



BIBLIOTHÈQUE

CÉGEP DE L'ABITIBI-TÉMISCAMINGUE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans [Depositum](#), site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous. L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue (UQAT) obtained the permission of the author to use a copy of this document for nonprofit purposes in order to put it in the open archives [Depositum](#), which is free and accessible to all. The author retains ownership of the copyright on this document.

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

RÔLE DES BANDES RIVERAINES DANS LA PROTECTION DE LA RESSOURCE
HYDRIQUE 10-20 ANS APRÈS COUPES FORESTIÈRES EN FORÊT BORÉALE

Mémoire

présenté

comme exigence partielle

de la maîtrise en écologie et aménagement des écosystèmes forestiers

Par

Michel Guimond

Décembre 2024

REMERCIEMENTS

Pour commencer, je tiens à remercier du fond du cœur ceux et celles qui ont contribué de près ou de loin à l'accomplissement de mon projet de maîtrise. Merci de votre soutien, c'est grandement apprécié. «*We stand on the shoulders of giants*»

Je souhaite remercier premièrement mon directeur de recherche, Miguel Montoro Girona. Il fut un professeur, un collègue et un ami pour moi durant les quatre dernières années de ma vie. Merci de m'avoir fait confiance, de m'avoir pris sous ton aile et d'avoir vu un potentiel en moi que je ne pensais pas possible. Tu as toujours été disponible pour moi, dans les moments hauts et bas, et cela n'a pas de prix. Je viens de Montréal, mais je me suis toujours senti accueilli et apprécié dans ma nouvelle région d'actuel d'Abitibi et cela est grâce à toi. J'ai toujours apprécié notre relation honnête et directe, merci, Miguel.

Guillaume Grosbois, mon codirecteur, je te remercie pour ton soutien dans mon projet, malgré mon inexpérience claire dans le domaine aquatique. Tu m'as toujours poussé à me poser des questions et tu m'as intégré dans ton équipe à bras ouvert, ce qui est apprécié. Ton humanité et calme a fait du bien durant les moments difficiles. Merci.

À Kaysandra, je veux dire un merci de m'avoir accueilli au CFL et dans ton équipe. Tu étais disponible malgré la distance et le fait que l'on ne se voyait pas souvent, c'est à ton honneur. Ta bonne humeur, ta douceur et tes bons commentaires m'ont aidé dans les moments difficiles. Je n'aurais jamais pensé que mes étés de terrains à Villebois m'auraient mené à t'avoir comme codirectrice dans mon super projet!

Je voudrais également remercier les stagiaires qui m'ont aidé durant mon terrain et mon laboratoire. J'ai personnellement été stagiaire durant plusieurs années à l'UQAT, donc je sais que ce n'est pas un travail facile. Mon projet n'aurait jamais été réalisable sans leur travail. De plus, le fait de former et superviser plusieurs cohortes de stagiaires m'a grandement formé comme étudiant et professionnel, mais aussi comme être humain.

Merci à mes parents de m'avoir apporté en forêt et d'avoir installé une passion pour cet écosystème en moi. Je ne serais pas ici sans vous. Je remercie ma mère pour avoir toujours été là pour moi et m'avoir écouté à mort sur la bande riveraine. Ta confiance m'a supporté comme tu ne peux l'imaginer. Merci à mon père d'avoir été un modèle pour moi, si tu étais capable de quitter ton village et de t'épanouir, j'étais capable de faire de même.

Merci à ma sœur pour son écoute dans les moments difficiles. J'espère que mon projet pourra protéger l'environnement pour tes enfants, une source de motivation pour moi. Merci à mon frère, je t'apporterai un jour dans le nord pour te montrer ce magnifique paysage.

Merci à mon grand-père. Je pense souvent à toi, j'espère que tu apprécies le lac d'esker que je t'ai trouvé. Repose en paix. Merci à ma grand-mère, j'apprécie le soutien que tu m'apportes malgré la distance.

Merci à l'équipe de professeurs qui m'ont enseigné, mais aussi à l'équipe de soutien de l'UQAT et de l'IRF. Vous faites partie intégrante de mon séjour en Abitibi. Un merci spécifique à l'équipe du GREMA qui a été ma famille durant les dernières années. Merci Dany Charron, Hélène Lavoie et Fabio Genaretti. Un merci particulier à Annie qui fut mon premier contact en Abitibi, merci pour l'accueil chaleureux et l'expérience.

Merci à Valentina Buttò pour sa patience et sa générosité avec son temps pour mes analyses statistiques. Tu as été une bonne professeure pour un très mauvais élève.

Merci à Maryse Marchand pour son support statistique à mon projet. Merci à Francis Manka pour son temps et son aide à la récolte de données pour mon projet. Merci à l'équipe du CFL pour leur accueil chaleureux.

Merci à Murray Hay pour la révision linguistique de mon article scientifique.

Merci à Luc Bossé pour sa confiance et mon implication dans ses projets de l'OBVAJ. J'espère que tu vas apprécier la lecture de mon mémoire.

Merci à Sonia Légaré pour les conversations très intéressantes et pour ta confiance dans ma future carrière.

Merci Vincent Cloutier et Éric Rosa pour leur prêt de matériel durant mon projet et pour leur aide et expertise dans les milieux d'eskers.

Merci au Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie (CRSNG) pour l'octroi d'une bourse personnelle et leur support financier à mon projet lors de ma maîtrise.

Merci au projet Smartforests pour leur soutien financier, la réalisation de mon projet n'aurait pas été réalisable sans eux.

Merci au Centre d'étude de la forêt (CEF) pour leur support à mon projet et l'octroi d'une bourse pour la réalisation d'un stage.

Merci à la MRC Abitibi pour leur support financier au GREMA et les projets de Miguel et leur intérêt constant pour mon projet. Merci de m'avoir impliqué dans leurs projets également, c'est apprécié. Continuer de faire une foresterie exemplaire, c'est une inspiration.

Merci à mes partenaires industriels Matériaux Blanchette, Scierie Landrienne et Greenfirst pour leur soutien financier.

AVANT-PROPOS

Le mémoire se divise en trois chapitres. Le Chapitre I comprend l'introduction générale qui présente la mise en contexte de l'étude, l'état des connaissances sur la forêt boréale, l'aménagement forestier écosystémique, l'impact de la récolte forestière sur la ressource hydrique, l'utilisation de la bande riveraine et le chablis. Le Chapitre II est rédigé en anglais sous forme d'article scientifique. L'article a été publié dans le journal *Scientific reports* en octobre 2024 et s'intitule: *Windthrow in riparian buffers affects the water quality of freshwater ecosystems in the eastern Canadian boreal forest*¹. Ce chapitre a été écrit entièrement par le candidat à la maîtrise, révisé, co-écrit et encadré par des coauteurs Miguel Montoro Girona, Guillaume Grosbois et Kaysandra Waldron. La collecte de données et l'analyse des résultats de l'article ont été majoritairement exécutées par l'étudiant sur la supervision de la direction et co-direction de recherche. L'étude a été conceptualisée par Miguel Montoro Girona et Guillaume Grosbois et financée par la MRC d'Abitibi. Le mémoire se termine avec le Chapitre III qui contient la conclusion générale, les implications pour l'aménagement écosystémique et les perspectives de l'étude. Pour terminer, la section des annexes présente les accomplissements et les travaux supplémentaires réalisés par l'étudiant durant sa maîtrise.

¹ Guimond, M., Grosbois, G., Waldron, K. *et al.* Windthrow in riparian buffers affects the water quality of freshwater ecosystems in the eastern Canadian boreal forest. *Sci Rep* **14**, 23027 (2024). <https://doi.org/10.1038/s41598-024-74013-3>

TABLES DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	II
AVANT-PROPOS	V
TABLES DES MATIÈRES	VI
LISTE DES FIGURES	IX
LISTES DES TABLEAUX :	XI
RÉSUMÉ	XII
ABSTRACT	XIII
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1 WINDTHROW IN RIPARIAN BUFFERS AFFECTS THE WATER QUALITY OF FRESHWATER ECOSYSTEMS IN THE EASTERN CANADIAN BOREAL FOREST	
19	
1.1 Abstract.....	20
1.2 Introduction.....	21
1.3 Results.....	23
1.3.1 Mortality and windthrow in riparian buffers	23
1.3.2 Factors influencing windthrow.....	24
1.3.3 Interaction between windthrow and water quality	27
1.4 Discussion	30
1.4.1 Windthrow in riparian buffers after clearcut systems	30
1.4.2 Interaction between the analyzed factors and windthrow type	31
1.4.3 Interaction between windthrow severity and water quality.....	33
1.4.4 Implications for forest management in riparian buffers	34
1.5 Conclusion.....	36

1.6	Materials and methods	37
1.6.1	Study area	37
1.6.2	Experimental design	38
1.6.3	Sampling plan	39
1.6.4	Data analysis	46
1.6.5	Data availability	47
1.7	Author contributions	47
1.8	Funding	47
1.9	Acknowledgments	47
1.10	Conflict of interest	48
	CONCLUSION GÉNÉRALE	49
	ANNEXE A - EXPERIMENTAL DESIGN	61
	ANNEXE B - SAMPLING DESIGN	62
	ANNEXE C - WATER QUALITY EQUATION AND TERMS	63
	ANNEXE D - WATER QUALITY: ANALYZED PARAMETERS	64
	APPENDICE A - AFFICHE DU PROJET DE MAÎTRISE : <i>BANDE RIVERAINE : 20M DE PROTECTION?</i> (MICHEL GUIMOND, MIGUEL MONTORO GIRONA, GUILLAUME GROSBOIS ET KAYSANDRA WALDRON) PRÉSENTÉ AU COLLOQUE DE LA CHAIRE D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DURABLE (AFD) EN 2022	65
	APPENDICE B - AFFICHE DU PROJET DE MAÎTRISE : <i>BANDE RIVERAINE : 20M DE PROTECTION?</i> (MICHEL GUIMOND, MIGUEL MONTORO GIRONA, GUILLAUME GROSBOIS ET KAYSANDRA WALDRON) PRÉSENTÉ AU COLLOQUE DU GROUPE DE RECHERCHE EN ÉCOLOGIE DE LA MRC ABITBIT (GREMA) EN 2022	66

APPENDICE C- REPRÉSENTATION ÉTUDIANTE POUR L'INSTITUT DE RECHERCHE SUR LES FORÊTS (IRF) AU SALON DE LA FORÊT À L'UNIVERSITÉ LAVAL EN 2022	67
APPENDICE D- EXCAVATION RACINAIRE POUR UN PROJET DE RECHERCHE DE L'UQAT 2022.....	68
APPENDICE E- PROJET <i>RÉÉCRIRE LA FORÊT BORÉALE</i> , PARTENARIAT LITTÉRAIRE ENTRE L'UQAT ET L'UQAM, SOIRÉE DE LECTURE À ROUYN-NORANDA, NOVEMBRE 2022.....	69
APPENDICE F- MODÉRATION ET PARTICIPATION ÉTUDIANTE AU <i>RENDEZ-VOUS DE LA BIODIVERSITÉ EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE</i> EN 2023.....	70
APPENDICE G - PRIX POUR LA 2 ^E PRÉSENTATION LONGUE (PRÉSENTATION ORALE) AU COLLOQUE DU CENTRE D'ÉTUDE DE LA FORÊT (CEF) EN 2023 ..	71
APPENDICE H - PRIX POUR LA MEILLEURE QUESTION AU COLLOQUE DE LA CHAIRE D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DURABLE (AFD) EN 2023	72
APPENDICE I - PROJET DE RECHERCHE SUR LE RÉGIME DU FEU DANS LE NORD-DU-QUÉBEC, EN PARTENARIAT AVEC LA DRF, CANIAPISCAU 2023	73
APPENDICE J - ARTICLE VULGARISÉ (MICHEL GUIMOND, MIGUEL MONTORO GIRONA, GUILLAUME GROSBOIS ET KAYSANDRA WALDON) PARUE DANS LA REVUE <i>COUVERT BORÉALE</i> DURANT L'ÉTÉ 2023.....	74
LISTE DE RÉFÉRENCES.....	75

LISTE DES FIGURES

Figure 1 Bande riveraine près d'un lac d'esker à Saint-Dominique-du-Rosaire, juillet 2022. Peuplement d'épinette noire récolté en 2021.....	2
Figure 2 Chablis dans une bande riveraine, dans un peuplement d'épinette noire mature récolté il y a 10-20 ans, Berry, juillet 2021.....	3
Figure 3 CPRS dans un peuplement boréal d'épinette noire à Trécesson, juillet 2021.....	7
Figure 4 Érosion venant d'un sentier de débarquement dans le parterre de coupe sur site argileux à Saint-Dominique-du-Rosaire, juin 2022.....	9
Figure 5 Chablis dans la bande riveraine, dans un peuplement de pin gris à Saint-Mathieu-d'Harricana en août 2021.....	13
Figure 6 Mortality by species (%) in riparian buffers in response to substrate and silvicultural treatment 10–20 years after clearcutting. A) Total windthrow (includes broken and overturned windthrow); B) broken windthrow (%); C) standing dead (%); and D) overturned windthrow (%). Significant differences between the control sites and treatment (sorted by stand species and substrates) are shown directly on the graph; all other relationships showed no significant difference.....	24
Figure 7 Regression tree identifying the primary causes of total windthrow using different stand, geographical, and climate variables (detailed in Table 1). Branches show differences (yes/no) in the highlighted value. The values in the nodes depict the predicted windthrow rate (%) and the percentage of the sample that falls into that leaf.....	26
Figure 8 Relationship between the mortality (%) and various stand, geographical, and climate variables, as determined by binomial logistic regression. Statistical differences are shown by letters.....	27
Figure 9 Relationship between water quality and mortality (%). A) Total windthrow (%); B) broken windthrow (%); C) overturned windthrow (%); and D) standing dead (%). Significant differences between analyzed parameters are shown directly on the graph; all other graphs showed no significant difference. Higher values for the water quality index reflect a lower water quality.....	29

Figure 10 A) Study area in the Canadian boreal forest (green region); B) Distribution of study sites in the Abitibi region of Quebec, Canada; sites are classified according to i) their dominant stand species of either jack pine (red) or black spruce (blue), ii) soil being either sandy/gravel (triangle) or clay (circle), and ii) treatment either as riparian buffer (solid symbol) or control (empty symbol); C) post-harvest riparian buffer on an esker soil; and D) control riparian stand on a clay soil. The satellite imagery was created with the open source software QGIS, version 3.34.8 (<https://qgis.org/en/site/forusers/download.html>), with open source data available from the Quebec ministry of natural resources and forest ([Forêt ouverte \(gouv.qc.ca\)](http://forêt.ouvert.gouv.qc.ca)).....38

Figure 11 Lac de kettle dans l'esker de Saint-Mathieu-de-Berry, juin 2021.....55

LISTES DES TABLEAUX :

Tableau 1 Description of analyzed trees and stands, topography, climate, and anthropic parameters.	42
---	----

RÉSUMÉ

Les coupes forestières peuvent avoir des impacts majeurs sur les écosystèmes d'eau douce, par exemple une augmentation de l'érosion, de la sédimentation et du lessivage d'éléments nutritifs. Cependant, l'unique outil sylvicole actuellement utilisé pour réduire ces impacts négatifs est la bande riveraine de 20m. De plus, en dépit de son utilisation dans plusieurs pays boréaux, on retrouve encore un manque de connaissances sur la bande riveraine et son effet de protection sur les écosystèmes d'eau douce à long terme. Cette étude vise donc à évaluer la mortalité par chablis dans la bande riveraine et ses effets sur la qualité de l'eau dans des écosystèmes d'eau douce dans la forêt boréale de l'ouest du Québec. Notre dispositif expérimental est composé de 40 sites, 20 bandes riveraines 10-20 ans après récoltes et 20 sites témoins dans des environnements riverains dans la MRC Abitibi. Nos sites sont distribués entre des sites argileux et sableux (eskers) et des peuplements d'épinettes noires (*Picea mariana*) et de pins gris (*Pinus banksiana*) afin de représenter les substrats et les peuplements forestiers plus prédominants dans la région d'étude. Notre étude révèle une augmentation de chablis dans les bandes riveraines, avec un taux de chablis moyen qui double, passant de 16% dans les sites témoins à 36% post-récolte. De plus, on retrouve une augmentation du chablis dans tous les sites récoltés, peu importe le type de substrat ou l'espèce présente. Les peuplements de pin gris et les sites d'eskers sont les environnements ayant le plus haut taux de chablis (36% et 35% respectivement). Selon notre étude, les paramètres principaux qui influencent le chablis sont l'exposition au vent (topographie et météorologie), la dimension de la coupe et du milieu aquatique et les caractéristiques du peuplement forestier. Ces paramètres influencent l'exposition et la vitesse du vent, ce qui modifie les risques de chablis dans le territoire. Notre étude démontre également une corrélation négative entre le taux de chablis et la qualité de l'eau dans les écosystèmes d'eau douce. Nous recommandons une révision de la dimension de la bande riveraine dans la forêt boréale afin d'adapter cet outil en fonction des conditions topographiques, forestières et de la récolte. Tout ceci, pour garantir une protection et intégration pérenne des écosystèmes d'eau douce dans l'aménagement forestier.

Mots-clés : Aménagement forestier durable, Chablis, Écologie aquatique, Forêt boréale, Perturbations naturelles, Sylviculture

ABSTRACT

Forest harvesting practices can have major impacts on freshwater ecosystems, such as increasing erosion, sedimentation, and nutrient leaching. However, the only existing tool for reducing the impacts of forest harvesting on freshwater ecosystems is the riparian buffer, a strip of protected forest along aquatic ecosystems. Despite its wide application in boreal forest management, there is a lack of knowledge on the efficiency of this silviculture tool in the long-term to preserve aquatic ecosystems. Furthermore, windthrows are frequent in the riparian buffer, which leads to a reduction in its protection effect overtime on freshwater ecosystems. This research aims to evaluate the windthrow rate in riparian buffers and its effect on water quality on adjacent freshwater ecosystems in western Quebec boreal forests. Our experimental design comprises 40 sites: 20 riparian buffers ten to twenty years after harvesting and 20 control sites in intact riparian environment. Sites were distributed between clay and sandy (esker) substrates and black spruce (*Picea mariana*) and jack pine (*Pinus banksiana*) stands. Our study revealed an increase of windthrow rate in harvested stands (36%) compared to control sites (16%). This increase was found in all harvested stands, regardless of substrate types and stand species. Jack pine stands and sandy sites had the highest level of windthrows (36% and 35% respectively) and most windthrows were overturned (60%). We determined that the most important factors explaining the windthrow rate were wind exposition, cutblock size, aquatic environment size and stand characteristics. These factors drive the wind exposition, speed and force, which lead to a higher or lower post-harvest windthrow risk. We also demonstrated that windthrows negatively affect the quality of freshwater, meaning that a higher number of windthrows decreases the protection effect of the riparian buffer. Based on our results, we recommend revising the silvicultural prescriptions of riparian buffers to adapt this tool to stand and substrate types to guarantee the protection of freshwater ecosystems. This study provides new knowledge on the functioning of riparian buffers in the long term that will be useful in future strategies to integrate aquatic ecosystems in sustainable forest management policies.

Key words: Boreal Forest, Harvesting, Natural disturbances, Sustainable Forest management, Silviculture, Water quality, Windthrow

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Mise en contexte. La forêt boréale représente environ 30% de la surface forestière mondiale (Brandt, 2009; Gauthier et al., 2015) et la plus grande source d'eau douce mondiale (Gauthier et al., 2015; Girona, Aakala, et al., 2023; Grosbois et al., 2023; Monk & Baird, 2014). Au Québec seulement, la forêt boréale recouvre plus 35% de la province (551 400km²) et comprend plusieurs milliers de lacs et de rivières (Ruckstuhl et al., 2008). Ces environnements d'eau douce, créés lors de la fonte et du retrait des glaciers, entrecoupent le territoire forestier et font partie intégrante du grand écosystème de la forêt boréale (Gauthier et al., 2015; Luke et al., 2007; Nadeau et al., 2018). Cependant, 57% (317 000km²) de la forêt boréale québécoise est comprise dans la zone nordique aménageable, sous la limite nordique de forêts attribuables actuelle révisée en 2016 (règlementé par la Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (LADTF, chapitre A-18.1, article 15)). Cette récolte forestière peut perturber l'environnement forestier, mais également la ressource hydrique (Edlund, 2012; P. W. Hazlett et al., 2007; Picchio et al., 2021; Richardson et al., 2012).

Le régime forestier actuel instaure des pratiques d'aménagement durable des forêts en milieu riverain qui inclut, par exemple, la réduction de l'orniérage et la conservation du bois mort dans les forêts aménagées (Proulx et al., 2021; Seto et al., 2005; Tremblay et al., 2008). Toutefois, encore aujourd'hui, la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) représente la technique de coupe la plus utilisée au Québec. Elle représente annuellement plus de 80% de la surface coupée au Québec (Canadian council of forest ministers, 2023) et ses effets sur la qualité de l'eau peuvent être importants et de longue durée (Luke et al., 2007; Picchio et al., 2021; Tremblay et al., 2008). En milieu riverain et aquatique cependant, la bande riveraine est le seul outil sylvicole utilisé (partout au Québec) pour réduire les impacts négatifs de la récolte (Gauthier & Vaillancourt, 2008).



Figure 1
Bande riveraine près d'un lac d'esker à Saint-Dominique-du-Rosaire, juillet 2022. Peuplement d'épinette noire récolté en 2021
Source : Michel Guimond

Au Québec, la bande riveraine consiste à laisser une zone de protection de 20 m autour des milieux humides et hydriques lors de la récolte forestière, permettant d'en diminuer les impacts sur les écosystèmes aquatiques (Seto et al., 2005; Tremblay et al., 2008). Cette zone limite la récolte à 40% des tiges marchandes dans son enceinte et interdit l'utilisation de machinerie forestière (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, 2018). L'interdiction d'utiliser la machinerie forestière dans la bande riveraine a pour objectif de réduire l'orniérage dans le milieu riverain, afin de permettre au sol forestier de maintenir sa capacité de rétention en eau (Hazlett et al., 2007, 2008; Ilintsev et al., 2020; Leung et al., 2015; Romero et al., 2011). Ainsi, sur le terrain, on ne retrouve aucune récolte dans la bande riveraine étant donné qu'on ne retrouve plus de récolte manuelle à grande échelle en milieu boréal. De plus, l'effet de protection de la bande riveraine dépend de plusieurs facteurs environnementaux et géographiques, tels que la pente, la densité et composition forestière et le type de substrat (Krejci et

al., 2018; Ledesma et al., 2018; Ruel & Domier, 2002). Malgré cette complexité, en territoire forestier québécois, on ne retrouve aucune obligation légale d'adapter la bande riveraine aux différentes conditions des sites et aucun suivi n'est effectué dans le temps (Jutras et al., 2022).

Les pratiques d'utilisation, de mise en place et de suivi des bandes riveraines diffèrent d'une province à l'autre (Lee et al., 2004). Par exemple, le régime forestier au Nouveau-Brunswick prescrit une dimension variable de la bande riveraine en fonction des conditions de récolte et du milieu forestier, en plus de prévoir un suivi post-récolte durant la fermeture des chemins forestiers (Erdozain et al., 2022; Ministère des Ressources Naturelles, 2014). Ainsi, par sa réglementation, le régime forestier québécois favorise la présence de chablis en uniformisant la dimension de la bande riveraine (Anyomi et al., 2017; Elie & Ruel, 2005; Gardiner & Quine, 2007; Mäenpää et al., 2020; Mitchell & Ruel, 2015).



Figure 2
Chablis dans une bande riveraine, dans un peuplement d'épinette noire mature récolté il y a 10-20 ans, Berry, juillet 2021
Source : Michel Guimond

Pour pallier cette problématique, une compréhension accrue des variables et processus influençant le risque de chablis et des interactions entre le milieu forestier et aquatique dans la bande riveraine est nécessaire pour permettre un aménagement forestier durable. De plus, l'utilisation de la coupe partielle (tels que la coupe progressive régulière et irrégulière ou la coupe de jardinage) ou d'autres travaux sylvicoles alternatifs à la CPRS est encore peu répandue au Québec (Cristan et al., 2016; Girona, Aakala, et al., 2023; Girona, Pajares, et al., 2023; Kim et al., 2021; Kuglerová et al., 2014; Montoro Girona, 2017).

