

Université de Montréal

Modélisation de la régénération après-feu de l'épinette noire par télédétection

Par

Élainie Voyer-Leblanc

Département de géographie
Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté en vue de l'obtention du grade de M. Sc.
en géographie

Décembre 2023

© Elainie Voyer-Leblanc, 2023

Ce mémoire intitulé

Modélisation de la régénération après-feu de l'épinette noire par télédétection

Présenté par

Élainie Voyer-Leblanc

A été évalué par un jury composé des personnes suivantes

Thibault Le Corre

Président-rapporteur

François Girard

Directeur de recherche

Richard Fournier

Membre du jury

Résumé

Les feux sont le moteur principal de la régénération naturelle des peuplements dans la forêt boréale. Cependant, les changements climatiques anticipés risquent de modifier leur dynamique et d'induire de l'hétérogénéité dans les patrons de sévérité. Bien que la plupart des peuplements incendiés se régénèrent correctement, les gestionnaires forestiers doivent néanmoins réaliser des opérations de régénération artificielle dans les zones où les feux sont peu sévères. Ce mémoire vise ainsi à développer un modèle prédictif permettant d'évaluer la distribution spatiale des microsites favorables à la régénération naturelle post-incendie des peuplements forestiers boréaux du Québec en utilisant la télédétection et des mesures *in situ*. La sévérité de 30 feux survenus depuis 1985 dans la forêt boréale fermée du Québec a été analysée à l'aide de tests de comparaison et de régressions *Random Forest*. Par ailleurs, des modèles de probabilité de présence de microsites favorables à la régénération de l'épinette noire ont été développés en utilisant l'algorithme Maxent. La modélisation à fine résolution spatiale a été réalisée à partir de données acquises dans six placettes d'entraînement situées dans une zone incendiée à Labrieville, dans l'est de la forêt boréale fermée, en 2018. Les résultats indiquent que la variabilité de la sévérité des feux est principalement expliquée par la topographie, mais que cette caractéristique du feu présente des tendances temporelles distinctes à travers la forêt boréale fermée depuis 1985. De plus, les modèles de probabilité de présence de microsites générés dans cette étude offrent des performances supérieures à celles de modèles aléatoires (AUC = 0,71). Des tests de permutations réalisés sur les prédicteurs indiquent que les variables les plus importantes des modèles sont la microtopographie, évaluée par le modèle numérique de terrain (50 %), ainsi que la sévérité du feu, évaluée par l'épaisseur de matière organique résiduelle (16 %) et l'indice spectral *Modified Soil Adjusted Vegetation Index* (12 %). Ces résultats concordent avec les variables prédominantes des modèles de régénération conventionnels. Cette étude comble des lacunes dans nos connaissances sur la sévérité des feux au Québec. De plus, l'utilisation du modèle prédictif développé permettra aux gestionnaires forestiers de cibler précisément les zones où des interventions de régénération artificielle sont nécessaires, permettant ainsi d'optimiser la gestion et les coûts de ces opérations.

Mots-clés : Modélisation, sévérité des feux, télédétection, indice dNBR, régénération naturelle, forêt boréale, épinette noire, Maxent

Abstract

Fire is the main driver of natural stand regeneration in the boreal forest. However, anticipated climate change is likely to modify the wildfires' dynamics and create heterogeneity in their severity patterns. Although most burned stands regenerate properly on their own, forest managers must carry out artificial regeneration operations in areas where fire severity is low. This study aims to build a model to predict the spatial distribution of microsites available for post-fire natural regeneration in the boreal forest stands of Quebec by combining the use of remote sensing and field measurements. The severity of 30 fires that have occurred since 1985 in Quebec's closed crown boreal forest was analyzed using comparison tests and Random Forest regressions. In addition, high-resolution modelling of the presence probability of microsites suitable for black spruce regeneration was performed using the Maxent algorithm. Modelling was based on data acquired in six training plots located in a wildfire that burned in 2018 in Labrieville, in the eastern part of the closed boreal forest. The results indicate that the variability in fire severity is mainly explained by topography, yet this fire feature has shown distinct temporal trends across the closed crown boreal forest since 1985. Furthermore, the microsite presence probability model generated in this study outperformed random models (AUC = 0.71). Permutation tests that were carried out on the predictors indicate that the most important variables of the model are microtopography, assessed using the digital terrain model (50 %), as well as fire severity, assessed using the residual organic matter thickness (16 %) and the spectral index Modified Soil Adjusted Vegetation Index (12 %). These results are consistent with the predominant variables found in conventional regeneration models. This study represents a valuable contribution towards filling gaps in our knowledge and understanding of the severity of wildfires in Quebec. In addition, by using the model developed in this study, forest managers will be able to precisely target areas where post-fire artificial regeneration interventions are required, thereby optimizing the management and reducing the costs associated with these operations.

Keywords : Modelling, fire severity, remote sensing, dNBR index, natural regeneration, boreal forest, black spruce, Maxent

Table des matières

Résumé	i
Abstract	ii
Table des matières	iii
Liste des tableaux	v
Liste des figures	vi
Liste des sigles et abréviations	viii
Remerciements	xi
1 Introduction générale	1
1.1 Mise en contexte et problématique.....	1
1.2 Forêt boréale, perturbations et succession.....	2
1.3 Sévérité des feux.....	5
1.4 Méthodes d'évaluation et de caractérisation des incendies à distance.....	8
1.5 Méthodes d'évaluation et de caractérisation des incendies sur le terrain.....	11
1.6 Modèles de prédiction en écologie.....	12
1.7 Cadre théorique et objectifs de recherche.....	13
1.8 Pertinence du projet.....	14
2 Article scientifique : Modélisation de la régénération après-feu de l'épinette noire par télédétection	15
2.1 Avant-propos.....	15
2.2 Résumé.....	15
2.3 Abstract.....	16
2.4 Introduction.....	17
2.5 Matériel et méthode.....	20
2.5.1 Zone d'étude et sélection des sites d'échantillonnage.....	22
2.5.2 Acquisition et traitement des données de dNBR.....	25
2.5.3 Analyses statistiques du dNBR.....	26
2.5.4 Acquisition et traitement des données à fine résolution spatiale.....	27

2.5.5	Modélisation à fine résolution spatiale	28
2.5.6	Analyses dendrométriques	32
2.6	Résultats	33
2.6.1	Analyses exploratoires du dNBR	33
2.6.2	Modèles de probabilité de présence de microsites	35
2.6.3	Tordeuse des bourgeons de l'épinette	43
2.7	Discussion et conclusion	45
2.7.1	Sévérité des feux	45
2.7.2	Probabilité de présence de microsites	47
2.7.3	Applications	50
	Contribution des auteurs	51
	Financement	51
	Remerciements	51
	Matériel supplémentaire S1 Métadonnées des feux analysés	52
	Matériel supplémentaire S2 Résultats des modèles du critère (2)	54
	Matériel supplémentaire S3 Résultats des modèles du critère (3)	58
	Conclusion générale	62
	Références	64
	Annexe A Indices spectraux	75

Liste des tableaux

Tableau 1.1 : Classification des niveaux de sévérité du feu en fonction des intervalles de valeurs de l'indice <i>Differential Normalized Burn Ratio</i> (dNBR).....	10
Tableau 2.1 : Nombre d'échantillons (n) utilisés pour l'entraînement et la validation des modèles <i>Random Forest</i>	26
Tableau 2.2 : Nombre d'échantillons (n) utilisés pour l'entraînement et la validation des modèles Maxent.	30
Tableau 2.3 : Résultats des modèles de régression <i>Random Forest</i> pour chaque région.....	35
Tableau 2.4 : Caractéristiques et mesures de performance des dix premiers modèles candidats pour le critère (1).....	37
Tableau 2.5 : Indicateurs d'influence des variables pour le modèle du critère (1)	40
Tableau S1.1 : Métadonnées des feux sélectionnés pour les analyses de l'indice dNBR.....	52
Tableau S2.1 : Caractéristiques et mesures de performance des dix premiers modèles candidats pour le critère (2).	54
Tableau S2.2 : Indicateurs d'influence des variables pour le modèle du critère (2).	56
Tableau S3.1 : Caractéristiques et mesures de performance des dix premiers modèles candidats pour le critère (3).	58
Tableau S3.2 : Indicateurs d'influence des variables pour le modèle du critère (3).	60

Liste des figures

Figure 1.1 : Sous-zones de végétation du Québec et domaines bioclimatiques de la forêt boréale fermée.	3
Figure 2.1 : Organigramme méthodologique des deux approches employées pour répondre aux objectifs de recherche.	21
Figure 2.2 : Localisation des six placettes d'entraînement pour la modélisation à fine résolution spatiale dans la forêt boréale fermée du Québec.	24
Figure 2.3 : Distribution de l'indice dNBR entre les décennies pour chaque région à l'étude	34
Figure 2.4 : Performance moyenne des répliques du modèle optimal pour le critère (1).	38
Figure 2.5 : (A) Résultats du test <i>jackknife</i> sur les variables du modèle du critère (1). AUC : Aire sous la courbe, de l'anglais <i>Area Under the Curve</i> . (B) et (C) Courbes réponses moyennes (rouge) +/- un écart-type (bleu) de la probabilité de présence de microsites pour les deux variables les plus contributives au modèle.....	41
Figure 2.6 : Exemple d'application du modèle de probabilité de présence de microsites pour le critère (1).....	42
Figure 2.7 : Évènements de défoliation confirmés et probables dans les placettes d'entraînement.	44
Figure S2.1 : Performance moyenne des répliques du modèle optimal pour le critère (2).	55
Figure S2.2 : (A) Résultats du test <i>jackknife</i> sur les variables du modèle du critère (2). AUC : Aire sous la courbe, de l'anglais <i>Area Under the Curve</i> . (B) et (C) Réponses moyennes (rouge) +/- un écart-type (deux tons de bleu) de la probabilité de présence de microsites pour les deux variables les plus contributives au modèle.....	57

Figure S3.1 : Performance moyenne des répliques du modèle optimal pour le critère (3)..... 59

Figure S3.2 : (A) Résultats du test *jackknife* sur les variables du modèle du critère (3). AUC : Aire sous la courbe, de l'anglais *Area Under the Curve*. (B) et (C) Courbes réponses moyennes (rouge) +/- un écart-type (bleu) de la probabilité de présence de microsites pour les deux variables les plus contributives au modèle..... 61

Liste des sigles et abréviations

A	Abitibi
AICc	Critère d'information d'Akaike (de l'anglais <i>Akaike Information Criterion</i>) corrigé pour les échantillons de petite taille
AUC	Aire sous la courbe, de l'anglais <i>Area Under the Curve</i>
AUC_{Val}	Aire sous la courbe (de l'anglais <i>Area Under the Curve</i>) calculée sur les données de validation
BAI	<i>Burn Area Index</i>
CBI	<i>Composite Burn Index</i>
CLDens	Classe de densité
CLHaut	Classe de hauteur
cm	Centimètre
CN	Côte-Nord
CPRS	Coupe avec protection de la régénération et des sols
DensSem	Densité de semenciers
DepSur	Dépôts de surface
dNBR	<i>Differential Normalized Burn Ratio</i>
EAM	Erreur absolue moyenne
EQM	Erreur quadratique moyenne
Exp	Exposition
F	Foudre
FC	Type de fonction, de l'anglais <i>Feature Class</i>
GIEC	Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat
H	<i>Hinge</i>
Hu	Humaine
ha	Hectare

IROC	Infrarouge à ondes courtes
kW/m	Kilowatt par mètre
L	Linéaire
LaSRC	<i>Land Surface Reflectance Code</i>
LEDAPS	<i>Landsat Ecosystem Disturbance Adaptive Processing System</i>
LiDAR	<i>Light Detection and Ranging</i>
LSJ	Lac-Saint-Jean
m	Mètre
m/s	Mètre par seconde
m²	Mètre carré
m²/ha	Mètre carré par hectare
MER	Ministère de l'Énergie et des Ressources
MFFP	Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs
mm	Millimètre
MNT	Modèle numérique de terrain
MO	Matière organique
MRN	Ministère des Ressources Naturelles
MRNF	Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts
MSAVI	<i>Modified Soil Adjusted Vegetation Index</i>
n	Nombre d'échantillons
NBR	<i>Normalized Burn Ratio</i>
NDVI	<i>Normalized Difference Vegetation Index</i>
NGSI	Indice normalisé de suppression de la croissance, de l'anglais <i>Normalized Growth Suppression Index</i>
NQ	Nord-du-Québec
P	Produit
PIR	Proche infrarouge

Poids_{AICc}	Poids d'Akaike
P_{tot.an.}	Précipitations totales annuelles
Q	Quadratique
r	Coefficient de corrélation de Pearson
R²	Coefficient de détermination
RM	Constante de régularisation, de l'anglais <i>Regularization Multiplier</i>
ROC	Courbe d'efficacité du récepteur, de l'anglais <i>Receiver Operating Characteristic Curve</i>
SIFORT	Système d'information forestière par tesselle
SDM	Modèle de distribution des espèces, de l'anglais <i>Species Distribution Model</i>
T_{an.moy}	Température annuelle moyenne
TBE	Tordeuse des bourgeons de l'épinette
TPI	Indice de position topographique, de l'anglais <i>Topographic Position Index</i>
χ²	Chi-deux
ΔAICc	Delta d'Akaike
°C	Degré Celsius

Remerciements

Je tiens d'abord à exprimer ma profonde gratitude envers mon directeur de recherche, François Girard. Tu m'as pris sous ton aile avec une bienveillance inégalée dès mes débuts au département de géographie. Ton dévouement et ton engagement ont été déterminants dans ma formation scientifique et ma découverte du monde de la recherche. Je suis extrêmement reconnaissante pour toutes les opportunités que tu as su créer pour moi durant les quatre dernières années. Je te remercie d'avoir cru en mon potentiel et d'avoir eu confiance en mes compétences. Merci d'avoir investi autant de temps et d'énergie afin de faciliter le déroulement de ma maîtrise, allant de l'appui financier pour un projet qui me tient réellement à cœur au support pour la rédaction de l'ensemble de mon mémoire, en passant par la recherche de semis dans le fond du bois. Le soutien absolu, les judicieux conseils et la grande latitude que tu m'as accordés ont été précieux dans la réalisation de ma recherche. Merci infiniment, tu as eu, et auras encore, un impact positif sur mon parcours.

Je tiens aussi à remercier Félix Henri d'avoir accepté de m'accompagner pour la collecte de données à Labrieville. Tu as travaillé sans relâche, dans l'humour et en faisant preuve d'une grande résilience, malgré les intempéries et le caractère particulièrement hostile et reculé du terrain. Je n'aurais pas pu espérer un meilleur assistant pour réaliser cette tâche. Merci également à Stéphane Harrison et Axel Dervault de m'avoir aidée dans l'acquisition et le prétraitement de données de télédétection et de terrain. Votre contribution a été significative et m'a permis d'économiser un temps considérable. À tous mes amis et collègues du laboratoire de géomatique appliquée, votre soutien, votre collaboration, votre bonne humeur et l'ambiance empreinte d'humour au sein de l'équipe ont considérablement enrichi mon expérience en recherche.

Sarah, merci d'avoir dédié d'innombrables heures à lire mes angoisses, à écouter mes clips vocaux (tous plus longs les uns que les autres) et à tempérer bien des tourments qui ont ponctué mon parcours. Mon baccalauréat et ma maîtrise ont définitivement été plus agréables grâce à ton amitié.

Enfin, je remercie de tout cœur ma famille pour son support inconditionnel, et tout spécialement mon copain, Jonathan, qui a bien voulu m'écouter discuter de mon projet un peu trop souvent, et un peu trop en détail. Merci de m'avoir épaulée aussi bien dans les moments de bonheur que ceux un peu plus difficiles, j'en suis profondément reconnaissante.

Ce projet de recherche a été réalisé grâce au financement du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) (bourse BESC M) et des Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies (FRQNT) (bourse B1X - 317596).

1 Introduction générale

1.1 Mise en contexte et problématique

Les feux sont le moteur principal de la régénération naturelle de la forêt boréale. Pour certaines espèces, par exemple l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.), la chaleur intense d'un incendie est essentielle pour disperser et ouvrir ses cônes semi-sérotineux et en libérer les graines au sol (Johnson, 1992). De plus, en brûlant sévèrement le sol, le feu permet de créer de petites zones (quelques centimètres à quelques mètres carrés) où les conditions locales (topographie, composition du sol, débris végétaux et autres facteurs environnementaux) sont optimales pour la germination de ces graines. Ces microsites se retrouvent généralement aux endroits où la matière organique (MO) en surface a été éliminée par le feu et où la couche minérale sous-jacente est exposée (Greene et al., 1999; Johnson, 1992). À court terme, la combustion de la matière organique contribue notamment à augmenter la fertilité des sols dans une mince couche, près de la surface (Certini, 2005).

Pour assurer une régénération optimale, la sévérité des feux doit être modérée à élevée, favorisant ainsi la formation de lits de germination et de microsites propices pour les graines (Greene et al., 1999). Or, les changements climatiques sont susceptibles de modifier leur dynamique naturelle et d'induire un déphasage saisonnier dans la forêt boréale (GIEC, 2021). Par exemple, l'intensité des incendies devrait s'accroître. La fréquence des feux de petite superficie risque aussi d'augmenter, créant davantage de paysages hétérogènes (Krawchuk et al., 2009). Comme un prolongement de la saison du feu est attendu, les feux risquent également de survenir plus tôt au printemps, lorsque les sols sont encore gelés, créant une hétérogénéité dans la sévérité des dommages de la couche organique et dans la qualité des microsites potentiels pour la régénération (Girard et al., 2009; Jolly et al., 2015; Wotton et Flannigan, 1993). Cette hétérogénéité spatiale diminue ainsi la résilience des écosystèmes forestiers boréaux et risque d'entraîner des modifications dans leur composition et leur structure.

Bien que la plupart des peuplements incendiés se régénèrent correctement sans intervention humaine, les gestionnaires forestiers doivent accorder une attention particulière aux zones brûlées peu sévèrement, car elles nécessitent des efforts de régénération artificielle. Présentement, pour

cibler les secteurs où intensifier les efforts de régénération artificielle, l'évaluation de la régénération naturelle est réalisée directement sur le terrain ou à l'aide de modèles de prédiction. Ces approches présentent des contraintes en matière de précision d'évaluation, de coûts, de temps de travail et de couverture spatiale, notamment en raison de défis liés à l'accessibilité du territoire et à l'évaluation de la sévérité des incendies (Doucet et Côté, 2009a, 2009b; MRN, 2013). Afin d'exercer une gestion durable et efficace de la forêt boréale, il est essentiel de développer des modèles prédictifs pour perfectionner l'évaluation de la régénération naturelle post-incendie. Ces modèles contribuent à optimiser l'utilisation des ressources temporelles et monétaires nécessaires à l'aménagement forestier.

1.2 Forêt boréale, perturbations et succession

La forêt boréale constitue le plus grand biome terrestre du Canada. Il s'étend d'est en ouest et couvre une superficie de plus de 5,5 millions de kilomètres carrés (Statistique Canada, 2018). Au Québec, selon la classification écologique du territoire établie par le gouvernement provincial, ce biome est divisé en trois sous-zones de végétation dominées par les conifères, soit la toundra forestière, la forêt boréale ouverte et la forêt boréale fermée (ou continue) (Figure 1.1) (Robitaille et Saucier, 1998). Ces sous-zones se distinguent notamment par la densité du couvert forestier, la composition végétale de la strate arborée et les communautés végétales retrouvées en sous-bois.

Les paysages de la toundra forestière sont principalement composés de grandes zones étendues de lichens et d'arbustes épars (Grondin et al., 1998; Hare et Ritchie, 1972). Du nord vers le sud, cette sous-zone de végétation s'étend de la limite des arbres (zone arctique) jusqu'au 58^e parallèle, qui marque la limite nordique de la forêt boréale ouverte. La forêt boréale ouverte, ou taïga est également pourvue d'un tapis de lichens, mais elle présente une proportion plus importante d'îlots d'arbres et d'arbustes dispersés de manière discontinue (Grondin et al., 1998; Hare et Ritchie, 1972). Les îlots de forêts denses qui s'y trouvent sont majoritairement dominés par l'épinette noire. Elle s'étend vers le sud jusqu'au 52^e parallèle, soit la limite nordique de la forêt boréale fermée. À l'inverse de la taïga, la forêt boréale fermée est composée d'une majorité de zones à haute densité arborescente (résineux et feuillus de lumière) et de quelques îlots dispersés de forêts ouvertes, aussi appelés pessières à lichens (Bergeron et al., 1998; Grondin et al., 1998). Les sols plus

humides et ombragés des zones denses sont associés à une abondance de mousses en sous-bois (Hare et Ritchie, 1972). Sa limite sud se trouve au 47° parallèle.

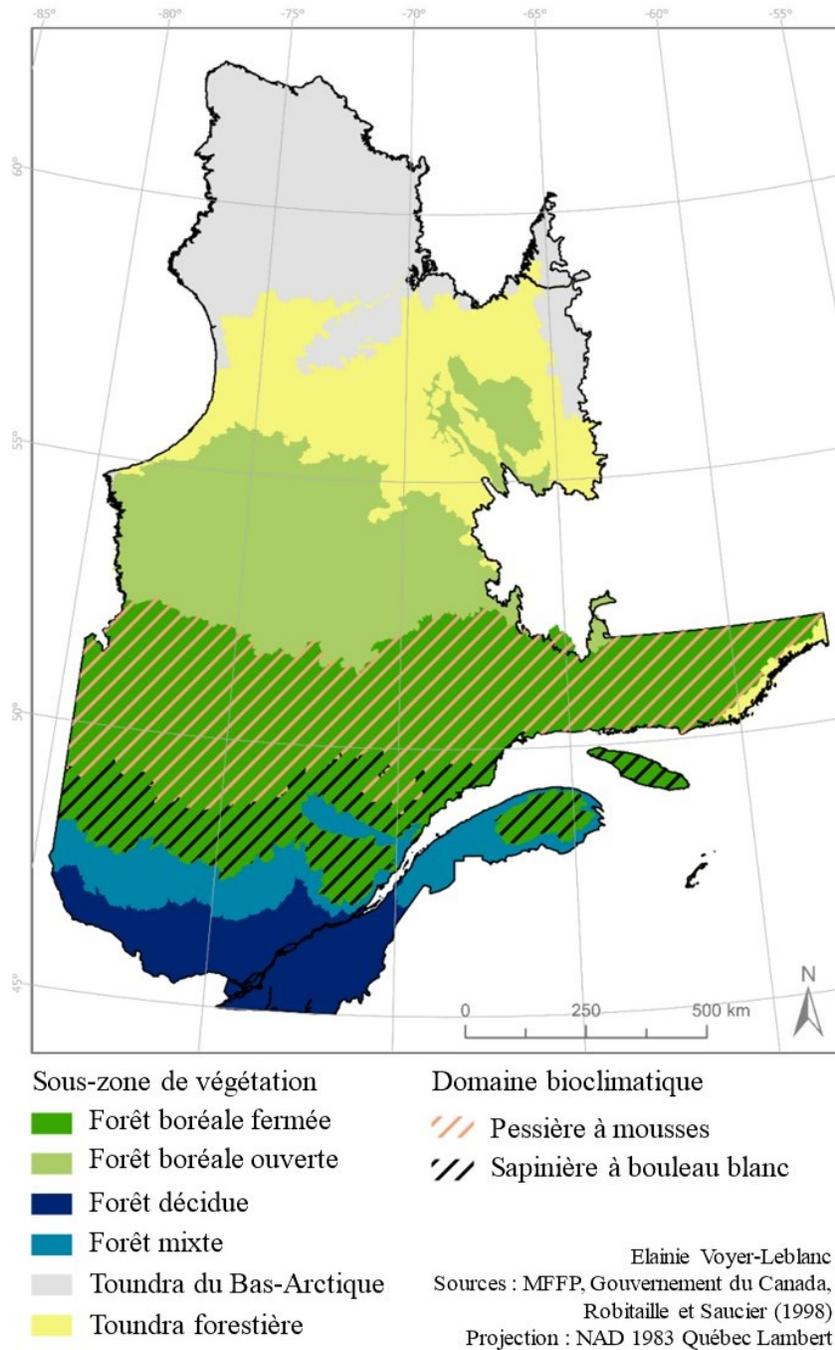


Figure 1.1 : Sous-zones de végétation du Québec et domaines bioclimatiques de la forêt boréale fermée.

La forêt boréale fermée est subdivisée en deux domaines bioclimatiques distincts, soit la sapinière à bouleau blanc au sud et la pessière à mousses au nord (Figure 1.1). La végétation de la sapinière à bouleau blanc est caractérisée par une abondance de peuplements feuillus ou mélangés composés d'espèces telles que l'épinette noire, le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx), l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss), le mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) Koch.) et le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.) (Grondin et al., 1998). À l'inverse, les paysages de la pessière à mousses sont beaucoup plus uniformes puisque l'épinette noire y domine la majorité des peuplements. Plusieurs de ces peuplements sont monospécifiques, mais l'épinette noire peut également y être accompagnée du sapin baumier et du pin gris (Bergeron et al., 1998).

Les dynamiques de succession de la forêt boréale de l'est du Canada sont principalement régies par des perturbations naturelles et anthropiques, soit les épidémies d'insectes, les coupes forestières, les changements climatiques et les feux de forêt (Johnson, 1992). Parmi ces perturbations, les feux constituent le facteur principal de la régénération des peuplements et de la transformation des paysages. Ils influencent la mortalité des espèces et les processus de recrutement, ce qui entraîne des changements dans la structure, la composition et les fonctions écologiques des peuplements (Whitman et al., 2018b). Certaines espèces abondantes dans la forêt boréale, comme le pin gris et l'épinette noire, sont notamment adaptées à cette perturbation. Ces espèces possèdent respectivement des cônes sérotineux et semi-sérotineux qui assurent une réserve de graines disponibles pouvant être dispersées après les feux. Les graines sont libérées et restent viables dans les sols jusqu'à trois ans après un incendie (Johnson, 1992).

Allumés par la foudre ou par l'activité humaine, les feux de la forêt boréale sont principalement des feux de couronne de grande envergure qui brûlent au-dessus de la surface du sol (Johnson, 1992). La mortalité de la canopée est généralement complète après un feu, alors que les patrons de combustion au sol (sévérité) présentent une grande variabilité. Cette sévérité influence à la fois la disponibilité des structures reproductrices des végétaux (souterraines ou en surface) ainsi que les propriétés physiques des sols incendiés, et elle permet de produire des conditions optimales pour la germination et la croissance de l'épinette noire (Johnstone et Chapin, 2006; Zasada et al., 1992). La sévérité du feu est donc une variable de grande influence pour les patrons de régénération après-feu (Greene et al., 1999). Conjointement à celle-ci, l'intervalle de retour des perturbations est aussi

un facteur important pour la régénération des peuplements puisqu'il affecte la disponibilité des graines viables (Greene et al., 1999).

