



**Effet positif de la coupe de récupération sur la régénération des
peuplements de conifères dans la forêt boréale de l'Est du Canada**

par : Abir Arbi

**Mémoire présenté à l'Université du Québec à Chicoutimi en vue de
l'obtention du grade de Maîtrise ès sciences (M. Sc.) en ressources
renouvelables**

Québec, Canada

© Abir Arbi, 2026

RÉSUMÉ

La coupe de récupération est un traitement sylvicole qui vise à récolter le bois affecté par des feux ou d'autres perturbations naturelles. Cette pratique pourrait créer des conditions de milieu favorables à la régénération des espèces de conifères par l'augmentation de la densité des microsites constitués du sol minéral favorable à la germination des semences libérées lors de la récolte des arbres. L'objectif de cette étude est d'évaluer l'effet de la coupe de récupération post-feu sur la régénération des peuplements de conifères matures dans l'Est du Canada. L'échantillonnage a été effectué dans des peuplements matures dominés par l'épinette noire [EPN] (>75% de la surface terrière) avec une faible composante (< 25%) de pin gris [PIG] et/ou autres essences. Les conditions du milieu étaient similaires, sauf pour le traitement de coupe de récupération. Au sein de ces peuplements, la densité des microsites et le coefficient de distribution spatial (CDS) des semis ont été comparés dans des placettes récupérées et des placettes témoins laissées intactes. Nos résultats ont démontré que la couche organique résiduelle, un proxy pour quantifier les microsites constitués de sol minéral, était 23.4% plus mince dans les placettes récupérées (216.0 ± 85.2 mm) que dans les témoins (281.9 ± 56.6 mm). Le CDS des semis de conifères (EPN et de PIG) était 2.5 fois plus élevé dans les placettes récupérées ($50.0\% \pm 27.9\%$) que dans les témoins ($20.0\% \pm 20.6\%$). Une faible proportion de PIG dans la composition pré-feu ($<7.3\% \pm 7.8\%$ de la surface terrière) a contribué à doubler la régénération coniférienne dans les placettes récupérées comparativement aux témoins. Nos résultats suggèrent que la coupe de récupération favorise la régénération coniférienne post-feu en augmentant la densité des microsites favorables à la germination des semis. Ils suggèrent également un effet positif potentiel de coupe sur la dispersion des graines, bien que ce mécanisme demeure à tester directement. L'utilisation des activités de coupe de récupération dans les forêts boréales conifériennes comportant une faible composante de PIG pourrait renforcer leur résilience naturelle, permettant ainsi aux aménagistes de réduire, voire d'éviter, les coûts additionnels associés aux travaux de remise en production, surtout dans un contexte d'augmentation de la fréquence des feux susceptibles de limiter la régénération de l'EPN sur le long terme.

Mots clés : feux, coupe de récupération, régénération, stocking, microsites, épinette noire, pin gris, sylviculture.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	i
TABLE DES MATIÈRES	ii
LISTE DES FIGURES	iii
LISTE DES TABLEAUX	iv
LISTE DES ANNEXES	v
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	vi
REMERCIEMENTS	vii
CHAPITRE I - INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 Mise en contexte	1
1.2 Objectif et hypothèses.....	7
CHAPITRE II - POST-FIRE SALVAGE LOGGING COMBINED TO A SMALL COMPONENT OF JACK PINE INCREASES CONIFER REGENERATION IN EASTERN CANADIAN BOREAL FORESTS.....	10
1.3 Abstract.....	11
1.4 Introduction.....	12
1.5 Material and methods.....	15
1.5.1 Study area	15
1.5.2 Site selection and experimental design.....	16
1.5.3 Data collection	18
1.5.4 Statistical analysis.....	21
1.6 Results.....	22
1.7 Discussion.....	26
1.8 Conclusion	31
1.9 Author Contributions	32
1.10 Fundings.....	33
1.11 Acknowledgements.....	33
1.12 Conflicts of Interest	33
1.13 Supplementary materials.....	34
CHAPITRE III - CONCLUSION GÉNÉRALE.....	37
LISTE DES RÉFÉRENCES	42

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Study area within the 2020 Passes-Dangereuses wildfire, in the balsam fir—white birch bioclimatic domain of Quebec, Canada.	16
Figure 2. Plot design showing the spatial disposition of 4 m ² subplots in the main 400 m ² circular plot. The black dots indicate the measurements of the residual organic layer thickness across the main plot and subplots.	20
Figure 3. Mean thickness of the post-fire residual organic layer per treatment. Different letters (a, b) indicate significant differences (One-way ANOVA, p -value < 0.005). The boxplots illustrate the upper and lower quartiles with whiskers showing the minimum and maximum values within 1.5 times the interquartile range. The median is shown by the horizontal line.	22
Figure 4. Conifer seedlings (BS and JP) stocking per treatment. Different letters (a, b) indicate significant differences (Kruskal-Wallis test, p -value < 0.001). The boxplots illustrate the upper and lower quartiles, with whiskers showing the minimum and maximum values within 1.5 times the interquartile range. The median is shown by the horizontal line.	23
Figure 5. Distribution of regeneration levels of conifers (BS and JP) in salvaged and control plots: adequate regeneration (stocking > 70%), moderate regeneration (40% ≤ stocking ≤ 70%), and low regeneration (stocking < 40%).	24
Figure 6. Post-fire conifer seedling stocking by species in salvaged and control plots. Statistical differences between groups were assessed using a Kruskal-Wallis test, followed by pairwise comparisons with Dunn's test (adjusted for Bonferroni). Different letters (a, b) indicate significant statistical differences (p -value < 0.001). The boxplots illustrate the upper and lower quartiles, with whiskers showing the minimum and maximum values within 1.5 times the interquartile range. The median is shown by the horizontal line. BS: black spruce, JP: jack pine.	25

LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Summary of pre-fire stand characteristics among salvaged and control plots after field inventory.....	17
---	----

LISTE DES ANNEXES

S.M.1. Predicting diameter at breast height (DBH) of sampled trees in salvaged plots from height of stump diameter measured trees.	34
S.M.2. Correlation matrix illustrating the relation between pre-fire stands characteristics and the stocking of the total conifer seedlings using Spearman's non-parametric rank-based correlation test. Values represent correlation coefficients (ρ). Asterisks indicate the significance levels of the correlations ($*** < 0.0001$, $** < 0.001$, $* < 0.05$). BS: black spruce, JP: jack pine, TCS: total conifer seedlings, ROL: residual organic layer, SBW: spruce budworm.	35
S.M.3. The proportion of defoliated trees among salvaged and control plots in the 10 years preceding the 2020 fire, based on tree growth rings analysis. The outbreak period is highlighted in red.	36

LISTE DES ABRÉVIATIONS

BFEC: Bureau du forestier en chef

BS: Black spruce

CBI: Composite Burn Index

CDS: Coefficient de distribution spatial

DBH: Diameter at breast height

DSH: Diameter at stump height

EPN: Épinette noire

JP: Jack pine

MRNF: Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts

PIG: Pin gris

SBW: Spruce budworm

TBE: Tordeuse des bourgeons de l'épinette

REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à exprimer ma profonde gratitude à mon directeur de recherche, Yan Boucher, pour son accompagnement attentif, ses conseils constructifs et son soutien constant tout au long de ce projet. Il a été pour moi une véritable source d'inspiration et je le remercie sincèrement de m'avoir offert l'opportunité de monter ce projet et de vivre ce que j'appelle le « *Canadian dream* ».

Je souhaite également remercier chaleureusement ma codirectrice, Kaysandra Waldron, pour son encadrement bienveillant, son soutien moral et ses encouragements. Sa disponibilité et sa rigueur m'ont aidé à garder le cap et ont grandement contribué à l'avancement de ce travail.

Je désire aussi souligner l'apport et la collaboration de Audrey Lemay, Fidèle Bougnounou, François Gionest, Hugues Dorion, Hugues Terreaux de Félice, Maryse Marchand, Stelsa Fortin et Victor Danneyrolles, avec qui j'ai eu le plaisir de travailler et d'apprendre. Leur implication, leur expertise et leur disponibilité ont été d'une aide précieuse.

Un remerciement tout particulier à mon partenaire de maîtrise, Mathieu Lacroix, avec qui j'ai partagé de grands défis, collaboré étroitement, appris, échangé et vécu cette expérience académique dans un esprit de solidarité et de respect mutuel.

Je souhaite également remercier chaleureusement le team feu, avec qui j'ai partagé une expérience humaine et scientifique inoubliable dans les forêts des Chutes-des-Passes et au pavillon de la recherche forestière. Merci à Antonin Caussin, Charlotte Boulay, Jeanne Dupont, Noémie Fortin et Yann Arcand pour les moments de terrain marqués par la camaraderie, l'entraide et une passion commune pour la recherche.

Je tiens à remercier du fond du cœur ma mère, Kamissa Mansouri, mon père, Abdellatif Arbi, ainsi que l'ensemble de ma famille et de mes ami(e)s pour leur soutien indéfectible malgré la distance. Je remercie également mes ami(e)s rencontrés au Canada, qui ont su devenir une véritable seconde famille et rendre cette aventure encore plus enrichissante et amusante.

Je remercie les organismes financiers de ce projet, notamment l'Observatoire régional de recherche sur la forêt boréale de l'UQAC, ainsi que le Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts (MRNF). Je tiens également à remercier le Centre d'études de la forêt pour l'opportunité qui m'a été offerte de diffuser les résultats scientifiques de ce projet, de participer à des formations, ainsi que pour le soutien financier accordé dans le cadre de la présentation d'une affiche scientifique à Sherbrooke lors du 49^e congrès de l'Association des biologistes du Québec. Enfin, je remercie le Ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche scientifique de Tunisie pour l'octroi de la bourse d'excellence qui m'a été attribuée afin de finaliser mes études supérieures à l'étranger.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Mise en contexte

Les feux jouent un rôle déterminant dans la dynamique des écosystèmes forestiers boréaux (Hart *et al.* 2019; Pausas *et al.* 2025). Dans l'Est du Canada, les forêts sont composées d'essences naturellement adaptées au feu, ayant la capacité de recoloniser le milieu post-perturbation (Greene *et al.* 1999; Keeley *et al.* 2011). Toutefois, dans un contexte de changements climatiques, l'augmentation anticipée de la fréquence et de la sévérité des incendies soulève des inquiétudes quant à la résilience de ces forêts et à leur capacité à se régénérer naturellement après une telle perturbation (Hart *et al.* 2019; Boucher *et al.* 2020). Face à cela, il devient nécessaire d'intégrer des pratiques sylvicoles adaptées aux nouvelles réalités climatiques afin de maintenir la productivité de ces écosystèmes à long terme (Müller *et al.* 2019; Baltzer *et al.* 2021; Boulanger *et al.* 2025).

En fonction des caractéristiques du peuplement pré-feu, les arbres résiduels possèdent des modes de reproduction adaptés au feu qui leur permettent de réenclencher la succession de l'écosystème après feu (Zasada *et al.* 1992). D'une part, la reproduction végétative permet à certaines espèces de feuillus comme le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* [Michx.]) et le bouleau à papier (*Betula papyrifera* [Marsh.]) de se régénérer par drageonnement ou par rejet de souche (Gauthier *et al.* 2000; Greene *et al.* 2004; Johnstone *et al.* 2004). D'autre part, la reproduction sexuée permet à des espèces de conifères, telles que l'épinette noire (*Picea mariana* Mill. B.S.P.) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), de se régénérer grâce à des

arbres résiduels matures capables de produire et de libérer des graines viables pour recoloniser le site incendié (St-Pierre *et al.* 1992; Gauthier *et al.* 2000; Greene *et al.* 2004). En plus, le brûlage partiel de la couche organique superficielle peut modifier les conditions édaphiques en mobilisant les minéraux et en créant des substrats favorables à l'établissement de ces essences forestières (Macdonald *et al.* 2007; Perrault-Hébert *et al.* 2017; Fortin *et al.* 2026).

L'épinette noire est une espèce prépondérante dans la forêt boréale de l'Est du Canada qui se distingue par sa résilience au feu (Greene *et al.* 1999, 2004). Cette espèce est caractérisée par sa capacité à se régénérer après le passage du feu grâce à sa banque aérienne de graines (Viglas *et al.* 2013; Splawinski *et al.* 2022; Reid *et al.* 2023). L'épinette noire produit également des cônes semi-sérotineux dont les écailles sont partiellement scellées par la cire (Greene *et al.* 2004; Viglas *et al.* 2013; Splawinski *et al.* 2022). Quand un feu survient, la cire fond et les cônes s'ouvrent en libérant les graines stockées (Johnstone *et al.* 2009; Splawinski *et al.* 2019). La libération des graines chez l'épinette noire s'effectue graduellement chaque année (St-Pierre *et al.* 1992; Johnstone *et al.* 2009; Splawinski *et al.* 2019). Cependant, lorsqu'un feu survient, la majorité de ses semences est libérée au cours des trois premières années suivant le feu, puis la dispersion des graines devient marginale (St-Pierre *et al.* 1992; Johnstone *et al.* 2009; Splawinski *et al.* 2019). Lorsqu'un feu brûle des peuplements jeunes d'épinette noire âgés de moins de 50 ans, l'espèce n'a pas encore atteint sa maturité sexuelle, ce qui restreint la production de graines et peut entraîner un échec de régénération (Perrault-Hébert *et al.* 2017; Fortin *et al.* 2026). En revanche, à partir de l'âge de 50 ans, sur les bonnes stations, l'épinette noire atteint sa maturité sexuelle et commence à former sa banque aérienne de graines (Viglas *et al.* 2013; Splawinski *et al.* 2022). Une fois

libérées, les graines d'épinette noire germent préférentiellement sur des microsites constitués de sol minéral (Charron & Greene 2002; Wang & Kembell 2005). Ce dernier est situé sous une couche de matière organique qui peut être amincie après le passage du feu (Miyanishi & Johnson 2002). Malgré la résilience de l'épinette noire, le succès de la régénération peut être compromis (Perrault-Hébert *et al.* 2017; Baltzer *et al.* 2021; Fortin *et al.* 2026). Cette mauvaise régénération est associée à d'autres facteurs, tels que la sévérité du feu et/ou les épidémies d'insectes (Simard & Payette 2005; Perrault-Hébert *et al.* 2017; Fortin *et al.* 2026). À cause de ces facteurs, la banque de graines viables nécessaire pour une régénération abondante de l'épinette peut être endommagée (Simard & Payette 2005; Perrault-Hébert *et al.* 2017; Reid *et al.* 2023; Fortin *et al.* 2026). À terme, l'altération de la banque de graines peut entraîner l'ouverture du couvert forestier (Payette & Delwaide 2003; Jasinski & Payette 2005; Girard *et al.* 2009; Scheffer *et al.* 2012).