État des connaissances. La forêt boréale. Le biome boréal encercle l'hémisphère nord de la planète (45-65^e parallèle nord) et représente environ le tiers de la superficie forestière mondiale (1.2 milliard d'hectares) (Brandt, 2009; Girona, Morin, et al., 2023). Au Canada seulement, la forêt boréale couvre 5 millions d'hectares, soit près du trois-quarts de la plus grande forêt du monde, la forêt amazonienne (6.7 millions d'hectares). Par sa taille et son importance, la forêt boréale constitue donc une ressource économique (environ 250 milliards) et sociale majeure dans l'hémisphère nord (Girona, Aakala, et al., 2023). Économiquement, près des deux tiers des forêts boréales sont considérées comme étant aménagées (Gauthier et al., 2015; Girona, Moussaoui, et al., 2023) et plus de 30% du bois sur le marché de l'exportation mondiale vient de la région boréale (Mery, 2010; Ruckstuhl et al., 2008). Au Canada, la coupe totale est principalement utilisée, car elle est opérationnellement plus facile et permet d'imiter les perturbations naturelles de grande taille, par exemple le feu de forêt (Boucher et al., 2015; Canadian council of forest ministers, 2023). Ce type de récolte se concentre sur les peuplements résineux dominants sur le territoire, par exemple: les *Pinus*, *Picea*, *Larix* et *Abies* (Canadian council of forest ministers, 2023; Gauthier & Vaillancourt, 2008; Ministères des Ressources Naturelles et Forêts 2018; Seto et al., 2005). Au Canada plus spécifiquement, ceci se traduit par une récolte moyenne d'environ 1% de la superficie forestière exploitable (750 000 ha) par année et une industrie contribuant à 1.2% (ou 29 milliards) du produit intérieur brut (PIB) en 2019 (Canadian council of forest ministers, 2023). Cet écosystème apporte aussi plusieurs biens et services environnementaux pour la société en contribuant, par

exemple, à la régularisation du climat et du cycle de l'eau (Gauthier et al., 2015; Girona, Morin, et al., 2023; Grondin et al., 2023), à la séquestration du carbone terrestre mondial dans le sol (Ameray et al., 2021; Ameray et al., 2024; Kurz et al., 2013) et à l'apport en matière et énergie renouvelable (Grosbois et al., 2020; Kurz et al., 2013; Mayer et al., 2023). De plus, culturellement, ce territoire est primordial pour les communautés autochtones et les populations locales qui l'utilisent pour la récréation, le tourisme et la subsistance (cueillette, chasse, pêche, trappes) (Brandt, 2009; Girona, Morin, et al., 2023). Finalement, ce biome contient la plus grande surface d'eau douce mondiale (25% seulement au Canada) et agit en tant que réservoir biologique et génétique naturel pour la faune et la flore (Kuglerová et al., 2020; Luke et al., 2007). Pour conserver ses services environnementaux pour les futures générations, une remise en question des pratiques sylvicoles dans la forêt boréale est cruciale.

Aménagement forestier écosystémique (AFE). La forêt fut une ressource économique et de subsistance lors du début de la colonisation du territoire (16-18^e siècles) (Girona, Morin, et al., 2023) et se développa en industrie lors du 19-20^e siècle (Gauthier & Vaillancourt, 2008). Cette modification à grande échelle du paysage forestier mena à des préoccupations socio-environnementales. Un exemple marquant est la sortie du film *L'erreur boréale* en 1999, qui remettait en question les pratiques forestières au Québec (Richard Desjardins & Robert Monderie, 1999). S'en suivit une commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise qui mena au Rapport Coulombe en 2004 et à la mise en place de l'aménagement forestier écosystémique (AFE) au Québec en 2009 (Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise, 2004; Gauthier & Vaillancourt, 2008).

Par définition, l'AFE vise à conserver la résilience des écosystèmes forestiers en utilisant des pratiques sylvicoles imitant le régime naturel de perturbations sur le territoire aménagé (Gauthier et al., 2023; Gauthier & Vaillancourt, 2008). En effet, ce modèle présume que les écosystèmes forestiers contemporains ont évolué sous un régime de perturbations naturelles spécifique, un régime qui dirige la dynamique forestière, la composition et la biodiversité à l'échelle du paysage (Gauthier et al.,

2023). Ainsi, ce type d'aménagement forestier présume qu'en imitant les perturbations naturelles lors de l'aménagement forestier, la forêt sera plus résiliente et capable de conserver sa structure intrinsèque, sa biodiversité ainsi que ses processus écologiques, en dépit des effets anthropiques (Gauthier et al., 2023; Gauthier & Vaillancourt, 2008). De manière comparable à l'aménagement forestier plus traditionnel, l'AFE vise également une production ligneuse à long terme, mais de manière durable et sous un paradigme écologique (Gauthier et al., 2023; Girona, Aakala, et al., 2023; Grosbois et al., 2023). De plus, un aménagement forestier visant à reproduire les patrons d'intensité et de disposition des perturbations naturelles dans le paysage aménagé permettrait de conserver une composition et répartition des classes d'âge des peuplements similaires à ce qu'on retrouverait en forêt non aménagée (Bergeron et al., 2017; Gauthier & Vaillancourt, 2008; Harper et al., 2003). Au Québec, la CPRS est encore le mode de récolte dominant en forêt boréale et vise à se rapprocher des impacts qu'ont les feux et les insectes sur les peuplements et paysages forestiers (Bouchard & Pothier, 2011; Fourier et al., 2013). Cependant, la CPRS est critiquée par plusieurs auteurs, car elle ne permet pas de reproduire les caractéristiques forestières (composition et structure), de substrats, les communautés végétales et fauniques des peuplements brûlés ou post-épidémies (Bouchard & Pothier, 2011; Fourier et al., 2013; Simard et al., 2001; Zwolak, 2009). De plus, l'utilisation majoritaire de la coupe totale en forêt boréale augmente l'ouverture du couvert forestier favorisant une plus grande compétition et richesse spécifique des feuillus (Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts, 2022) et des espèces compétitrices pionnières (Molina et al., 2022) dans les strates inférieures directement après la coupe. Plus spécifiquement, l'épinette noire naturellement dominante en forêt boréale, a connu une diminution en abondance en faveur du sapin baumier (*Abies balsamea*) et du peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) à la suite de récolte forestière sans préparation de terrain dans la plaine argileuse du Québec et de l'Ontario, depuis l'intensification de la foresterie dans les années 1970 (Harper et al., 2003). La disposition et fréquence des coupes forestières jouent également un rôle important dans la distribution et les classes d'âge des peuplements forestiers sur le territoire (Cristan et al., 2016; Girona, Aakala, et al., 2023; Girona, Pajares, et al.,

2023). En retirant des peuplements matures et en augmentant la superficie de chemins forestiers, la récolte forestière fragmente le paysage forestier (Jönsson et al., 2007; Molina et al., 2022). La récolte forestière modifie aussi la composition chimique et organique de la litière forestière et du substrat dans le temps (Hazlett et al., 2007, 2008; Kučerová et al., 2008; Mayer et al., 2017). Selon Piirainen et al. (2007), cette modification est principalement causée par l'augmentation de l'exposition et du réchauffement du sol forestier favorisant les processus biogéochimiques du sol. Par conséquent, cette nouvelle présence de résidus forestiers sur le parterre de coupe est une importante source de lessivage de carbone et de phosphore dans l'environnement aquatique (Hazlett et al., 2007; Mayer et al., 2017).



Figure 3
CPRS dans un peuplement boréal d'épinette noire à Trécesson, juillet 2021
Source : Michel Guimond

Comme le mentionne Grosbois et al. (2023), l'AFE devrait également inclure les besoins des écosystèmes d'eau douce lors de la réalisation de travaux sylvicoles en forêt boréale. Cependant, ceci est encore négligé au Québec, car la législation actuelle se concentre seulement sur la planification et la réalisation des travaux entrant en contact avec la ressource hydrique sur le terrain (Tremblay et al., 2008). Par exemple, les normes d'aménagement traitent de la construction et de la réfection de routes forestières et de l'installation de ponceaux (Jutras et al., 2022), mais on retrouve un manque de suivi de ces opérations et de la qualité de l'eau dans l'ensemble du bassin versant à long terme (Jutras et al., 2022; Lessard et al., 2023). La bande riveraine est un autre exemple de ce manque d'information. En effet, cet outil est utilisé dans l'ensemble du Québec depuis 1977 (Gauthier & Vaillancourt, 2008; Seto et al., 2005), mais on ne connaît pas ses impacts dans le temps sur la ressource hydrique et, encore une fois, aucun suivi n'est effectué dans la province (Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts, 2022). Qui plus est, on retrouve une haute vulnérabilité et mortalité par chablis dans la bande riveraine post-récolte, ce qui pourrait diminuer son efficacité de protection de la ressource hydrique dans le temps (Bahuguna et al., 2012; Mäenpää et al., 2020; Nilsson, 2021; Ruel et al., 2001).

Impact de la récolte forestière sur la ressource hydrique. L'environnement aquatique varie en fonction des caractéristiques naturelles présentes, mais également de l'utilisation anthropique (forestier, minier, urbain) sur le territoire, à l'échelle du bassin versant (Hazlett et al., 2008; Knight et al., 2010; Nadeau et al., 2018; Picchio et al., 2021). En effet, la gestion du territoire par bassin versant est nécessaire pour permettre une protection pérenne de la ressource hydrique sur un territoire, ce qui comprend l'aménagement forestier (Grosbois et al., 2023; Heathcote, 2009).

Un impact important des coupes forestières sur la ressource hydrique est l'érosion et la sédimentation venant des sentiers de coupes et des ponceaux forestiers (McEachran et al., 2018; Romero et al., 2011; Thorpe et al., 2008). En effet, l'orniérage et la compaction du sol lors du passage de la machinerie diminuent la capacité de rétention en eau du sol (Genries et al., 2012; McEachran et al., 2018; Romero et al., 2011; Thorpe et al., 2008) et limitent la présence d'ouverture et d'oxygène nécessaire

aux racines et aux processus biogéochimiques du sol (Georgiev et al., 2021; Hazlett et al., 2007; Kuglerová et al., 2014). Les sols humides, mal-drainés ou organiques des milieux riverains sont très vulnérables à ces impacts étant donné leur faible structure et forte teneur en humidité (Luke et al., 2007; Romero et al., 2011; Tremblay et al., 2008). Inversement, les environnements ayant un drainage élevé comme les moraines et les eskers, sont également sensibles aux effets de la récolte forestière étant donné leur faible capacité de rétention en eau. Ils sont donc sensibles au lessivage et à l'érosion lors de la récolte forestière (Ala-aho et al., 2013; Nadeau et al., 2015).



Figure 4
Érosion venant d'un sentier de débardage dans le parterre de coupe sur site argileux à Saint-Dominique-du-Rosaire, juin 2022

Source : Michel Guimond

La récolte forestière apporte également une augmentation de la matière ligneuse dans l'environnement forestier, car le passage de la machinerie laisse des tiges ou des branches lors de la récolte (Bahuguna et al., 2012; Nilsson, 2021; Zwolak, 2009). D'un point de vue abiotique, cette augmentation de l'apport en matière organique provenant du parterre de coupe, mais aussi des hautes-terres adjacentes lors de crues, peuvent

dégrader la qualité de l'eau en diminuant le pH et en augmentant la présence de l'aluminium (Al) (Chow, 2012; Girona, Aakala, et al., 2023; Grosbois et al., 2023; Roulet & Moore, 2006). À l'inverse, lors de périodes d'étiage, on peut noter une augmentation du calcium (Ca), magnésium (Mg) et un pH plus basique (Luke et al., 2007; Roulet & Moore, 2006; Tremblay et al., 2008). Cependant, selon Georgiev et al. (2021), les impacts de la coupe (augmentation de débits, sédimentation, érosion, lessivage d'éléments nutritifs) se font principalement ressentir lors des 3 à 7 premières années et sont presque comparables à des taux normaux (pré-récoltes) après une dizaine d'années.

Utilisation de la bande riveraine. Définition de la bande riveraine. Selon Kuglerová et al., (2020) l'environnement riverain est défini comme étant : l'écosystème aquatique ainsi que la portion de l'écosystème terrestre adjacent étant affecté ou affectant le milieu aquatique. Ainsi, l'environnement riverain est un milieu écotone tridimensionnel de transition entre le milieu riverain aquatique, mais également le milieu riverain terrestre sec et sous-terrestre (nappe-phréatique) (Ala-aho et al., 2013; Kuglerová et al., 2014, 2020). Ce milieu étant très large, notre étude définit alors le milieu riverain comme étant la zone de transition entre le milieu hydrique de surface (lacs et rivières) et l'écotone forestier. La bande riveraine au Québec, quant à elle, est définie comme étant un outil sylvicole préservant la qualité de l'eau en protégeant les premiers 20m de l'environnement riverain lors de la récolte forestière (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, 2018). Dans un contexte forestier, ceci se traduit par une interdiction ou réduction de la récolte forestière et d'utilisation de machinerie dans la bande riveraine. Les objectifs principaux de la bande riveraine sont de procurer une zone de régulation et de protection pour les milieux aquatiques et forestiers, d'améliorer la connectivité et l'utilisation faunique et finalement, de maintenir un habitat refuge pour la biodiversité floristique (Chow, 2012; Clerici & Vogt, 2013; Kuglerová et al., 2020; Lee et al., 2004; Richardson et al., 2012).

Fonction de la bande riveraine. Dans un contexte forestier, les aménagistes utilisent la bande riveraine pour diminuer et contrôler les impacts des coupes forestières sur l'environnement aquatique (Kučerová et al., 2008; Kuglerová et al.,

2020; Leung et al., 2015; Luke et al., 2007; Proulx et al., 2021). La bande riveraine réduit les impacts des coupes en limitant l'orniérage près des cours d'eau et en stabilisant les berges avec le système racinaire des arbres qui s'y retrouvent. La mise en place de la bande riveraine favorise alors la rétention de l'eau et des sédiments dans le milieu forestier, avant leur arrivée dans l'environnement aquatique (Chow, 2012; Hazlett et al., 2008; Mäenpää et al., 2020; Richardson et al., 2012a). La présence de végétation dans la bande riveraine joue aussi un rôle important dans la protection de l'environnement aquatique, car elle réduit et régule le lessivage d'éléments nutritifs provenant des hautes-terres responsables des processus de nitrification, de minéralisation et de décomposition dans les milieux aquatiques (Ilintsev et al., 2020; Leung et al., 2015). Un contrôle de ces phénomènes est nécessaire, car ceux-ci sont responsables d'une augmentation rapide du nitrate (NO_3), potassium (K) et du carbone organique totale (COT) dans l'eau (Bahuguna et al., 2010, 2012; Grosbois et al., 2020; Hazlett et al., 2007; Mupepele & Dormann, 2017). De plus, une végétation de bordure non-perturbée permet de combler près de 90% de l'apport en débris ligneux nécessaire dans l'environnement aquatique (Bahuguna et al., 2012; Chow, 2012). Finalement, tel que mentionné précédemment, la bande riveraine réduit la sédimentation et ses impacts dans le milieu aquatique. Ces impacts étant principalement la modification de la turbidité de l'eau et la diminution de la productivité primaire en bloquant l'accès à la lumière (Kučerová et al., 2008; Luke et al., 2007; Picchio et al., 2021).

D'un point de vue biologique, la présence de couvert végétal est bénéfique, car elle favorise une réduction de la radiation solaire sur l'eau (Grosbois et al., 2023). Cette réduction de la température est nécessaire pour la productivité des communautés de poissons et d'invertébrés en favorisant la dissolution de l'oxygène et la productivité primaire. En effet, selon Lee et al. (2004), une augmentation de température dépassant 30°C est associée à une réduction de 4 fois la densité de poissons chez certaines espèces de salmonidés (Dugdale et al., 2013; Jonsson & Jonsson, 2009). D'ailleurs, une faible dimension de la bande riveraine (<30m) est corrélée à une diminution de la diversité des invertébrés dans l'écosystème aquatique (Kuglerová et

al., 2014, 2020) et à une augmentation du colmatage dans l'environnement aquatique (Luke et al., 2007; Pothier et al., 2003; Tremblay et al., 2008). Finalement, la végétation riveraine est nécessaire, car elle couvre 70-80% des besoins énergétiques des communautés aquatiques en augmentant la présence de matière organique et inorganique dans l'eau (Bahuguna et al., 2012).

Risques de chablis dans les bandes riveraines. La vulnérabilité aux chablis des peuplements forestiers est un agencement complexe des facteurs suivants : les caractéristiques météorologiques (Anyomi et al., 2017; Elie & Ruel, 2005; Mitchell & Ruel, 2015), les caractéristiques topographiques (Aakala et al., 2011; Krejci et al., 2018; Mayer et al., 2017), les caractéristiques d'aménagement forestier (Aakala et al., 2023; Montoro Girona et al., 2019), du substrat (Elie & Ruel, 2005; Mayer et al., 2023) et finalement, les caractéristiques de peuplement (Anyomi et al., 2017; Mitchell & Ruel, 2015; Richardson et al., 2012).

Les conditions météorologiques et la topographie influencent le risque de chablis particulièrement par l'exposition et la vitesse du vent à un endroit donné (Montoro Girona et al., 2019; Quine & White, 1998; Ruel & Gardiner, 2019). En effet, on peut utiliser l'indice d'exposition topographique (TOPEX) pour traduire l'influence de la topographie (la pente et l'altitude) locale sur le degré d'exposition au vent et sur son comportement (Ruel & Dornier, 2002). Par exemple, un sommet de montagne (pente élevée et altitude élevée) à une exposition topographique plus grande qu'un fond de vallée, ce qui favorise la présence et l'influence du vent (Anyomi et al., 2017; Gardiner et al., 2008; Krejci et al., 2018; Mikita et al., 2012). Ainsi, une exposition topographique importante (Ruel & Dornier, 2002) et une vitesse de vent importante augmentent la pénétration et la quantité d'énergie appliquée sur les tiges (Gardiner & Quine, 2007; Klimánek et al., 2012; Krejci et al., 2018; Mitchell & Ruel, 2015), causant une augmentation des chablis.

Les environnements de bordure, tels que les bandes riveraines, sont également à risque pour les chablis, car la pénétration et la vitesse du vent sont affectées par l'effet de bordure et la disposition des arbres (Braithwaite & Mallik, 2012; Kuglerová et al.,

2020; Montoro Girona et al., 2017). En effet, la bordure agit comme un mur en forçant la colonne d'air à monter, augmentant alors l'énergie appliquée aux arbres et limitant la dispersion de cette énergie dans l'ensemble du peuplement (Bahuguna et al., 2010; Mitchell & Ruel, 2015; Montoro Girona et al., 2019). Par exemple, dans une étude de Ruel et al., (2001), on retrouve un taux de mortalité moyen d'environ 40% dans des bandes riveraines "standards" de 20 m, 9 ans après récolte. Cette moyenne augmente à 54-69% dans les sites ayant une augmentation de l'exposition, confirmant l'importance de ce paramètre.



Figure 5

Chablis dans la bande riveraine, dans un peuplement de pin gris à Saint-Mathieu-d'Harricana en août 2021

Source : Michel Guimond

Les caractéristiques des interventions sylvicoles sont également importantes dans la dynamique des chablis. En effet, le type et l'intensité de coupe modifient la structure d'âge et la densité des tiges dans les peuplements. Ainsi, une plus grande intensité de récolte augmente les risques de chablis, car cela réduit l'effet de protection et de support qu'apportent les arbres avoisinants (Gardiner & Quine, 2007; Mäenpää et al., 2020; Scott & Mitchell, 2005). De surcroît, la dimension et la répartition des coupes sont également à considérer, car la présence d'ouverture dans le paysage forestier accélère la vitesse du vent (Krejci et al., 2018; Mitchell & Ruel, 2015). Cette accélération est causée par une réduction de la friction et une augmentation de l'engouffrement du vent dans les ouvertures (Krejci et al., 2018; Ruel & Dornier, 2002). Ceci favorise donc une plus grande présence de chablis près des coupes totales, mais également des milieux riverains. Il faut cependant noter que la végétation riveraine est acclimatée à ces conditions ouvertes et qu'on retrouve peu de chablis près des berges en l'absence de récolte (Bahuguna et al., 2012; Ruel et al., 2001). La bande riveraine se situe donc à un emplacement propice aux chablis (Mascarúa López et al., 2006; Nilsson, 2021; Ruel et al., 2001). Son exposition, sa faible dimension (Chow, 2012; Mäenpää et al., 2020; Nilsson, 2021; Ruel et al., 2001) et la haute mortalité par chablis post-récolte (Bahuguna et al., 2010; Montoro Girona et al., 2019) favorisent une augmentation des risques de chablis dans le temps.

Les caractéristiques du substrat ont également des impacts sur les chablis. La grande présence d'argile en forêt boréale augmente les risques, car son mauvais drainage favorise la présence de milieux humides et organiques limitant la profondeur, la superficie et l'ancrage racinaire des arbres (Béland et al., 1999; Genries et al., 2012; Romero et al., 2011). De plus, ce substrat est propice à la compaction et l'orniérage lors de récolte mécanique, augmentant les risques de chablis dans le milieu (Romero et al., 2011). Inversement, en présence de dépôt de surface ayant un bon drainage et un bon ancrage racinaire tel que les eskers et les moraines, on retrouve une réduction du risque de chablis (Elie & Ruel, 2005; Luke et al., 2007).

Finalement, les caractéristiques des peuplements influencent la présence de chablis en forêts aménagées, mais également en forêts non-aménagées. En effet, certaines espèces comme l'épinette noire et le sapin baumier sont considérées comme étant vulnérables (Anyomi et al., 2017; Elie & Ruel, 2005; Gardiner & Quine, 2007; Mitchell & Ruel, 2015; Scott & Mitchell, 2005), car elles possèdent des caractères physiologiques, tels un système racinaire superficiel et un ratio hauteur/DHP élevé, qui les prédisposent aux chablis (Elie & Ruel, 2005; Montoro Girona et al., 2019).

En Abitibi, on retrouve plusieurs écosystèmes d'esker sur le territoire qui procurent une filtration naturelle et une eau d'une grande qualité, mais aussi plusieurs milliers de lacs d'argile et de tourbières (Nadeau et al., 2015, 2018; Veillette, 1988). Ainsi, la grande présence de la ressource hydrique et forestière augmente l'importance d'une bonne mise en œuvre de la bande riveraine.

La dimension, la disposition spatiale et la couverture végétale de la bande riveraine sont les principaux critères d'efficacité de cette dernière (Chow, 2012; Cristan et al., 2016; Picchio et al., 2021; Ulanova, 2000), mais il reste difficile de fixer un barème à suivre lors de son application. Par exemple, la faible pente du territoire favoriserait une réduction des impacts des coupes et du besoin de larges bandes riveraines, mais la dominance de l'argile sur le territoire et l'utilisation majoritaire de la coupe totale augmentent la présence de chablis (Hazlett et al., 2008). Ainsi, on retrouve une plus grande vulnérabilité aux chablis dans les peuplements d'épinette noire, car ceux-ci combinent une vulnérabilité naturelle, tout en étant dominants dans les sites argileux et les coupes totales. À l'inverse, le pin gris qui est l'espèce dominante dans les eskers et les moraines, est moins à risque par son substrat de prédilection mais aussi étant donné son système racinaire profond et son ratio hauteur/DHP plus faible (Elie, 2004).

En conséquence, une largeur variable de la bande riveraine en fonction des paramètres du territoire et du couvert forestier serait recommandée (Cristan et al., 2016; Girona, Pajares, et al., 2023; Kuglerová et al., 2014) lors de la récolte forestière à grande échelle.

Manque de connaissances actuelles. Malgré son utilisation partout au Québec, on constate un manque de connaissance sur l'évolution de la bande riveraine dans le temps. Par exemple, on ne connaît pas les effets de la mortalité et des perturbations naturelles sur cet outil sylvicole et sur la ressource hydrique adjacente. Plus spécifiquement, on retrouve une augmentation de la présence de chablis dans le temps, un phénomène non-documenté au Québec. En effet, les impacts des chablis et des coupes forestières en milieux riverains sont encore inconnus, vu le manque de suivi et d'information sur l'évolution de ceux-ci dans le temps. Par conséquent, on retrouve un manque de connaissance sur les causes du chablis et le taux de chablis dans la bande riveraine, mais également les interactions possibles entre la qualité de l'eau et le chablis en milieux forestiers boréales. De plus, un questionnement sur les effets de la topographie du territoire et du type substrat (sable et argile) présent est nécessaire. L'esker (plus spécifiquement) est un environnement peu étudié et on retrouve un manque de connaissance sur les interactions entre son substrat sableux, la coupe forestière et les chablis. L'esker est également un environnement fortement utilisé par l'homme (récréation, récolte forestière, matériaux de construction, eau potable), ce qui augmente le besoin de protection et de recherche dans ce milieu. Ceci augmente le besoin de réaliser une étude en région boréale spécifiquement, car on y retrouve une grande concentration de coupes forestières et de milieux humides et hydriques sur le même territoire.

Objectifs et hypothèses.