Les épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) font également partie des perturbations entraînant des conséquences importantes sur les écosystèmes forestiers au Québec. Celles-ci surviennent en moyenne tous les 30 ans dans les peuplements de conifères (Saucier et al., 2009). Elles influencent la composition végétale et augmentent la vulnérabilité des peuplements aux autres perturbations en défoliant massivement les sapins baumiers et les épinettes noires (Bouchard et al., 2005; Simard et Payette, 2005). La présence d'une épidémie peut être confirmée lorsque plusieurs arbres d'un même secteur présentent des traces de défoliation en même temps et que celles-ci ne peuvent être attribuées aux variations climatiques.

1.3 Sévérité des feux

La sévérité est une caractéristique des feux qui est qualifiée à la fois par l'intensité de ces derniers (énergie thermique dégagée par unité de temps et de longueur du front) ainsi que par la durée de leur combustion (Johnson, 1992). Elle se traduit par les dommages écologiques que le feu induit dans un écosystème (Certini, 2005). Ces dommages sont principalement représentés par la combustion de la biomasse, autant celle du sol que celle de la végétation en surface, ainsi que par les caractéristiques de la végétation résiduelle ou en régénération après l'incendie (Lentile et al., 2006). Plus un feu est sévère, plus il aura consommé de la biomasse. De manière plus globale, la sévérité est utilisée pour caractériser l'altération des conditions environnementales qui est causée par les feux (Johnson, 1992).

La sévérité du feu est une variable importante dans le processus de régénération de l'épinette noire (Perrault-Hébert et al., 2017). En brûlant sévèrement le sol, le feu consomme la couche de MO en surface et expose la couche minérale sous-jacente qui présente des caractéristiques plus optimales à la croissance de cette espèce, notamment un meilleur drainage et une plus grande résistance aux variations de température (Jayen et al., 2006; Johnson, 1992; Kasischke et al., 2008). Pour favoriser l'établissement et la croissance des semis, la couche de MO résultante doit être d'une épaisseur d'environ 2,5 cm (Johnstone et Chapin, 2006). De plus, les feux sévères permettent

d'augmenter la fertilité du sol à court terme (Prescott et al., 2000). En consommant la MO, ils contribuent à relâcher l'azote lié à l'humus (azote organique) et à le convertir en azote inorganique (biodisponible), ainsi qu'à réduire les pertes en phosphore total (Covington et Sackett, 1992; Gillon et al., 1995; Smithwick et al., 2005). L'effet fertilisant temporaire associé à la sévérité du feu se produit dans une mince couche près de la surface du sol, où les graines d'arbres sont déposées, ce qui améliore ainsi la qualité des sols pour la germination (Certini, 2005; Prescott et al., 2000). Puisqu'elle constitue une variable essentielle du processus de régénération de l'épinette noire, la sévérité du feu influence aussi les changements de composition végétale à long terme dans la forêt boréale (Danneyrolles et al., 2020).

La sévérité du feu est principalement contrôlée par le type de feu ainsi que les patrons spatiaux d'accumulation et d'inflammabilité du combustible. Les feux de couronne ou de cime se propagent essentiellement d'arbre en arbre, au niveau de la canopée, en brûlant à travers les branches, les feuilles et les aiguilles. Leur comportement est grandement influencé par les vents, et ces feux sont généralement les plus intenses (8000–40 000 kW/m) (Van Wagner, 1983). La combustion au niveau de la canopée est habituellement complète. Les dommages écologiques au sol peuvent également être importants en raison des débris inflammables qui tombent de la canopée et augmentent le risque de combustion à la surface du sol. De leur côté, les feux de surface ou de sous-bois se propagent près du sol, en brûlant principalement la litière forestière ainsi que les arbustes sous la canopée. Ils sont moins intenses que les feux de couronne (100–15 000 kW/m), mais ils peuvent entraîner des dommages plus importants au sol et à la couverture végétale en sous-bois (Van Wagner, 1983). Les types de feux sont influencés par plusieurs facteurs, tels que les conditions météorologiques, la structure de la végétation et la topographie (Johnson, 1992). Par exemple, au printemps, les sols sont généralement saturés d'eau et leur risque de combustion est faible, alors que la végétation en surface est sèche et inflammable. En été, autant les sols que la végétation peuvent être asséchés lors de périodes de sécheresse ou de canicule, favorisant ainsi des feux intenses et sévères.

La disponibilité du combustible est majoritairement caractérisée par les facteurs environnementaux comme l'âge, la structure et la composition des peuplements forestiers, ainsi que la topographie. Dans la forêt boréale, les peuplements matures présentent généralement des structures végétales peu denses, mais hautes, ainsi que des sols organiques épais (Hanes et al.,

2022). Les feux y sont donc moins sévères que dans les peuplements jeunes (ou en régénération), puisqu'on y retrouve moins de combustible inflammable ainsi qu'une probabilité élevée que des feux de couronne surviennent (Lindenmayer et al., 2021; Rowe et Scotter, 1973). À l'inverse, les peuplements jeunes, ou en régénération à la suite d'une perturbation, sont généralement plus denses, ils offrent donc davantage de combustible (Saucier et al., 2009). Les peuplements récemment perturbés sont plus sensibles aux sécheresses, donc aussi plus à risque de brûler sévèrement (Kuuluvainen et Gauthier, 2018; Zald et Dunn, 2017). Contrairement aux espèces feuillues, plusieurs espèces de conifères sont adaptées au feu (ex. : pin gris, épinette noire, sapin baumier) et sont susceptibles de brûler sévèrement, notamment en raison de leur contenu en résine hautement inflammable (Rowe et Scotter, 1973). Les variations topographiques contribuent aussi à créer des conditions microclimatiques distinctes qui influencent la disponibilité du combustible. Par exemple, les pentes abruptes et les surfaces convexes limitent l'accumulation de MO sous la surface, ce qui favorise la propagation du feu et une sévérité élevée si la couverture végétale au-dessus de la surface est continue (Rowe et Scotter, 1973; Whitman et al., 2018b).

L'âge, la structure et la composition des peuplements forestiers varient dans le temps et dans l'espace selon les conditions climatiques et les perturbations naturelles et anthropiques. Dans la forêt boréale du Québec, le climat refroidi du sud vers le nord, entraînant ainsi un gradient de peuplements denses et mélangés au sud, vers des peuplements ouverts et dominés par l'épinette noire au nord (Hare et Ritchie, 1972; Morneau, 2021). De la même manière, le climat est plus sec à l'ouest qu'à l'est dans cette zone de végétation. Les peuplements sont mélangés vers l'ouest, alors qu'ils sont plutôt résineux et monospécifiques vers l'est (Blouin et Berger, 2002) (Bergeron et al., 1998; Racine et al., 1999). Ces compositions végétales traduisent des cycles de feux plus courts à l'ouest (325 ans en moyenne) (Bergeron et al., 2001) qu'à l'est (> 500 ans en moyenne) (Bouchard et al., 2008). Les cycles courts contribuent à augmenter la proportion de jeunes forêts inflammables et à limiter l'accumulation de MO au sol, favorisant ainsi des feux sévères (Hanes et al., 2022). De la même manière, les épidémies d'insectes affaiblissent les sapins baumiers et les épinettes noires, augmentant leur risque de mortalité. Elles contribuent ainsi à augmenter l'accumulation de combustible mort et inflammable au-dessus du sol, et elles favorisent les feux sévères (Watt et al., 2020). Finalement, lorsqu'elle est intensive, la coupe forestière entraîne une diminution de la densité des peuplements, ce qui contribue à limiter la propagation et la sévérité des feux. Cependant, au Québec, la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS)

est privilégiée, une pratique où seulement 40 à 60 % des grosses tiges sont prélevées (Lebel et al., 2009). Ce type de coupe crée des structures végétales complexes dans le paysage et contribue à l'accumulation de rémanents et de débris forestiers au sol, un combustible facilement inflammable, favorisant ainsi les feux sévères.

En plus de la composition végétale, l'inflammabilité du combustible est également contrôlée par les conditions météorologiques au moment du feu, les conditions climatiques saisonnières et le contexte topo-édaphique. Des températures élevées, une faible humidité de l'air et des vents forts régissent l'humidité du combustible vivant et mort (Certini, 2005; Gaboriau et al., 2020). Pour qu'un feu sévère survienne, le combustible doit être sec et présent en grande quantité (Certini, 2005). D'ailleurs, Parks et Abatzoglou (2020) suggèrent que les zones forestières où le combustible est abondant pourraient connaître une hausse du nombre d'incendies de sévérité élevée, en raison d'un climat plus chaud et sec. Les caractéristiques édaphiques et la topographie exercent également une influence sur le drainage et l'humidité du substrat, ce qui fait varier l'inflammabilité du combustible et la sévérité du feu. Par exemple, Whitman et al. (2018b) ont observé que les milieux humides, dont les caractéristiques des sols sont peu propices au drainage, brûlent moins sévèrement que les sites situés dans les hautes terres.

Les sections suivantes présentent les méthodes utilisées pour évaluer la sévérité du feu. Celle-ci est généralement établie en fonction des caractéristiques du substrat et des strates de végétation. Ces caractéristiques peuvent être évaluées à distance ou directement sur le terrain (Kasischke et al., 2008).

1.4 Méthodes d'évaluation et de caractérisation des incendies à distance

L'utilisation d'outils de télédétection permet d'évaluer la sévérité du feu à distance. Parmi ces outils, on retrouve notamment l'imagerie satellitaire multitemporelle. Celle-ci permet de calculer des indices qui reflètent les changements dans les réponses spectrales du sol et de la végétation qui sont engendrés par le feu. Ces indices servent à l'évaluation horizontale des changements dans les conditions et dans la structure de la forêt à la suite du passage d'un incendie (Meng et Meentemeyer, 2011; Wulder et al., 2009). Par ailleurs, les images satellitaires ont pour avantage

d'être faciles à acquérir et d'offrir une résolution spatiale intéressante, soit entre 20 et 30 m selon le capteur (ex. : Sentinel et Landsat). Avant de pouvoir être utilisées pour le calcul d'indices spectraux, les images satellitaires doivent cependant subir des corrections atmosphériques, radiométriques et géométriques.

Développé par Key et Benson (2006) dans les années 1990, l'indice spectral *Differential Normalized Burn Ratio* (dNBR) (Équation (1)) est aujourd'hui l'indice le plus couramment utilisé pour évaluer la sévérité du feu à distance (Keeley, 2009). Il est obtenu en calculant la différence entre l'indice *Normalized Burn Ratio* (NBR) (Équation (2)) évalué avant et après le feu (Boucher et al., 2017; Key et Benson, 2006). L'utilisation des bandes proche infrarouge (PIR) et infrarouge à ondes courtes (IROC) dans son équation permet à l'indice NBR de quantifier la sévérité du feu puisque ces deux bandes spectrales répondent de manière opposée à la combustion (Key et Benson, 2006). La réflectance dans la bande IROC augmente avec l'assèchement des sols et l'élimination de la végétation, alors que celle de la bande PIR augmente avec la présence et la productivité de la végétation.

$$dNBR = NBR_{\text{avant-feu}} - NBR_{\text{après-feu}} \quad (1)$$

$$NBR = (PIR - IROC) / (PIR + IROC) \quad (2)$$

Les valeurs du dNBR peuvent être classées en trois grandes catégories : les zones brûlées (0,10 à 1,35), les zones intactes (-0,10 à 0,10) et les zones où la végétation a commencé à se régénérer après le feu (-0,50 à -0,10) (Boucher et al., 2017). Les valeurs peuvent théoriquement s'étendre de -2,0 à 2,0, mais il est rare que les données valides dépassent l'intervalle de -0,55 à 1,35 (Key et Benson, 2006). Ces catégories peuvent ensuite être subdivisées pour classer les niveaux de sévérité du feu (Tableau 1.1).

Il existe deux stratégies développées par Key et Benson (2006) pour évaluer l'indice dNBR. Celles-ci reposent sur le moment où sont acquises les images satellitaires post-incendie. La première stratégie est l'évaluation initiale, où l'imagerie satellitaire post-incendie est acquise durant la même année que le feu, soit durant la même saison de croissance. Celle-ci permet de caractériser les effets immédiats de l'incendie. La deuxième stratégie est l'évaluation prolongée,

où les images après-feu sont acquises durant la saison de croissance suivante. Cette stratégie permet de caractériser les effets à moyen terme de l'incendie, en plus d'assurer une flexibilité quant à la disponibilité d'images satellitaires exemptes de nuages (Boucher et al., 2017).

Tableau 1.1 : Classification des niveaux de sévérité du feu en fonction des intervalles de valeurs de l'indice *Differential Normalized Burn Ratio* (dNBR). Tableau adapté de Key et Benson (2006).

Niveau de sévérité	Intervalles de dNBR
Régénération accrue élevée	$dNBR < -0,25$
Régénération accrue faible	$-0,25 \leq dNBR < -0,10$
Non brûlé	$-0,10 \leq dNBR < 0,10$
Sévérité faible	$0,10 \leq dNBR < 0,27$
Sévérité faible à modérée	$0,27 \leq dNBR < 0,44$
Sévérité modérée à élevée	$0,44 \leq dNBR < 0,66$
Sévérité élevée	$0,66 \leq dNBR$

D'autres indices spectraux peuvent aussi être utilisés pour estimer la sévérité des feux et les patrons de régénération post-incendie dans la forêt. Par exemple, l'indice *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI) est couramment employé afin d'évaluer la vigueur de la végétation après-feu (Kurbanov et al., 2022; Lentile et al., 2006). L'indice *Modified Soil Adjusted Vegetation Index* (MSAVI) est aussi utile pour évaluer la régénération post-incendie puisqu'il est moins sensible à la réflectance du sol à nu lorsqu'il est en grande proportion sur le territoire (Epting et al., 2005). Il est toutefois utilisé moins souvent que le NDVI dans les études de sévérité du feu (Kurbanov et al., 2022). De son côté, l'indice *Burn Area Index* (BAI) a initialement été développé pour cartographier les surfaces incendiées (Kurbanov et al., 2022), mais il peut également servir à évaluer la sévérité du feu en raison de sa sensibilité à la réflectance du charbon (Chuvienco et al., 2008). Les équations permettant de calculer ces trois indices sont présentées à l'Annexe A.

Les outils de télédétection par laser (ex. : *Light Detection and Ranging* (LiDAR)) peuvent également servir à caractériser la sévérité des feux en observant les changements dans la structure verticale de la forêt (Wulder et al., 2009). La structure verticale avant- et après-feu peut être

évaluée à partir de métriques telles que la hauteur de canopée moyenne, le couvert végétal de divers étages de végétation (1 m, 2 m, 5 m, cime), la distance moyenne entre les arbres ainsi que le volume végétal. Dans une étude menée dans la forêt boréale de l'Alberta, Wulder et al. (2009) ont d'ailleurs observé des corrélations positives entre les changements structuraux relatifs de la forêt (ex. : hauteur de canopée) et les indices $NBR_{\text{après-feu}}$ et $dNBR$, principalement dans les peuplements présentant un couvert forestier fermé. Ainsi, l'utilisation du LiDAR pourrait servir de complément aux indices spectraux pour évaluer la sévérité du feu.

1.5 Méthodes d'évaluation et de caractérisation des incendies sur le terrain

Sur le terrain, il est courant d'utiliser l'indice *Composite Burn Index* (CBI) pour évaluer la sévérité du feu. Son évaluation est basée sur l'observation qualitative des changements écologiques causés par le feu. Cet indice a initialement été développé par Key et Benson (2006) pour faciliter le classement des valeurs de l'indice spectral NBR selon des seuils précis (Fraser et al., 2017). Ainsi, il est généralement utilisé pour calibrer les mesures d'indices spectraux, plus particulièrement le $dNBR$. Il est à noter que malgré l'existence d'une forte corrélation entre ces deux indices, une relation purement linéaire ne serait pas optimale pour distinguer les différents niveaux de sévérité du feu dans la forêt boréale du Canada, et elle présenterait une haute incertitude prédictive (Hall et al., 2008; Murphy et al., 2008). Dans l'est du Canada, la relation serait mieux caractérisée par des modèles additifs généralisés et des modèles de croissance saturée qui sont basés sur des relations non linéaires (Boucher et al., 2017; Danneyrolles et al., 2024; Hall et al., 2008). Ces modèles seraient bien adaptés pour produire une cartographie de la sévérité du feu à grande échelle.

L'utilisation de métriques dérivées de la cartographie photogrammétrique par drone permet aussi d'évaluer la sévérité des feux sur le terrain. Ces métriques sont généralement les mêmes que celles calculées à partir des outils de télédétection (indices spectraux), mais l'utilisation de l'imagerie par drone offre une résolution spatiale beaucoup plus fine que l'imagerie satellitaire (< 5 cm versus 20 à 30 m) (Fraser et al., 2017). De plus, les corrections atmosphériques ne sont généralement pas nécessaires en raison de la basse altitude de vol.

1.6 Modèles de prédiction en écologie

En écologie, les modèles statistiques visent à expliquer et prédire des phénomènes écologiques et biogéographiques à partir de données qui décrivent de manière quantitative des propriétés associées aux processus écologiques. Ils constituent entre autres un outil essentiel pour la recherche portant sur les changements climatiques et leurs effets (Guisan et Thuiller, 2005). Les différents types de modèles incluent les modèles temporels, spatiaux et spatio-temporels.

Les modèles de distribution des espèces (SDM, de l'anglais *Species Distribution Model*), ou modèles de niche écologique sont des modèles spatiaux empiriques qui visent à décrire et prédire la distribution spatiale de la niche réalisée et de la présence d'une espèce (Austin, 2002; Guisan et Thuiller, 2005). Les algorithmes de SDM sont basés sur la quantification des relations entre la présence d'une espèce et son environnement, et les variables réponses sont généralement constituées de données acquises *in situ*, telles que des observations de présence uniquement (ex. : Maxent) ou bien de présence et d'absence (ex. : régression logistique, modèles linéaires généralisés, *Random Forest*) (Guisan et Thuiller, 2005).

Lorsque des variables écologiques ayant un effet direct sur l'espèce sont utilisées comme variables explicatives, les SDM peuvent être généralisés pour prédire les distributions d'espèces à l'échelle du paysage (Austin, 2002). Cette caractéristique constitue un avantage pour l'utilisation de ces modèles à des fins d'étude et de gestion des écosystèmes. Cependant, pour produire les modèles les plus appropriés, choisir les variables prédictives les plus plausibles ainsi qu'obtenir des courbes de réponse complètes et représentatives des gradients naturels dans les variables, certaines notions doivent être prises en considération. Ces notions comptent notamment la théorie expliquant les processus écologiques, ainsi que l'étendue géographique et la résolution spatiale utilisées dans l'analyse des modèles (Guisan et Thuiller, 2005).

En somme, les feux sont des perturbations naturelles essentielles à la régénération de la forêt boréale. Selon leur sévérité, ils permettent de produire des conditions optimales pour la germination des graines et la survie des semis d'épinette noire. L'évaluation de cette sévérité peut être faite à distance ou sur le terrain, et il est possible d'utiliser les mesures de terrain pour valider et calibrer les mesures réalisées à distance. Ces données peuvent ensuite être intégrées comme variables explicatives dans divers algorithmes pour modéliser la régénération de la forêt boréale.

1.7 Cadre théorique et objectifs de recherche

La sévérité des feux est un facteur important du processus de régénération naturelle post-incendie de l'épinette noire. Cependant, au Canada, il existe peu d'études portant sur cette caractéristique du feu et son évolution durant les dernières décennies. Lorsqu'elle est étudiée, la sévérité est généralement évaluée au sol, à partir d'inventaires de terrain, ou bien elle est évaluée à distance, en utilisant des données satellitaires de résolution spatiale grossière (Whitman et al., 2018b). Par exemple, en utilisant l'indice spectral dNBR calculé à partir d'imagerie Landsat, Guindon et al. (2020) n'ont observé aucune variation temporelle significative de la sévérité des feux entre 1985 et 2015 dans les peuplements de conifères du Canada. Les évaluations de la sévérité sont donc souvent réalisées soit à l'échelle d'un site spécifique à l'intérieur des limites d'un incendie, soit à l'échelle de l'ensemble du feu.

Par ailleurs, la sévérité du feu est rarement intégrée aux modèles de régénération post-incendie utilisés dans la forêt boréale au Canada, particulièrement au Québec. Les variables incluses caractérisent généralement la surface terrière avant-feu et les conditions édaphiques du site (Splawinski et al., 2014, 2015 et 2016). Selon les modèles, ceux-ci sont applicables à l'échelle du peuplement, ou plus souvent à celle du paysage. Lorsque la sévérité est incluse, la résolution spatiale des modèles et des données d'entrée ne permet pas de représenter avec précision les patrons hétérogènes dans la sévérité et dans la régénération à l'échelle du peuplement (Valeria et al., 2011). Certains auteurs suggèrent même de limiter l'utilisation de leur modèle à des feux ayant entraîné un taux de mortalité des arbres de 100 % (Splawinski et al., 2015). Pourtant, les opérations de coupes et de régénération artificielle post-incendie sont habituellement évaluées et réalisées à l'échelle du peuplement (Lebel et al., 2009).

La production de modèles de régénération robustes, stables dans le temps, précis et représentatifs de l'hétérogénéité des patrons de sévérité à l'échelle du peuplement est donc essentielle pour soutenir les opérations d'aménagement forestier dans la forêt boréale fermée au Canada, et plus particulièrement au Québec. Cette étude vise ainsi à combiner l'utilisation de la télédétection et des mesures de terrain pour créer un modèle prédictif d'évaluation de la distribution spatiale des microsites favorables à la régénération naturelle post-incendie des peuplements forestiers boréaux du Québec.

Les objectifs spécifiques sont :

- 1) Analyser la sévérité de feux étant survenus dans la forêt boréale fermée entre 1985 et 2018 ;
- 2) Générer un modèle de probabilité afin d'inférer la distribution spatiale des microsites disponibles pour la régénération naturelle de l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.).

Nous posons l'hypothèse que la sévérité des feux a augmenté entre 1985 et 2018 dans la forêt boréale fermée en raison des changements climatiques (Parks et Abatzoglou, 2020). De plus, nous présumons que les variables les plus importantes pour prédire la probabilité de présence de microsites favorables à la régénération naturelle de l'épinette noire sont celles liées à la microtopographie et à la sévérité du feu (Perrault-Hébert et al., 2017; Whitman et al., 2018a).

1.8 Pertinence du projet

Ce projet permettra d'élargir notre compréhension de l'évolution de la sévérité des incendies et des facteurs qui l'influencent, contribuant ainsi à combler une lacune importante dans les connaissances actuelles concernant les caractéristiques des feux de forêt au Québec. De plus, les gestionnaires forestiers bénéficieront du modèle de distribution spatiale des microsites développé dans le cadre de cette recherche, lequel constituera un outil d'aide à la décision pour la planification des opérations de régénération artificielle post-incendie. Dans cette étude, l'approche est axée sur la précision spatiale des estimations, l'applicabilité à l'échelle du peuplement et l'intégration de la sévérité du feu dans les variables des modèles. Cette approche est particulièrement pertinente puisqu'elle permet une représentation précise des patrons hétérogènes dans la sévérité des incendies et dans la régénération naturelle. Ainsi, cette étude offrira aux gestionnaires forestiers un modèle fiable pour favoriser une gestion durable et prudente des écosystèmes forestiers du Québec.

2 Article scientifique : Modélisation de la régénération après-feu de l'épinette noire par télédétection

2.1 Avant-propos

Cet article scientifique est en préparation afin d'être soumis au numéro spécial *Integration of Remote Sensing and GIS to Forest and Grassland Ecosystem Monitoring* de la revue *Remote Sensing*. Il sera traduit en anglais en vue de la soumission. Il présente les résultats d'une étude visant à (1) dresser un portrait des tendances temporelles de la sévérité des feux de forêt et de ses variables d'influence dans la forêt boréale fermée du Québec, et à (2) développer des modèles de probabilité à fine résolution pour évaluer la distribution spatiale des microsites disponibles pour la régénération post-incendie de l'épinette noire, en tenant compte de l'hétérogénéité dans les patrons spatiaux de la sévérité du feu.

La conception de l'étude, la définition des objectifs et l'élaboration de la méthode ont été réalisées conjointement avec François Girard, le seul coauteur de l'article. Sous sa supervision, j'ai établi le plan d'acquisition des données de télédétection et des données de terrain. J'ai organisé, dirigé et réalisé la campagne de terrain qui s'est déroulée à Labrieville. J'ai aussi dirigé et supervisé l'acquisition et le prétraitement de données satellitaires, ainsi que le géoréférencement d'une partie des données. J'ai réalisé l'ensemble des traitements et analyses statistiques du projet en écrivant et en modifiant moi-même les scripts nécessaires. J'ai produit tous les tableaux, figures et cartes présentés dans l'article. J'ai finalement rédigé l'article sous la supervision de François Girard, qui a également apporté son expertise en révisant le texte et en enrichissant le contenu scientifique.

2.2 Résumé

Dans la forêt boréale, les changements climatiques anticipés risquent d'entraîner des variations dans la sévérité des feux, modifiant ainsi la répartition des microsites favorables à la régénération naturelle des espèces boréales. Après un incendie, les gestionnaires forestiers doivent évaluer la régénération naturelle des peuplements brûlés peu sévèrement et, au besoin, assurer une régénération artificielle. Dans cette étude, nous avons analysé la sévérité de 30 feux survenus

depuis 1985 dans la forêt boréale fermée du Québec. Des tests de comparaison de médianes et des régressions *Random Forest* ont été réalisés en utilisant l'indice *Differential Normalized Burn Ratio* et des variables environnementales. Le modèle numérique de terrain était la variable la plus importante dans les régressions. La sévérité variait significativement entre les décennies, mais les tendances temporelles étaient hétérogènes à travers la zone d'étude. De plus, nous avons modélisé la probabilité de présence de microsites favorables à la régénération de l'épinette noire en utilisant l'algorithme Maxent. Les prédicteurs du modèle comprenaient des données de terrain et de télédétection caractérisant la végétation avant-feu, le contexte topo-édaphique et la sévérité du feu à fine résolution spatiale (50 cm). Les données ont été acquises dans six placettes d'entraînement situées dans un feu ayant brûlé en 2018 dans la forêt boréale fermée du Québec. Le modèle généré offrait des performances supérieures à celles de modèles aléatoires ($AUC > 0,70$). Des tests de permutation réalisés sur les prédicteurs ont indiqué que la microtopographie et la sévérité des feux sont déterminantes pour prédire la présence de microsites favorables à la régénération de l'épinette noire. Nos résultats comblent des lacunes dans nos connaissances sur la sévérité des incendies au Québec. Grâce à sa fine résolution spatiale, notre modèle aidera les gestionnaires forestiers à identifier avec précision les zones où intensifier les efforts de régénération artificielle post-incendie.

