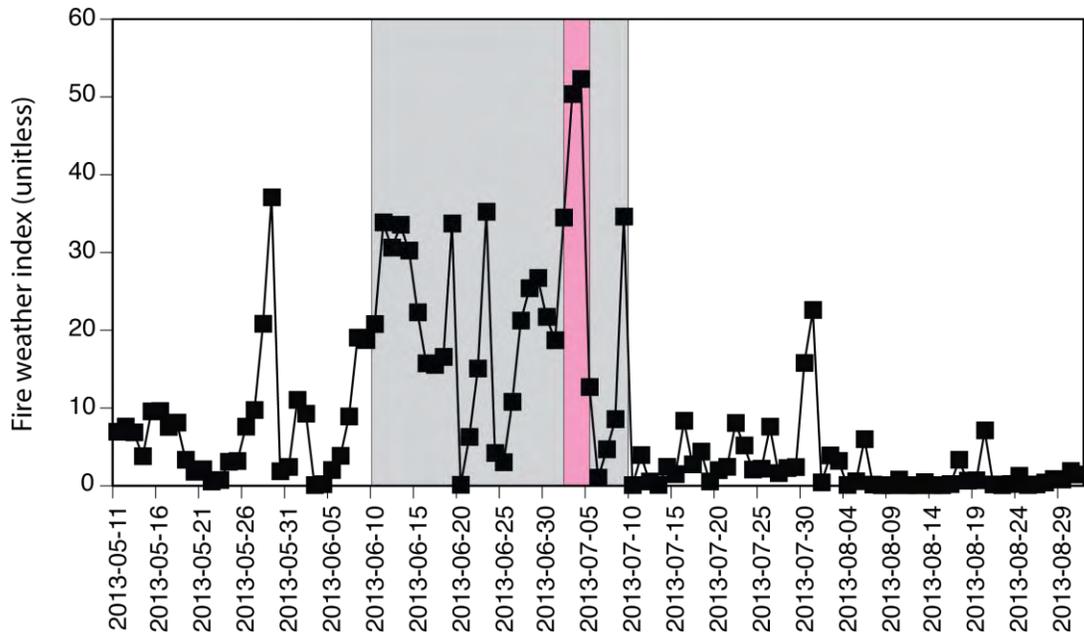


Figure S6. Time series of Fire Weather Index values from the La Grande weather station (see Fig. 2) during the 2013 summer, emphasising the activity period of the Eastmain fire (gray bar) and the extreme fire weather of July 3-4 (pink bar). Only one other sequence of two consecutive FWI values greater than 50 occurred since the beginning of the La Grande record in 1977.

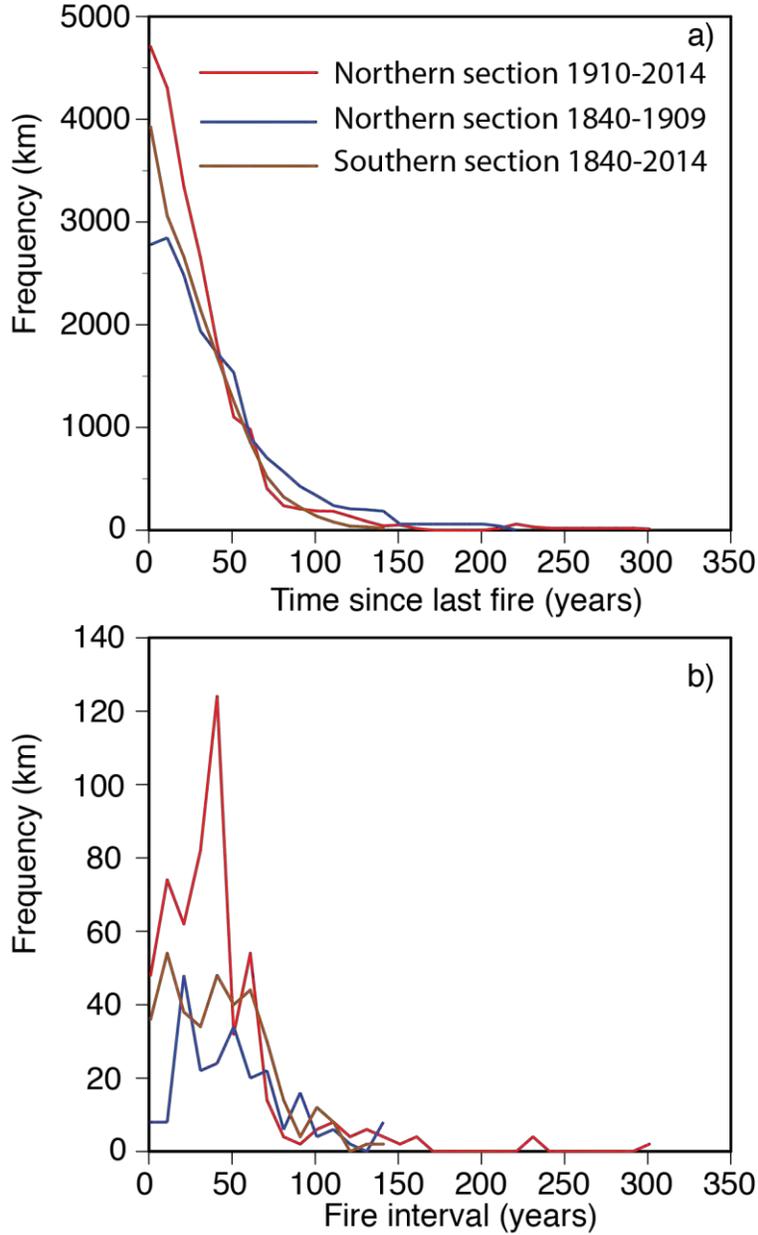


Figure S7. (a) Frequency distributions of all time since previous fire that have occurred along the transect. (b) Frequency distributions of all fire intervals that ended during each time period. Age-specific burn rates (see Fig. 4b) can be computed from the ratio of (b) over (a).

CHAPITRE 3. Article II - Régulation des régimes de feux par l'âge du combustible dans la forêt boréale du nord-ouest québécois

Sandy Erni¹, Dominique Arseneault², Marc-André Parisien³, Yves Bégin¹

1. Centre Eau Terre Environnement, Institut national de la recherche scientifique, 490, rue de la Couronne, Québec (Québec) Canada, G1K 9A9
2. Département de biologie, chimie et géographie, Centre d'Études Nordiques, Université du Québec à Rimouski, 300, allée des Ursulines, Rimouski (Québec) Canada, G5L 3A1.
3. Northern Forestry Centre, Canadian Forest Service, Natural Resources Canada, Edmonton, Alberta, Canada, T6H 3S5

Résumé

Les feux agissent simultanément en amont et en aval de la dynamique des paysages forestiers d'une part car ils structurent la mosaïque d'âge du combustible, et d'autre part car ils altèrent le comportement des feux subséquents. Bien qu'il ait longtemps été admis que le risque de feu était indépendant de l'âge des peuplements en forêt boréale, des recherches récentes indiquent que les jeunes forêts contribueraient à la régulation naturelle des taux de feux à l'échelle du paysage, limitant l'occurrence et la progression de nouveaux feux. Nous avons utilisé le modèle probabiliste Burn-P3 pour évaluer l'effet de la résistance du combustible sur les patrons de probabilités d'incendie dans la taïga de l'est du Canada. La taille des feux explique en majorité la variabilité des probabilités d'incendie par rapport aux facteurs de résistance à l'allumage et de résistance à la propagation. Une faible augmentation de la résistance à l'allumage et à la propagation réduit les probabilités d'incendie de 10% tandis qu'une forte augmentation peut les réduire jusqu'à 85%. De plus, nous avons observé que la résistance du combustible altère non seulement le comportement des feux subséquents à l'intérieur des sites brûlés mais aussi à l'extérieur. La diffusion de cette résistance externe dépendrait de la superficie relative des sites brûlés et pourrait servir à optimiser les techniques de réduction du risque de feux par brûlage dirigé. Notre étude démontre donc que la régulation des feux serait soumise à l'interaction entre les caractéristiques permanentes (topographie et hydrographie) et les caractéristiques transitoires (mosaïque d'âge) du territoire.

Keywords : Mosaïque d'âges boréale, Régulation des taux de feux, Caractéristiques transitoires et permanentes du paysage, Risque de feux, Taille des feux, Résistance, Rétrocontrôle du combustible, Forçages descendants de l'activité des feux, Gamme de variabilité naturelle

Contribution des auteurs et intervenants

La création des intrants pour le modèle Burn-P3, les simulations, l'analyse des sorties, l'interprétation des résultats et l'écriture de l'article ont été intégralement réalisés par Sandy Erni, sous la supervision de Dominique Arseneault et Marc-André Parisien. Tous les coauteurs ont révisé et commenté l'article.

3.1. Introduction

Les feux de forêt sont un processus écologique essentiel pour le maintien de la biodiversité, le renouvellement de la végétation, le stockage du carbone et la composition du paysage de la forêt boréale (Payette, 1992; Bond-Lamberty *et al.*, 2007; Beck *et al.*, 2011). La dynamique des feux de forêt est régulée par l'interaction conjointe du climat, du combustible et des agents d'allumage. Le climat est considéré comme le facteur principal du contrôle de l'activité des feux à l'échelle locale et régionale (Stocks *et al.*, 2002; Flannigan *et al.*, 2001; Macias Fauria *et al.*, 2008). Des températures élevées associées à un faible taux d'humidité et à des vents forts favorisent les conditions de sécheresse du combustible et par conséquent, la propagation des grands feux (Miyanishi *et al.*, 2002; Girardin *et al.*, 2009). Au Canada, environ deux tiers des feux sont d'origine anthropique mais les feux d'origine naturelle, causés par la foudre, sont responsables de plus de 80% des superficies brûlées chaque année (Flannigan *et al.*, 1991; Stocks *et al.*, 2002; Larjavaara *et al.*, 2005; Krawchuk *et al.*, 2006). Le combustible intervient quant à lui sur l'activité des feux d'une part en modelant la continuité spatiale du paysage (composition et quantité de combustible) et d'autre part en régulant les taux d'accumulation de la biomasse disponible (Schimmel *et al.*, 1997; Hellberg *et al.*, 2004; Wallenius *et al.*, 2004; Hély *et al.*, 2010; Héon *et al.*, 2014; Yeboah *et al.*, 2016).

Parmi ces trois contrôles, les allumages et le combustible sont affectés en retour par les feux de forêt, ce qui suggère que la relation entre la structure du paysage et l'activité des feux ne serait pas unilatérale mais dynamique et réciproque. Plus spécifiquement, les feux précédents ont le potentiel de réduire l'allumage, la propagation, la taille, la sévérité et la fréquence des feux suivants (Peterson, 2002; Miller *et al.*, 2012; Parisien *et al.*, 2014; Parks *et al.*, 2014). L'efficacité du rétrocontrôle des feux serait maximale les premières années suivant un feu puis déclinerait à mesure de la ré-accumulation d'une charge de biomasse suffisante à l'allumage et à la propagation de nouveaux incendies (Héon *et al.*, 2014; Parks *et al.*, 2015a).

Toutefois, l'effet de l'âge sur le risque de feux est une question controversée en forêt boréale. Il a longtemps été admis que le risque de feu était indépendant de l'âge

des peuplements (van Wagner, 1978; Johnson *et al.*, 1998; Bergeron *et al.*, 2001) et que le combustible ne jouait qu'un rôle mineur au profit de facteurs abiotiques tels que le climat et la topographie (Bessie *et al.*, 1995). Selon cette vision, les feux de cimes répondraient principalement au contenu en humidité du combustible fin, en lien avec les conditions météorologiques, plutôt qu'à l'accumulation de la biomasse (Bessie *et al.*, 1995; Johnson *et al.*, 2001; Keeley *et al.*, 2001). La quantité de combustibles fins est relativement constante suite à la fermeture de la canopée, entre 15 et 20 ans après un feu, ce qui impliquerait que le risque de feu se stabilise rapidement dans les années après-feu (Rothermel *et al.*, 1972; Brown *et al.*, 1986). À l'échelle des paysages, le feu se propagerait donc indépendamment de l'arrangement spatial des jeunes et des vieilles forêts.

Pourtant, des études récentes suggèrent fortement que l'hypothèse de l'indépendance du risque de feux à l'âge des peuplements n'est pas applicable à l'ensemble de la forêt boréale. Une analyse exhaustive des feux survenus dans un secteur de la forêt boréale suédoise au cours des derniers 700 ans a démontré que les intervalles de feu courts ont été significativement moins fréquents que si les feux étaient survenus indépendamment de l'âge des combustibles (Niklasson *et al.*, 2000). Dans la taïga du nord-ouest du Québec, les sites brûlés limitent la propagation des incendies subséquents pendant les 30 à 50 premières années après-feu (Héon *et al.*, 2014; Erni *et al.*, 2016). L'effet inhibiteur des feux sur l'occurrence et la propagation des feux suivants a également été observé dans d'autres écosystèmes que la forêt boréale, ce qui suggère une capacité de régulation régionale du combustible sur les taux de feux en association avec les contrôles climatiques (Parks *et al.*, 2015a; Parks *et al.*, 2015b). Sachant que les modèles prédisent une intensification de l'activité des feux en forêt boréale au cours des prochaines décennies en raison des changements climatiques (Krawchuk *et al.*, 2009b; Wotton *et al.*, 2010; Boulanger *et al.*, 2013; Flannigan *et al.*, 2013a; Flannigan *et al.*, 2013b; Boulanger *et al.*, 2014), de tels résultats démontrent la nécessité d'intégrer l'âge du combustible comme un paramètre de contrôle des taux de feux. Sous-estimer ce facteur pourrait biaiser les prévisions de l'activité future des feux et conduire à une surestimation de l'activité future des feux (Héon *et al.*, 2014; Erni *et al.*, 2016).

Dans la taïga de la Baie James, la rétroaction négative du combustible a diminué par un facteur de 5 les taux de feux (i.e. pourcent du territoire brûlé annuellement) dans les forêts de moins de 20 ans par rapport aux forêts de plus de 50 ans (Erni *et al.*, 2016). Sans cette résistance, les taux de feux du XX^{ème} siècle auraient avoisiné 5% du territoire par année, c'est-à-dire des valeurs deux fois plus élevées que les taux les plus forts observés depuis 30 ans dans l'ensemble de la forêt boréale canadienne (Boulangier *et al.*, 2012). Plusieurs hypothèses sur les propriétés spatiales des feux et des paysages peuvent être avancées pour expliquer le développement d'une si forte résistance (Erni *et al.*, 2016): i- plus les feux sont grands et les taux de feux sont élevés, plus les jeunes forêts résistantes aux feux occupent une proportion importante du paysage et diminuent les taux de feux par rapport à un paysage sans résistance; ii-les jeunes forêts peuvent limiter aussi bien la propagation que l'allumage des feux subséquents (Krawchuk *et al.*, 2006) et créer des effets de synergie entre ces deux facteurs ; iii- comme les feux se propagent à travers l'espace, une résistance au feu se développera nécessairement à l'extérieur des jeunes forêts à résistance inhérente (Parisien *et al.*, 2010). En théorie, cette résistance externe peut s'étendre vers l'extérieur à une distance équivalente aux plus grands feux qui auraient pu s'allumer à l'intérieur des jeunes forêts. Dans le présent travail, nous avons utilisé le modèle probabiliste Burn-P3 (Parisien *et al.*, 2005) pour simuler, l'allumage et la propagation d'un très grand nombre de feux dans le paysage de la Baie James en faisant varier l'intensité de la résistance à la propagation et à l'allumage, de même que la taille des feux. Notre objectif est de vérifier dans quelles mesures les hypothèses énumérées ci-dessus (i, ii, iii) contribuent à expliquer la réduction du risque de feux observée dans certains secteurs de la forêt boréale.

3.2. Aire d'étude

La zone d'étude est située à la Baie James (Figure 19a), région qui connaît l'un des régimes de feux les plus actifs de l'Amérique du Nord, autant dans les superficies brûlées par incendie (1989 – 5'800 km²; 2013 – 5'832 km²) que dans les taux de feux annuels (2,4% de territoire par année) (Boulanger *et al.*, 2013, Héon *et al.*, 2014). La saison des feux dure de mai à septembre bien que la majorité des événements se produisent en juin et en juillet. À l'image du reste de la forêt boréale, les feux sont essentiellement des feux de cimes, causés par la foudre. Il n'y a pas de suppression des incendies en dehors du périmètre des zones habitées et des structures industrielles hydro-électriques. Le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) dominant le paysage grâce à leur capacité de régénération suite à un feu (Sirois *et al.*, 1989; St-Pierre *et al.*, 1992). Les espèces feuillues sont présentes mais en moindre quantité, de l'ordre de 5% du paysage.

La topographie de la Baie James forme un relief ondulé régulier avec une altitude variant de 100 à 200 mètres au-dessus du niveau de la mer (Stockwell *et al.*, 1968). Le réseau hydrographique est structuré par de nombreux lacs et rivières, en plus d'une forte proportion de tourbières sur 10 à 20% du territoire. Le climat est de type subarctique avec une température moyenne annuelle de -2.8°C, les mois les plus froids et les plus chauds étant janvier et juillet respectivement. La moyenne annuelle des précipitations est de 683 mm dont 40% tombe sous forme de neige entre octobre et mai (Environnement Canada, 2016).

3.3. Méthode

3.3.1. Environnement de simulation

Le modèle stochastique BURN-P3 (Parisien *et al.*, 2005) simule l'allumage et la propagation d'un très grand nombre de feux et évalue la probabilité d'incendie (PI) en comptabilisant le nombre de fois où chaque pixel d'un territoire est brûlé par rapport au nombre total de possibilités de brûler, soit le nombre d'itérations. Une simulation Burn-P3 répète, à chaque itération, une année de feux en paysage statique (physiographie, topographie et combustibles) pour un régime climatique donné. Chaque itération repose sur une pige aléatoire des paramètres météorologiques (nombre d'allumages, nombre de jour de propagation, direction et vitesse des vents, indice forêt-météo) à l'intérieur du régime climatique choisi et est indépendante de la précédente. Les sorties d'une simulation se présentent sous la forme d'une carte des PI (i.e. probabilité d'incendie) et d'une table statistique résumant les informations de chaque incendie simulé.

Nos simulations ont été effectuées en mode semi-artificiel pour analyser la variabilité des régimes de feux dans un contexte expérimental contrôlé. La majorité des intrants provient de données historiques et géographiques du territoire d'étude (conditions météorologiques, topographie, réseau hydrographique, taille et fréquence des feux), représentatives des conditions réelles de l'activité des feux. L'aire d'étude couvre une superficie de 322 000 km² et est entourée d'une zone tampon de 50 km afin d'éviter tout effet de bordure et d'autoriser la propagation des feux allumés à l'extérieur du territoire. La grille de simulation compte $5,15 \times 10^6$ pixels de 250m x 250m, divisés en $4,30 \times 10^6$ pixels de combustibles et $8,51 \times 10^5$ pixels de réseau hydrographique. La grille d'élévation (m) est établie sur un modèle topographique numérique standard à une résolution de 250 x 250 m.

3.3.1.1. Design expérimental

Le design expérimental comprend 3 scénarios de tailles de feux (19S, 20S, 21S) représentant respectivement les tailles de feux observées dans la région d'étude au XIX^e siècle et au XX^e siècle (Héon *et al.*, 2014; Erni *et al.*, 2016), ainsi qu'un pronostic

pour le XXI^e siècle (Flannigan *et al.*, 2005; Kasischke *et al.*, 2006; Balshi *et al.*, 2009; Boulanger *et al.*, 2013). Le scénario 19S simule des feux fréquents mais petits (moyenne de 50 km²) tandis que le scénario 20S simule des feux moins fréquents mais plus grands (moyenne de 150 km²). Dans le scénario 21S, la taille des feux simulés (moyenne de 300 km²) est proportionnelle aux événements les plus catastrophiques des dernières années tels que le feu d'Eastmain en 2013 (5017 km²) au Québec ou des événements de 2014 dans les territoires du Nord-Ouest (entre 7534 km² et 4636 km²). Pour chaque scénario, nous avons créé des mosaïques d'âges après-feu (nommées ci-après mosaïques initiales) auxquelles nous avons attribué des combinaisons de résistance à la propagation et de résistance à l'allumage (nommés ci-après traitements de combustibles) selon des profils âge-résistance en plan factoriel 3x3 (Figure 16). Nous avons également produit un contrôle par scénario sans traitement de propagation ni d'allumage. Les mosaïques initiales ont été soumises à 120'000, 90'000 et 100'000 itérations par simulation (i.e. un feu indépendant par itération) pour les scénarios 19S, 20S et 21S respectivement. Ce design expérimental est répété 5 fois (réplicats) afin d'identifier la part de variabilité liée à l'utilisation générale d'un modèle par rapport à celle directement liée aux traitements expérimentaux.