Objectifs. L'objectif général de l'étude est d'évaluer le taux de chablis dans la bande riveraine et ses effets sur la qualité de l'eau dans les écosystèmes d'eau douce en forêt boréale. Plus spécifiquement, cette étude analysera l'effet du type de peuplement et du substrat sur le taux de chablis dans des peuplements matures d'épinette noire et de pin gris sur des sites d'argile et d'esker, retrouvés dans des bandes riveraines (10-20 ans post-récolte) et dans des environnements riverains non-récoltés (témoins). Finalement, notre étude sera divisée en trois parties ayant chacun un objectif. L'objectif du premier chapitre sera d'évaluer le taux de chablis dans la bande riveraine en fonction du type de peuplement et du substrat. L'objectif du deuxième chapitre sera d'évaluer les causes de chablis dans la bande riveraine. Finalement, l'objectif du troisième chapitre sera d'évaluer la relation entre la qualité de l'eau dans les écosystèmes d'eau douce et le chablis dans la bande riveraine.

Hypothèses. L'objectif principal de cette étude est d'analyser l'impact du chablis, des peuplements forestiers et du substrat dans la bande riveraine sur la qualité de l'eau dans les écosystèmes boréaux. Pour répondre à cette question, cette étude à trois sous-objectifs : 1) analyser le taux de chablis et le type de mortalité dans la bande riveraine, 2) analyser les causes de chablis dans la bande riveraine et 3) analyser la relation entre le chablis et la qualité de l'eau dans l'écosystème d'eau douce. Pour le premier objectif, notre hypothèse principale est que les peuplements dans les bandes riveraines auront plus de chablis que les peuplements dans les environnements de contrôle. De plus, notre seconde hypothèse est que les peuplements d'épinette noire auront plus de chablis que les peuplements de pin gris, étant donné leur enracinement superficiel. De surcroît, notre troisième hypothèse est que les sols argileux auront plus de chablis que les sols sableux, étant donné leur imperméabilité qui favorise un enracinement racinaire superficiel. Pour le 2^e objectif, notre hypothèse principale est que l'exposition topographique ainsi que les paramètres de la récolte forestière seront les meilleurs indicateurs de risques de chablis. Finalement, pour le 3^e objectif, notre hypothèse principale est que le chablis aura une influence négative avec la qualité de

l'eau dans l'écosystème d'eau douce, causée par une réduction de l'effet de protection de la bande riveraine post-chablis.

1 WINDTHROW IN RIPARIAN BUFFERS AFFECTS THE WATER QUALITY OF FRESHWATER ECOSYSTEMS IN THE EASTERN CANADIAN BOREAL FOREST

Ce chapitre a été publié le 3 octobre 2024 dans le journal *Scientific Reports*.
<https://doi.org/10.1038/s41598-024-74013-3>*

Michel Guimond^{1,2,3}, Guillaume Grosbois^{1,2,3}, Kaysandra Waldron^{2,4} and Miguel Montoro Girona ^{1,2,5*}

1 : Groupe de Recherche en Écologie de la MRC Abitibi (GREMA), Forest Research Institute, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, 341 Rue Principale Nord, Amos, Québec, J9T 2L8 Canada

2: Center for Forest Research (CFR), Biology Sciences Building, 141 Président-Kennedy, bureau SB-2987, Montréal, Québec, H2X 1Y4 Canada

3: Interuniversity Research Group in Limnology (GRIL), Université de Montréal, Campus MIL C.P. 6128, Stn. Centre-ville, Montréal, Québec, H3C 3J7 Canada

4 : Natural Resources Canada, Canadian Forest Service, Laurentian Forestry Centre (LFC), 1055 du P.E.P.S, Stn. Sainte-Foy, Québec, Québec, G1V 4C7 Canada

5: Grupo de Análisis y Planificación del Medio Natural, Universidad de Huelva, Avda. Fuerzas Armadas, 21001, Huelva, Spain

1.1 Abstract

Despite the wide application of riparian buffers in the managed boreal forest, their long-term effectiveness as freshwater protection tools remains unknown. Here, we evaluate windthrow incidence in riparian buffers in the eastern Canadian boreal forest and determine the effect of windthrow on the water quality index of the adjacent freshwater ecosystems. We studied 40 sites—20 riparian buffers, aged 10 to 20 years after harvesting and 20 control sites within intact riparian environments— distributed among clay and sandy (esker) soils and black spruce (*Picea mariana*) and jack pine (*Pinus banksiana*) stands. We observed more windthrow in the harvested stands (36%) relative to the control sites (16%), regardless of substrate and species. We determined that the most important factors explaining windthrow were exposition, harvesting, aquatic environment size, and stand characteristics. These factors drive wind exposure, speed, and force, which determine post-harvest windthrow risk. Furthermore, windthrow negatively affected the water quality index of the adjacent aquatic systems, i.e., greater windthrow decreased the protective effect of the riparian buffer. We recommend increasing the use of partial harvest near riparian environments and adapting riparian buffers to site conditions to ensure the long-term protection of adjacent freshwater ecosystems

Keywords: Boreal forest, Ecological interactions, Natural disturbances, Sustainable forest management, Silviculture, Water quality

1.2 Introduction

The boreal biome represents one-third of the Earth's forested area (Brandt, 2009; Girona, Morin, et al., 2023) and also contains the greatest proportion of freshwater in the world (Gauthier et al., 2015; Hasan et al., 2023). The boreal forest provides a major sustainable source of timber and energy (Cristan et al., 2016; Natural resources and forestry ministry, 2004), and two-thirds of boreal forest area is managed, inducing anthropic pressure on forest and aquatic landscapes (Brandt, 2009; Gauthier et al., 2015; Girona, Aakala, et al., 2023; Mery, 2010).

Using mechanized equipment can negatively affect freshwater ecosystems by disturbing the surrounding watershed's substrate and plant coverage (Cristan et al., 2016; King, 1989; Monk & Baird, 2014), however other studies have also shown neutral or no significant impacts (Becu et al., 2023; Glaz et al., 2014). Ruts and compacted soils are common in post-harvested areas, diminish the water retention capacity of the soil, and increase rainfall overflow into freshwater ecosystems (Ilintsev et al., 2020; Kuglerová et al., 2020; Romero et al., 2011). The resulting erosion and leaching of the soils lead to greater sedimentation and nutrient input into freshwater bodies, negatively affecting water quality (King, 1989; Leung et al., 2015; Luke et al., 2007; Picchio et al., 2021; Tremblay et al., 2008). These negative effects can be mitigated by riparian buffers, strips of preserved forest of a defined width that surround water bodies in areas subjected to forest harvesting (Chow, 2012; Gauthier et al., 2008). This freshwater preservation tool attempts to provide a forested buffer between a harvested area and an aquatic environment, thus ensuring soil retention in the riparian ecotone (Knight et al., 2010; Kuglerová et al., 2020). However, riparian buffers are subject to increased windthrow risk, especially those as narrow strips (i.e., 15 m or less); this disturbance is a major challenge for ensuring the long-term preservation of aquatic ecosystems (Chow, 2012; Mäenpää et al., 2020; Richardson et al., 2012).

Windthrow vulnerability is a complex phenomenon, involving climatic (J. C. Ruel et al., 2001; Waldron et al., 2013), topographic (Aakala et al., 2011; Hof et al., 2021; Mitchell & Ruel, 2015; J.-C. Ruel et al., 2002; Seidl et al., 2023), silvicultural (Montoro Girona et al., 2019; J. C. Ruel et al., 2001; J.-C. Ruel & Gardiner, 2019; Scott & Mitchell,

2005), substrate (Béland et al., 1999; Genries et al., 2012; Krause et al., 2014) and stand factors at multiple scales (Elie & Ruel, 2005; Meigs et al., 2017; Mitchell & Ruel, 2015; J. C. Ruel et al., 2001). Climate and topography influence windthrow risk by affecting wind speed (Anyomi et al., 2017; Mitchell & Ruel, 2015; J.-C. Ruel et al., 2002). A greater topographic exposition leads to higher wind speeds and an increased applied force on the tree stems, favoring windthrow (Falt'an et al., 2020; Gardiner et al., 2008; Krejci et al., 2018; Meigs et al., 2017; Quine & Gardiner, 2007; J.-C. Ruel et al., 2002). Harvesting practices modify windthrow dynamics, as a larger harvested zone favors higher wind speeds produced by the downdraft effect in open areas (Aakala et al., 2011; Boucher et al., 2015; J.-C. Ruel et al., 2002; J.-C. Ruel & Gardiner, 2019; Seidl et al., 2023). A lower post-harvest stand density limits the protection and support effect of neighboring trees (edge effect) and decreases the wind dispersion capability in the riparian buffer (Lavoie et al., 2012; Meigs et al., 2017; Rich et al., 2007; J.-C. Ruel & Gardiner, 2019). Substrate characteristics also affect windthrow risk by influencing root anchorage and roots' growth rates (Béland et al., 1999; Genries et al., 2012; Mayer et al., 2017, 2023). Trees are less sturdy when they have shallower and less extensive root systems and, thus, are more prone to windthrow. Finally, stand characteristics, such as stand species, age, and slenderness, influence windthrow risk. For example, black spruce (*Picea mariana*) is vulnerable to windthrow because of its superficial root system and a higher height/diameter at breast height (DBH - which represents the diameter of the tree at a height of 1.3 m) (slenderness) ratio (Elie & Ruel, 2005; Montoro Girona et al., 2019). In contrast, jack pine (*Pinus banksiana*) has deep taproots that improve root anchorage, leading to relatively less windthrow (Elie & Ruel, 2005; Genries et al., 2012). Slenderness is an important variable in windthrow management, as it informs on the surface area of the stem (height) relative to its structural sturdiness (DBH). For example, high slenderness stands have a greater energy transfer between the wind and stem, and the trees have a lower structural strength; the result is increased windthrow and breakage (Gardiner et al., 2008; Montoro Girona et al., 2019).

Windthrow negatively affects freshwater ecosystems by increasing the amount of large woody debris in the riparian zone, compared to the natural rate of dead wood found in forest without anthropogenic intervention (Bahuguna et al., 2010, 2012; Brett, 2009; Chow, 2012). This new addition of large woody debris leaches carbon and nutrients into the water at an increased rate, thus causing negative effects (Bahuguna et al., 2010; Chow, 2012; Ulanova, 2000). Furthermore, windthrow diminishes the number of roots and the extent of root anchoring in the riparian buffer, thus reducing its water and soil retention capacity (Anyomi et al., 2017; Ulanova, 2000). Lower soil retention allows terrestrial nutrients and carbon to be washed into adjacent water bodies. This material is then decomposed, which consumes the available oxygen in the water, thus negatively affecting water quality for fishes, amphibians, and aquatic insects (Grosbois et al., 2023).

Here, we evaluate windthrow in riparian buffers of the eastern Canadian boreal forest and assess its impact on boreal freshwater quality 10 to 20 years after a clearcut. Specifically, we aim to 1) determine the effect of tree species and substrate on windthrow in riparian buffers; 2) evaluate environmental, silvicultural, topographic, and climatic factors affecting windthrow in riparian buffers; and 3) analyze the relationship between windthrow and water quality in freshwater ecosystems.

1.3 Results

1.3.1 Mortality and windthrow in riparian buffers

Riparian stands, regardless of treatment, had a mean mortality (standing dead trees and windthrows combined) of 28%. Mean windthrow doubled in riparian buffers (36%) and was significantly higher ($p < 0.001$) than in the controls (16%). Windthrow accounted for 76% of on-site mortality; the remaining portion was standing dead. Substrate and species also significantly affected windthrow ($p < 0.001$, Figure 6). Esker sites (regardless of treatment and stand species) experienced significantly higher mean windthrow occurrence (35%) than clay sites (28%). We also observed a significantly higher windthrow occurrence in jack pine stands (36%) than in black spruce stands (28%). From 3480 tree observations, the GLM analysis confirmed that species, substrate, forest harvesting (treatment), and the interaction between them all

had a significant relationship with windthrow ($p < 0.05$, Figure 6); the exception was jack pine stands on eskers. The most common type of windthrow was overturned (58%), followed by broken (27%). Overturned windthrow had a significant relationship to species and substrate and was more frequent in jack pine stands and esker soils. Furthermore, we observed the largest difference between the control (9%) and harvested sites (26%) for overturned jack pine stands on clay ($p < 0.001$). Finally, for jack pine stands on clay soil, standing dead trees were significantly more abundant in the controls than in the riparian buffers ($p < 0.05$)

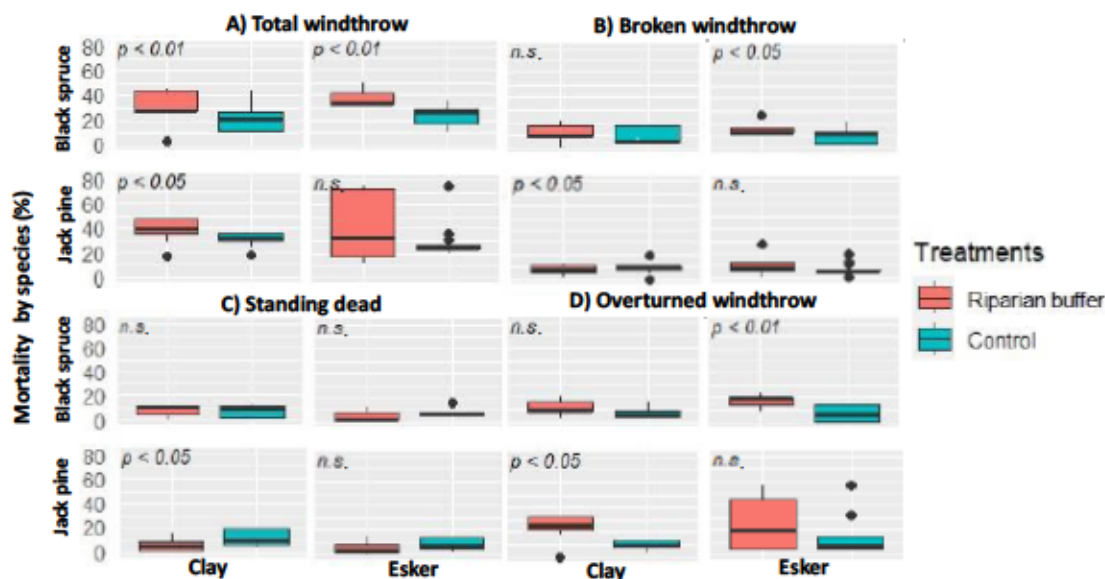


Figure 6
Mortality by species (%) in riparian buffers in response to substrate and silvicultural treatment 10–20 years after clearcutting. A) Total windthrow (includes broken and overturned windthrow); B) broken windthrow (%); C) standing dead (%); and D) overturned windthrow (%). Significant differences between the control sites and treatment (sorted by stand species and substrates) are shown directly on the graph; all other relationships showed no significant difference
 Source: (Guimond et al.2024)

1.3.2 Factors influencing windthrow

The rpart model classified trees by windthrow type (broken, overturned, and total windthrow). The most important variables for total windthrow risk in the model were

elevation, harvested area, aquatic fetch, stand age, stand slenderness, and wind speed (Figure 2). The combination of elevation and harvesting area were the best indicators of windthrow risk in our model (70% accuracy, Figure 7). These two factors had a direct positive correlation; thus, a larger harvesting area and higher elevation significantly increased wind exposure (from topography or anthropic openings in the landscape), in turn heightening windthrow risk (Figures 7 and 8). Aquatic fetch, in comparison, had a negative correlation, as a shorter aquatic fetch produced significantly higher windthrow, e.g., 38% with a fetch <100 m and 27% for a fetch >300 m (Figures 7 and 8). Aquatic fetch influenced total windthrow but not the specific windthrow type. Stand characteristics were also influencing factors of total windthrow. Older stands were significantly more vulnerable to windthrow, with a mean windthrow of 42% for stands older than 100 years, compared with 36% for stands of 80 years or younger. However, we did not observe this effect for specific windthrow types. Trees having a high slenderness (height/DBH ratio) were also more vulnerable to windthrow. Breakage was the dominant form for stems having a mean slenderness ratio of 0.81, whereas more tapered stems (e.g., mean slenderness ratio of 0.89) were more likely to be overturned. A higher mean wind speed (2.4 m/s in controls, 3.6 m/s in clearcuts) was correlated with more windthrow, specifically in regard to overturned trees.

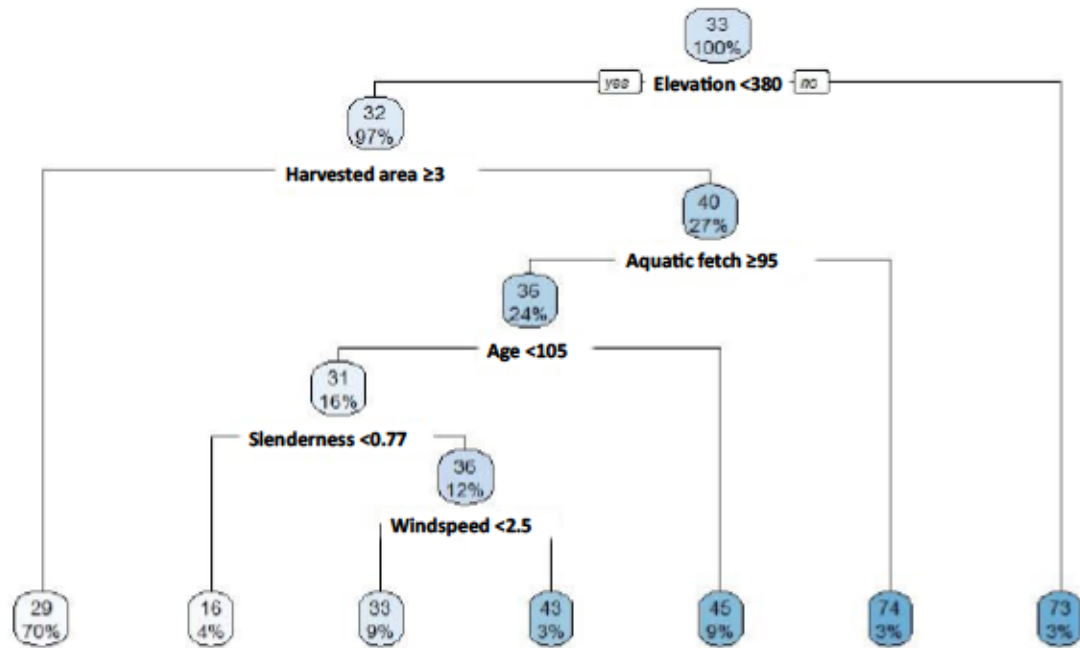


Figure 7

Regression tree identifying the primary causes of total windthrow using different stand, geographical, and climate variables (detailed in Table 1). Branches show differences (yes/no) in the highlighted value. The values in the nodes depict the predicted windthrow rate (%) and the percentage of the sample that falls into that leaf

Source: Guimond et al., 2024

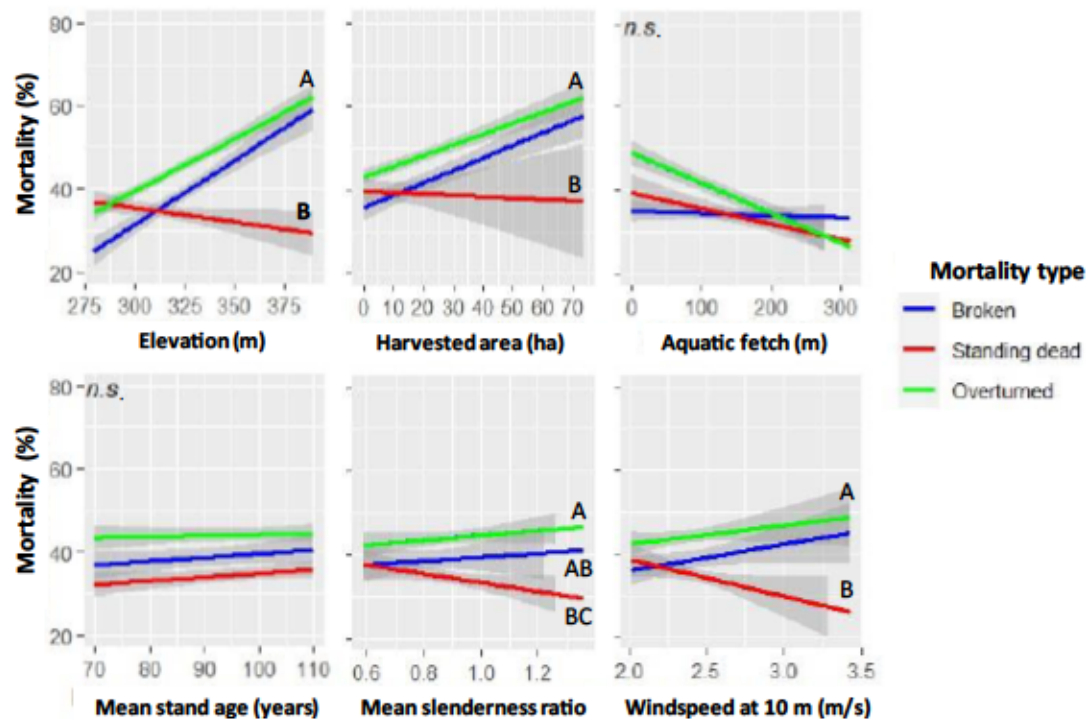


Figure 8
Relationship between the mortality (%) and various stand, geographical, and climate variables, as determined by binomial logistic regression. Statistical differences are shown by letters

Source: Guimond et al., 2024

1.3.3 Interaction between windthrow and water quality

GLM models revealed that the relationship between the water quality index and total windthrow occurrence differed significantly among species, substrate, and treatment (Figure 9). The exception was black spruce on clay ($p = 0.23$). Riparian sites of jack pine on clay were associated with the lowest water quality (38% difference between the control and harvested sites). We also found a negative correlation between water quality and windthrow proportion in the riparian buffer, with a 33% average increase in windthrow on harvested stands relative to the controls, leading to a 22% decrease in water quality. Overturned windthrow was the most common type but also had the greatest effect on water quality among windthrow types. Overturned windthrow significantly affected water quality for all species, treatments, and substrates, except for black spruce on clay ($p = 0.36$). We observed 63% more overturned windthrow in

the harvested sites than for control sites, which led to a 36% mean reduction in water quality, but this effect was variable from site to site. Broken windthrow also impacted water quality, with a significant difference between species, substrate, and treatment for black spruce on eskers and jack pine on clay. Generally, broken windthrow was more common in harvested stands (19%) and reduced water quality by 12%. Standing dead trees were not significantly more present on harvested stands and had no significant effect on water quality.

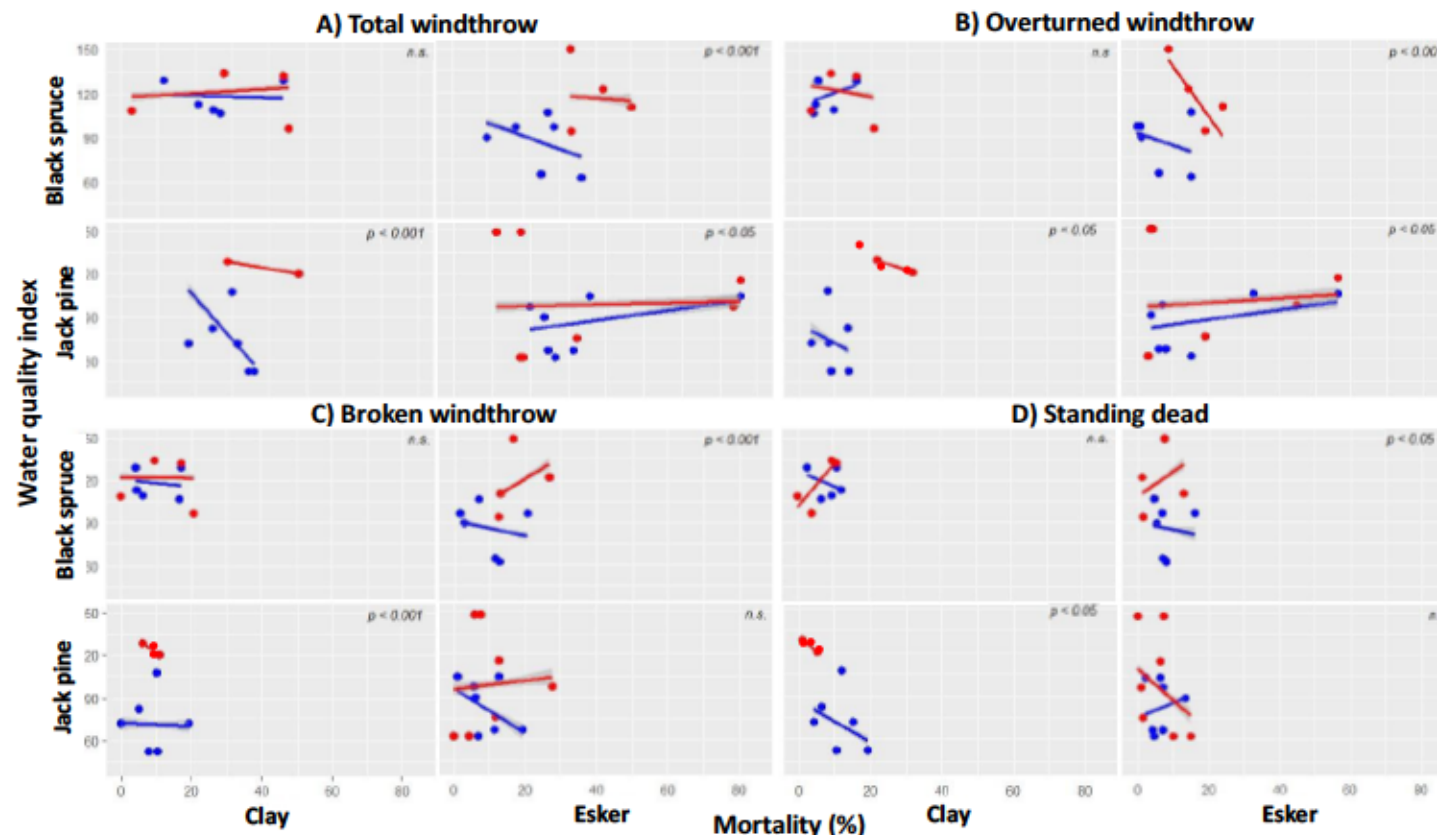


Figure 9
Relationship between water quality and mortality (%). A) Total windthrow (%); B) broken windthrow (%); C) overturned windthrow (%); and D) standing dead (%). Significant differences between analyzed parameters are shown directly on the graph; all other graphs showed no significant difference. Higher values for the water quality index reflect a lower water quality

1.4 Discussion

Our study fills a knowledge gap by linking the increased windthrow severity in riparian buffers to a decreased freshwater quality in riparian buffers 10 to 20 years post-harvesting. Moreover, we identified stand and substrate characteristics favoring increased windthrow and how the loss of trees through windthrow reduced the protective effect of the riparian buffer over time.