Mots-clés : Modélisation, sévérité des feux, télédétection, indice dNBR, régénération naturelle, forêt boréale, *Picea mariana*, Maxent

2.3 Abstract

Anticipated climate change may lead to variations in wildfire severity in the boreal forest, thereby modifying the distribution of suitable microsites for the natural regeneration of boreal species. After a wildfire, forest managers must assess the natural regeneration of poorly burned stands and they must ensure their artificial regeneration when necessary. In this study, we analyzed the severity of 30 wildfires that have occurred in the closed crown boreal forest of Quebec since 1985. Comparison tests and Random Forest regressions were performed using the Differential Normalized Burn Ratio index and environmental variables. The digital terrain model was the most

important variable of the regressions. Fire severity varied significantly between decades, but temporal trends were found to be non-uniform across the study area. In addition, we modelled the presence probability of microsites suitable for black spruce regeneration using the Maxent algorithm. Model predictors included field and remotely sensed data that characterized pre-fire vegetation, topoedaphic context and fire severity at high spatial resolution (50 cm). Data were acquired in six training plots located in a fire that burned in the closed crown boreal forest of Quebec in 2018. The model that was generated outperformed random models ($AUC > 0.70$). Permutation tests that were carried out on the predictors indicated that microtopography and fire severity are key factors for predicting the presence of microsites suitable for black spruce regeneration. Our results provide important insights regarding the severity of wildfires in Quebec. Through its high spatial resolution, our model will help forest managers to precisely target areas where post-fire artificial regeneration efforts should be intensified.

Keywords : Modelling, fire severity, remote sensing, dNBR index, natural regeneration, boreal forest, *Picea mariana*, Maxent

2.4 Introduction

La forêt boréale est le biome terrestre le plus vaste de l'Amérique du Nord, et la dynamique de régénération naturelle des peuplements y est principalement contrôlée par les feux de forêt (Johnson, 1992). Au Québec, ce biome est divisé en trois sous-zones de végétation dominées par les conifères, soit la toundra forestière, la forêt boréale ouverte et la forêt boréale fermée (Robitaille et Saucier, 1998). Dans la forêt boréale fermée, les îlots de forêts sont denses et généralement dominés par l'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.), une des espèces boréales dont le processus de reproduction est adapté aux feux de forêt (Bergeron et al., 1998; Grondin et al., 1998). Celle-ci produit des cônes semi-sérotineux qui s'ouvrent et libèrent les graines en réaction à la chaleur générée par les feux (Johnson, 1992). En brûlant le sol, le feu permet de créer de petites zones (quelques centimètres carrés) où les conditions locales (topographie, composition du sol, débris végétaux et autres facteurs environnementaux) sont favorables à la germination, la croissance et la survie des jeunes pousses (microsites). Ainsi, les incendies sont essentiels à la régénération des peuplements d'épinette noire.

Pour assurer une régénération adéquate, la sévérité des feux doit être modérée à élevée, favorisant ainsi la formation de lits de germination et de microsites propices pour les graines. (Greene et al., 1999). D'un autre côté, le type de feu (cime ou sous-bois), les conditions météorologiques avant et pendant le feu, la structure et la composition de la végétation, ainsi que le contexte topographique influencent le comportement du feu et créent des patrons hétérogènes dans sa sévérité (Certini, 2005; Gaboriau et al., 2020; Krawchuk et al., 2016; Wang et al., 2022; Whitman et al., 2018b). L'accumulation de la biomasse dans la matière organique et dans le sous-bois est rarement uniforme. La répartition spatiale des dommages post-incendie est conforme aux patrons d'accumulation et d'inflammabilité de ce combustible, ce qui contribue à morceler la mosaïque forestière. De plus, les changements climatiques anticipés vont modifier les conditions météorologiques au moment du feu, ce qui augmentera les variations de sévérité (GIEC, 2021).

Bien que la majorité des incendies se régénèrent adéquatement, les gestionnaires forestiers doivent assurer une régénération artificielle dans les zones de feu peu sévère. Pour identifier les zones nécessitant une intensification des efforts de régénération artificielle, les gestionnaires effectuent généralement des relevés sur le terrain, ou bien ils ont recours à des modèles de prédiction de la régénération. Cependant, l'évaluation de la régénération sur le terrain est une approche chronophage, coûteuse et qui ne permet pas de couvrir de grandes superficies, notamment en raison des difficultés d'accessibilité (Doucet et Côté, 2009a, 2009b; MRN, 2013). De leur côté, les modèles de régénération qui existent sont basés soit sur des données de terrain, soit sur des données de télédétection ayant une résolution spatiale d'environ 20 à 30 mètres (Splawinski et al., 2014, 2015 et 2016; Valeria et al., 2011). La plupart des modèles employés ne considèrent pas la sévérité du feu, une caractéristique pourtant importante pour la régénération naturelle de l'épinette noire (Johnstone et Chapin, 2006; Perrault-Hébert et al., 2017). Leurs prédicteurs caractérisent principalement la structure végétale avant-feu. La représentation des patrons hétérogènes dans la régénération étant limitée, ces modèles sont donc applicables uniquement aux zones incendiées où la mortalité de la canopée est totale et uniforme (Splawinski et al., 2015). Dans la forêt boréale, la sévérité est plus souvent hétérogène à l'intérieur du contour de feu (Carlson et al., 2011).

Lorsque la sévérité du feu est intégrée aux modèles de régénération, les méthodes traditionnelles utilisées pour l'évaluer ne permettent pas de représenter avec précision les patrons hétérogènes à l'intérieur des contours de feu. Par exemple, les indices spectraux sont fréquemment employés

pour évaluer les caractéristiques du sol et de la végétation résiduelle ou en régénération après un incendie. Cependant, la résolution spatiale des images satellitaires utilisées pour calculer ces indices (20 à 30 m) n'est pas adaptée pour représenter adéquatement les processus de régénération qui se produisent à l'échelle du microsite. L'indice le plus couramment utilisé est le *Differential Normalized Burn Ratio* (dNBR) en raison de sa relation bien définie avec les mesures de sévérité sur le terrain dans la forêt boréale du Canada (Boucher et al., 2017; Danneyrolles et al., 2024; Hall et al., 2008; Key et Benson, 2006; Whitman et al., 2018b). Bien que plus rarement employés dans ce contexte, d'autres indices peuvent aussi servir à caractériser la végétation post-incendie et la présence de charbon au sol, notamment les indices *Normalized Difference Vegetation Index* (NDVI), *Modified Soil Adjusted Vegetation Index* (MSAVI) et *Burn Area Index* (BAI) (Chuvieco et al., 2002; Epting et al., 2005). D'un autre côté, la sévérité peut aussi être évaluée à l'aide d'imagerie aérienne, celle-ci offrant une résolution spatiale plus fine que l'imagerie satellitaire. Cependant, cette approche ne permet pas de distinguer les patrons de sévérité au sol de ceux au niveau de la cime (Valeria et al., 2011). L'évaluation de la sévérité par relevés de terrain, par exemple par l'entremise de l'indice *Composite Burn Index* (CBI), offre également plus de précision que l'utilisation de l'imagerie satellitaire. Cette méthode ne peut toutefois pas être appliquée sur de vastes superficies, par exemple à l'échelle du peuplement, soit l'échelle à laquelle sont habituellement évaluées et réalisées les opérations de coupes et de régénération artificielle post-incendie (Lebel et al., 2009).

Une approche prometteuse pour évaluer la sévérité des feux au sol et appliquer des modèles de régénération consiste à utiliser des métriques et des indices spectraux issus de la cartographie photogrammétrique par drone. Celle-ci offre une résolution spatiale plus fine que celle de l'imagerie satellitaire (< 5 cm versus 20 à 30 m), tout en permettant de couvrir une superficie plus vaste que les mesures de terrain traditionnelles et ce, à faible coût (Anderson et Gaston, 2013; Fraser et al., 2017).

Au Canada, la recherche portant sur la sévérité des incendies reste limitée. Peu d'études se sont penchées sur les variables qui l'influencent (Whitman et al., 2018b), et une attention encore plus restreinte est portée à l'évolution de la sévérité elle-même durant les dernières décennies (mais voir Guindon et al. (2020)). La production de modèles de régénération robustes, précis et représentatifs de l'hétérogénéité des patrons de sévérité à l'échelle du peuplement est essentielle

pour soutenir les opérations d'aménagement forestier dans la forêt boréale fermée. Ainsi, l'objectif principal de cette étude était de produire un modèle prédictif pour évaluer la distribution spatiale des microsites favorables à la régénération naturelle post-incendie des peuplements forestiers boréaux du Québec, en combinant l'utilisation de la télédétection et des données de terrain. Plus spécifiquement, nous avons (1) analysé la sévérité de feux survenus dans la forêt boréale fermée entre 1985 et 2018, et (2) généré un modèle de probabilité pour inférer la répartition spatiale des microsites propices à la régénération naturelle de l'épinette noire. Opter pour la modélisation de la probabilité de présence de microsites plutôt que la régénération elle-même permet une détection plus prudente des patrons de régénération, des zones à risque de subir des accidents de régénération et des zones de fragmentation de la forêt. Nos hypothèses étaient que (1) la sévérité des feux a augmenté depuis 1985 en raison des changements climatiques (Parks et Abatzoglou, 2020), et que (2) les variables les plus importantes des modèles de probabilité seraient la microtopographie et la sévérité du feu (Perrault-Hébert et al., 2017; Whitman et al., 2018a).

2.5 Matériel et méthode

Deux approches méthodologiques distinctes ont été utilisées pour répondre aux objectifs de cette recherche. Ces approches se distinguent par leur échelle d'analyse, les données utilisées ainsi que les analyses réalisées. La Figure 2.1 présente l'organigramme méthodologique associé aux deux approches. Une approche par télédétection a été utilisée à l'échelle régionale pour répondre au premier objectif. Les analyses ont permis d'observer l'évolution temporelle de la sévérité des feux au Québec ainsi que les variables qui influencent le plus la variabilité du dNBR. Cette approche a permis de mettre en évidence les caractéristiques du dNBR à l'échelle du paysage et de cibler des feux présentant ces caractéristiques standards. Pour répondre au deuxième objectif, une approche par télédétection combinée avec des relevés de terrain a été appliquée à l'échelle locale. Une étude de cas a été réalisée sur un feu spécifique, mais standard selon les résultats de l'objectif (1). Les analyses ont permis de développer un modèle de probabilité de présence de microsites favorables à la régénération naturelle de l'épinette noire applicable aux feux ciblés par l'objectif (1).

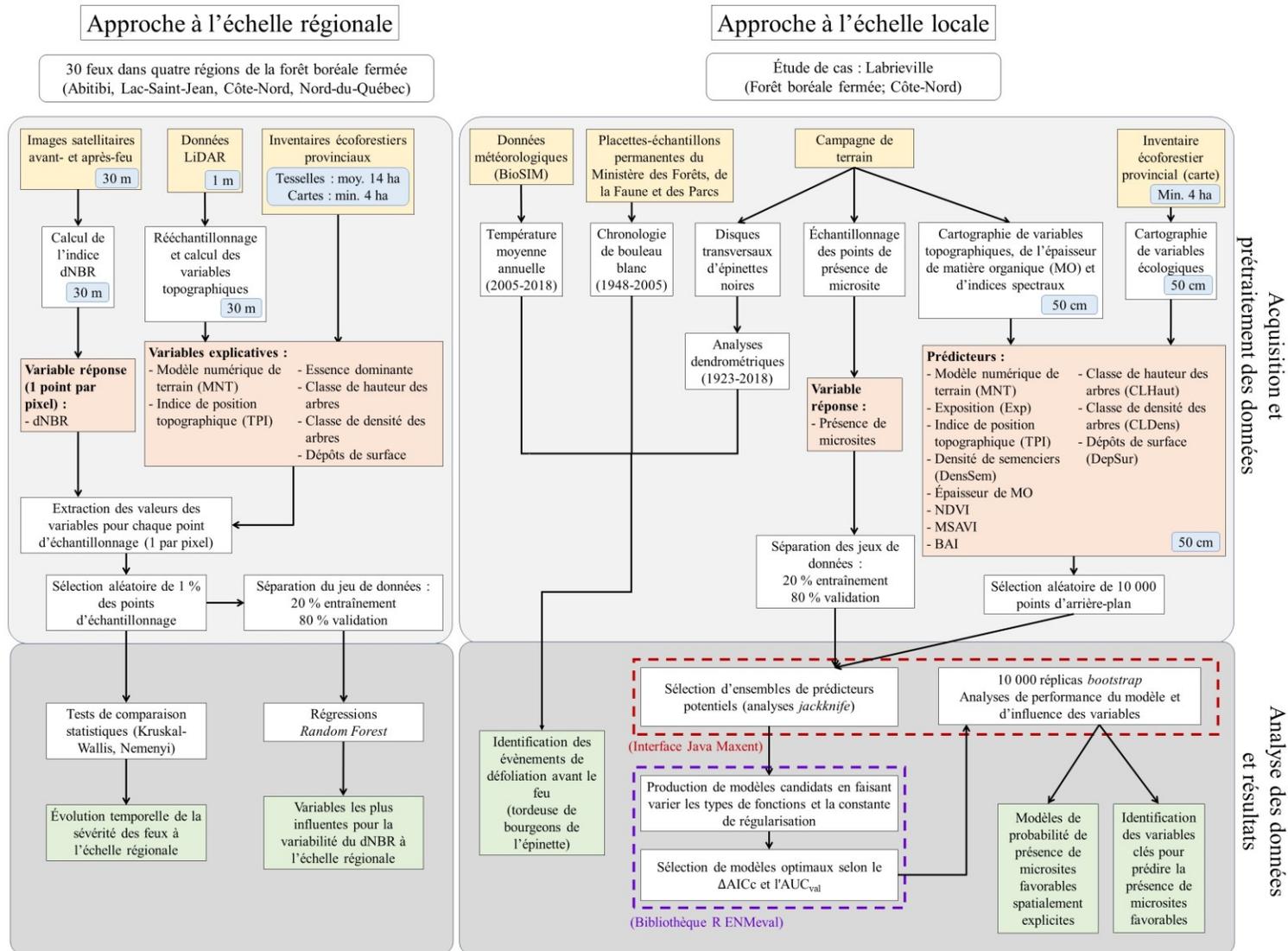


Figure 2.1 : Organigramme méthodologique des deux approches employées pour répondre aux objectifs de recherche. Boîtes jaunes : sources de données ; boîtes orange : variables traitées ; boîtes vertes : résultats ; encadrés bleus : résolution spatiale des données.

2.5.1 Zone d'étude et sélection des sites d'échantillonnage

La forêt boréale fermée du Québec repose sur un socle rocheux constitué de granite et recouvert de sols minces (Grondin et al., 1998). Peu exposés aux rayons solaires, ces sols sont généralement humides. Ils sont surtout formés de dépôts de surface d'origine glaciaire et d'un épais tapis de mousses (*Hylocomium splendens* (Hedw.) B.S.G. et *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.) et de sphaignes (*Sphagnum* spp.) (Bonan et Shugart, 1989; Couillard et al., 2016; Hare et Ritchie, 1972).

La topographie, les conditions climatiques et la composition végétale varient le long de gradients latitudinaux et longitudinaux dans cette sous-zone de végétation. Le climat refroidi du sud (température moyenne annuelle ($T_{\text{an.moy.}}$) = 0,0–2,5 °C ; précipitations totales annuelles ($P_{\text{tot.an.}}$) = 900–1100 mm) (Blouin et al., 2008) vers le nord ($T_{\text{an.moy.}}$ = -2,5–0,0 °C ; $P_{\text{tot.an.}}$ = 800–1000 mm) (Blouin et Berger, 2004). Les peuplements denses et mélangés du sud passent à des peuplements plus ouverts et dominés par l'épinette noire au nord (Hare et Ritchie, 1972; Morneau, 2021). Dans la portion sud de la forêt boréale fermée, le relief devient plus prononcé d'ouest en est (Bergeron et al., 1998). Les régions de l'ouest bénéficient d'un climat continental sec ($T_{\text{an.moy.}}$ = 2,5 °C ; $P_{\text{tot.an.}}$ = 800–900 mm) (Blouin et Berger, 2002), alors que le climat de l'est est plus humide vu l'influence maritime ($T_{\text{an.moy.}}$ = -3,5–0,5 °C ; $P_{\text{tot.an.}}$ = 1100–1300 mm) (Bergeron et al., 1998). Ces variations climatiques se reflètent dans la végétation et les cycles des perturbations naturelles. Les cycles de feux sont plus courts à l'ouest (325 ans en moyenne) (Bergeron et al., 2001), ce qui se traduit par la prédominance de peuplements composés d'un mélange d'espèces feuillues (peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx) et bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.)) et résineuses (sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et épinette noire) (Bergeron et al., 1998; Racine et al., 1999). À l'est, les cycles de feux sont plus longs (> 500 ans en moyenne) (Bouchard et al., 2008), et ce sont plutôt des peuplements résineux monospécifiques qui prédominent (épinette noire et sapin baumier) (Bergeron et al., 1998).

Plus précisément, dans le cadre de cette étude, 30 incendies survenus dans la forêt boréale fermée du Québec entre 1985 et 2018 ont été sélectionnés pour réaliser les analyses de l'objectif (1). Ils ont été sélectionnés aléatoirement à partir de la cartographie des contours de feux simplifiés et détaillés du Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts (MRNF, 2023c) (Tableau S1.1). Les

critères de sélection étaient la date d'allumage (mai à septembre), la superficie brûlée (> 300 ha) et la disponibilité des images satellitaires avant- et après-feu afin de permettre le calcul de l'indice spectral dNBR (maximum 2 mois avant- et après-feu). Les feux sont répartis de manière uniforme sur quatre décennies (1980, 1990, 2000 et 2010) et dans quatre régions administratives du Québec qui chevauchent la forêt boréale fermée (de l'ouest vers l'est : Abitibi, Lac-Saint-Jean et Côte-Nord ; au nord : Nord-du-Québec). Cette répartition permet d'analyser la sévérité des feux dans le temps et en fonction des gradients environnementaux observés dans la forêt boréale fermée.

De plus, un feu récent a été sélectionné afin de réaliser un sous-échantillonnage de six placettes d'entraînement de 200 × 200 m (Figure 2.2). Le feu de Labrieville (clé 20181080261, lat. 49°13'45''N et long. 69°50'23''O) a été sélectionné pour les analyses de l'objectif (2) pour deux raisons : (1) son caractère représentatif par rapport aux incendies habituellement observés dans les peuplements dominés par l'épinette noire de la région de la Côte-Nord et (2) son accessibilité par les routes forestières. Il a brûlé une superficie de 12 985 ha entre le 26 juillet et le 28 août 2018. Selon la classification écologique du gouvernement du Québec, le feu est situé dans le sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'est, plus précisément dans la région écologique du lac Péribonka (6h) (Robitaille et Saucier, 1998). Le climat est de type subpolaire subhumide continental, et la saison de croissance dure 140 jours (900–1300 degrés-jours de croissance), avec des températures moyennes variant de -2,5 à 1,0 °C et des précipitations annuelles moyennes s'élevant entre 900 et 1300 mm (30 à 35 % sous forme de neige) (Morneau et Landry, 2007). Le paysage est dominé par des collines formées de versants en pentes douces recouvertes majoritairement de till indifférencié (65 %) et présentant un drainage bon à modéré. Le couvert forestier avant-feu était dense (60 à 80 %) et majoritairement résineux (80 %), avec l'épinette noire comme espèce la plus abondante (64 %), suivie du sapin baumier (13 %). Le dNBR moyen pour l'ensemble de la zone brûlée était faible ($0,22 \pm 0,12$).

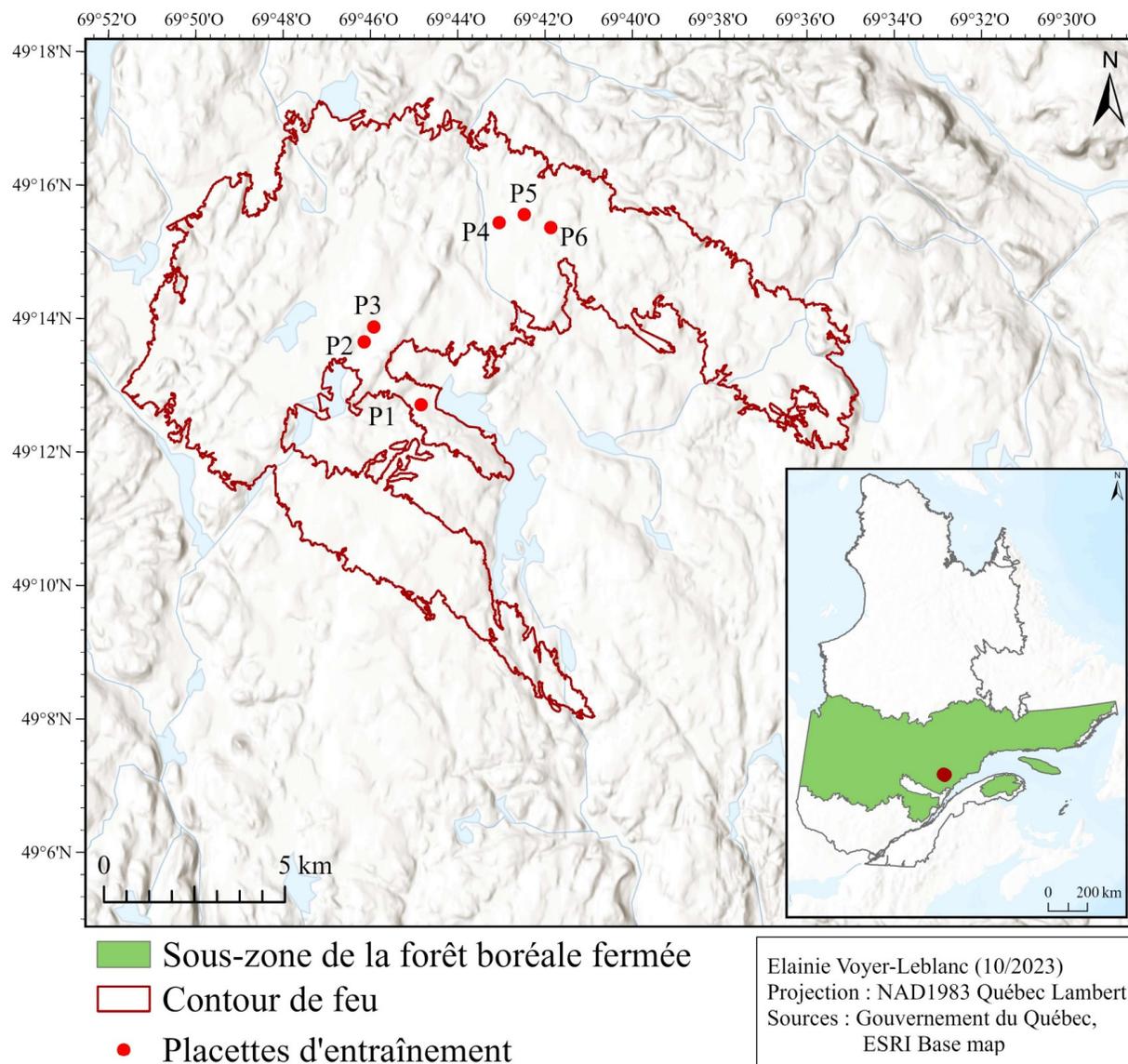


Figure 2.2 : Localisation des six placettes d'entraînement pour la modélisation à fine résolution spatiale dans la forêt boréale fermée du Québec.

Les placettes d'entraînement ont été disposées dans des peuplements matures (> 50 ans) (Burns et Honkala, 1990) directement accessibles à partir de la route, qui étaient dominés par l'épinette noire avant le feu et qui n'ont pas été soumis à des travaux sylvicoles après le passage du feu (récupération, préparation du sol ou plantation). Au Québec, ces sites sont rares, car pour éviter qu'il ne soit altéré par des insectes et qu'il ne perde sa valeur commerciale, les compagnies forestières s'empressent de récupérer le bois brûlé après un incendie. Les zones potentielles pour

l'installation des placettes ont été déterminées en utilisant les données du quatrième inventaire écoforestier provincial (2001-2018) (MRNF, 2023a) ainsi que des images satellitaires récentes (septembre 2021; capteur Sentinel 2). La disposition définitive du dispositif a été établie lors d'une mission de prospection et de validation menée avant le début du travail sur le terrain.

2.5.2 Acquisition et traitement des données de dNBR

Pour chaque feu sélectionné dans l'aire d'étude, des images satellitaires avant- et après-feu acquises par la série de capteurs Landsat ont servi à calculer l'indice de sévérité dNBR (résolution 30 m) selon l'équation de Key et Benson (2006). Les images utilisées ont été extraites de l'archive gratuite de l'United States Geological Survey, qui met à disposition des images normalisées sur les plans radiométrique (en réflectance de surface) et géométrique (Dwyer et al., 2018; U.S. Geological Survey). Le centre de chaque pixel situé à l'intérieur des contours de feux a servi de point d'échantillonnage.

Pour chaque point d'échantillonnage, le modèle numérique de terrain (MNT) et l'indice de position topographique (TPI, de l'anglais *Topographic Position Index*) ont été calculés à partir de données LiDAR (résolution d'origine 1 m; rééchantillonnage et calcul des produits à 30 m) (MRNF, 2023e). De plus, pour chaque point d'échantillonnage (un par pixel), l'essence dominante du peuplement, la classe de densité des arbres, la classe de hauteur des arbres et le type de dépôts de surface avant-feu ont été extraits des inventaires écoforestiers provinciaux (1^{er} inventaire : 1970-1983, 2^e inventaire : 1981-1994, 3^e inventaire : 1991-2003, 4^e inventaire : 2001-2018) (MRNF, 2016, 2017, 2018a, 2018b, 2023a, 2023f). Les données des inventaires écoforestiers ont été acquises à partir du système d'information forestière par tesselle (SIFORT) (unités polygonales de superficie moyenne d'environ 14 ha), ou à partir des cartes écoforestières (feuille cartographique à l'échelle 1/250 000; résolution minimale de 4 ha pour les peuplements forestiers) lorsque celles-ci étaient disponibles pour la date et la localisation des feux. Pour limiter le nombre de catégories, les dépôts de surface ont été catégorisés selon la classification de Mansuy et al. (2010), sans tenir compte du drainage. Une sélection aléatoire a permis de prélever 1 % du dispositif expérimental (14 620 échantillons) afin de réaliser les analyses statistiques.