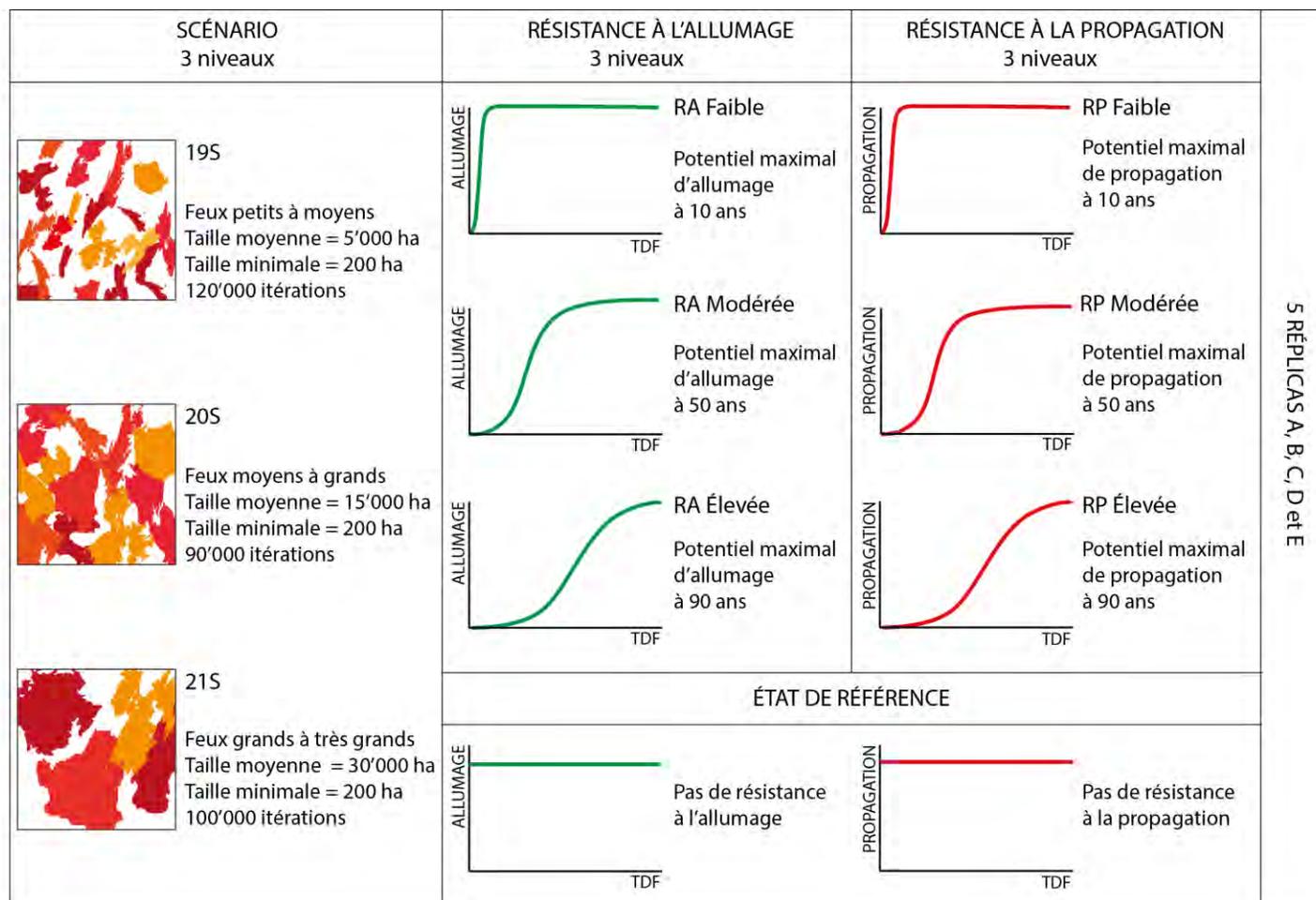


Figure 16. Design expérimental des simulations pour les scénarios 19S, 20S et 21S selon 9 combinaisons de traitement et un état de référence, sans traitement: 3 niveaux de résistance à l'allumage (RA Faible, RA Modérée et RA Élevée) x 3 niveaux de résistance à la propagation (RP Faible, RP Modérée et RP Élevée) x 1 état de référence. Le design est répété 5 fois (réplicats A, B, C, D et E). Le TDF signifie Temps Depuis le dernier Feu.

3.3.1.2. Développement des mosaïques initiales

Nous avons créé les mosaïques initiales en simulant 90 itérations dans Burn-P3 dans une grille composée uniquement de C2 (Pessière boréale, Forestry Canada Fire Danger Group, 1992) et du réseau hydrographique. Chaque plaque de feu de la mosaïque initiale produite est associée à un âge (temps depuis le dernier feu) correspondant à son numéro d'itération. Par exemple, les feux simulés à l'itération 1 correspond à 1 an après-feu, l'itération 30 à 30 ans après-feu, jusqu'à 90 ans après-feu (Figure 18, A, B et C). Nous avons conservé la même proportion de territoire brûlé dans les mosaïques initiales afin de permettre la comparaison des scénarios entre eux (entre 74 et 75%).

Les simulations des mosaïques initiales ont été paramétrées en fonction des distributions de journées de propagation et du nombre de feux échappés attribuées à chaque scénario. Pour le scénario 20S, nous avons utilisé la distribution de fréquences des jours effectifs de propagation établis pour notre région d'étude par Wang *et al.* (2014), soit 4 journées effectives de propagation en moyenne pour un maximum de 10 jours selon une courbe en exponentielle négative. Les scénarios 19S et 21S suivent les mêmes distributions mais avec respectivement 2 et 6 journées en moyenne pour un maximum de 6 et 14 jours. Sachant que les petits feux représentent une fraction très faible des surfaces brûlées totales, nous avons fixé la superficie minimale des feux simulés à 200 ha. Le nombre de feux échappés correspond au nombre de feux par itération qui se propagent au-delà de 200 ha. La distribution de fréquences du nombre de feux échappés du scénario 20S est basée sur les données historiques des polygones de feux de la région d'étude (National Fire Database, NFDB) pour la période 1980-2013. Elle suit une distribution en exponentielle négative qui varie entre 1 à 70 feux. Les scénarios 19S et 21S suivent les mêmes distributions que le 20S mais varient respectivement entre 1 et 140 feux et entre 1 et 35 feux.

Les forçages climatiques (températures, humidité relative, vitesse et direction des vents, précipitations, indice forêt-météo (van Wagner, 1987) ont également été homogénéisées à partir des observations (1970-2013) de 13 stations météorologiques réparties sur l'ensemble de l'aire d'étude. Étant donné que Burn-P3 ne modélise que les

journées effectives de propagation, nous n'avons conservé que les observations concernant les journées de la saison des feux (du 1^{er} mai au 31 août) dont le danger d'incendie est élevé ou extrême selon la méthode de l'indice forêt-météo (Podur *et al.*, 2011). Pour notre région, nous avons compilé les journées avec un IFM égal ou supérieur à 19.

3.3.1.3. Traitement de résistance à la propagation selon l'âge du combustible

L'âge des combustibles n'est pas un intrant à part entière dans Burn-P3. Intégrer ce paramètre dans les simulations nécessite de modifier les combustibles de la méthode canadienne de prévision du comportement des incendies de forêt (méthode PCI) (Forestry Canada Fire Danger Group, 1992), utilisés par le module de propagation des incendies Prometheus (Tymstra *et al.*, 2010) dans Burn-P3. Trois types de combustibles de la méthode PCI permettent de reproduire l'effet de l'âge sur la propagation des feux. Nous avons utilisé le combustible de type D1 (Peuplier faux-tremble sans feuilles), très peu inflammable, pour imiter les peuplements brûlés récemment. À l'inverse, le combustible C2 (Pessière boréale) présente une résistance à la propagation minimale du fait de sa forte inflammabilité et est représentatif des peuplements de conifères matures. Nous avons utilisé le combustible M-1 (Forêt boréale mixte sans feuilles), intermédiaire entre les types D-1 et C-2, pour représenter les peuplements avec différents niveaux de résistance à la propagation car il est possible d'ajuster son inflammabilité en modifiant le pourcentage de sa composante conifères, de 5 à 95%.

Dans la zone d'étude, les feux de forêt ralentissent la propagation des feux subséquents selon une courbe de résistance décroissant avec le temps depuis le dernier feu (Héon *et al.*, 2014; Erni *et al.*, 2016). La résistance à la propagation des peuplements brûlés est maximale les premières années après-feu puis diminue progressivement jusqu'à 40 ans, âge auquel les peuplements retrouvent leur plein potentiel de propagation. En nous basant sur ces observations, nous avons déterminé que l'évolution de la résistance à la propagation avec le temps depuis le dernier feu RP suit une forme logistique (Li *et al.*, 1997):

$$RP = \frac{c}{(1 + b \cdot \exp^{-a \cdot t})}$$

Où a contrôle la vitesse de croissance de la courbe, b détermine l'âge auquel la pente accélère et c donne l'asymptote de la fonction. Les peuplements atteignent 100% de leur potentiel de propagation des incendies pour une valeur de $c = 1$. La variable t représente le temps depuis le dernier feu, c'est-à-dire l'âge du peuplement.

Nous avons considéré trois courbes d'évolution de la résistance à la propagation au cours de la succession après-feu (i.e. trois niveaux de traitement du facteur propagation) (Figure S8). Nous avons fixé les paramètres de la courbe de résistance intermédiaire (RP Modérée) à 0.175 pour a , 218.5 pour b et 1 pour c , afin de reproduire les résultats de Héon *et al.* (2014) et Erni *et al.* (soumis). Les courbes de résistance faible et élevée (RP Faible et RP Élevée) ont été construites en ajustant le paramètre a (respectivement 0,95 et 0,097) pour créer des courbes de résistances qui plafonnent respectivement deux fois plus rapidement et lentement que la courbe de résistance intermédiaire. Les courbes de résistance faible, intermédiaire et élevée plafonnent à $c = 1$ après respectivement 10, 40 et 70 ans (Figure S8). Chaque classe d'âge de chaque mosaïque initiale a été associée à un type de combustible PCI (D1, C2 ou M1 avec taux de conifères variable) en fonction du niveau de résistance (Informations supplémentaires - Annexe 1).

3.3.1.4. Traitement de résistance à l'allumage selon l'âge du combustible

De la même manière que pour la propagation, nous avons considéré trois courbes d'évolution de la résistance à l'allumage des feux au cours de la succession après-feu (i.e. trois niveaux de traitement du facteur allumage). Sachant que peu de données existent sur l'effet de l'âge des peuplements sur les allumages, nous avons considéré que la résistance à l'allumage évolue avec l'âge selon les mêmes profils (RA Faible, RA Modérée, RA Élevée) que la résistance à la propagation (Figure S8). Dans Burn-P3, les emplacements des allumages sont représentés par une grille de probabilité d'allumage pour chaque pixel du paysage. Nous avons créé les grilles

d'allumage de la manière similaire aux grilles de combustibles à la différence qu'il n'y a pas d'étape de traduction en combustibles PCI. Le temps depuis le dernier feu correspond à une valeur d'inflammabilité exprimée de 0 à 1, variable selon les trois niveaux de résistance à l'allumage. La probabilité d'allumage en fonction de l'âge (i.e. son numéro séquentiel d'itération) a été assignée directement à chaque pixel de la mosaïque initiale.

3.3.1.5. Ajustement des valeurs de probabilité d'incendies

Nous avons imposé l'allumage et la propagation d'un seul feu par itération afin de permettre la comparaison des traitements de combustibles sur la base d'un nombre identique de feux à l'intérieur de chaque scénario. Cette contrainte entraîne cependant un déséquilibre dans la répartition spatiale des allumages entre les niveaux de traitement des combustibles. En effet, les feux qui ne s'allument pas dans les combustibles à forte résistance sont redistribués ailleurs dans la grille, préférentiellement dans les combustibles à faible résistance. Par conséquent, les combustibles à faible résistance présentent une densité d'allumages plus élevée que celle normalement attendue. Il faut donc corriger le nombre de feux par pixel d'une simulation pour neutraliser le biais des allumages, à l'aide de la formule suivante:

$$F_{corr} = [(P_i * RA_i) + (P_j * RA_j) + \dots + (P_k * RA_k)]$$

où F_{corr} est la correction à appliquer au nombre de feux détecté dans chaque pixel à la fin d'une simulation, P_i est la proportion du combustible i dans la grille et RA_i la valeur de la résistance à l'allumage du combustible i , pour tous les types de combustibles présents (i, j, \dots, k). Prenons par exemple un paysage avec deux catégories de résistance à l'allumage, chacune occupant 50% du paysage : (i) pas de résistance [non-resist] et (ii) résistance à 50% [resist50], soit la moitié des allumages par unité de superficie. Le facteur de correction est alors de :

$$F_{corr} = [(P_{non-resist} * RA_{non-resist}) + (P_{resist50} * RA_{resist50})]$$

$$F_{corr} = [(1 * 0.5) + (0.5 * 0.5)]$$

$$F_{corr} = 0,75$$

La PI de chaque pixel est alors multipliée par 0,75. Cette valeur ajustée considère donc que pour 100000 itérations (scénario 21S par exemple), il y a eu 75000 feux simulés par rapport aux 100000 feux effectifs de la simulation brute. Cette correction a été calculée pour chacune des 15 grilles d'allumages de chaque scénario (3 niveaux de RA pour 5 réplicats) puis appliquée à toutes les cartes de PI en sortie des simulations.

3.3.2. Analyses

Nous avons effectué une analyse statistique afin d'évaluer si les facteurs scénario, résistance à l'allumage et résistance à la propagation influençaient de manière significative la variabilité des PI. La forte corrélation spatiale des valeurs de PI dans les sorties de simulation nécessite de sous-échantillonner les pixels pour garantir l'indépendance des données et autoriser l'utilisation de tests statistiques paramétriques (Parisien *et al.*, 2011). Le corrélogramme de Moran indique que la distance à partir de laquelle l'autocorrélation devient négligeable se situe autour de 75 km, soit l'équivalent de 70 points spatialement indépendants dans l'aire d'étude. Nous avons donc sous-échantillonné 70 points simultanément dans chacune des 27 sorties (3 scénarios x 3 niveaux de RP x 3 niveaux de RA, pour chacun des 5 réplicats) et procédé à une analyse de variance après l'ajustement d'un modèle mixte linéaire pour chaque sous-échantillon, avec les réplicats en facteurs aléatoires. Les coefficients de régression ont été calculés à partir d'un modèle linéaire sans facteurs aléatoires. Nous avons répété l'opération aléatoirement 100 fois pour assurer la cohérence des résultats des comparaisons et ce pour chacun des 5 réplicats. Les résultats sont synthétisés dans la moyenne de tous les sous-échantillons. Sachant que deux cartes de sortie peuvent présenter des moyennes de probabilités de feux similaires mais des patrons spatiaux très différents, nous avons comparé la forme de distribution de fréquences des PI entre les combinaisons de traitements de combustibles, en complément des analyses de variance.

Afin de quantifier la réduction du risque de feux par la résistance externe, nous avons extrait les valeurs de PI pour les pixels avec un combustible de type C2 dans les mosaïques initiales, c'est-à-dire les pixels situés à l'extérieur des plaques des mosaïques initiales qui n'ont reçu aucun traitement de résistance. Nous avons comparé leur distribution de fréquence avec les valeurs des mêmes pixels dans le contrôle, composé entièrement de C2. Nous avons utilisé uniquement les cartes de traitement avec les mêmes niveaux de résistance à la propagation et à l'allumage (Faible, Modérée, Élevée) pour s'assurer que les pixels analysés aient reçu le même niveau de traitement de résistance à l'allumage et à la propagation, ou l'absence de traitement le cas échéant.

3.4. Résultats

Les résultats de l'ANOVA à mesures répétées (Tableau 2) indiquent que tous les facteurs de notre design expérimental (Scénario, RP, RA) et leurs interactions ont un effet significatif ($p < 0.05$) sur les PI. Le facteur Scénario, qui module la taille des feux, cause l'effet le plus important ($F = 1838.54$), suivi par la résistance à la propagation RP ($F = 435.07$) et la résistance à l'allumage RA ($F = 414.93$) dont les effets similaires sont respectivement de 4,2 et 4,4 fois inférieurs à celui du scénario. Les interactions doubles et triples ont des effets significatifs également, bien que moins importants que les effets des facteurs primaires.

Tableau 2. Mesures répétées d'ANOVA sur un modèle mixte linéaire pour évaluer les effets du scénario (S), de la résistance à l'allumage (RA) et de la résistance à la propagation (RP) sur la probabilité d'incendie. Les 5 réplicats sont considérés comme un facteur aléatoire. Chaque mesure d'ANOVA a été faite sur un échantillon de 70 points pigés aléatoirement dans chaque carte de probabilité et cette procédure a été répétée 100 fois. Les résultats représentent la moyenne de tous les sous-échantillons. Les valeurs de R^2 sont calculées à partir d'un modèle linéaire, sans facteurs aléatoires.

Traitement	DL	Moyenne des carrés	Somme des carrés	Valeur F	Valeur p
S	2	0.00017	0.00034	1838.5402	0
RA	2	3.85E-05	7.70E-05	414.9305	0
RP	2	4.04E-05	8.08E-05	435.0716	0
S x RA	4	6.53E-06	2.61E-05	70.3263	7.77E-18
S x RP	4	7.90E-06	3.16E-05	85.1712	1.11E-18
RA x RP	4	4.56E-06	1.82E-05	49.1267	1.40E-13
S x RA x RP	8	9.10E-07	7.28E-06	9.8088	3.96E-05

$$R^2 = 0.4958 \quad R^2 \text{ ajusté} = 0.4944$$

L'effet important de la taille des feux (i.e. Scénario) se reflète dans les PI médianes du territoire d'étude. Les moyennes des PI médianes entre tous les traitements sont 2.97 fois plus élevées entre les scénarios 19S et 20S, 1.87 fois plus élevées entre les scénarios 20S et 21S et 5.56 fois plus élevées entre les scénarios

19S et 21S (Figure 17). L'augmentation de la taille des feux modifie l'agencement spatial des probabilités d'incendie d'un scénario à l'autre, les petits feux favorisant la fragmentation du risque de feu par rapport au plus grands (Figure 18).

L'augmentation de la résistance à l'allumage et de la résistance à la propagation diminue les PI de manière substantielle à travers le paysage. Par rapport aux états de référence sans traitement, une augmentation de la résistance à l'allumage et à la propagation, même faible, réduit les PI de 10% tandis qu'une résistance élevée peut les réduire jusqu'à 85% (Figure 17). Des niveaux équivalents de résistance à l'allumage et à la propagation réduisent le risque de feux médian du paysage selon le même ordre de grandeur dans les trois scénarios. Les pourcentages de réduction du risque de feux en fonction des niveaux de résistance sont conservés entre les trois scénarios. Par exemple, une résistance Modérée à l'allumage et à la propagation (RA et RP Modérées) réduit la médiane des PI de 61% pour le scénario 19S, de 55% pour le scénario 20S et de 57% pour le scénario 21S par rapport aux PI médianes de l'état de référence de chaque scénario.

Bien qu'individuellement, RA et RP réduisent les probabilités d'incendie médianes de manière équivalente, leurs effets divergent sur l'arrangement spatial du risque de feux. La résistance à la propagation tend à compartimenter le paysage entre des zones à haut risque de feux et des zones à faible risque de feux (Figures 19, S9 et S10 – D et G). Par contre, les PI des cartes à forte résistance à l'allumage perdent en contraste (Figures 19, S9 et S10 – E et H). Le risque de feux ne diminue pas localement mais sur l'ensemble du paysage. Ces deux modes de comportement se répercutent dans la taille des feux simulés (Figure 17 – Superficie des feux simulés) : la taille des feux diminue avec l'augmentation de la résistance à la propagation alors qu'elle reste stable ou augmente avec la résistance à l'allumage.

La réduction des probabilités de feux plafonnent avec l'augmentation de la résistance au-delà d'un niveau modéré pour la propagation ou les allumages. Les cartes de probabilités avec des combinaisons de niveaux de résistance Modérée à Élevée (Figures 19, S9 et S10 – F, G, I et J) montrent des distributions de fréquences et des agencements spatiaux des PI très similaires entre elles pour un scénario donné

(Figure 20 – C, F et I). En revanche, on retrouve des différences beaucoup plus importantes entre les distributions de fréquences des PI pour les combinaisons de traitement comprenant soit une RP, soit une RA Faible (Figure 20– A, B, D, E, G et H).

La résistance appliquée aux plaques de feux des états initiaux se diffuse à l'extérieur de leur périmètre (Figure 21). Au sein d'un même scénario, l'effet de résistance externe s'accroît à mesure de l'augmentation du niveau de résistance interne des plaques de feux. Par contre, la taille des plaques des états initiaux ne semble pas influencer l'intensité de l'effet externe de la résistance puisque les trois scénarios présentent des différences proportionnelles entre les traitements et l'état de référence. Par exemple, si on considère le scénario 19S à résistance modérée, la médiane des PI est réduite de 32 % entre le traitement et l'état de référence (0.025 vs 0.017 respectivement) dans les 45% de territoire occupé par le C2. Pour le scénario 20S à résistance modérée, la médiane des PI est réduite de 32 % entre le traitement et l'état de référence (0.05 vs 0.074 respectivement) dans les 44% de territoire occupé par le C2. Pour le scénario 21S, la réduction est de 34% entre le traitement et l'état de référence (0.093 vs 0.141 respectivement) dans les 43% de territoire occupé par le C2.