1.4.1 Windthrow in riparian buffers after clearcut systems

Windthrow in riparian buffers affected 28% of residual trees (Beese, 2001; Elie & Ruel, 2005; J. C. Ruel et al., 2001; Scott & Mitchell, 2005) and 80% of post-cutting mortality related to windthrow, which is consistent with previous studies on edge environments (e.g., riparian buffers and partial harvests; (Bahuguna et al., 2012; Girona, Moussaoui, et al., 2023; Lavoie et al., 2012)). Edge environments are known for their elevated susceptibility to windthrow because of their high wind exposure and low stand density (Bradshaw, 1992; Braithwaite & Mallik, 2012; Mascarúa López et al., 2006). Harvested sites had significantly more windthrow than our control sites (windthrow rate of 36% vs. 16% respectively) because residual trees left in the riparian buffers face an increased risk of mortality when stand density is reduced (Mitchell & Ruel, 2015; Thorpe et al., 2008). Overturning was the most frequent windthrow type in our sites (54% of windthrow), followed by breakage. Overturning and breakage were directly associated with the treatment.

Black spruce is considered more vulnerable to windthrow than jack pine because of its shallow rooting (Elie & Ruel, 2005). Black spruce also had a higher overall breakage than jack pine. In black spruce stands, smaller diameter trees are more vulnerable to breakage, whereas trees having low slenderness ratios tend to be more resistant (Elie & Ruel, 2005; Quine & Gardiner, 2007; Scott & Mitchell, 2005). The increased presence of overturning in jack pine stands was therefore counterintuitive and likely explained by the interaction between their root anchorage and substrate. Jack pine has deep taproots that are adapted to xeric environments, which leads to slower root development in compact and humid substrates, i.e., clay (Genries et al., 2012). Thus, we observed more overturning in jack pine stands on clay soils (Béland et al., 1999;

Genries et al., 2012) than in xeric environments. Furthermore, these clay sites had the highest recorded mortality in our study (72%). However, if we exclude the data of jack pine on clay, jack pine had a lower overall windthrow incidence than black spruce, as observed in earlier studies (Béland et al., 1999; Elie & Ruel, 2005; Mascarúa López et al., 2006).

Although species and substrate are the main driving factors of windthrow risk (Elie & Ruel, 2005; Jönsson et al., 2007; Krause et al., 2014), there are numerous other factors not included in our study which are involved in this ecological process (Mascarúa López et al., 2006). Conifers are susceptible to windthrow because of a lower mechanical resistance threshold to wind pressure relative to hardwoods (Anyomi et al., 2017; Mäenpää et al., 2020). However, the risk of breakage stems from multiple factors, including the stature of the trees, the aerodynamic properties of the stand, the general and local incidence of winds, and soil conditions (Quine & Gardiner, 2007). Thus, more work is needed to better understand this phenomenon in the riparian buffer after silvicultural treatments, as our own study couldn't answer these questions (Albrecht et al., 2012; Kuglerová et al., 2014; Mitchell & Ruel, 2015). Standing dead mortality class was the least frequent and had the weakest interaction with treatment (Montoro Girona et al., 2019). Trees can die standing through a stand self-thinning process, senescence, insects, or pathogen attack, factors not included in our study (Díaz-Yáñez et al., 2019; Moussaoui et al., 2020; Subedi et al., 2023). Further research on standing dead trees in the riparian buffer should be explored to explain this complex phenomenon (Nilsson, 2021; Proulx et al., 2021).

1.4.2 Interaction between the analyzed factors and windthrow type

We determined that elevation, harvesting area, aquatic fetch, mean stand age, tree slenderness, and wind speed at 10 m all influenced windthrow abundance in the riparian buffer. The three most important factors were exposure with elevation (Anyomi et al., 2017; Mikita et al., 2012; Pothier et al., 2003), harvested area (Anyomi et al., 2017; Krejci et al., 2018; Nadeau et al., 2015) and aquatic fetch. Contrary to our initial hypothesis, we observed greater windthrow incidence on esker sites, caused mainly by their high natural elevation (Béland et al., 1999; Mikita et al., 2012; J.-C. Ruel et al.,

2002). This trend could also be explained by the increased wind exposure along the riparian edge, which increases the mechanical force applied to these edge trees (Gardiner et al., 2008; Mäenpää et al., 2020; Nilsson, 2021). With higher wind speeds in harvested zones (Mitchell & Ruel, 2015; J. C. Ruel et al., 2001), trees located along the edges of the riparian buffer are more exposed and vulnerable to overturning than trees located toward the interior of the buffer (Mäenpää et al., 2020; Montoro Girona et al., 2019; J. C. Ruel et al., 2001; Thorpe et al., 2008). In our study, old and dominant trees were also more vulnerable to windthrow via overturning, as observed in previous studies (Lavoie et al., 2012; Montoro Girona et al., 2019; Thorpe et al., 2008). This may be explained by older trees having higher slenderness ratios (smaller stems relative to their height), which increases the surface area of the tree exposed to the wind (Elie & Ruel, 2005; Foster, 1988; Montoro Girona et al., 2019; Quine & Gardiner, 2007; J. C. Ruel et al., 2001; Scott & Mitchell, 2005).

The importance of aquatic fetch in our results reinforces the importance of considering the aquatic environment during clearcut (Grosbois et al., 2023; P. Hazlett et al., 2008; Picchio et al., 2021; Tremblay et al., 2008). We found that aquatic fetch has a negative correlation with windthrow (Figure 4); therefore, riparian buffers around small lakes and rivers are more susceptible to windthrow. Forest stands near small rivers and lakes have smaller aquatic fetch and are thus less naturally affected by the wind, leading to stands having shallower roots (Elie & Ruel, 2005; J.-C. Ruel et al., 2002)), rendering these trees more susceptible to windthrow (Mäenpää et al., 2020; Mascarúa López et al., 2006). Existing mechanistic and hybrid–mechanistic models (Gardiner et al., 2008; Mitchell & Ruel, 2015) can estimate the increased risk of windthrow after harvesting, but these models are lacking for riparian buffers. Moreover, most models neglect the freshwater ecosystem (e.g., lake and river area and perimeter, fetch) when interpreting windthrow risk, which reduces the predicted accuracy and the effect of windthrow on water quality (Gardiner et al., 2008). The inclusion of known predictors derived from the literature (Mitchell & Ruel, 2015; Montoro Girona et al., 2019) and a large data set containing freshwater ecosystem data contributed to the strong performance of our analysis. Unexplained variation can be attributed to the

randomness of wind factors and other tree-level factors that we did not consider in this study, such as decay, disease, and insects.

1.4.3 Interaction between windthrow severity and water quality

We found a direct and negative correlation between mortality agents such as (insects, fires and pathogens), windthrow severity and water quality. (Figure 5). In general, the negative correlation was more pronounced in the jack pine stands and esker environment because they had a higher mean windthrow percentage (Figures 2 and 5). This effect can be explained by lower riparian stability and vegetation post-windthrow, which reduces the filtration and retention capability of the soils, leading to reduced water quality from the greater nutrient and sediment input (Kuglerová et al., 2014; Picchio et al., 2021). Overturned windthrow exposes the ground and reduces the extent of roots in the buffer, which plays a key role in retaining water and soil (Kuglerová et al., 2020; Leung et al., 2015). Clearcut systems are the most commonly used harvesting method in eastern Canada (710 332 ha in 2020 (Canadian Council of Forest Ministers, 2023)) and is known to affect the watersheds of freshwater ecosystems (Bergeron et al., 2017). Riparian buffers are mandatory in all Canadian provinces (since 1977 in Quebec) (Seto, 2005; Tremblay et al., 2008) and are often used in many other countries to reduce the impacts of clearcut practices on freshwater ecosystems (Richardson et al., 2012). Despite this extensive application, very few studies have analyzed the short- and long-term interactions between post-harvesting windthrow and water quality in boreal riparian buffers (Kuglerová et al., 2014). Georgiev et al. (2021) (Ala-aho et al., 2013) in Germany found increased nitrate and reduced dissolved oxygen (DO) in water bodies ten years post-harvest, mainly caused by the greater amount (and leaching) of coarse woody debris from the initial harvesting and subsequent windthrow events. However, contrary to our findings, they did not note a significant difference in long-term water quality between the harvested and naturally perturbed stands (e.g., windthrow, insects, and mortality). This difference may be explained by the water quality monitoring of the Georgiev et al. study being conducted at the watershed outlet, which greatly reduces the relative impact of forest management practices and natural forest disturbances (such as wildfire, insects and pathogens) on the lake itself (Luke et al., 2007).

Esker ecosystems are sensitive to the negative effects of windthrow because they naturally have a higher water quality, low nutrient content, and less interaction with their watershed (Ala-aho et al., 2013; Hasan et al., 2023). A massive increase in nutrient leaching and sedimentation post-windthrow creates an imbalance in the esker freshwater ecosystem and a reduced capacity to absorb the effects of a disturbance (P. Hazlett et al., 2008; P. W. Hazlett et al., 2007). Overturning was greater on esker sites, which in turn disturbs the soil and reduces plant coverage in the riparian zone and thus reducing water quality overtime (Genies et al., 2012; Luke et al., 2007). Compacted soils and ruts were present in all harvested sites; these features compound the negative effects of rainfall (Tremblay et al., 2008). Increased dissolved organic carbon (DOC) and nitrate concentrations and decreased DO were the primary physicochemical modifications of these perturbations. The altered water quality can also be explained by the post-harvest increase in large woody debris in the water bodies and the subsequent leaching of this material into the freshwater ecosystem (Bahuguna et al., 2012; Chow, 2012).

1.4.4 Implications for forest management in riparian buffers

Silvicultural prescriptions for riparian buffers are often generic and rigid for stands in the boreal biome in terms of implementing measures to protect water courses. However, sustainable clearcut systems must be adapted to local factors and must consider the factors involved in these ecological processes, such as the intensity and extent of management activities and the specific watershed characteristics, e.g., vegetation, substrate, geology, topography, and climate (Cristan et al., 2016; McEachran et al., 2018). Furthermore, riparian buffers in the Canadian territory tend to have smaller widths than the recommended value to adequately protect the terrestrial and semi-terrestrial fauna communities in the riparian environment (Bouchard et al., 2022; Crawford et al., 2014; Heathcote, 2009). However, an exception can be seen in the New-Brunswick province, where riparian buffer widths are modulated by the harvesting method and tree species (Erdozain, 2022). Indeed, clearcuts in conifer stands have larger riparian buffers, while deciduous stands, which

are less susceptible to windthrow (such as maple and birch), have smaller riparian buffers, similar to those in the Quebec province (Department of natural resources, 2014). They also close the forest roads after harvesting, which significantly reduces sedimentation and erosion risks in the environment (Erdozain, 2022; King, 1989).

Our study demonstrated that the current width of riparian buffers in eastern Canada (20 m) is insufficient to protect water quality in the boreal ecosystem under many conditions. However, our results do not allow us to recommend a minimum width for riparian buffers. Thus, we recommend re-evaluating the silvicultural prescription applied to riparian buffer width in windthrow-sensitive areas, such as esker environments, in jack pine stands, and around small rivers and lakes, to prevent and minimize the negative effects of windthrow on freshwater ecosystems (Chow, 2012; Luke et al., 2007). Esker environments are vulnerable to the pressures of anthropic activities, such as gravel extraction, forest harvesting, tourism, and mining (Hasan et al., 2023), which also negatively affect the quality of surface and subsurface freshwater. Esker water is essential for large communities in northern Canada, as it serves as the primary water source for human consumption and has the benefit of having a low operational cost for its extraction and treatment (Girona, Morin, et al., 2023). Therefore, riparian buffers should be adapted on esker sites to preserve high freshwater quality and reduce windthrow. Riparian buffer width should also be revised in higher-elevation areas and account for the slope on site to prevent windthrow and minimize soil erosion and the resulting sedimentation and nutrient leaching into lakes and rivers (Krejci et al., 2018; Mäenpää et al., 2020; Mikita et al., 2012; J.-C. Ruel et al., 2002). Given the effects of clearcutting in a watershed, forest managers must consider freshwater ecosystems when selecting silvicultural treatments and harvesting methods (Grosbois et al., 2023; Kučerová et al., 2008; Luke et al., 2007; Richardson et al., 2012). We therefore suggest increased use of partial harvest rather than clearcut practices, because clearcuts aren't effective tools for preserving water, terrestrial biodiversity, and to preserve water quality, as seen in our study. However, edge feathering in clear-cuts could also be an avenue to explore, as it reduces the edge effect in the environment, thereby also decreasing the windthrow risks [5]. We

also recommend further research on partial harvesting in the boreal forest and near riparian environment, to bridge the current gap in the literature on this topic (Moussaoui et al., 2020; Proulx et al., 2021; Scott & Mitchell, 2005). Partial harvesting (such as shelterwood and seed-tree harvesting) promotes tree growth and regeneration and reduces post-harvest windthrow (Bose et al., 2023; Hernández-Rodríguez et al., 2021; Montoro Girona et al., 2018, 2019; Moussaoui et al., 2020), for species as black spruce (mid shadow) and jack pine (full light) [30, 62, 84–86], providing a long-term solution for reducing anthropic impacts on freshwater ecosystems (Grosbois et al., 2023). Furthermore, sustainable clearcut systems must integrate aquatic and terrestrial interactions to promote the effective long-term protection of freshwater ecosystems. To help this endeavor, we argue that further research should explore riparian buffers in other regions and at various scales (local, watershed, and regional) and improve modelling tools for predicting windthrow, especially under climate change, given the expected increase in the frequency and severity of forest disturbances in boreal forests (Aakala et al., 2023; Girona, Morin, et al., 2023; Hof et al., 2021; Seidl et al., 2023). We also suggest the inclusion of further and more in-depth research on freshwater quality and windthrow in boreal riparian buffers, because this study only highlights general trends on this front.

1.5 Conclusion

This study highlights the knowledge gap in clearcut system and their interaction with freshwater ecosystems. An increase in windthrow incidence reduced freshwater quality even 10–20 years in the future. This new information demonstrated that the width of riparian buffers in eastern Canada must be revised and research to improve the long-term protection of water quality in freshwater ecosystems. We also recommend the application of partial harvest over-time instead of clearcut systems in higher-risk environments, such as eskers, high-elevation stands, and near small lakes and rivers. Finally, we recommend including freshwater ecosystems in forest and landscape management to ensure their long-term protection.

1.6 *Materials and methods*

1.6.1 Study area

The study was conducted in the Abitibi Regional County Municipality (MRC), Québec, Canada (Figure 5) in the balsam fir (*Abies balsamea*)–white birch (*Betula papyrifera* Marsh) and eastern spruce–feathermoss bioclimatic zones (Grondin et al., 2023). The study area covers 7 948 km² and contains 393 boreal lakes (≥ 6 ha) that cover 3% of the MRC Abitibi region. The lake and river bottoms are clay or sandy substrate (Environment and Climate Change Canada, 2021; Natural resources and forests ministry, 2018). Regional climate is subhumid subpolar, and mean annual temperatures range between -2 and 2.5 °C, with an annual precipitation of 800–900 mm (Environment and Climate Change Canada, 2021) and a mean annual wind speed of 2.8 m/s (Environment and Climate Change Canada, 2021). Because of this dry climate, fire is the main natural disturbance in the area with a relatively short fire-return cycle of 150 to 250 years (Bergeron et al., 2004). Forest harvesting has removed 20% of the regional forest over the last 20 years (71 237 ha/year, mainly via clearcutting) (Molina et al., 2022). During the Wisconsin glacial period, the Laurentide ice sheet covered most of eastern Canada (Cloutier et al., 2013). The ice sheet retreat shaped a flat regional landscape (mean elevation 310 m (Veillette, 1986)) and left behind surficial glaciation-related features. These forms include eskers, a sand and gravel deposit from glacial meltwaters, and clay glaciolacustrine deposits from the proglacial Lake Ojibway–Barlow. Eskers provide well-drained sandy and xeric soils and also act as a natural filter as water passes through the porous sediments to become high-quality groundwater (Hasan et al., 2023; Nadeau et al., 2015).

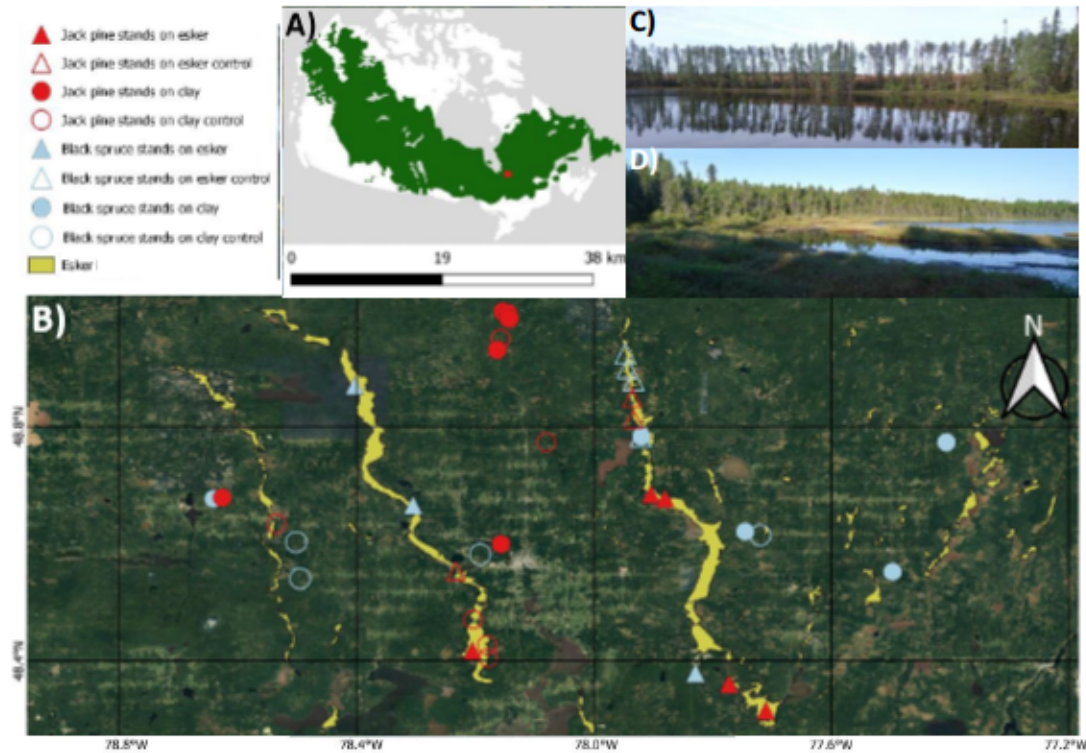


Figure 10

A) Study area in the Canadian boreal forest (green region); B) Distribution of study sites in the Abitibi region of Quebec, Canada; sites are classified according to i) their dominant stand species of either jack pine (red) or black spruce (blue), ii) soil being either sandy/gravel (triangle) or clay (circle), and ii) treatment either as riparian buffer (solid symbol) or control (empty symbol); C) post-harvest riparian buffer on an esker soil; and D) control riparian stand on a clay soil. The satellite imagery was created with the open source software QGIS, version 3.34.8 (<https://qgis.org/en/site/forusers/download.html>), with open source data available from the Quebec ministry of natural resources and forest ([Forêt ouverte \(gouv.qc.ca\)](http://Forêt_ouverte.gouv.qc.ca))

Source: Guimond et al., 2024

1.6.2 Experimental design

For this study, we selected 40 riparian sites next to lakes (22) or rivers (18), representing a series of 20 sites in riparian buffers—a preserved 20 m wide forest stand between a water body and an area harvested by clearcutting 10 to 20 years ago (harvested 2001–2010)—and 20 sites in unharvested stands (control) (one point in time). We applied three criteria for selecting our sites: 1) dominant tree species, 2)

time since clearcut, and 3) substrate (soil) (Supplementary information S1). Furthermore, we selected half of our sites near rivers with similar Strahler orders, and the other half near lakes with similar surface areas. All selected sites were covered, i.e., more than 75% of the basal area in each site, by either pure black spruce or pure jack pine forest. We used these two species as they are the dominant trees in the regional forest landscapes and the most harvested. The selected sites were mature stands aged 70 to 90 years old, as this age represents when most stands are harvested in eastern Canadian boreal forests. All selected sites were found on either clay or sand (esker sites) substrate, as these two soils are the most abundant substrate types in the study area. We used open access data sets from the Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF) ([Forêt ouverte \(gouv.qc.ca\)](http://Forêt_ouverte.gouv.qc.ca)) to determine the soil type at potential sites. Within each group (stand species, substrate, and treatment), we established 5 replicates for a total of 40 study sites (5 replicates \times 2 substrates \times 2 tree species \times 2 treatments; Supplementary information S1).

1.6.3 Sampling plan

1.6.3.1 Stand characterization and windthrow

We conducted field surveys to characterize the stands and windthrow in summer 2021. All surveys took place within a 400 m² square plot (20 \times 20 m) adjacent to the aquatic environment, and distances were measured from the edge of the freshwater body (Braithwaite & Mallik, 2012). To consider the effect of spatial position at each site, we established three zones: 1) a 5 \times 20 m zone near the aquatic edge; 2) a 10 \times 20 m intermediate zone in the plot center; and 3) a 5 \times 20 m harvested edge (Supplementary information S2). For all commercial trees (DBH >9 cm) in the plot, we noted the species, the breast height diameter (DBH), the spatial position (within one of the three above-listed zones), and wound severity (category 1 (<25%), 2 (25%–50%), 3 (50%–75%), and 4 (>75%)) by analyzing the wound presence caused by harvesting on the stem, following the MSCR method (Nolet et al., 2007). We classified each tree as either alive, standing dead (standing dead trees, which can have a broken crown), broken (standing dead tree with a broken stem under the crown), or overturned (fallen with exposed roots and soil). Total windthrow (Table 1) was obtained by adding together the categories broken and overturned trees. To estimate stand age, for each

site we recovered 10 to 15 tree cores from randomly selected trees. Cores were collected at the root collar. In the laboratory, the cores were air-dried, mounted on wood boards, sanded, and analyzed to determine the tree and mean stand age, following standard dendroecological protocols (Girona et al., 2016). We calculated the slenderness ratio using tree height divided by its DBH to gather information on the structural resistance of the stem to windthrow (Montoro Girona et al., 2019). For each plot, we measured the average slope and basal area at the center of the plot (with a factor 2 prism) and measured the average stand height on 10 to 20 randomly selected trees, using a Vertex laser geo at the base and crown of the trees.