2.5.3 Analyses statistiques du dNBR

Les analyses statistiques exploratoires du dNBR ont été réalisées dans le logiciel R (v 4.2.2.) (R Core Team, 2022). Le test non paramétrique Kruskal-Wallis a été utilisé pour tester les différences entre les médianes des groupes, et des tests post-hoc non paramétriques de Nemenyi ont servi à distinguer les groupes significativement différents les uns des autres.

Des régressions ont été réalisées à l'aide de l'algorithme d'apprentissage automatique *Random Forest* (bibliothèque R *randomForest* (Liaw et Wiener, 2022)) afin d'identifier les variables les plus influentes pour la variation du dNBR (Breiman, 2001). Cette méthode d'analyse statistique non paramétrique combine les prédictions de plusieurs arbres de décision, ce qui lui confère robustesse et précision pour analyser des données hétérogènes, notamment des données écologiques (Breiman, 2001; Prasad et al., 2006). Les analyses ont été réalisées séparément pour chaque région administrative, toutes décennies confondues. Les paramètres par défaut de la fonction *randomForest* ont été employés (500 arbres), en utilisant 20 % des données pour l'entraînement des modèles et le 80 % restant (Tableau 2.1) pour le calcul des métriques de performance (erreur absolue moyenne (EAM) ; erreur quadratique moyenne (EQM) ; R^2). L'importance de chaque variable prédictive a été évaluée en mesurant la diminution moyenne de la précision de prédiction résultant de la permutation aléatoire des données d'évaluation pour cette variable, les autres restant inchangées (Liaw et Wiener, 2022).

Tableau 2.1 : Nombre d'échantillons (n) utilisés pour l'entraînement et la validation des modèles *Random Forest*.

Région	n (entraînement)	n (validation)
Abitibi	1003	4014
Lac-Saint-Jean	548	2191
Côte-Nord	153	613
Nord-du-Québec	1220	4878

2.5.4 Acquisition et traitement des données à fine résolution spatiale

La collecte de données à fine résolution pour les six placettes d'entraînement du sous-échantillonnage a été réalisée en deux temps. D'abord, des données géospatiales ont été acquises à partir des bases de données du plus récent inventaire écoforestier provincial (carte écoforestière) (2001-2018) (MRNF, 2023f). Elles ont été utilisées pour générer des matrices (résolution 50 cm) qui cartographient des variables écologiques, soit la classe de hauteur des arbres (CLHaut), la classe de densité des arbres (CLDens) et le type de dépôts de surface (DepSur). La classification des dépôts de surface de Mansuy et al. (2010) a aussi été utilisée pour ces analyses.

Ensuite, des données *in situ* ont été recueillies dans les six placettes du sous-échantillonnage lors d'une campagne de terrain qui s'est déroulée du 15 au 28 août 2022. Pour chaque placette, un vol de drone (90 m d'altitude; 5 m/s de vitesse; 80 % de recouvrement frontal et latéral) a été réalisé afin d'obtenir des images à fine résolution spatiale (50 cm) dans les bandes spectrales bleue, verte, rouge et proche infrarouge. Deux relevés de végétation par placette ont été réalisés selon la méthode du transect d'intersection (*point-intercept*) (50 m de long; enregistrement aux 50 cm) afin de caractériser les strates herbacée et arbustive de la végétation. La position des transects a été établie de manière aléatoire en suivant l'azimut des lignes de vol de drone. Une parcelle de 400 m² a également été établie dans une zone représentative au centre de chaque placette d'échantillonnage afin d'y caractériser la topographie (position dans le paysage, position sur la pente, pente et exposition), les conditions édaphiques (type de sol et drainage) et la structure de la végétation (stade de développement, espèces dominantes et surface terrière des espèces de la strate arborée).

De plus, pour chaque placette, 500 points d'échantillonnage ont été systématiquement répartis sur dix transects tracés le long des lignes de vol des drones (distance de 20 m entre les transects; 50 points par transect; échantillonnage aux 4 m). Pour chaque point d'échantillonnage, la présence d'un microsite favorable à la régénération de l'épinette noire a été évaluée selon trois indicateurs : (a) la présence d'une épinette noire mature dans un rayon de 4 m, ce qui assure une haute probabilité de dispersion des graines au point d'échantillonnage (Burns et Honkala, 1990), (b) la présence de sphaigne dans un rayon de 20 cm, puisque le contrôle qu'elle exerce sur la température et l'humidité du substrat peut favoriser l'établissement des semis (Burns et Honkala, 1990; Mallik

et Kayes, 2018; Perrault-Hébert et al., 2017) et (c) l'absence d'éricacée de plus de 50 cm de hauteur dans un rayon de 30 cm, puisque ces plantes exercent une compétition pour les ressources du substrat et pour la lumière (Jobidon, 1995; Thiffault et al., 2004).

Des combinaisons d'occurrences de ces indicateurs ont permis d'établir trois critères pour modéliser la probabilité de présence de microsites : (1) Occurrence de l'indicateur (a) uniquement, (2) Occurrence des indicateurs (a) et (b) en même temps et (3) Occurrence des indicateurs (a) et (c) en même temps. Ainsi, les critères (2) et (3) étaient plus spécifiques et plus restrictifs que le critère (1) pour la description des microsites disponibles pour la régénération.

Sur les 500 points d'échantillonnage, 50 points par placette (cinq points par transect; échantillonnage aux 20 m) ont également été sélectionnés systématiquement pour mesurer l'épaisseur de la matière organique (MO) résiduelle post-incendie. L'épaisseur a été mesurée jusqu'à un maximum de 20 cm en raison de la diminution significative et constante des taux d'établissement de l'épinette noire qui survient à des épaisseurs de MO résiduelle supérieures à 2,5 cm (Johnstone et Chapin, 2006).

Pour chaque placette d'entraînement, des méthodes de photogrammétrie classique (Pix4D SA, 2018) et d'analyse spatiale (Esri, 2023; QGIS Development Team, 2020) ont été appliquées à l'imagerie par drone afin de générer des matrices de variables topographiques (résolution 50 cm) : le MNT, la pente, l'exposition (Exp) et le TPI. Ces données ont également servi à produire une matrice représentant la densité de semenciers (DensSem) pour chaque pixel (résolution 50 cm). Cette densité a été définie comme étant le nombre de cimes d'arbres de plus de 4 m de hauteur présentes dans un rayon de 4 m autour de chaque pixel (Burns et Honkala, 1990). De plus, trois indices spectraux post-incendie ont été calculés : le NDVI, le MSAVI et le BAI (résolution 50 cm). Une matrice a également été générée à partir des mesures d'épaisseur de MO en utilisant la méthode d'interpolation de krigeage (résolution 50 cm).

2.5.5 Modélisation à fine résolution spatiale

Des modèles de probabilité de présence de microsites favorables à la régénération naturelle de l'épinette noire ont été générés en utilisant l'algorithme d'apprentissage automatique Maxent, qui

est basé sur le principe de maximum d'entropie (Phillips et al., 2006). Cet algorithme est employé dans divers domaines, tels que l'écologie, la conservation et la restauration de la biodiversité, la foresterie, la biogéographie et les changements climatiques, afin de modéliser les niches écologiques et analyser la répartition des espèces ou des phénomènes naturels (Adhikari et al., 2012; Haughian et al., 2019; Parisien et al., 2012; Sérgio et al., 2007; Venne et Currie, 2021; Zhang et al., 2023). Contrairement à d'autres algorithmes d'apprentissage automatique (ex. : *Random Forest*, *Boosted Regression Trees*), Maxent se base uniquement sur des données d'occurrence du phénomène étudié et des données d'arrière-plan (algorithme de type présence-environnement) plutôt que sur des données de présence et d'absence (Phillips et al., 2006). Il offre une bonne stabilité pour le traitement de petits échantillons, simplifiant ainsi la collecte de données sur le terrain, et son utilisation est conviviale dans les contextes où les données d'absence sont limitées (ex. : en écologie) (Guisan et al., 2017). L'interprétation des résultats nécessite toutefois une approche prudente puisqu'ils reflètent un indice de qualité d'habitat favorable plutôt qu'une réelle probabilité de présence (Franklin, 2010; Phillips et al., 2006). Bien qu'ils facilitent l'identification d'associations statistiques, ces résultats ne permettent pas une déduction directe des relations de cause à effet entre les variables. Cependant, pour rendre les résultats plus accessibles, nous utilisons ici tout de même l'expression « probabilité de présence » pour analyser la mesure d'habitats favorables, identifiés en microsites, comme l'ont fait Parisien et Moritz (2009) pour interpréter des projections spatiales de vulnérabilité aux feux de forêt.

Trois étapes utilisant les mêmes données ont permis de générer les modèles de probabilité de présence de microsites. Les matrices décrivant les variables écologiques, topographiques et de sévérité du feu ont été utilisées comme variables environnementales avec 10 000 points d'arrière-plan (*background*) sélectionnés aléatoirement. Ces points représentent les conditions environnementales générales de l'ensemble du domaine d'étude, en dehors des emplacements où les observations de présence de microsites ont été enregistrées. Ils servent de référence pour le modèle généré par Maxent en fournissant une base contextuelle qui lui permet de comprendre les variations environnementales au-delà des sites spécifiques où des présences de microsites ont été observées. Les critères de présence de microsites évalués aux points d'échantillonnage ont été utilisés comme données de présence dans l'algorithme Maxent. Pour assurer la validation des modèles, 20 % des données ont servi à l'entraînement et le 80 % restant a servi pour la validation (Tableau 2.2).

Tableau 2.2 : Nombre d'échantillons (n) utilisés pour l'entraînement et la validation des modèles Maxent.

Critère	n (entraînement)	n (validation)
1	395	1582
2	11	45
3	45	180

Premièrement, des ensembles de prédicteurs potentiels ont été sélectionnés sur la base d'analyses *jackknife* réalisées dans l'interface Java de Maxent, en utilisant les paramètres par défaut. Chaque variable est supprimée séquentiellement, puis l'aire sous la courbe (AUC, de l'anglais *Area Under the Curve*) du modèle original est comparée aux AUC obtenus après l'élimination de chaque variable individuellement. Ces analyses ont permis d'éliminer les variables contribuant le moins à la performance du modèle. Selon le critère de présence de microsites, entre huit et 12 ensembles de prédicteurs ont été sélectionnés. Ce nombre d'ensembles de prédicteurs permet d'obtenir une diversité significative de modèles, tout en évitant une redondance excessive d'informations entre les différents ensembles. Cette approche permet d'explorer une gamme étendue de conditions environnementales qui peuvent influencer la présence de microsites, tout en favorisant une bonne distinction entre les variables des ensembles.

Deuxièmement, des modèles candidats ont été construits pour chaque ensemble de prédicteurs à l'aide de la bibliothèque R ENMeval (Kass et al., 2021), en optimisant les types de fonctions (FC, de l'anglais *Feature Class*) (linéaire, quadratique, produit et *hinge*) et la constante de régularisation (RM, de l'anglais *Regularization Multiplier*) (un à dix). Dans l'algorithme Maxent, les types de fonctions servent à représenter les différentes relations entre les variables environnementales et la probabilité de présence des espèces. L'algorithme peut combiner ces fonctions selon la complexité des relations et ajuster le poids associé à chacune d'elles pour optimiser la prédiction. Pour sa part, la constante de régularisation contrôle la complexité et le surajustement du modèle aux données d'entraînement en imposant une pénalité aux coefficients de modèle plus élevés. Une constante de valeur élevée favorise des modèles plus simples. Entre 800 et 1200 modèles candidats ont été générés pour chaque critère de présence de microsites. Un seul modèle a été retenu par critère pour les analyses qui ont suivi. La sélection de ces modèles était basée sur (1) le delta d'Akaike ($\Delta AICc$),

(2) le poids d'Akaike ($Poids_{AICc}$) et (3) l'AUC calculé sur les données de validation (AUC_{val}) (Warren et Seifert, 2011). Chacune de ces métriques est détaillée ci-dessous.

Premièrement, le $\Delta AICc$ mesure la différence entre le critère d'information d'Akaike ajusté pour les échantillons de petite taille ($AICc$) d'un modèle et celui du meilleur modèle dans un ensemble. Il quantifie l'écart relatif de la qualité entre eux. Un $\Delta AICc$ plus faible suggère un meilleur ajustement aux données. Deuxièmement, dérivé du $\Delta AICc$, le $Poids_{AICc}$ représente la probabilité relative qu'un modèle ait le meilleur ajustement parmi un ensemble de modèles considérés. Un $Poids_{AICc}$ plus élevé indique une probabilité accrue que le modèle présente le meilleur ajustement parmi les modèles évalués. Troisièmement, l'AUC évalue la capacité du modèle à attribuer des probabilités plus élevées aux localités avec présence par rapport à celles sans présence de microsite. Les valeurs d'AUC varient généralement entre 0,50 (modèle aléatoire) et 1,00 (modèle optimal). L'AUC est calculé sur la courbe d'efficacité du récepteur (ROC, de l'anglais *Receiver Operating Characteristic Curve*). La courbe ROC illustre comment le taux de vrais positifs (sensibilité) varie en fonction du taux de faux positifs ($1 - \text{spécificité}$, calculé sur l'aire d'habitat favorable prédite pour Maxent) pour l'ensemble des seuils de probabilité prédits par le modèle.

Finalement, pour chaque modèle, 10 000 répliques ont été produits en utilisant la technique de rééchantillonnage avec remise *bootstrap* dans l'interface Java de Maxent. Les mesures de performance de chaque modèle sont moyennées sur ces répliques pour réduire la variabilité associée aux fluctuations aléatoires dans le processus de modélisation de Maxent. Deux courbes sont produites dans l'interface pour évaluer la performance du modèle. D'une part, une courbe illustrant le taux d'omission du modèle en fonction du seuil cumulatif de probabilité de présence permet d'évaluer la performance de prédiction du modèle. D'autre part, la courbe ROC permet d'évaluer la performance de discrimination des présences du modèle. Une courbe ROC idéale se rapproche du coin supérieur gauche, indiquant une meilleure performance du modèle. De plus, pour chaque critère, trois analyses comprises dans l'algorithme de l'interface ont permis d'estimer l'influence de chaque variable environnementale sur le modèle (Phillips et al., 2006). D'abord, la contribution de chaque variable au modèle a été évaluée en cumulant les variations du gain régularisé à chaque itération du processus d'entraînement. Cette mesure permet d'observer l'effet individuel de chaque variable sur le gain d'information du modèle. Ensuite, l'importance globale des variables a été évaluée en normalisant la diminution de l'AUC du modèle qui résulte de la permutation des

données de présence et d'arrière-plan. Ce test mesure l'effet de la permutation aléatoire des valeurs de chaque variable sur la qualité prédictive globale du modèle. Finalement, des analyses *jackknife* ont permis de quantifier l'impact individuel de chaque prédicteur sur l'AUC du modèle. Ces analyses permettent d'identifier les prédicteurs qui contribuent le plus à la performance du modèle.

2.5.6 Analyses dendrométriques

Des analyses dendrométriques ont été réalisées sur des échantillons de disques transversaux récoltés à 1 m de hauteur sur six épinettes noires brûlées dans chaque placette d'entraînement du sous-échantillonnage dans le feu de Labrieville. Les arbres échantillonnés ont été sélectionnés dans un rayon de 30 m à partir du centre de la placette d'entraînement, selon une méthode de convenance, et en fonction de leur représentativité par rapport au peuplement (hauteur et diamètre approximatifs). Ces analyses ont servi à évaluer l'âge approximatif des peuplements étudiés et à examiner l'historique des perturbations dans les sites échantillonnés, puisque celles-ci peuvent affecter la banque de cônes et de graines viables des épinettes noires (Simard et Payette, 2005). Les cernes de croissance annuelle ont été mesurés le long de deux rayons opposés sur chaque disque dans le logiciel CooRecorder (Cybis Elektronik & Data AB, 2023b) et les chronologies résultantes ont été interdatées dans le logiciel CDendro (Cybis Elektronik & Data AB, 2023a). Les courbes de croissance ont été doublement standardisées (fonctions exponentielle négative et *spline* cubique; longueur d'onde de coupure de 50 %) (Girard et al., 2011) en utilisant la bibliothèque R *dplR* (Bunn, 2008), puis moyennées pour chaque disque. Des événements de défoliation ont été identifiés en supprimant le signal climatique des chronologies mesurées à l'aide de la bibliothèque R *dfoliatR* (Guiterman et al., 2020). Des événements confirmés ont été identifiés en comparant les chronologies mesurées dans les placettes (1923-2018) à la chronologie d'une espèce non-hôte de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE) issue de la même région que la zone d'étude (bouleau blanc, 1948-2005, lat. 48°51'17"N et long. 69°25'50"O, (MFFP, 2016)). En raison de l'inexistence d'une chronologie d'espèce non-hôte dans la région de la zone d'étude après 2005, des événements de défoliation probables ont été identifiés en comparant les chronologies mesurées à une série temporelle de la température moyenne annuelle (2005-2018) acquise à l'aide du logiciel BioSIM (Régnière et Saint-Amant, 2013). Un événement de défoliation était identifié lorsque

l'indice normalisé de suppression de la croissance (NGSI, de l'anglais *Normalized Growth Suppression Index*) était inférieur à -1 durant au moins quatre années consécutives (Guiterman et al., 2020).

2.6 Résultats

2.6.1 Analyses exploratoires du dNBR

L'approximation du χ^2 a été utilisée pour réaliser les analyses comparatives de l'indice dNBR des régions de l'Abitibi et du Lac-Saint-Jean, et l'approximation de la distance Tukey a été utilisée pour la Côte-Nord et le Nord-du-Québec. Ces analyses démontrent des différences significatives entre certaines décennies de chaque région à l'étude (Figure 2.3). Selon les tests de Nemenyi, la sévérité observée est significativement différente entre les feux des décennies 1980, 1990 et 2000 pour les régions de l'Abitibi, de la Côte-Nord et du Nord-du-Québec, mais pas pour la région du Lac-Saint-Jean. Dans la région de la Côte-Nord, le dNBR moyen a diminué de 43 % entre les décennies 1980 et 2000, mais il a augmenté de 47 % durant la même période dans la région du Nord-du-Québec. Le dNBR moyen a augmenté de 27 % entre les décennies 1980 et 2010 dans la région du Lac-Saint-Jean, mais il a diminué de 33 % durant cette même période en Abitibi. Les valeurs de dNBR maximales sont observées dans la région de l'Abitibi (0,43 en 1980 et 1990), alors que les valeurs minimales sont plutôt observées dans la région du Nord-du-Québec (-0,16 en 1990). Les distributions ne sont pas présentées pour la décennie 2010 de la Côte-Nord et du Nord-du-Québec puisque les données étaient insuffisantes.

Tous les modèles de régression *Random Forest* présentent des erreurs faibles (EAM et EQM < 0,10), ce qui suggère que les modèles sont précis et qu'ils capturent efficacement les tendances dans les données, sans faire de sous ou surestimation (Tableau 2.3). Cependant, les valeurs de R^2 présentent une variabilité importante entre les régions, la plus basse étant celle du Nord-du-Québec. Les résultats des tests de permutation réalisés sur les prédicteurs des modèles démontrent aussi que le classement de leur importance diffère d'une région à l'autre. Cependant, le MNT se retrouve parmi les deux variables les plus importantes pour toutes les régions. En revanche, le TPI se classe aux derniers rangs des variables importantes des modèles pour l'ensemble des régions.

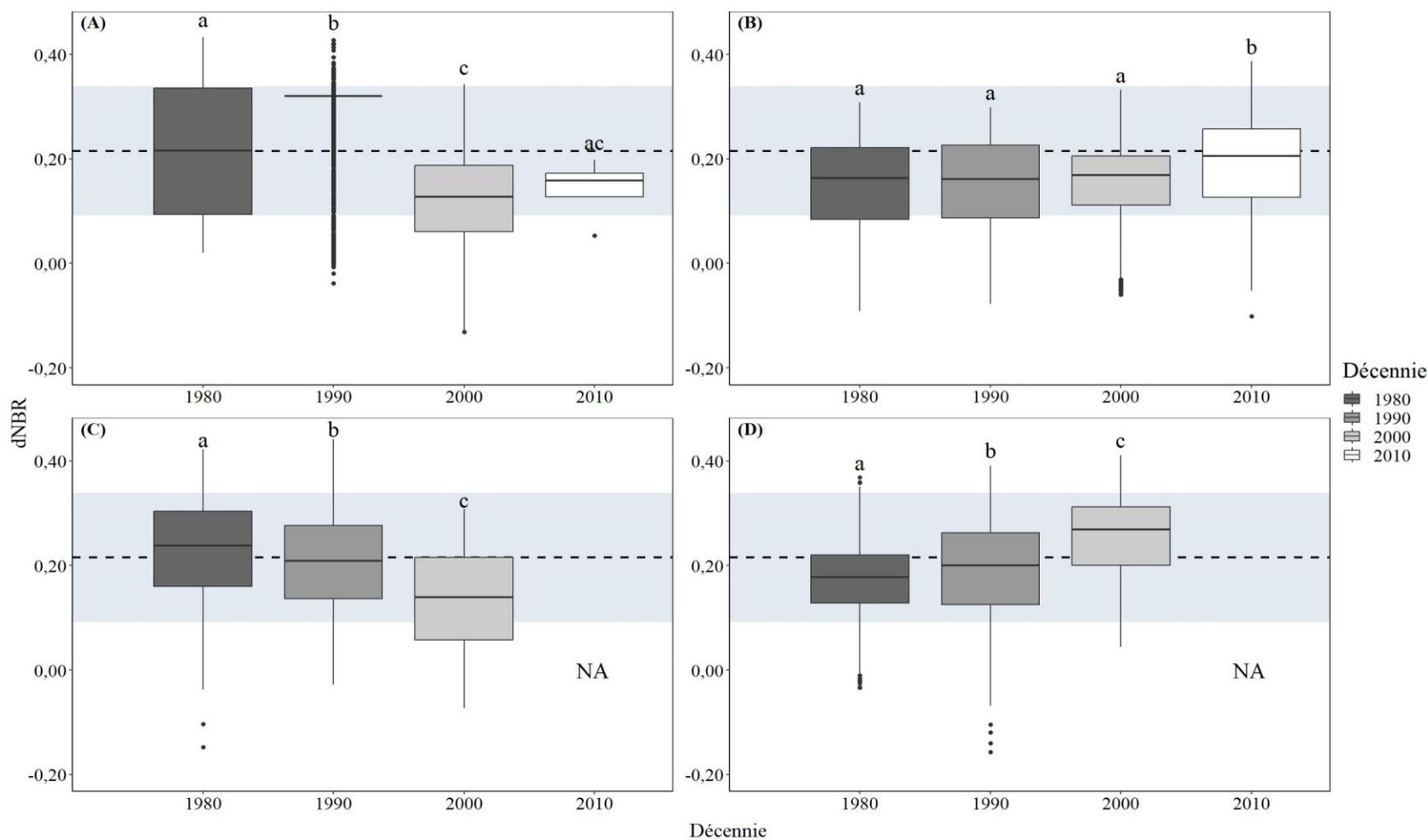


Figure 2.3 : Distribution de l'indice dNBR entre les décennies pour chaque région à l'étude : (A) Abitibi, (B) Lac-Saint-Jean, (C) Côte-Nord et (D) Nord-du-Québec (p -value Kruskal-Wallis < 0,01 pour toutes les régions). Les résultats du test post-hoc non paramétrique de Nemenyi réalisé pour chaque région sont présentés au-dessus des boîtes ($p < 0,05$ avec ajustement pas-à-pas). Les lignes pointillées et les zones grisées représentent le dNBR moyen plus ou moins un écart-type pour le feu de Labrieville.

Tableau 2.3 : Résultats des modèles de régression *Random Forest* pour chaque région. MNT : Modèle numérique de terrain, TPI : Indice de position topographique, de l'anglais *Topographic position index* ; EAM : Erreur absolue moyenne ; EQM : Erreur quadratique moyenne.

	Abitibi	Lac-Saint-Jean	Côte-Nord	Nord-du-Québec
EAM	0,02	0,07	0,08	0,06
EQM	< 0,01	0,01	0,01	0,01
R ²	0,65	0,25	0,11	0,06
Importance des variables en % (rang)				
MNT	51,54 (1)	34,88 (2)	11,72 (2)	19,74 (2)
Essence dominante	21,85 (2)	44,72 (1)	9,85 (3)	12,27 (4)
Classe de densité	12,54 (4)	15,89 (5)	8,14 (4)	22,50 (1)
Classe de hauteur	8,65 (6)	28,90 (3)	12,04 (1)	19,31 (3)
Dépôts de surface	16,55 (3)	23,24 (4)	9,35 (4)	2,29 (5)
TPI	8,80 (5)	6,41 (6)	0,15 (6)	< 0,01 (6)

2.6.2 Modèles de probabilité de présence de microsites

La présence d'un microsite favorable à la régénération de l'épinette noire a été évaluée à l'aide d'indicateurs regroupés en trois critères. Le critère (1) était le moins restrictif parmi les trois puisqu'il représentait uniquement la présence d'une épinette noire mature dans un rayon de 4 m du point d'échantillonnage. Les critères (2) et (3) étant plus spécifiques (présence de sphaigne et absence d'éricacée), les résultats n'étaient pas statistiquement significatifs par rapport au critère (1). Les résultats des modèles de ces deux critères sont donc présentés en annexe.

La sélection préliminaire des ensembles de prédicteurs pour la modélisation de la probabilité de présence de microsites du critère (1) a permis d'identifier un modèle candidat qui se démarque significativement des autres en termes de performance et d'ajustement aux données d'entraînement (Tableau 2.4). Le premier modèle se distingue des autres en affichant une valeur de AICc inférieure de plus de deux unités par rapport au deuxième modèle candidat. Son AUC_{Val} est supérieur à 0,5, ce qui indique que le modèle a une capacité de discrimination supérieure à celle d'un modèle aléatoire. Le Poids_{AICc} du modèle est également le plus élevé parmi les candidats, ce qui indique

qu'il offre un bon équilibre entre la complexité du modèle et l'ajustement aux données d'entraînement. Ce modèle, qui inclut les variables de modèle numérique de terrain (MNT), d'épaisseur de matière organique (MO), d'indice spectral MSAVI, de densité de semenciers (DensSem), de classe de hauteur (CLHaut) et d'exposition (Exp), a donc été retenu pour réaliser les répliques.

Les tableaux illustrant les caractéristiques et les mesures de performance des premiers modèles candidats pour les critères (2) et (3) sont présentés dans le matériel supplémentaire (Tableau S2.1 ; Tableau S3.1).

Le taux d'omission moyen du modèle répliqué est en dessous de la courbe d'omission prédite pour les seuils cumulatifs inférieurs à 50, et il se situe sur la courbe pour les seuils supérieurs à 50 (Figure 2.4, (A)). Ceci suggère que le modèle est performant en matière de prédiction, particulièrement lorsque la probabilité de présence de microsites est plus faible. De plus, le modèle présente une bonne capacité de discrimination des présences ($AUC > 0,70$) avec peu de variation (écart-type = 0,01) (Figure 2.4, (B)). Sa capacité de discrimination est uniforme sur l'ensemble des seuils de classification (ROC symétrique). Les résultats obtenus à partir de ces répliques indiquent donc que le modèle offre des performances supérieures à celles d'un modèle aléatoire, ce qui souligne sa robustesse.