Le pin gris est reconnu pour sa capacité à recoloniser rapidement le milieu après un incendie (Greene *et al.* 1999, 2004). À maturité, il possède des cônes sérotineux dont les écailles sont entièrement scellées par de la résine (Gauthier *et al.* 1996; De Groot *et al.* 2004; Greene *et al.* 2004). Ces cônes ne s'ouvrent et ne libèrent leurs graines que sous l'effet de la chaleur. Le pin gris libère la majorité de ses semences la première année après le feu (St-Pierre *et al.* 1992; De Groot *et al.* 2004; Greene *et al.* 2004). La maturité sexuelle du pin gris est précoce par rapport à celle de l'épinette noire (De Groot *et al.* 2004; Greene *et al.* 2004). En effet, le pin gris commence à produire des graines à l'âge de 5 à 10 ans, pour atteindre sa production maximale à 70 ans (St-Pierre *et al.* 1992; De Groot *et al.* 2004; Greene *et al.* 2004). Tout comme l'épinette noire, les graines de pin gris vont bien germer dans les microsites constitués de sol minéral (Charron & Greene 2002; Greene *et al.* 2004, 2006). Ces traits autécologiques

du pin gris lui procurent des avantages reproductifs qui le rend particulièrement résilient aux feux. Cette résilience peut conduire à une régénération forestière abondante et induire même une transition compositionnelle vers des peuplements dominés par le pin gris (Lavoie & Sirois 1998; Baltzer *et al.* 2021; Burrell *et al.* 2022; Fortin *et al.* 2026).

À l'échelle mondiale, des coupes de récupération sont déployées principalement pour récolter le bois brûlé et minimiser les pertes économiques associées aux feux (Leverkus *et al.* 2018a; Müller *et al.* 2019). Dans l'Est du Canada, les coupes de récupération sont généralement effectuées quelques mois après feu afin d'éviter la perte de qualité marchande du bois et sa détérioration par les insectes xylophages et les champignons (Lindenmayer *et al.* 2008; Boucher *et al.* 2014; Leverkus *et al.* 2018b). Au Québec, les coupes de récupération post-feu sont souvent considérées comme des coupes totales, où la quasi-totalité des arbres marchands est récoltée (jusqu'à 95 à 100 % de la surface terrière); (Lindenmayer *et al.* 2004, 2008; Nappi *et al.* 2004). La récolte est effectuée majoritairement dans des peuplements matures de conifères et le volume de bois récupéré est équivalent à celui qui aurait été normalement récolté dans des peuplements non brûlés durant la même période (Müller *et al.* 2019). Dans ce contexte, la coupe de récupération permet de capter une partie de la valeur économique du bois et de le transformer, que ce soit en bois d'œuvre ou en bois à pâte (Lindenmayer *et al.* 2004, 2008; Nappi *et al.* 2004; Lindenmayer & Noss 2006). La planification d'une coupe totale conventionnelle dans des peuplements non brûlés repose généralement sur des scénarios prévisibles et des plans d'aménagement déjà établis, dépendamment de la demande du marché (Lindenmayer *et al.* 2004, 2008; Kuuluvainen & Gauthier 2018). À l'inverse, dans le cas des coupes de récupération, le principal défi pour les gestionnaires forestiers consiste à élaborer des plans d'aménagement spéciaux dans des délais restreints afin d'assurer la

récupération de bois brûlé de bonne qualité et de prévoir, au besoin, les travaux de reboisement dans les secteurs récoltés (Lindenmayer *et al.* 2004; Lindenmayer 2006). Ces plans sont conçus de manière adaptative afin de s'ajuster à la variabilité des superficies et des volumes de bois endommagés d'une année à l'autre, tout en tenant compte des caractéristiques du feu, notamment son envergure et la gravité de ses dégâts, ainsi que des caractéristiques du peuplement affecté, telles que l'âge, la composition, la densité et l'accessibilité des secteurs brûlés (Nappi *et al.* 2004; Lindenmayer & Noss 2006; Lindenmayer *et al.* 2008). La récupération du bois est généralement privilégiée dans les forêts conifériennes matures, car les arbres y présentent des dimensions et une qualité répondant aux exigences du marché (Lindenmayer *et al.* 2004). En plus, les blocs de coupe accessibles sont priorisés afin d'éviter les coûts supplémentaires liés à l'aménagement des réseaux routiers (Lindenmayer *et al.* 2004). Afin de maintenir la productivité des peuplements conifériens après coupe, notamment ceux dominés par l'épinette noire, le reboisement systématique est prescrit dans la majorité des plans d'aménagement spéciaux (Purdon *et al.* 2002; Lindenmayer & Noss 2006; Lindenmayer *et al.* 2008). Cette intervention commence par une préparation du terrain suivie d'une plantation (Lindenmayer & Noss 2006; Lindenmayer *et al.* 2008). Au Québec, la capacité actuelle du secteur forestier en termes de reboisement est d'environ 50 000 hectares par an (Boulanger *et al.* 2025). Le but principal du reboisement est de garantir une régénération adéquate et rapide des peuplements de conifères comme ceux dominés par l'épinette noire, sous prétexte que la régénération naturelle de ces peuplements pourrait être lente et hétérogène après une coupe de récupération (Purdon *et al.* 2002; Lindenmayer *et al.* 2008; Greene *et al.* 2013; Boulanger *et al.* 2025).

Bien que principalement mise en œuvre pour répondre à des objectifs économiques, la coupe de récupération entraîne également des conséquences contrastées sur la résilience de l'écosystème forestier boréal post-feu (Lindenmayer & Noss 2006; Leverkus *et al.* 2018b, 2020). D'une part, la coupe peut simplifier la structure des peuplements en retirant une partie des legs biologique (c.-à-d. l'héritage de la forêt pré-feu) comme les chicots et les débris ligneux au sol (Lindenmayer *et al.* 2008; Leverkus *et al.* 2018b). Ceci peut limiter la disponibilité des sites de nidification et les ressources alimentaires essentielles pour la faune (Morissette *et al.* 2002; Purdon *et al.* 2002; Nappi & Drapeau 2009). D'autre part, les opérations de récolte peuvent endommager la végétation du sous-bois, dont les gaules issues de la régénération préétablie chez les espèces à reproduction végétative. Ce dommage force les tiges à recommencer leur croissance, ce qui augmente le temps de leur rétablissement (Lindenmayer & Noss 2006; Barrette *et al.* 2013). Cependant, la coupe de récupération peut avoir des impacts positifs sur la dynamique de l'écosystème forestier (Lindenmayer *et al.* 2008; Royo *et al.* 2016; Leverkus *et al.* 2018a, 2018b, 2020). Elle peut contribuer à réduire le risque d'occurrence de feux subséquents dans les peuplements brûlés, particulièrement les conifères, notamment par le prélèvement d'une partie des legs biologiques, comme les arbres morts sur pied, considérés comme du combustible généré par la perturbation initiale (Leverkus *et al.* 2020). La coupe de récupération ne maintient qu'une partie des legs biologiques, comme les arbustes, les herbacées et les arbres en régénération, ce qui rend la structure de l'écosystème post-feu homogène en la comparant à une forêt brûlée laissée intacte (Swanson *et al.* 2011). Cette structure simplifiée facilite la réalisation des opérations de reboisement ultérieures (Lindenmayer *et al.* 2004; Lindenmayer & Noss 2006; Leverkus *et al.* 2020).

Les effets de la coupe de récupération post-feu sur la régénération naturelle ont été un sujet de débat dans la littérature scientifique (Lindenmayer & Noss 2006; Leverkus *et al.* 2021). Il est soulevé que les coupes de récupération peuvent compromettre la régénération coniférienne dans les peuplements dominés par l'épinette noire par ce qu'elle occasionne l'exposition du sol à la lumière après la récolte du bois, ce qui peut entraîner la création d'un microclimat sec au niveau des substrats de germination (Greene *et al.* 2007; Marañón-Jiménez *et al.* 2013; Splawinski *et al.* 2014). En plus, la récolte rapide d'une grande partie des arbres semenciers après feu laisserait trop peu de temps aux graines pour se libérer et s'éparpiller au sol (Greene *et al.* 2006; Splawinski *et al.* 2014). Cependant, il a été peu documenté jusqu'à présent que les coupes de récupération pourraient avoir des impacts positifs sur la régénération des espèces des conifères dans les peuplements matures dominés par l'épinette noire, considérant 1) son potentiel à la création des microsites de germination favorables et 2) à l'amélioration du processus de libération des graines (Thorn *et al.* 2018; Leverkus *et al.* 2021; Oboite & Spencer 2025). À ce propos, une étude récente menée en Colombie-Britannique (Oboite & Spencer 2025) suggère que les coupes de récupération sont bénéfiques pour favoriser la régénération forestière après feu. D'autres études ont suggéré que le passage de la machinerie pourrait exposer le sol minéral et faciliter la dispersion des graines, bien que ces effets n'aient été étudiés que de manière qualitative (Greene *et al.* 2006; Povak *et al.* 2020 ; Oboite & Spencer 2025).

1.2 Objectif et hypothèses

L'objectif général de cette étude est d'évaluer l'effet de la coupe de récupération post-feu sur la régénération des peuplements de conifères matures dans l'Est du Canada. Pour ce faire, la

régénération coniférienne, principalement composée d'épinette noire et de pin gris, a été comparée entre des peuplements dominés par l'épinette noire et présentant une très faible composante de pin gris et/ou autres essences qui ont été brûlés puis récupérés à des peuplements brûlés laissés intacts. La régénération a été mesurée dans 44 placettes, dont 22 au sein des placettes témoins laissées intactes après le feu (témoins) et 22 dans des placettes ayant fait l'objet d'une coupe de récupération post-feu (traités). Les placettes ont été établies dans des peuplements matures (122.7 ± 28.4 ans) dominés par l'épinette noire avec une faible composante de pin gris, aux conditions similaires, à l'exception du traitement de coupe de récupération. L'échantillonnage a été effectué 3 ans après un feu survenu en 2020 au nord du Saguenay–Lac-Saint-Jean dans le secteur des Passes-Dangereuses. Nous avons émis l'hypothèse principale que les opérations de coupe de récupération modifient les conditions du site de manière à favoriser la régénération des espèces conifériennes, puisque le déplacement de la machinerie lors de la récolte du bois réduit l'épaisseur de la couche organique résiduelle post-feu et expose davantage le sol minéral, créant ainsi des microsites favorables à la germination des semis (Greene *et al.* 2007; Leverkus *et al.* 2021; Oboite & Spencer 2025). En conséquence, nous avons prévu que les peuplements soumis aux coupes de récupération présenteraient une régénération plus abondante que les peuplements brûlés laissés intacts (Povak *et al.* 2020; Leverkus *et al.* 2021; Oboite & Spencer 2025).

Sous l'effet des changements climatiques, l'augmentation prévue de la fréquence des feux pourrait entraîner l'expansion des superficies récupérées (Müller *et al.* 2019; Boulanger *et al.* 2025). Face à cette situation, des budgets supérieurs à ceux actuellement disponibles devraient être mobilisés afin de reboiser le plus de surface brûlée récupérée possible (Müller *et al.* 2019; Boulanger *et al.* 2025). Toutefois, la remise en production des grandes superficies

récupérées sera une tâche irréalisable, puisqu'elle est coûteuse et techniquement difficile à mettre en œuvre. Cette difficulté est fortement liée aux coûts d'investissement requis pour la préparation du terrain, la production des plants, ainsi qu'aux contraintes liées à la pénurie de main-d'œuvre (Lindenmayer *et al.* 2004; Prestemon *et al.* 2006; Boulanger *et al.* 2025). Dans ce cas, tirer parti des effets positifs potentiels des coupes de récupération sur la régénération naturelle des conifères, plutôt que de reboiser systématiquement les vastes étendus touchées par les feux, devient une option intéressante. Les aménagistes forestiers pourraient recourir à la coupe de récupération comme un outil qui aide à la remise en production des sites brûlés, ce qui permettrait de réduire les coûts d'investissement associés à cette intervention (McIver & Starr 2001; Lindenmayer *et al.* 2004; Oboite & Spencer 2025).