1.6.3.2 Water quality sampling

In the summer of 2022, we measured the physiochemical parameters of the water bodies adjacent to the forest sites. Two samples were collected the same day (at least 7 days after heavy rainfall), 5 m from the shore and averaged. Water temperature (°C), pH, specific conductivity ($\mu\text{S}/\text{cm}$), dissolved oxygen concentration and saturation (mg/L and %, respectively) were measured 50 cm below the surface with a Pro Quattro multiparameter sonde (YSI, Yellow Springs, USA). We collected water samples on site with a 1 L opaque Nalgene bottle connected to a 2 m long pole. Two 50 mL acid-washed transparent glass vials were filled with 40 mL of unfiltered water to analyze total nitrogen (mg/L) and total phosphorus (mg/L). Two 40 mL brown glass vials were filled completely with filtered lake water (0.45 μm syringe filters) to be analyzed for dissolved organic and inorganic carbon concentrations. Nutrient vials were pre-washed in a 10% HCl bath for 24 h, rinsed with distilled water, and then dried in an oven at 200 °C for 4 h. Vials for dissolved organic and inorganic carbon concentrations were preheated in a furnace for 4 h at 450 °C to remove any potential trace of carbon. Water samples for nutrient and carbon concentrations were analyzed by the Interuniversity Research Group in Limnology at the University of Québec in Montreal, following the protocol of Wetzel and Likens (2000) (Wetzel & Likens, 2000). We estimated the particulate organic carbon concentration by filtering between 500 and 1000 mL of water through a 0.7 μm glass fiber filter. These filters were heated beforehand at 375 °C for 16 h and then weighed when empty and dry. After filtration,

the filters were oven-dried (105 °C for 8 h) and weighed again to measure the organic and inorganic particulate carbon weight. Filters were then heated a second time (375 °C for 16 h) and reweighed to determine the particulate inorganic carbon and calculate the organic carbon weight (Environment, 2017).

1.6.3.3 Topographic, climate, and anthropic factors

We compiled the main topographical variables of each study site to evaluate the role of tree and stand characteristics, topographic factors, climate, and anthropic disturbance on windthrow (Table 1). We determined regional mean annual wind speeds at 10 m above ground at a 250 m resolution (Environment and Climate Change Canada, 2021). To characterize our sites based on topographic and anthropic factors (see Table 1), we used the open governmental database [Forêt ouverte \(gouv.qc.ca\)](http://gouv.qc.ca) (Natural resources and forests ministry, 2020). To account for the fragmentation caused by harvesting, cutblock configuration, and the aquatic environment, we created six variables: 1-2) areas of the adjacent harvested area and aquatic environment (lakes or rivers), 3-4) distances to the adjacent harvested area and aquatic environment, and 5-6) a simple fetch index for the harvested area and aquatic environment, derived from Montoro Girona et al. (2019) (Montoro Girona et al., 2019). For the harvested stands, this fetch is the ratio between the radius of the riparian patch and the mean distance to adjacent stands. For controls, we used the ratio of the riparian environment and the mean distance of the nearest road or adjacent cut. The aquatic fetch was measured as the longest traceable distance through which wind can traverse an aquatic environment without obstacles, using the ESRI GIS software suite (ArcMap) (Mason et al., 2018). This environmental data was then analyzed using the ESRI GIS software suite (ArcMap) and the open-source software QGIS (J.-C. Ruel et al., 2002)

Table 1: Description of analyzed trees and stands, topography, climate, and anthropic parameters

<i>Category</i>	<i>Variable</i>	<i>Type</i>	<i>Unit</i>	<i>Description</i>	<i>Source</i>	<i>Reference</i>
<i>Tree and stand measurements</i>	Sylvicultural treatment	Categorical	–	2 categories: harvested and unharvested stands (control)	Field survey	(Braithwaite & Mallik, 2012; Mäenpää et al., 2020; Mitchell & Ruel, 2015; Ruel et al., 2001)
	Stand type		–	2 categories: black spruce or jack pine	Field survey	(Mitchell & Ruel, 2015; Montoro Girona et al., 2019; Scott & Mitchell, 2005)
	Substrate type		–	2 categories: clay soil or sand and gravel (esker)	Field survey	(Elie & Ruel, 2005; Genries et al., 2012; Hasan et al., 2023)
	DBH		cm	Diameter at breast height	Field survey	(Anyomi et al., 2017; Quine & Gardiner, 2007; Mitchell & Ruel, 2015)
	Spatial position		–	3 categories: next to the harvested area, intermediate environment (middle), and near the aquatic environment	Field survey	(Elie & Ruel, 2005; Mikita et al., 2012; Krejci et al., 2018; Ruel et al., 2002)
	Windthrow rate	Numerical	%	4 categories: total windthrow, overturned, broken, and standing dead	Field survey	(Quine & Gardiner, 2007; Krejci et al., 2018; Mitchell & Ruel, 2015; Nilsson, 2021)
	Stand density		Tree/ha	Number of trees per hectare	Field survey	(Girona et al., 2016; Meigs et al., 2017; Nilsson, 2021; Ruel & Gardiner, 2019)

<i>Category</i>	<i>Variable</i>	<i>Type</i>	<i>Unit</i>	<i>Description</i>	<i>Source</i>	<i>Reference</i>
	Estimated height		m	Estimated mean height (10–20 trees on site)	Field survey	(Bahuguna et al., 2010; S. Lavoie et al., 2012; Mitchell & Ruel, 2015)
	Slenderness		–	Ratio of estimated height/DBH on site	–	(Elie & Ruel, 2005; Quine & Gardiner, 2007; Montoro Girona et al., 2019; Ruel et al., 2001)
	Wound severity	Categorical	–	Category from 1 (<25%) to 4 (>75%)	Field survey	(Quine & Gardiner, 2007; Montoro Girona et al., 2019; Thorpe et al., 2008)
	Basal area	Numerical	m ² /ha	Represents the cross-sectional area of the tree stem measured at DBH	Field survey	(Mitchell & Ruel, 2015; Nilsson, 2021; Waldron et al., 2013)
	Stand age		year	Mean age of the stand	Field survey	(Mitchell & Ruel, 2015; Nilsson, 2021; Waldron et al., 2013)
<i>Topographic factors</i>	Slope	Categorical	%	Mean slope in 4 categories: 0–5, 5–10, 10–15, and 15–20	Field survey	(Aakala et al., 2011; Hazlett et al., 2008; Krejci et al., 2018; Ruel et al., 2002)
	Elevation	Numerical	m	Mean elevation on site	Ministère des Ressources naturelles et des Forêts (MRNF)	(Aakala et al., 2011; Mitchell & Ruel, 2015; Nilsson, 2021; Waldron et al., 2013)
<i>Climate factors</i>	Wind speed	Numerical	m/s	Mean wind speed at 10 m above the ground in 3 categories: riparian buffer, climate change Canada (ECCC)	Environment and climate change Canada (ECCC)	(Quine & Gardiner., 2007; Quine & White, 1998; Ruel et al., 2002)pili

<i>Category</i>	<i>Variable</i>	<i>Type</i>	<i>Unit</i>	<i>Description</i>	<i>Source</i>	<i>Reference</i>
				harvested area, and aquatic environment		
<i>Anthropic factors</i>	Riparian buffer width	Numerical	m	Mean width of riparian buffer	MRNF	(Chow, 2012; Mäenpää et al., 2020; Nilsson, 2021; Ruel et al., 2001)
	Distance to the harvested area		m	Mean distance of riparian buffer to harvested area	MRNF	(Montoro Girona et al., 2019; Ruel et al., 2001)
	Perimeters of the harvested area		km	Mean perimeter of adjacent harvested area	MRNF	(Mitchell & Ruel, 2015; Scott & Mitchell, 2005; Thorpe et al., 2008)
	Area of the harvested area		ha	Mean area of adjacent harvested area	MRNF	(Ruel & Gardiner, 2019; Scott & Mitchell, 2005)
	Simple fetch index of the harvested area			Represent the relation between – adjacent distance to harvested area and area of harvested area		(Krejci et al., 2018; Ruel et al., 2002)
	Distance to the aquatic environment		m	Mean distance of riparian buffer to aquatic environment	MRNF	(Hazlett et al., 2008; Picchio et al., 2021; Pothier et al., 2003; Tremblay et al., 2008)
	Perimeter of the aquatic environment		km	Mean perimeter of adjacent aquatic environment	MRNF	(Hazlett et al., 2008; Picchio et al., 2021; Pothier et al., 2003; Tremblay et al., 2008)

<i>Category</i>	<i>Variable</i>	<i>Type</i>	<i>Unit</i>	<i>Description</i>	<i>Source</i>	<i>Reference</i>
	Area of the aquatic environment		ha	Mean area of adjacent aquatic environment	MRNF	(Kuglerová et al., 2020; Luke et al., 2007; Picchio et al., 2021)
	Simple fetch index of the aquatic environment			Represent the relation between – adjacent distance and area of aquatic environment		(Krejci et al., 2018; Ruel et al., 2002; Tremblay et al., 2008)

1.6.4 Data analysis

To analyze the overall windthrow percentage at the stand level in response to harvesting, substrate, and species, we ran a generalized linear model (GLM) on the stand data set, following Mäenpää et al. (2020) (Mäenpää et al., 2020). We used the R package *lme4*, applying a binomial distribution and a logit link function. Density on a site (number of trees/ha) was weighted to ensure its importance in the equation (Tyagi et al., 2020). The fixed effects were species, substrate, management status and the pairwise interactions. We then tested each windthrow type individually (broken, overturned, and total) and standing mortality to determine the impact of the fixed effects on the various windthrow types. The data set for each windthrow type was tested for normality and homoscedasticity when required by the test assumptions. To identify the most influential parameter (Table 1) on overall windthrow incidence, we applied a decision tree method in R using the *rpart* package (Kuhn & Johnson, 2013). The selected variables were management status, species, substrate, DBH, relative position, windthrow, stand density, estimated height, slenderness, wound severity, basal area, age, slope, topex, altitude, wind speed (in riparian buffers, cuts, and aquatic environment), adjacent cut-related variables (area, distance and perimeter, simple fetch index), adjacent aquatic environment-related variables (simple fetch index, area, distance, and perimeter), and average riparian buffer width (Table 1).

To analyze the water quality in the riparian environment at each site, we created a water quality index using the Weighted Arithmetic Water Quality Index Method ($WQI = \frac{\sum QiWi}{\sum Wi}$) (Tyagi et al., 2020), Supplementary information 3). The index used an inverse scale; thus, a lower score indicated a better water quality environment. The water quality index relied on the collected physicochemical characteristics of the sampled aquatic environment (Supplementary information 4). We then produced linear mixed effect models (*lmer*) for the water quality index (Mazerolle, 2023) using the *lme4* package in R. The fixed effects were species, substrate, silvicultural treatment, and the pairwise interactions. The random effects were the aquatic environment (river or lake). Finally, we analyzed water quality and windthrow using linear mixed effect models (*lmer*). The fixed effects were the same as for the quality index, although with overall windthrow and windthrow type (broken, standing dead,

and overturned) added. The random effects were the aquatic environment (river or lake). All statistical analyses and calculations were performed using the statistical software R version 277 4.2.2 and R studio version 20232.03.0 build 386 (R. Development Core Team, 2016).

1.6.5 Data availability

The datasets used during the current study available from the corresponding author on reasonable request.

1.7 Author contributions

MMG, GG: conceptualization; MMG; GG and MG: experimental design and site selection; MG, MMG, GG: fieldwork and data curation; MG, GG, and MMG: laboratory analysis; MMG, GG, and KW: methodology; MMG: project administration; MMG, GG, and KW: resources; MMG, GG, KW, and MG: result interpretation; MMG, GG and KW: supervision; MMG, GG, KW and MG: analysis validation; MG, MMG, and GG: visualization and edition; MG: writing–original draft; MMG, GG, KW, MH, MG: writing–review; MMG and GG: funding.

1.8 Funding

This project was funded by the regional development funds from the MRC Abitibi awarded to MMG and GG. This project was also funded by Smartforests Canada, a network of monitoring plots for forest management under climate change. The Canadian Forest Services of Natural Resources Canada also provided technical support for the fieldwork and help with data analysis. A scholarship offered by the Natural Sciences and Engineering Research Council of Canada was also obtained by MG to provide extra funding.

1.9 Acknowledgments

We thank the GREMA (Groupe de recherche en écologie de la MRC Abitibi at UQAT) for providing support with equipment and facilities for our project. We acknowledge Smartforests Canada for the equipment and support (Pappas et al., 2022). We also thank H. Morin-Brassard, B. Dupuis, C. Scott, P. Blaney, A. Ghose, A. Subedi, S. Kim,

H. Bai, F. Bergeron, V. Beaudet, MC. Mayotte, M. Joncas, C. Ferland, and E. Drouin for fieldwork assistance and support. We also thank J. Rodriguez, V. Buttò, and M. Marchand for statistical advice and review of an earlier version of this manuscript.

1.10 Conflict of interest

The authors declare that the research was conducted without any commercial or financial relationships that could be construed as a potential conflict of interest.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Conclusion. La bande riveraine est le principal outil utilisé lors de l'aménagement forestier pour protéger l'environnements hydriques des effets négatifs des coupes forestières. La bande riveraine est utile car elle protège contre les perturbations biogéochimiques, filtre les sédiments et nutriments, prévient l'érosion, contribue un apport allochtone en matières organiques à la chaîne trophique aquatiques, fournit un apport de bois mort dans l'écosystème, et régule la lumière et la température de l'eau (Kuglerová et al., 2020; Luke et al., 2007; Maher Hasselquist et al., 2021). Son utilisation et sa réglementation sont donc des facteurs clés dans l'aménagement forestier durable, pour permettre de protéger la ressource hydrique tout en continuant la récolte de matière ligneuse.

La bande riveraine en forêt boréale. En Europe, on retrouve une grande différence en termes de réglementation entre les différents pays. Par exemple, en Finlande on retrouve une dimension de bande riveraine moyenne de 15 m, comparativement à 4 m en Suède (Kuglerová et al., 2020). Kuglerova et al. (2020) ont également fait ressortir la grande présence de perturbations dans le milieu riverain, allant de l'ornièrre à la préparation de terrain (scarifiage). En Amérique du Nord, la dimension moyenne de la bande riveraine varie entre 15 et 29 m (Lee et al., 2004; Lee & Barker, 2005). Cependant, la plupart des régions appliquent la même dimension de bandes riveraines partout, malgré la grande diversité d'environnements présents. Ceci est un problème, car l'efficacité de protection de la bande riveraine varie en fonction de sa dimension, mais également des conditions topographiques, hydrogéologiques et environnementales du site d'installation (Chow, 2012; Mäenpää et al., 2020). En Colombie-Britannique, la présence de bandes riveraines n'est pas obligatoire dans les ruisseaux, ce qui diminue grandement la protection de la ressource dans le temps (Kuglerová et al., 2020). À la lumière de ces problèmes généraux au Canada et ailleurs, on peut donc se poser des questions sur l'efficacité de l'utilisation de la bande riveraine sur notre territoire, la province de Québec.

La bande riveraine au Québec. Au Québec, la protection des environnements terrestres et aquatiques en milieu forestier est basée sur l'installation de contraintes à la récolte de la matière ligneuse, encore considérée comme la ressource principale sur le territoire (Seto et al., 2005). Les deux principales approches préconisées pour assurer la protection de l'eau dans les bassins versants récoltés consistent à limiter la coupe à une fraction de la superficie du bassin (aire équivalente de coupe) et à conserver une bande riveraine d'une largeur suffisante le long du réseau hydrographique (Seto et al., 2005; Tremblay et al., 2008). Cependant, seule la bande riveraine est obligatoire et utilisée sur tout le territoire québécois. En effet, l'aire équivalente de coupe (inspirée de (Plamondon, 2004)) est seulement réglementaire et appliquée lors de la présence de saumon de l'atlantique (*Salmo salar*), principalement retrouvé en Gaspésie (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, 2018). De 1977 à 1986, la norme prescrite par le Guide d'aménagement du milieu forestier pour la protection du milieu aquatique consistait à conserver une lisière boisée de 60 m de largeur autour des lacs, et de 30 m de largeur de chaque côté des ruisseaux (Pinna et al., 2009). Lors de la mise en place du Règlement sur les normes d'intervention dans les Forêts du domaine de l'État (RNI) en 1986, la norme pour la protection du milieu aquatique fut changée, en se basant sur les résultats de Seto et al., (2005). La nouvelle norme (la même qu'utilisée actuellement) consiste à conserver une lisière boisée de 20 m autour des lacs et de chaque côté des ruisseaux, sur l'ensemble du territoire québécois récolté (Jutras et al., 2022; Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, 2018). De plus, pour conserver l'effet de protection et de rétention du sol forestier, on retrouve une interdiction stricte d'utiliser de la machinerie forestière dans la bande riveraine, limitant ainsi l'orniérage post-récolte (McEachran et al., 2018; Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, 2018). Une récolte partielle des tiges (40% de la surface terrière) est permise, mais très peu réalisée sur le terrain, étant donné l'interdiction de la récolte mécanique (Grondin et al., 2023).

Problématique de gestion de la bande riveraine au Québec. L'étude de Seto et al. (2005) a servi de base pour la création de la réglementation sur la bande riveraine. Il est donc important d'analyser cette étude pour comprendre les problèmes actuels

en lien avec la protection des milieux humides et hydriques au Québec. Cette étude fut réalisée en Haute-Mauricie, près du lac Trenche au nord de la Tuque, un territoire limitrophe avec la forêt boréale, principalement dominé par la sapinière à bouleaux blancs (*Abies balsamea* et *Betula papyrifera*) (Seto et al., 2005). Cette étude démontre que la récolte forestière a des effets négatifs sur la qualité de l'eau, mais que l'utilisation d'une bande riveraine de 20m serait adéquate pour réduire ces effets. Toutefois, le territoire d'étude de ce projet se retrouve dans le bouclier canadien, sur un substrat de till compact et mince, ce qui limite grandement la présence d'ornières (McEachran et al., 2018; Ministère des Ressources naturelles et des forêts, 2023; Thorpe et al., 2008). Les effets de la récolte forestière sont donc moins prononcés sur ce territoire, comparativement à un environnement argileux comme l'Abitibi, car l'orniérage dans le parterre de coupe est un facteur important causant la réduction de la qualité de l'eau dans l'environnement hydrique (Hazlett et al., 2008; Kuglerová et al., 2020; Romero et al., 2011; Tremblay et al., 2008). De plus, cette étude fut réalisée sur 5 lacs et 3 ruisseaux, ce qui limite la puissance statistique des analyses et réduit également la reproductibilité des résultats sur l'ensemble du territoire québécois. Finalement, on ne retrouve aucune mention du chablis dans l'étude, malgré ses effets à plus long terme sur la bande riveraine et sur la qualité de l'eau (Bahuguna et al., 2010; Mitchell & Ruel, 2015; Nilsson, 2021).

De manière générale, on retrouve un manque d'information sur l'efficacité de la bande riveraine au Québec, car on pratique des inventaires de conformité des normes après récolte, mais aucun suivi de l'écosystème dans le temps (Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs, 2018) . Ce manque d'information limite la capacité des aménagistes à prendre des bonnes décisions pour assurer une utilisation durable des ressources dans le temps (Heathcote, 2009). De surcroit, la réglementation actuelle dicte une dimension unique de bandes riveraines sur l'ensemble du territoire, malgré la grande variabilité d'environnements, de végétation et de climat présents au Québec.

Intérêt de l'étude. Notre étude répond au manque d'information actuel en se concentrant sur la réglementation en place au Québec et en bonifiant les résultats passés de Seto et al., (2005) sur les impacts de la bande riveraine sur la qualité de

l'eau. De plus, nos résultats révèlent l'effet des chablis dans les bandes riveraines sur la qualité de l'eau dans les écosystèmes d'eau douce, une information encore inconnue, permettant alors une meilleure prise de décision pour les futurs aménagistes. En effet, nous avons démontré que la bande riveraine est vulnérable aux chablis et que le taux de chablis double dans les bandes riveraines, comparativement à un environnement riverain témoin similaire. Les chablis renversés étaient le type de chablis prédominant sur les sites d'études et étaient dépendants des caractéristiques des peuplements forestiers et de l'arbre. Ce résultat est important, puisque le chablis par arbre renversé est le type de chablis qui affecte le plus la qualité de l'eau, en diminuant la stabilité des berges dans le temps (Bahuguna et al., 2010; Mäenpää et al., 2020). Notre étude démontre que l'épinette noire est une espèce vulnérable au chablis étant donné son enracinement superficiel (Krause et al., 2014; Krause & Lemay, 2022). Cependant, le pin gris est également affecté par le chablis, particulièrement dans les sites argileux qui sont peu adaptés à ses besoins physiologiques.

Les perturbations naturelles (incendies, épidémies d'insectes, castors et chablis) sont capables d'affecter la structure et fonction de nos écosystèmes forestiers et elles sont en interaction constante à multiples échelles spatio-temporelles (Caron et al., 2023; Debaly et al., 2022; Feldman et al., 2020; Kwon et al., 2021; Labrecque-Foy et al., 2020; Labrecque-Foy & Montoro Girona, 2023; Lavoie et al., 2019; Navarro et al., 2018). Notre projet a aidé à mieux comprendre une perturbation moins étudiée, les chablis. Nos résultats mettent également en évidence la complexité du chablis comme phénomène écologique, étant donné l'importance des paramètres climatiques, géographiques mais aussi des caractéristiques des peuplements forestiers riverains dans les analyses de risques. L'exposition éolienne fut le critère principal pour expliquer le taux de chablis dans notre étude, ce qui est en accord avec la littérature actuelle (Anyomi et al., 2017; Klimánek et al., 2012; Krejci et al., 2018; Mitchell & Ruel, 2015; Scott & Mitchell, 2005). L'élévation, la dimension du bloc de coupe et la répartition des coupes sur le territoire sont donc des paramètres cruciaux à considérer dans l'aménagement du paysage forestier (Mitchell & Ruel, 2015; Ruel & Domier,

2002; Ulanova, 2000). Les peuplements forestiers sur esker sont des environnements particulièrement sensibles aux chablis, étant donné leur élévation naturelle ainsi que leur composition de pin gris moins dense. Néanmoins, les peuplements en milieu argileux sont également à surveiller, car ceux-ci sont aussi affectés par le chablis, tout en étant des milieux vulnérables à l'orniérage et au lessivage (Genries et al., 2012; Harper et al., 2003). De plus, les résultats de ce projet montrent que la dimension des environnements hydriques sont des facteurs clés sur le taux de chablis, ce qui était encore méconnu.

Notre étude a également permis de démontrer la relation entre le taux de chablis et la qualité de l'eau dans les environnements aquatiques boréaux. Nos résultats dévoilent qu'une augmentation de la présence de chablis cause une diminution de la qualité de l'eau dans le temps. Les sites d'esker sont particulièrement sensibles aux effets du chablis. Ces sites ont des taux de chablis naturellement plus élevés, mais ont également une faible capacité de rétention en eau et en sédiments, ce qui augmente les effets des chablis sur la qualité de l'eau (Ala-aho et al., 2013; Nadeau et al., 2015). Ce résultat en est d'une grande importance, puisque ces sites ont une eau de grande qualité, ce qui est une richesse collective pour le Québec (Hasan et al., 2023).

Notre approche de recherche innovante, intégrant deux types de milieu hydrique (rivières et lacs) et deux types de substrat (esker et argile), a permis de mettre en lumière l'effet du chablis sur la qualité de l'eau et l'interaction coupe forestière et substrat. En effet, l'esker est un environnement xérique et pauvre en nutriments, à l'inverse des environnements argileux qui sont très humides et riches (Genries et al., 2012; Hasan et al., 2023; Romero et al., 2011). Ces résultats ont permis de surligner des relations différentes avec le chablis, ce qui est une nouvelle information. Cette approche considérant un large spectre de substrats et des peuplements forestiers permet également une meilleure reproductibilité et application des résultats dans le futur, car nos résultats représentent une diversité de conditions présentes au Québec. De surcroît, notre méthode a également permis de trouver des effets à moyen-terme (10-20 ans) de la récolte forestière sur le taux de chablis, mais aussi sur la relation entre le chablis et la qualité de l'eau. En effet, notre étude est la première au Québec

à démontrer l'effet du chablis sur la qualité de l'eau et cela, dans les deux types de substrats différents. Ceci prouve le besoin de remise en question de la dimension (actuellement unique) de la bande riveraine au Québec, pour une protection pérenne de la ressource hydrique sensible.

Limitations de l'étude et perspectives. Cette étude avait pour objectif d'analyser l'effet des chablis dans la bande riveraine sur la qualité de l'eau dans les écosystèmes d'eau douce boréaux. Les résultats de cette recherche pourront donc servir de références pour l'utilisation actuelle de la bande riveraine, mais ne peuvent pas être utilisés pour déterminer une dimension adéquate pour assurer un effet de protection dans la bande riveraine. Une étude analysant différentes largeurs de manière indépendante serait donc importante, pour s'assurer que nos résultats correspondent à la réalité et ne sont pas biaisés par notre méthode.