Les figures de performance moyenne des modèles répliqués pour les critères (2) et (3) sont présentées dans le matériel supplémentaire (Figure S2.1 ; Figure S3.1).

Tableau 2.4 : Caractéristiques et mesures de performance des dix premiers modèles candidats pour le critère (1). Les modèles sont classés en ordre croissant de AICc. Le modèle surligné présente un $\Delta AICc < 2,00$. FC : Type de fonction, de l'anglais *Feature Class* ; RM : Constante de régularisation, de l'anglais *Regularization Multiplier* ; AUC_{Val} : Aire sous la courbe (de l'anglais *Area Under the Curve*) calculée sur les données de validation ; AICc : Critère d'information d'Akaike (de l'anglais *Akaike Information Criterion*) corrigé pour les échantillons de petite taille ; $\Delta AICc$: Delta d'Akaike ; Poids_{AICc} : Poids d'Akaike ; L : Linaire ; Q : Quadratique ; P : Produit ; H : *Hinge* ; MNT : Modèle numérique de terrain ; TPI : Indice de position topographique, de l'anglais *Topographic position index* ; MO : Épaisseur de matière organique ; MSAVI : *Modified Soil Adjusted Vegetation Index* ; BAI : *Burn Area Index* ; NDVI : *Normalized Difference Vegetation Index* ; DensSem : Densité de semenciers ; CLHaut : Classe de hauteur ; CLDens : Classe de densité ; Exp : Exposition ; DepSur ; Dépôts de surface.

Rang	Variables	FC	RM	AUC _{Val}	AICc	$\Delta AICc$	Poids _{AICc}
1	MNT, MO, MSAVI, DensSem, CLHaut, Exp	LQP	1	0,68	5764,38	0,00	0,97
2	MNT, MO, NDVI, DensSem, CLHaut, Exp, DepSur, CLDens, Pente, TPI	LQ	1	0,69	5771,90	7,52	1,00
3	MNT, MO, MSAVI, DensSem, CLHaut, Exp	LQP	2	0,68	5772,23	7,85	0,02
4	MNT, MO, MSAVI, DensSem, CLHaut, Exp	LQ	1	0,68	5772,74	8,36	0,01
5	MNT, MO, BAI, DensSem, CLHaut, Exp	LQP	1	0,69	5781,04	16,66	0,91
6	MNT, MO, MSAVI, DensSem, CLHaut, Exp	LQ	2	0,67	5782,32	17,94	0,00
7	MNT, MO, NDVI, DensSem, CLHaut, Exp, DepSur, CLDens, Pente, TPI	LQP	1	0,69	5782,63	18,25	0,00
8	MNT, MO, MSAVI, DensSem, CLHaut, Exp	LQH	4	0,68	5785,76	21,38	0,00
9	MNT, MO, BAI, DensSem, CLHaut, Exp	LQ	1	0,68	5786,73	22,35	0,05
10	MNT, MO, MSAVI, DensSem, CLHaut, Exp	LC	3	0,69	5787,33	22,95	0,00

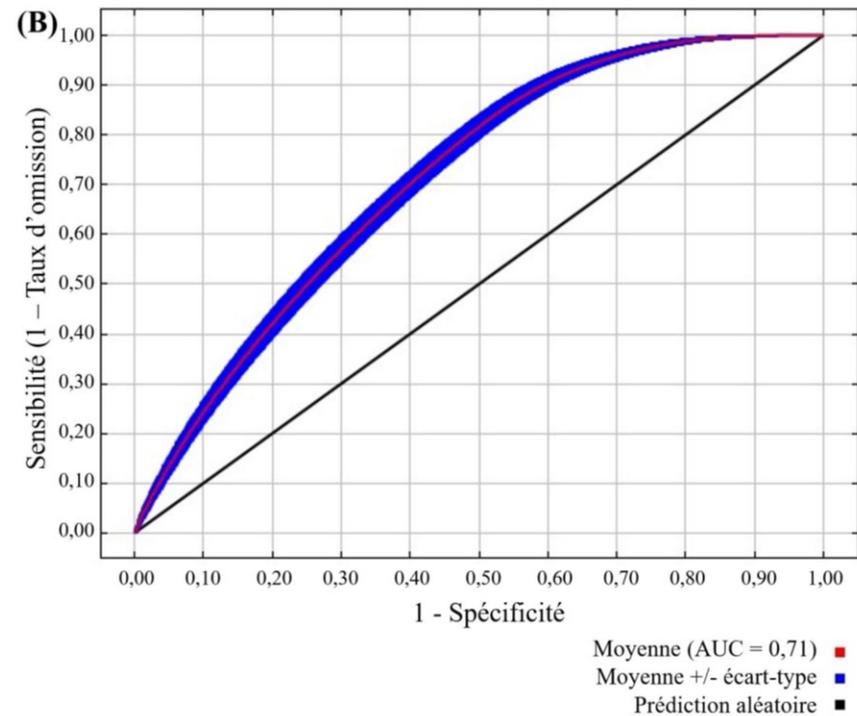
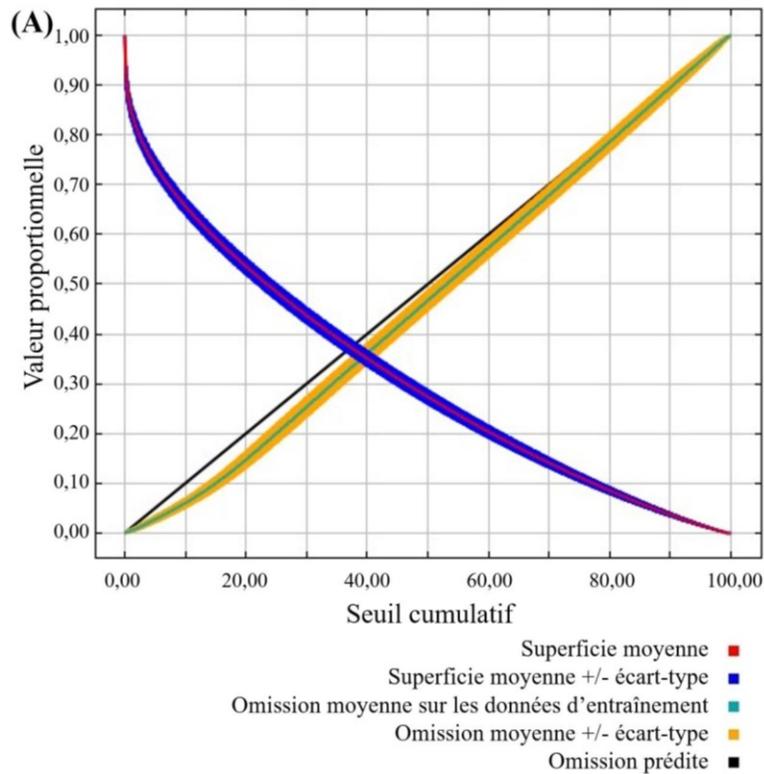


Figure 2.4 : Performance moyenne des répliques du modèle optimal pour le critère (1) : (A) Taux d'omission (entraînement) et surface prédite en fonction du seuil cumulatif de probabilité de présence, moyennés sur les répliques, (B) Courbe d'efficacité du récepteur (ROC, de l'anglais *Receiver Operating Characteristic Curve*) moyennée sur les répliques. La spécificité est définie à partir de la surface prédite plutôt que la commission réelle (Phillips et al., 2006). L'écart-type de l'AUC est de 0,01.

Les résultats des analyses d'influence des variables démontrent que celles qui contribuent le plus au modèle sont dans l'ordre, le MNT, l'épaisseur de MO et l'indice spectral MSAVI (Tableau 2.5). Les mêmes variables présentent les mesures d'importance les plus élevées en ce qui a trait aux variations d'AUC qui résultent de la permutation des données. Le MNT est la variable la plus utile pour prédire la présence de microsites lorsqu'elle est utilisée comme unique variable du modèle, et la performance prédictive diminue le plus lorsque cette variable est retirée du modèle (Figure 2.5, (A)). Cependant, l'AUC est maximal uniquement lorsque l'ensemble des variables sont considérées dans le modèle.

La courbe réponse de probabilité de présence de microsites pour la variable du MNT présente une forme caractéristique en cloche, avec une probabilité maximale (0,70) lorsque la valeur du MNT est de 0 (Figure 2.5, (B)). Ceci indique que les bons microsites sont généralement positionnés à faible altitude, et qu'ils sont plus rares près des sommets et dans les creux topographiques. L'écart-type est également le plus faible à l'endroit où la probabilité est maximale, ce qui suggère que le modèle prédit la présence des microsites avec précision et robustesse lorsque la valeur du MNT est de 0. La courbe réponse pour la variable de l'épaisseur de MO a une forme de cloche tronquée (Figure 2.5, (C)). La probabilité de présence de microsites augmente régulièrement jusqu'à atteindre son maximum (0,70) lorsque l'épaisseur de MO est d'environ 19 cm. La probabilité diminue ensuite régulièrement jusqu'au point de rupture (épaisseur de MO = 26 cm), ce qui correspond au maximum de la gamme des valeurs disponibles dans la matrice d'épaisseur de MO.

Les résultats des analyses d'influence des variables pour les modèles des critères (2) et (3) sont présentés dans le matériel supplémentaire (Tableau S2.2 ; Figure S2.2 ; Tableau S3.2 ; Figure S3.2).

L'application du modèle à des zones incendiées permet de produire des cartes de probabilité de présence de microsites à fine résolution spatiale (50 cm). À titre d'exemple, le modèle répliqué du critère (1) a été appliqué à deux placettes d'entraînement dans l'aire d'étude (Figure 2.6). Ces résultats mettent en évidence deux extrêmes en ce qui concerne la répartition de la probabilité de présence de bons microsites : une faible probabilité d'occurrence pour la placette 2 et une probabilité plus élevée pour la placette 5.

La placette 5 correspond à une zone de relief peu marqué, située en haut de pente, exposée au nord-ouest et présentant un bon drainage. La moyenne de l'épaisseur organique mesurée est de 17,81 cm, et le peuplement est dominé par l'épinette noire (surface terrière = 5 m²/ha) et le sapin baumier (surface terrière = 4 m²/ha). La placette 2 est plutôt située en bas de pente et elle présente un relief comprenant des dépressions où la matière organique peut s'accumuler. Elle est orientée vers le sud-est et le drainage est partiellement mauvais en raison de la présence de deux cours d'eau intermittents dans les dépressions. La moyenne de l'épaisseur de matière organique mesurée est de 13,31 cm et le peuplement est dominé par les deux mêmes espèces, mais avec une densité plus élevée (épinette noire : 13 m²/ha ; sapin baumier : 8 m²/ha).

Tableau 2.5 : Indicateurs d'influence des variables pour le modèle du critère (1). La contribution est évaluée en termes de variation du gain régularisé. L'importance est évaluée en termes de variation de l'AUC d'entraînement à la suite de la permutation aléatoire des données. Les valeurs sont moyennées sur l'ensemble des répliques. CLHaut : Classe de hauteur ; DensSem : Densité de semenciers ; Exp : Exposition ; MNT : Modèle numérique de terrain ; MO : Épaisseur de matière organique ; MSAVI : *Modified Soil Adjusted Vegetation Index*.

Variable	Contribution en % (rang)	Importance en % (rang)
CLHaut	5,70 (6)	4,70 (6)
DensSem	7,00 (4)	8,60 (5)
Exp	6,90 (5)	9,20 (4)
MNT	54,30 (1)	49,60 (1)
MO	13,80 (2)	16,30 (2)
MSAVI	12,30 (3)	11,60 (3)

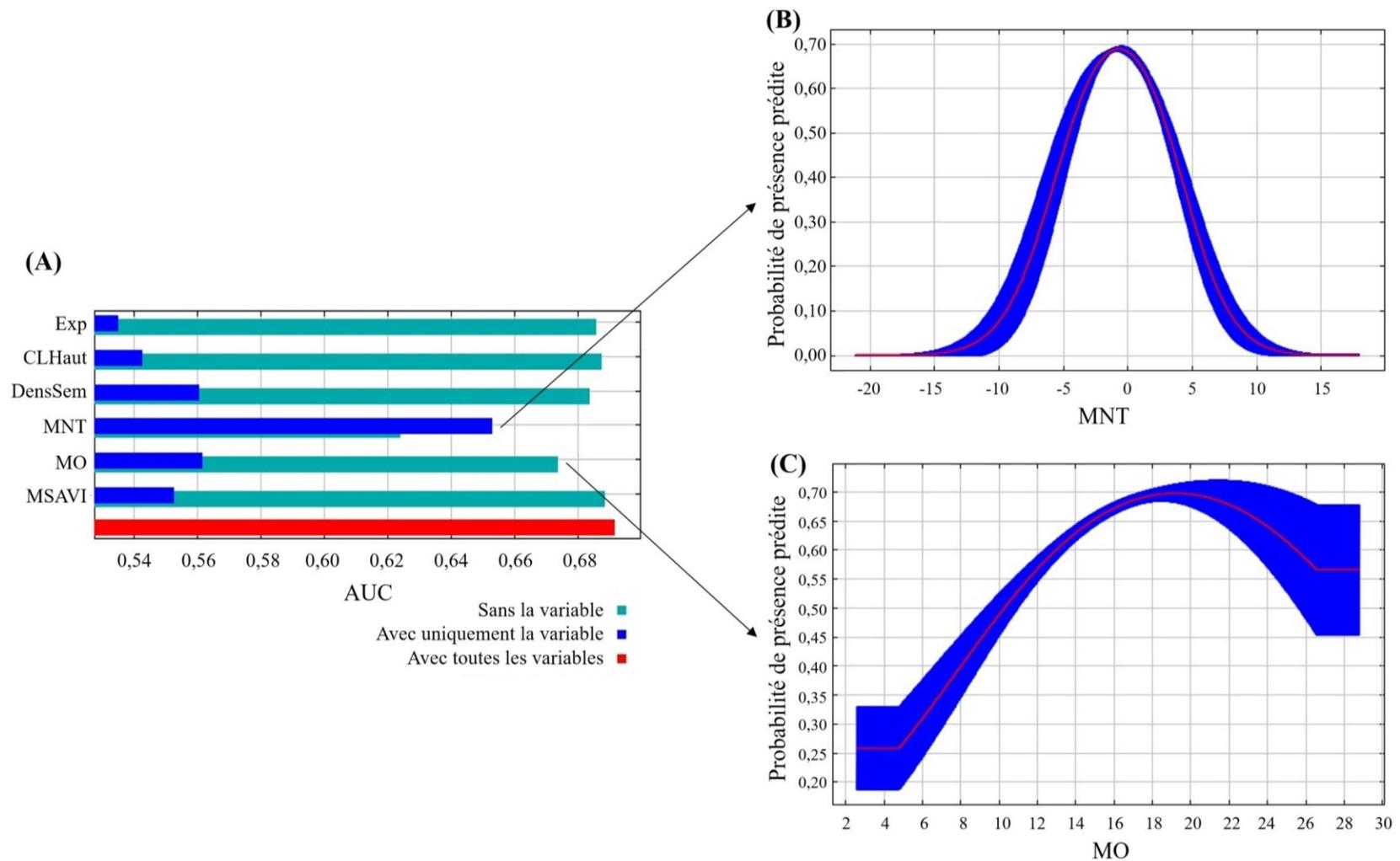


Figure 2.5 : (A) Résultats du test *jackknife* sur les variables du modèle du critère (1). AUC : Aire sous la courbe, de l'anglais *Area Under the Curve*. (B) et (C) Courbes réponses moyennes (rouge) +/- un écart-type (bleu) de la probabilité de présence de microsites pour les deux variables les plus contributives au modèle – le modèle numérique de terrain (MNT) (m) et l'épaisseur de matière organique (MO) (cm). Les extrémités horizontales correspondent à un prolongement des courbes réponses au-delà des plages de valeurs disponibles pour chaque variable.

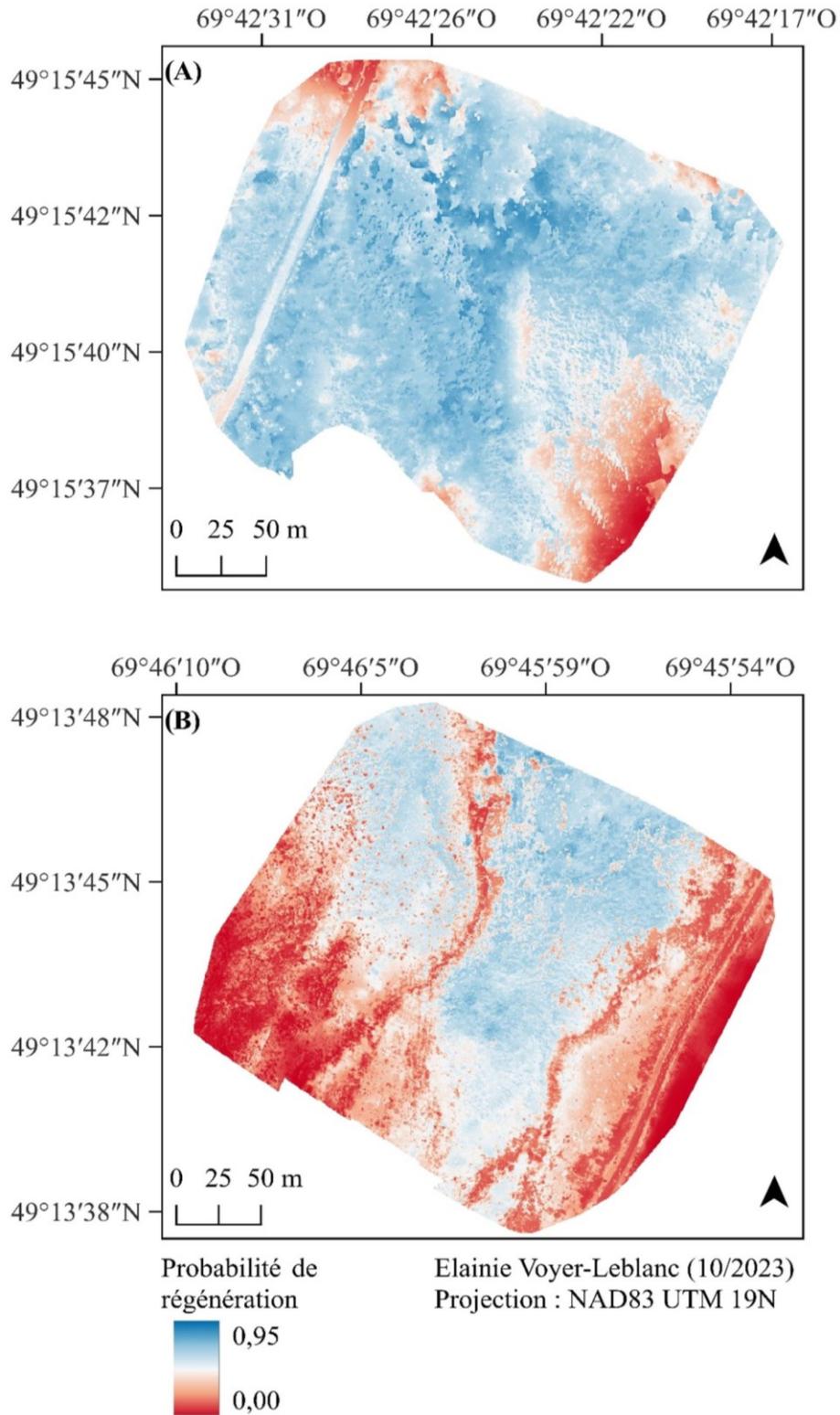


Figure 2.6 : Exemple d'application du modèle de probabilité de présence de microsites pour le critère (1). La valeur théorique maximum de la probabilité est de 1,00. (A) Placette 5 ; (B) Placette 2.

2.6.3 Tordeuse des bourgeons de l'épinette

Des analyses dendrométriques ont permis d'identifier des événements de défoliation dans les peuplements des placettes d'entraînement (Figure 2.7). Deux événements confirmés (1960 à 1974 et 1983 à 2004) et un événement probable (2010 à 2018) ont été identifiés. Ceux-ci présentent un intervalle de retour qui concorde avec la cyclicité moyenne de la TBE au Québec. Des signes d'épidémie légère ont également été observés par le Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts dans la zone d'étude depuis 2016 (MRNF, 2023b). Par conséquent, les résultats dendrométriques indiquent qu'une épidémie de TBE était en cours sur 46 % des sites dans l'aire d'étude lors du passage du feu en 2018.

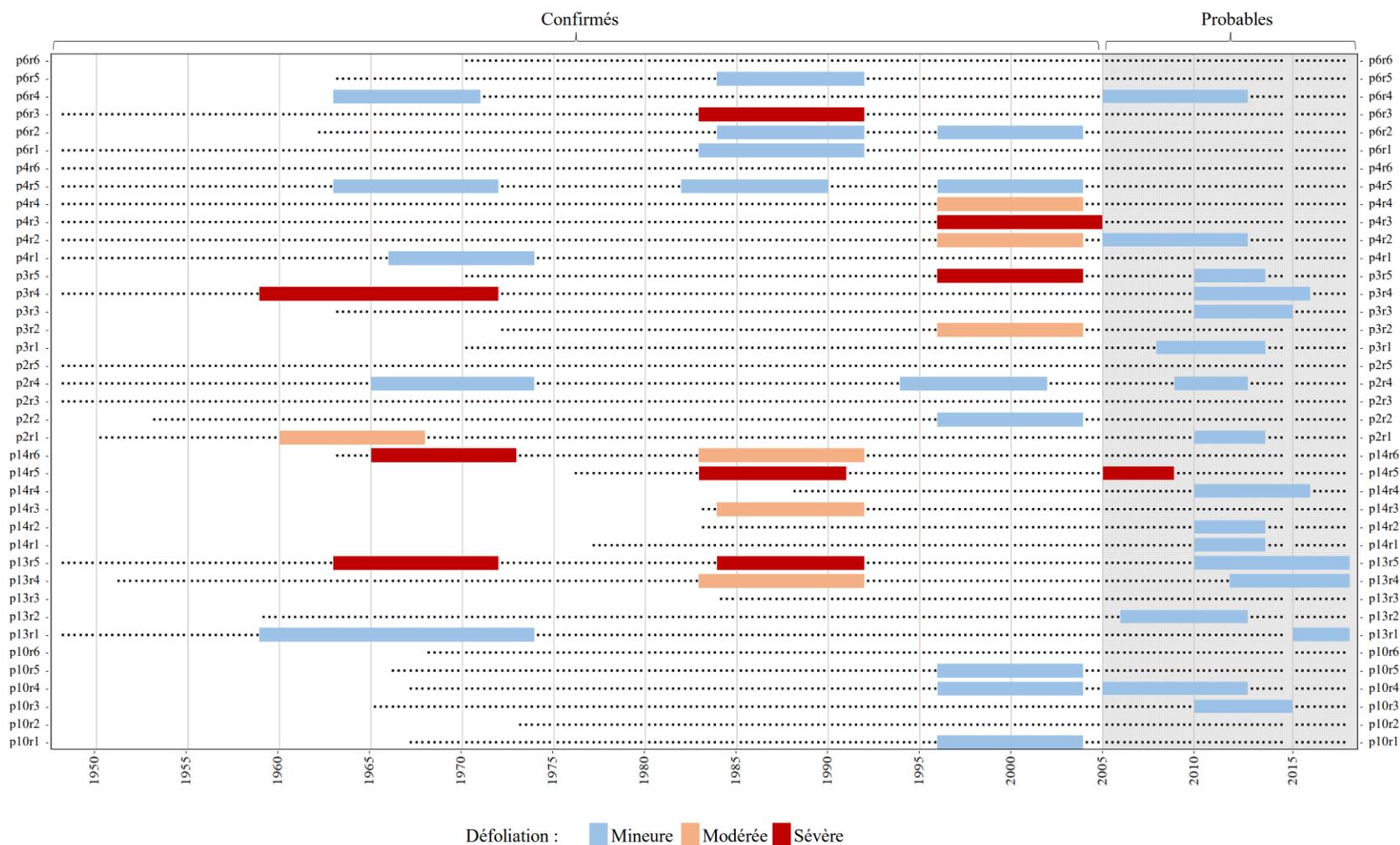


Figure 2.7 : Évènements de défoliation confirmés et probables dans les placettes d'entraînement. L'axe vertical différencie les échantillons mesurés. Les lignes pointillées indiquent l'âge mesuré des arbres échantillonnés.

2.7 Discussion et conclusion

2.7.1 Sévérité des feux

Au Québec, peu d'études se sont penchées sur la sévérité des incendies. Plus spécifiquement, aucune étude de la variabilité spatio-temporelle de la sévérité des feux n'a été trouvée dans la littérature scientifique, ce qui représente une lacune significative dans la compréhension de la dynamique des feux de forêt. Les études sur les feux de forêt traitent principalement des changements passés dans les régimes de fréquence (Bergeron et Archambault, 1993; Bergeron et al., 2004; Frégeau et al., 2015), de l'effet de la sévérité sur la régénération des peuplements (Greene et al., 2004; Jayen et al., 2006; Veilleux-Nolin et Payette, 2012) et des prédictions futures dans les changements des régimes des feux sous l'effet des changements climatiques (Augustin et al., 2022). En fournissant une analyse spatio-temporelle de la sévérité des feux à l'échelle du Québec, nos résultats permettent de combler une lacune importante dans nos connaissances sur les caractéristiques des incendies. Ils soulignent les relations entre les perturbations et la sévérité des feux, ouvrant la porte à de nouvelles perspectives pour comprendre les mécanismes à l'origine de la variabilité des feux de forêt.

Dans les quatre régions à l'étude, la variabilité du dNBR est principalement expliquée par la topographie. La topographie influence notamment d'autres variables qui contrôlent, à leur tour, le comportement et la sévérité du feu. Par exemple, les pentes abruptes et les surfaces convexes présentent généralement des conditions sèches et elles limitent l'accumulation de MO, ce qui favorise la propagation du feu et une sévérité élevée (Rowe et Scotter, 1973; Whitman et al., 2018b). Cependant, cette variable n'a pas eu d'impact déterminant sur l'évolution temporelle de la sévérité des feux que nous avons observée. En effet, la période considérée (années 1980 à aujourd'hui) était trop courte pour que la topographie subisse des changements significatifs pouvant être à l'origine des variations temporelles de sévérité à l'échelle du territoire. Contrairement à notre hypothèse, l'évolution temporelle de la sévérité présentait des patrons hétérogènes entre les régions plutôt qu'une tendance uniforme à l'échelle du territoire. Ces variations pourraient être expliquées par des changements dans la fréquence et l'intensité des perturbations naturelles et anthropiques qui influencent l'accumulation et l'inflammabilité du combustible (Rowe et Scotter, 1973).