CHAPITRE II

Post-fire salvage logging combined to a small component of jack pine increases conifer regeneration in eastern Canadian boreal forests

Abir Arbi ^{1,2,3}, Kaysandra Waldron ^{3,4}, Yan Boucher ^{1,2,3}

¹ Département des Sciences Fondamentales, Université du Québec à Chicoutimi,
555 boulevard de l'Université, Chicoutimi, QC G7H 2B1, Canada

² Centre de Recherche sur la Boréale (CREB), Université du Québec à Chicoutimi, 555
boulevard de l'Université, Chicoutimi, QC G7H 2B1, Canada

³ Centre d'étude de la forêt, Université du Québec à Montréal, P.O. Box 8888, Centre-ville
Station, Montréal (QC) H3C 3P8, Canada

⁴ Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Laurentian Forestry Centre, 1055 du
P.E.P.S., P.O. Box 10380, Stn. Sainte-Foy, Québec, QC G1V 4C7, Canada

1.3 Abstract

Salvage logging is a silvicultural treatment widely used to harvest timber affected by natural disturbances such as wildfires. However, while altering some important stand conditions, this practice may have positive effects on conifer species regeneration by increasing the density of suitable mineral soil microsites. This study aims to evaluate the effect of post-fire salvage logging on the regeneration of mature conifer stands in eastern Canada. To do so, the density of suitable microsites and the spatial distribution coefficient, or “stocking,” of post-fire conifer seedlings were compared between salvaged and non-salvaged plots used as controls. Conifer species regeneration was assessed in 44 plots that were established in mature stands (122.7 ± 28.4 years) dominated by BS (>75% of the basal area) with a minor component (<25%) of jack pine [JP] or/and other species. These plots featured similar environmental conditions, differing only in post-fire salvage logging treatment. Our results highlight that the residual organic layer, used as a proxy to quantify mineral soil microsites, was 23.4% thinner in salvaged plots (216.0 ± 85.2 mm) than in control plots (281.9 ± 56.6 mm). The stocking of the total conifer seedlings (BS + JP) was more than 2.5 times higher in salvaged plots ($50.0\% \pm 27.9\%$) than in the controls ($20.0\% \pm 20.6\%$). A very small proportion of JP in the pre-fire composition ($<7.3\% \pm 7.8\%$ of the basal area) contributed to a more than twofold increase in conifer regeneration outcome in salvaged plots compared with control plots. Our findings suggest that salvage logging can enhance post-fire conifer regeneration by improving mineral soil microsite availability. Another potential explanation, which remains to be tested, is that salvage logging may facilitate the seed release process from residual trees, thereby promoting regeneration. The use of salvage logging in conifer boreal forests containing a small component of JP, could enhance their natural resilience, allowing managers to reduce or avoid extra reforestation costs. This is particularly relevant in the context of increasing fire activity, which may constrain the long-term regeneration of boreal forests, notably those dominated by BS.

Keywords: wildfire, salvage logging, regeneration, stocking, microsites, black spruce, jack pine, silviculture.

1.4 Introduction

The North American boreal forest is a fire-driven biome (Hart *et al.* 2019; Pausas *et al.* 2025) that is characterized by a stand-replacing fire regime, shaping the post-fire ecosystem structure and composition (Greene *et al.* 1999; Keeley *et al.* 2011). Fire drives forest recovery dynamics by favouring fire-resilient tree species that are resilient and naturally adapted to quickly regenerate after such events (Hart *et al.* 2019; Boucher *et al.* 2020). However, climate-induced increase in fire activity (severity and frequency) raises concerns about the capacity of these ecosystems to regenerate (Müller *et al.* 2019; Baltzer *et al.* 2021; Boulanger *et al.* 2025).

Black spruce (BS; *Picea mariana* [Mill.] B.S.P.) is known as an economically important and a fire-resilient conifer species in the boreal forests of eastern Canada (Johnson 1996; Greene *et al.* 1999). The regeneration ability of BS after fire relies on a large aerial seedbank stored in semi-serotinous cones (Johnstone *et al.* 2009; Viglas *et al.* 2013). These semi-serotinous cones are partially sealed by resin that melts when heated, allowing the cones to open and release their seeds (Greene *et al.* 2004; Johnstone *et al.* 2009). Thereafter, BS regeneration and establishment depend on a moist mineral soil seedbed located beneath a thin organic layer of burned moss (Charron & Greene 2002; Miyanishi & Johnson 2002; Wang & Kembell 2005). BS becomes reproductively mature at around 50 years of age (Johnstone *et al.* 2009; Viglas *et al.* 2013) and more than 90% of seed release occurs during the first three years following a fire (St-Pierre *et al.* 1992; Johnstone *et al.* 2009). Despite its fire-resilience traits, the success of BS regeneration can be compromised (Perrault-Hébert *et al.* 2017; Baltzer *et*

al. 2021; Splawinski *et al.* 2022; Fortin *et al.* 2026). This loss is shaped by several drivers, including severe fires or insect outbreaks that could damage the aerial seedbank (Simard & Payette 2005; Perrault-Hébert *et al.* 2017; Reid *et al.* 2023; Fortin *et al.* 2026). Such damage risks limiting seed availability, which may lead to a low regeneration outcome, shifting dense BS stands toward open-canopy woodlands (Payette & Delwaide 2003; Jasinski & Payette 2005; Girard *et al.* 2009; Scheffer *et al.* 2012).

Jack pine (JP; *Pinus banksiana* Lamb) is a fire-adapted species considered a companion to BS in the eastern boreal forests of Canada (Lavoie & Sirois 1998). It is characterized by a seedbank stored in serotinous cones completely sealed with resin, which protects seeds against very severe burning (De Groot *et al.* 2004; Greene *et al.* 2004). Exposed mineral soil seedbeds provide a suitable microsite for JP viable seeds germination (Charron & Greene 2002; Greene *et al.* 2004, 2007). However, JP began producing cones at around 10 years and its maximum production reached 70–80 years. Most of the JP seeds were released during the first year following the fire (St-Pierre *et al.* 1992; De Groot *et al.* 2004). These reproductive advantages give JP a greater resilience to forest fire compared to BS (Greene *et al.* 2004; Boiffin & Munson 2013; Baltzer *et al.* 2021; Pelletier & de Lafontaine 2023).

The harvesting of post-disturbance damaged trees, known as salvage logging, is becoming an increasingly common practice in the context of climate-induced increase of fire activity (Müller *et al.* 2019; Boulanger *et al.* 2025). Harvesting burned wood a few months after fire (< 12 months) aims to mitigate economic losses from wood deterioration caused by saproxylic species and fungi (Lindenmayer *et al.* 2008; Boucher *et al.* 2014; Leverkus *et al.* 2018b). Therefore, reforestation operations are widely used to quickly regenerate burned areas and to maintain long-term forest productivity (Lindenmayer *et al.* 2008; Müller *et al.*

2019; Rodman *et al.* 2024; Boulanger *et al.* 2025). However, salvage logging can create conditions that are either detrimental or beneficial to post-fire forest resilience, particularly for natural regeneration (Lindenmayer *et al.* 2004, 2008; Thorn *et al.* 2018; Leverkus *et al.* 2021). Salvage logging may negatively affect post-fire regeneration at two levels. At the soil level, salvage logging can create dry microclimatic conditions, thereby reducing germination microsite quality (Marañón-Jiménez *et al.* 2013). At the canopy level, the short time span between fire and salvage harvesting results in the rapid removal of seed-bearing trees, which could reduce the period available for a complete seed release (Donato *et al.* 2006; Greene *et al.* 2013; Splawinski *et al.* 2014). However, evidence for the beneficial effects of salvage logging on post-fire conifer regeneration remains limited, as few studies have explicitly evaluated regeneration responses while accounting for harvesting-induced changes in site conditions, such as soil disturbance and seed release (Lindenmayer *et al.* 2008; Thorn *et al.* 2018; Leverkus *et al.* 2021; Waldron *et al.* 2023; Oboite & Spencer 2025). For example, a recent study conducted in British Columbia (Oboite & Spencer 2025) referred to salvage logging as a potentially valuable tool for supporting post-fire forest recovery. Other studies (Greene *et al.* 2007; Fraver *et al.* 2011) showed that harvesting equipment can improve microsite conditions for seedling establishment and limit competing vegetation. Furthermore, it is possible that machinery movement and logging residues could facilitate seed release and dispersal process (Greene *et al.* 2004; Splawinski *et al.* 2014; Royo *et al.* 2016).

This study aims to evaluate the potential effect of post-fire salvage logging on conifer species regeneration in boreal forests of Eastern Canada. We hypothesized that salvage logging operations modify site conditions in ways that could favour conifer species regeneration because: machinery movement during logging operations will reduce the thickness of the

post-fire residual organic layer and increase mineral soil exposure, thereby creating suitable microsites for the germination of conifer seeds released during stem harvesting (Greene *et al.* 2007; Oboite & Spencer 2025). Consequently, we expected the post-fire regeneration level to be greater in salvaged stands than in burned stands left intact after fire (Povak *et al.* 2020; Leverkus *et al.* 2021; Oboite & Spencer 2025).

1.5 Material and methods

1.5.1 Study area

The studied fire is located in the closed-crown boreal forest of eastern Canada, spanning latitudes 49° 30' N to 49° 40' N and longitudes 70° 50' W to 71° 30' W (Figure 1). The fire started on June 16, 2020 and affected 514 km² in the Passes-Dangereuses area, located 241 km north of the Saguenay-Lac-Saint-Jean region (Rowe 1972; Figure 1). The study area is part of the northern section of the balsam fir—white birch bioclimatic domain of Quebec (Saucier *et al.* 2009). This study area is dominated by BS and other species such as JP, balsam fir (*Abies balsamea*), and paper birch (*Betula papyrifera*). It belongs to the potential vegetation type of BS—feathermoss or ericaceous shrubs (RE2; Blouin *et al.* 2008). The regional climate is subpolar, subhumid, and continental, with average annual temperatures ranging from −2.5 °C to 0 °C, annual precipitation between 1100 and 1200 mm, and a mean altitude of 409 m (Saucier *et al.* 2009). Superficial deposits consist mainly of undifferentiated till, with variable thickness depending on topography. Till exceeds 1 m in lowlands and gentle slopes, and ranges between 25 and 100 cm in more rugged terrain. Fluvioglacial deposits are also present in the wider valleys (Saucier *et al.* 2009). This area is subject to recurrent wildfire and spruce budworm (SBW; *Choristoneura fumiferana*) outbreaks. In fact, this area is

characterized by fire return intervals between 120 and 350 years (Couillard *et al.* 2022) and SBW return intervals of 30 to 40 years depending on local and climate characteristics (Krause *et al.* 2009; Boulanger *et al.* 2012).

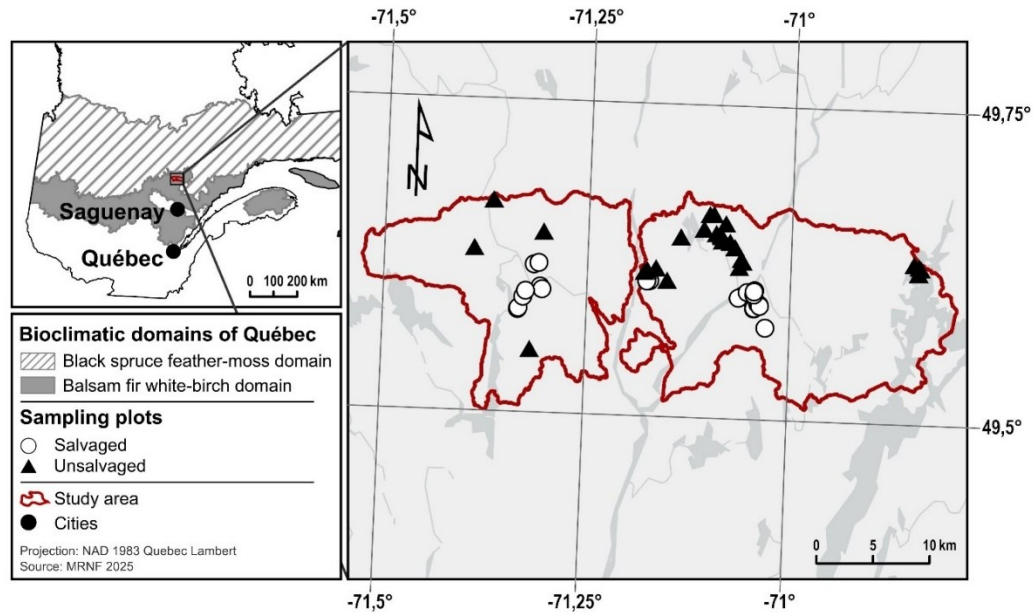


Figure 1. Study area within the 2020 *Passes-Dangereuses* wildfire, in the balsam fir—white birch bioclimatic domain of Quebec, Canada.

1.5.2 Site selection and experimental design

In the studied fire, we aimed to isolate the effect of salvage logging on post-fire conifer regeneration with BS and JP as the most important species. For this purpose, we restricted sampling to plots with similar pre-fire stand characteristics that differed only by the post-fire salvage logging treatment (Table 1). The field inventory was conducted from May 15 to August the 8th 2024. During this period, 44 plots were sampled, including 22 salvaged plots,

where burned stands were harvested the first year after the fire, and 22 control plots, where stands were left intact after the fire.

Apart from salvage logging treatment difference, all sampled plots; (i) were established in mature stands (>100 years) that were dominated by BS (>75% of the basal area occupied by BS; ENEN; Alain *et al.* 2014) prior to the fire, with a minor presence of other species like JP, balsam fir (*Abies balsamea*), and paper birch (*Betula papyrifera*); (ii) had a comparable densities (40% <pre-fire tree canopy covers <85%) and comparable basal areas; (iii) belonged to RE2 potential vegetation (ecological types; RE20, RE21, RE22, and RE25) where ecological types varied regarding soil thickness, deposit texture, and drainage (Blouin *et al.* 2008); (iv) were characterized by no or little influence of SBW defoliation 10 years before fire. In addition to pre-fire stand criteria, we ensured that each plot was located at least 50 m from roads, unburned stands, alders, and water bodies to minimize edge effects (Harper *et al.* 2005). Plots were spaced with a minimum of 75 meters apart to minimize spatial autocorrelation (Harper *et al.* 2005). Pre-fire stand characteristics (Table 1) were obtained from the updated ecoforestry map of the Government of Quebec (MRNF, 2023) and validated using field observations and complementary dendrochronological analysis (Delwaide & Filion 2010).

Table 1. Summary of pre-fire stand characteristics among salvaged and control plots after field inventory.