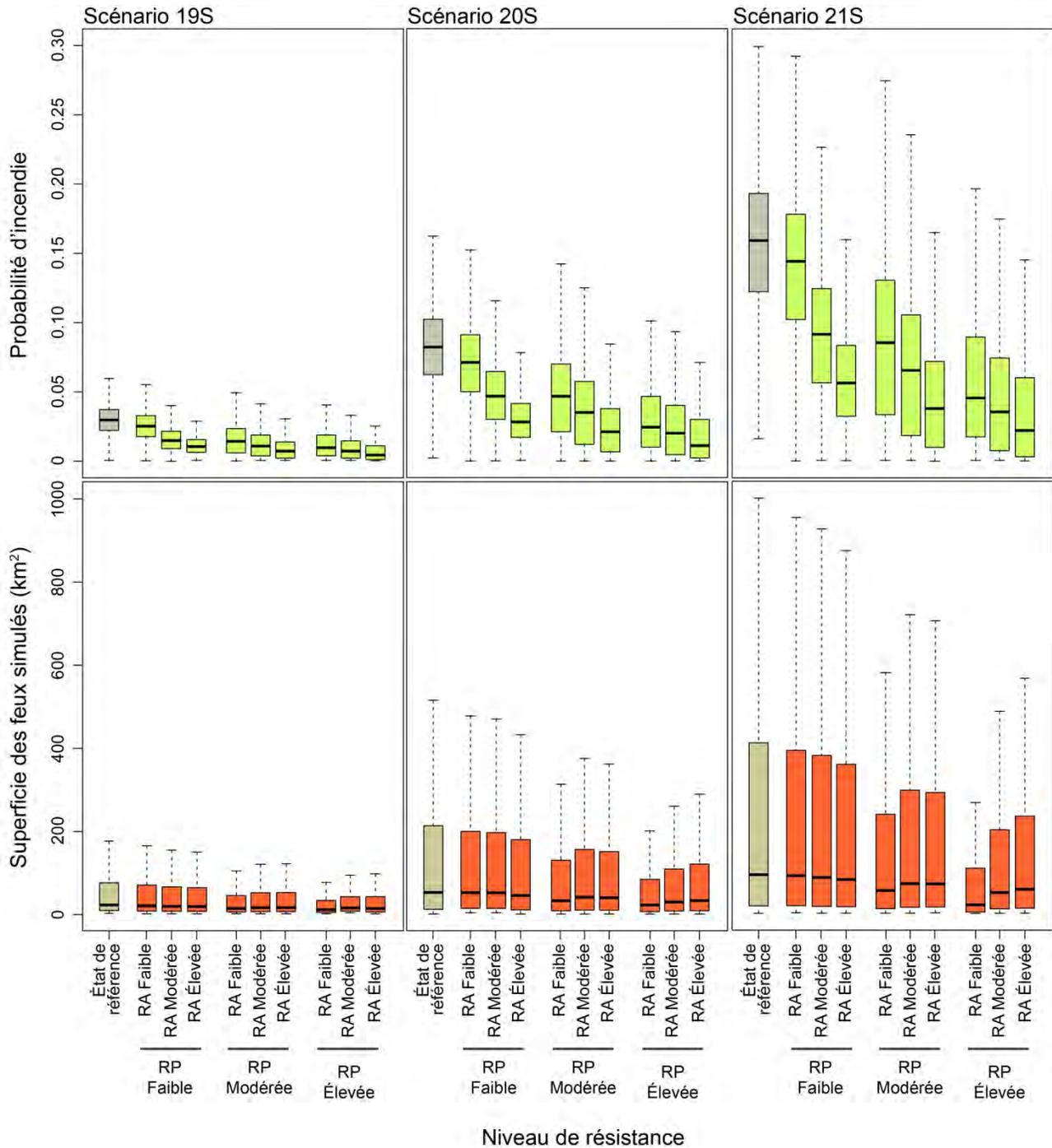


Figure 17. Distribution des probabilités d'incendie PI (en haut, en pourcent) et des superficies de feux simulés (en bas, en km²) pour les scénarios 19S, 20S et 21S. Les états de référence sont indiqués en gris et les combinaisons de traitements de résistance à la propagation RP et de la résistance à l'allumage RA en orange et vert. Les boîtes indiquent les 25^{ème}, 50^{ème} et 75^{ème} quantiles, les moustaches les 5^{ème} et 95^{ème} quantiles et les barres la valeur médiane. Les valeurs sont calculées sur la moyenne des 5 réplicats.

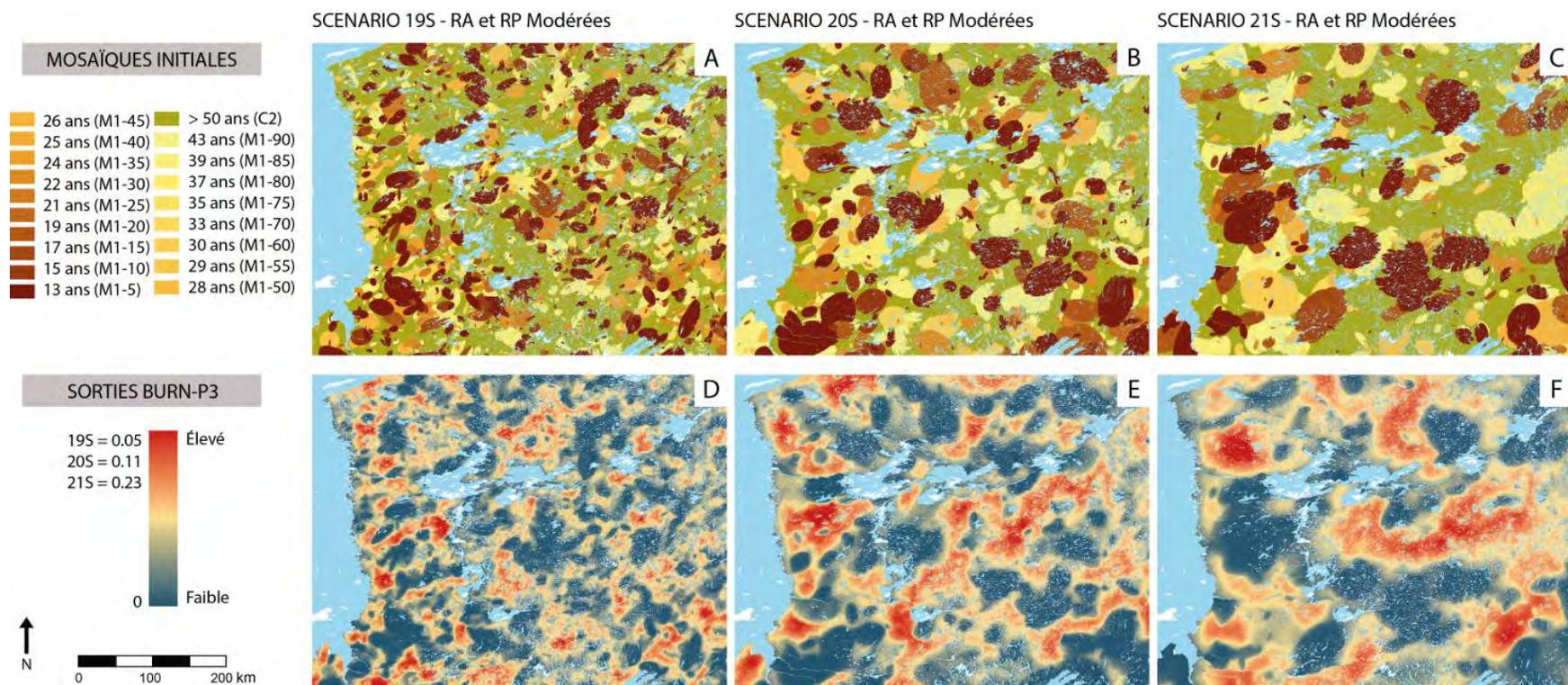


Figure 18. Correspondance entre les mosaïques initiales et les probabilités d'incendie pour une résistance modérée dans les trois scénarios. En haut: Mosaïques initiales pour des résistances à l'allumage (RA) et à la propagation (RP) modérées pour les scénarios 19S, 20S et 21S. En bas : Cartes de probabilités d'incendie correspondantes pour chaque scénario. Les probabilités de feux sont données en pourcent du nombre total d'itérations par simulation.

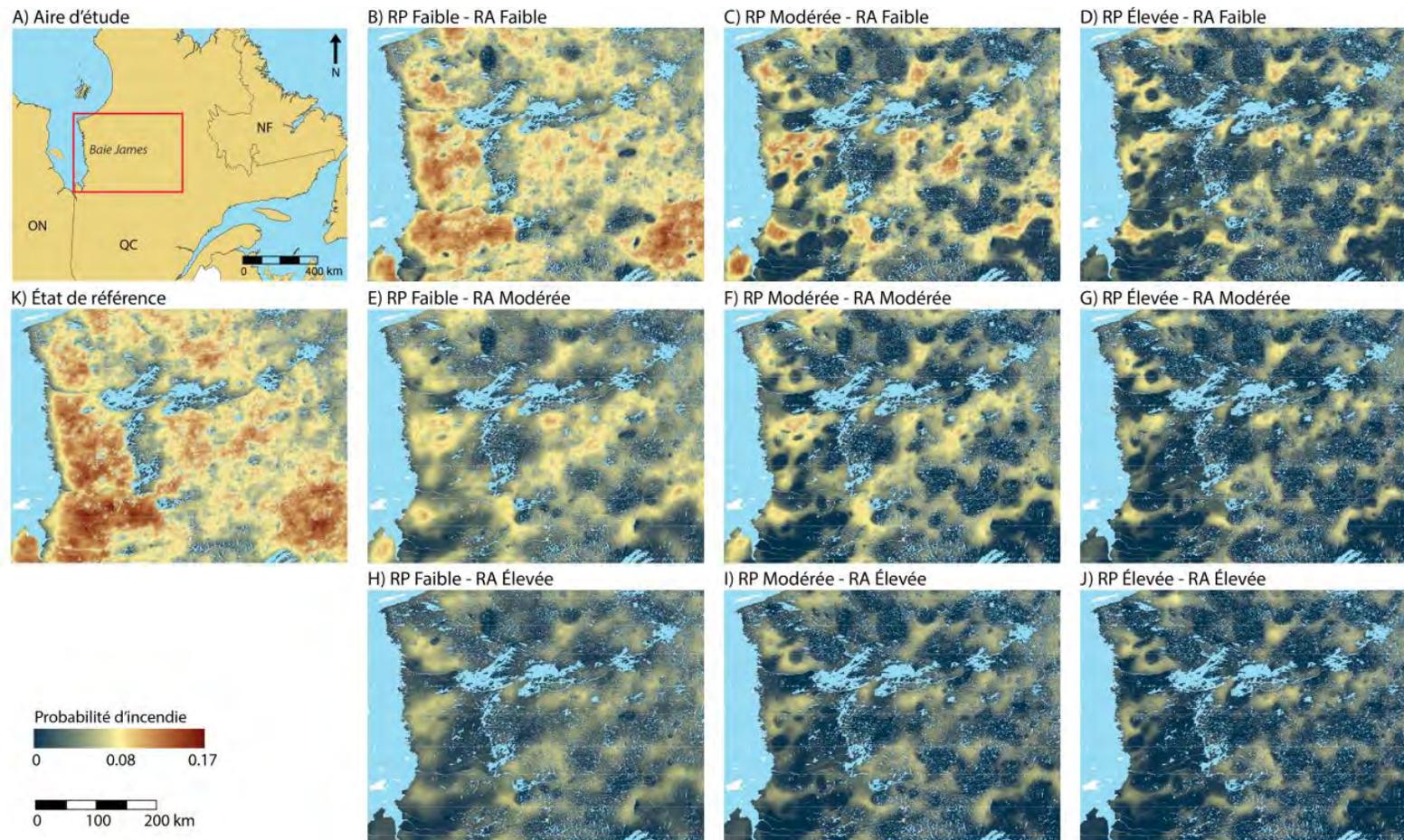


Figure 19. Cartes de probabilités d’incendie du scénario 20S, réplikat A. A) Situation de la zone d’étude. B-J) Cartes de probabilités d’incendie pour toutes les combinaisons de niveaux de résistance. De gauche à droite : augmentation de la résistance à la propagation RP. De haut en bas : augmentation de la résistance à l’allumage RA. Les probabilités de feux sont données en pourcent du nombre total d’itérations par simulation. K) État de référence, sans résistance. Les probabilités de feux sont données en pourcent du nombre total d’itérations par simulation.

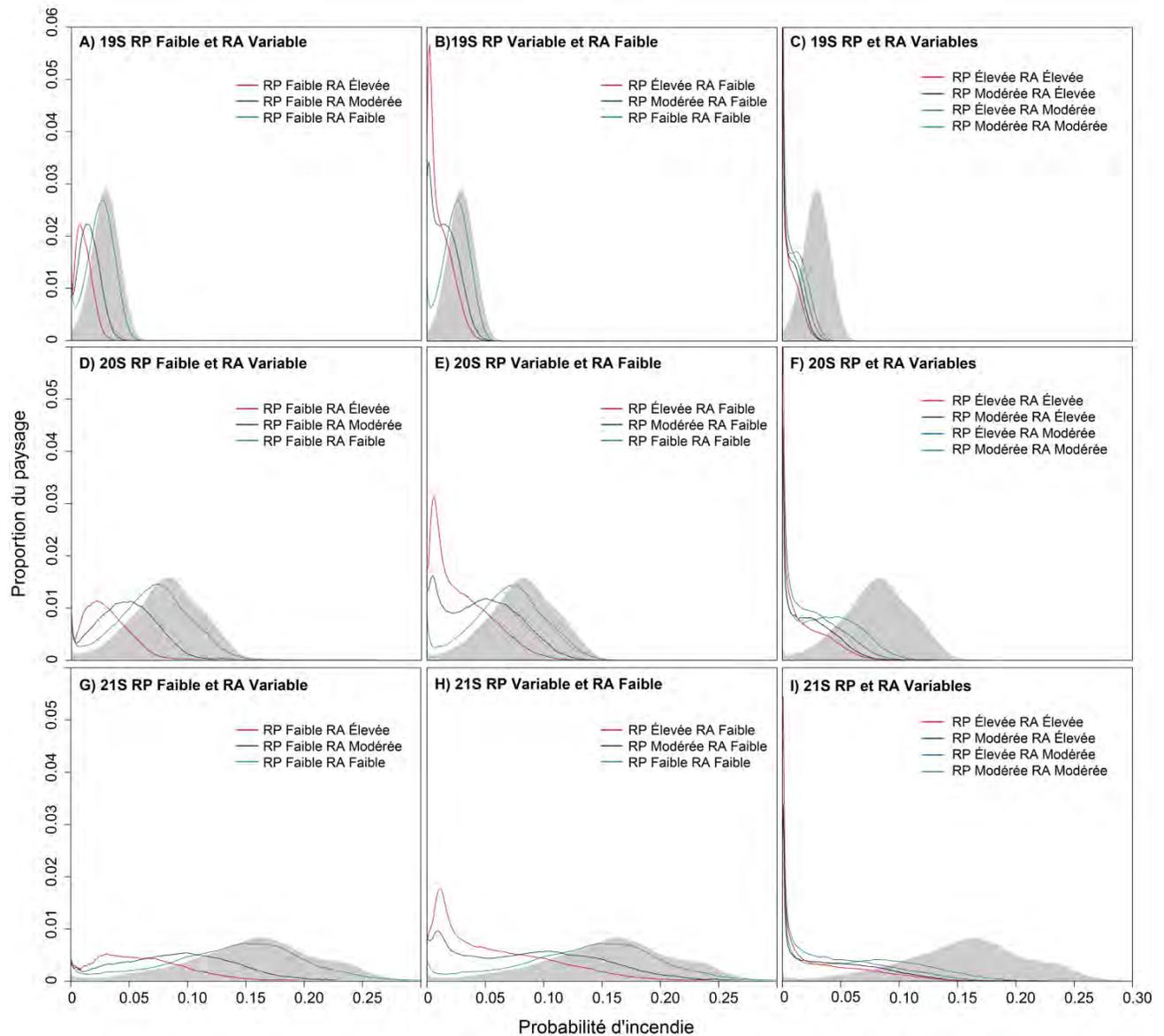


Figure 20. Distributions spatiales des PI pour les cartes de sortie des scénarios 19S (A-C), 20S (D-F) et 21S (G-I) avec différentes combinaisons de niveaux de traitements de la résistance à l’allumage RA et à la propagation RP. Les traitements sont représentés par les courbes et l’état initial par la surface grisée. Les probabilités d’incendie sont indiquées en pourcent par itération. Les graphiques sont faits sur la moyenne des 5 réplicats.

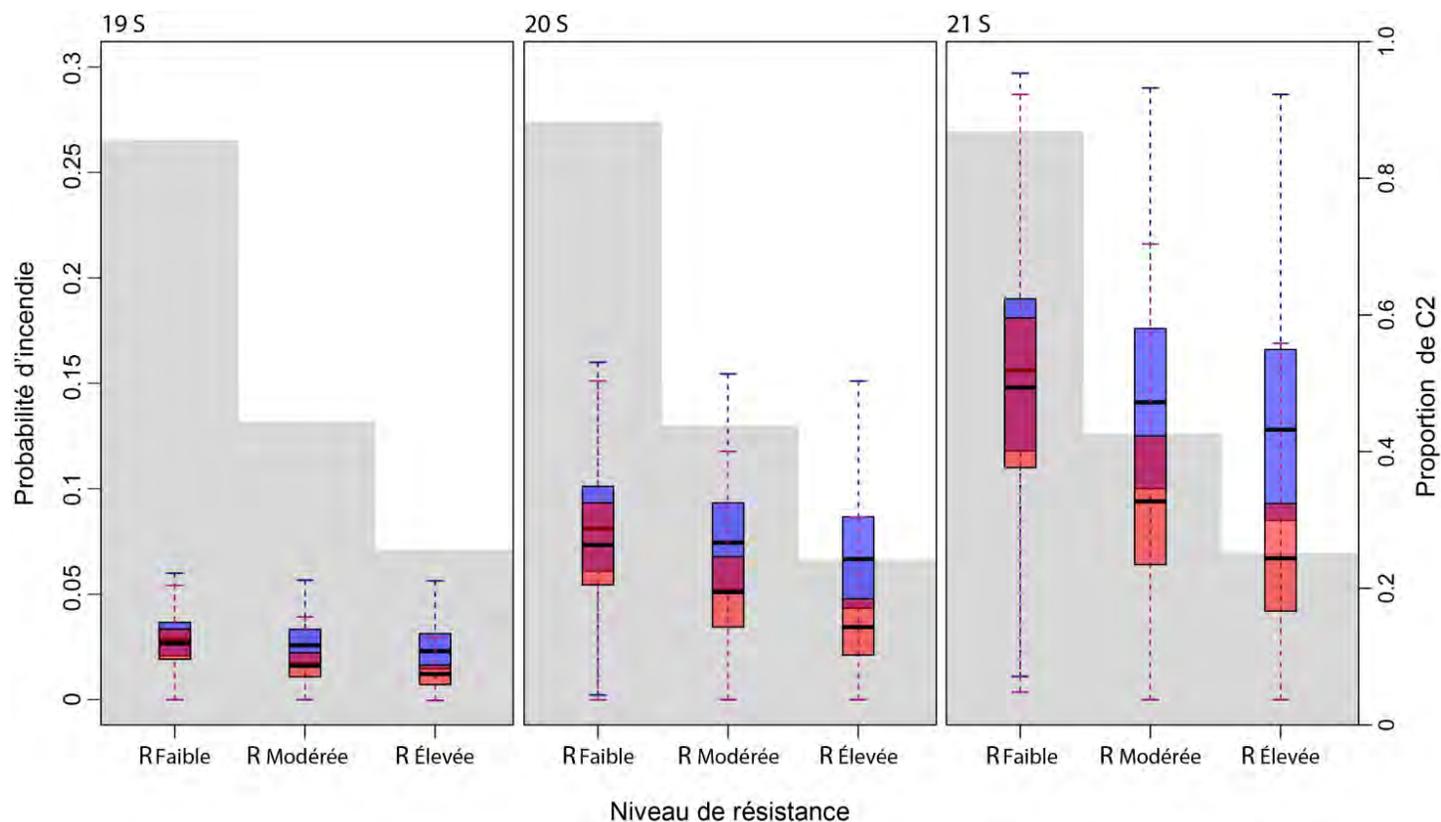


Figure 21. Différences entre les distributions de probabilité d'incendie dans les zones de C2 pour les cartes des états de référence (boîtes bleues) et les cartes de traitements (boîtes rouges) pour les scénarios 19S, 20S et 21S. Seules les résistances homogènes sont représentées, c'est-à-dire avec des niveaux équivalents de RA et de RP (Faible, Modérée ou Élevée). Le décalage entre les boîtes rouges et des boîtes bleues est représentatif de l'effet de contagion produit à l'extérieur des plaques de feux traitées. Les probabilités d'incendie sont données en pourcent du nombre total d'itérations. Les boîtes indiquent les 25^{ème}, 50^{ème} et 75^{ème} quantiles, les moustaches les 5^{ème} et 95^{ème} quantiles et les barres, la valeur médiane. L'histogramme grisé en arrière-plan indique la proportion de territoire occupé par le C2 (combustible non traité) dans chacune des mosaïques initiales pour le niveau de résistance correspondant. Les valeurs sont calculées sur la moyenne des 5 réplicats.

3.5. Discussion

Nous avons développé un design expérimental qui évalue simultanément l'influence de la taille des feux et de l'âge du combustible sur le risque de feux (Figure). Nous avons atteint notre objectif d'isoler les effets de la résistance aux allumages (RA) et de la résistance à la propagation (RP) sur les probabilités d'incendie (PI). Les deux mécanismes contribuent significativement à la variabilité des probabilités d'incendie, selon des ordres de grandeur similaires, et agissent sur les patrons spatiaux de risque de feux. Cependant, nous avons observé que RA et RP ne sont pas totalement indépendants puisqu'il existe une interaction entre les deux phénomènes, elle-même soumise à l'effet de la taille des feux (i.e. Scénario). De plus, nous avons observé et mesuré que la résistance du combustible altère non seulement le comportement des feux subséquents à l'intérieur des sites brûlés mais aussi à l'extérieur, créant une résistance supplémentaire pour la régulation des taux de feux.

3.5.1. Effet de la résistance sur la variabilité des probabilités d'incendie

Notre étude indique que même des intrants très simplifiés peuvent générer une grande variabilité de l'arrangement spatial des probabilités d'incendie au sein d'un paysage. Les cartes des états de référence des scénarios 19S, 20S et 21S (Figures 19K, S9A et S10A) sont réalisées sous des conditions météorologiques et un combustible (C2) complètement uniformisés, sans aucun effet de résistance. Elles soulignent l'effet permanent des non-combustibles, tels que l'hydrographie et la physiographie, sur le risque de feu (Larsen, 1997; Hellberg *et al.*, 2004; Erni *et al.*, soumis). Par exemple, une zone de réduction des probabilités d'incendie se crée autour des lacs et des terres humides, modelée spatialement par la direction des vents dominants le long de la côte de Baie James et des rives orientales des grands lacs. Ce phénomène, habituellement désigné par le terme de *fire shadow* (Parisien *et al.*, 2011), est produit par une réduction du potentiel d'allumage associée à une réduction des capacités de propagation.