Dans le Nord-du-Québec, l'accroissement de la sévérité que nous avons observé pourrait être expliqué par une évolution du régime de feux. En effet, Portier et al. (2016) ont constaté que dans cette région, entre 1924 et 2014, le risque et la fréquence des feux ont augmenté en raison d'une intensification des conditions de sécheresses saisonnières. Un tel changement dans les conditions météorologiques et la fréquence des feux peut augmenter considérablement la proportion de jeunes forêts en régénération, réduire l'accumulation de MO entre deux perturbations successives et augmenter l'inflammabilité du combustible, ce qui contribue à augmenter la sévérité des feux (Certini, 2005; Gaboriau et al., 2020; Hanes et al., 2022; Saucier et al., 2009). En effet, les peuplements en régénération sont denses, et leurs sols perturbés sont sensibles aux sécheresses, ce qui constitue une source importante de combustible hautement inflammable (Kuuluvainen et Gauthier, 2018; Zald et Dunn, 2017). Dans un contexte de changements climatiques, la fréquence des sécheresses printanières risque d'augmenter, ce qui accroîtra la vulnérabilité des écosystèmes aux incendies et accroîtra la sévérité potentielle des feux (Krawchuk et al., 2016; Parks et Abatzoglou, 2020; Rogeau et al., 2018; Stevens-Rumann et al., 2016). Contrairement aux autres régions à l'étude, le Nord-du-Québec se situe en dehors de la zone de protection intensive établie par la politique de gestion des feux de forêt du gouvernement du Québec (MRNF, 2023d). Les tendances qui y sont observées pourraient ainsi offrir un aperçu de l'évolution potentielle de la sévérité dans le sud de la forêt boréale du Québec en l'absence de mesures de protection intensive du territoire.

Dans la région du Saguenay-Lac-Saint-Jean, l'augmentation de la sévérité dans le temps concorde avec l'intensification de l'exploitation forestière observée durant les dernières décennies. En effet, le Saguenay-Lac-St-Jean est la région du Québec où l'on récolte les plus hauts volumes de bois depuis 1980 (MER, 1983; MRNF, 2022). Abondamment réalisée au Québec, la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) est une pratique qui réduit la densité des peuplements et qui crée des ouvertures dans le paysage via le prélèvement de 40 à 60 % des grosses tiges (Lebel et al., 2009). La régénération préétablie, combinée aux rémanents et débris forestiers issus de la coupe, devient alors un combustible inflammable qui favorise la propagation du feu (Lebel et al., 2009; Stone et al., 2004).

La tendance inverse observée dans la région de l'Abitibi pourrait notamment être attribuée à une réduction des activités d'aménagement forestier et à l'allongement du cycle des feux. En effet, en

Abitibi, le volume de bois récolté a baissé d'environ 45 % entre 1982 et 2021 (MER, 1983; MRNF, 2022) et la fréquence de retour de feux est passée d'environ 90 à 360 ans entre 1850 et 2000 (Bergeron et al., 2004). La réduction de l'exploitation forestière et l'allongement du cycle des feux peuvent entraîner une diminution de la sévérité des incendies en modifiant la composition et la structure de la forêt, en limitant la proportion de jeunes forêts inflammables et en favorisant l'accumulation de MO au sol (Rowe et Scotter, 1973). Similairement, la tendance à la baisse observée dans la région de la Côte-Nord correspond à une diminution de l'activité forestière entre 1982 et 2021 (MER, 1983; MRNF, 2022).

L'étendue temporelle des données que nous avons utilisées est relativement courte, il est donc difficile de tirer des conclusions sur les grandes tendances dans la sévérité des incendies au Québec. De plus, l'utilisation d'imagerie satellitaire issue du capteur Landsat ne permet pas d'atteindre la résolution spatiale nécessaire pour caractériser de manière précise les patrons spatiaux d'épaisseur de MO, une variable importante pour caractériser la sévérité du feu (Lentile et al., 2006). En effet, la sévérité présente généralement une grande variabilité à une résolution spatiale plus fine (Carlson et al., 2011; Key et Benson, 2006). Les résultats obtenus dans cette étude pourraient donc varier considérablement à une échelle d'analyse différente. Nos analyses permettent toutefois de nuancer les variations spatiales de l'évolution de la sévérité précédemment observée par Guindon et al. (2020) à l'échelle du Canada.

2.7.2 Probabilité de présence de microsites

Conformément à notre hypothèse, notre approche a mis en évidence la sévérité du feu et la microtopographie comme facteurs déterminants pour expliquer la présence de microsites favorables à la régénération naturelle de l'épinette noire. Bien que les résultats n'étaient pas significatifs pour les modèles des critères (2) et (3), ceux-ci présentaient les mêmes variables importantes que les modèles du critère (1) (Matériel supplémentaire S2 ; Matériel supplémentaire S3). Dans le contexte de cette étude, l'utilisation de critères plus spécifiques n'a donc pas contribué à produire des modèles plus performants.

À notre connaissance, aucune étude antérieure n'a utilisé l'algorithme Maxent pour modéliser la régénération de l'épinette noire, et aucune étude n'a développé d'indice de qualité d'habitat favorable ou de modèle de probabilité de présence de microsites pour la régénération de cette espèce. Cependant, nos observations sur l'importance de la sévérité du feu sont cohérentes avec les tendances déjà observées dans les modèles statistiques de régénération (Greene et al., 2004; Jayen et al., 2006; Johnstone et Kasischke, 2005; Perrault-Hébert et al., 2017; St-Pierre et al., 1991; Tsuyuzaki et al., 2014; Veilleux-Nolin et Payette, 2012; Whitman et al., 2018a). De plus, bien que Splawinski et al. (2022) aient examiné l'effet de l'élévation sur la production de cônes et la germination des épinettes noires, peu d'études ont explicitement intégré la microtopographie dans leurs modèles de régénération pour cette espèce. L'importance de la microtopographie mise en évidence dans nos résultats offre des perspectives intéressantes pour approfondir la compréhension des dynamiques de régénération forestière à l'échelle du microsite dans la forêt boréale.

Dans cette étude, l'utilisation de l'algorithme de modélisation Maxent permet d'exploiter pleinement les interactions complexes entre les différentes variables environnementales (Phillips et al., 2006), ce qui représente une avancée importante dans notre compréhension et notre capacité à modéliser les processus de régénération après-feu. Nos résultats mettent en évidence l'importance de prendre en compte l'influence combinée de plusieurs variables sur la probabilité de présence de microsites, plutôt que de les considérer de manière isolée. En effet, l'utilisation individuelle de chaque variable ne permet pas d'obtenir le modèle le plus performant, ce qui souligne l'efficacité et la pertinence de notre approche pour offrir des prédictions fiables et robustes. Notre approche ouvre donc la porte à une meilleure compréhension des effets des interactions entre les variables sur les mécanismes qui régissent la régénération post-incendie.

Les méthodes traditionnelles pour évaluer la régénération post-incendie (évaluation directement sur le terrain ou à l'aide de modèles de télédétection) sont limitées par les variables prédictives utilisées ainsi que la couverture et la résolution spatiales restreintes des données sur lesquelles elles sont basées (Splawinski et al., 2014, 2015 et 2016; Valeria et al., 2011). Elles sont donc peu adaptées pour représenter les patrons de régénération à l'intérieur des contours de feu (Lebel et al., 2009). Étant donnée sa fine résolution spatiale et l'inclusion de la sévérité du feu parmi ses prédicteurs, le modèle mis au point dans cette étude répond efficacement à cette problématique. Il génère des prédictions nettement plus précises, révélant ainsi de manière fidèle les patrons

hétérogènes dans la distribution spatiale des microsites disponibles pour la régénération naturelle. L'application du modèle dans notre zone d'étude démontre notamment la variabilité de la distribution spatiale des microsites à l'échelle du feu (entre les placettes d'entraînement), mais aussi à l'échelle du peuplement (à l'intérieur des placettes d'entraînement) (Figure 2.6). Contrairement aux méthodes traditionnelles, notre modèle est donc hautement applicable à l'échelle du peuplement ainsi que dans les zones n'ayant pas brûlé uniformément.

Notre modèle a été développé à travers une étude de cas, il prend donc en considération uniquement les caractéristiques spécifiques à un seul incendie. De plus, des images multispectrales à fine résolution spatiale avant-feu n'étaient pas disponibles pour nos placettes d'entraînement. Ainsi, la sévérité a uniquement été caractérisée à partir de données collectées sur le terrain après le feu (ex. : indice MSAVI et épaisseur de MO). Puisque la description du contexte écologique est incomplète, le modèle prédictif pourrait sous-estimer certaines interactions entre les conditions avant-feu et la réponse écologique de l'écosystème post-incendie. De plus, bien que les conditions météorologiques régionales (précipitations totales, température) des saisons de croissance post-incendie puissent avoir un effet significatif sur l'établissement des semis d'épinette noire (Henneb et al., 2020; Splawinski et al., 2022), ces variables ont été écartées des modèles. Les valeurs des variables météorologiques étaient identiques pour l'ensemble des placettes d'entraînement en raison de la proximité spatiale entre elles. Ces variables auraient donc été considérées comme des constantes par l'algorithme Maxent et elles n'auraient pas contribué au modèle. Cependant, notre modèle est adapté à la plupart des incendies dans la forêt boréale du Québec puisque les caractéristiques environnementales et la sévérité du feu sélectionné étaient représentatives de la majorité des feux du Québec (Figure 2.3). Pour renforcer la robustesse du modèle, il serait bénéfique que les études futures élargissent leur portée en incluant plusieurs incendies, permettant ainsi de couvrir une gamme plus étendue de conditions environnementales, y compris des variations climatiques, et une plus grande variabilité dans la réponse écologique post-incendie. Au Québec, cette démarche demeure toutefois complexe puisque le bois brûlé est rapidement récupéré après un incendie.

2.7.3 Applications

Le peu d'attention accordée à la variabilité de la sévérité des feux et à ses déterminants met en lumière la nécessité pour les chercheurs scientifiques et l'industrie forestière de réorienter leurs priorités. Étant donné son importance pour la régénération naturelle de l'épinette noire, plutôt que de se concentrer uniquement sur les prévisions futures de l'évolution des forêts, il semble essentiel de consacrer davantage de ressources à l'étude des facteurs sous-jacents à son évolution. En effet, l'évaluation de la régénération naturelle après une perturbation est une composante importante des objectifs d'aménagement forestier au Québec, et un facteur de précaution qui prend en considération les perturbations futures fait partie intégrante de la détermination des possibilités forestières (Allard et Bertrand, 2022; Blais et Nappi, 2018). Une compréhension approfondie des mécanismes contrôlant la sévérité des feux au Québec permettrait de mieux anticiper les risques d'accident de régénération, et ce, en amont des incendies. Cette approche favoriserait des stratégies de gestion des écosystèmes forestiers qui sont plus adaptées et intégrées.

Dans cette perspective, le modèle développé dans cette étude offre une base solide pour mettre en application le principe de précaution dans la gestion post-incendie des forêts. En prédisant la probabilité de présence de microsites favorables à la régénération plutôt que la régénération elle-même, notre modèle favorise une planification proactive et prudente des interventions de régénération. En effet, actuellement, l'évaluation de la régénération naturelle post-incendie a lieu dans un délai de cinq à dix ans après le feu, et après la récupération du bois brûlé. En combinant les prédictions de notre modèle avec des analyses dendrométriques (âge et historique de perturbations des arbres), les gestionnaires forestiers pourront estimer la disponibilité en cônes et en graines dans les zones incendiées, permettant ainsi d'établir un portrait du potentiel de régénération avant que les semis soient établis. Cette approche permettra aux gestionnaires forestiers d'identifier rapidement après un feu les zones présentant un risque d'accident de régénération et qui nécessiteront des interventions de régénération artificielle.

L'importance de ce modèle est d'autant plus évidente dans un contexte où la fréquence des perturbations successives et des accidents de régénération risque d'être accentuée sous l'effet des changements climatiques (Splawinski et al., 2018). Par exemple, avant le passage du feu à Labrieville, il est probable que la disponibilité en cônes et graines des peuplements de notre zone

d'étude ait été affectée par une épidémie de la TBE (Figure 2.7), rendant ainsi l'application des modèles de régénération traditionnels difficile, voire impossible. En revanche, dans cette situation, notre modèle permet de cibler précisément les zones les plus propices pour les efforts de reboisement. Par ailleurs, au Québec, environ deux tiers des superficies de jeunes peuplements d'épinette noire touchées par les feux de forêt de 2023 risquent de présenter des accidents de régénération nécessitant l'intervention des gestionnaires forestiers (Forestier en chef, 2023). Dans ce cas-ci, l'utilisation de notre modèle pourrait orienter avec précision les opérations de récupération du bois brûlé et de régénération artificielle à l'échelle des peuplements.

Contribution des auteurs

Les deux auteurs ont réalisé la conception de l'étude et la mise en œuvre de la méthodologie. L'acquisition, le traitement et l'analyse des données ont été réalisés par E.V.-L. La rédaction et la révision du manuscrit ont été réalisées par E.V.-L. et F.G.

Financement

Ce projet de recherche a été financé par les Fonds de recherche du Québec – Nature et technologies à travers une bourse de maîtrise en recherche (E. Voyer-Leblanc, bourse B1X - 317596), ainsi que par le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada à travers les programmes de bourses d'études supérieures au niveau de la maîtrise (E. Voyer-Leblanc, bourse BESC M) et de subventions à la découverte (F. Girard, RGPIN-2016-04861).

Remerciements

Nous remercions Félix Henri, Stéphane Harrison et Axel Dervault pour l'assistance sur le terrain et en laboratoire.

Matériel supplémentaire S1 Métadonnées des feux analysés

Tableau S1.1 : Métadonnées des feux sélectionnés pour les analyses de l'indice dNBR (MRNF, 2023c). Hu : Humaine ; F : Foudre ; A : Abitibi ; LSJ : Lac-Saint-Jean ; CN : Côte-Nord ; NQ : Nord-du-Québec.

Clé	Année	No. du feu	Cause	Date de début	Date de fin	Superficie (ha)	Latitude	Longitude	Zone	Nombre de points	Date d'acquisition de l' image avant-feu	Date d'acquisition de l' image après-feu
19851070098	1985	98	Hu	1985-05-29	1985-06-19	3194,00	48,17	-77,97	A	21	1984-04-10	1986-07-21
19861060307	1986	307	F	1986-05-27	1986-06-16	320,00	50,70	-71,80	LSJ	1289	1985-06-27	1987-07-19
19861070093	1986	93	F	1986-05-27	1986-06-26	8620,60	49,68	-76,23	NQ	140	1984-06-22	1988-06-17
19861070101	1986	101	F	1986-05-27	1986-07-09	3500,00	50,06	-75,98	NQ	4380	1984-06-22	1988-06-17
19871040064	1987	64	F	1987-07-13	1987-07-25	963,00	49,30	-70,05	CN	31	1986-08-19	1988-07-23
19871050102	1987	102	Hu	1987-06-24	1987-07-16	13433,00	50,71	-74,77	NQ	105	1986-06-12	1988-07-03
19871050105	1987	105	Hu	1987-06-25	1987-07-14	18472,40	48,84	-70,56	LSJ	11	1986-08-19	1988-07-23
19881040025	1988	25	Hu	1988-06-06	1988-06-24	430,00	49,57	-68,97	CN	33	1987-08-06	1990-07-14
19891040042	1989	42	F	1989-07-04	1989-08-03	3990,00	50,23	-69,74	CN	276	1988-08-24	1990-07-29
19901040086	1990	86	Hu	1990-08-29	1990-10-10	800,00	49,85	-68,74	CN	198	1989-07-03	1991-06-14
19951081084	1995	1084	Hu	1995-08-20	1995-10-20	1536,80	48,64	-76,09	A	532	1994-07-04	1997-06-10
19961080170	1996	170	Hu	1996-06-01	1996-06-28	2058,00	48,00	-78,60	A	3770	1995-07-30	1998-05-03
19961080351	1996	351	F	1996-06-12	1996-07-08	2516,00	50,56	-73,07	LSJ	106	1995-08-10	1997-07-30
19961080364	1996	364	F	1996-06-12	1996-06-26	825,20	50,34	-71,51	LSJ	32	1995-08-03	1997-07-30
19961080391	1996	391	F	1996-06-11	1996-07-03	3800,00	51,02	-75,35	NQ	449	1995-08-08	1999-07-26
19961080697	1996	697	F	1996-06-13	1996-07-14	4337,00	50,72	-75,98	NQ	808	1995-06-21	1997-06-01
19971080200	1997	200	F	1997-06-07	1997-07-09	339,00	50,20	-78,44	NQ	89	1996-08-24	1998-08-07
19971080257	1997	257	F	1997-06-07	1997-06-10	389,00	51,10	-71,79	LSJ	101	1996-06-09	1998-07-01
19981080418	1998	418	F	1998-06-10	1998-06-24	17842,00	50,82	-63,65	CN	67	1997-08-21	1999-06-24

Tableau S1.1 (suite)

Clé	Année	No. du feu	Cause	Date de début	Date de fin	Superficie (ha)	Latitude	Longitude	Zone	Nombre de points	Date d'acquisition de l' image avant-feu	Date d'acquisition de l' image après-feu
19991080950	1999	950	H	1999-09-04	1999-09-23	2198,00	48,10	-78,38	A	4	1997-09-05	2001-09-16
20021080367	2002	367	F	2002-07-02	2002-07-23	775,00	51,88	-69,68	CN	92	2001-06-01	2003-08-18
20021080409	2002	409	F	2002-07-04	2002-07-23	6216,00	52,00	-69,32	CN	68	2001-06-01	2003-08-17
20051080277	2005	277	F	2005-05-30	2005-06-23	57750,00	50,65	-74,68	NQ	126	2004-09-10	2006-06-04
20071080193	2007	193	H	2007-05-14	2007-05-26	6925,00	48,23	-76,45	A	70	2006-06-03	2008-06-24
20071080254	2007	254	H	2007-05-24	2007-07-20	700,00	48,13	-76,78	A	616	2006-06-03	2008-06-24
20071080346	2007	346	F	2007-06-12	2007-07-20	3800,00	50,52	-70,28	LSJ	759	2005-09-16	2009-07-09
20101080304	2010	304	F	2010-05-25	2010-06-06	492,00	49,86	-70,69	LSJ	4	2009-07-09	2011-07-31
20121080261	2012	261	F	2012-05-21	2012-06-11	59846,90	48,72	-76,75	A	4	2011-07-27	2013-08-24
20131080312	2013	312	H	2013-07-04	2013-07-25	11594,80	51,23	-71,69	LSJ	319	2012-09-01	2014-07-05
20181080242	2018	242	H	2018-06-16	2018-07-04	1619,00	50,17	-72,67	LSJ	118	2015-06-14	2019-07-27

Matériel supplémentaire S2 Résultats des modèles du critère (2)

Tableau S2.1 : Caractéristiques et mesures de performance des dix premiers modèles candidats pour le critère (2). Les modèles sont classés en ordre croissant de AICc. Les modèles surlignés présentent un $\Delta AICc < 2,00$. FC : Type de fonction, de l'anglais *Feature Class* ; RM : Constante de régularisation, de l'anglais *Regularization Multiplier* ; AUC_{Val} : Aire sous la courbe (de l'anglais *Area Under the Curve*) calculée sur les données de validation ; AICc : Critère d'information d'Akaike (de l'anglais *Akaike Information Criterion*) corrigé pour les échantillons de petite taille ; $\Delta AICc$: Delta d'Akaike ; Poids_{AICc} : Poids d'Akaike ; L : Linéaire ; Q : Quadratique ; P : Produit ; H : *Hinge* ; MNT : Modèle numérique de terrain ; TPI : Indice de position topographique, de l'anglais *Topographic position index* ; MO : Épaisseur de matière organique ; BAI : *Burn Area Index* ; NDVI : *Normalized Difference Vegetation Index* ; DensSem : Densité de semenciers ; CLHaut : Classe de hauteur ; CLDens : Classe de densité ; Exp : Exposition ; DepSur ; Dépôts de surface.

Rang	Variables	FC	RM	AUC _{Val}	AICc	$\Delta AICc$	Poids _{AICc}
1	CLHaut, DensSem, DepSur, MO, MNT, NDVI	LQHP	2	0,87	918,35	0,00	0,41
2	CLHaut, DensSem, DepSur, MO, MNT, NDVI	LQP	2	0,85	918,72	0,36	0,34
3	CLHaut, DensSem, DepSur, MO, MNT, NDVI	LQHP	3	0,86	919,86	1,51	0,19
4	CLHaut, DensSem, DepSur, MNT	LQP	1	0,84	922,27	3,92	0,86
5	CLHaut, DensSem, Pente, DepSur, NDVI, MO, MNT, Exp, TPI, CLDens	LQ	1	0,81	922,35	4,00	0,47
6	CLHaut, DensSem, DepSur, MO, MNT, BAI	LQHP	2	0,86	922,41	4,06	0,69
7	CLHaut, DensSem, DepSur, MO, MNT, NDVI	LQP	3	0,85	922,92	4,57	0,04
8	CLHaut, DensSem, Pente, DepSur, NDVI, MO, MNT, Exp, TPI, CLDens	LQP	2	0,83	923,23	4,87	0,31
9	CLHaut, DensSem, DepSur, MNT, MO	LQHP	2	0,87	924,33	5,98	0,40
10	CLHaut, DensSem, DepSur, MNT, MO	LQHP	3	0,86	924,39	6,03	0,39

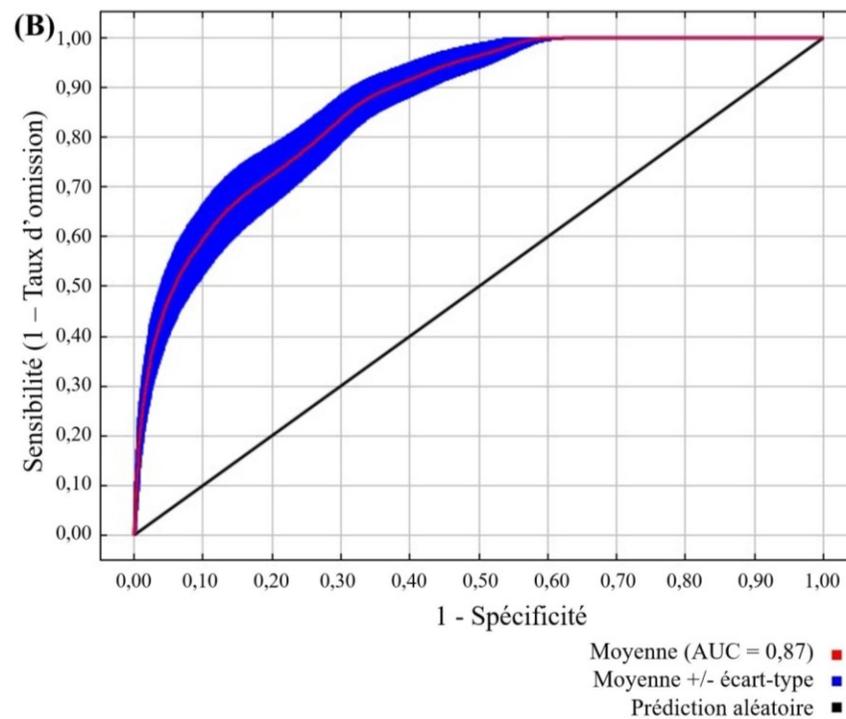
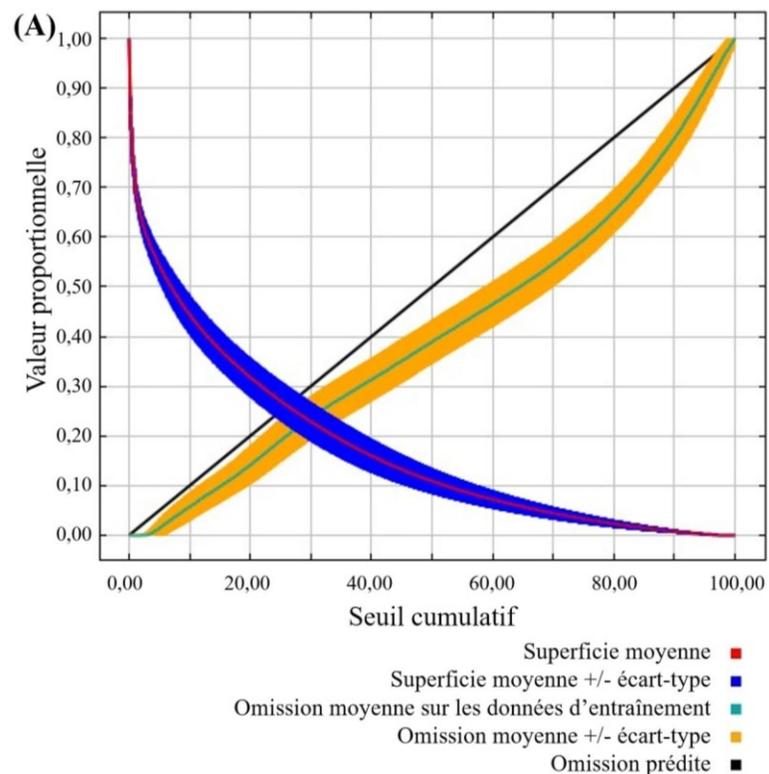


Figure S2.1 : Performance moyenne des répliques du modèle optimal pour le critère (2) : (A) Taux d'omission (entraînement) et surface prédite en fonction du seuil cumulatif de probabilité de présence, moyennés sur les répliques, (B) Courbe d'efficacité du récepteur (ROC, de l'anglais *Receiver Operating Characteristic Curve*) moyennée sur les répliques. La spécificité est définie à partir de la surface prédite plutôt que la commission réelle (Phillips et al., 2006). L'écart-type de l'AUC est de 0,02.

Tableau S2.2 : Indicateurs d'influence des variables pour le modèle du critère (2). La contribution est évaluée en termes de variation du gain régularisé. L'importance est évaluée en termes de variation de l'AUC d'entraînement à la suite de la permutation aléatoire des données. Les valeurs sont moyennées sur l'ensemble des réplicas. CLHaut : Classe de hauteur ; DensSem : Densité de semenciers ; DepSur : Dépôts de surface ; MNT : Modèle numérique de terrain ; MO : Épaisseur de matière organique ; NDVI : *Normalized Difference Vegetation Index*.