Pre-fire stand characteristics	Salvaged plots (n=22)	Control plots (n=22)	Source
BS basal area (m ² ha ⁻¹)	Mean = 23.5 SD ± 4.4	Mean = 22.4 SD ± 4.5	Field survey

JP basal area (m² ha⁻¹)	Mean = 1.9 SD ± 2.2	Mean = 0.5 SD ± 0.9	
JP basal area proportion (%)	Mean = 7.3 SD ± 7.8	Mean = 1.9 SD ± 3.6	
BS basal area proportion (%)	Mean = 92.7 SD ± 7.8	Mean = 98.1 SD ± 3.6	
Stand age at the time of fire (years)	Mean = 106 SD ± 22	Mean = 139 SD ± 24.1	Tree-rings datation
Proportion of plots presented SBW defoliation in the 10 years preceding fire (%) based on dendrochronology	Mean = 54.5 SD ± 51.0	Mean = 68.2 SD ± 47.7	Tree-rings widths analysis (Delwaide & Filion 2010)
Fire severity measured by CBI (unitless)	Mean = 2.0 SD ± 0.2	Mean = 1.9 SD ± 0.2	Danneylrolles <i>et al.</i> (2024)

1.5.3 Data collection

In each plot, we collected data organized in three main categories: i) pre-fire stand characteristics, ii) suitable microsite density assessment, and iii) post-fire conifer species regeneration counts

i) Pre-fire stand characteristics

In addition to variables available from ecoforestry maps, we described pre-fire stand characteristics (Table 1) within each sampling circular plot of 400 m² (Figure 2). These measurements allowed us to quantify pre-fire basal area proportions, assess stand composition and age, and evaluate SBW defoliation status in each circular plot. First, to

calculate stand basal area ($\text{m}^2 \text{ ha}^{-1}$), in control plots, all merchantable trees with a diameter at breast height (DBH) ≥ 9.1 cm were tallied by species, and their diameter at stump height (DSH) was also measured at a height of 0.3 m above the ground surface. In salvaged plots, only DSH was measured, since trees were harvested after burn (Westfall, 2010). In order to estimate the DBH in salvaged plots, we fitted a linear regression model relating DSH to DBH using measurements from standing trees in control plots (Westfall, 2010; see S.M.1). The post-fire status of each stem (e.g., dead prior fire, survivor, dead following fire) was also recorded.

To determine stand age prior fire and SBW defoliation status, transversal disks were collected at the DHS from five representative burned BS trees in each plot. These disks were air-dried, sanded, and used for dendrochronological analyses. Tree-ring widths were measured using a tree sliding-stage micrometre (Delwaide & Filion 2010). To determine the stand age at the time of fire, tree rings were counted and adjusted according to sampling height, then species identification was confirmed based on wood anatomy (Delwaide & Filion 2010). For SBW defoliation event detection, tree ring widths were averaged using PAST5, then standardized and analyzed using the *defoliate_trees* and *outbreak* functions in the *dfoliatR* package in R software (version 4.4.3; R Development Core Team, 2025). A plot was considered to have experienced a defoliation event in the 10 years prior to the fire when at least one sampled tree exhibited a continuous growth decline over a minimum of five consecutive years. Plots that did not meet this criterion were classified as undefoliated (Delwaide & Filion 2010).

ii) Suitable microsite density assessment

To assess suitable microsite density, we used the thickness of the residual organic layer (mm) as a proxy for mineral-soil microsite quantification (Greene *et al.* 2007). Within each main

plot, the thickness of the residual organic layer was measured at the center of each subplot and complemented by 22 additional measurements taken at 1-m intervals along a 22.56-m north—south transect (Figure 2). This approach was inspired by the line intercept method described by Lutes et al. (2006).

iii) *Post-fire conifer species regeneration counts*

In the ten subplots of 4 m² of each main circular plot of 400 m² (Figure 2), total conifer seedlings alive post-fire ($0.01 \geq \text{height} < 0.9 \text{ m}$) were tallied and identified by species. We focused on two main conifer species: BS and JP. JP was included in regeneration counts because it is a fire-adapted coniferous companion species associated with BS in the eastern Canadian boreal forest (Lavoie & Sirois 1998). Besides JP, the presence of other species was marginal.

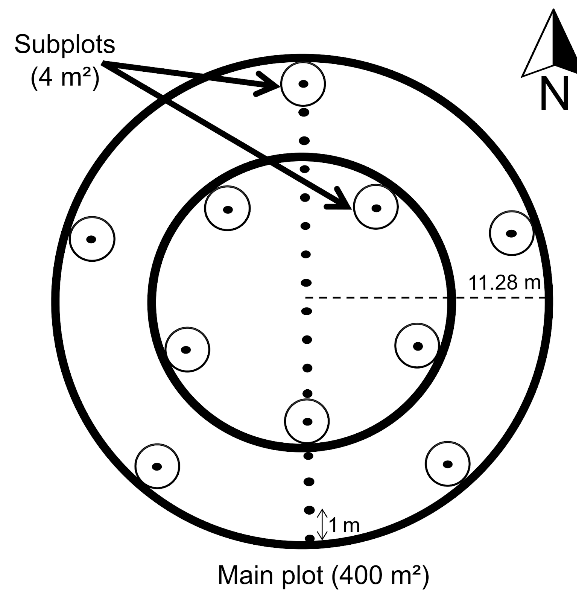


Figure 2. Plot design showing the spatial disposition of 4 m² subplots in the main 400 m² circular plot. The black dots indicate the measurements of the residual organic layer thickness across the main plot and subplots.

1.5.4 Statistical analysis

To assess the effect of salvage logging on post-fire regeneration, we used the stocking as an indicator of seedlings' spatial distribution (Andrus *et al.* 2022). It is defined as the proportion of subplots occupied by at least one seedling of BS and/or JP out of the ten subplots (Burns & Honkala 1990; Andrus *et al.* 2022). First, we compared the thickness of the residual organic layer between salvaged and control plots using a one-way ANOVA test. Second, we compared the stocking of conifer seedlings (BS and JP) between salvaged and control plots using a non-parametric Kruskal-Wallis test (McKnight & Najab, 2009). To assess regeneration levels across treatments, total seedling stocking (BS and JP) was classified into three broad categories: adequate regeneration (stocking > 70%), moderate regeneration ($40\% \leq \text{stocking} \leq 70\%$), and low regeneration (stocking < 40%). This classification was predefined prior to the field survey and was inspired by Québec's provincial forest regeneration standards (BFEC, 2023) and post-fire dynamics studies (Perrault-Hébert *et al.* 2017; Fortin *et al.* 2026). Also, we aimed to assess post-fire conifer regeneration by species (BS and JP) separately, across treatments. To do so we used a Kruskal-Wallis test, followed by Dunn's post-hoc test adjusted with the Bonferroni correction. Although sampling was conducted in BS-dominated stands, we compared pre-fire BS and JP basal areas between treatments using Kruskal-Wallis tests to examine whether the presence of JP in post-fire regeneration may be related to pre-fire stand composition.

Parametric one-way ANOVA tests were used (*aov* function of the stats package in R) for data with normal distribution. Non-parametric Kruskal-Wallis tests were used (*Kruskal.test* function of the stats package in R; McKnight & Najab, 2009) for data that did not follow a normal distribution. Dunn's post-hoc tests adjusted with the Bonferroni correction were

applied (*dunnTest* function of the FSA package in R; Dinno, 2024) to determine which specific pairs of treatment-stocking composition showed significant differences across treatments. All statistics were calculated using R software (version 4.4.3; R Development Core Team, 2025).

1.6 Results

Impact of salvage logging on post-fire microsites density and conifer regeneration

Residual organic layer thickness was 23.4% lower in salvaged plots than in control plots (one-way ANOVA; $F = 9.1$, $df = 42$, $p\text{-value} < 0.005$; Figure 3), with mean values of 216.0 mm ($SD \pm 85.2$ mm) and 281.9 mm ($SD \pm 56.6$ mm), respectively.

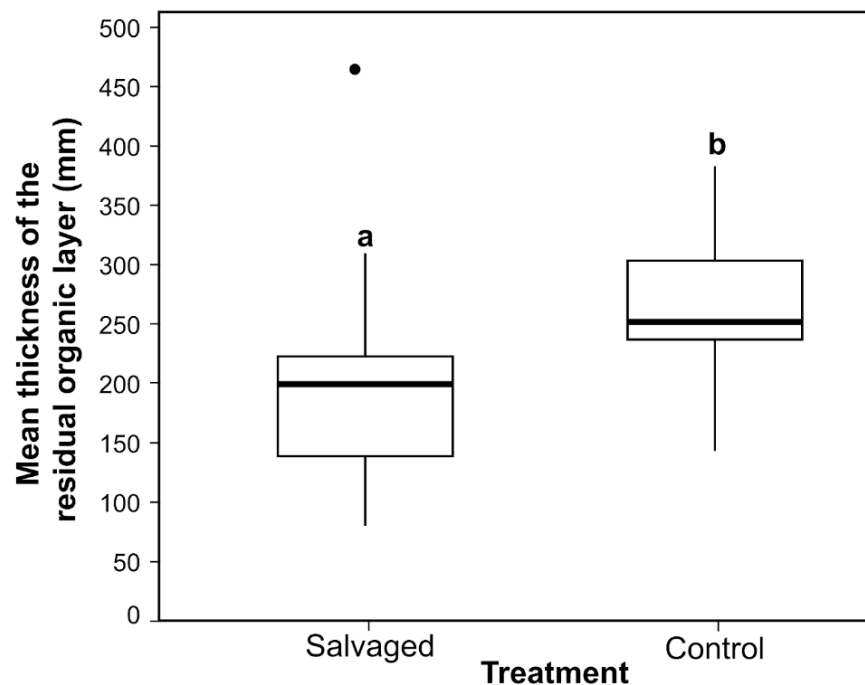


Figure 3. Mean thickness of the post-fire residual organic layer per treatment. Different letters (a, b) indicate significant differences (One-way ANOVA, $p\text{-value} < 0.005$). The

boxplots illustrate the upper and lower quartiles with whiskers showing the minimum and maximum values within 1.5 times the interquartile range. The median is shown by the horizontal line.

The stocking of the total conifer seedlings was 2.5 times more important in salvaged plots compared to control plots (Kruskal-Wallis test; $\chi^2 = 9.9$, $df = 1$, p -value < 0.001 ; Figure 4). Median of the total conifer stocking reached 50.0% ($SD \pm 27.9\%$) in salvaged plots, compared to 20.0% ($SD \pm 20.6\%$) in control plots.

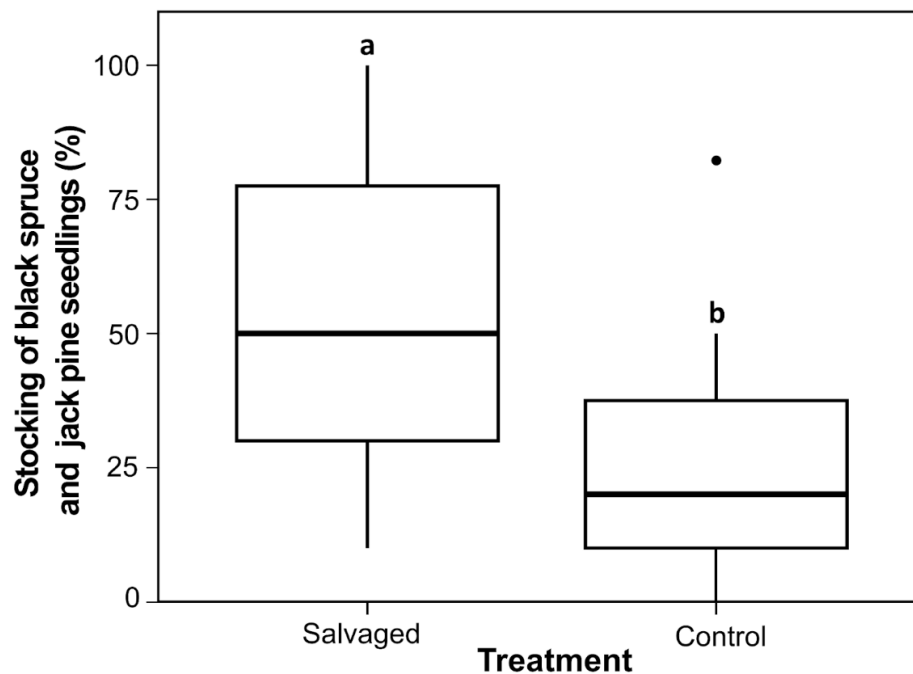


Figure 4. Conifer seedlings (BS and JP) stocking per treatment. Different letters (a, b) indicate significant differences (Kruskal-Wallis test, p -value < 0.001). The boxplots illustrate the upper and lower quartiles, with whiskers showing the minimum and maximum values within 1.5 times the interquartile range. The median is shown by the horizontal line.

Post-fire conifer regeneration was greater in salvaged plots, with 27.3% of plots classified as adequate and 40.9% as moderate, compared to only 4.5% and 22.7% in control plots, respectively. In contrast, most control plots were classified as low (72.7% vs. 31.8% in salvaged plots).