Dans le futur, il serait important de réaliser un projet d'étude sur différentes dimensions de bandes riveraines sur le territoire québécois, pour trouver une ou des dimensions adéquates pour la protection de l'eau en milieu boréale. De plus, il serait pertinent d'effectuer une étude similaire à la nôtre dans le sud du Québec, car l'utilisation actuelle de la bande riveraine est appliquée partout au Québec, et non seulement en milieu boréale. Nous avons analysé des peuplements d'épinettes noires et de pin gris (les plus récoltés), mais il serait important de faire un exercice similaire dans d'autres peuplements forestiers, tels que le sapin baumier, le peuplier faux-trembles et le bouleau jaune et blanc. De plus, des peuplements forestiers récoltés durant différentes années (entre 10-20 ans) ont été utilisés durant cette études, ce qui peut modifier les résultats obtenus. On ne retrouve pas de suivis de ces peuplements dans le temps aussi, ce qui aurait pu être intéressant pour l'interprétation du taux de chablis dans le temps. Ceci s'explique par une contrainte de temps, de ressource et d'accès au territoire

Finalement, comme mentionné précédemment, aucune coupe partielle n'a été analysée dans notre étude malgré le fait que celle-ci fait partie des travaux sylvicoles applicables dans la bande riveraine au Québec. Il serait donc intéressant de faire une étude particulière sur ce sujet, afin d'analyser les interactions possibles entre la coupe partielle dans le milieu riverain et le taux de chablis.



Figure 11
Lac de kettle dans l'esker de Saint-Mathieu-de-Berry, juin 2021
Source : Michel Guimond

Implications pour l'aménagement forestier durable. L'aménagement forestier du biome boréal a des grands défis dans l'avenir (Achim et al., 2022; D'Amato et al., 2023; Martin et al., 2022; Raymond et al., 2023). Dans le contexte actuel de la forêt boréale canadienne, où les exploitations sylvicoles sont intensifiées, de bonnes pratiques forestières sont indispensables pour réduire les impacts anthropiques sur les écosystèmes d'eau douce (Grosbois et al., 2023; Heathcote, 2009). Le Canada a une grande richesse hydrique et forestière, avec près de 30% de la forêt boréale mondiale (Gauthier et al., 2015), il est de notre responsabilité d'aménager de façon durable cette ressource pour les générations futures à l'échelle mondiale

(Grosbois et al., 2023; Gundersen et al., 2010; Kuglerová et al., 2014; Ledesma et al., 2018). De plus, près de 94% de la forêt canadienne est en territoire public, donc aménagée et soumise à la législation actuelle pour le bien public (Canadian council of forest ministers, 2023; Lee & Barker, 2005).

La bande riveraine étant l'outil principal de protection de la ressource hydrique, il est alors primordial de mieux comprendre cet outil pour permettre son utilisation adéquate dans le futur. Les aménagements forestiers, tels que la bande riveraine, sont plus efficaces lorsqu'ils sont adaptés aux facteurs locaux (Gauthier et al., 2023; Maher Hasselquist et al., 2021). Ceci comprend l'intensité et superficie de la récolte forestière, mais également le type de végétation, de substrat, la topographie et les conditions climatiques (Kuglerová et al., 2014; Mayer et al., 2023; Mitchell & Ruel, 2015; Ruel & Gardiner, 2019). Malgré cela, les prescriptions sylvicoles dans l'est canadien sont souvent génériques, ce qui mène à des résultats moins efficaces et des effets à long terme dans l'environnement.

En effet, adapter la dimension de la bande riveraine à chaque type de forêt a été suggérée comme étant une approche prometteuse en termes d'efficacité pour protéger la biodiversité riveraine et les écosystèmes aquatiques (Kuglerová et al., 2014; Maher Hasselquist et al., 2021; Mykrä et al., 2023). Ceci est principalement causé par le fait que les peuplements forestiers riverains ne sont pas tous similaires et peuvent avoir des structures très complexes (Grosbois et al., 2023; Meigs et al., 2017; Raymond et al., 2023). Par conséquent, les conditions importantes à conserver, telle la présence de bois mort, la quantité de nutriments, l'humidité et la stabilité du sol, ne sont pas réparties de manière uniforme dans les peuplements sur le territoire (Kuglerová et al., 2020; Lee et al., 2004; Mykrä et al., 2023; Nilsson, 2021). Ainsi, une dimension variable de la bande riveraine pourrait intégrer ces caractères importants, en fonction de leur distance vis-à-vis le milieu hydrique aménagé. Pour identifier les zones prioritaires à élargir d'un point de vue écologique, il est important de déterminer l'écoulement potentiel du milieu hydrique et humide en question, mais également les milieux d'échanges et de décharge entre le milieu terrestre et aquatique (Kuglerová et al., 2014; Leach et al., 2017; Maher Hasselquist et al., 2021). Ceci est réalisable sur

le territoire québécois, car on retrouve une cartographie d'élévation lidar ainsi qu'une cartographie d'écoulement potentiel précise sur la plupart du territoire québécois méridional (sud du 52^e parallèle) (Ministère des Ressources Naturelles et Forêts, 2020). De plus, cette flexibilité spatiale n'a pas besoin d'être de grande envergure, car des études démontrent qu'une variabilité de quelques mètres à une dizaine dans la bande riveraine est efficace pour garder les fonctions écologiques de l'écosystème riverain (Gundersen et al., 2010; Ledesma et al., 2018). Le Québec pourrait suivre l'exemple de plusieurs autres provinces et pays nordiques appliquant une bande riveraine variable en fonction des besoins, comme le Nouveau-Brunswick et la Colombie-Britannique au Canada (Bahuguna et al., 2012; Erdozain et al., 2022), mais également la Suède, Finlande et la Norvège en Europe (Jönsson et al., 2007; Kuglerová et al., 2020). Une dimension variable de la bande riveraine permettrait de mieux protéger les espèces fauniques également, des espèces qui sont souvent ignorées dans la prise de décision. En effet, la dimension des bandes riveraines sur le territoire canadien a tendance à être inférieure aux recommandations de protection pour les communautés fauniques terrestres et semi-terrestres selon Lee & Barker (2005). Ceci s'explique par le fait que la réglementation canadienne actuelle se concentre sur la protection de la qualité de l'eau et des communautés de poissons, ce qui néglige les besoins des communautés terrestres (Bouchard et al., 2022; Crawford et al., 2014; Heathcote, 2009).

Nos résultats de recherche vont dans le même sens et démontrent que l'utilisation et la dimension actuelle de la bande riveraine (20 m) ne sont pas adéquates pour la protection des écosystèmes d'eau douce du Québec. Notre étude illustre des effets à long terme de la récolte forestière et du chablis sur les milieux hydriques, des paramètres qui n'ont pas été prise en compte lors de la mise en place de la bande riveraine (Seto et al., 2005; Tremblay et al., 2008). À la lumière de cette nouvelle information, nous recommandons une remise en question de la bande riveraine actuelle, particulièrement dans les zones sensibles aux chablis (Gundersen et al., 2010; Ledesma et al., 2018; Maher Hasselquist et al., 2021). Ceci pourrait se traduire par une présélection de bandes riveraines à élargir lors de la planification forestière,

en fonction du type de peuplement forestier, du substrat et de leur sensibilité respective aux chablis (Anyomi et al., 2017; Mitchell & Ruel, 2015). Des exemples d'environnements à prioriser pour cet élargissement seraient, les peuplements de pin gris sur substrat argileux, les peuplements d'épinettes noires, les environnements d'esker et près de lacs et rivières de petite superficie. Une meilleure intégration des caractéristiques des milieux hydriques dans l'aménagement forestier est effectivement nécessaire, car leur taille et présence modifie le taux de chablis dans le temps (Nilsson, 2021). Par conséquent, une diminution de l'intensité de récolte près de ruisseaux et petites rivières ou une augmentation de la dimension de la bande riveraine serait nécessaire

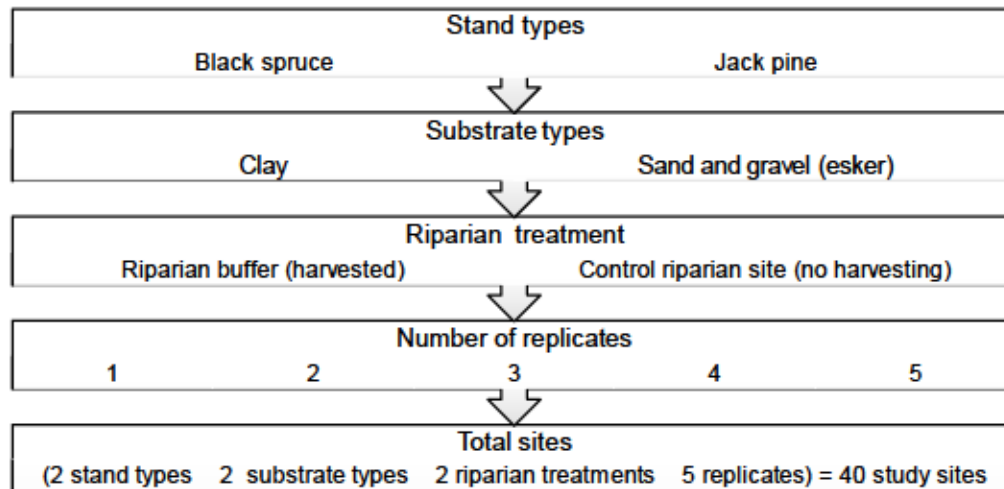
Les eskers sont des environnements qu'il faut continuer d'étudier puisqu'ils sont encore méconnus dans la littérature. Hasan et al., (2023) ont démontré que plusieurs espèces se retrouvent uniquement dans les environnements d'esker, ce qui confirme le caractère singulier des lacs d'esker. De plus, nos résultats dévoilent que ce sont des milieux à risque pour le chablis et que les effets de ceux-ci sont plus prononcés sur la qualité de l'eau. En effet, les lacs d'esker sont des milieux ayant peu de connexion avec leur bassin versant, car ils sont alimentés par de l'eau souterraine (Ala-aho et al., 2013; Hasan et al., 2023; Nadeau et al., 2015). Par conséquent, une modification dans le milieu riverain d'esker cause de plus grands effets, car ces lacs ne sont pas adaptés pour recevoir des apports allochtones importants (Ala-aho et al., 2013). De surcroît, ces sites sont réputés pour la qualité de leur eau et sont utilisés pour la consommation humaine dans des larges communautés nordiques au Canada (Girona et al., 2023), il est donc essentiel de les protéger et aménager de façon durable. Les eskers sont aussi grandement utilisés pour d'autres ressources, car ils sont une bonne source de gravier pour la construction et leur sol xérique produit une bonne qualité de tiges (croissance lente favorisant une bonne densité du bois) pour la récolte forestière. Cette pression anthropique supplémentaire crée un stress sur ce milieu sensible et unique, et l'implantation d'un plan d'aménagement multi-ressources serait nécessaire (Crawford et al., 2014; Maher Hasselquist et al., 2021; Meigs et al., 2017). Ce type de plan devrait inclure les besoins de l'industrie forestière, mais

également les besoins sociaux, culturels et écologiques des environnements des eskers.

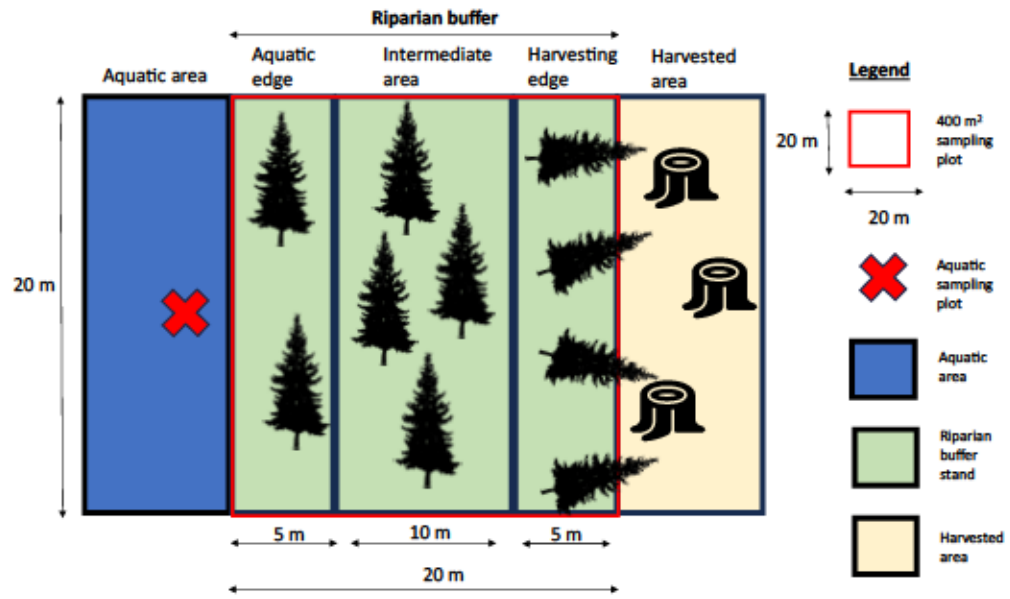
Finalement, l'aménagement forestier durable devrait prendre en considération l'intensité et la position de la récolte dans le paysage forestier (Meigs et al., 2017). L'utilisation principale de la CPRS dans la forêt boréale augmente l'impact et la durée des effets négatifs de la récolte forestière sur les écosystèmes d'eau douce boréaux (Fourrier et al., 2013; Tremblay et al., 2008; Zwolak, 2009). Pour répondre à ce besoin, nous recommandons l'utilisation et la mise en place des coupes partielles à plus grande échelle dans le nord du Québec. La coupe partielle permet de faire la promotion d'une hétérogénéité fonctionnelle (classes d'âge, composition, régénération, mortalité) ressemblant aux conditions naturelles (Bose et al., 2023; Montoro Girona et al., 2017; Moussaoui et al., 2020). Cependant, il est important de garder un substrat riverain non-perturbé, car ce critère est primordial pour la rétention en nutriment, sédiments et en eau avant le milieu aquatique (Hazlett et al., 2007; Iltsev et al., 2020; Leung et al., 2015). Pour réduire ces effets négatifs, il serait important de favoriser la récolte hivernale qui diminue grandement les effets sur le sol (Bock & Van Rees, 2002; Kuglerová et al., 2014; Wei et al., 2022). La bande riveraine sert actuellement de support à la connectivité forestière, en créant des corridors de déplacements fauniques entre les peuplements forestiers non-récoltés. La coupe partielle pourrait augmenter les bénéfices de cet outil, en réduisant la superficie en coupe totale régionale, permettant de créer une mosaïque forestière plus hétérogène, utilisable par la grande faune (Bose et al., 2023; Grosbois et al., 2023; Zwolak, 2009). La coupe partielle favorise la croissance et la régénération des peuplements forestiers, mais réduit également le taux de chablis après récolte comparativement à la coupe totale (Montoro Girona et al., 2019; Ruel & Gardiner, 2019). Ceci serait utile spécifiquement dans les peuplements d'eskers qui sont particulièrement sensibles aux chablis et aux effets de la récolte dans les milieux hydriques. En effet, notre étude démontre une relation directe entre le chablis et la qualité de l'eau, donc un outil connu diminuant sa présence serait un gain pour la protection de la qualité de l'eau. Un exemple concret de ce type d'aménagement se retrouve dans l'état de New York, aux

États-Unis. Une étude analysant les effets d'une coupe partielle, sur un territoire historiquement récolté par coupe totale, a démontré que les conditions physico-chimiques du ruisseau adjacent sont retournées à des valeurs de référence seulement un an après récolte (Wang et al., 2006). En effet, l'écoulement superficiel ne fut pas modifié comparativement à d'autres ruisseaux voisins, ce qui diminue l'apport en sédiments et le lessivage dans l'environnement hydrique. La coupe partielle est donc une des solutions innovantes et intéressantes pour l'aménagement forestier écosystémique au Québec.

Cette étude est une première étape, mais il reste encore du travail à faire pour développer des bandes riveraines adaptées aux différentes conditions des peuplements forestiers sur le territoire québécois (Achim et al., 2022; D'Amato et al., 2023). Par exemple, les peuplements d'eskers sont encore fortement exploités, malgré que leur écologie, structure et interactions avec les milieux hydriques sont encore inconnus. Ce projet démontre les interactions négatives entre le chablis et la qualité de l'eau dans cet environnement, mais d'autres projets de recherche sont nécessaires pour conserver les caractéristiques de ces milieux sensibles dans le temps. Avec l'arrivée des changements climatiques, il est d'autant plus important d'aménager notre forêt pour conserver sa résilience et protéger notre ressource hydrique pour les générations futures (Grosbois et al., 2023). Les aménagistes et la communauté scientifique ont donc encore du pain sur la planche, pour permettre d'observer, d'anticiper et d'adapter notre sylviculture pour le bien du public.

ANNEXE A - EXPERIMENTAL DESIGN

ANNEXE B - SAMPLING DESIGN



ANNEXE C - WATER QUALITY EQUATION AND TERMS

Equation's term	Meaning	Calculation
WQI	Water quality index	$WQI = \frac{\sum QiWi}{\sum Wi}$
Qi	Quality rating index	$100(Vi - Vo / Si - Vo)$
Wi	Weighted index	K/Si
K	Constant	$1/\sum(1/Si)$
Vi	Value measured on site	–
Vo	Reference value in pure water*	–
Si	Reference value in the environment	–

* Reference value is set as zero, except for pH (value of 7) and dissolved oxygen (value of 14.6 mg/L)

ANNEXE D - WATER QUALITY: ANALYZED PARAMETERS

Measure	Unit
Hydrogen potential (pH)	–
Temperature	degree
Dissolved oxygen (concentration and saturation)	mg/L and %
Conductivity	µS/cm
Water transparency	m
Water color	–
Phosphor concentration	µg/L
Nitrogen concentration	mg/L
Organic particulate concentration	mg/L
Inorganic particulate concentration	mg/L
Organic dissolved carbon concentration	mg/L
Inorganic dissolved carbon concentration	mg/L

APPENDICE A - AFFICHE DU PROJET DE MAÎTRISE : BANDE RIVERAINE : 20M DE PROTECTION? (MICHEL GUIMOND, MIGUEL MONTORO GIRONA, GUILLAUME GROSBOS ET KAYSANDRA WALDRON) PRÉSENTÉ AU COLLOQUE DE LA CHAIRE D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DURABLE (AFD) EN 2022

Bande riveraine: 20m de protection?

Michel Guimond¹, Miguel Montoro Girona¹, Kaysandra Waldron² et Guillaume Grosbois¹

Courtial: guim34@uqat.ca

Problématique

- Les coupes forestières ont des impacts sur les milieux aquatiques.
- La bande riveraine de 20m (Ar 279483) est utilisée pour réduire ces impacts.
- Questionnement sur son efficacité réelle?

Objectifs

Évaluer la **stabilité** des bandes riveraines en forêt boréale ainsi que leur rôle de **connectivité** pour la faune et, finalement, de protection des écosystèmes aquatiques 15-20 ans après coupe dans des peuplements d'épinette noire (*Picea mariana*) et de pin gris (*Pinus banksiana*).

Matériel et méthode

Design expérimental

Total: 52 sites

Localisation de la zone d'étude

✓ 2 types de peuplements (Épinette noire, Pin gris)
 ✓ 2 types de substrats (sabie, argile)
 ✓ 48 bandes riveraines de 20 m
 ✓ 12 bandes plus larges (20-40 m, 40-60 m, 60 m)

Forestier

Peuplements et substrats

- Dé-p
- Position
- Âge
- Épaisseur
- Code d'abat
- Hauteur

Régénérations

- Profondeur
- Perturbation
- Couverture végétale
- Classe de hauteur
- Lumière
- Incendie

Fauniste

Communautés

- Diversité
- Densité
- Nb d'observations

Variables mesurées

Aquatique

Cours d'eau et lacs

- Carbone dissous
- pH
- Température
- Oxygène dissous
- Conductivité
- Azote
- Phosphore

Plan d'échantillonnage forestier

- Bande riveraine divisée selon un gradient spatial
- Placette principale de 400 m² (20x20 m)
- 5 micro-placettes de 4 m²

Résultats attendus

- ↑ de mortalité chez l'épinette noire, car niveau racinaire plus superficiel
- ↑ de mortalité sur l'argile, car substrat effiant moins de support pour les racines

Scam me!

Re

APPENDICE B - AFFICHE DU PROJET DE MAÎTRISE : BANDE RIVERAINE : 20M DE PROTECTION? (MICHEL GUIMOND, MIGUEL MONTORO GIRONA, GUILLAUME GROSBOIS ET KAYSANDRA WALDRON) PRÉSENTÉ AU COLLOQUE DU GROUPE DE RECHERCHE EN ÉCOLOGIE DE LA MRC ABITIBI (GREMA) EN 2022

Bande riveraine: 20m de protection?
 Michel Guimond¹, Miguel Montoro Girona¹, Kaysandra Waldron² et Guillaume Grosbois¹

Problématique

- La bande riveraine est utilisée pour réduire les effets négatifs de la récolte
- On retrouve beaucoup de chablis post-récolte dans la bande riveraine
- Questionnement sur son efficacité réelle?

Objectifs

- Évaluer les causes et les taux de chablis dans la bande riveraine
- Évaluer la qualité de l'eau dans les milieux aquatiques
- Évaluer les interactions entre les chablis et la qualité de l'eau

Matériel et méthode

Dispositif expérimental

Site 1	Site 2	Site 3	Site 4
Forêt primaire	Forêt secondaire	Forêt mixte	Forêt à feuilles
Forêt à feuilles	Forêt mixte	Forêt à feuilles	Forêt à feuilles
Forêt à feuilles	Forêt mixte	Forêt à feuilles	Forêt à feuilles
Forêt à feuilles	Forêt mixte	Forêt à feuilles	Forêt à feuilles

Schéma d'échantillonnage

Terrain et laboratoire

Forestier

- Peuplements
- DHP
- Position
- Âge
- Blessure
- Code d'état
- Hauteur
- Chablis + débris ligneux

Aquatique

Cours d'eau et lacs

- COD/CID
- Seston
- pH
- Température
- Oxygène dissous
- Conductivité
- Azote + phosphore
- CHLA

Résultats attendus

- Plus de mortalité chez EPN vs PIG
- Plus de mortalité sur l'argile vs ecker
- Diminution de la qualité de l'eau avec les chablis

Total: 40 sites

Localisation de la zone d'étude

Partenariats: GREMA, UQAT, Smart Forests Canada, MRC Abitibi, Landrienne, Greenfirst, Cef, Québec.

Références: Montoro-Girona, M., Guimond, M., Waldron, K. & Grosbois, G. (2022). Evaluating the Effectiveness of Riparian Buffer Strips in Reducing Post-Harvest Logging Residues in Aquatic Ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 492, 1195-1208. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119508>.
 Acton, A. et al. (2019). The Impact of Logging Residues on Aquatic Invertebrates. *Forest Ecology and Management*, 433, 119-128. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.021>

**APPENDICE C- REPRÉSENTATION ÉTUDIANTE POUR L'INSTITUT DE
RECHERCHE SUR LES FORÊTS (IRF) AU SALON DE LA FORÊT À
L'UNIVERSITÉ LAVAL EN 2022**



**APPENDICE D- EXCAVATION RACINAIRE POUR UN PROJET DE RECHERCHE
DE L'UQAT 2022**



**APPENDICE E- PROJET RÉÉCRIRE LA FORÊT BORÉALE, PARTENARIAT
LITTÉRAIRE ENTRE L'UQAT ET L'UQAM, SOIRÉE DE LECTURE À ROUYN-
NORANDA, NOVEMBRE 2022**



APPENDICE F- MODÉRATION ET PARTICIPATION ÉTUDIANTE AU RENDEZ-VOUS DE LA BIODIVERSITÉ EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE EN 2023



APPENDICE G - PRIX POUR LA 2^E PRÉSENTATION LONGUE (PRÉSENTATION ORALE) AU COLLOQUE DU CENTRE D'ÉTUDE DE LA FORÊT (CEF) EN 2023



**APPENDICE H - PRIX POUR LA MEILLEURE QUESTION AU COLLOQUE DE LA
CHAIRE D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DURABLE (AFD) EN 2023**



**APPENDICE I - PROJET DE RECHERCHE SUR LE RÉGIME DU FEU DANS LE
NORD-DU-QUÉBEC, EN PARTENARIAT AVEC LA DRF, CANIAPISCAU 2023**



APPENDICE J - ARTICLE VULGARISÉ (MICHEL GUIMOND, MIGUEL MONTORO GIRONA, GUILLAUME GROSOIS ET KAYSANDRA WALDON) PARUE DANS LA REVUE *COUVERT BORÉALE* DURANT L'ÉTÉ 2023



Photo: Michel Guimond

LA BANDE RIVERAINE, L'ÉPONGE DE LA FORÊT!



Michel Guimond, *Maîtrise en écologie et aménagement des écosystèmes forestiers*
 Direction : Miguel Montoro Girona, Kaysandra Waldron et Guillaume Grosbois

En observant le Québec à vol d'oiseau, on remarque que la forêt et l'eau sont des ressources naturelles omniprésentes sur le territoire. En Abitibi seulement, ma région actuelle, on trouve plus de 20 000 lacs, et 80 % du territoire est recouvert par la forêt!