Variable	Contribution en % (rang)	Importance en % (rang)
CLHaut	33,30 (1)	22,00 (2)
DensSem	10,60 (5)	14,40 (4)
DepSur	21,00 (2)	6,80 (6)
MNT	17,60 (3)	32,60 (1)
MO	0,90 (6)	16,30 (3)
NDVI	16,60 (4)	7,90 (5)

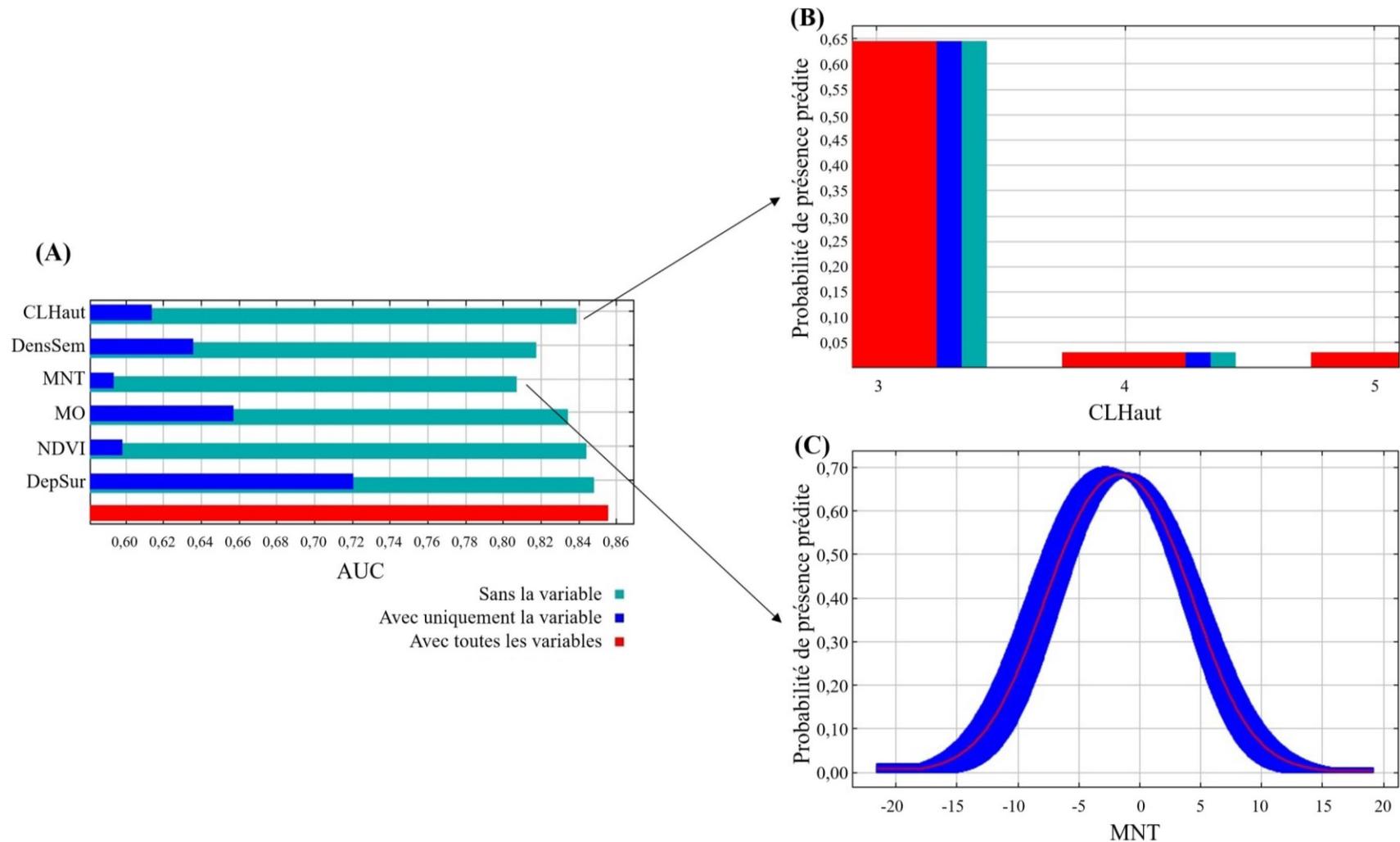


Figure S2.2 : (A) Résultats du test *jackknife* sur les variables du modèle du critère (2). AUC : Aire sous la courbe, de l'anglais *Area Under the Curve*. (B) et (C) Réponses moyennes (rouge) +/- un écart-type (deux tons de bleu) de la probabilité de présence de microsites pour les deux variables les plus contributives au modèle – la classe de hauteur et le modèle numérique de terrain (MNT) (m). Les extrémités horizontales correspondent à un prolongement des courbes réponses au-delà des plages de valeurs disponibles pour chaque variable.

Matériel supplémentaire S3 Résultats des modèles du critère (3)

Tableau S3.1 : Caractéristiques et mesures de performance des dix premiers modèles candidats pour le critère (3). Les modèles sont classés en ordre croissant de AICc. Les modèles surlignés présentent un $\Delta AICc < 2,00$. FC : Type de fonction, de l'anglais *Feature Class* ; RM : Constante de régularisation, de l'anglais *Regularization Multiplier* ; AUC_{Val} : Aire sous la courbe (de l'anglais *Area Under the Curve*) calculée sur les données de validation ; AICc : Critère d'information d'Akaike (de l'anglais *Akaike Information Criterion*) corrigé pour les échantillons de petite taille ; $\Delta AICc$: Delta d'Akaike ; Poids_{AICc} : Poids d'Akaike ; L : Linaire ; Q : Quadratique ; P : Produit ; H : *Hinge* ; MNT : Modèle numérique de terrain ; TPI : Indice de position topographique, de l'anglais *Topographic position index* ; MO : Épaisseur de matière organique ; MSAVI : *Modified Soil Adjusted Vegetation Index* ; DensSem : Densité de semenciers ; CLHaut : Classe de hauteur ; CLDens : Classe de densité ; Exp : Exposition ; DepSur ; Dépôts de surface.

Rang	Variables	FC	RM	AUC _{Val}	AICc	$\Delta AICc$	Poids _{AICc}
1	MNT, MSAVI, MO, DepSur, Exp, CLHaut, DensSem, Pente, TPI, CLDens	LQ	1	0,70	3982,82	0,00	0,29
2	MNT, MSAVI, MO, DepSur, Exp, CLHaut, DensSem, Pente, TPI, CLDens	LQ	3	0,69	3982,84	0,02	0,28
3	MNT, MSAVI, MO, DepSur, Exp, CLHaut, DensSem, Pente, TPI, CLDens	LQ	2	0,69	3982,90	0,08	0,27
4	MNT, MSAVI, MO, DepSur, Exp, CLHaut, DensSem, Pente, TPI, CLDens	LQ	4	0,69	3985,66	2,85	0,07
5	MNT, MSAVI, MO, DepSur, Exp, CLHaut, DensSem, Pente, TPI, CLDens	LQP	3	0,69	3986,75	3,93	0,04
6	MNT, MSAVI, MO, DepSur, Exp, CLHaut, DensSem, Pente, TPI, CLDens	LQP	2	0,69	3988,29	5,47	0,02
7	MNT, MSAVI, MO, DepSur, Exp, CLHaut, DensSem, Pente, TPI, CLDens	LQP	4	0,69	3988,80	5,98	0,01
8	MNT, MSAVI, MO, DepSur, Exp, CLHaut, DensSem, Pente, TPI, CLDens	LQP	5	0,69	3990,42	7,61	0,01
9	MNT, MSAVI, MO, DepSur, Exp, CLHaut, DensSem, Pente, TPI, CLDens	LQ	5	0,69	3991,21	8,39	0,00
10	MNT, MSAVI, MO, DepSur, Exp, CLHaut, DensSem, Pente, TPI, CLDens	LQHP	4	0,69	3991,96	9,14	0,00

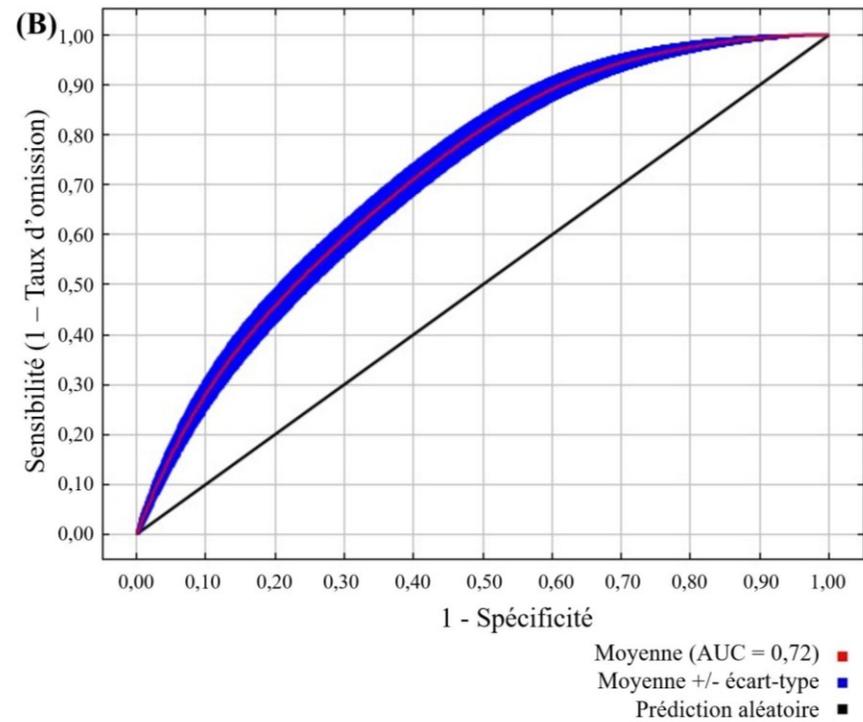
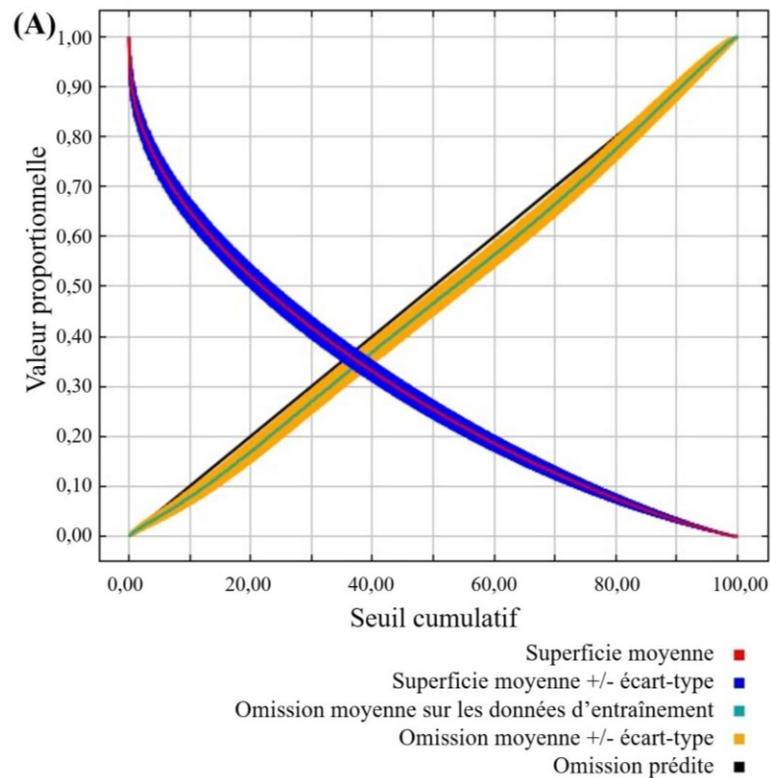


Figure S3.1 : Performance moyenne des répliques du modèle optimal pour le critère (3) : (A) Taux d'omission (entraînement) et surface prédite en fonction du seuil cumulatif de probabilité de présence, moyennés sur les répliques, (B) Courbe d'efficacité du récepteur (ROC, de l'anglais *Receiver Operating Characteristic Curve*) moyennée sur les répliques. La spécificité est définie à partir de la surface prédite plutôt que la commission réelle (Phillips et al., 2006). L'écart-type de l'AUC est de 0,02.

Tableau S3.2 : Indicateurs d'influence des variables pour le modèle du critère (3). La contribution est évaluée en termes de variation du gain régularisé. L'importance est évaluée en termes de variation de l'AUC d'entraînement à la suite de la permutation aléatoire des données. Les valeurs sont moyennées sur l'ensemble des répliques. MNT : Modèle numérique de terrain ; CLDens : Classe de densité ; CLHaut : Classe de hauteur ; DensSem : Densité de semenciers ; DepSur : Dépôts de surface ; Exp : Exposition ; MO : Épaisseur de matière organique ; MSAVI : *Modified Soil Adjusted Vegetation Index*.

Variable	Contribution en % (rang)	Importance en % (rang)
MNT	45,80 (1)	47,00 (1)
CLDens	0,60 (9)	0,70 (9)
CLHaut	8,50 (4)	2,20 (7)
DensSem	4,00 (6)	5,70 (4)
DepSur	6,60 (5)	14,60 (3)
Exp	3,90 (7)	2,80 (6)
MO	13,10 (3)	19,80 (2)
MSAVI	16,00 (2)	5,10 (5)
Pente	1,50 (8)	2,10 (8)

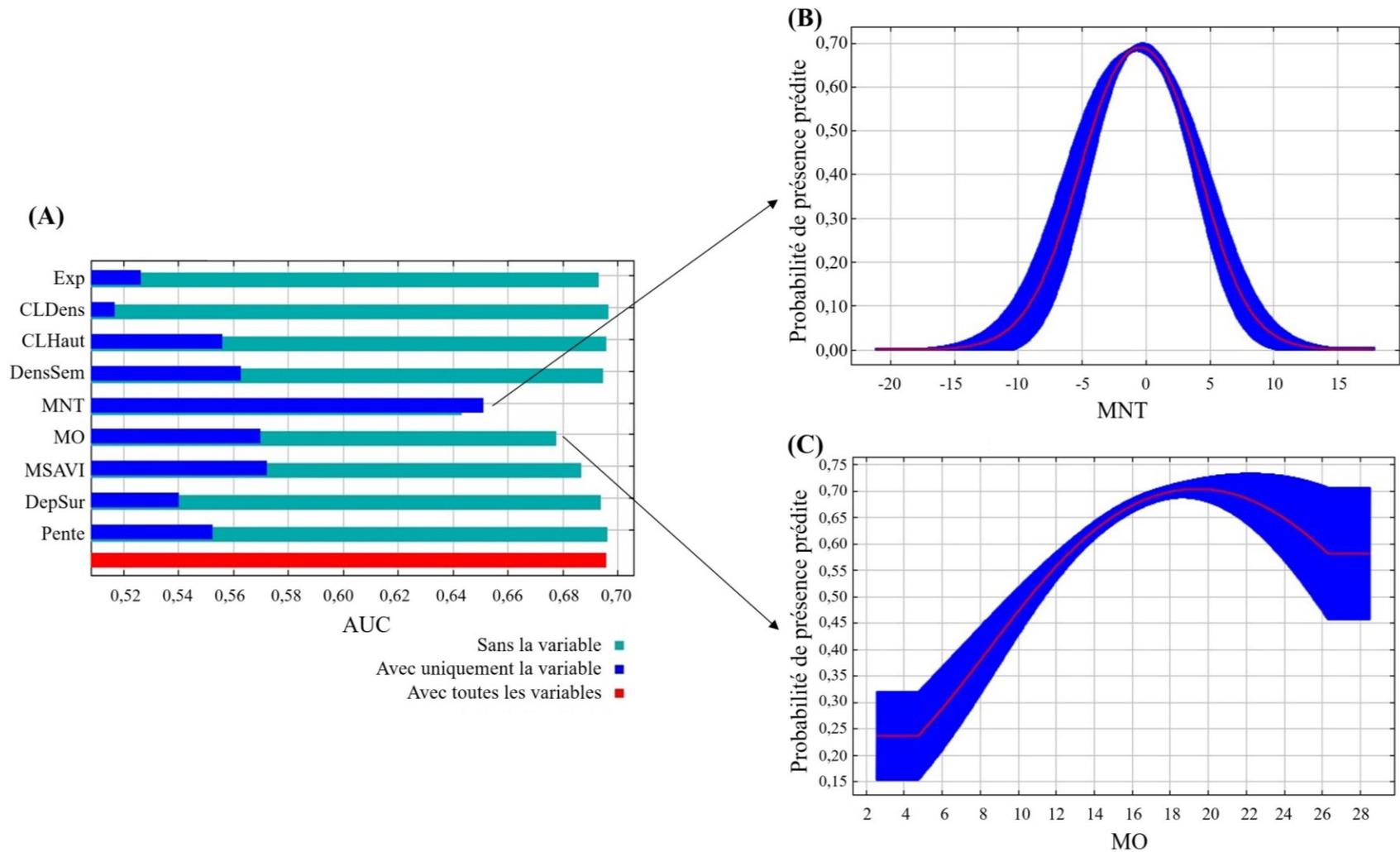


Figure S3.2 : (A) Résultats du test *jackknife* sur les variables du modèle du critère (3). AUC : Aire sous la courbe, de l'anglais *Area Under the Curve*. (B) et (C) Courbes réponses moyennes (rouge) +/- un écart-type (bleu) de la probabilité de présence de microsites pour les deux variables les plus contributives au modèle – le modèle numérique de terrain (MNT) (m) et l'épaisseur de matière organique (MO) (cm). Les extrémités horizontales correspondent à un prolongement des courbes réponses au-delà des plages de valeurs disponibles pour chaque variable.

Conclusion générale

À la suite d'un incendie, les gestionnaires forestiers doivent évaluer la régénération naturelle des peuplements forestiers afin d'identifier les zones qui nécessiteront des opérations de régénération artificielle. Cette évaluation peut être réalisée pour des zones restreintes, directement sur le terrain, ou bien pour des zones plus étendues, au moyen de modèles de régénération applicables à l'échelle du feu. Bien que plusieurs études aient établi des relations claires entre la sévérité du feu et le succès de germination et d'établissement des semis d'espèces boréales, cette caractéristique du feu reste peu explorée au Québec, et elle tarde à être intégrée dans les modèles de régénération utilisés par les gestionnaires forestiers.

Ce projet de recherche a permis de démontrer que la sévérité des feux survenus depuis 1985 dans la forêt boréale fermée du Québec présente des tendances temporelles hétérogènes entre les régions. La sévérité des feux a augmenté dans les régions du Lac-Saint-Jean et du Nord-du-Québec, et elle a diminué dans celles de l'Abitibi et de la Côte-Nord. Ces tendances seraient principalement expliquées par l'évolution de la fréquence et de l'intensité des perturbations naturelles et anthropiques qui exercent une influence sur l'accumulation et l'inflammabilité du combustible. L'approche employée pour réaliser la modélisation de la probabilité de présence de microsites a d'ailleurs permis d'intégrer aux modèles des variables caractérisant la sévérité du feu, et ce, à fine résolution spatiale. Les résultats indiquent que la sévérité des feux est déterminante dans la prédiction de la présence de microsites favorables à la régénération naturelle de l'épinette noire.

Les données de sévérité des feux analysées dans cette étude couvrent une étendue temporelle courte, mais les résultats obtenus contribuent à combler une lacune importante dans les connaissances sur cette caractéristique des incendies au Québec. De plus, le modèle prédictif développé dans le cadre de cette étude se distingue des modèles de régénération conventionnels sur deux plans. Premièrement, il permet de prédire la probabilité de présence de microsites favorables à la régénération de l'épinette noire plutôt que la régénération elle-même. Son utilisation favorise donc une planification proactive, mais également plus prudente des interventions de récupération du bois brûlé et de régénération artificielle. En effet, notre modèle peut être appliqué immédiatement après un incendie, offrant ainsi une alternative aux méthodes

traditionnelles d'évaluation de la régénération qui exigent des délais plus longs (5 à 10 ans après l'incendie). En combinant son utilisation avec des analyses dendrométriques (âge et historique des arbres), les gestionnaires forestiers pourront estimer la disponibilité en cônes et en graines dans un peuplement, permettant ainsi de dresser un portrait du potentiel de régénération avant que les semis soient établis. Deuxièmement, la fine résolution spatiale des données d'entrée et des prédictions du modèle assure une représentation fidèle et précise des variations dans les patrons spatiaux de la sévérité du feu et de la probabilité de présence de microsites. Ce modèle s'avère ainsi hautement applicable à l'échelle du peuplement.

Malgré la robustesse du modèle produit avec le critère (1), l'intégration de données provenant de plusieurs incendies serait bénéfique pour étendre son applicabilité à des conditions environnementales diversifiées, plus particulièrement les conditions climatiques, et à des réponses écologiques post-incendie plus variées. L'usage de ce modèle par les gestionnaires forestiers permettra de freiner les interventions de régénération artificielle dans les zones où la probabilité de régénération naturelle est élevée, ce qui favorisera l'optimisation de l'allocation des ressources, la conservation de la biodiversité animale et végétale, ainsi que la gestion durable des écosystèmes forestiers.

Références

- Adhikari, D., Barik, S. K. et Upadhaya, K. (2012). Habitat distribution modelling for reintroduction of *Ilex khasiana* Purk., a critically endangered tree species of northeastern India. *Ecological Engineering*, 40, 37-43. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.12.004>
- Allard, S. et Bertrand, L. (2022). L'aménagement durable des forêts, partie intégrante du calcul des possibilités forestières. Dans *Manuel de détermination des possibilités forestières 2023-2028*. Bureau du Forestier en chef, Gouvernement du Québec.
- Anderson, K. et Gaston, K. J. (2013). Lightweight unmanned aerial vehicles will revolutionize spatial ecology. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 11(3), 138-146. <https://doi.org/https://doi.org/10.1890/120150>
- Augustin, F., Girardin, M. P., Terrier, A., Grondin, P., Lambert, M.-C., Leduc, A. et Bergeron, Y. (2022). Projected changes in fire activity and severity feedback in the spruce–feather moss forest of western Quebec, Canada. *Trees, Forests and People*, 8. <https://doi.org/10.1016/j.tfp.2022.100229>
- Austin, M. P. (2002). Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. *Ecological Modelling*, 157(2), 101-118. [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00205-3](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00205-3)
- Bergeron, J.-F., Grondin, P. et Blouin, J. (1998). *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'ouest*.
- Bergeron, Y. et Archambault, S. (1993). Decreasing frequency of forest fires in the southern boreal zone of Québec and its relation to global warming since the end of the 'Little Ice Age'. *The Holocene*, 3(3), 255-259. <https://doi.org/10.1177/095968369300300307>
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M. et Kafka, V. (2004). Fire Regimes at the Transition between Mixedwood and Coniferous Boreal Forest in Northwestern Quebec. *Ecology*, 85(7), 1916-1932. <https://doi.org/10.1890/02-0716>
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P. et Lesieur, D. (2001). Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research*, 31(3), 384-391. <https://doi.org/10.1139/x00-178>
- Blais, M.-J. et Nappi, A. (2018). Objectifs d'aménagement. Dans *Manuel de détermination des possibilités forestières 2018-2023*. Bureau du Forestier en chef, Gouvernement du Québec.
- Blouin, J. et Berger, J.-P. (2002). *Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 5a - Plaine de l'Abitibi*. Ministère des Ressources Naturelles du Québec, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations.
- Blouin, J. et Berger, J.-P. (2004). *Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 6c – Plaine du lac Opémisca, 6d – Coteaux du lac Assinica, 6e – Coteaux de la rivière Nestaocano, 6f – Coteaux du lac Mistassini et 6g – Coteaux du lac Manouane*.

Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations.

- Blouin, J., Berger, J.-P., Landry, Y. et Saucier, J.-P. (2008). *Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 5b - Coteaux du réservoir Gouin, 5c - Collines du haut Saint-Maurice et 5d - Collines ceinturant le lac Saint-Jean*. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers.
- Bonan, G. B. et Shugart, H. H. (1989). Environmental factors and ecological processes in boreal forests. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 20, 1-28. <https://doi.org/10.1146/annurev.es.20.110189.000245>
- Bouchard, M., Kneeshaw, D. et Bergeron, Y. (2005). Mortality and stand renewal patterns following the last spruce budworm outbreak in mixed forests of western Quebec. *Forest Ecology and Management*, 204(2), 297-313. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2004.09.017>
- Bouchard, M., Pothier, D. et 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. <https://doi.org/10.1139/X07-201>
- Boucher, J., Beaudoin, A., Hébert, C., Guindon, L. et Bauce, E. (2017). Assessing the potential of the differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) for estimating burn severity in eastern Canadian boreal forests. *International Journal of Wildland Fire*, 26(1), 32-45. <https://doi.org/10.1071/WF15122>
- Breiman, L. (2001). Random Forests. *Machine Learning*, 45(1), 5-32. <https://doi.org/10.1023/A:1010933404324>
- Bunn, A. G. (2008). A dendrochronology program library in R (dplR). *Dendrochronologia*, 26(2), 115-124. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2008.01.002>
- Burns, R. M et Honkala, B. H. (1990). *Silvics of North America: Volume 1. Conifers*. United States Department of Agriculture (USDA), Forest Service, Agriculture Handbook 654.
- Carlson, D., Reich, P. et Frelich, L. (2011). Fine-scale heterogeneity in overstory composition contributes to heterogeneity of wildfire severity in southern boreal forest. *Journal of Forest Research*, 16, 203-214. <https://doi.org/10.1007/s10310-011-0251-z>
- Certini, G. (2005). Effects of fire on properties of forest soils: a review. *Oecologia*, 143(1), 1-10. <https://doi.org/10.1007/s00442-004-1788-8>
- Chuvieco, E., Englefield, P., Trishchenko, A. P. et Luo, Y. (2008). Generation of long time series of burn area maps of the boreal forest from NOAA–AVHRR composite data. *Remote Sensing of Environment*, 112(5), 2381-2396. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2007.11.007>
- Chuvieco, E., Martín, M. P. et Palacios, A. (2002). Assessment of different spectral indices in the red-near-infrared spectral domain for burned land discrimination. *International Journal of Remote Sensing*, 23(23), 5103-5110. <https://doi.org/10.1080/01431160210153129>
- Couillard, P.-L., Fréreau, M., Payette, S., Grondin, P., Lavoie, M. et Laflamme, J. (2016). *Dynamique et variabilité naturelle de la pessière à mousses au nord de la région du Lac-Saint-Jean, Québec*.