À l'effet permanent de contrôle par la structure du paysage se superpose l'effet temporaire des mosaïques forestières sur le risque de feux (Figure 18). Nos résultats montrent que la configuration des plaques d'âge du combustible, en termes de superficie et de niveau de résistance, influence les valeurs médianes et surtout l'agencement spatial des PI. Mais ce second contrôle évolue continuellement, au rythme des successions forestières et, par conséquent, de la fréquence, de l'emplacement et de la superficie des feux. Les vieilles forêts tendent à disparaître au profit des plus jeunes. Inversement, les lacs et les terres humides favorisent la persistance à long terme des vieux peuplements puisque les caractéristiques physiques d'une région sont relativement stables dans le temps et dans l'espace. Il apparaît donc que la régulation des taux de feux par les facteurs ascendants dépend d'une interaction fondamentale entre les contrôles permanents et les contrôles transitoires du territoire (Erni *et al.*, 2016).

Il est reconnu que les patrons d'allumages sont conditionnés spatialement par de nombreuses variables environnementales telles que les structures anthropiques, le type de peuplement ou la répartition de la foudre (Peterson *et al.*, 2010; Parks *et al.*, 2012; Zhang *et al.*, 2016). Néanmoins, peu d'études documentent l'effet de l'âge des peuplements sur les patrons d'allumages (Krawchuk *et al.*, 2006; Krawchuk *et al.*, 2009a; Penman *et al.*, 2013; Parks *et al.*, 2015b). Pourtant, nous avons observé qu'une réduction du potentiel d'allumage, même mineure, se traduit par une diminution proportionnelle des probabilités d'incendie, quelle que soit la taille des feux simulés. Plus la forte résistance à l'allumage augmente, plus elle concentre les départs de feux dans les sites occupés par de vieilles forêts. La propagation y étant facilitée, les feux gagnent en superficie et leur progression est alors limitée majoritairement par la configuration de la topographie et du réseau hydrographique.

La modification du potentiel de propagation influence fortement la variabilité des probabilités d'incendie du paysage, selon le même ordre de grandeur que l'effet de l'allumage (Tableau 2). La réduction du potentiel de propagation se traduit également par une diminution de la médiane des probabilités d'incendie, proportionnelle quelle que soit la taille des feux simulés. D'un point de vue spatial, les feux allumés dans les jeunes forêts se propagent peu et restent petits, tandis que la progression des feux

initiés dans les vieilles forêts est limitée par les plaques de jeunes combustibles. La résistance à la propagation diminue donc la proportion de territoire disponible pour la combustion, et cet effet se superpose à celui des non-combustibles.

Nos résultats indiquent la présence d'une interaction significative entre la résistance à la propagation et la résistance à l'allumage, ce qui suggère que les deux processus ne sont pas indépendants l'un de l'autre. Cela est cohérent d'un point de vue écologique puisque les phénomènes d'allumage et de propagation dépendent tous deux du type de peuplement (Hély *et al.*, 2000; Krawchuk *et al.*, 2006), de la quantité et de la teneur en humidité des combustibles légers (Renkin *et al.*, 1992; Anderson, 2002; Beverly *et al.*, 2007; Krawchuk *et al.*, 2009a). Cependant, bien que les deux processus soient reliés, ils ne coïncident pas spatialement. Les allumages sont des phénomènes locaux et ponctuels dont l'efficacité dépend surtout de l'épaisseur de la couche de matière organique au sol (Anderson, 2002; Beverly *et al.*, 2007). Les mécanismes de propagation sont, quant eux, tributaires de la dimension spatiale du paysage, notamment de l'arrangement et de la continuité des combustibles fins (Rothermel *et al.*, 1972; van Wagner, 1977 ; Turner *et al.*, 1994). De plus, les processus d'allumage et de propagation ne se manifestent pas toujours de manière synchrone dans des conditions écologiques réelles. Un feu peut s'allumer puis rester en état de dormance plusieurs jours, jusqu'à ce que les conditions météorologiques deviennent plus propices à sa propagation (van Wagner, 1977).

Il existe une limite au-delà de laquelle l'augmentation des niveaux de la résistance à l'allumage et à la propagation n'influence quasiment plus les patrons spatiaux du risque de feux, quelle que soit la taille des feux simulés. Cet effet résulte probablement de la réduction de la proportion de paysage propice aux feux par les plaques de jeunes peuplements et les non-combustibles. À mesure de l'augmentation de RA et RP, les feux sont contraints à ne s'allumer et à ne se propager que dans les mêmes secteurs, soient les vieilles forêts. Le risque de feux médian du paysage diminue mais la distribution spatiale des PI reste relativement stable, tout comme la taille des feux simulés.

3.5.2. Effets spatiaux de la résistance

Nous avons observé que la résistance des plaques de jeune combustible se propage en périphérie, diminuant le risque de feux autour des sites brûlés. Cet effet de résistance externe a fréquemment été décrit autour des attributs permanents du paysage, comme les lacs et les zones rocheuses (Bergeron, 1991; Larsen, 1997; Hellberg *et al.*, 2004; Cyr *et al.*, 2005; Erni *et al.*, soumis), mais rarement autour des attributs transitoires comme les plaques de feux. La plus faible densité des allumages (RA) et la propagation plus difficile des feux (RP) dans les peuplements de jeunes forêts concourent tous deux à la diffuser la résistance externe aux peuplements plus matures.

La figure 21 indique que la réduction du risque de feux par la résistance externe est proportionnelle quelle que soit la taille des feux simulés. Par exemple, la combinaison de résistances à la propagation et à l'allumage Modérées réduit les probabilités d'incendie de 30% environ pour 19S, 20S et 21S. Le fait que la réduction des probabilités d'incendie soit la même entre les trois scénarios laisse penser que la taille des plaques des feux initiales n'interfère pas sur l'expansion de la résistance externe. Cependant, bien que les superficies totales soient équivalentes, les distributions de la taille et du nombre de plaques de feux des états initiaux diffèrent entre les scénarios (Figure 18 - A, B et C). La résistance externe produite par les grandes plaques du scénario 21S se diffuse sur de plus vastes superficies mais le nombre de plaques est inférieur à celui des petits feux du scénario 19S, ce qui équilibre la réduction relative du risque de feux médian par la résistance externe. Par conséquent, l'expansion spatiale de la résistance externe dépendrait de la superficie des sites brûlés, conformément aux observations du phénomène faites par de précédentes études (Finney, 2001; Finney *et al.*, 2005; Parisien *et al.*, 2010; Parisien *et al.*, 2011).

Exploiter l'effet de la résistance externe pourrait améliorer les performances des techniques de réduction du risque de feux par brûlage dirigé, largement dépendantes de la taille et l'arrangement spatial des unités traitées (Finney, 2001; Duncan *et al.*, 2015). La dimension spatiale des traitements serait optimisée de plusieurs kilomètres

en périphérie des sites brûlés, particulièrement dans les secteurs situés sous le vent des aires traitées (Finney *et al.*, 2005). De plus, nos résultats soutiennent que l'effet relatif de résistance externe produite par plusieurs feux de taille moyenne serait similaire à celui produit par un seul grand feu, toute proportion de superficie gardée. Par conséquent, les stratégies d'application des traitements bénéficieraient d'une meilleure capacité d'adaptation aux contraintes environnementales telles que la topographie, la configuration des infrastructures ou la proximité des communautés. Cependant, sachant que la résistance du combustible est un phénomène de régulation transitoire des paysages, de plus amples informations sont nécessaires quant aux variations à long-terme de quantité et de structure du combustible, de même que l'influence des conditions météorologiques sur la puissance de la résistance (Collins *et al.*, 2009; Parks *et al.*, 2015a; Parks *et al.*, 2015b).

3.5.3. Limites

Comme dans tout procédé de modélisation, notre étude est tributaire des hypothèses émises pour la construction des scénarios. Malgré l'attention particulière portée sur le réalisme des phénomènes simulés, les intrants restent des simplifications de processus écologiques complexes et peuvent engendrer des erreurs dans les résultats. Par exemple, nous avons pu baser l'évolution des courbes de résistance à la propagation avec l'âge sur des données réelles, issues de précédentes recherches dans notre région d'étude (Héon *et al.*, 2014; Erni *et al.*, 2016). Par contre, nous ne disposons pas de telles informations sur les allumages, ce qui nous a conduits à assumer que la résistance à l'allumage se comportait de la même manière que la résistance à la propagation. Il est possible que le niveau de RA Élevée soit trop extrême, mais nous pouvons néanmoins apporter des conclusions importantes pour les niveaux de RA Faible et Modéré. Quoi qu'il en soit, nos travaux mettent en évidence que l'effet de l'âge sur les allumages est un contrôle non négligeable du risque de feux, à intégrer dans la compréhension générale de la relation entre les feux et la végétation en forêt boréale.

3.5.4. Conclusion

La résistance du combustible modifie l'arrangement spatial du risque de feux en fonction de potentiel d'allumage et de propagation des peuplements. Plus la résistance augmente, plus le risque de feux diminue dans les jeunes peuplements au profit des plus matures. De plus, la résistance du combustible altère non seulement le comportement des feux subséquents à l'intérieur des plaques de feux mais aussi à l'extérieur, dépendamment de leur superficie. D'un point de vue écologique, notre étude démontre donc que la régulation des taux de feux est soumise à l'interaction entre les contrôles permanents du territoire, tels que les terres humides, et les contrôles transitoires par l'âge du combustible.

Nos conclusions rejoignent celles de précédentes études, en forêt boréale comme dans d'autres types d'écosystèmes (Krawchuk *et al.*, 2006; Collins *et al.*, 2009 ; Héon *et al.*, 2014; Parks *et al.*, 2015a; Parks *et al.*, 2015b), qui suggèrent collectivement que le rétrocontrôle du combustible est un processus essentiel de la régulation des forêts face aux feux (McKenzie *et al.*, 2011). Par conséquent, intégrer la mosaïque d'âge du combustible aux données actuellement disponibles pour la gestion des feux (allumages, conditions climatiques, topographie et végétation) permettrait de mieux définir les zones à haut risque de feux d'une région, entre autres par des procédures de modélisation, et d'optimiser l'aménagement du territoire à des fins de prévention face aux événements extrêmes, tels que le feu Fort McMurray en 2016.

Références

- Anderson K (2002) A model to predict lightning-caused fire occurrences. *International Journal of Wildland Fire* 11(4):163-172.
- Balshi MS, McGuire AD, Duffy P, Flannigan M, Walsh J & Melillo J (2009) Assessing the response of area burned to changing climate in western boreal North America using a Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) approach. *Global Change Biology* 15(3):578-600.
- Beck PS, Goetz SJ, Mack MC, Alexander HD, Jin Y, Randerson JT & Loranty M (2011) The impacts and implications of an intensifying fire regime on Alaskan boreal forest composition and albedo. *Global Change Biology* 17(9):2853-2866.
- Bergeron Y (1991) The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. *Ecology* 72(6):1980-1992.
- Bergeron Y, Gauthier S, Kafka V, Lefort P & Lesieur D (2001) Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31(3):384-391.
- Bessie W & Johnson E (1995) The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. *Ecology* 76(3):747-762.
- Beverly JL & Wotton BM (2007) Modelling the probability of sustained flaming: predictive value of fire weather index components compared with observations of site weather and fuel moisture conditions. *International Journal of Wildland Fire* 16(2):161-173.
- Bond-Lamberty B, Peckham SD, Ahl DE & Gower ST (2007) Fire as the dominant driver of central Canadian boreal forest carbon balance. *Nature* 450(7166):89-92.
- Boulanger Y, Gauthier S, Burton PJ & Vaillancourt M-A (2012) An alternative fire regime zonation for Canada. *International Journal of Wildland Fire* 21(8):1052-1064.
- Boulanger Y, Gauthier S, Gray DR, Le Goff H, Lefort P & Morissette J (2013) Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada. *Ecological applications* 23(4):904-923
- Boulanger Y, Gauthier S & Burton PJ (2014) A refinement of models projecting future Canadian fire regimes using homogeneous fire regime zones. *Canadian Journal of Forest Research* 44(4):365-376.
- Brown JK & Bevins CD (1986) *Surface fuel loadings and predicted fire behavior for vegetation types in the northern Rocky Mountains* Volume 358. US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station.
- Collins BM, Miller JD, Thode AE, Kelly M, Van Wagendonk JW & Stephens SL (2009) Interactions among wildland fires in a long-established Sierra Nevada natural fire area. *Ecosystems* 12(1):114-128.

- Cyr D, Bergeron Y, Gauthier S & Larouche AC (2005) Are the old-growth forests of the Clay Belt part of a fire-regulated mosaic? *Canadian Journal of Forest Research* 35(1):65-73.
- Duncan BW, Schmalzer PA, Breininger DR & Stolen ED (2015) Comparing fuels reduction and patch mosaic fire regimes for reducing fire spread potential: A spatial modeling approach. *Ecological Modelling* 314:90-99.
- Erni, S., Arseneault, D., Parisien, M.-A. and Bégin, Y. (2016) Spatial and temporal dimensions of fire activity in the fire-prone eastern Canadian taiga. *Global Change Biology*. Accepted Author Manuscript. doi:10.1111/gcb.13461
- Finney MA (2001) Design of regular landscape fuel treatment patterns for modifying fire growth and behavior. *Forest Science* 47(2):219-228.
- Finney MA, McHugh CW & Grenfell IC (2005) Stand-and landscape-level effects of prescribed burning on two Arizona wildfires. *Canadian Journal of Forest Research* 35(7):1714-1722.
- Flannigan M & Wotton B (1991) Lightning-ignited forest fires in northwestern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 21(3):277-287.
- Flannigan M & Wotton B (2001) Climate, weather, and area burned. *Forest Fires: Behavior & Ecological Effects*, Academic Press, pp. 335–357.
- Flannigan MD, Logan KA, Amiro BD, Skinner WR & Stocks BJ (2005) Future Area Burned in Canada. *Climatic Change* 72(1-2):1-16.
- Flannigan M, Cantin AS, de Groot WJ, Wotton M, Newbery A & Gowman LM (2013a) Global wildland fire season severity in the 21st century. *Forest Ecology and Management* 294:54-61.
- Flannigan M, Gowman L, Wotton M, Krawchuk M, de Groot W & Stocks B (2013b) Modeling Future Wildland Fire in the Circumboreal Chapter 15. *Vegetation Fires and Global Change* Goldammer JG, Kessel Publishing House, pp. 209-224.
- Forestry Canada Fire Danger Group (1992) *Development and structure of the Canadian Forest Fire Behavior prediction system*. Report ST-X-3, Forestry Canada, Science and Sustainable Development Directorate, Volume 3.
- Girardin MP & Wotton BM (2009) Summer Moisture and Wildfire Risks across Canada. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 48(3):517-533.
- Hellberg E, Niklasson M & Granström A (2004) Influence of landscape structure on patterns of forest fires in boreal forest landscapes in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 34(2):332-338.
- Hély C, Bergeron Y & Flannigan M (2000) Effects of stand composition on fire hazard in mixed-wood Canadian boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 11(6):813-824.
- Hély C, Fortin CM-J, Anderson KR & Bergeron Y (2010) Landscape composition influences local pattern of fire size in the eastern Canadian boreal forest: role of weather and landscape mosaic on fire size distribution in mixedwood boreal forest using the Prescribed Fire Analysis System. *International Journal of Wildland Fire* 19(8):1099-1109.

- Héon J, Arseneault D & Parisien M-A (2014) Resistance of the boreal forest to high burn rates. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(38):13888-13893.
- Johnson E, Miyanishi K & Bridge S (2001) Wildfire regime in the boreal forest and the idea of suppression and fuel buildup. *Conservation Biology* 15(6):1554-1557.
- Johnson E, Miyanishi K & Weir J (1998) Wildfires in the western Canadian boreal forest: landscape patterns and ecosystem management. *Journal of Vegetation Science* 9(4):603-610.
- Kasischke ES & Turetsky MR (2006) Recent changes in the fire regime across the North American boreal region—spatial and temporal patterns of burning across Canada and Alaska. *Geophysical Research Letters* 33(9).
- Keeley JE & Fotheringham C (2001) History and Management of Crown-Fire Ecosystems: a Summary and Response. *Conservation Biology* 15(6):1561-1567.
- Krawchuk M, Cumming S, Flannigan M & Wein R (2006) Biotic and abiotic regulation of lightning fire initiation in the mixedwood boreal forest. *Ecology* 87(2):458-468.
- Krawchuk MA & Cumming SG (2009a) Disturbance history affects lightning fire initiation in the mixedwood boreal forest: observations and simulations. *Forest Ecology and Management* 257(7):1613-1622.
- Krawchuk MA, Moritz MA, Parisien M-A, Van Dorn J & Hayhoe K (2009b) Global pyrogeography: the current and future distribution of wildfire. *PloS one* 4(4):e5102.
- Larjavaara M, Pennanen J & Tuomi T (2005) Lightning that ignites forest fires in Finland. *Agricultural and Forest Meteorology* 132(3):171-180.
- Larsen C (1997) Spatial and temporal variations in boreal forest fire frequency in northern Alberta. *Journal of Biogeography* 24(5):663-673.
- Macias Fauria M & Johnson EA (2008) Climate and wildfires in the North American boreal forest. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 363(1501):2317-2329.
- McKenzie D, Miller C & Falk DA (2011) *The landscape ecology of fire*. Science & Business Media. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Miller J, Skinner C, Safford H, Knapp EE & Ramirez C (2012) Trends and causes of severity, size, and number of fires in northwestern California, USA. *Ecological Applications* 22(1):184-203.
- Miyanishi K & Johnson E (2002) Process and patterns of duff consumption in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32(7):1285-1295.
- Niklasson M & Granström A (2000) Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81(6):1484-1499.
- Parisien M-A, Kafka V, Hirsch K, Todd J, Lavoie S & Maczek P (2005) *Mapping wildfire susceptibility with the BURN-P3 simulation model* Report NOR-X-405. Natural Resources

Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Center, Edmonton. Northern Forestry Centre Information.

- Parisien M-A, Miller C, Ager AA & Finney MA (2010) Use of artificial landscapes to isolate controls on burn probability. *Landscape Ecology* 25(1):79-93.
- Parisien M-A, Parks SA, Miller C, Krawchuk MA, Heathcott M & Moritz MA (2011) Contributions of Ignitions, Fuels, and Weather to the Spatial Patterns of Burn Probability of a Boreal Landscape. *Ecosystems* 14(7):1141-1155.
- Parisien M-A, Parks SA, Krawchuk MA, Little JM, Flannigan MD, Gowman LM & Moritz MA (2014) An analysis of controls on fire activity in boreal Canada: comparing models built with different temporal resolutions. *Ecological Applications* 24(6):1341-1356.
- Parks SA, Parisien M-A & Miller C (2012) Spatial bottom-up controls on fire likelihood vary across western North America. *Ecosphere* 3(1):art12.
- Parks SA, Miller C, Nelson CR & Holden ZA (2014) Previous fires moderate burn severity of subsequent wildland fires in two large western US wilderness areas. *Ecosystems* 17(1):29-42.
- Parks SA, Holsinger LM, Miller C & Nelson CR (2015) Wildland fire as a self-regulating mechanism: the role of previous burns and weather in limiting fire progression. *Ecological Applications* 25(6):1478-1492.
- Parks SA, Miller C, Holsinger LM, Baggett S & Bird BJ (2015) Wildland fire limits subsequent fire occurrence. *Ecosystems* (17):29 – 42.
- Payette S (1992) Fire as a controlling process in the North American boreal forest. *A systems analysis of the boreal forest*. Cambridge University Press, pp. 144–169.
- Penman T, Bradstock R & Price O (2013) Modelling the determinants of ignition in the Sydney Basin, Australia: implications for future management. *International Journal of Wildland Fire* 22(4):469-478.
- Peterson D, Wang J, Ichoku C & Remer L (2010) Effects of lightning and other meteorological factors on fire activity in the North American boreal forest: implications for fire weather forecasting. *Atmospheric Chemistry and Physics Discussions* 10(3):8297-8339.
- Peterson GD (2002) Contagious disturbance, ecological memory, and the emergence of landscape pattern. *Ecosystems* 5(4):329-338.
- Podur J & Wotton BM (2011) Defining fire spread event days for fire-growth modelling. *International Journal of Wildland Fire* 20(4):497-507.
- Renkin RA & Despain DG (1992) Fuel moisture, forest type, and lightning-caused fire in Yellowstone National Park. *Canadian Journal of Forest Research* 22(1):37-45.
- Rothermel RC & Forest I (1972) A mathematical model for predicting fire spread in wildland fuels INT-115. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station, 40 p.

