



# 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 la personne autrice 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'autrice ou 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

EFFETS DE LA SAISON DE COUPE SUR LA DYNAMIQUE DU CARBONE DE LA BIOMASSE  
AÉRIENNE ET DU SOL DANS UNE FORÊT DOMINÉE PAR DES CONIFÈRES

Mémoire  
présenté  
comme exigence partielle  
de la maîtrise en écologie et aménagement des écosystèmes forestiers

Par  
Rachel Furaha Kasoro

Septembre 2025

© RACHEL FURAHA KASORO, 2025

## REMERCIEMENTS

J'aimerais avant tout exprimer ma reconnaissance à l'endroit de mon directeur Xavier Cavard qui, en dépit de ses nombreuses occupations, a bien voulu diriger mon mémoire. Mes remerciements s'adressent également à mon codirecteur, Rock Ouimet, qui a accepté de participer à ce projet. Merci infiniment à vous deux pour votre disponibilité, pour vos orientations, mais également pour l'encadrement dont j'ai bénéficié durant la réalisation de mon mémoire de maîtrise.

J'exprime ma profonde gratitude à Jérôme Laganière ainsi qu'à Kaysandra Waldron. Je vous remercie pour votre disponibilité lors de l'élaboration de mon projet de recherche.

Un énorme merci à toute l'équipe du Service canadien des forêts (Ressources naturelles du Canada) : Jérôme Laganière, Fanny Michaud, Matthieu Letourneau. Votre aide durant les analyses des échantillons au laboratoire a été précieuse. Je suis aussi très reconnaissante du soutien apporté par les techniciens du laboratoire du Centre d'expérimentation et de développement en forêt boréale (CEDFOB) à Baie-Comeau, spécialement Serge-Thierry Lekounougou, pour leur aide durant la préparation de mes échantillons de sol.

Mes sincères remerciements à mes deux stagiaires, Marc-Eloi Robert et Gabriel Lefebvre-Vehar, qui ont été d'une grande aide durant la collecte des données sur la Côte-Nord, et ce, malgré les conditions difficiles de terrain. Mes remerciements s'adressent également à tous les étudiants de la chaire de recherche UQAT-MFFP sur la gestion du carbone forestier (GCAF). Je pense spécialement à Abderrahmane Ameray, Miray Andrianirinarimanana, Maya Disraeli et Axel Favro pour leur assistance lors de mon arrivée au Canada, mais aussi durant l'élaboration de mon projet de recherche.

Je remercie aussi les organismes subventionnaires pour leur contribution à la réalisation de ce projet.

Mes remerciements s'adressent également à ma grande famille, qui a été mon plus grand soutien durant la réalisation de ce projet de recherche. Je pense à mes parents, à mon frère, à mes sœurs ainsi qu'à tous mes neveux et nièces. Un gros merci à mes amis qui ont été d'une aide inestimable depuis le début de mon séjour au Québec, spécialement : Jonathan Kimbukusu, Jethro Mumvudi et Nathan Egande.

Merci à tous !

## **AVANT-PROPOS**

Ce mémoire comporte trois principales sections. Précédée d'une introduction générale, la première section présente la problématique et l'état des connaissances des principaux concepts associés à cette étude. Ensuite, la seconde section, rédigée sous forme de manuscrit scientifique, aborde la recherche proprement dite. Pour finir, une conclusion générale ainsi que des suggestions sont présentées dans la troisième section.

Je suis le principal auteur de cette étude. J'ai effectué la collecte et l'analyse des données. J'ai également interprété les résultats et j'ai rédigé le mémoire. Ma direction et ma codirection de recherche ont supervisé cette étude depuis sa planification jusqu'à la rédaction du présent travail en y apportant des commentaires et des orientations constructifs.