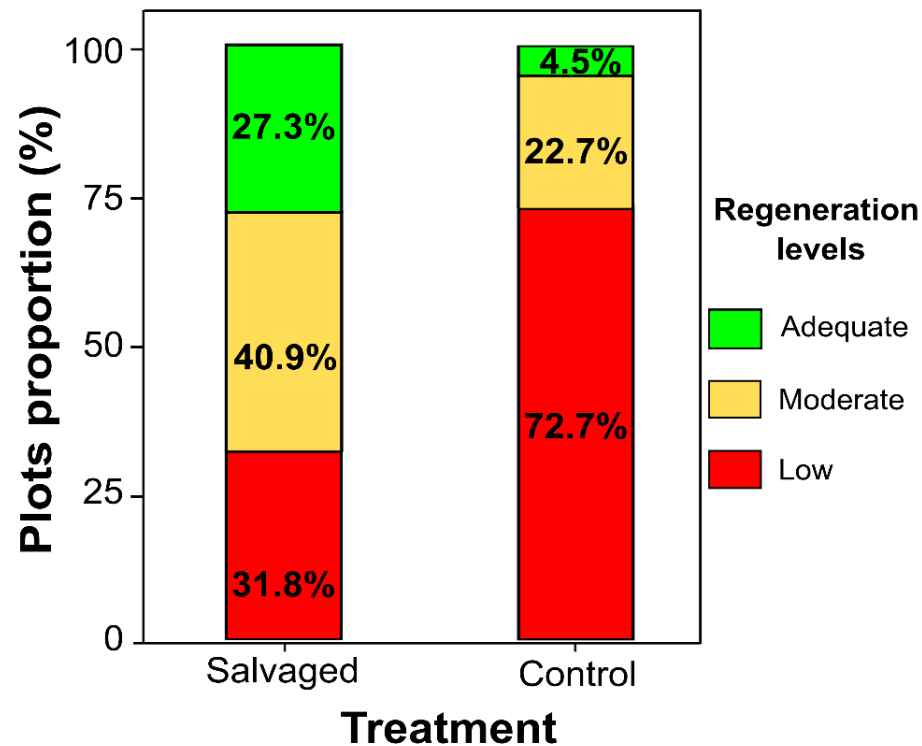


Figure 5. Distribution of regeneration levels of conifers (BS and JP) in salvaged and control plots: adequate regeneration (stocking > 70%), moderate regeneration ($40\% \leq \text{stocking} \leq 70\%$), and low regeneration (stocking < 40%).

Assessment of post-fire-salvage logging conifer regeneration by species

The composition of post-fire regeneration differed significantly between salvaged and control plots (Kruskal-Wallis test; $\chi^2 = 23.0$, $df = 3$, $p\text{-value} < 0.0001$; Figure 6). JP stocking in salvaged plots was 4.5 times higher than in the control plots, (45.0%, $SD \pm 29.8\%$)

compared to 10% ($SD \pm 15.6\%$; $p\text{-value} < 0.001$). BS stocking did not differ between treatments ($p\text{-value} > 0.05$). In control plots, the stocking of BS and JP was comparable to BS value in salvaged plots, with a similar median value of 10.0% (for BS: $SD \pm 12.1\%$ in salvaged plots, $SD \pm 16.7\%$ in control plots and for JP: $SD \pm 29.8\%$ in salvaged plots) (Figure 6).

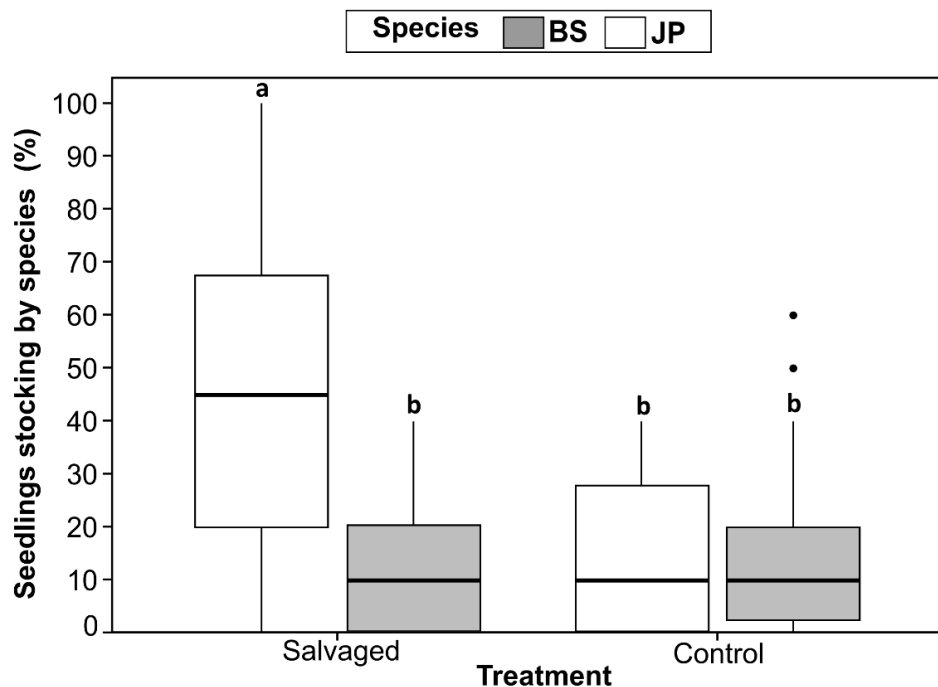


Figure 6. Post-fire conifer seedling stocking by species in salvaged and control plots. Statistical differences between groups were assessed using a Kruskal-Wallis test, followed by pairwise comparisons with Dunn’s test (adjusted for Bonferroni). Different letters (a, b) indicate significant statistical differences ($p\text{-value} < 0.001$). The boxplots illustrate the upper and lower quartiles, with whiskers showing the minimum and maximum values within 1.5 times the interquartile range. The median is shown by the horizontal line. BS: black spruce, JP: jack pine.

Jack pine occurrence in salvaged plots

To better understand JP recruitment after fire, we assessed pre-fire stand composition even though our plots were established in stands selected *a priori* for their pre-fire BS dominance. The mean proportion of BS pre-fire basal area in both salvaged and control plots remained above 92.7%, whereas JP mean basal area proportions in salvaged plots did not exceed 7.3% and in control plots remained below 1.9% (Table 1). The Kruskal—Wallis tests showed that the median BS basal area proportion was 5.7% higher in control plots than in salvaged plots ($\chi^2 = 8.8$, $df = 1$, $p\text{-value} < 0.005$), with standard deviations of 3.6% and 7.8% for the two treatments, respectively. In contrast, in the salvaged plots, the median JP basal area the same standard deviation. A significant positive correlation was observed between JP basal area and total conifer stocking (S.M.2).

1.7 Discussion

In the context of increasing fire activity induced by climate change (Wang *et al.* 2025), our study provides strong evidence that post-fire salvage logging could increase natural conifer regeneration in boreal forest stands of eastern Canada. Earlier studies have suggested neutral or negative effects of salvage logging on microsite conditions or seed release (Purdon *et al.* 2002; Donato *et al.* 2006; Kurulok & Macdonald 2007). In contrast, our results suggest that salvage logging may promote conifer species regeneration by modifying post-fire site conditions and increasing the availability of suitable establishment microsites. Another possible explanation, which was not directly assessed in this study, is that mechanical disturbance associated with dead wood harvesting may facilitate seed release and dispersal

from seed-bearing trees, thereby enhancing regeneration opportunities across the burned landscape.

Impact of salvage logging on postfire microsites density

Our findings align with previous studies showing that the salvage logging-induced reduction in residual organic layer thickness favors conifer species regeneration (Greene *et al.* 2006, 2007; Oboite & Spencer 2025). Supporting our main hypothesis, our results showed that the residual organic layer was significantly thinner in salvaged stands compared with left intact after fire ones. This might be explained by the fact that during harvesting, the movement of heavy machinery — feller-bunchers and skidders — further reduced the residual organic layer partially consumed by fire, in some cases completely removing it to expose mineral soil to the surface (Povak *et al.* 2020; Leverkus *et al.* 2021; Oboite & Spencer 2025). A thin organic layer and completely exposed mineral soil are both considered as suitable microsites for the germination of small-seeded conifers such as BS and JP (De Groot *et al.* 2004; Greene *et al.* 2007; Splawinski *et al.* 2014). Moreover, on a thin organic layer, the radicle of these seeds only needs to elongate a short distance before reaching mineral soil, depending on seed size and reserves. On completely exposed mineral soil, seeds benefit from direct contact with a moist and nutrient-rich substrate to germinate (Greene *et al.* 2007; Boiffin & Munson 2013). Our findings are consistent with previous studies reporting that salvage logging increases mineral soil microsites availability in salvaged areas (Greene *et al.* 2004, 2006, 2007; Marañón-Jiménez *et al.* 2013; Leverkus *et al.* 2021; Oboite & Spencer 2025).

The fire-induced reduction of the organic layer thickness is sometimes insufficient to create suitable microsites for conifer species seeds germination (Greene *et al.* 2007). The soil in stands left intact after fire is subjected to fire only, which may expose mineral soil through

partial consumption of the thick superficial organic layer (Greene *et al.* 2007; Perrault-Hébert *et al.* 2017; Walker *et al.* 2018, 2018; Fortin *et al.* 2026). Yet, the soil condition depends on different factors such as the heterogeneous nature of fire behaviour across the soil surface (Miyanishi & Johnson 2002), which is itself driven by the variability in duff depth and moisture content at the moment of fire (Miyanishi & Johnson 2002). Therefore, when the post-fire residual organic layer is too thick, the conifer seed radicle is unable to reach mineral soil before exhausting its reserves, leading to seedling desiccation and low regeneration outcomes (Greene *et al.* 2007). This aligns with previous studies considering thick residual organic layers as unfavorable seedbeds for conifer species germination (Greene *et al.* 2007; Perrault-Hébert *et al.* 2017; Fortin *et al.* 2026). Yet, adequate conifer regeneration outcomes cannot rely solely on suitable microsite availability, as the presence of viable seeds well distributed across the forest floor constitutes an equally essential condition for successful seedling establishment (Greene *et al.* 2007; Splawinski *et al.* 2014; Fortin *et al.* 2026).

Salvage logging could increase conifer regeneration by potentially enhancing the seed release process in our studied BS-mature-dominated forests. Our results showed that conifer stocking was more than twice as high in salvaged stands as in control stands. This stocking outcome reflects both the abundance and spatial distribution of seedlings across the forest floor, indicating that conifer regeneration was more spatially widespread in salvaged plots. This pattern could be attributed to stem agitation during the harvesting of fire-affected trees, whereby mechanical stem stirring facilitated seed release and distribution from serotinous cones already opened by fire (Marañón-Jiménez *et al.* 2013; Royo *et al.* 2016). In addition, feller bunchers and skidders provided a supplementary seed supply from cone-bearing treetops left on the cutblocks following stem pruning (Greene *et al.* 2006; Oboite & Spencer

2025). These suggestions are consistent with studies reporting increased regeneration in salvage-logged areas because of higher seed dispersal (Povak *et al.* 2020; McAulay, 2024; Oboite & Spencer 2025). While our results are strongly supported by our experimental design, direct measurements of seed rain using seed traps while harvesting would be recommended for future studies (Splawinski *et al.* 2014).

Post-fire jack pine occurrence in the salvaged plots

Salvage logging strengthened post-fire stand resilience by promoting JP regeneration. Our results showed that JP stocking was 4.5 times higher than BS in salvaged plots while BS regeneration remained low in both salvaged and control plots. The resulting increase in suitable microsites was expected to favor the regeneration of both conifer species, BS and JP. However, only JP appeared to benefit from these salvage logging-induced conditions. This could be explained by the fact that JP seedlings have a faster and longer radicle elongation with a developed root system two to five times deeper than that of BS (Greene *et al.* 2007). We suggest that this trait likely allowed JP seedlings to reach the underlying mineral soil before experiencing desiccation, while BS seedlings likely exhausted their reserves before reaching the mineral soil (Greene *et al.* 2004, 2007; Macdonald *et al.* 2007). However, the lack of exposed mineral soil microsites probably was not the only factor explaining the low levels of BS regeneration observed in our sampled plots.

Contrary to our findings, some works conducted in Canadian boreal forests suggest that while salvage logging improves seedbed conditions, it reduces rather than enhances overall seed dispersal process, compromising post-fire conifer species regeneration (Purdon *et al.* 2002; Donato *et al.* 2006; Greene *et al.* 2013; Boucher *et al.* 2014). Such reduction has been attributed to the short time window between fire and the harvesting of burned seed-bearing

trees, which may limit the opportunity for complete seed release (Purdon *et al.* 2002; Donato *et al.* 2006; Greene *et al.* 2013; Boucher *et al.* 2014). Known in our control plots, mature seed-bearing trees remained standing throughout the three years following the fire, which is a critical period during which BS and JP typically release most of their seed supply (Viglas *et al.* 2013; Splawinski *et al.* 2019). Also, because our study was conducted in mature BS-dominated stands (>100 years old), seed availability and natural seed dispersal would be expected to ensure adequate regeneration. Nevertheless, regeneration remained low in most control plots and in salvaged plots too. This reflects that, in our salvaged plots, stem-stirring by the harvesting machinery apparently did not help BS seed dispersal or seedling recruitment, even though suitable microsites were relatively abundant. We suggest that the presence of SBW defoliation followed by fire could undermine the regeneration potential of BS by reducing the size of its aerial seed bank (Schooley, 1980; Greene *et al.* 1999; Simard & Payette 2005). The SBW insect feeds on floral buds, which leads to reduced cone production and a decline in viable seed sources (Schooley 1980; Greene *et al.* 1999; Simard & Payette 2005). In our case, defoliation was relatively present in all sampled plots (Table 1) although only a small proportion of trees were highly defoliated (S.M.3). We considered that the SBW defoliation in our plots was relatively low, but its impact on reducing BS aerial seed bank size was considerable.

Beyond the overall observed low level of post-fire BS regeneration, distinct compositional trajectories were observed between treatments. In the control plots, stands composition shift toward BS—JP co-dominance with opening in the canopy. This pattern aligns with previous research indicating that JP can be present in the post-fire regeneration of BS stands, even when it is absent or represents a very small component of the pre-fire stand composition

(Boiffin & Munson 2013; Baltzer *et al.* 2021; Fortin *et al.* 2026). In salvaged plots, JP appeared to capitalize more effectively on the suitable microsites created by harvesting machinery, resulting in denser stands than those observed in the control plots. A similar pattern of JP response to salvage-induced site conditions was proposed by Greene *et al.* 2006. However, as our assessment was conducted three years after fire, capturing only early-stage regeneration dynamics, long-term monitoring would be recommended to fully assess seedling establishment and growth trajectories. This is particularly relevant given that rare studies have examined medium to long-term post-fire-salvage regeneration dynamics (Leverkus *et al.* 2021; Waldron *et al.* 2023).