- Schimmel J & Granström A (1997) Fuel succession and fire behavior in the Swedish boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 27(8):1207-1216.
- Sirois L & Payette S (1989) Postfire black spruce establishment in subarctic and boreal Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 19(12):1571-1580.
- St-Pierre H, Gagnon R & Bellefleur P (1992) Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 22(4):474-481.
- Stocks BJ, Mason JA, Todd JB, Bosch EM, Wotton BM, Amiro BD, Flannigan MD, Hirsch KG, Logan KA, Martell DL & Skinner WR (2002) Large forest fires in Canada, 1959–1997. *Journal of Geophysical Research* 108(D1).
- Stockwell C, McGlynn J, Emslie R, Sanford B, Norris A, Donaldson J, Fahig W & Currie K (1968) Géologie du bouclier canadien. *Géologie et Ressources Minérales du Canada, Partie A. Commission géologique du Canada, Ottawa, Ontario.*
- Turner MG & Romme WH (1994) Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape ecology* 9(1):59-77.
- Tymstra C, Bryce R, Wotton B & Armitage O (2010) *Development and structure of Prometheus: the Canadian wildland fire growth simulation Model.* Northern Forestry Centre,
- Wagner CV (1977) Conditions for the start and spread of crown fire. *Canadian Journal of Forest Research* 7(1):23-34.
- Wagner CV (1978) Age-class distribution and the forest fire cycle. *Canadian Journal of Forest Research* 8(2):220-227.
- Wallenius TH, Kuuluvainen T & Vanha-Majamaa I (2004) Fire history in relation to site type and vegetation in Vienansalo wilderness in eastern Fennoscandia, Russia. *Canadian Journal of Forest Research* 34(7):1400-1409.
- Wang X, Parisien MA, Flannigan MD, Parks SA, Anderson KR, Little JM & Taylor SW (2014) The potential and realized spread of wildfires across Canada. *Global change biology* 20(8):2518-2530.
- Wotton B, Nock C & Flannigan M (2010) Forest fire occurrence and climate change in Canada. *International Journal of Wildland Fire* 19(3):253-271.
- Yeboah D, Chen HY & Kingston S (2016) Tree species richness decreases while species evenness increases with disturbance frequency in a natural boreal forest landscape. *Ecology and Evolution* 6(3):842-850.
- Zhang Y, Lim S & Sharples JJ (2016) Modelling spatial patterns of wildfire occurrence in South-Eastern Australia. *Geomatics, Natural Hazards and Risk* 1-16.

Informations supplémentaires

Annexe 1. Reproduire l'effet de l'âge sur la propagation

Nous avons traduit les courbes d'inflammabilité en combustible PCI grâce au modèle simple de croissance elliptique d'un incendie de la calculatrice d'indice FWI REDApp (REDApp Fire Behaviour Calculator). Les calculs de superficies brûlées se réalisent avec les paramètres météorologiques d'une journée-type de feux de forêt, établis de la manière suivante: les données des stations météo de l'aire d'étude sont compilées pour toutes les journées de la saison des feux entre le 1er mai et le 31 août. Une première sélection est faite en ne conservant que les journées dont l'IFM dépasse le 95e de l'ensemble des données. Cette sélection est alors soumise au 95e percentile de la vitesse des vents puis la même opération est répétée en sous-échantillonnant successivement les journées dont les valeurs de température, d'humidité relative et de précipitations dépassent le 95e percentile. Nous obtenons une journée météo-type avec FWI = 20,8; vitesse des vents = 20 km/h; température = 22,2°C; humidité relative = 46% et précipitations = 0.

Une fois les paramètres de la journée restante introduits dans la calculatrice REDApp, nous avons calculé la superficie maximale d'une ellipse brûlée en 1h pour chaque type de combustible PCI choisi, soit :

- Le C2 (Pessière boréale), combustible le plus inflammable.
- Le M1 (Forêt boréale mixte), combustible intermédiaire. Nous avons incrémenté le pourcentage de conifères par tranches de 5%, de 5 à 100%.
- Le D1 (Peuplier faux-tremble), combustible le moins inflammable.

Les résultats sont présentés dans le Tableau S1 ci-dessous. Nous n'avons pas considéré le M1-100 comme superficie d'ellipse maximale mais le C2 car il représente mieux les peuplements à 100% de conifères d'un point de vue du comportement des feux. La superficie de l'ellipse du C2 couvre 14,3 ha et représente le potentiel maximal de brûlage (= 1). Les valeurs de tous les combustibles ont été établies par calcul croisé. Par exemple, l'ellipse du M1-90 couvre 13,8 ha soit 0,965 du C2; celle du M1-50 5,66 ha pour 0,396 du C2, etc. Les valeurs d'inflammabilité de chaque courbe, comprises

entre 0 et 1, sont rapportées ensuite à la table de traduction en combustibles PCI. Par exemple, si à 30 ans sur la courbe de résistance Modérée (courbe bleue), l'inflammabilité vaut 0.5, alors cela correspond à du M1-60. Si à 50 ans sur la courbe de résistance Élevée (courbe rouge), l'inflammabilité vaut 0.4, cela correspond à du M1-55 (Figure S8 et Tableau S2).

Tableau S2. Table de correspondance du niveau d'inflammabilité en combustibles PCI avec la calculatrice RedApp. La dernière colonne donne la valeur d'inflammabilité correspondant au temps depuis le dernier feu (Figure S8).

Type de combustible PCI	% de conifères	Vitesse de propagation (m.mn ⁻¹)	Superficie d'ellipse brûlée en 60 mn	Valeur correspondante sur la courbe d'inflammabilité
D-1	1	2.16	0.56	0.0392
M-1	5	2.52	0.77	0.0538
M-1	10	3.00	1.09	0.0762
M-1	15	3.47	1.47	0.1028
M-1	20	3.95	1.9	0.1329
M-1	25	4.42	2.39	0.1671
M-1	30	4.90	2.93	0.2049
M-1	35	5.37	3.53	0.2469
M-1	40	5.85	4.18	0.2923
M-1	45	6.32	4.9	0.3427
M-1	50	6.80	5.66	0.3958
M-1	55	7.27	6.48	0.4531
M-1	60	7.75	7.36	0.5147
M-1	65	8.22	8.29	0.5797
M-1	70	8.70	9.28	0.6490
M-1	75	9.17	10.33	0.7224
M-1	80	9.65	11.43	0.7993
M-1	85	10.12	12.58	0.8797
M-1	90	10.60	13.8	0.9650
M-1	95	11.07	15.06	1.0531
M-1	100	11.55	16.39	1.1462
C-2	92	10.79	14.3	1.0000

Annexe 2. Figures

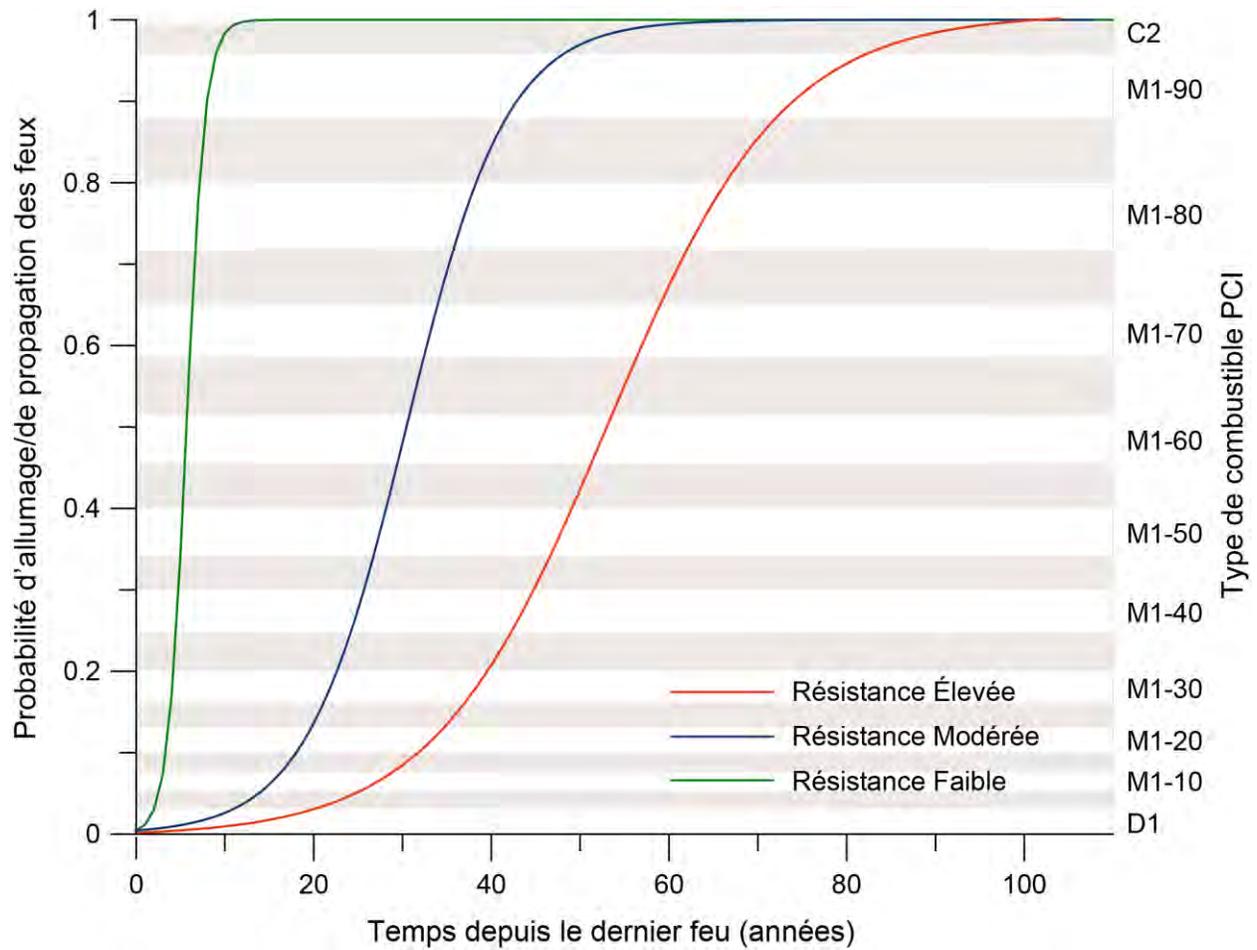


Figure S8. Courbes d'évolution de la résistance à l'allumage et à la propagation avec le temps depuis le dernier feu. Les trois courbes représentent chacune trois niveaux de résistance : faible (courbe verte), moyenne (courbe bleue) et forte (courbe rouge). L'axe des abscisses à gauche indique le potentiel d'allumage et de propagation, de 0 à 1, et l'axe des abscisses à droite donne la traduction de ce potentiel en combustibles PCI.

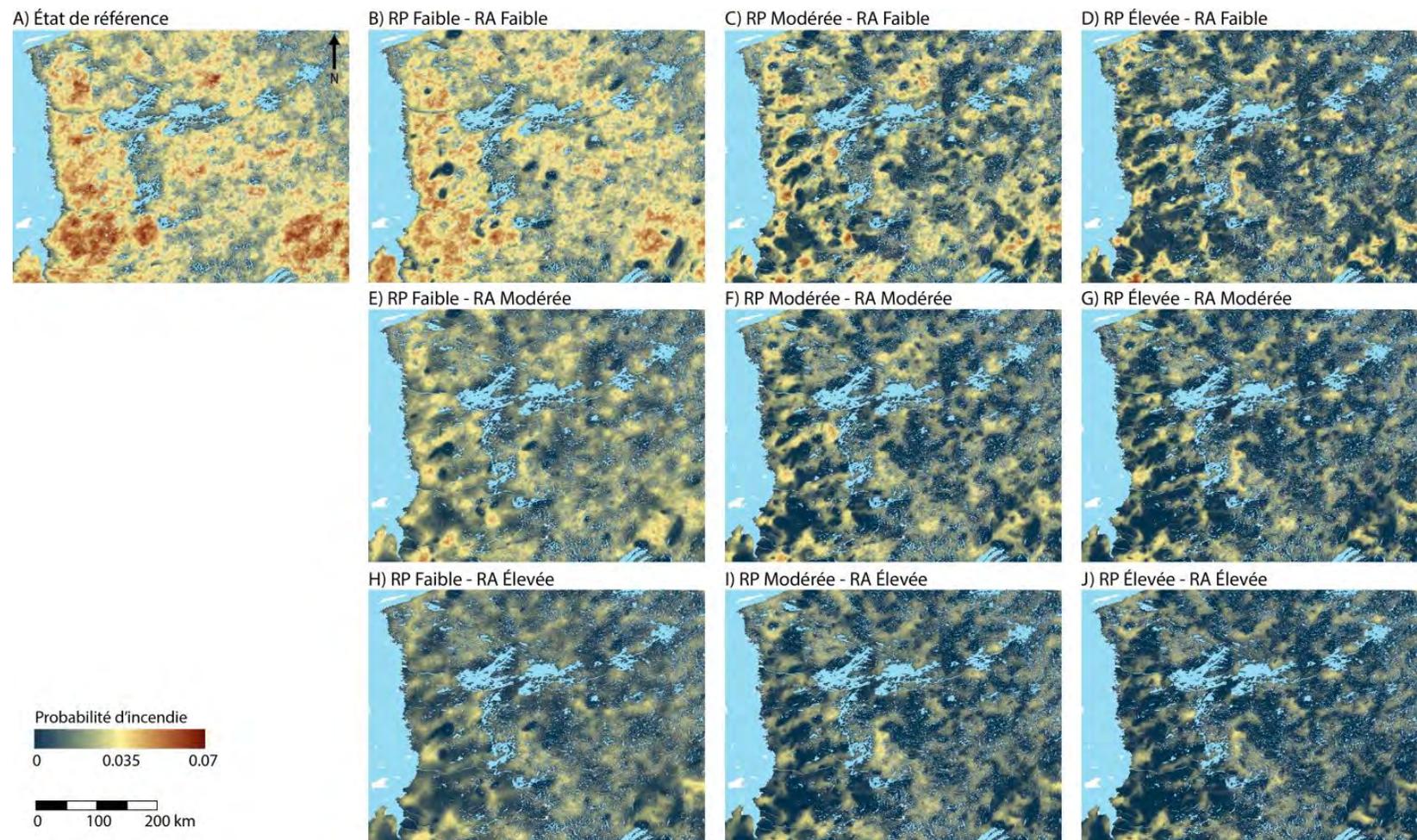


Figure S9. Cartes de probabilités d'incendie du scénario 19S, réplicat A, pour l'état de référence (A) et toutes les combinaisons de niveaux de résistance (B à J). De gauche à droite : augmentation de la résistance à la propagation. De haut en bas : augmentation de la résistance à l'allumage. Les probabilités de feux sont données en pourcent du nombre total d'itérations par simulation.

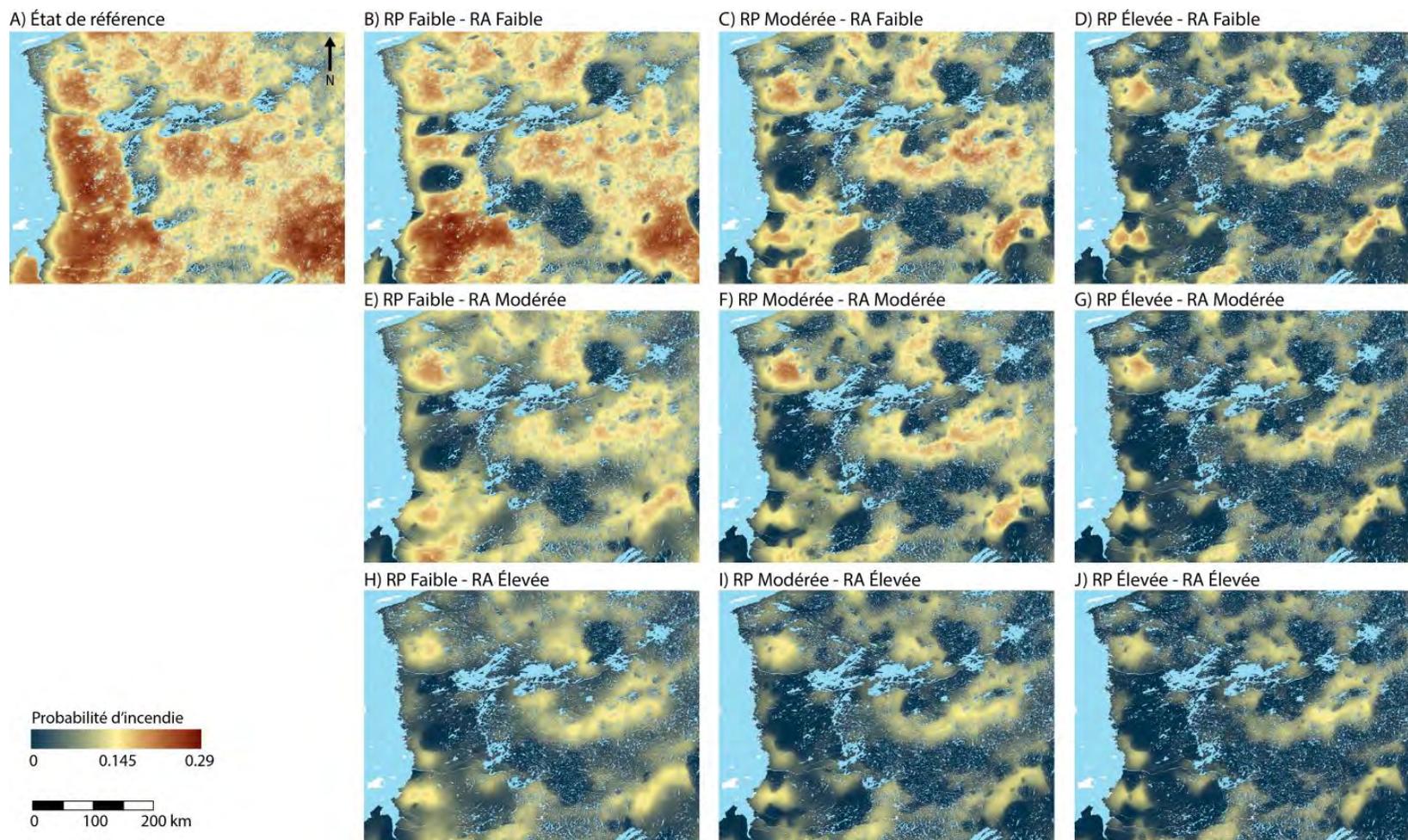


Figure S10. Cartes de probabilités d'incendie du scénario 21S, réplicat A, pour l'état de référence (A) et toutes les combinaisons de niveaux de résistance (B à J). De gauche à droite : augmentation de la résistance à la propagation. De haut en bas : augmentation de la résistance à l'allumage. Les probabilités de feux sont données en pourcent du nombre total d'itérations par simulation.

CHAPITRE 4. SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

4.1. Variabilité naturelle des régimes de feux à la Baie James (Objectif 1)

Le transect d'Héon *et al.* (2014) a été prolongé de 150 km vers le sud pour une longueur totale de 190 km. Il est constitué de 168 cellules de 2x1 km. L'échantillonnage comprend 2062 sections transversales de pins gris et d'épinettes noires, dont 859 prélevés dans le cadre de ces travaux de doctorat. L'historique des feux a pu être reconstitué de manière exhaustive entre 1840 et 2013 à partir de 3197 dates de feux (Table S1., détail de l'échantillonnage).

La région de la Baie James a été caractérisée par une fréquence et une superficie des feux élevées (Figures 9 et 10). La reconstitution du recouvrement linéaire des feux (Chapitre 2, Material and Method) a permis d'estimer qu'environ 2,1% du territoire de la région d'étude brûlait chaque année, soit un taux de feux nettement plus élevé que ceux compilés à l'échelle de la province (Boulanger *et al.*, 2013). Les années de feux les plus sévères se sont produites essentiellement au cours du XX^{ème} siècle, en 1922 (recouvrement linéaire de 124 km), 2013 (99 km), 1989 (96 km), 1941 (95 km), 1972 (80 km), 1916 (64 km), 2005 (49 km) et 1983 (40 km). Les années 1847 (84 km) et 1854 (45 km) ont été les plus actives pour le XIX^{ème} siècle. La fréquence des feux est également remarquable puisqu'un feu se produit en moyenne chaque 3,5 ans, avec un intervalle de 1 an au minimum et de 10 ans au maximum entre deux événements successifs.

La reconstitution du recouvrement linéaire des feux depuis 1840 a mis en évidence des variations spatio-temporelles significatives de régime le long du transect, ce qui nous a permis de définir trois sections (Nord, Centre et Sud) et deux périodes (1840-1910 et 1911-2013) distinctes dans l'activité des feux. La section Nord, documentée par les travaux d'Héon *et al.* (2014), a enregistré une nette augmentation de la taille des feux autour de 1920 avec des taux de feux passant de 1,4% entre 1840-1910 à 2,7% de territoire par année entre 1911-2013 (Tableau 1). Cette augmentation

s'explique par les très grands feux qui se sont produits régulièrement au cours du XX^{ème} siècle (2013, 1989, 1972, 1941, 1922) en comparaison avec le XIX^{ème} siècle lors duquel seul un grand feu a été enregistré en 1854 (Figure 10a). Les taux de feux de la section Sud ont été beaucoup plus stables puisqu'ils n'ont augmenté que de 0,6% sur les mêmes périodes de temps (2% an⁻¹ pour 1840-1910 et 2,6% an⁻¹ pour 1911-2013). Néanmoins, la dynamique des feux dans le Sud diverge de celle du Nord puisqu'elle est soumise à une fréquence plus élevée d'évènements mais avec des tailles de feux plus modérées, spécifiquement au cours du XX^{ème} siècle. Comparativement au reste du transect, la section Centre tient sa particularité de la quasi absence de feux depuis 1840, ce qui a permis à de vieilles épinettes noires (> 300-400 ans) d'occuper l'ensemble du site. Cependant, suite aux conditions climatiques extrêmes de 2013, la majorité de la section a été consumée par le feu en 2013, augmentant les taux de feux de 0,3% à 0,8% de territoire brûlé par année en l'espace d'une saison.