- Covington, W. W. et Sackett, S. S. (1992). Soil mineral nitrogen changes following prescribed burning in ponderosa pine. *Forest Ecology and Management*, 54(1), 175-191. [https://doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90011-W](https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90011-W)
- Cybis Elektronik & Data AB. (2023a). CDendro [logiciel] (version 9.8.1). <https://www.cybis.se/forfun/dendro/index.htm>
- Cybis Elektronik & Data AB. (2023b). Coorecorder [logiciel] (version 9.8.1). <https://www.cybis.se/forfun/dendro/helpcoorecorder7/index.htm>
- Danneyyrolles, V., Smetanka, C., Fournier, R., Boucher, J., Guindon, L., Waldron, K., Bourdon, J.-F., Bonfils, D., Beaudoin, M., Ibarzabal, J., Rossi, S. et Boucher, Y. (2024). Assessing spatial patterns of burn severity for guiding post-fire salvage logging in boreal forests of Eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 556, 121756. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121756>
- Danneyyrolles, V., Valeria, O., Djerboua, I., Gauthier, S. et Bergeron, Y. (2020). How Initial Forest Cover, Site Characteristics and Fire Severity Drive the Dynamics of the Southern Boreal Forest. *Remote Sensing*, 12(23), 3957. <https://doi.org/10.3390/rs12233957>
- Doucet, R. et Côté, M. (2009a). Partie II : La mesure des ressources. Dans *Manuel de foresterie* (p. 1510). Éditions MultiMondes.
- Doucet, R. et Côté, M. (2009b). Partie IV : Le contexte économique et réglementaire. Dans *Manuel de foresterie* (p. 1510). Éditions MultiMondes.
- Dwyer, J. L., Roy, D. P., Sauer, B., Jenkerson, C. B., Zhang, H. K. et Lymburner, L. (2018). Analysis Ready Data: Enabling Analysis of the Landsat Archive. *Remote Sensing*, 10(9). <https://doi.org/10.3390/rs10091363>
- Epting, J., Verbyla, D. et Sorbel, B. (2005). Evaluation of remotely sensed indices for assessing burn severity in interior Alaska using Landsat TM and ETM+. *Remote Sensing of Environment*, 96(3), 328-339. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.03.002>
- Esri. (2023). ArcGIS Desktop [logiciel] (version 3.1.0). Environmental Research Institute. <https://www.esri.com/en-us/arcgis/products/arcgis-desktop/overview>
- Forestier en chef. (2023). *Effet des feux de forêt 2023 sur la régénération naturelle des peuplements affectés*.
- Franklin, J. (2010). *Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511810602>
- Fraser, R. H., Van der Sluijs, J. et Hall, R. J. (2017). Calibrating Satellite-Based Indices of Burn Severity from UAV-Derived Metrics of a Burned Boreal Forest in NWT, Canada. *Remote Sensing*, 9(3), 279. <https://doi.org/10.3390/rs9030279>
- Frégeau, M., Payette, S. et Grondin, P. (2015). Fire history of the central boreal forest in eastern North America reveals stability since the mid-Holocene. *The Holocene*, 25(12), 1912-1922. <https://doi.org/10.1177/0959683615591361>
- Gaboriau, D. M., Remy, C. C., Girardin, M. P., Asselin, H., Hely, C., Bergeron, Y. et Ali, A. A. (2020). Temperature and fuel availability control fire size/severity in the boreal forest of

- central Northwest Territories, Canada. *Quaternary Science Reviews*, 250. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2020.106697>
- GIEC, Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat. (2021). Summary for Policymakers. Dans *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Gillon, D., Gomendy, V., Houssard, C., Marechal, J. et Valette, J. C. (1995). Combustion and Nutrient Losses During Laboratory Burns. *International Journal of Wildland Fire*, 5(1), 1-12. <https://doi.org/10.1071/WF9950001>
- Girard, F., Payette, S. et Gagnon, R. (2009). Origin of the lichen–spruce woodland in the closed-crown forest zone of eastern Canada. *Global Ecology and Biogeography*, 18(3), 291-303. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00449.x>
- Girard, F., Payette, S. et Gagnon, R. (2011). Dendroecological analysis of black spruce in lichen—spruce woodlands of the closed-crown forest zone in eastern Canada. *Ecoscience*, 18(3), 279-294. <https://doi.org/10.2980/18-3-3438>
- Greene, D. F., Noël, J., Bergeron, Y., Rousseau, M. et Gauthier, S. (2004). Recruitment of *Picea mariana*, *Pinus banksiana*, and *Populus tremuloides* across a burn severity gradient following wildfire in the southern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(9), 1845-1857. <https://doi.org/10.1139/x04-059>
- Greene, D. F., Zasada, J. C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, I. et Simard, M.-J. (1999). A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research*, 29(6), 824-839. <https://doi.org/10.1139/x98-112>
- Grondin, P., Blouin, J. et Racine, P. (1998). *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'est*.
- Guindon, L., Gauthier, S., Manka, F., Parisien, M.-A., Whitman, E., Bernier, P., Beaudoin, A., Villemaire, P. et Skakun, R. (2020). Trends in wildfire burn severity across Canada, 1985 to 2015. *Canadian Journal of Forest Research*, 51(9), 1230-1244. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2020-0353>
- Guisan, A. et Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution: offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993-1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Guisan, A., Thuiller, W. et Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat Suitability and Distribution Models: With Applications in R*. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781139028271>
- Guiterman, C. H., Lynch, A. M. et Axelson, J. N. (2020). dfoIatR: An R package for detection and analysis of insect defoliation signals in tree rings. *Dendrochronologia*, 63. <https://doi.org/10.1016/j.dendro.2020.125750>

- Hall, R. J., Freeburn, J., Groot, W., Pritchard, J., Lynham, T. et Landry, R. (2008). Remote sensing of burn severity: Experience from western Canada boreal fires. *International Journal of Wildland Fire*, 17(4), 476-489. <https://doi.org/10.1071/WF08013>
- Hanes, C. C., Wotton, M., Woolford, D. G., Martell, D. L. et Flannigan, M. (2022). Mapping organic layer thickness and fuel load of the boreal forest in Alberta, Canada. *Geoderma*, 417, 115827. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2022.115827>
- Hare, F. K. et Ritchie, J. C. (1972). The Boreal Bioclimates. *Geographical Review*, 62(3), 333-365. <https://doi.org/10.2307/213287>
- Haughian, S. R., Clayden, S. R. et Cameron, R. (2019). On the distribution and habitat of *Fuscopannaria leucosticta* in New Brunswick, Canada. *Ecoscience*, 26(2), 99-112. <https://doi.org/10.1080/11956860.2018.1526997>
- Henneb, M., Thiffault, N. et Valeria, O. (2020). Regional Climate, Edaphic Conditions and Establishment Substrates Interact to Influence Initial Growth of Black Spruce and Jack Pine Planted in the Boreal Forest. *Forests*, 11(2), 139. <https://doi.org/10.3390/f11020139>
- Jayen, K., Leduc, A. et Bergeron, Y. (2006). Effect of fire severity on regeneration success in the boreal forest of northwest Quebec, Canada. *Ecoscience*, 13(2), 143-151. <https://doi.org/10.2980/i1195-6860-13-2-143.1>
- Jobidon, R. (1995). *Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec : revue de littérature*. (publication n° 117). Ministère des Ressources naturelles du Québec.
- Johnson, E. A. (1992). *Fire and Vegetation Dynamics: Studies from the North American Boreal Forest*. Cambridge University Press.
- Johnstone, J. F. et Chapin, F. S. (2006). Effects of Soil Burn Severity on Post-Fire Tree Recruitment in Boreal Forest. *Ecosystems*, 9(1), 14-31. <https://doi.org/10.1007/s10021-004-0042-x>
- Johnstone, J. F. et Kasischke, E. S. (2005). Stand-level effects of soil burn severity on postfire regeneration in a recently burned black spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(9), 2151-2163. <https://doi.org/10.1139/x05-087>
- Jolly, W. M., Cochrane, M. A., Freeborn, P. H., Holden, Z. A., Brown, T. J., Williamson, G. J. et Bowman, D. M. J. S. (2015). Climate-induced variations in global wildfire danger from 1979 to 2013. *Nature Communications*, 6(1), 7537. <https://doi.org/10.1038/ncomms8537>
- Kasischke, E. S., Turetsky, M. R., Ottmar, R. D., French, N. H. F., Hoy, E. E. et Kane, E. S. (2008). Evaluation of the composite burn index for assessing fire severity in Alaskan black spruce forests. *International Journal of Wildland Fire*, 17, 515-526. <https://doi.org/10.1071/WF08002>
- Kass, J. M., Muscarella, R., Galante, P. J., Bohl, C. L., Pinilla-Buitrago, G. E, Boria, R. A, Soley-Guardia, M et Anderson, R. P. (2021). ENMeval 2.0: Redesigned for customizable and reproducible modeling of species' niches and distributions. *Methods in Ecology and Evolution*, 12(9), 1602-1608. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13628>

- Keeley, J. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: A brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire*, 18, 116-126.
<https://doi.org/10.1071/WF07049>
- Key, C. H. et Benson, N. C. (2006). *Landscape Assessment (LA)*.
- Krawchuk, M. A., Cumming, S. G. et Flannigan, M. D. (2009). Predicted changes in fire weather suggest increases in lightning fire initiation and future area burned in the mixedwood boreal forest. *Climatic Change*, 92(1), 83-97. <https://doi.org/10.1007/s10584-008-9460-7>
- Krawchuk, M., Haire, S., Coop, J., Parisien, M.-A., Whitman, E., Chong, G. et Miller, C. (2016). Topographic and fire weather controls of fire refugia in forested ecosystems of northwestern North America. *Ecosphere*, 7, e01632. <https://doi.org/10.1002/ecs2.1632>
- Kurbanov, E., Vorobev, O., Lezhnin, S., Sha, J., Wang, J., Li, X., Cole, J., Dergunov, D. et Wang, Y. (2022). Remote Sensing of Forest Burnt Area, Burn Severity, and Post-Fire Recovery: A Review. *Remote Sensing*, 14(19). <https://doi.org/10.3390/rs14194714>
- Kuuluvainen, T. et Gauthier, S. (2018). Young and old forest in the boreal: critical stages of ecosystem dynamics and management under global change. *Forest Ecosystems*, 5(1), 26. <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0142-2>
- Lebel, L., Cormier, D., Desrochers, L., Dubeau, D., Dunnigan, J., Favreau, J., Gingras, J.-F., Hamel, M., Meek, P., Michaelsen, C., Sarthou, C. et Thiffault, N. (2009). Chapitre 31 : Opérations forestières et transport des bois. Dans Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (dir.), *Manuel de foresterie* (2^e éd., p. 1245-1304). Ouvrage collectif, Éditions MultiMondes.
- Lentile, L., Holden, Z. A., Smith, A., Falkowski, M., Hudak, A. T., Morgan, P., Lewis, S., Gessler, P. et Benson, N. (2006). Remote sensing techniques to assess active fire characteristics and post-fire effects. *International Journal of Wildland Fire*, 15. <https://doi.org/10.1071/WF05097>
- Liaw, A. et Wiener, M. (2022). Classification and Regression by randomForest. *R News*, 2(3), 18-22. <https://CRAN.R-project.org/doc/Rnews/>
- Lindenmayer, D. B., Taylor, C. et Blanchard, W. (2021). Empirical analyses of the factors influencing fire severity in southeastern Australia. *Ecosphere*, 12(8), e03721. <https://doi.org/10.1002/ecs2.3721>
- Mallik, A. et Kayes, I. (2018). Lichen matted seedbeds inhibit while moss dominated seedbeds facilitate black spruce (*Picea mariana*) seedling regeneration in post-fire boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 427, 260-274. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.05.064>
- Mansuy, N., Gauthier, S., Robitaille, A. et Bergeron, Y. (2010). 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. <https://doi.org/10.1071/WF09144>

- Meng, Q. et Meentemeyer, R. K. (2011). Modeling of multi-strata forest fire severity using Landsat TM Data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 13(1), 120-126. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2010.08.002>
- MER, Ministère de l'Énergie et des Ressources. (1983). *Ressources et industries forestières du Québec, portrait statistique 1983*.
- MFFP, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. (2016). *Norme d'inventaire forestier; Placettes-échantillons permanentes [ensemble de données]*.
- Morneau, C. (2021). *Classification écologique du territoire québécois*.
- Morneau, C. et Landry, Y. (2007). *Guide de reconnaissance des types écologiques des régions écologiques 6h - Collines du lac Péribonka et 6i - Hautes collines du réservoir aux Outardes*. Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de l'analyse et de la diffusion des informations forestières et écologiques.
- MRN, Ministère des Ressources Naturelles. (2013). *Le guide sylvicole du Québec - Tome II : Les concepts et l'application de la sylviculture*. Les Publications du Québec.
- MRNF, Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2016). *Carte forestière du premier inventaire [ensemble de données]*. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/cartes-forestieres-1er-inventaire>
- MRNF, Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2017). *Carte écoforestière originale et résultats d'inventaire [ensemble de données]*. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/resultats-d-inventaire-et-carte-ecoforestiere>
- MRNF, Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2018a). *Carte écoforestière du troisième inventaire [ensemble de données]*. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/cartes-ecoforestieres-du-troisieme-inventaire-forestier-1991-2003>
- MRNF, Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2018b). *Carte forestière du deuxième inventaire [ensemble de données]*. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/carte-forestieres-du-deuxieme-inventaire-1981-1994>
- MRNF, Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2022). *Ressources et industries forestières du Québec, portrait statistique 2021*.
- MRNF, Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2023a). *Carte écoforestière à jour [ensemble de données]*. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/carte-ecoforestiere-avec-perturbations>
- MRNF, Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2023b). *Cartographie des épidémies d'insectes, des chablis et du verglas [ensemble de données]*. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/fr/dataset/epidemies-chablis-et-verglas>

- MRNF, Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2023c). *Cartographie des feux de forêt [ensemble de données]*. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/feux-de-foret>
- MRNF, Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2023d). *Gestion des feux de forêt*. <https://mffp.gouv.qc.ca/les-forets/protection-milieu-forestier/gestion-feux-foret/>
- MRNF, Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2023e). *LiDAR - Modèles numériques (terrain, canopée, pente) [ensemble de données]*. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/produits-derives-de-base-du-lidar>
- MRNF, Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2023f). *Système d'information forestière par tesselle (SIFORT) [ensemble de données]*. <https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/systeme-d-information-forestiere-par-tesselle-sifort>
- Murphy, K., Reynolds, J. et Koltun, J. (2008). Evaluating the ability of the differenced Normalized Burn Ratio (dNBR) to predict ecologically significant burn severity in Alaskan boreal forests. *International Journal of Wildland Fire*, 17(4), 490-499. <https://doi.org/10.1071/WF08050>
- Parisien, M.-A. et Moritz, M. A. (2009). Environmental controls on the distribution of wildfire at multiple spatial scales. *Ecological Monographs*, 79(1), 127-154. <https://doi.org/10.1890/07-1289.1>
- Parisien, M.-A., Snetsinger, S., Greenberg, J. A., Nelson, C. R., Schoennagel, T., Dobrowski, S. Z. et Moritz, M. A. (2012). Spatial variability in wildfire probability across the western United States. *International Journal of Wildland Fire*, 21(4), 313-327. <https://doi.org/10.1071/WF11044>
- Parks, S. A. et Abatzoglou, J. T. (2020). Warmer and Drier Fire Seasons Contribute to Increases in Area Burned at High Severity in Western US Forests From 1985 to 2017. *Geophysical Research Letters*, 47(22), e2020GL089858. <https://doi.org/10.1029/2020GL089858>
- Perrault-Hébert, M., Boucher, Y., Fournier, R., Girard, F., Auger, I., Thiffault, N. et Grenon, F. (2017). Ecological drivers of post-fire regeneration in a recently managed boreal forest landscape of eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 399, 74-81. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.026>
- Phillips, S. J., Anderson, R. P. et Schapire, R. E. (2006). Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, 190(3), 231-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2005.03.026>
- Pix4D SA. (2018). Pix4D Mapper [logiciel] (version 4.2.27). <https://www.pix4d.com/product/pix4dmapper-photogrammetry-software/>
- Portier, J., Gauthier, S., Leduc, A., Arseneault, D. et Bergeron, Y. (2016). Fire Regime along Latitudinal Gradients of Continuous to Discontinuous Coniferous Boreal Forests in Eastern Canada. *Forests*, 7(10). <https://doi.org/10.3390/f7100211>

- Prasad, A. M., Iverson, L. R. et Liaw, A. (2006). Newer Classification and Regression Tree Techniques: Bagging and Random Forests for Ecological Prediction. *Ecosystems*, 9(2), 181-199. <https://doi.org/10.1007/s10021-005-0054-1>
- Prescott, C. E., Maynard, D. G. et Laiho, R. (2000). Humus in northern forests: friend or foe? *Forest Ecology and Management*, 133(1), 23-36. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(99\)00295-9](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(99)00295-9)
- QGIS Development Team. (2020). QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project [logiciel] (version 3.12.3). <https://www.qgis.org/fr/site/>
- R Core Team. (2022). R: A Language and Environment for Statistical Computing. <https://www.r-project.org/>
- Racine, P., Grondin, P. et Blouin, J. (1999). *Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest*.
- Régnière, J. et Saint-Amant, R. (2013). BioSIM [logiciel] (version 10.3.2.23). Ressources Naturelles Canada, Service canadien des forêts. <https://cfs.nrcan.gc.ca/projets/133>
- Robitaille, A. et Saucier, J.-P. (1998). *Paysages régionaux du Québec méridional*. Les Publications du Québec.
- Rogean, M. P., Barber, Q. E. et Parisien, M.-A. (2018). Effect of Topography on Persistent Fire Refugia of the Canadian Rocky Mountains. *Forests*, 9(6). <https://doi.org/10.3390/f9060285>
- Rowe, J. S. et Scotter, G. W. (1973). Fire in the boreal forest. *Quaternary Research*, 3(3), 444-464. [https://doi.org/10.1016/0033-5894\(73\)90008-2](https://doi.org/10.1016/0033-5894(73)90008-2)
- Saucier, J.-P., Grondin, P., Robitaille, A., Gosselin, C., Morneau, C., Richard, P. J.H., Brisson, J., Sirois, L., Leduc, A., Morin, H., Thiffault, É., Gauthier, S., Lavoie, C. et Payette, S. (2009). Chapitre 4 : Écologie forestière. Dans *Ordre des ingénieurs forestiers du Québec* (dir.), *Manuel de foresterie* (2^e éd., p. 359-396). Ouvrage collectif, Éditions MultiMondes.
- Sérgio, C., Figueira, R., Draper, D., Menezes, R. et Sousa, A. J. (2007). Modelling bryophyte distribution based on ecological information for extent of occurrence assessment. *Biological Conservation*, 135(3), 341-351. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.10.018>
- Simard, M. et Payette, S. (2005). Reduction of black spruce seed bank by spruce budworm infestation compromises postfire stand regeneration. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(7), 1686-1696. <https://doi.org/10.1139/x05-083>
- Smithwick, E. A. H., Turner, M. G., Mack, M. C. et Chapin, F. S. (2005). Postfire Soil N Cycling in Northern Conifer Forests Affected by Severe, Stand-Replacing Wildfires. *Ecosystems*, 8(2), 163-181. <https://doi.org/10.1007/s10021-004-0097-8>
- Splawinski, T. B., Boucher, Y., Bouchard, M., Greene, D. F., Gauthier, S., Auger, I., Sirois, L., Valeria, O. et Bergeron, Y. (2022). Factors influencing black spruce reproductive potential in the northern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 52(12), 1499-1512. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2022-0092>

- Splawinski, T. B., Cyr, D., Gauthier, S., Jetté, J.-P. et Bergeron, Y. (2018). Analyzing risk of regeneration failure in the managed boreal forest of northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 49(6), 680-691. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0278>
- Splawinski, T. B., Gauthier, S., Bergeron, Y., Greene, D. F. et Valeria, O. (2016). A landscape-level tool for assessing natural regeneration density of *Picea mariana* and *Pinus banksiana* following fire and salvage logging. *Forest Ecology and Management*, 373, 189-202. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.04.036>
- Splawinski, T. B., Greene, D. F. et Gauthier, S. (2014). A model of the post-fire recruitment of *Picea mariana* and *Pinus banksiana* as a function of salvage timing and intensity. *Ecological Modelling*, 282, 35-43. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.03.007>
- Splawinski, T. B., Greene, D. F., Gauthier, S. et Bergeron, Y. (2015). A stand-level tool for predicting the natural regeneration density of black spruce and jack pine following fire and salvage. *The Forestry Chronicle*, 91(04), 360-366. <https://doi.org/10.5558/tfc2015-065>
- St-Pierre, H., Gagnon, R. et Bellefleur, P. (1991). Distribution spatiale de la régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Réserve faunique Ashuapmushuan, Québec. *Canadian Journal of Botany*, 69(4), 717-721. <https://doi.org/10.1139/b91-097>
- Statistique Canada. (2018). *L'activité humaine et l'environnement : les forêts du Canada* (publication n° 16-201-X).
- Stevens-Rumann, C. S., Prichard, S. J., Strand, E. K. et Morgan, P. (2016). Prior wildfires influence burn severity of subsequent large fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(11), 1375-1385. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2016-0185>
- Stone, C., Hudak, A. T. et Morgan, P. (2004). Forest Harvest Can Increase Subsequent Forest Fire Severity. Dans. Second International Symposium on Fire Economics, Planning, and Policy: A Global View.
- Thiffault, N., Titus, B. D. et Munson, A. D. (2004). Black spruce seedlings in a *Kalmia-Vaccinium* association: microsite manipulation to explore interactions in the field. *Canadian Journal of Forest Research*, 34(8), 1657-1668. <https://doi.org/10.1139/x04-046>
- Tsuyuzaki, S., Narita, K., Sawada, Y. et Kushida, K. (2014). The establishment patterns of tree seedlings are determined immediately after wildfire in a black spruce (*Picea mariana*) forest. *Plant ecology*, 215(3), 327-337. <https://doi.org/10.1007/s11258-014-0303-5>
- U.S. Geological Survey. *Earth Explorer*. U.S. Geological Survey. <https://earthexplorer.usgs.gov/>
- Valeria, O., Sigouin, M.-E. et Gauthier, S. (2011). *Outil de planification et de remise en production des forêts brûlées*.
- Van Wagner, C. E. (1983). Fire behaviour in northern conifer forests and shrublands. Dans *The Role of Fire in Northern Circumpolar Ecosystems* (p. 65-80). John Wiley and Sons.
- Veilleux-Nolin, M. et Payette, S. (2012). Influence of recent fire season and severity on black spruce regeneration in spruce-moss forests of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 42(7), 1316-1327. <https://doi.org/10.1139/x2012-098>

- Venne, S. et Currie, D. J. (2021). Can habitat suitability estimated from MaxEnt predict colonizations and extinctions? *Diversity and Distributions*, 27(5), 873-886. <https://doi.org/10.1111/ddi.13238>
- Wang, W., Wang, X., Wu, W., Guo, F., Park, J. et Wang, G. (2022). Burn Severity in Canada's Mountain National Parks: Patterns, Drivers, and Predictions. *Geophysical Research Letters*, 49(12), e2022GL097945. <https://doi.org/10.1029/2022GL097945>
- Warren, D. L. et Seifert, S. N. (2011). Ecological niche modeling in Maxent: the importance of model complexity and the performance of model selection criteria. *Ecological Applications*, 21(2), 335-342. <https://doi.org/10.1890/10-1171.1>
- Watt, G. A., Stocks, B. J., Fleming, R. A. et Smith, S. M. (2020). Stand breakdown and surface fuel accumulation due to spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*) defoliation in the boreal mixedwood forest of central Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 50(6), 533-541. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2019-0076>
- Whitman, E., Parisien, M.-A., Thompson, D. K. et Flannigan, M. D. (2018a). Topoedaphic and Forest Controls on Post-Fire Vegetation Assemblies Are Modified by Fire History and Burn Severity in the Northwestern Canadian Boreal Forest. *Forests*, 9(3). <https://doi.org/10.3390/f9030151>
- Whitman, E., Parisien, M.-A., Thompson, D. K., Hall, R. J., Skakun, R. S. et Flannigan, M. D. (2018b). Variability and drivers of burn severity in the northwestern Canadian boreal forest. *Ecosphere*, 9(2), e02128. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2128>
- Wotton, B. M. et Flannigan, M. D. (1993). Length of the fire season in a changing climate. *The Forestry Chronicle*, 69(2), 187-192. <https://doi.org/10.5558/tfc69187-2>
- Wulder, M. A., White, J. C., Alvarez, F., Han, T., Rogan, J. et Hawkes, B. (2009). Characterizing boreal forest wildfire with multi-temporal Landsat and LIDAR data. *Remote Sensing of Environment*, 113(7), 1540-1555. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2009.03.004>
- Zald, H. et Dunn, C. (2017). Severe fire weather and intensive forest management increase fire severity in a multi-ownership landscape. *Ecological Applications*, 28. <https://doi.org/10.1002/eap.1710>
- Zasada, J. C., Sharik, T. L. et Nygren, M. (1992). The reproductive process in boreal forest trees. Dans G. B. Bonan, H. H. Shugart et R. Leemans (dir.), *A Systems Analysis of the Global Boreal Forest* (p. 85-125). Cambridge University Press.
- Zhang, B., Leroux, S.J., Bowden, J. J., Hargan, K. E., Hurford, A. et Moise, E. R. D. (2023). Species distribution model identifies influence of climatic constraints on severe defoliation at the leading edge of a native insect outbreak. *Forest Ecology and Management*, 544, 121166. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.121166>

Annexe A Indices spectraux

Les indices spectraux sont calculés à partir de la réflectance ou de la radiance captée dans différentes bandes du spectre électromagnétique, couvrant les longueurs d'onde visibles, infrarouges et thermiques. Les indices sont utilisés en télédétection pour mettre en évidence des caractéristiques de la surface terrestre, notamment la densité et la vigueur de la végétation ainsi que la teneur en eau des plantes et du sol.

Normalized Difference Vegetation Index (NDVI)

L'indice NDVI est un ratio normalisé impliquant les bandes proche infrarouge (PIR) et rouge (R). Il sert à évaluer la quantité et la vigueur de la végétation (Epting et al., 2005; Lentile et al., 2006) :

$$\text{NDVI} = \frac{(\text{PIR}-\text{R})}{(\text{PIR}+\text{R})} \quad (3)$$

Modified Soil Adjusted Vegetation Index (MSAVI)

L'indice MSAVI a été développé afin de réduire l'influence que peuvent avoir les interactions entre le sol à nu et la végétation sur d'autres indices spectraux de végétation, notamment le NDVI (Epting et al., 2005) :

$$\text{MSAVI} = \text{PIR} + 0,5 - 0,5\sqrt{(2\text{PIR} + 1)^2 - 8(\text{PIR} - \text{R})} \quad (4)$$

Burn Area Index (BAI)

L'indice BAI est obtenu en mesurant la distance spectrale entre chaque pixel et un point spectral de référence dont les zones incendiées ont tendance à se rapprocher (Chuvieco et al., 2002). Il a été développé de manière à accentuer le signal du charbon accumulé au sol après un incendie :

$$\text{BAI} = \frac{1}{(0,1-\text{R})^2 + (0,06-\text{PIR})^2} \quad (5)$$