1.8 Conclusion

With ongoing climate change, areas of coniferous forests affected by wildfires and subsequently subjected to salvage logging are increasing (Flannigan *et al.* 2013; Boulanger *et al.* 2025). In response, reforesting all burned areas will be impossible to achieve due to the high costs associated with these operations (Rodman *et al.* 2024; Boulanger *et al.* 2025). Our study suggests that salvage logging could passively promote conifer regeneration in conifer boreal stands of eastern Canada. By modifying site conditions and increasing the density of suitable microsites for conifer seed germination, we suggest that salvage logging could serve as a cost-effective tool to support post-fire forest recovery. The potential contribution of salvage logging to enhanced seed release, as suggested by our study, requires further research and better recognition in post-fire conifer forest management planning. Although our study offers new insights into the positive effects of salvage logging on post-fire conifer regeneration with most salvaged plots showing moderate to adequate regeneration levels,

variability in post-salvage regeneration outcomes should be considered in reforestation decisions. Therefore, under similar site conditions to those in our study, we suggest prioritizing reforestation efforts at sites with low regeneration and complementing moderately regenerated sites with infill planting of BS and JP (Cayford, 1972). Also, since JP is characterized by its adaptability to fire and it is considered outside the SBW host range, we recommend salvage logging in BS-mature dominated stands with a small component of JP to reinforce their natural resilience. However, in our study, we suspect that the regeneration potential of BS was likely undermined by a succession of disturbances over a short period, including SBW defoliation followed by fire. We expect that under more favorable conditions, such as the complete absence of SBW defoliation in pre-fire stands, BS could benefit more strongly from positive effects of salvage logging on microsite density and its potential influence on seed release. This could result in more abundant BS regeneration than that observed in this study. In this context, additional empirical research is needed to evaluate the effects of salvage logging on conifer regeneration in BS forests including SBW defoliation and under different site conditions. Through these recommendations, we invite forest managers to consider capitalizing on the positive effects of salvage logging on natural regeneration in conifer stands, especially BS-dominated ones, as a possible option to support their long-term productivity and to reduce reforestation investment costs. This approach could be relevant in the context of climate-induced increases in fire activity and SBW outbreaks.

1.9 Author Contributions

Conceptualization: YB, KW, AA. Methodology: YB, AA, KW, Fieldwork: AA, YB, KW. Data curation: AA. Data analysis: AA. Results interpretation: AA, YB, KW. Project

administration: AA, YB. Resources: YB. Supervision: YB, KW. Visualization: AA.
Writing—original draft: AA, YB, KW. Funding acquisition: YB, AA.

1.10 Fundings

This research was funded by the Observatoire régional de recherche sur la forêt boréale de l'UQAC. This research is also funded by Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts (MRNF) du Québec, le Plan pour une Économie Verte du Ministère de la Lutte aux Changements Climatiques, de la Faune et des Parcs du Québec (MLCCFP) with funding obtained by YB. The Ministry of Higher Education and Scientific Research of Tunisia partially supported this work by covering subsistence and tuition expenses for AA studies in UQAC.

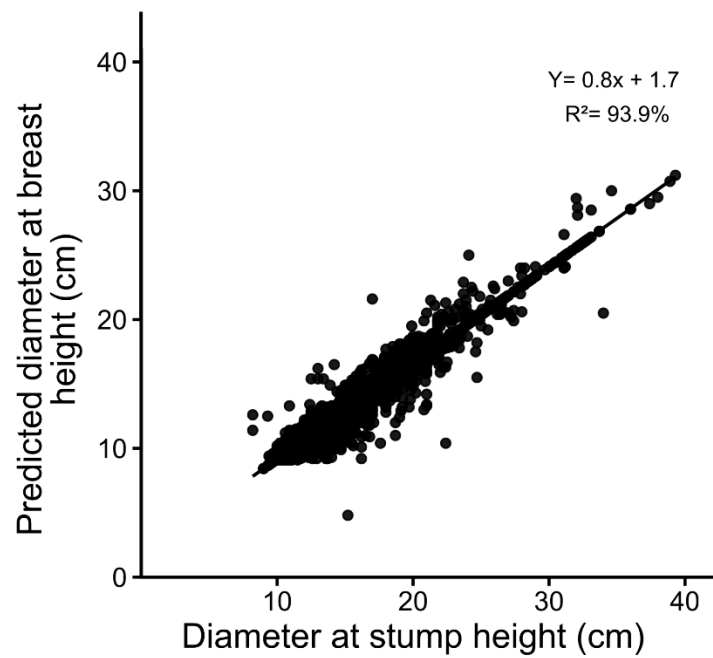
1.11 Acknowledgements

We thank H. Terreaux de Felice and F. Gionest for their field assistance and essential support. We also thank A. Lemay, N. Fortin, and Y. Arcand for their assistance with dendrochronological work. We thank H. Dorion and V. Danneyrolles for cartographic assistance. We are also grateful to M. Marchand, F. Bognounou and S. Daigle for their advice regarding statistical methods.

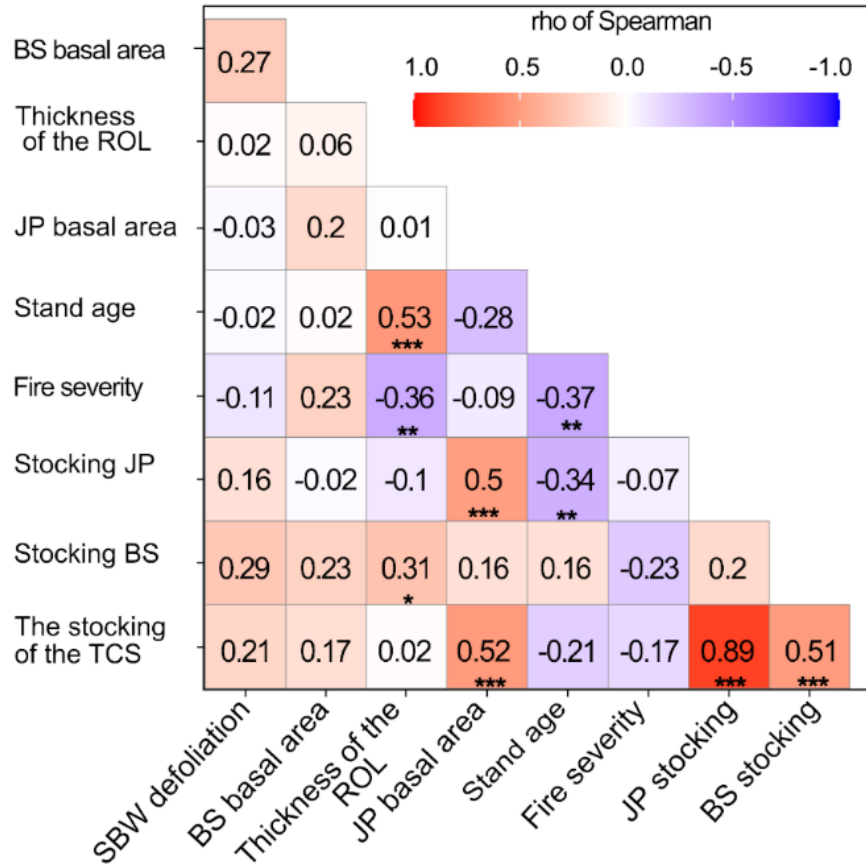
1.12 Conflicts of Interest

The authors declare that the research was conducted in the absence of any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

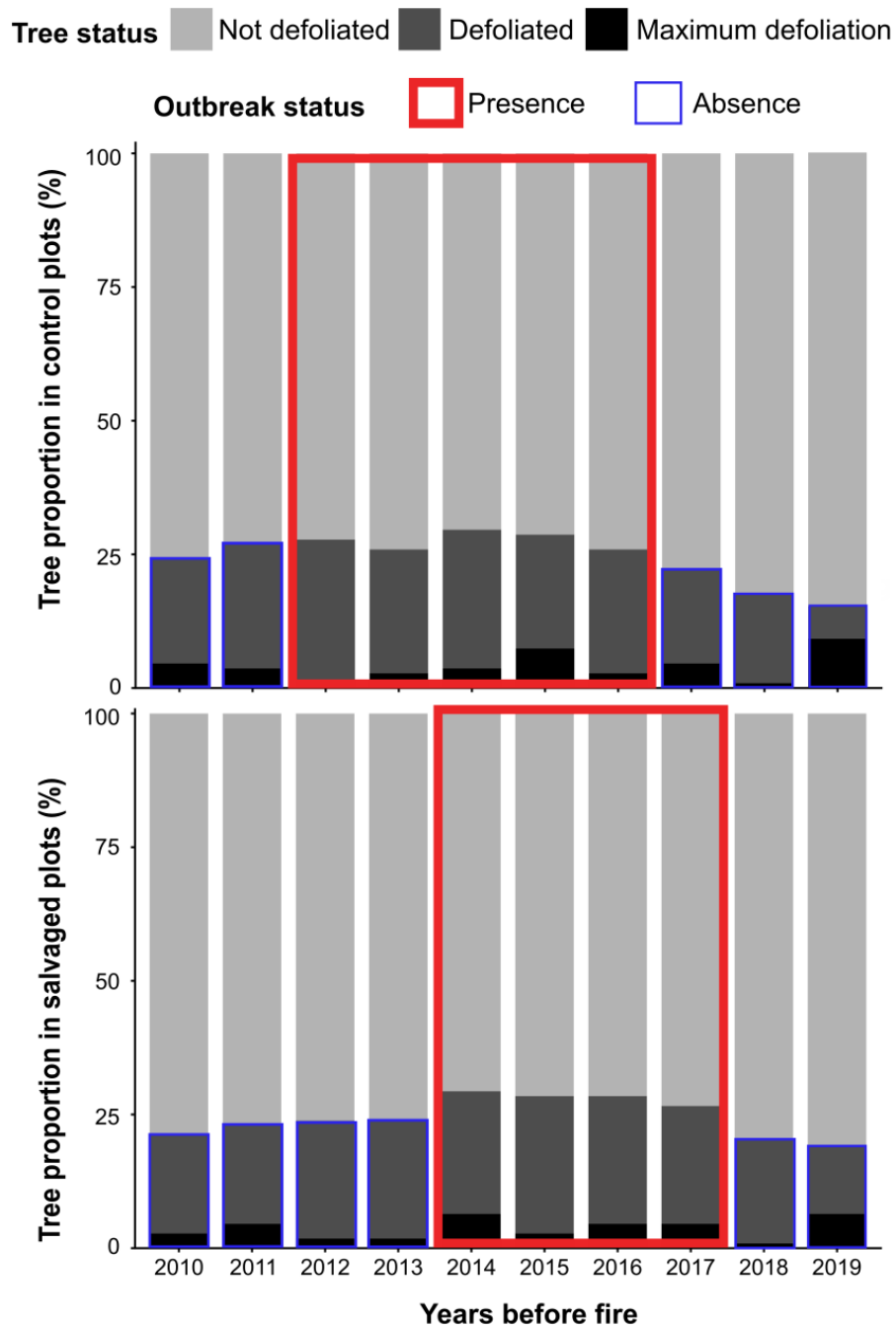
1.13 Supplementary materials



S.M.1. Predicting diameter at breast height (DBH) of sampled trees in salvaged plots from
height of stump diameter measured trees.



S.M.2. Correlation matrix illustrating the relation between pre-fire stands characteristics and the stocking of the total conifer seedlings using Spearman's non-parametric rank-based correlation test. Values represent correlation coefficients (ρ). Asterisks indicate the significance levels of the correlations ($*** < 0.0001$, $** < 0.001$, $* < 0.05$). BS: black spruce, JP: jack pine, TCS: total conifer seedlings, ROL: residual organic layer, SBW: spruce budworm.



S.M.3. The proportion of defoliated trees among salvaged and control plots in the 10 years preceding the 2020 fire, based on tree growth rings analysis. The outbreak period is highlighted in red.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

Sous l'effet des changements climatiques, l'augmentation prévue de la fréquence des feux entraînera une expansion des coupes de récupération de même que des activités de remise en production des forêts brûlées (Flannigan *et al.* 2013; Boulanger *et al.* 2025). Ce projet avait pour objectif général d'évaluer l'effet des coupes de récupération après feu sur la régénération des conifères dans la forêt boréale de l'est du Canada. Nous nous sommes appuyés sur un dispositif expérimental robuste qui a permis d'isoler les effets de la coupe de récupération sur la densité des microsites de germination et sur la quantité de régénération des espèces de conifères. Conformément à notre hypothèse principale, la coupe de récupération après feu a favorisé la création de microsites propices à la germination des semences de conifères, tels qu'une couche organique mince et/ou du sol minéral mis à nu en surface. En conséquence, nos résultats ont montré que la coupe de récupération après feu a favorisé une régénération coniférienne 2.5 fois plus importante par rapport aux peuplements témoins. Cependant, lorsqu'on examine les espèces de conifères régénérées dans notre étude, il apparaît que le pin gris forme une part majeure de la régénération. En plus de ses adaptations supérieures face au feu, le pin gris a largement bénéficié des conditions induites par la machinerie lors de la récolte. Ce bénéfice se traduit par une régénération modérée à adéquate post-coupe de récupération, malgré sa faible proportion dans la composition pré-feu. En revanche, malgré sa dominance dans la composition pré-feu, l'épinette noire s'est régénérée faiblement tant dans les peuplements récupérés que dans les brûlis laissés intacts.