En revanche, on peut voir également que la forêt est parsemée de trous, des coupes forestières sillonnant la province. Ces trouées contournent systématiquement les milieux aquatiques, cependant elles laissent des forêts étroites de 20 m sur leur passage.

Ces petites zones entourant les rivières, lacs et marais s'appellent des bandes riveraines et servent de milieux tampons entre l'eau et la coupe forestière. La bande riveraine est le sujet de mes recherches, car en dépit de son utilisation partout au Québec, aucune étude n'a encore été réalisée pour vérifier l'efficacité et la longévité de cette méthode de protection.

Les coupes forestières ont des impacts majeurs sur le fonctionnement et la santé des écosystèmes aquatiques. En effet, l'utilisation de la machinerie forestière lourde compacte le sol et crée des nids de poule bien plus grands que ceux rencontrés dans la ville de Montréal! Cette compaction de la terre empêche l'eau de s'infiltrer dans le sol après la pluie et la force à s'écouler sur le dessus. L'eau ramasse alors tout sur son passage (ex. : branches, feuilles, roches, terre et autres) et déverse ce cocktail brun dans le cours d'eau le plus proche, polluant l'environnement aquatique. La bande riveraine sert alors d'éponge permettant d'absorber le passage de l'eau avant son arrivée dans les milieux aquatiques.

Malgré ses effets positifs importants, tout n'est pas parfait dans la bande riveraine. En effet, la coupe forestière affecte aussi les arbres encore présents, car ceux-ci ont perdu tous leurs voisins les entourant. Ils se retrouvent donc seuls dans un grand espace ouvert, ce qui rend le milieu beaucoup plus venteux. Cette nouvelle présence du vent cause des chablis, le renversement des arbres par le vent. Les chablis causent la mortalité d'environ un tiers des arbres dans ces bandes, un phénomène non négligeable. La bande riveraine étant perturbée, on peut donc se demander si celle-ci effectue son travail de protection de l'eau de manière efficace!

Mon projet de recherche vise à répondre à cette question en analysant les chablis dans les bandes riveraines en forêt boréale et leur effet de protection des écosystèmes aquatiques entre 15 à 20 ans après une coupe dans des peuplements d'épinettes noires et de pins gris en Abitibi-Témiscamingue. Mon approche méthodologique inclut plusieurs

inventaires forestiers et aquatiques et, finalement, une caractérisation des chablis sur les sites. Nos résultats actuels démontrent une diminution de la qualité de l'eau avec la présence de récolte forestière. Notre éponge riveraine n'est donc pas capable de retenir et de diminuer tous les effets négatifs de la coupe forestière, et cela, malgré l'aide du passage du temps et de la régénération de la forêt. On remarque également qu'une plus grande présence de chablis diminue d'autant la qualité de l'eau. Ceci renforce, encore une fois, l'importance des interactions entre la forêt et l'eau. Selon mes résultats, les chablis seraient principalement causés par la présence de pentes fortes, de grandes ouvertures dans le milieu forestier et aquatique et, bien sûr, de coupes forestières.

Ces nouvelles connaissances permettront de revisiter et d'adapter la bande riveraine comme outil sylvicole. L'objectif est de fournir des recommandations pour diminuer la présence de chablis dans le futur. Ceci permettra de mieux intégrer les milieux hydriques dans l'aménagement forestier, contribuant ainsi à une protection efficace de ces milieux sur le long terme. ■



Photo: Michel Guimond

Chaire 
 en aménagement
 forestier durable

UQAT
 INSTITUT DE RECHERCHE
 SUR LES FORÊTS

LISTE DE RÉFÉRENCES

- Aakala, T., Kuuluvainen, T., Wallenius, T., & Kauhanen, H. (2011). Tree mortality episodes in the intact *Picea abies*-dominated taiga in the Arkhangelsk region of northern European Russia. *Journal of Vegetation Science*, 22(2), 322–333. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01253.x>
- Aakala, T., Remy, C. C., Arseneault, D., Morin, H., Girardin, M. P., Gennaretti, F., Navarro, L., Kuosmanen, N., Ali, A. A., Boucher, É., Stivrins, N., Seppä, H., Bergeron, Y., & Girona, M. M. (2023). Millennial-Scale Disturbance History of the Boreal Zone. In M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier, & Y. Bergeron (Eds.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management* (pp. 53–87). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_2
- Achim, A., Moreau, G., Coops, N. C., Axelson, J. N., Barrette, J., Bédard, S., Byrne, K. E., Caspersen, J., Dick, A. R., D'Orangeville, L., Drolet, G., Eskelson, B. N. I., Filipescu, C. N., Flamand-Hubert, M., Goodbody, T. R. H., Griess, V. C., Hagerman, S. M., Keys, K., Lafleur, B., ... White, J. C. (2022). The changing culture of silviculture. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 95(2), 143–152. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpab047>
- Ala-aho, P., Rossi, P. M., & Kløve, B. (2013). Interaction of esker groundwater with headwater lakes and streams. *Journal of Hydrology*, 500, 144–156. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.07.014>
- Albrecht, A., Hanewinkel, M., Bauhus, J., & Kohnle, U. (2012). How does silviculture affect storm damage in forests of south-western Germany? Results from empirical modeling based on long-term observations. *European Journal of Forest Research*, 131(1), 229–247. <https://doi.org/10.1007/s10342-010-0432-x>
- Ameray, A., Bergeron, Y., Valeria, O., Montoro Girona, M., & Cavard, X. (2021). Forest Carbon Management: a Review of Silvicultural Practices and Management Strategies Across Boreal, Temperate and Tropical Forests. *Current Forestry Reports*, 7(4), 245–266. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00151-w>
- Ameray, A., Cavard, X., Cyr, D., Valeria, O., Girona, M. M., & Bergeron, Y. (2024). One century of carbon dynamics in the eastern Canadian boreal forest under various management strategies and climate change projections. *Ecological Modelling*, 498, 110894. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2024.110894>
- Anyomi, K. A., Mitchell, S. J., Perera, A. H., & Ruel, J. C. (2017). Windthrow dynamics in Boreal Ontario: A simulation of the vulnerability of several stand types across a range of wind speeds. *Forests*, 8(7). <https://doi.org/10.3390/f8070233>

- Bahuguna, D., Mitchell, S. J., & Miquelajauregui, Y. (2010). Windthrow and recruitment of large woody debris in riparian stands. *Forest Ecology and Management*, 259(10), 2048–2055. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.015>
- Bahuguna, D., Mitchell, S. J., & Nishio, G. R. (2012). Post-harvest windthrow and recruitment of large woody debris in riparian buffers on Vancouver Island. *European Journal of Forest Research*, 131(1), 249–260. <https://doi.org/10.1007/s10342-011-0485-5>
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R. H. B., Singmann, H., & Singmann, H. (2014). *Package lme4. R Foundation for Statistical Computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i01j>
- Becu, M. H. J., Michalski, T. A., & Richardson, J. S. (2023). Forest harvesting impacts on small, temperate zone lakes: a review. *Environmental Reviews*, 31(3), 376–402. <https://doi.org/10.1139/er-2022-0098>
- Beese, W. J. (2001). Windthrow monitoring of alternative silvicultural systems in montane coastal forests. *Proceedings of the Windthrow Researchers Workshop*, 2–11. <https://www.researchgate.net>
- Béland, M., Bergeron, Y., & Zarnovican, R. (1999). Natural regeneration of jack pine following harvesting and site preparation in the Clay Belt of northwestern Quebec. *The Forestry Chronicle*, 75(5), 821–831. <https://doi.org/10.5558/tfc75821-5>
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Flannigan, M., & Kafka, V. (2004). Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. In *Ecology* (Vol. 85, Issue 7). <https://doi.org/10.1890/02-0716>
- Bergeron, Y., Irulappa Pillai Vijayakumar, D. B., Ouzennou, H., Raulier, F., Leduc, A., & Gauthier, S. (2017). Projections of future forest age class structure under the influence of fire and harvesting: implications for forest management in the boreal forest of eastern Canada. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 90(4), 485–495. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpx022>
- Bock, M. D., & Van Rees, K. C. J. (2002). Forest harvesting impacts on soil properties and vegetation communities in the Northwest Territories. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(4), 713–724. <https://doi.org/10.1139/x02-014>
- Bose, A. K., Alcalá-Pajares, M., Kern, C. C., Montoro-Girona, M., & Thiffault, N. (2023). Complex regeneration responses of eight tree species to partial harvest in mixedwood forests of northeastern North America. *Forest Ecology and Management*, 529, 120672. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120672>
- Bouchard, C., Lord, É., Tessier, N., & Lapointe, F.-J. (2022). Applying novel connectivity networks to wood turtle populations to provide comprehensive

- conservation management strategies for species at risk. *PLOS ONE*, 17(8), e0271797-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0271797>
- Bouchard, M., & Pothier, D. (2011). Long-term influence of fire and harvesting on boreal forest age structure and forest composition in eastern Québec. *Forest Ecology and Management*, 261(4), 811–820. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.11.020>
- Boucher, D., De Grandpré, L., Kneeshaw, D., St-Onge, B., Ruel, J.-C., Waldron, K., & Lussier, J.-M. (2015). Effects of 80 years of forest management on landscape structure and pattern in the eastern Canadian boreal forest. *Landscape Ecology*, 30, 1913–1929. <https://doi.org/10.1007/s10980-015-0220-6>
- Bradshaw, F. J. (1992). Quantifying edge effect and patch size for multiple-use silviculture — a discussion paper. *Forest Ecology and Management*, 48(3), 249–264. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0378-1127\(92\)90148-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/0378-1127(92)90148-3)
- Braithwaite, N. T., & Mallik, A. U. (2012). Edge effects of wildfire and riparian buffers along boreal forest streams. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 192–201. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02076.x>
- Brandt, J. P. (2009). The extent of the North American boreal zone. *Environmental Reviews*, 17(NA), 101–161. <https://doi.org/10.1139/A09-004>
- Brett, M. T., M. J. K. S. J. T. and H. S. (2009). Phytoplankton, not allochthonous carbon, sustains herbivorous zooplankton production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* <https://doi.org/10.1073/pnas.0904129106>
- Canadian council of forest ministers. (2023). *Forest area harvested on private and Crown lands in Canada*. National Forestry Database. <https://www.ccfm.org/>
- Caron, A.-S., Koudji, E. G., Handa, I. T., Montoro Girona, M., & Despland, E. (2023). Forest Tent Caterpillar Outbreaks Drive Change in Ant Communities in Boreal Forests. *Forests*, 14(6). <https://doi.org/10.3390/f14061147>
- Chow, L. (2012). *A literature review on riparian buffer widths for sediments, nutrients and large woody debris*. <https://dx.doi.org/10.14288/1.0075530>
- Clerici, N., & Vogt, P. (2013). Ranking European regions as providers of structural riparian corridors for conservation and management purposes. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 21(1), 477–483. <https://doi.org/10.1016/j.iaq.2012.07.001>
- Cloutier, V., Blanchette, D., Dallaire, P.-L., Nadeau, S., Rosa, E., & Roy, M. (2013). *Rapport final Projet d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines de l'Abitibi-Témiscamingue (partie 1) Déposé au Ministère du Développement*

durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs dans le cadre du Programme d'acquisition de connaissances sur les eaux souterraines du Québec Par. <http://gres.uqat.ca/>

- Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. (2004). *Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise: Résumé du rapport final*. <https://mffp.gouv.qc.ca/nos-publications/rapport-coulombe/>
- Crawford, B. A., Maerz, J. C., Nibbelink, N. P., Buhlmann, K. A., & Norton, T. M. (2014). Estimating the consequences of multiple threats and management strategies for semi-aquatic turtles. *Journal of Applied Ecology*, 51(2), 359–366. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12194>
- Cristan, R., Aust, W. M., Bolding, M. C., Barrett, S. M., Munsell, J. F., & Schilling, E. (2016). Effectiveness of forestry best management practices in the United States: Literature review. *Forest Ecology and Management*, 360, 133–151. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.10.025>
- D'Amato, A. W., Palik, B. J., Raymond, P., Puettmann, K. J., & Girona, M. M. (2023). Building a Framework for Adaptive Silviculture Under Global Change. In M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier, & Y. Bergeron (Eds.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management* (pp. 359–381). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_13
- Debaly, Z. M., Marchand, P., & Girona, M. M. (2022). Autoregressive models for time series of random sums of positive variables: Application to tree growth as a function of climate and insect outbreak. *Ecological Modelling*, 471, 110053. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110053>
- Department of natural resources, province of N.-B. (2014). *Forest Management, Manual for New-Brunswick Crown Lands: Results-Based Forestry Option*. https://www2.qnb.ca/content/dam/qnb/Departments/nr-rn/pdf/en/ForestsCrownLands/ScheduleE_FMM_En.pdf
- Díaz-Yáñez, O., Mola-Yudego, B., & González-Olabarria, J. R. (2019). Modelling damage occurrence by snow and wind in forest ecosystems. *Ecological Modelling*, 408. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2019.108741>
- Dugdale, S. J., Bergeron, N. E., & St-Hilaire, A. (2013). Temporal variability of thermal refuges and water temperature patterns in an Atlantic salmon river. *Remote Sensing of Environment*, 136, 358–373. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2013.05.018>
- Edlund, J. (2012). *Harvesting in the boreal forest on soft ground: ways to reduce ground damage*. Swedish University of Agricultural Sciences. https://pub.epsilon.slu.se/9171/23/Edlund_J_121030.pdf

- Elie, J.-G., & Ruel, J.-C. (2005). Windthrow hazard modelling in boreal forests of black spruce and jack pine. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(11), 2655–2663. <https://doi.org/10.1139/x05-189>
- Environment and Climate Change Canada. (2021). *Monthly data report: Val-d'Or station*. https://climate.weather.gc.ca/climate_data
- Environment the Fight Against Climate Change Wildlife and Parks Ministry. (2017). *Détermination des solides totaux et des solides totaux volatils : méthode gravimétrique*. <https://www.ceaeq.gouv.qc.ca/methodes/pdf/methode-analyse-115-solides-dissous-totaux-volatils.pdf>
- Erdozain, M., Kidd, K. A., Negrazis, L., Capell, S. S., Kreuzweiser, D. P., Gray, M. A., & Emilson, E. J. S. (2022). Understanding the effects of forest management on streams and rivers: A synthesis of research conducted in New Brunswick (Canada) 2014–2018. *Forestry Chronicle*, 98(1), 77–88. <https://doi.org/10.5558/tfc2022-010>
- Falťan, V., Katina, S., Minár, J., Polčák, N., Bánovský, M., Mareta, M., Zámečník, S., & Petrovič, F. (2020). Evaluation of Abiotic Controls on Windthrow Disturbance Using a Generalized Additive Model: A Case Study of the Tatra National Park, Slovakia. *Forests*, 11(12). <https://doi.org/10.3390/f11121259>
- Feldman, M. J., Girona, M. M., Grosbois, G., & Pietrek, A. G. (2020). Why Do Beavers Leave Home? Lodge Abandonment in an Invasive Population in Patagonia. *Forests*, 11(11). <https://doi.org/10.3390/f11111161>
- Foster, D. R. (1988). Species and Stand Response to Catastrophic Wind in Central New England, U.S.A. In *Source: Journal of Ecology* (Vol. 76, Issue 1). <https://doi.org/10.2307/2260458>
- Fourrier, A., Pothier, D., & Bouchard, M. (2013). A comparative study of long-term stand growth in eastern Canadian boreal forest: Fire versus clear-cut. *Forest Ecology and Management*, 310, 10–18. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.011>
- Gardiner, B., Byrne, K., Hale, S., Kamimura, K., Mitchell, S. J., Peltola, H., & Ruel, J.-C. (2008). A review of mechanistic modelling of wind damage risk to forests. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 81(3), 447–463. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpn022>
- Gardiner, B., & Quine, C. P. (2007). *Understanding how the interaction of wind and trees results in windthrow, stem breakages, and canopy gap formation*. <https://www.researchgate.net/publication/284949536>

- Gauthier, S., Bernier, P., Kuuluvainen, T., Shvidenko, A. Z., & Schepaschenko, D. G. (2015). *Boreal forest health and global change*. *Science* 349, 819–822 (2015).
<https://doi.org/10.1126/science.aaa9092>
- Gauthier, S., Kuuluvainen, T., Macdonald, S. E., Shorohova, E., Shvidenko, A., Bélisle, A.-C., Vaillancourt, M.-A., Leduc, A., Grosbois, G., Bergeron, Y., Morin, H., & Girona, M. M. (2023). Ecosystem Management of the Boreal Forest in the Era of Global Change. In M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier, & Y. Bergeron (Eds.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management* (pp. 3–49). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_1
- Gauthier, S., & Vaillancourt, M.-A. (2008). *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. Presses de l'Université du Québec, 600 p., ISBN : 978-2-7605-1525-3.
<https://books.google.ca>
- Genies, A., Drobyshev, I., & Bergeron, Y. (2012). Growth–climate response of Jack pine on clay soils in northeastern Canada. *Dendrochronologia*, 30(2), 127–136.
<https://doi.org/10.1016/j.dendro.2011.08.005>
- Georgiev, K. B., Beudert, B., Bässler, C., Feldhaar, H., Heibl, C., Karasch, P., Müller, J., Perlik, M., Weiss, I., & Thorn, S. (2021). Forest disturbance and salvage logging have neutral long-term effects on drinking water quality but alter biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 495, 119354.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119354>
- Girona, M. M., Aakala, T., Aquilué, N., Bélisle, A.-C., Chaste, E., Danneyrolles, V., Díaz-Yáñez, O., D'Orangeville, L., Grosbois, G., Hester, A., Kim, S., Kulha, N., Martin, M., Moussaoui, L., Pappas, C., Portier, J., Teitelbaum, S., Tremblay, J.-P., Svensson, J., ... Gauthier, S. (2023). Challenges for the Sustainable Management of the Boreal Forest Under Climate Change. In M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier, & Y. Bergeron (Eds.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management* (pp. 773–837). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_31
- Girona, M. M., Morin, H., Gauthier, S., & Bergeron, Y. (2023). *Boreal Forests in the Face of Climate Change*. Springer Nature.
<https://www.springer.com/gp/authors-editors/book-authors-editors/>
- Girona, M. M., Morin, H., Lussier, J. M., & Walsh, D. (2016). Radial growth response of black spruce stands ten years after experimental shelterwoods and seed-tree cuttings in boreal forest. *Forests*, 7(10). <https://doi.org/10.3390/f7100240>
- Girona, M. M., Moussaoui, L., Morin, H., Thiffault, N., Leduc, A., Raymond, P., Bosé, A., Bergeron, Y., & Lussier, J.-M. (2023). Innovative Silviculture to Achieve Sustainable Forest Management in Boreal Forests: Lessons from Two Large-Scale Experiments. In M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier, & Y. Bergeron

- (Eds.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management* (pp. 417–440). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_16
- Girona, M. M., Pajares, M. A., & Martin, M. (2023). Ecological Silvicultural Systems: Exemplary Models for Sustainable Forest Management. In *Ecological Silviculture of Black Spruce in Canadian Boreal Forests*. Wiley. https://books.google.ca/books?id=nz_ZEAAAQBAJ
- Glaz, P., Sirois, P., Archambault, P., & Nozais, C. (2014). Impact of Forest Harvesting on Trophic Structure of Eastern Canadian Boreal Shield Lakes: Insights from Stable Isotope Analyses. *PLOS ONE*, 9(4), e96143-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0096143>
- Grondin, P., Brice, M.-H., Boulanger, Y., Morneau, C., Couillard, P.-L., Richard, P. J. H., Chalumeau, A., & Poirier, V. (2023). Ecological Classification in Forest Ecosystem Management: Links Between Current Practices and Future Climate Change in a Québec Case Study. In M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier, & Y. Bergeron (Eds.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management* (pp. 219–246). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_8
- Grosbois, G., Lau, D. C. P., Berggren, M., Girona, M. M., Goedkoop, W., Messier, C., Hjältén, J., & del Giorgio, P. (2023). Land and Freshwater Complex Interactions in Boreal Forests: A Neglected Topic in Forest Management. In *Advances in Global Change Research* (Vol. 74, pp. 719–745). Springer Science and Business Media B.V. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_29
- Grosbois, G., Vachon, D., del Giorgio, P. A., & Rautio, M. (2020). Efficiency of crustacean zooplankton in transferring allochthonous carbon in a boreal lake. *Ecology*, 101(6). <https://doi.org/10.1002/ecv.3013>
- Guimond, M., Grosbois, G., Waldron, K., & Montoro Girona, M. (2024). Windthrow in riparian buffers affects the water quality of freshwater ecosystems in the eastern Canadian boreal forest. *Scientific Reports*, 14(1), 23027. <https://doi.org/10.1038/s41598-024-74013-3>
- Gundersen, P., Laurén, A., Finér, L., Ring, E., Koivusalo, H., Sætersdal, M., Weslien, J.-O., Sigurdsson, B. D., Högbom, L., Laine, J., & Hansen, K. (2010). Environmental Services Provided from Riparian Forests in the Nordic Countries. *AMBIO*, 39(8), 555–566. <https://doi.org/10.1007/s13280-010-0073-9>
- Harper, K., Boudreault, C., DeGrandpré, L., Drapeau, P., Gauthier, S., & Bergeron, Y. (2003). Structure, composition, and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario. *Environmental Reviews*, 11(S1), S79–S98. <https://doi.org/10.1139/a03-013>

- Hasan, A., Montoro Girona, M., Imbeau, L., Lento, J., Hof, A. R., & Grosbois, G. (2023). Indicator species reveal the physical and biological singularity of esker ecosystems. *Ecological Indicators*, *154*, 110612. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2023.110612>
- Hazlett, P. W., Broad, K., Gordon, A., Sibley, P., Buttle, J., & Larmer, D. (2008). The importance of catchment slope to soil water N and C concentrations in riparian zones: implications for riparian buffer width. *Canadian Journal of Forest Research*, *38*(1), 16–30. <https://doi.org/10.1139/X07-146>
- Hazlett, P. W., Gordon, A. M., Voroney, R. P., & Sibley, P. K. (2007). Impact of harvesting and logging slash on nitrogen and carbon dynamics in soils from upland spruce forests in northeastern Ontario. *Soil Biology and Biochemistry*, *39*(1), 43–57. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2006.06.008>
- Heathcote, I. W. (2009). *Integrated Watershed Management: Principles and Practice*. Wiley. https://books.google.ca/books?id=qhqe_zTE5C8C
- Hernández-Rodríguez, E., Escalera-Vázquez, L. H., García-ávila, D., Girona, M. M., & Mendoza, E. (2021). Reduced-impact logging maintain high moss diversity in temperate forests. *Forests*, *12*(4). <https://doi.org/10.3390/f12040383>
- Hof, A. R., Montoro Girona, M., Fortin, M.-J., & Tremblay, J. A. (2021). Editorial: Using Landscape Simulation Models to Help Balance Conflicting Goals in Changing Forests. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *9*. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2021.795736>
- Ilintsev, A., Bogdanov, A., Nakvasina, E., Amosova, I., Koptev, S., & Tretyakov, S. (2020). The natural recovery of disturbed soil, plant cover and trees after clear-cutting in the boreal forests, Russia. *IForest-Biogeosciences and Forestry*, *13*(6), 531. <https://doi.org/10.3832/ifor3371-013>
- Jonsson, B., & Jonsson, N. (2009). A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. In *Journal of Fish Biology* (Vol. 75, Issue 10, pp. 2381–2447). <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2009.02380.x>
- Jönsson, M. T., Fraver, S., Jonsson, B. G., Dynesius, M., Rydgård, M., & Esseen, P. A. (2007). Eighteen years of tree mortality and structural change in an experimentally fragmented Norway spruce forest. *Forest Ecology and Management*, *242*(2–3), 306–313. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2007.01.048>
- Jutras, S., Paradis-Lacombe, P., Ferland Karelle Gilbert, O., Grenier Elsa Goerig, A.-A., & É Bergeron, N. (2022). *Guide des saines pratiques pour les chemins forestiers à faible utilisation: Stratégies de gestion et de mise en application Avant-propos*. <http://mffp.gouv.qc.ca/RADF/quide/>.