## RÉSUMÉ

Au Québec, la récolte du bois peut se faire en hiver tout comme en été. Lorsqu'elle est faite en hiver, la couverture neigeuse au sol réduirait les impacts de la machinerie lourde sur les sols ainsi que sur la régénération préétablie. Inversement, une récolte effectuée en été lorsque les sols sont dépourvus de neige pourrait entraîner des conséquences néfastes sur les sols, notamment en raison d'une plus grande compaction. Aussi, la récolte, selon qu'elle se produise en hiver ou en été, pourrait exercer une influence sur la capacité des forêts à séquestrer du carbone dans les sols ainsi que dans la biomasse des arbres. Le présent travail avait pour but de vérifier ces hypothèses. Pour ce faire, deux sites se trouvant en forêt boréale sur la Côte-Nord du Québec, et ayant été exploités vingt ans auparavant en été et en hiver ont servi de milieux d'étude. Des échantillons de sols (96 échantillons collectés à 0-15 cm) ont été récoltés à l'intérieur de 24 placettes circulaires (400 m<sup>2</sup>/placette) situées sur ces deux sites pour évaluer leurs propriétés physico-chimiques ainsi que leur stock de carbone. Aussi, les arbres et la végétation du sous-bois de toutes les placettes ont été inventoriés afin d'estimer la biomasse et son stock de carbone. Contrairement à nos hypothèses de départ, les résultats n'ont pas montré de différence significative pour les propriétés physico-chimiques ainsi que le carbone des sols entre les deux saisons de récolte. La même tendance a été constatée en ce qui concerne les stocks de carbone des arbres. Nos résultats suggèrent que la perturbation du sol était plus faible en raison de la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS), indépendamment de la saison de récolte. La CPRS limite la circulation de la machinerie lourde. Elle permettrait, de ce fait, de réduire les effets néfastes de la machinerie sur les sols et de produire des conditions de croissance favorables à la régénération établie. Les résultats de notre étude semblent confirmer l'efficacité de la CPRS pour limiter les perturbations aux sols lors de la récolte estivale des forêts boréales sur sols sableux, et ils contribuent à la compréhension du rôle de puits de carbone joué par la forêt boréale après une récolte de bois.

Mots clés : Saison de récolte, stock de carbone, POM, MOAM, compaction du sol, forêt boréale

## TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	II
AVANT-PROPOS.....	III
RÉSUMÉ.....	IV
TABLE DES MATIÈRES .....	V
LISTE DES FIGURES .....	VII
LISTE DES TABLEAUX .....	VIII
LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS .....	IX
INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1. REVUE DE LITTÉRATURE.....	5
1.1 Atténuation du réchauffement climatique par la contribution de la forêt boréale.....	5
1.2 Le cycle du carbone en forêt boréale .....	7
1.3 La stabilité du COS dans le sol forestier .....	9
1.3.1 Les réservoirs du COS forestier et leurs mécanismes de stabilisation.....	9
1.3.2 Les réservoirs stables du COS.....	11
1.3.3 Les réservoirs labiles du COS .....	13
1.4 Facteurs influençant le stock de carbone dans une forêt boréale.....	14
1.4.1 Aménagement forestier .....	15
1.4.2 La récolte forestière .....	17
1.4.3 Influence de la saisonnalité de la récolte forestière sur la dynamique du carbone forestier .....	18
1.5 Objectifs et hypothèses.....	20
1.5.1 Objectifs de l'étude.....	20
1.5.2 Hypothèses de l'étude.....	20
2. ARTICLE.....	22
2.1 Abstract .....	23
2.2 Résumé .....	24
2.3 Introduction.....	25
2.4 Materials and Methods.....	28
2.4.1 Study area.....	28
2.4.2 Experimental design.....	29
2.4.3 Soil sampling procedure and analyses .....	30
2.4.4 Soil organic carbon pools in forest ecosystems.....	31
2.4.5 Aboveground biomass data collection and analyses .....	32

2.4.6	Statistical analysis.....	32
2.5	Results.....	32
2.5.1	Soil physicochemical properties .....	32
2.5.2	Total SOC stocks in particles and fractions .....	36
2.5.3	Carbon stocks in biomass vegetation .....	37
2.6	Discussion .....	38
2.6.1	Soil physicochemical properties .....	38
2.6.2	Soil organic carbon stocks .....	40
2.6.3	Aboveground carbon stocks .....	40
	CONCLUSION GÉNÉRALE .....	42
	LISTE DE RÉFÉRENCES .....	45