4.2. Forçages environnementaux et climatiques (Objectif 2)

4.2.1. Contrôles descendants

Les années de forte activité des feux correspondent à des années de températures estivales élevées (juin et juillet) et de sécheresses sévères, comparativement aux années de faible activité des feux (Figure 12). De telles conditions ont favorisé la propagation des grands feux (> 10 km) le long du transect, comptabilisant 90% des superficies brûlées entre 1840 et 2013. La section Nord et la section Sud ne présentent que 12 années de grands feux communes, ce qui indique que le degré d'influence des conditions météorologiques sur les superficies brûlées varie à l'échelle locale, comme l'ont souligné de précédentes études (Duffy *et al.*, 2005; Flannigan *et al.*, 2005; Balshi *et al.*, 2009; Parisien *et al.*, 2011; Ali *et al.*, 2012; Boulanger *et al.*, 2013). Cependant, nous avons observé un synchronisme remarquable des taux de feux le long du transect depuis 1840 en compilant les superficies brûlées par fenêtres de 25 ans (Figure 11d). Les taux de feux ont augmenté de manière générale dès le début des années 20 (de ~1% à ~3% par année) avec des pics

d'activité dans les années 1940 et 2010 (~4% par année) et des diminutions dans les années 1910 et 1970 (~1% par année). Le synchronisme des régimes de feux le long du transect s'explique probablement par un forçage climatique à grande échelle, attribuable aux températures océaniques (Girardin *et al.*, 2004; Le Goff *et al.*, 2007).

Ces résultats soulignent la variabilité spatio-temporelle de l'influence du climat sur les régimes de feux. Si les conditions de températures et de précipitations favorisent la propagation des feux intra-annuellement et localement, les variations interannuelles du climat contrôlent la fréquence et la succession de périodes chaudes et sèches favorables à l'activité des feux, en termes d'années voire de décennies. Les patrons des régimes de feux ne répondent pas simultanément et de manière uniforme aux variations du climat à l'échelle locale, sans doute en raison de différentes conditions de végétation, de topographie et d'historique des perturbations.

4.2.2. Contrôles ascendants

La fréquence des feux décroît avec l'augmentation de la proportion des zones humides dans le paysage (Figure 14b). En considérant le nombre de feux enregistré par cellule entre 1840 et 2013, nous avons déterminé que les sites qui comprennent entre 7 et 12% de terres humides dans un rayon de 5 km ont brûlé entre 5 et 8 fois, tandis que ceux comprenant entre 21 et 22% de terres humides n'ont brûlé qu'une à deux fois en 174 ans. D'ailleurs, près de 24% de zones humides occupent le paysage de la section Centre, ce qui expliquerait la faible fréquence des feux enregistrée depuis 1840. En forêt boréale, plusieurs études ont rapporté que certains sites échappent systématiquement au feu en raison de faibles conditions de drainage et de la présence de lacs et de tourbières (Hellberg *et al.*, 2004; Cyr *et al.*, 2005; Barrett *et al.*, 2013; Ouarmim *et al.*, 2015; Senici *et al.*, 2015). Néanmoins, les terres humides ne constituent pas des barrières absolues à l'allumage et la propagation des feux puisque, lors d'épisodes de sécheresse sévère, les peuplements peuvent être incendiés comme il a été le cas pour la section Centre en 2013.

La mosaïque d'âge des peuplements forestiers a été très variable le long du transect entre 1840 et 2013 (Figure 11). Bien que de nombreux petits feux aient

maintenu la structure d'âge de la section Nord à un niveau relativement stable avant 1920, les grands feux qui se sont produits tous les 20 à 30 ans au cours du XX^{ème} siècle ont généré de grandes variations temporelles dans la distribution des classes d'âges. En comparaison, les petits feux réguliers de la section Sud ont généré des fluctuations beaucoup plus lentes de la mosaïque forestière. En comparaison des sections Nord et Sud, largement occupées par des peuplements de moins 50 ans entre 1840 et 2013, la section Centre a servi de refuge à de vieux peuplements d'épinettes noires (> 100 ans), du moins jusqu'au feu d'Eastmain. Suite à l'année 2013, la mosaïque d'âges forestière du transect est sortie de sa gamme de variabilité naturelle des derniers 175 ans. La proportion de peuplements de plus de 75 ans a chuté dramatiquement à son niveau le faible depuis 1840, au point qu'au minimum 25 années d'absence complète de feux seraient nécessaires pour que 5 à 10% du transect soit occupé à nouveau par des peuplements de plus 100 ans.

4.3. RÉSISTANCE DU COMBUSTIBLE (Objectif 3)

Les reconstitutions de l'historique des feux et des mosaïques d'âge des peuplements le long du transect indiquent la présence d'un rétrocontrôle négatif de l'âge du combustible sur les taux de feux, observé précédemment dans l'étude d'Héon *et al.* (2014) pour la section Nord. Au cours du XX^{ème} siècle, les taux de feux augmentent progressivement de 0-1,5% par année dans les peuplements âgés de moins de 20 ans à plus de 5,5% par année dans les peuplements âgés de plus de 50 ans (Figure 14a), ce qui corrobore l'influence de l'âge du combustible sur le risque de feux mise en évidence par des études précédentes (Héon *et al.*, 2014, Parisien *et al.*, 2014; Parks *et al.*, 2015a; Parks *et al.*, 2015b). Les sites brûlés agiraient donc comme des filtres naturels à l'allumage et la propagation des feux subséquents dont l'effet serait maximal les premières années puis diminuerait au cours des 40 à 50 années suivant un feu, avant d'atteindre une stabilisation du potentiel d'incendie. Sans cette résistance, les taux de feux du XX^{ème} siècle auraient avoisiné 5% du territoire par année, c'est-à-dire des valeurs deux fois plus élevées que les taux les plus forts observés depuis 30 ans dans l'ensemble de la forêt boréale canadienne (Boulanger *et al.*, 2012b). Ces résultats démontrent que, contrairement à ce qui a longtemps été admis (Bessie *et al.*, 1995), l'hypothèse d'un risque de feux constant avec le temps depuis le dernier feu n'est pas applicable à l'ensemble de la forêt boréale nord-américaine.

Plusieurs hypothèses peuvent être avancées sur les propriétés spatiales des feux et des paysages qui expliqueraient le développement d'une si forte résistance du combustible dans notre région d'étude. Premièrement, plus les feux sont grands et les taux de feux sont rapides, plus les jeunes forêts occupent une proportion importante du paysage. Elles contribuent donc à diminuer les taux de feux d'ensemble par rapport à un paysage sans résistance. Deuxièmement, les jeunes forêts peuvent limiter aussi bien la propagation que l'allumage des feux subséquents (Krawchuk *et al.*, 2006) et créer des effets de synergie entre ces deux facteurs. Troisièmement, les feux étant par définition des phénomènes spatiaux, il est probable que l'effet de la résistance du

combustible se diffuse à l'extérieur des sites brûlés, limitant par conséquent les taux de jeunes dans une grande proportion du paysage (Parisien *et al.*, 2010).

4.4. Effets de la taille et des niveaux de résistance à l'allumage et à la propagation des plaques de feu sur les probabilités d'incendie (Objectif 4)

4.4.1. Design expérimental

Afin de tester les hypothèses énumérées précédemment, nous avons utilisé le modèle de simulation probabiliste Burn-P3 et évalué simultanément l'influence de la taille des feux, de la résistance à l'allumage et de la résistance à la propagation produites par l'âge du combustible sur le risque de feux (Chapitre 3, Méthode). Notre design expérimental comprend 3 scénarios (Figure 16). Les scénarios 19S et 20S sont basés sur les distributions de tailles des feux que nous avons reconstituées par la méthode du transect au cours du XIX^{ème} siècle et au XX^{ème} siècle (Héon *et al.*, 2014 ; Erni *et al.*, soumis). Le scénario 21S fournit lui un pronostic pour le XXI^{ème} siècle (Flannigan *et al.*, 2005; Kasischke *et al.*, 2006; Balshi *et al.*, 2009; Boulanger *et al.*, 2013), à l'image des événements les plus catastrophiques des dernières années tels que le feu d'Eastmain en 2013 (5017 km²) au Québec ou des événements de 2014 dans les territoires du Nord-Ouest (entre 7534 km² et 4636 km²).

Selon les résultats de notre reconstitution de l'historique des feux et ceux d'Héon *et al.* (2014), la résistance à la propagation des sites brûlés est maximale les premières années après-feu puis diminue progressivement jusqu'à 40-50 ans, âge auquel les peuplements retrouvent leur plein potentiel de propagation. Nous avons modélisé cette évolution par une courbe sigmoïde (RP Modérée) et ajouté deux courbes supplémentaires qui plafonnent respectivement deux fois plus rapidement (RP Faible) et lentement (RP Élevée) que la courbe de résistance Modérée (Figure 16). Sachant que peu de données existent sur l'effet de l'âge des peuplements sur les allumages, nous avons considéré que la résistance à l'allumage évolue avec l'âge selon les trois mêmes profils de courbes que la résistance à la propagation (RA Faible, RA Modérée, RA Élevée).

4.4.2. Contribution des facteurs Scénario, Résistance à la propagation et Résistance à l’allumage

De manière générale, la taille des feux (Scénario), la résistance à la propagation (RP) et la résistance à l’allumage (RA) contribuent tous à la variabilité des probabilités d’incendie (PI) dans la région d’étude (Tableau 2). Le facteur Scénario a l’effet le plus important (valeur $F = 1838.54$), suivi de manière proportionnelle par la résistance à la propagation et la résistance à l’allumage (valeur $F = 435.07$ et 414.93 pour RP et RA respectivement). Les interactions doubles et triples ont des effets significatifs également, bien que moins importants que les effets des facteurs primaires.

4.4.3. Résistance à l’allumage

L’effet de l’âge des peuplements n’est souvent pas pris en compte sur les patrons d’allumages (Krawchuk *et al.*, 2006; Krawchuk *et al.*, 2009a; Penman *et al.*, 2013; Parks *et al.*, 2015b). Pourtant, nous avons observé qu’une réduction des probabilités d’allumage, même mineure, se traduit par une diminution proportionnelle des probabilités d’incendie et ce, dans les trois scénarios (Figure 17). Par exemple, pour le scénario 20S, une résistance à l’allumage Modérée réduit de 46% (22% et 63% pour des résistances à l’allumage Faible et Élevée respectivement) le potentiel d’allumage du traitement par rapport à l’état de référence, ce qui se traduit par une diminution de 43% de la médiane des probabilités d’incendie (10% et 66%).

D’un point de vue spatial, la forte résistance à l’allumage concentre les départs de feux dans les sites occupés par de vieilles forêts. La propagation y étant facilitée, les feux gagnent en superficie (Figure 17 - superficie des feux) et leur progression est alors limitée majoritairement par la configuration de la topographie et du réseau hydrographique. Par conséquent, la distribution spatiale des probabilités d’incendie du traitement suit le même profil que l’état de référence (Figure 20 - colonne de gauche).

4.4.4. Résistance à la propagation

La modification du potentiel de propagation influence fortement le risque de feux médian du paysage et la distribution spatiale des probabilités d’incendie, selon la même

gamme de variabilité que les allumages (Figure 17). Si nous reprenons le scénario 20S, une résistance à la propagation Modérée réduit de 46% (22% et 63% pour des résistances à la propagation Faible et Élevée respectivement) le potentiel d'allumage du traitement par rapport à l'état de référence, ce qui entraîne une diminution de 43% de la médiane des probabilités d'incendie (10% et 70%) (Figure 17).

Comparativement à la résistance aux allumages (Figures 19, S9 et S10 – E et H), la résistance à la propagation tend à compartimenter le paysage entre des zones à haut risque de feux et des zones à faible risque de feux (Figures 19, S9 et S10 – D et G). Les feux allumés dans les jeunes forêts se propagent peu et restent petits, tandis que la progression des feux initiés dans les vieilles forêts est limitée par les plaques de jeunes combustibles (Figure 17 – superficie des feux). La résistance à la propagation diminue donc la proportion de territoire disponible pour la combustion, et cet effet se superpose à celui des non-combustibles (Figure 20 - colonne du milieu).

4.4.5. Interaction de la résistance à l'allumage et de la résistance à la propagation

Il existe une limite au-delà de laquelle l'augmentation des niveaux de la résistance à l'allumage et à la propagation n'influence quasiment plus les patrons spatiaux du risque de feux, quelle que soit la taille des feux simulés (Figure 20 – colonne de droite, et Figures 19, S9 et S10 – F, G, I et J). Cet effet résulte probablement de la réduction de la proportion de paysage propice aux feux par les plaques de jeunes peuplements et les non-combustibles. À mesure de l'augmentation de la résistance à la propagation et de la résistance à l'allumage, les feux sont contraints à ne s'allumer et à ne se propager que dans les mêmes secteurs, soient les vieilles forêts. Le risque de feux médian du paysage diminue mais la distribution spatiale des probabilités d'incendie reste relativement stable, tout comme la taille des feux simulés (Figure 17).

4.5. Effet de la résistance externe (Objectif 5)

Nous avons observé que la plus faible densité des allumages (résistance à l'allumage) et la propagation plus difficile des feux (résistance à la propagation) dans

les peuplements de jeunes forêts se propage en périphérie, diminuant le risque de feux autour des sites brûlés (Figure 21). Ce phénomène de résistance externe s'accroît avec l'augmentation des niveaux de résistance à l'allumage et à la propagation appliqués aux plaques de feux. Par contre, la taille des plaques de feux ne semble pas influencer l'intensité de la résistance externe puisque les trois scénarios présentent des différences proportionnelles entre les traitements et l'état de référence. Par exemple, si on considère le scénario 20S à résistance Modérée, la médiane des probabilités d'incendie est réduite de 32 % entre le traitement et l'état de référence (0.05 vs 0.074 respectivement) dans les 44% de territoire occupé par le C2, soit la proportion de paysage sans effet de résistance. Pour le scénario 21S, la réduction est de 34% entre le traitement et l'état de référence (0.093 vs 0.141 respectivement) dans les 43% de territoire occupé par le C2.

Cependant, bien que les superficies totales des plaques de résistance soient équivalentes, les distributions de la taille et du nombre de plaques de feux des états initiaux diffèrent entre les scénarios (Figure 18 - A, B et C). La résistance externe produite par les grandes plaques du scénario 21S se diffuse sur de plus vastes superficies mais le nombre de plaques est inférieur à celui des petits feux du scénario 19S. Ce rapport équilibre la réduction relative du risque de feux médian par la résistance externe. Par conséquent, l'expansion spatiale de la résistance externe dépendrait de la superficie des sites brûlés, conformément aux observations du phénomène faites par de précédentes études (Finney, 2001; Finney *et al.*, 2005; Parisien *et al.*, 2010; Parisien *et al.*, 2011).

4.6. Régulation des taux de feux par les contrôles ascendants

La reconstitution de l'historique des feux à la Baie James a mis en évidence que les secteurs occupés par des zones humides réduisaient la fréquence et la superficie des feux. Ce phénomène ressort également dans les états de référence de nos travaux de simulation, sans traitement de résistance du combustible (Figures 19K, S9 et S10 A). Les probabilités d'incendie sont plus faibles autour des lacs et des tourbières, créant une zone de réduction du risque de feux de quelques kilomètres autour des objets hydrographiques. L'effet de la résistance produite par les terres humides est contraint spatialement par la direction des vents et, par analogie, par la topographie. Les aires de basses probabilités d'incendie sont particulièrement remarquables le long de la côte et des rives est des grands lacs, positionnés perpendiculairement aux vents dominants de la Baie James.

Par ailleurs, il est également intéressant de souligner que les plus grands feux enregistrés à la Baie James au cours des dernières décennies se sont produits dans l'ouest de la région d'étude (Figure 9 - feux de 1989 et 2013). Ce secteur présente de fortes probabilités d'incendie dans les trois états de référence (Figures 19K, S9 et S10 A), ce qui suggère que la configuration topographique et le réseau hydrographique de cette zone seraient tous deux favorables à la propagation des grands feux, contrairement au secteur nord-est des cartes.

À l'effet permanent de contrôle par la structure du paysage se superpose l'effet temporaire des mosaïques forestières sur le risque de feux (Figure 18 – A, B et C). Nos résultats montrent que la configuration des plaques d'âge du combustible, en termes de proportion et de niveau de résistance, influence les valeurs médianes et surtout l'agencement spatial des probabilités d'incendie. Mais ce second contrôle évolue continuellement, au rythme des successions forestières et, par conséquent, de la fréquence, de l'emplacement et de la superficie des feux. Les vieilles forêts tendent à disparaître au profit des plus jeunes. Inversement, les lacs et les terres humides favorisent la persistance à long terme des vieux peuplements puisque les caractéristiques physiques d'une région sont relativement stables dans le temps et dans l'espace. Il apparaît donc que la régulation des taux de feux par les facteurs ascendants

dépend d'une interaction fondamentale entre les contrôles permanents et les contrôles transitoires du territoire.

Finalement, l'ensemble des travaux de cette thèse démontrent que les régimes de feux de la Baie James sont soumis aux contrôles du climat, de la configuration du paysage et de la structure d'âge de la mosaïque forestière. Si les températures estivales élevées et les sécheresses sévères ont favorisé l'occurrence et la propagation des grands feux au cours du XX^{ème} siècle, la combinaison de la résistance du combustible et des terres humides ont maintenu les taux de feux à 2,5% de territoire brûlé par année, soit des taux deux fois plus faibles que ceux attendus sans résistance aux feux des jeunes forêts. Selon les résultats de simulation pour le scénario 20S, cette réduction des taux de feux pourrait être attribuable pour 30% à la résistance externe produite en périphérie des sites de jeunes combustibles. La mosaïque d'âge forestière serait donc un facteur majeur des processus d'autorégulation de l'écosystème face aux modifications des régimes de perturbations dans certains secteurs de la forêt boréale.

4.7. Limites

La reconstitution de l'historique des feux comporte deux types de limites, de surestimation et de sous-estimation. D'une part, la méthode du transect implique une surestimation de la taille des feux en raison de sa résolution spatiale. Le recouvrement linéaire des feux ne peut être donné que par un nombre entier de cellules, sans possibilité de recouvrement partiel d'une cellule. Comparativement au reste de la région, le nombre de feux peut également être surestimé puisque le transect est situé le long de la route de la Baie James, avec probablement une plus forte densité des feux d'origine anthropique depuis la construction de la route dans les années 1970. D'autre part, l'orientation nord-sud du transect est perpendiculaire à l'orientation est-ouest des vents dominants de la Baie James. Une telle configuration sous-estime certainement la superficie totale occupée par chaque feu dans le paysage par rapport au paramètre du recouvrement linéaire. Au vu du recouvrement rapide des feux anciens par les feux suivants, il est également probable que notre étude sous-estime le nombre de feux qui se sont produits au début du XIX^{ème} siècle.

De manière générale, l'utilisation de procédés de modélisation nécessite une certaine part d'abstraction de la réalité. Malgré l'attention particulière portée sur le réalisme des phénomènes simulés, les intrants restent des simplifications de processus écologiques complexes et peuvent engendrer des erreurs dans les résultats. Les travaux de simulation présentés dans cette thèse sont étroitement dépendants des hypothèses émises pour la construction des scénarios, mais également de celles appliquées à l'effet de l'âge des plaques de feux. Par exemple, l'évolution des courbes de résistance à la propagation avec l'âge est basée sur des données réelles, issues des travaux de terrain à la Baie James. Cependant, la rareté des informations sur les allumages a impliqué d'accepter que la résistance à l'allumage se comportait de la même manière que la résistance à la propagation. Il est possible que le niveau de résistance à l'allumage Élevée soit trop extrême, et éventuellement que le niveau Modéré ne suive pas la même évolution sigmoïde que celle de la résistance à la propagation. Néanmoins, les conclusions de l'étude mettent en évidence que l'effet de l'âge sur les allumages est un contrôle non négligeable du risque de feux, à intégrer dans la compréhension générale de la relation entre les feux et la végétation en forêt boréale.

4.8. Réalisation des objectifs de recherche

De manière générale, les travaux effectués pour cette thèse ont répondu à l'ensemble des objectifs de recherche.

La reconstitution de l'historique des feux à la Baie James par dendrochronologie est considérée comme exhaustive pour la période 1840-2013. La région présente une activité des feux très élevée qui répond à un gradient nord-sud de taille et de fréquence des feux, variable dans le temps et dans l'espace (Objectif 1 réalisé). Le premier article (Chapitre 2) a mis en évidence l'influence des forçages climatiques et environnementaux sur la dynamique des feux de la région d'étude. Cependant, l'objectif 2 n'a été que partiellement complété puisque de plus amples investigations sont nécessaires afin d'évaluer également l'incidence des forçages climatiques régionaux, de la topographie et des vents sur la taille et l'occurrence des feux.

Le rétrocontrôle du combustible aurait diminué par 5 les taux de feux de la région au cours du XXème siècle, ce qui en fait un contrôle ascendant majeur de l'activité des feux (Objectif 3 réalisé). Les travaux avec modèle Burn-P3 détaillés au chapitre 3 ont procuré une base de données importante quant à l'effet de la taille et de la résistance des sites brûlés sur le risque de feux. Contrairement à l'hypothèse première, les résultats ont mis en évidence que la résistance à l'allumage réduisait les probabilités d'incendie selon le même ordre de grandeur que la résistance à la propagation (Objectif 4 réalisé). De plus, la résistance du combustible se propage à l'extérieur des plaques de feux selon une géométrie dépendante de la taille des plaques de jeunes forêts (Objectif 5 réalisé). L'ensemble des résultats démontrent que les feux de forêt ne sont pas des phénomènes physiques aléatoires dans le paysage mais bel et bien sélectifs, qui structurent la mosaïque forestière selon l'âge du combustible.

CHAPITRE 5. APPORTS À LA RECHERCHE

5.1. Structure d'âge des mosaïques forestières

La contribution majeure de cette thèse réside dans l'apport de preuves supplémentaires que l'âge du combustible modifie le risque de feux en forêt boréale en augmentant la résistance à la combustion des jeunes peuplements. Si la limitation des taux de feux dans les jeunes forêts est un phénomène reconnu en forêt boréale scandinave (Niklasson *et al.*, 2000), elle est encore sujette à controverse en forêt boréale nord-américaine, bien que plusieurs études récentes aient rapporté que les processus d'allumage et de propagation évoluaient avec le temps depuis le dernier feu (Krawchuk *et al.*, 2006; Krawchuk *et al.*, 2009a; Héon *et al.*, 2014). Notre recherche a permis d'évaluer que les sites brûlés limitent la propagation des feux subséquents pendant les 40 à 50 premières années, et que l'effet inhibiteur du combustible serait maximal dans les peuplements âgés de moins de 20 ans. À l'échelle du paysage, la résistance du combustible expliquerait en partie la différence entre les taux de feux de 2,5% par année enregistrés à la Baie James, comparativement aux taux attendus de 5% par année sans résistance au feu des jeunes forêts (Chapitre 4).