- Kim, S., Axelsson, E. P., Girona, M. M., & Senior, J. K. (2021). Continuous-cover forestry maintains soil fungal communities in Norway spruce dominated boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 480, 118659. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118659>
- King, J. G. (1989). *Streamflow responses to road building and harvesting: a comparison with the equivalent clearcut area procedure* (Vol. 401). US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station. <https://books.google.ca/books>
- Klimánek, M., Kolejka, J., & Mikita, T. (2012). Usage of multidimensional statistic methods with MAXTOPEX factor for Windthrow risk assessment. In 183. *Jg* (Vol. 3, Issue 4). <https://www.researchgate.net/publication/286051066>
- Knight, K. W., Schultz, R. C., Mabry, C. M., & Isenhardt, T. M. (2010). Ability of Remnant Riparian Forests, With and Without Grass Filters, to Buffer Concentrated Surface Runoff 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 46(2), 311–322. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2010.00422.x>
- Krause, C., & Lemay, A. (2022). Root adaptations of black spruce growing in water-saturated soil. *Canadian Journal of Forest Research*, 52(5), 653–661. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2021-0310>
- Krause, C., Lemay, A., Tremblay, S., Ruel, J.-C., & Plourde, P.-Y. (2014). How does the root system inhibit windthrow in thinned black spruce sites in the boreal forest? *Trees*, 28, 1723–1735. <https://doi.org/10.1007/s00468-014-1080-4>
- Krejci, L., Kolejka, J., Vozenilek, V., & Machar, I. (2018). Application of GIS to empirical windthrow risk model in mountain forested landscapes. *Forests*, 9(2). <https://doi.org/10.3390/F9020096>
- Kučerová, A., Rektoris, L., Štechová, T., & Bastl, M. (2008). Disturbances on a wooded raised bog - How windthrow, bark beetle and fire affect vegetation and soil water quality? *Folia Geobotanica*, 43(1), 49–67. <https://doi.org/10.1007/s12224-008-9006-9>
- Kuglerová, L., Ågren, A., Jansson, R., & Laudon, H. (2014). Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 334, 74–84. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.08.033>
- Kuglerová, L., Jyväsjärvi, J., Ruffing, C., Muotka, T., Jonsson, A., Andersson, E., & Richardson, J. S. (2020). Cutting Edge: A Comparison of Contemporary Practices of Riparian Buffer Retention Around Small Streams in Canada, Finland, and Sweden. *Water Resources Research*, 56(9). <https://doi.org/10.1029/2019WR026381>

- Kuhn, M., & Johnson, K. (2013). *Applied Predictive Modeling*. Springer Nature. Springer Science+Business Media. <https://mathematics.foi.hr/Rprojekti/knjige/applied-predictive-modeling-max-kuhn-kjell-johnson.pdf>
- Kurz, W. A., Shaw, C. H., Boisvenue, C., Stinson, G., Metsaranta, J., Leckie, D., Dyk, A., Smyth, C., & Neilson, E. T. (2013). Carbon in Canada's boreal forest-A synthesis. *Environmental Reviews*, 21(4), 260–292. <https://doi.org/10.1139/er-2013-0041>
- Kwon, S., Kim, S., Kim, J., Kang, W., Park, K.-H., Kim, C.-B., & Girona, M. M. (2021). Predicting Post-Fire Tree Mortality in a Temperate Pine Forest, Korea. *Sustainability*, 13(2). <https://doi.org/10.3390/su13020569>
- Labrecque-Foy, J.-P., & Montoro Girona, M. (2023). The global potential of log-driven trees for reconstructing forest ecosystems dynamics. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 11. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2023.1232543>
- Labrecque-Foy, J.-P., Morin, H., & Girona, M. M. (2020). Dynamics of Territorial Occupation by North American Beavers in Canadian Boreal Forests: A Novel Dendroecological Approach. *Forests*, 11(2). <https://doi.org/10.3390/f11020221>
- Lavoie, J., Montoro Girona, M., & Morin, H. (2019). Vulnerability of Conifer Regeneration to Spruce Budworm Outbreaks in the Eastern Canadian Boreal Forest. *Forests*, 10(10). <https://doi.org/10.3390/f10100850>
- Lavoie, S., Ruel, J.-C., Bergeron, Y., & Harvey, B. D. (2012). Windthrow after group and dispersed tree retention in eastern Canada. *Forest Ecology and Management*, 269, 158–167. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.12.018>
- Leach, J. A., Lidberg, W., Kuglerová, L., Peralta-Tapia, A., Ågren, A., & Laudon, H. (2017). Evaluating topography-based predictions of shallow lateral groundwater discharge zones for a boreal lake-stream system. *Water Resources Research*, 53(7), 5420–5437. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/2016WR019804>
- Ledesma, J. L. J., Futter, M. N., Blackburn, M., Lidman, F., Grabs, T., Sponseller, R. A., Laudon, H., Bishop, K. H., & Köhler, S. J. (2018). Towards an Improved Conceptualization of Riparian Zones in Boreal Forest Headwaters. *Ecosystems*, 21(2), 297–315. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0149-5>
- Lee, P., & Barker, T. (2005). Impact of riparian buffer guidelines on old growth in western boreal forests of Canada. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 78(3), 263–278. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpi024>
- Lee, P., Smyth, C., & Boutin, S. (2004). Quantitative review of riparian buffer width guidelines from Canada and the United States. *Journal of Environmental*

- Management*, 70(2), 165–180.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2003.11.009>
- Lessard, F., Jutras, S., Perreault, N., & Guilbert, É. (2023). Performance of automated geoprocessing methods for culvert detection in remote Forest environments. *Canadian Water Resources Journal / Revue Canadienne Des Ressources Hydriques*, 48(3), 248–257.
<https://doi.org/10.1080/07011784.2022.2160660>
- Leung, A. K., Garg, A., & Ng, C. W. W. (2015). Effects of plant roots on soil-water retention and induced suction in vegetated soil. *Engineering Geology*, 193, 183–197. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2015.04.017>
- Luke, S. H., Luckai, N. J., Burke, J. M., & Prepas, E. E. (2007). Riparian areas in the Canadian boreal forest and linkages with water quality in streams. *Environmental Reviews*, 15(NA), 79–97. <https://doi.org/10.1139/A07-001>
- Mäenpää, H., Peura, M., Halme, P., Siitonen, J., Mönkkönen, M., & Oldén, A. (2020). Windthrow in streamside key habitats: Effects of buffer strip width and selective logging. *Forest Ecology and Management*, 475, 118405.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118405>
- Maher Hasselquist, E., Kuglerová, L., Sjögren, J., Hjältén, J., Ring, E., Sponseller, R. A., Andersson, E., Lundström, J., Mancheva, I., Nordin, A., & Laudon, H. (2021). Moving towards multi-layered, mixed-species forests in riparian buffers will enhance their long-term function in boreal landscapes. *Forest Ecology and Management*, 493, 119254.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119254>
- Martin, M., Leduc, A., Fenton, N. J., Montoro Girona, M., Bergeron, Y., & Valeria, O. (2022). Irregular forest structures originating after fire: An opportunity to promote alternatives to even-aged management in boreal forests. *Journal of Applied Ecology*, 59(7), 1792–1803. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14186>
- Mascarúa López, L. E., Harper, K. A., & Drapeau, P. (2006). Edge influence on forest structure in large forest remnants, cutblock separators, and riparian buffers in managed black spruce forests. *Écoscience*, 13(2), 226–233.
<https://doi.org/10.2980/i1195-6860-13-2-226.1>
- Mason, L. A., Riseng, C. M., Layman, A. J., & Jensen, R. (2018). Effective fetch and relative exposure index maps for the Laurentian Great Lakes. *Scientific Data*, 5(1), 180295. <https://doi.org/10.1038/sdata.2018.295>
- Mayer, M., Rusch, S., Didion, M., Baltensweiler, A., Walthert, L., Ranft, F., Rigling, A., Zimmermann, S., & Hagedorn, F. (2023). Elevation dependent response of soil organic carbon stocks to forest windthrow. *Science of The Total*

Environment, 857, 159694.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159694>

Mayer, M., Sandén, H., Rewald, B., Godbold, D. L., & Katzensteiner, K. (2017). Increase in heterotrophic soil respiration by temperature drives decline in soil organic carbon stocks after forest windthrow in a mountainous ecosystem. *Functional Ecology*, 31(5), 1163–1172.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1111/1365-2435.12805>

Mazerolle, M. J. (2023). *Model selection and multimodel inference using the AICcmodavg package*. [https://cran.r-](https://cran.r-project.org/web/packages/AICcmodavg/AICcmodavg.pdf)

[project.org/web/packages/AICcmodavg/AICcmodavg.pdf](https://cran.r-project.org/web/packages/AICcmodavg/AICcmodavg.pdf)

McEachran, Z. P., Slesak, R. A., & Karwan, D. L. (2018). From skid trails to landscapes: Vegetation is the dominant factor influencing erosion after forest harvest in a low relief glaciated landscape. *Forest Ecology and Management*, 430, 299–311. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.021>

Meigs, G. W., Morrissey, R. C., Bače, R., Chaskovskyy, O., Čada, V., Després, T., Donato, D. C., Janda, P., Lábusová, J., Seedre, M., Mikoláš, M., Nagel, T. A., Schurman, J. S., Synek, M., Teodosiu, M., Trotsiuk, V., Vítková, L., & Svoboda, M. (2017). More ways than one: Mixed-severity disturbance regimes foster structural complexity via multiple developmental pathways. *Forest Ecology and Management*, 406, 410–426. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.07.051>

Mery, Gerardo. (2010). *Forests and society : responding to global drivers of change*. International Union of Forest Research Organizations.

<https://core.ac.uk/download/pdf/48018311.pdf>

Mikita, T., Klimánek, M., & Kolečka, J. (2012). Usage of multidimensional statistic methods with MAXTOPEX factor for Windthrow risk assessment. *Allgemeine Forst- Und Jagdzeitung*, 183, 63–74. <https://www.researchgate.net>

Ministère des Forêts de la Faune et des Parcs. (2018). *Guide d'application du Règlement sur l'aménagement durable des forêts du domaine de l'État*.

<https://mffp.gouv.qc.ca/RADF/guide2023/03/10>

Ministère des Ressources Naturelles. (2014). *Manuel d'aménagement forestier pour les terres de la Couronne du Nouveau-Brunswick : Foresterie axée sur les résultats*.

https://www2.qnb.ca/content/dam/qnb/Departments/nr-m/pdf/fr/ForetsEtTerresDeLaCouronne/ScheduleE_FMM_Fr.pdf

Ministère des Ressources Naturelles et des Forêts. (2022). *Insectes, maladies et feux dans les forêts du Québec en*

2022. https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/RA_2022_DPF.pdf

- Ministère des Ressources naturelles et des forêts. (2023). *Plan d'aménagement forestier intégré tactique: Région de la Mauricie*. https://cdn-contenu.quebec.ca/cdn-contenu/forets/documents/planification/Mauricie/plans/PL_PAFIT_Mauricie_UA_026-51_041-51_042-51_043-51_043-52_2023-2028_01.pdf
- Mitchell, S. J., & Rodney, J. (2001). *Windthrow Monitoring of Alternative Silvicultural Systems in Montane Coastal Forests Variable Retention View project Wetland habitats View project*. <https://www.researchgate.net/publication/242324108>
- Mitchell, S. J., & Ruel, J.-C. (2015). Modeling Windthrow at Stand and Landscape Scales. In A. H. Perera, B. R. Sturtevant, & L. J. Buse (Eds.), *Simulation Modeling of Forest Landscape Disturbances* (pp. 17–43). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-19809-5_2
- Molina, E., Valeria, O., Martin, M., Montoro Girona, M., & Ramirez, J. A. (2022). Long-Term Impacts of Forest Management Practices under Climate Change on Structure, Composition, and Fragmentation of the Canadian Boreal Landscape. *Forests*, 13(8). <https://doi.org/10.3390/f13081292>
- Monk, W. A., & Baird, D. J. (2014). *Ecosystem Status and Trends Report: Biodiversity in lakes and rivers report*. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.1576.7281>
- Montoro Girona, M. (2017). *À la recherche de l'aménagement forestier durable en forêt boréale: croissance, mortalité et régénération des pessières noires soumises à différents systèmes sylvicoles*. Université du Québec à Chicoutimi. <https://constellation.uqac.ca/id/eprint/4359/>
- Montoro Girona, M., Lussier, J.-M., Morin, H., & Thiffault, N. (2018). Conifer Regeneration After Experimental Shelterwood and Seed-Tree Treatments in Boreal Forests: Finding Silvicultural Alternatives. *Frontiers in Plant Science*, 9. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fpls.2018.01145>
- Montoro Girona, M., Morin, H., Lussier, J. M., & Ruel, J. C. (2019). Post-cutting Mortality Following Experimental Silvicultural Treatments in Unmanaged Boreal Forest Stands. *Frontiers in Forests and Global Change*, 2. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2019.00004>
- Montoro Girona, M., Rossi, S., Lussier, J.-M., Walsh, D., & Morin, H. (2017). Understanding tree growth responses after partial cuttings: A new approach. *PLOS ONE*, 12(2), e0172653-. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0172653>
- Moussaoui, L., Leduc, A., Girona, M. M., Bélisle, A. C., Lafleur, B., Fenton, N. J., & Bergeron, Y. (2020). Success factors for experimental partial harvesting in unmanaged boreal forest: 10-year stand yield results. *Forests*, 11(11), 1–24. <https://doi.org/10.3390/f11111199>

- Mupepele, A. C., & Dormann, C. F. (2017). Influence of forest harvest on nitrate concentration in temperate streams—a meta-analysis. *Forests*, 8(1).
<https://doi.org/10.3390/f8010005>
- Mykrä, H., Annala, M., Hilli, A., Hotanen, J.-P., Hokajärvi, R., Jokikokko, P., Karttunen, K., Kesälä, M., Kuoppala, M., Leinonen, A., Marttila, H., Meriö, L.-J., Piirainen, S., Porvari, P., Salmivaara, A., & Vaso, A. (2023). GIS-based planning of buffer zones for protection of boreal streams and their riparian forests. *Forest Ecology and Management*, 528, 120639.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120639>
- Nadeau, S., Rosa, E., & Cloutier, V. (2018). Stratigraphic sequence map for groundwater assessment and protection of unconsolidated aquifers: A case example in the Abitibi-Témiscamingue region, Québec, Canada. *Canadian Water Resources Journal*, 43(2), 113–135.
<https://doi.org/10.1080/07011784.2017.1354722>
- Nadeau, S., Rosa, E., Cloutier, V., Daigneault, R.-A., & Veillette, J. (2015). A GIS-based approach for supporting groundwater protection in eskers: Application to sand and gravel extraction activities in Abitibi-Témiscamingue, Quebec, Canada. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 4, 535–549.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.05.015>
- Natural resources and forests ministry. (2004). *Portrait forestier des régions l’Abitibi-Témiscamingue et du Nord du Québec*.
<https://numerique.banq.qc.ca/patrimoine/details/52327/50703?docref=95IniKtzd8REn1t38Msihw>
- Natural resources and forests ministry. (2018). *Plan d’aménagement forestier Intégré tactique 2018-2023 pour la région d’Abitibi-Témiscamingue – UA 086-51*.
<https://mffp.gouv.qc.ca/forets/amenagement/planification-forestiere/abitibi-temiscamingue.isp>
- Natural resources and forests ministry. (2020). *Interactive map of ecoforest data... and much more! User’s Guide to Forêt ouverte*.
<https://www.foretouverte.gouv.qc.ca/>
- Navarro, L., Morin, H., Bergeron, Y., & Girona, M. M. (2018). Changes in Spatiotemporal Patterns of 20th Century Spruce Budworm Outbreaks in Eastern Canadian Boreal Forests. *Frontiers in Plant Science*, 9.
<https://www.frontiersin.org/journals/plant-science/articles/10.3389/fpls.2018.01905>
- Nilsson, G. (2021). *Riparian buffer zone widths, windthrows and recruitment of dead wood—A study of headwaters in northern Sweden*. Swedish University of Agricultural Sciences, SLU.
https://stud.epsilon.slu.se/16544/1/nilsson_g_210319.pdf

- Nolet, P., Hartmann, H., Bouffard, D., & Doyon, F. (2007). Predicted and Observed Sugar Maple Mortality in Relation to Site Quality Indicators. *Northern Journal of Applied Forestry*, 24(4), 258–264. <https://doi.org/10.1093/njaf/24.4.258>
- Pappas, C., Bélanger, N., Bergeron, Y., Blarquez, O., Chen, H. Y. H., Comeau, P. G., De Grandpré, L., Delagrange, S., DesRochers, A., Diochon, A., D'Orangeville, L., Drapeau, P., Duchesne, L., Filotas, E., Gennaretti, F., Houle, D., Lafleur, B., Langor, D., Lebel Desrosiers, S., ... Kneeshaw, D. (2022). Smartforests Canada: A Network of Monitoring Plots for Forest Management Under Environmental Change. In R. Tognetti, M. Smith, & P. Panzacchi (Eds.), *Climate-Smart Forestry in Mountain Regions* (pp. 521–543). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-030-80767-2_16
- Picchio, R., Jourgholami, M., & Zenner, E. K. (2021). Effects of Forest Harvesting on Water and Sediment Yields: a Review Toward Better Mitigation and Rehabilitation Strategies. *Current Forestry Reports*, 7(4), 214–229. <https://doi.org/10.1007/s40725-021-00146-7>
- Pinna, S., Jacqmain, M., Bouchard, M., Boucher, Y., Barette, M., & Côté, M. (2009). *Aménagement écosystémique des forêts au Québec: Guide d'élaboration d'un portrait de la forêt préindustrielle comme paysage naturel de référence*. <https://www.researchgate.net>
- Plamondon, A. P. (2004). *La récolte forestière et les débits de pointe : État des connaissances sur la prévision des augmentations des pointes, le concept de l'aire équivalente de coupe acceptable et les taux régressifs des effets de la coupe sur les débits de pointe*. <https://collections.banq.qc.ca/ark:/52327/bs44594>
- Pothier, D., Prévost, M., & Auger, I. (2003). Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. *Forest Ecology and Management*, 179(1), 573–583. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00530-3](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00530-3)
- Proulx, S. R., Jutras, S., Leduc, A., Mazerolle, M. J., Fenton, N. J., & Bergeron, Y. (2021). Partial harvest in paludified black spruce stand: Short-term effects on water table and variation in stem diameter. *Forests*, 12(3), 1–22. <https://doi.org/10.3390/f12030271>
- Quine, C. P., & Gardiner, B. A. (2007). Understanding how the interactions of wind and trees results in windthrow, stem breakage, and canopy gap formation. In E. A. Johnson & K. Miyanishi (Eds.), *Plant disturbance ecology* (pp. 103–155). Academic Press. <https://www.researchgate.net>
- Quine, C. P., & White, I. M. S. (1998). The potential of distance-limited topex in the prediction of site windiness. *Forestry: An International Journal of Forest Research*, 71(4), 325–332. <https://doi.org/10.1093/forestry/71.4.325>

- R Development Core Team. (2016). *R: A language and environment for statistical computing*. Foundation for Statistical Computing.
https://web.mit.edu/r_v3.3.1/fullrefman.pdf
- Raymond, P., Löf, M., Comeau, P., Rytter, L., Girona, M. M., & Puettmann, K. J. (2023). Silviculture of Mixed-Species and Structurally Complex Boreal Stands. In M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier, & Y. Bergeron (Eds.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management* (pp. 403–416). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_15
- Rich, R. L., Frelich, L. E., & Reich, P. B. (2007). Wind-throw mortality in the southern boreal forest: Effects of species, diameter and stand age. *Journal of Ecology*, 95(6), 1261–1273. <https://www.jstor.org/stable/4496078>
- Richard Desjardins, & Robert Monderie. (1999). *Erreur boréale*. ACPAV .
- Richardson, J. S., Naiman, R. J., & Bisson, P. A. (2012a). How did fixed-width buffers become standard practice for protecting freshwaters and their riparian areas from forest harvest practices? *Freshwater Science*, 31(1), 232–238. <https://doi.org/10.1899/11-031.1>
- Richardson, J. S., Naiman, R. J., & Bisson, P. A. (2012b). How did fixed-width buffers become standard practice for protecting freshwaters and their riparian areas from forest harvest practices? *Freshwater Science*, 31(1), 232–238. <https://doi.org/10.1899/11-031.1>
- Romero, E., Della Vecchia, G., & Jommi, C. (2011). An insight into the water retention properties of compacted clayey soils. *Géotechnique*, 61(4), 313–328. <https://doi.org/10.1680/geot.2011.61.4.313>
- Roulet, N., & Moore, T. R. (2006). Browning the waters. *Nature*, 444(7117), 283–284. <https://doi.org/10.1038/444283a>
- Ruckstuhl, K. E., Johnson, E. A., & Miyanishi, K. (2008). The boreal forest and global change. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1501), 2245–2247. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2196>
- Ruel, J.-C., & Dornier, M. (2002). A GIS based approach to map wind exposure for windthrow hazard rating. In *J. Appl. For* (Vol. 19, Issue 4). <https://academic.oup.com/njaf/article-abstract/19/4/183/4788554>
- Ruel, J.-C., & Gardiner, B. (2019). Mortality patterns after different levels of harvesting of old-growth boreal forests. *Forest Ecology and Management*, 448, 346–354. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.06.029>

- Ruel, J.-C., Pin, D., & Cooper, K. (2001). Windthrow in riparian buffer strips: effect of wind exposure, thinning and strip width. *Forest Ecology and Management*, 143(1), 105–113. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00510-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00510-7)
- Scott, R. E., & Mitchell, S. J. (2005). Empirical modelling of windthrow risk in partially harvested stands using tree, neighbourhood, and stand attributes. *Forest Ecology and Management*, 218(1), 193–209. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.07.012>
- Seidl, R., Fortin, M.-J., Honkaniemi, J., & Lucash, M. (2023). Modeling Natural Disturbances in Boreal Forests. In M. M. Girona, H. Morin, S. Gauthier, & Y. Bergeron (Eds.), *Boreal Forests in the Face of Climate Change: Sustainable Management* (pp. 591–612). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-15988-6_24
- Seto, M., Plamondon, A., Prévost, M., & Lévesque, D. (2005). *Effets de l'exploitation forestière sur la qualité de l'eau en forêt boréale*. https://central.bac-lac.gc.ca/item?id=mr04813&op=pdf&app=Library&is_thesis=1&oclc_number=77525163
- Simard, D. G., Fyles, J. W., Paré, D., Nguyen, T., Nguyen, D., & Et Nguyen, D. (2001). Impacts of clearcut harvesting and wildfire on soil nutrient status in the Quebec boreal forest. In *Can. J. Soil. Sci.* <https://doi.org/10.4141/S00-028>
- Subedi, A., Marchand, P., Bergeron, Y., Morin, H., & Girona, M. M. (2023). Climatic conditions modulate the effect of spruce budworm outbreaks on black spruce growth. *Agricultural and Forest Meteorology*, 339, 109548. <https://doi.org/10.1016/j.agrformet.2023.109548>
- Thorpe, H. C., Thomas, S. C., & Caspersen, J. P. (2008). Tree mortality following partial harvest is determined by skidding proximity. *Ecological Applications*, 18(7), 1652–1663. <https://doi.org/10.1890/07-1697.1>
- Tremblay, Y., Rousseau, A. N., Plamondon, A. P., Lévesque, D., & Jutras, S. (2008). Rainfall peak flow response to clearcutting 50% of three small watersheds in a boreal forest, Montmorency Forest, Québec. *Journal of Hydrology*, 352(1), 67–76. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.12.028>
- Tyagi, S., Sharma, B., Singh, P., & Dobhal, R. (2020). Water Quality Assessment in Terms of Water Quality Index. *American Journal of Water Resources*, 1(3), 34–38. <https://doi.org/10.12691/ajwr-1-3-3>
- Ulanova, N. G. (2000). The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management*, 135(1), 155–167. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00307-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00307-8)

- Veillette, J. J. (1988). Former southwesterly ice flows in the Abitibi–Timiskaming region: implications for the configuration of the Late Wisconsinan ice sheet: Reply. *Canadian Journal of Earth Sciences*, 25(2), 353.
<https://doi.org/10.1139/e88-038>
- Waldron, K., Ruel, J.-C., & Gauthier, S. (2013). Forest structural attributes after windthrow and consequences of salvage logging. *Forest Ecology and Management*, 289, 28–37. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.10.006>
- Wang, X., Burns, D. A., Yanai, R. D., Briggs, R. D., & Germain, R. H. (2006). Changes in stream chemistry and nutrient export following a partial harvest in the Catskill Mountains, New York, USA. *Forest Ecology and Management*, 223(1), 103–112. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2005.10.060>
- Wei, X., Giles-Hansen, K., Spencer, S. A., Ge, X., Onuchin, A., Li, Q., Burenina, T., Ilintsev, A., & Hou, Y. (2022). Forest harvesting and hydrology in boreal Forests: Under an increased and cumulative disturbance context. *Forest Ecology and Management*, 522, 120468.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.foreco.2022.120468>
- Wetzel, R. G., & Likens, G. (2000). *Limnological analyses*. Springer.
<https://doi.org/10.1007/978-1-4757-3250-4>
- Zwolak, R. (2009). A meta-analysis of the effects of wildfire, clearcutting, and partial harvest on the abundance of North American small mammals. *Forest Ecology and Management*, 258(5), 539–545.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2009.05.033>