On suspecte que la succession de deux perturbations — soit une défoliation causée par la tordeuse des bourgeons de l'épinette (TBE), suivie d'un feu — aurait pu réduire la taille de la banque de graines viables de l'épinette noire. Dans un tel contexte, même si les activités de récupération peuvent accroître la disponibilité de microsites de bonne qualité et potentiellement favoriser la libération des semences, l'épinette noire disposait probablement d'une banque de graines endommagées par la TBE au moment du feu, ce qui aurait limité sa capacité à bénéficier pleinement des conditions induites par la coupe. Bien que les secteurs récupérés dans les forêts matures dominées par l'épinette noire fassent souvent l'objet de reboisement, des investissements importants doivent être consentis pour la production des plants, la préparation du terrain, et la plantation (Rodman *et al.* 2024; Boulanger *et al.* 2025; Holden *et al.* 2025). Dans ce contexte, la coupe de récupération combinée à des regarnis en épinette noire et pin gris pourrait constituer un outil alternatif au reboisement classique. En plus, l'abondance de microsites de germination favorables créés par la machinerie lors de la récolte pourrait substituer les opérations de scarifiage effectuées pré-plantation. Dans une optique plus large, la coupe de récupération pourrait contribuer passivement à maintenir la productivité des peuplements de conifères brûlés comme ceux dominés par l'épinette noire, dans un contexte d'augmentation de l'activité des feux et d'occurrence d'épidémies d'insectes susceptibles de limiter la régénération de cette espèce à long terme.

Limites de l'étude et recommandations dans la recherche

Notre étude met en évidence le rôle des coupes de récupération sur la régénération des conifères dans les peuplements de conifères matures comme ceux dominés par l'épinette noire. Les relevés de terrain dans notre étude ont été effectués trois ans après le feu et la coupe de récupération. Aucune donnée de référence n'était disponible sur la régénération

établie entre le feu et l'intervention sylvicole. Il est donc difficile de distinguer la régénération préexistante à la coupe de celle favorisée par le passage de la machinerie. Donc, nous recommandons de réaliser des suivis de la régénération dans les peuplements conifériens brûlés avant et après la coupe de récupération, à l'aide de placettes permanentes. Cette approche permettrait de mieux distinguer la part de la régénération attribuable à la dispersion des graines induite par la machinerie de celle déjà présente avant l'intervention de coupe (Noël, 2001).

Bien que nos résultats reposent sur un dispositif expérimental robuste, avec des conditions de milieu similaires qui diffèrent seulement par le traitement de coupe de récupération, il serait pertinent, dans le cadre de travaux futurs, de procéder à des mesures directes de la pluie de graines à l'aide de trappes à graines lors des opérations de récolte afin d'évaluer plus finement la dispersion des semences (Splawinski *et al.* 2014).

Implications pour l'aménagement forestier

Dans un contexte de changements climatiques, les superficies touchées par les feux, puis par des interventions de coupe de récupération, augmenteront de plus en plus, au point que reboiser tout ce qui a été brûlé ne sera pas possible (Flannigan *et al.* 2013; Boulanger *et al.* 2025). Trouver des approches alternatives moins coûteuses à ces travaux de remise en production classiques devient un objectif crucial pour maintenir la productivité des peuplements conifériens post-feu. Dans ce contexte, on suggère que la coupe de récupération pourrait être mobilisée comme outil alternatif à la plantation manuelle, mais il convient de l'utiliser avec précaution. Premièrement, étant donné que le pin gris est une espèce non-hôte de la TBE et que ses cônes sérotineux lui confèrent une meilleure résilience au feu que l'épinette noire, on recommande d'utiliser davantage la coupe de récupération dans les

peuplements de conifères matures, comme ceux dominés par l'épinette noire, avec une faible proportion de pin gris. Deuxièmement, la manière d'effectuer la coupe dans ces peuplements pourrait être adaptée pour améliorer la densité des microsites et la dissémination des graines. Par exemple, lors des opérations de récolte, il serait possible d'optimiser le brassage des houppiers et la répartition uniforme des résidus de coupe, tels que les têtes d'arbres et les branches porteuses des cônes, sur le parterre forestier. Une plus grande circulation d'aller-retour de la machinerie lors de l'abattage des tiges pourrait également accroître l'exposition du sol minéral en surface et favoriser la création d'un plus grand nombre de microsites. Cependant, il faut faire attention à l'effet inverse de la machinerie sur la régénération déjà mise en place avant la coupe. Cela concerne particulièrement le pin gris, puisque son installation s'étale souvent sur plus d'un an et que le passage des engins risque de briser les semis en place (Barrette *et al.* 2013). Troisièmement, des études et des tests supplémentaires portant sur les fonctionnalités des équipements de récolte, l'amélioration des méthodes de coupe mécanisée ou encore la conception des chenilles des machines demeurent envisageables pour améliorer le mécanisme d'exposition du sol minéral et la dispersion des graines. Quatrièmement, en s'appuyant sur les niveaux de régénération déjà définis dans cette étude, il est conseillé de prioriser les efforts de reboisement dans les sites récupérés où les niveaux de régénération sont faibles, tandis que les sites modérément régénérés pourraient être complétés par des plantations de regarni en combinant l'épinette noire avec le pin gris. Toutefois, un suivi à moyen et à long terme demeurerait nécessaire pour valider cette approche. Finalement, il est recommandé que les aménagistes forestiers tiennent compte de l'historique de perturbations naturelles, notamment les épidémies de la TBE susceptibles de moduler le potentiel de régénération de l'épinette noire afin de choisir le type d'intervention sylvicole le plus approprié. Dans une optique d'adaptation aux changements climatiques, les

activités de récupération visant les peuplements de conifères matures comme ceux dominés par l'épinette noire pourraient renforcer passivement leur résilience post-feu, ce qui permettrait aux gestionnaires forestiers de réduire les efforts de remise en production, dans un contexte d'augmentation de la fréquence des feux susceptibles de limiter la régénération de l'épinette noire à long terme.

LISTE DES RÉFÉRENCES

Alain D, Brochu M-A, Arsenault J, Vaillancourt P, Plante D, Boudreau J-F et Philibert Y. 2014. *Placettes-échantillons temporaires : normes techniques*. Direction des inventaires forestiers, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Québec, Canada. <https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/2976640>

Dinno A. 2026. Dunn.test version 1.4.0: Dunn's test of multiple comparisons using rank sums. R software package. URL: <https://cran.r-project.org/package=dunn.test>.

Andrus RA, Droske CA, Franz MC, Hudak AT, Lentile LB, Lewis SA, Morgan P, Robichaud PR et Meddens AJH. 2022. Spatial and temporal drivers of post-fire tree establishment and height growth in a managed forest landscape. *Fire Ecology*, 18.

Baltzer JL, Day NJ, Walker XJ, Greene D, Mack MC, Alexander HD, Arseneault D, Barnes J, Bergeron Y, Boucher Y, Bourgeau-Chavez L, Brown CD, Carrière S, Howard BK, Gauthier S, Parisien M-A, Reid KA, Rogers BM, Roland C, Sirois L, Stehn S, Thompson DK, Turetsky MR, Veraverbeke S, Whitman E, Yang J et Johnstone JF. 2021. Increasing fire and the decline of fire adapted black spruce in the boreal forest. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118: e2024872118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2024872118>

Barrette J, Thiffault E et Paré D. 2013. Salvage harvesting of fire-killed stands in Northern Quebec: Analysis of bioenergy and ecological potentials and constraints. *Journal of science and technology for forest products and processes*, 3: 16–25.

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, Québec, Canada. 210 p.

Boiffin J & Munson AD. 2013. Three large fire years threaten resilience of closed crown black spruce forests in eastern Canada. *Ecosphere*, 4: 56.

Boucher D, Gauthier S, Noël J, Greene DF et Bergeron Y. 2014. Salvage logging affects early post-fire tree composition in Canadian boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 325: 118–127. [10.1016/j.foreco.2014.04.002](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.04.002)

Boucher D, Gauthier S, Thiffault N, Marchand W, Girardin M et Urli M. 2020. How climate change might affect tree regeneration following fire at northern latitudes: a review. *New Forests*, 51: 543–571. [10.1007/s11056-019-09745-6](https://doi.org/10.1007/s11056-019-09745-6)

Boulanger Y, Arseneault D, Morin H, Jardon Y, Bertrand P et Dagneau C. 2012. Dendrochronological reconstruction of spruce budworm (*Choristoneura fumiferana*)

outbreaks in southern Quebec for the last 400 years. *Canadian Journal of Forest Research*, 42: 1264–1276. <https://doi.org/10.1139/x2012-069>

Boulanger Y, Arseneault D, Bélisle AC, Bergeron Y, Boucher J, Boucher Y, Danneyrolles V, Erni S, Gachon P, Girardin MP, Grant E, Grondin P, Jetté J-P, Labadie G, Leblond M, Leduc A, Puigdevall JP, St-Laurent M-H, Tremblay JA et Waldron K. 2025. The 2023 wildfire season in Québec: an overview of extreme conditions, impacts, lessons learned, and considerations for the future. *Canadian Journal of Forest Research*, 55: 1–21. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2023-0298>

Burrell AL, Sun Q, Baxter R, Kukavskaya EA, Zhila S, Shestakova T, Rogers BM, Kaduk J et Barrett K. 2022. Climate change, fire return intervals and the growing risk of permanent forest loss in boreal Eurasia. *Science of The Total Environment*, 831: 154885.

Cayford JH. 1972. Container planting systems in Canada. *The Forestry Chronicle*, 48: 235–239. <https://doi.org/10.5558/tfc48235-5>

Charron I & Greene DF. 2002. Post-wildfire seedbeds and tree establishment in the southern mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 1607–1615. <https://doi.org/10.1139/x02-085>

Couillard P-L, Bouchard M, Laflamme J et Hébert F. 2022. Zonage des régimes de feux du Québec méridional. Gouvernement du Québec, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière no 189: 23.

Danneylrolles 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. [10.1016/j.foreco.2024.121756](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121756)

De Groot WJ, Bothwell PM, Taylor SW, Wotton BM, Stocks BJ et Alexander ME. 2004. Jack pine regeneration and crown fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 1634–1641. <https://doi.org/10.1139/x04-073>

Delwaide A & Fillion L. 2010. *La dendroécologie : principes, méthodes et applications*. Presses de l'Université Laval, Québec : 167–197.

Donato D, Fontaine J, Campbell J, Robinson W, Kauffman J et Law B. 2006. Post-Wildfire Logging Hinders Regeneration and Increases Fire Risk. *Science (New York, NY)*, 311: 352. [10.1126/science.1122855](https://doi.org/10.1126/science.1122855)

Flannigan M, Cantin AS, Groot WJ de, Wotton M, Newbery A et Gowman LM. 2013. Global wildland fire season severity in the 21st century. *The Mega-fire reality*, 294: 54–61. [10.1016/j.foreco.2012.10.022](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.022)

Fortin S, Boucher Y, Bergeron Y, Simard M, Arseneault D, Asselin H, Barrette M, Danneyrolles V, Gauthier S, Girard F, Girardin M, Parisien M-A, Thiffault N et Valeria O.

2026. Ecological factors shaping post-fire resilience in mature black spruce forests of eastern North America. *Journal of Ecology*, 114: e70260. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.70260>

Fraver S, Jain T, Bradford JB, D'Amato AW, Kastendick D, Palik B, Shinneman D et Stanovick J. 2011. The efficacy of salvage logging in reducing subsequent fire severity in conifer-dominated forests of Minnesota, USA. *Ecological Applications*, 21: 1895–1901. <https://doi.org/10.1890/11-0380.1>

Gauthier S, Bergeron Y et Simon J-P. 1996. Effects of Fire Regime on the Serotiny Level of Jack Pine. *Journal of Ecology*, 84: 539–548. [10.2307/2261476](https://doi.org/10.2307/2261476)

Gauthier S, De Grandpré L et Bergeron Y. 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec. *Journal of Vegetation Science*, 11: 781–790. <https://doi.org/10.2307/3236548>

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: 291–303. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00449.x>

Greene DF, Splawinski TB, Gauthier S et Bergeron Y. 2013. Seed abscission schedules and the timing of post-fire salvage of *Picea mariana* and *Pinus banksiana*. *Forest Ecology and Management*, 303: 20–24. [10.1016/j.foreco.2013.03.049](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.03.049)

Greene DF, 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: 1845–1857. <https://doi.org/10.1139/x04-059>

Greene DF, Gauthier S, Noël J, Rousseau M et Bergeron Y. 2006. A field experiment to determine the effect of post-fire salvage on seedbeds and tree regeneration. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 4: 69–74. [https://doi.org/10.1890/1540-9295\(2006\)004\[0069:AFETDT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1540-9295(2006)004[0069:AFETDT]2.0.CO;2)

Greene DF, Zasada JC, Sirois L, Kneeshaw D, Morin H et Charron I. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 824–839. <https://doi.org/10.1139/x98-112>

Greene DF, Macdonald SE, Haeussler S, Domenicano S, Noël J, Jayen K, Charron I, Gauthier S, Hunt S, Gielau ET, Bergeron Y et Swift L. 2007. The reduction of organic-layer depth by wildfire in the North American boreal forest and its effect on tree recruitment by seed. *Canadian Journal of Forest Research*, 37: 1012–1023. <https://doi.org/10.1139/X06-245>

Harper KA, Macdonald SE, Burton PJ, Chen J, Brosfokske KD, Saunders SC, Euskirchen ES, Roberts D, Jaiteh MS et Esseen P-A. 2005. Edge Influence on Forest Structure and Composition in Fragmented Landscapes. *Conservation Biology*, 19: 768–782.