Comparativement à la prémisse de l'indépendance de l'âge, la dépendance du risque de feux à l'âge du combustible a d'importantes conséquences sur les propriétés des mosaïques forestières, surtout dans un contexte de changements climatiques (Figure). Premièrement, avec une probabilité croissante de rebrûler avec l'âge, la proportion de mosaïque forestière occupée par les jeunes forêts tend à ralentir l'occurrence et la progression des feux. En n'intégrant pas ce paramètre, les prévisions actuelles pourraient donc surestimer l'activité future des feux en forêt boréale. Deuxièmement, la mosaïque forestière ne serait pas agencée de manière aléatoire mais répondrait à une structure définie par les propriétés intrinsèques d'âge des peuplements. Par conséquent, il serait alors possible de définir quels sont les secteurs d'un territoire donné les plus susceptibles d'être incendiés lors de la saison des feux.

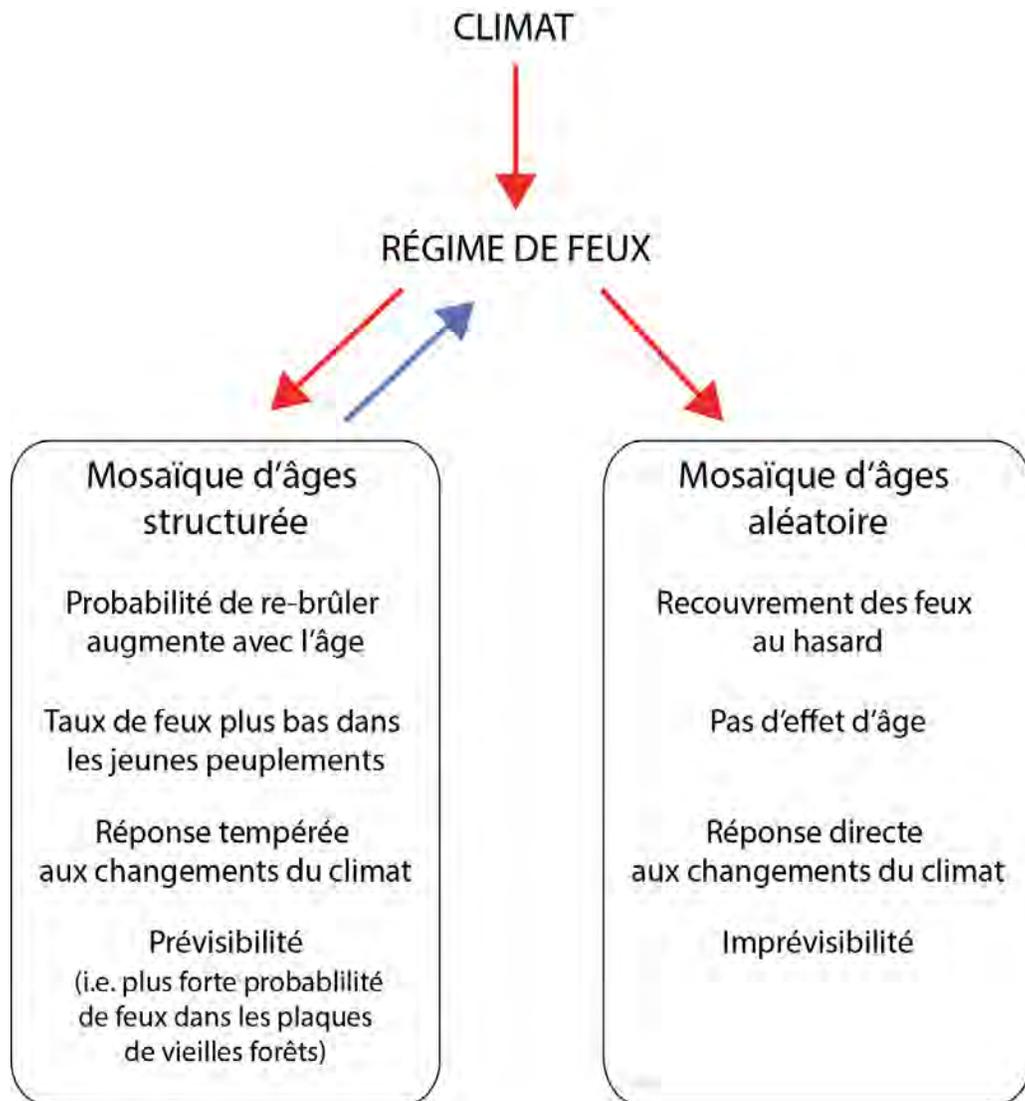


Figure 22. Propriétés de la mosaïque d'âges du paysage en forêt boréale sous deux scénarios opposés de dépendance / indépendance du risque de feux à l'âge du combustible. Flèche rouge: forçages descendants de l'activité des feux. Flèche bleue: rétrocontrôle des forçages ascendants causés par une probabilité d'incendie dépendante de l'âge du combustible. Les deux boîtes détaillent les propriétés inhérentes à chaque scénario.

5.2. Régulation des feux par les caractéristiques transitoires des peuplements

Le second apport majeur de cette thèse concerne les processus de régulation transitoires du paysage. Nous avons établi que la régulation des taux de feux par les facteurs ascendants dépend d'une interaction fondamentale entre les contrôles permanents, tels que les lacs et les terres humides, et les contrôles transitoires par la mosaïque d'âges forestière (Chapitre 5).

De plus, nous avons identifié que les plaques de feux produisent un effet de résistance externe qui contribue à la structure de la mosaïque forestière et par conséquent, à la régulation transitoire des taux de feux. Ce phénomène de résistance secondaire du combustible n'avait été qu'observé de manière qualitative par de précédentes études (Finney, 2001; Finney *et al.*, 2005; Parisien *et al.*, 2010; Parisien *et al.*, 2011). Grâce à nos travaux de simulation, nous sommes parvenus à quantifier que la résistance externe contribuerait pour environ 30% de la résistance totale du combustible dans notre région d'étude, ce qui en fait un processus essentiel à considérer dans l'autorégulation des écosystèmes forestiers.

5.3. Une méthode originale de reconstitution des feux passés

La présence d'un rétrocontrôle du combustible sur le risque de feux en forêt boréale a pu être identifiée grâce à l'utilisation de la méthode originale du transect à travers le paysage. Les feux fréquents et sévères de la Baie James ne laissent que peu d'indices exploitables pour la reconstitution de l'historique des feux en raison du recouvrement rapide des feux anciens par les feux subséquents. D'ailleurs, la majorité des travaux de reconstitution de l'activité des feux en forêt boréale documentent soit la dimension spatiale des feux, soit la dimension temporelle mais rarement les deux aspects combinés. Pourtant, la taille des feux et les intervalles de temps entre les feux successifs sont les deux variables qui influencent le plus le risque de feu à chaque point du paysage. L'absence de telles données empêche de considérer l'évolution du risque de feux à mesure du rétablissement des peuplements après-feu. L'atlas des périmètres de feux au Canada (NFDB) comprend des informations précises de taille et de

fréquence des événements mais n'est considéré comme complet que depuis les années 1980, période trop restreinte pour intercepter la variabilité naturelle des régimes de feux. La méthode originale du transect à travers le paysage (Chapitre 4 - Material and method), parvient à outrepasser ces limitations puisqu'elle est capable de compiler simultanément et systématiquement chaque événement incendiaire et ce, avec une résolution spatiale de 2 km et une résolution temporelle d'une année.

5.4. Variabilité naturelle des feux dans l'est de la forêt boréale nord-américaine et changements climatiques

La forêt boréale est l'un des derniers écosystèmes forestiers dont une large proportion reste préservée de l'intervention humaine, particulièrement dans sa portion la plus nordique. Cette région offre l'opportunité de documenter l'influence des contrôles des régimes de feux à l'état naturel et de percevoir l'impact des changements climatiques. Nous avons observé que la mosaïque forestière de notre région d'étude a subi des modifications considérables au cours des dernières décennies. La disparition de vastes superficies occupées par de vieux peuplements depuis plus de 175 ans pourrait être potentiellement le signe précurseur d'une nouvelle dynamique des régimes de feux à l'échelle régionale, engendrée par les changements climatiques.

Néanmoins, l'augmentation récente des taux de feux n'est pas sans précédent puisque nous avons enregistré une tendance similaire au début du XX^{ème} siècle, ce qui suggère que les principaux paramètres des régimes de feux à la Baie James se situent actuellement sous la limite supérieure de leur gamme de variabilité naturelle des derniers 200 ans.

5.5. Perspectives pour la gestion des feux

Nos travaux apportent de nouvelles dimensions quant à la gestion des feux en forêt boréale :

1) Généraliser l'utilisation des modèles de simulation des feux afin de cartographier les zones à haut risque en forêt boréale et permettre ainsi aux gestionnaires de prendre des décisions adaptées face à des événements extrêmes, tels que le feu d'Eastmain en 2013 au Québec ou de Fort McMurray en 2016 en Alberta.

2) Intégrer la structure d'âge de la mosaïque forestière aux nombreuses données actuellement disponibles pour la prévision des feux (allumages, conditions climatiques, topographie et végétation), que ce soit dans une perspective de modélisation du risque de feux comme dans une perspective d'optimisation des procédures de gestion et d'extinction des feux.

3) Exploiter l'effet de résistance externe produite par les sites brûlés pour améliorer les performances des techniques de réduction du risque de feux par brûlage dirigés. Cela apporterait une plus grande flexibilité aux stratégies d'application des traitements face aux contraintes spatiales du paysage (topographie, configuration des infrastructures ou proximité des communautés). Par conséquent, il serait possible de développer les brûlages dirigés dans des sites moins accessibles, à risque de feux élevé, tels que les installations hydroélectriques dans le nord-ouest du Québec.

RÉFÉRENCES (excluant celles des articles)

- Abatzoglou JT, Kolden CA, Balch JK & Bradley BA (2016) Controls on interannual variability in lightning-caused fire activity in the western US. *Environmental Research Letters* 11(4):045005.
- Agee JK (1997) The severe weather wildfire: too hot to handle? *Northwest Science* 71:153-156.
- Alfaro R, Brown K, Flannigan M, Fleming R, Hogg E, Girardin M, Lakusta T, Johnston M, McKenney D & Pedlar J (2013) Anticipating the consequences of climate change for Canada's boreal forest ecosystems. *Environmental Reviews* 21(4):322-365.
- Ali AA, Blarquez O, Girardin MP, Hely C, Tinquaut F, El Guellab A, Valsecchi V, Terrier A, Bremond L, Genries A, Gauthier S & Bergeron Y (2012) Control of the multimillennial wildfire size in boreal North America by spring climatic conditions. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(51):20966-20970.
- Amiro BD, Logan K, Wotton B, Flannigan M, Todd J, Stocks B & Martell D (2005) Fire weather index system components for large fires in the Canadian boreal forest. *International Journal of Wildland Fire* 13(4):391-400.
- Antonovskij MJ, Antonovski MY, Furyaev VV, Ter-Mikaelian M & Ter-Mikaelian M (1989) A spatial model of long-term forest fire dynamics and its application to forests in western Siberia. *A Systems Analysis of the Global Boreal Forest*, Cambridge University Press, New York, p. 373-403.
- Arno SF & Sneek KM (1977) A method for determining fire history in coniferous forests of the mountain west. *General Technical Report INT-42*, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture.
- Baker WL, Egbert SL & Frazier GF (1991) A spatial model for studying the effects of climatic change on the structure of landscapes subject to large disturbances. *Ecological Modelling* 56:109-125.
- Baker WL & Dugan AJ (2013) Fire-history implications of fire scarring. *Canadian Journal of Forest Research* 43(10):951-962.
- Balshi MS, McGuire AD, Duffy P, Flannigan M, Walsh J & Melillo J (2009) Assessing the response of area burned to changing climate in western boreal North America using a Multivariate Adaptive Regression Splines (MARS) approach. *Global Change Biology* 15(3):578-600.
- Balzter H, Gerard F, George C, Weedon G, Grey W, Combal B, Bartholomé E, Bartalev S & Los S (2007) Coupling of vegetation growing season anomalies and fire activity with hemispheric and regional-scale climate patterns in central and east Siberia. *Journal of Climate* 20(15):3713-3729.

- Barrett SW & Arno SF (1988) Increment-borer methods for determining fire history in coniferous forests. *General Technical Report INT-244*, Intermountain Forest and Range Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture.
- Barrett CM, Kelly R, Higuera PE & Hu FS (2013) Climatic and land cover influences on the spatiotemporal dynamics of Holocene boreal fire regimes. *Ecology* 94(2):389-402.
- Beck PS, Goetz SJ, Mack MC, Alexander HD, Jin Y, Randerson JT & Loranty M (2011) The impacts and implications of an intensifying fire regime on Alaskan boreal forest composition and albedo. *Global Change Biology* 17(9):2853-2866.
- Bergeron Y (1991) The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. *Ecology* 72(6):1980-1992.
- Bergeron Y, Gauthier S, Kafka V, Lefort P & Lesieur D (2001) Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31(3):384-391.
- Bergeron Y, Gauthier S, Flannigan M & Kafka V (2004) Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology* 85(7):1916-1932.
- Bergeron Y, Cyr D, Drever CR, Flannigan M, Gauthier S, Kneeshaw D, Lauzon È, Leduc A, Goff HL & Lesieur D (2006) Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Canadian Journal of Forest Research* 36(11):2737-2744.
- Bergeron Y, Cyr D, Girardin MP & Carcaillet C (2011) Will climate change drive 21st century burn rates in Canadian boreal forest outside of its natural variability: collating global climate model experiments with sedimentary charcoal data. *International Journal of Wildland Fire* 19(8):1127-1139.
- Bessie W & Johnson E (1995) The relative importance of fuels and weather on fire behavior in subalpine forests. *Ecology* 76(3):747-762.
- Bond WJ, Woodward FI & Midgley GF (2005) The global distribution of ecosystems in a world without fire. *New Phytologist* 165(2):525-538.
- Bouchard M, Pothier D & Gauthier S (2008) Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 38(6):1621-1633.
- Boucher È, Bégin Y & Arseneault D (2009) Hydro-climatic analysis of mechanical breakups reconstructed from tree-rings, Necopastic watershed, northern Québec, Canada. *Journal of Hydrology* 375(3-4):373-382.
- Boulanger Y, Arseneault D, Morin H, Jardon Y, Bertrand P & Dagneau C (2012a) Dendrochronological reconstruction of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) outbreaks in southern Quebec for the last 400 years. *Canadian Journal of Forest Research* 42(7):1264-1276.

- Boulanger Y, Gauthier S, Burton PJ & Vaillancourt M-A (2012b) An alternative fire regime zonation for Canada. *International Journal of Wildland Fire* 21(8):1052-1064.
- Boulanger Y, Gauthier S, Gray DR, Le Goff H, Lefort P & Morissette J (2013) Fire regime zonation under current and future climate over eastern Canada. *Ecological applications* 23(4):904-923.
- Boulanger Y, Gauthier S & Burton PJ (2014) A refinement of models projecting future Canadian fire regimes using homogeneous fire regime zones. *Canadian Journal of Forest Research* 44(4):365-376.
- Boychuk D, Perera AH, Ter-Mikaelian MT, Martell DL & Li C (1997) Modelling the effect of spatial scale and correlated fire disturbances on forest age distribution. *Ecological Modelling* 95(2):145-164.
- Bradley RS (1999) *Paleoclimatology: reconstructing climates of the Quaternary*. Academic Press, 2nd ed., San Diego, Californie, 610 pp.
- Briffa KR, Osborn TJ & Schweingruber FH (2004) Large-scale temperature inferences from tree rings: a review. *Global and Planetary Change* 40(1-2):11-26.
- Brown PM & Swetnam TW (1994) A cross-dated fire history from coast redwood near Redwood National Park, California. *Canadian Journal of Forest Research* 24(1):21-31.
- Carcaillet C, Bergeron Y, Richard PJ, Fréchette B, Gauthier S & Prairie YT (2001) Change of fire frequency in the eastern Canadian boreal forests during the Holocene: does vegetation composition or climate trigger the fire regime? *Journal of Ecology* 89(6):930-946.
- Carrer M & Urbinati C (2004) Age-dependent tree-ring growth responses to climate in *Larix decidua* and *Pinus cembra*. *Ecology* 85(3):730-740.
- Clark JS (1989) Ecological disturbance as a renewal process: theory and application to fire history. *Oikos* 56:17-30.
- Cook ER, Palmer JG, Cook BI, Hogg A & D'Arrigo R (2002) A multi-millennial palaeoclimatic resource from *Lagarostrobos colensoi* tree-rings at Oroko Swamp, New Zealand. *Global and Planetary Change* 33(3):209-220.
- Cumming S (2001) Forest type and wildfire in the Alberta boreal mixedwood: what do fires burn? *Ecological Applications* 11(1):97-110.
- Cumming S (2005) Effective fire suppression in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 35(4):772-786.
- Cyr D, Bergeron Y, Gauthier S & Larouche AC (2005) Are the old-growth forests of the Clay Belt part of a fire-regulated mosaic? *Canadian Journal of Forest Research* 35(1):65-73.
- Dansereau P-R & Bergeron Y (1993) Fire history in the southern boreal forest of northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 23(1):25-32.
- De Groot W, Pritchard J & Lynham T (2009) Forest floor fuel consumption and carbon emissions in Canadian boreal forest fires. *Canadian Journal of Forest Research* 39(2):367-382.

- De Groot WJ, Cantin AS, Flannigan MD, Soja AJ, Gowman LM & Newbery A (2013) A comparison of Canadian and Russian boreal forest fire regimes. *Forest Ecology and Management* 294:23-34.
- Drever CR, Messier C, Bergeron Y & Doyon F (2006) Fire and canopy species composition in the Great Lakes-St. Lawrence forest of Témiscamingue, Québec. *Forest Ecology and Management* 231(1):27-37.
- Duffy PA, Walsh JE, Graham JM, Mann DH & Rupp TS (2005) Impacts of large-scale atmospheric-ocean variability on Alaskan fire season severity. *Ecological Applications* 15(4):1317-1330.
- Duncan BW, Schmalzer PA, Breininger DR & Stolen ED (2015) Comparing fuels reduction and patch mosaic fire regimes for reducing fire spread potential: A spatial modeling approach. *Ecological Modelling* 314:90-99.
- Finney MA (2001) Design of regular landscape fuel treatment patterns for modifying fire growth and behavior. *Forest Science* 47(2):219-228.
- Finney MA, McHugh CW & Grenfell IC (2005) Stand-and landscape-level effects of prescribed burning on two Arizona wildfires. *Canadian Journal of Forest Research* 35(7):1714-1722.
- Flannigan M & Wotton B (1991) Lightning-ignited forest fires in northwestern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 21(3):277-287.
- Flannigan M, Bergeron Y, Engelmark O & Wotton B (1998) Future wildfire in circumboreal forests in relation to global warming. *Journal of Vegetation Science* 9(4):469-476.
- Flannigan M & Wotton B (2001) Climate, weather, and area burned. *Forest Fires: Behavior & Ecological Effects*, Academic Press, pp. 335–357.
- Flannigan MD, Logan KA, Amiro BD, Skinner WR & Stocks BJ (2005) Future Area Burned in Canada. *Climatic Change* 72(1-2):1-16.
- Flannigan M, Gowman L, Wotton M, Krawchuk M, de Groot W & Stocks B (2013) Modeling Future Wildland Fire in the Circumboreal. *Vegetation Fires and Global Change*:209.
- Forestry Canada Fire Danger Group (1992) *Development and structure of the Canadian Forest Fire Behavior prediction system*. Report ST-X-3, Forestry Canada, Science and Sustainable Development Directorate, Volume 3.
- Foster DR (1983) The history and pattern of fire in the boreal forest of southeastern Labrador. *Canadian Journal of Botany* 61(9):2459-2471.
- Fritts HC & Swetnam TW (1989) Dendroecology: A Tool for Evaluating Variations in Past and Present Forest Environments. *Advances in Ecological Research* 19:111-188.
- Fritts H (2012) Tree rings and climate. *London Academic Press*, 567 pp.
- Gauthier S, Leduc A, Harvey B, Bergeron Y & Drapeau P (2001) Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Naturaliste Canadien* 125(3):10-17.
- Giglio L, Desloîtres J, Justice CO & Kaufman YJ (2003) An enhanced contextual fire detection algorithm for MODIS. *Remote Sensing of Environment* 87(2):273-282.