- Hart SJ, Henkelman J, McLoughlin PD, Nielsen SE, Truchon-Savard A et Johnstone JF. 2019. Examining forest resilience to changing fire frequency in a fire-prone region of boreal forest. *Global Change Biology*, 25: 869–884. <https://doi.org/10.1111/gcb.14550>
- Jasinski JPP & Payette S. 2005. the creation of alternative stable states in the southern boreal forest, Québec, Canada. *Ecological Monographs*, 75: 561–583. <https://doi.org/10.1890/04-1621>
- Johnson EA. 1996. Fire and vegetation dynamics: studies from the North American boreal forest. Cambridge University Press, 7: 97–107. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511623516>
- Johnstone J, Boby L, Tissier E, Mack M, Verbyla D et Walker X. 2009. Postfire seed rain of black spruce, a semiserotinous conifer, in forests of interior Alaska. *Canadian Journal of Forest Research*, 39: 1575–1588. <https://doi.org/10.1139/X09-068>
- Johnstone JF, Chapin Iii FS, Foote J, Kemmett S, Price K et Viereck L. 2004. Decadal observations of tree regeneration following fire in boreal forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 34: 267–273. <https://doi.org/10.1139/x03-183>
- Keeley JE, Pausas JG, Rundel PW, Bond WJ et Bradstock RA. 2011. Fire as an evolutionary pressure shaping plant traits. *Trends in Plant Science*, 16: 406–411.
- Krause C, Morin H et Plourde P-Y. 2009. Juvenile growth of black spruce (*Picea mariana* [Mill.] BSP) stands established during endemic and epidemic attacks by spruce budworm (*Choristoneura fumiferana* [Clemens]) in the boreal forest of Quebec, Canada. *The Forestry Chronicle*, 85: 267–276. <https://doi.org/10.5558/tfc85267-2>
- Kurulok SE & Macdonald SE. 2007. Impacts of postfire salvage logging on understory plant communities of the boreal mixedwood forest 2 and 34 years after disturbance. *Canadian Journal of Forest Research*, 37: 2637–2651. <https://doi.org/10.1139/X07-107>
- Kuuluvainen T & Gauthier S. 2018. Young and old forest in the boreal: critical stages of ecosystem dynamics and management under global change. *Forest Ecosystems*, 5: 26.
- Lavoie L & Sirois L. 1998. Vegetation changes caused by recent fires in the northern boreal forest of eastern Canada. *Journal of Vegetation Science*, 9: 483–492. <https://doi.org/10.2307/3237263>
- Leverkus AB, Lindenmayer DB, Thorn S et Gustafsson L. 2018a. Salvage logging in the world's forests: Interactions between natural disturbance and logging need recognition. *Global Ecology and Biogeography*, 27: 1140–1154. <https://doi.org/10.1111/geb.12772>
- Leverkus AB, Polo I, Baudoux C, Thorn S, Gustafsson L et Rubio de Casas R. 2021. Resilience impacts of a secondary disturbance: Meta-analysis of salvage logging effects on tree regeneration. *Journal of Ecology*, 109: 3224–3232. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13581>

- Leverkus AB, Gustafsson L, Lindenmayer DB, Castro J, Rey Benayas JM, Ranius T et Thorn S. 2020. Salvage logging effects on regulating ecosystem services and fuel loads. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 18: 391–400. <https://doi.org/10.1002/fee.2219>
- Leverkus AB, Rey Benayas JM, Castro J, Boucher D, Brewer S, Collins BM, Donato D, Fraver S, Kishchuk BE, Lee E-J, Lindenmayer DB, Lingua E, Macdonald E, Marzano R, Rhoades CC, Royo A, Thorn S, Wagenbrenner JW, Waldron K, Wohlgemuth T et Gustafsson L. 2018b. Salvage logging effects on regulating and supporting ecosystem services—a systematic map. *Canadian Journal of Forest Research*, 48: 983–1000. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0114>
- Lindenmayer D. 2006. Salvage harvesting—past lessons and future issues. *The Forestry Chronicle*, 82: 48–53. <https://doi.org/10.5558/tfc82048-1>
- Lindenmayer D, Burton PJ et Franklin JF. 2008. Salvage logging and its ecological consequences. Island Press, Washington.
- Lindenmayer D, Foster D, Franklin J, Hunter M, Noss R, Schmiegelow F et Perry D. 2004. Salvage Harvesting Policies After Natural Disturbance. *Science (New York, NY)*, 303: 1303. [10.1126/science.1093438](https://doi.org/10.1126/science.1093438)
- Lindenmayer DB et Noss RF. 2006. Salvage Logging, Ecosystem Processes, and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology*, 20: 949–958. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00497.x>
- Macdonald SE, Haeussler S, Domenicano S, Noël J, Jayen K, Charron I, Gauthier S, Hunt S, Gielau ET, Bergeron Y, Swift L et Greene DF. 2007. The reduction of organic-layer depth by wildfire in the North American boreal forest and its effect on tree recruitment by seed. *Canadian Journal of Forest Research*, 37: 1012–1023. <https://doi.org/10.1139/X06-245>
- Marañón-Jiménez S, Castro J, Querejeta JI, Fernández-Ondoño E et Allen CD. 2013. Post-fire wood management alters water stress, growth, and performance of pine regeneration in a Mediterranean ecosystem. *Forest Ecology and Management*, 308: 231–239. [10.1016/j.foreco.2013.07.009](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.07.009)
- McIver JD et Starr L. 2001. A Literature Review on the Environmental Effects of Postfire Logging. *Western Journal of Applied Forestry*, 16: 159–168.
- MRNF. 2023. Ministère des Ressources naturelles et des Forêts, carte écoforestière originale et résultats du quatrième inventaire écoforestier du Québec méridional. [Jeu de données : https://www.donneesquebec.ca/recherche/dataset/resultats-d-inventaire-et-carte-ecoforestiere_4eme/resource/629a8f79-ad6a-4388-ae76-a4577a064253].
- Miyanishi K & Johnson EA. 2002. Process and patterns of duff consumption in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 1285–1295. <https://doi.org/10.1139/x02-051>

- Morissette JL, Cobb TP, Brigham RM et James PC. 2002. The response of boreal forest songbird communities to fire and post-fire harvesting. *Canadian Journal of Forest Research*, 32: 2169–2183. <https://doi.org/10.1139/x02-134>
- Müller J, Noss RF, Thorn S, Bässler C, Leverkus AB et Lindenmayer D. 2019. Increasing disturbance demands new policies to conserve intact forest. *Conservation Letters*, 12: e12449.
- Nappi A & Drapeau P. 2009. Reproductive success of the black-backed woodpecker (*Picoides arcticus*) in burned boreal forests: Are burns source habitats? *Biological Conservation*, 142 : 1381–1391. [10.1016/j.biocon.2009.01.022](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.01.022)
- Nappi A, Drapeau P et Savard J-PL. 2004. Salvage logging after wildfire in the boreal forest: Is it becoming a hot issue for wildlife? *The Forestry Chronicle*, 80 : 67–74. <https://doi.org/10.5558/tfc80067-1>
- Noël J. 2001. Régénération forestière après feu et coupe de récupération dans le secteur de Val-Paradis, Abitibi.
- Oboite FO & Spencer S. 2025. Assessing regeneration dynamics post-wildfire: The role of salvage logging and site conditions in southern interior British Columbia. *Forest Ecology and Management*, 598: 123178. [10.1016/j.foreco.2025.123178](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2025.123178)
- Pausas JG, Keeley JE et Bond WJ. 2025. A burning story, the role of fire on Earth. *BioScience*, 75: 1028–1041. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.7.10>
- Payette S & Delwaide A. 2003. Shift of Conifer Boreal Forest to Lichen—Heath Parkland Caused by Successive Stand Disturbances. *Ecosystems*, 6: 540–550. [10.1007/PL00021507](https://doi.org/10.1007/PL00021507)
- Pelletier E & Lafontaine G de. 2023. Jack pine of all trades: Deciphering intraspecific variability of a key adaptive trait at the rear edge of a widespread fire-embracing North American conifer. *American Journal of Botany*, 110: e16111. <https://doi.org/10.1002/ajb2.16111>
- 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. [10.1016/j.foreco.2017.05.026](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.05.026)
- Povak NA, Churchill DJ, Cansler CA, Hessburg PF, Kane VR, Kane JT, Lutz JA et Larson AJ. 2020. Wildfire severity and postfire salvage harvest effects on long-term forest regeneration. *Ecosphere*, 11.
- Prestemon JP, Wear DN, Stewart FJ et Holmes TP. 2006. Wildfire, timber salvage, and the economics of expediency. *Forest Policy and Economics*, 8: 312–322. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2004.07.003> [Get rights and content](#)
- Purdon M, Noël J, Nappi A, Drapeau P, Harvey B, Brais S, Bergeron Y, Gauthier S et Greene D. 2002. The impact of salvage-logging after wildfire in the boreal forest: lessons from the

Abitibi. NSERC-UQATUQAM Industrial Chair in Sustainable Forest Management, SFM Chair, 4th Research Note.

Reid KA, Day NJ, Alfaro-Sánchez R, Johnstone JF, Cumming SG, Mack MC, Turetsky MR, Walker XJ et Baltzer JL. 2023. Black spruce (*Picea mariana*) seed availability and viability in boreal forests after large wildfires. *Annals of Forest Science*, 80: 4. [10.1186/s13595-022-01166-4](https://doi.org/10.1186/s13595-022-01166-4)

Rodman KC, Fornwalt PJ, Holden ZA, Crouse JE, Davis KT, Marshall LAE, Stoddard MT, Andrus RA, Chambers ME, Chapman TB, Hart SJ, Schloegel CA et Stevens-Rumann CS. 2024. Green is the New Black: Outcomes of post-fire tree planting across the US Interior West. *Forest Ecology and Management*, 574: 122358. [10.1016/j.foreco.2024.122358](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.122358)

Rowe JS. 1972. Forest regions of Canada. Department of Environment, Canadian Forest Service, Ottawa, Ontario, Publication No 1300 172 p.

Royo AA, Peterson CJ, Stanovick JS et Carson WP. 2016. Evaluating the ecological impacts of salvage logging: can natural and anthropogenic disturbances promote coexistence? *Ecology*, 97 : 1566–1582. <https://doi.org/10.1890/15-1093.1>

Saucier J-P, Robitaille A et Grondin P. 2009. Cadre bioclimatique du Québec. Cadre bioclimatique du Québec. Edited by R. Doucet and M. Côté. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Éditions Multimondes, Québec, QC. pp. 186-205.

Scheffer M, Hirota M, Holmgren M, Van Nes EH et Chapin FS. 2012. Thresholds for boreal biome transitions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109: 21384–21389. <https://doi.org/10.1073/pnas.1219844110>

Schooley HO. 1980. Damage to Black Spruce Cone Crops by the Spruce Budworm. Environment Canada, Forestry Service, Newfoundland Forest Research Centre. St. John's, NL. Information Report N–X–187. 15 pp.

Simard M & Payette S. 2005. Reduction of black spruce seed bank by spruce budworm infestation compromises postfire stand regeneration. *Canadian Journal of Forest Research*, 35: 1686–1696. <https://doi.org/10.1139/x05-083>

Splawinski TB, Greene DF 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 TB, Greene DF, Michaletz ST, Gauthier S, Houle D et Bergeron Y. 2019. Position of cones within cone clusters determines seed survival in black spruce during wildfire. *Canadian Journal of Forest Research*, 49: 121–127. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2018-0209>

Splawinski TB, Boucher Y, Bouchard M, Greene DF, 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 : 1499–1512.

St-Pierre H, Gagnon R et Bellefleur P. 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale. Canadian Journal of Forest Research, 4: 474–481.

Swanson ME, Franklin JF, Beschta RL, Crisafulli CM, DellaSala DA, Hutto RL, Lindenmayer DB et Swanson FJ. 2011. The forgotten stage of forest succession: early-successional ecosystems on forest sites. Frontiers in Ecology and the Environment, 9: 117–125. <https://doi.org/10.1890/090157>

Thorn S, Bässler C, Brandl R, Burton PJ, Cahall R, Campbell JL, Castro J, Choi C, Cobb T, Donato DC, Durska E, Fontaine JB, Gauthier S, Hebert C, Hothorn T, Hutto RL, Lee E, Leverkus AB, Lindenmayer DB, Obrist MK, Rost J, Seibold S, Seidl R, Thom D, Waldron K, Wermelinger B, Winter M, Zmihorski M et Müller J. 2018. Impacts of salvage logging on biodiversity: A meta-analysis. Journal of Applied Ecology, 55: 279–289. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12945>

R Development Core Team. 2025. R: A language and environment for statistical computing (Version 4.3.2). R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org/>

Viglas JN, Brown CD et Johnstone JF. 2013. Age and size effects on seed productivity of northern black spruce. Canadian Journal of Forest Research, 43: 534–543. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0022>

Waldron K, Thiffault N, Venier L, Bognounou F, Boucher D, Campbell E, Whitman E, Brehaut L et Gauthier S. 2023. A pan-Canadian assessment of empirical research on post-disturbance recovery in the Canadian Forest Service. Canadian Journal of Forest Research, 53: 823–838. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2022-0300>

Walker XJ, Baltzer JL, Cumming SG, Day NJ, Johnstone JF, Rogers BM, Solvik K, Turetsky MR et Mack MC. 2018. Soil organic layer combustion in boreal black spruce and jack pine stands of the Northwest Territories, Canada. International Journal of Wildland Fire, 27: 125–134. <https://doi.org/10.1071/WF17095>

Wang GG et Kembell KJ. 2005. Effects of fire severity on early development of understory vegetation. Canadian Journal of Forest Research, 35: 254–262. <https://doi.org/10.1139/x04-177>

Wang W, Wang X, Flannigan MD, Guindon L, Swystun T, Castellanos-Acuna D, Wu W et Wang G. 2025. Canadian forests are more conducive to high-severity fires in recent decades. Science, 387: 91–97. [0.1126/science.ado1006](https://doi.org/10.1126/science.ado1006)

Westfall JA. 2010. New Models for Predicting Diameter at Breast Height from Stump Dimensions. Northern Journal of Applied Forestry, 27: 21–27.

Zasada JC, Sharik TL et Nygren M. 1992. The reproductive process in boreal forest trees. Dans : Shugart HH, *et al.* éd. A Systems Analysis of the Global Boreal Forest. Cambridge University Press, Cambridge, p. 85–125.