- Gill AM & Allan G (2009) Large fires, fire effects and the fire-regime concept. *International Journal of Wildland Fire* 17(6):688-695.
- Gillett NP (2004) Detecting the effect of climate change on Canadian forest fires. *Geophysical Research Letters* 31(18).
- Girardin M, Tardif J, Flannigan M & Bergeron Y (2004) Multicentury reconstruction of the Canadian Drought Code from eastern Canada and its relationship with paleoclimatic indices of atmospheric circulation. *Climate Dynamics* 23(2):99-115.
- Girardin M-P, Tardif JC, Flannigan MD & Bergeron Y (2006a) Synoptic-scale atmospheric circulation and boreal Canada summer drought variability of the past three centuries. *Journal of Climate* 19(10):1922-1947.
- Girardin MP, Tardif J & Flannigan MD (2006b) Temporal variability in area burned for the province of Ontario, Canada, during the past 200 years inferred from tree rings. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 111(D17).
- Girardin MP & Mudelsee M (2008) Past and future changes in Canadian boreal wildfire activity. *Ecological Applications* 18(2):391-406.
- Girardin MP & Wotton BM (2009) Summer Moisture and Wildfire Risks across Canada. *Journal of Applied Meteorology and Climatology* 48(3):517-533.
- Girardin MP (2010) Wildfire risk inferred from tree rings in the Central Laurentians of boreal Quebec, Canada. *Dendrochronologia* 28(3):187-206.
- Girardin MP, Ali AA, Carcaillet C, Gauthier S, Hély C, Le Goff H, Terrier A & Bergeron Y (2013) Fire in managed forests of eastern Canada: Risks and options. *Forest Ecology and Management* 294:238-249.
- Grudd H, Briffa KR, Karlén W, Bartholin TS, Jones PD & Kromer B (2002) A 7400-year tree-ring chronology in northern Swedish Lapland: natural climatic variability expressed on annual to millennial timescales. *The Holocene* 12(6):657-665.
- Gutsell S & Johnson E (1996) How fire scars are formed: coupling a disturbance process to its ecological effect. *Canadian Journal of Forest Research* 26(2):166-174.
- Heinselman ML (1973) Fire in the virgin forests of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Quaternary research* 3(3):329-382.
- Heinselman ML (1981) Fire and succession in the conifer forests of northern North America. *Forest succession*, pp 374-405.
- Hellberg E, Niklasson M & Granström A (2004) Influence of landscape structure on patterns of forest fires in boreal forest landscapes in Sweden. *Canadian Journal of Forest Research* 34(2):332-338.
- Hély C, Flannigan M, Bergeron Y & McRae D (2001) Role of vegetation and weather on fire behavior in the Canadian mixedwood boreal forest using two fire behavior prediction systems. *Canadian Journal of Forest Research* 31(3):430-441.

- Hély C, Fortin CM-J, Anderson KR & Bergeron Y (2010) Landscape composition influences local pattern of fire size in the eastern Canadian boreal forest: role of weather and landscape mosaic on fire size distribution in mixedwood boreal forest using the Prescribed Fire Analysis System. *International Journal of Wildland Fire* 19(8):1099-1109.
- Hengst GE & Dawson JO (1994) Bark properties and fire resistance of selected tree species from the central hardwood region of North America. *Canadian Journal of Forest Research* 24(4):688-696.
- Héon J, Arseneault D & Parisien M-A (2014) Resistance of the boreal forest to high burn rates. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 111(38):13888-13893.
- Hess JC, Scott CA, Hufford GL & Fleming MD (2001) El Nino and its impact on fire weather conditions in Alaska. *International Journal of Wildland Fire* 10(1):1-13.
- Heyerdahl EK, Brubaker LB & Agee JK (2001) Spatial controls of historical fire regimes: a multiscale example from the interior west, USA. *Ecology* 82(3):660-678.
- Johnson E (1979) Fire recurrence in the subarctic and its implications for vegetation composition. *Canadian Journal of Botany* 57(12):1374-1379.
- Johnson E & Wagner CV (1985) The theory and use of two fire history models. *Canadian Journal of Forest Research* 15(1):214-220.
- Johnson EA & Larsen C (1991) Climatically induced change in fire frequency in the southern Canadian Rockies. *Ecology*:194-201.
- Johnson EA & Wowchuk D (1993) Wildfires in the southern Canadian Rocky Mountains and their relationship to mid-tropospheric anomalies. *Canadian Journal of Forest Research* 23(6):1213-1222.
- Johnson EA & Gutsell SL (1994) Fire frequency models, methods and interpretations. *Advances in ecological research* 25:239-287.
- Johnson E, Miyanishi K & Weir J (1995) Old-growth, disturbance, and ecosystem management. *Canadian Journal of Botany* 73(6):918-926.
- Johnson EA (1996) *Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest*. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom.
- Johnson E, Miyanishi K & Weir J (1998) Wildfires in the western Canadian boreal forest: landscape patterns and ecosystem management. *Journal of Vegetation Science* 9(4):603-610.
- Johnson E, Miyanishi K & Bridge S (2001) Wildfire regime in the boreal forest and the idea of suppression and fuel buildup. *Conservation Biology* 15(6):1554-1557.
- Johnstone JF, Hollingsworth TN, Chapin FS & Mack MC (2010) Changes in fire regime break the legacy lock on successional trajectories in Alaskan boreal forest. *Global Change Biology* 16(4):1281-1295.

- Jolly WM, Cochrane MA, Freeborn PH, Holden ZA, Brown TJ, Williamson GJ & Bowman DM (2015) Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nature communications* 6.
- Kasischke ES & Turetsky MR (2006) Recent changes in the fire regime across the North American boreal region—spatial and temporal patterns of burning across Canada and Alaska. *Geophysical Research Letters* 33(9).
- Keeley JE & Fotheringham C (2001) History and management of crown-fire ecosystems: a summary and response. *Conservation Biology* 15(6):1561-1567.
- Kelly R, Chipman ML, Higuera PE, Stefanova I, Brubaker LB & Hu FS (2013) Recent burning of boreal forests exceeds fire regime limits of the past 10,000 years. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 110(32):13055-13060.
- Kilgore BM (1981) Fire in ecosystem distribution and structure: western forests and scrublands. Proceedings of the Conference: *Fire Regimes and Ecosystem Properties*, USDA Forest Service, General Technical Report WO-GTR- 26, pp. 58–89.
- Krawchuk M, Cumming S, Flannigan M & Wein R (2006) Biotic and abiotic regulation of lightning fire initiation in the mixedwood boreal forest. *Ecology* 87(2):458-468.
- Krawchuk MA & Cumming SG (2009a) Disturbance history affects lightning fire initiation in the mixedwood boreal forest: observations and simulations. *Forest Ecology and Management* 257(7):1613-1622.
- Krawchuk MA, Cumming SG & Flannigan MD (2009b) Predicted changes in fire weather suggest increases in lightning fire initiation and future area burned in the mixedwood boreal forest. *Climatic change* 92(1-2):83-97.
- Larjavaara M, Pennanen J & Tuomi T (2005) Lightning that ignites forest fires in Finland. *Agricultural and Forest Meteorology* 132(3):171-180.
- Larsen C (1997) Spatial and temporal variations in boreal forest fire frequency in northern Alberta. *Journal of Biogeography* 24(5):663-673.
- Lauzon É, Kneeshaw D & Bergeron Y (2007) Reconstruction of fire history (1680–2003) in Gaspesian mixedwood boreal forests of eastern Canada. *Forest Ecology and Management* 244(1):41-49.
- Le Goff H, Flannigan MD, Bergeron Y & Girardin MP (2007) Historical fire regime shifts related to climate teleconnections in the Waswanipi area, central Quebec, Canada. *International Journal of Wildland Fire* 16(5):607-618.
- Lefort P, Leduc A, Gauthier S & Bergeron Y (2004) Recent fire regime (1945-1998) in the boreal forest of western Quebec. *Ecoscience* 11(4):433-445.
- Lesieur D, Gauthier S & Bergeron Y (2002) Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 32(11):1996-2009.

- Li C, Ter-Mikaelian M & Perera A (1997) Temporal fire disturbance patterns on a forest landscape. *Ecological modelling* 99(2):137-150.
- Macias Fauria M & Johnson EA (2008) Climate and wildfires in the North American boreal forest. *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological sciences* 363(1501):2317-2329.
- Mansuy N, Gauthier S, Robitaille A & Bergeron Y (2011) The effects of surficial deposit–drainage combinations on spatial variations of fire cycles in the boreal forest of eastern Canada. *International Journal of Wildland Fire* 19(8):1083-1098.
- Masters AM (1990) Changes in forest fire frequency in Kootenay National Park, Canadian Rockies. *Canadian Journal of Botany* 68(8):1763-1767.
- McKenzie D, Miller C & Falk DA (2011) *The landscape ecology of fire*. Science & Business Media. Dordrecht, The Netherlands: Springer.
- Minnich RA (1983) Fire mosaics in southern California and northern Baja California. *Science* 219(4590):1287-1294.
- Miyaniishi K & Johnson E (2002) Process and patterns of duff consumption in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32(7):1285-1295.
- Moritz MA, Keeley JE, Johnson EA & Schaffner AA (2004) Testing a basic assumption of shrubland fire management: how important is fuel age? *Frontiers in Ecology and the Environment* 2(2):67-72.
- Nash C & Johnson E (1996) Synoptic climatology of lightning-caused forest fires in subalpine and boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research* 26(10):1859-1874.
- Naulier M, Savard M, Bégin C, Gennaretti F, Arseneault D, Marion J, Nicault A & Bégin Y (2015) A millennial summer temperature reconstruction for northeastern Canada using oxygen isotopes in subfossil trees. *Climate of the Past* 11(9):1153-1164.
- Niklasson M & Granström A (2000) Numbers and sizes of fires: long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81(6):1484-1499.
- Oris F, Asselin H, Finsinger W, Hély C, Blarquez O, Ferland ME, Bergeron Y & Ali AA (2014) Long-term fire history in northern Quebec: implications for the northern limit of commercial forests. *Journal of Applied Ecology* 51(3):675-683.
- Ouarmim S, Ali AA, Asselin H, Hély C & Bergeron Y (2015) Evaluating the persistence of post-fire residual patches in the eastern Canadian boreal mixedwood forest. *Boreas* 44(1):230-239.
- Parisien M-A, Kafka V, Hirsch K, Todd J, Lavoie S & Maczek P (2005) *Mapping wildfire susceptibility with the BURN-P3 simulation model* Report NOR-X-405. Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Northern Forestry Center, Edmonton. Northern Forestry Centre Information
- Parisien M-A, Miller C, Ager AA & Finney MA (2010) Use of artificial landscapes to isolate controls on burn probability. *Landscape Ecology* 25(1):79-93.

- Parisien M-A, Parks SA, Miller C, Krawchuk MA, Heathcott M & Moritz MA (2011) Contributions of Ignitions, Fuels, and Weather to the Spatial Patterns of Burn Probability of a Boreal Landscape. *Ecosystems* 14(7):1141-1155.
- Parisien M-A, Parks SA, Krawchuk MA, Little JM, Flannigan MD, Gowman LM & Moritz MA (2014) An analysis of controls on fire activity in boreal Canada: comparing models built with different temporal resolutions. *Ecological Applications* 24(6):1341-1356.
- Parks SA, Parisien M-A & Miller C (2011) Multi-scale evaluation of the environmental controls on burn probability in a southern Sierra Nevada landscape. *International Journal of Wildland Fire* 20(7):815-828.
- Parks SA, Holsinger LM, Miller C & Nelson CR (2015) Wildland fire as a self-regulating mechanism: the role of previous burns and weather in limiting fire progression. *Ecological Applications* 25(6):1478-1492.
- Parks SA, Miller C, Holsinger LM, Baggett S & Bird BJ (2015) Wildland fire limits subsequent fire occurrence. *Ecosystems* (17):29 – 42.
- Parks SA, Miller C, Abatzoglou JT, Holsinger LM, Parisien M-A & Dobrowski SZ (2016) How will climate change affect wildland fire severity in the western US? *Environmental Research Letters* 11(3):035002
- Pausas JG & Bradstock RA (2007) Fire persistence traits of plants along a productivity and disturbance gradient in mediterranean shrublands of south-east Australia. *Global Ecology and Biogeography* 16(3):330-340.
- Pausas JG & Ribeiro E (2013) The global fire–productivity relationship. *Global Ecology and Biogeography* 22(6):728-736.
- Payette S, Morneau C, Sirois L & Despons M (1989) Recent fire history of the northern Quebec biomes. *Ecology* 70(3):656-673.
- Payette S (1992) Fire as a controlling process in the North American boreal forest. *A systems analysis of the boreal forest*. Cambridge University Press, pp. 144–169.
- Payette S, Fortin M-J & Gamache I (2001) The Subarctic Forest–Tundra: The Structure of a Biome in a Changing Climate The shifting of local subarctic tree lines throughout the forest–tundra biome, which is linked to ecological processes at different spatiotemporal scales, will reflect future global changes in climate. *BioScience* 51(9):709-718.
- Penman T, Bradstock R & Price O (2013) Modelling the determinants of ignition in the Sydney Basin, Australia: implications for future management. *International Journal of Wildland Fire* 22(4):469-478.
- Peterson GD (2002) Contagious disturbance, ecological memory, and the emergence of landscape pattern. *Ecosystems* 5(4):329-338.
- Peters DP, Pielke RA, Bestelmeyer BT, Allen CD, Munson-McGee S & Havstad KM (2004) Cross-scale interactions, nonlinearities, and forecasting catastrophic events. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101(42):15130-15135.

- Ratz A (1995) Long-Term Spatial Patterns Created by Fire: a Model Oriented Towards Boreal Forests. *International Journal of Wildland Fire* 5(1):25-34.
- Reed WJ (1994) Estimating the historic probability of stand-replacement fire using the age-class distribution of undisturbed forest. *Forest Science* 40(1):104-119.
- Reed WJ (1997) Estimating historical forest-fire frequencies from time-since-last-fire-sample data. *Mathematical Medicine and Biology* 14(1):71-83.
- Reed WJ (1998) Determining changes in historical forest fire frequency from a time-since-fire map. *Journal of Agricultural, Biological, and Environmental Statistics*:430-450.
- Reed WJ (2000) Reconstructing the history of forest fire frequency: identifying hazard rate change points using the Bayes information criterion. *The Canadian Journal of Statistics*. 28:353-365.
- Rothermel RC (1983) How to predict the spread and intensity of forest and range fires. General Technical Report INT-143. Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Forest and Range Experiment Station. 161 pp.
- Rowe J & Scotter GW (1973) Fire in the boreal forest. *Quaternary research* 3(3):444-464.
- Schimmel J & Granström A (1997) Fuel succession and fire behavior in the Swedish boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 27(8):1207-1216.
- Schoenberg FP, Peng R, Huang Z & Rundel P (2003) Detection of non-linearities in the dependence of burn area on fuel age and climatic variables. *International Journal of Wildland Fire* 12(1):1-6.
- Schweingruber FH (1996) *Tree rings and environment: dendroecology*. Haupt-Verlag, Bern, Switzerland.
- Senici D, Chen HY, Bergeron Y & Ali AA (2015) The effects of forest fuel connectivity on spatiotemporal dynamics of Holocene fire regimes in the central boreal forest of North America. *Journal of Quaternary Science* 30(4):365-375.
- Serreze M, Walsh J, Chapin Iii F, Osterkamp T, Dyrgerov M, Romanovsky V, Oechel W, Morison J, Zhang T & Barry R (2000) Observational evidence of recent change in the northern high-latitude environment. *Climatic Change* 46(1-2):159-207.
- Sirois L (1995) Initial phase of postfire forest regeneration in two lichen woodlands of northern Québec. *Ecoscience*:177-183.
- Skinner W, Stocks B, Martell D, Bonsal B & Shabbar A (1999) The association between circulation anomalies in the mid-troposphere and area burned by wildland fire in Canada. *Theoretical and Applied Climatology* 63(1-2):89-105.
- Skinner WR, Flannigan MD, Stocks BJ, Martell DL, Wotton BM, Todd JB, Mason JA, Logan KA & Bosch EM (2002) A 500 hPa synoptic wildland fire climatology for large Canadian forest fires, 1959–1996. *Theoretical and Applied Climatology* 71(3-4):157-169.

- Skinner W, Shabbar A, Flannigan M & Logan K (2006) Large forest fires in Canada and the relationship to global sea surface temperatures. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* 111:D14106.
- Smirnova E, Bergeron Y & Brais S (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(7):2916-2927.
- Soja AJ, Tchepakova NM, French NHF, Flannigan MD, Shugart HH, Stocks BJ, Sukhinin AI, Parfenova EI, Chapin FS & Stackhouse PW (2007) Climate-induced boreal forest change: Predictions versus current observations. *Global and Planetary Change* 56(3-4):274-296.
- St George S (2014) An overview of tree-ring width records across the Northern Hemisphere. *Quaternary Science Reviews* 95:132-150.
- Stocks B & Lynham T (1996) *Fire in ecosystems of Boreal Eurasia*, Kluwer Academic Publishers, Boston, pp. 481-494.
- Stocks BJ, Mason JA, Todd JB, Bosch EM, Wotton BM, Amiro BD, Flannigan MD, Hirsch KG, Logan KA, Martell DL & Skinner WR (2002) Large forest fires in Canada, 1959–1997. *Journal of Geophysical Research* 108(D1).
- Suffling R, Smith B & Molin J (1982) Estimating past forest age distributions and disturbance rates in north-western Ontario: a demographic approach. *Journal of Environmental Management* 14(1):45-56.
- Swetnam TW (1993) Fire history and climate change in giant sequoia groves. *Science* 262:885–889
- Swetnam TW & Brown PM (2011) Climatic inferences from dendroecological reconstructions. *Dendroclimatology*. p 263-295.
- Taylor AH & Skinner CN (2003) Spatial patterns and controls on historical fire regimes and forest structure in the Klamath Mountains. *Ecological Applications* 13(3):704-719.
- Turner J (1972) The drought code component of the Canadian forest fire behavior system. Canadian Forest Service. Publication 1316. Environment Canada, Ottawa, Ontario, Canada.
- Turner MG (1989) Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:171-197.
- Turner M, Romme W & Gardner R (1994a) Landscape disturbance models and the long-term dynamics of natural areas. *Natural Areas Journal* 14(1):3-11.
- Turner MG & Romme WH (1994b) Landscape dynamics in crown fire ecosystems. *Landscape Ecology* 9(1):59-77.
- Turner MG, Dale VH & Everham EH (1997) Fires, hurricanes, and volcanoes: comparing large disturbances. *BioScience* 47:758-768.

- Van Mantgem P & Schwartz M (2003) Bark heat resistance of small trees in Californian mixed conifer forests: testing some model assumptions. *Forest Ecology and Management* 178(3):341-352.
- Viereck LA (1973) Wildfire in the taiga of Alaska. *Quaternary Research* 3(3):465-495.
- Vijayakumar DBIP, Raulier F, Bernier PY, Gauthier S, Bergeron Y & Pothier D (2015) Lengthening the historical records of fire history over large areas of boreal forest in eastern Canada using empirical relationships. *Forest Ecology and Management* 347:30-39.
- Wagner CV (1967) Seasonal variation in moisture content of eastern Canadian tree foliage and the possible effect on crown fires. Canada Department of Forests and Rural Development. Publication 1204. Ottawa, Ontario, Canada.
- Wagner CV (1977) Conditions for the start and spread of crown fire. *Canadian Journal of Forest Research* 7(1):23-34.
- Wagner CV (1978) Age-class distribution and the forest fire cycle. *Canadian Journal of Forest Research* 8(2):220-227.
- Wagner CV (1993) Prediction of crown fire behavior in two stands of jack pine. *Canadian Journal of Forest Research* 23(3):442-449.
- Wallenius TH, Kuuluvainen T & Vanha-Majamaa I (2004) Fire history in relation to site type and vegetation in Vienansalo wilderness in eastern Fennoscandia, Russia. *Canadian Journal of Forest Research* 34(7):1400-1409.
- Wallenius TH, Pennanen J & Burton PJ (2011) Long-term decreasing trend in forest fires in northwestern Canada. *Ecosphere* 2(5):art53.
- Wang X, Parisien MA, Flannigan MD, Parks SA, Anderson KR, Little JM & Taylor SW (2014) The potential and realized spread of wildfires across Canada. *Global change biology* 20(8):2518-2530.
- Wang X, Thompson D, Marshall G, Tymstra C, Carr R & Flannigan M (2015) Increasing frequency of extreme fire weather in Canada with climate change. *Climatic Change* 130(4): 573-586.
- Weir JM (1996) *The fire frequency and age mosaic of a mixedwood boreal forest*. Thesis , Department of Biological Science, University of Calgary.
- White P (1985) Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. *The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics*. Academic Press, San Diego, California, pp. 1–13.
- Yarie J (1981) Forest fire cycles and life tables: a case study from interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 11(3):554-562.
- Yeboah D, Chen HY & Kingston S (2016) Tree species richness decreases while species evenness increases with disturbance frequency in a natural boreal forest landscape. *Ecology and Evolution* 6(3):842-850.

Zhang Y, Wallace JM & Battisti DS (1997) ENSO-like interdecadal variability: 1900-93. *Journal of Climate* 10(5):1004-1020.

ANNEXE

ANNEXE 1. Paramètres de simulation Burn-P3

Tableau 3. Paramètres de modélisation Burn-P3 pour les trois scénarios 19S, 20S et 21S. Explication des abréviations: RA pour le niveau de résistance à l'allumage, RP le niveau de résistance à la propagation et IFM l'Indice Forêt-Météo.

	19S	20S	21S
Topographie	Modèle topographique numérique	Modèle topographique numérique	Modèle topographique numérique
Allumages	Selon profil requis (RA Faible, Modérée ou Élevée)	Selon profil requis (RA Faible, Modérée ou Élevée)	Selon profil requis (RA Faible, Modérée ou Élevée)
Combustibles	Selon profil requis (RP Faible, Modérée ou Élevée)	Selon profil requis (RP Faible, Modérée ou Élevée)	Selon profil requis (RP Faible, Modérée ou Élevée)
Journées de propagation	2 jours moyens pour un maximum de 6 jours	4 jours moyens pour un maximum de 10 jours	6 jours moyens pour un maximum de 14 jours
Nombre de feux échappés	1 feu par itération	1 feu par itération	1 feu par itération
Zones météo	N/A	N/A	N/A
Zones incendie	N/A	N/A	N/A
Liste météo	Stations régionales avec IFM >19	Stations régionales avec IFM >19	Stations régionales avec IFM >19
Grille des vents	N/A	N/A	N/A
Nombre optimal d'itérations	120 000	90 000	100 000