**LISTE DES FIGURES**

Figure 1 Study area map .....	29
Figure 2 Description of sample plot within the study area (adapted from Thiffault et al., 2011)..	30
Figure 3 SOC stock in organic and mineral horizons .....	36
Figure 4 Tree and sapling carbon stocks (a), and seedling carbon stocks (b) according to harvest season at both sites. Means labelled with the same letter are not significantly different from one another ( $P < 0.05$ ); measures of dispersion correspond to standard errors .....	38

**LISTE DES TABLEAUX**

Tableau 1. Propriétés des réservoirs de carbone organique du sol .....	14
Table 2. Adjusted means of bulk density and particle size of mineral soils as a function of site and harvesting season 20 years ago .....	33
Table 3. Adjusted means of nutrient concentrations and pH of mineral soil for winter and summer harvesting at the two sites. ....	34
Table 4. Adjusted means of carbon and nitrogen concentrations and C/N ratio in organic and mineral layers.....	35
Table 5. Carbon concentrations in particulate organic matter (POM), and mineral-associated organic matter (MAOM) from 0 to 15 cm soil depth for summer and winter harvesting .....	37
Table 6. Comparison of average carbon stock in whole soil, particulate organic matter (POM), and mineral-associated organic matter (MAOM) from 0 to 15 cm soil depth for summer and winter harvesting.....	37

## LISTE DES SIGLES ET DES ABRÉVIATIONS

### Français

C	Carbone
CEC	Capacité d'échange cationique
CO <sub>2</sub>	Dioxyde de carbone
COS	Carbone organique du sol
CPRS	Coupe avec protection de la régénération et des sols
GES	Gaz à effet de serre
GIEC	Groupe d'Experts Intergouvernemental sur l'Evolution Du climat
MO	Matière organique
MOS	Matière organique du sol
MOAM	Matières organiques associées aux minéraux
MOP	Matières organiques particulières

### English

C	Carbon
CO <sub>2</sub>	Carbon dioxide
CLAAG	Careful logging around advanced growth
GHG	Greenhouse gases
SOC	Soil organic carbon
POM	Particulate organic matter
MAOM	Mineral-associated organic matter

## INTRODUCTION GÉNÉRALE

**Contexte et problématique.** Les forêts couvrent de vastes superficies de terres, représentant environ 31% de la superficie globale de la planète (FAO, 2015). Elles fournissent une multitude de services écosystémiques essentiels aux êtres vivants dont certains contribuent à la régulation du climat, notamment à travers l'absorption du dioxyde de carbone (CO<sub>2</sub>) – principal gaz à effet de serre responsable du changement climatique (Gauthier et al., 2015a; Paillet et Bouleau, 2016; Zhang et al., 2020). Les forêts ont en effet la capacité de capturer du carbone atmosphérique lors de la photosynthèse et de le transformer en énergie stockée sous forme de biomasse. Elles constituent de ce fait des puits de carbone importants et elles représentent l'un des principaux réservoirs de carbone terrestre (Keenan et Williams, 2018; Locatelli et Loisel, 2002; Pan et al., 2011).

Ce rôle de puits de carbone que jouent les forêts est crucial compte tenu de l'enjeu actuel relatif au réchauffement climatique (Ameray et al., 2021; Locatelli et Loisel, 2002). En effet, la croissance démographique et le développement socio-économique observés depuis plusieurs décennies ont entraîné une diminution des superficies forestières globales en raison de la demande croissante en ressources forestières et des changements d'utilisation des terres (FAO and UNEP, 2020; Masson-Delmotte et al., 2021), réduisant ainsi la capacité des forêts à fournir tous les services écosystémiques. Par ailleurs, cette croissance démographique et ce développement socio-économique ont également contribué à l'augmentation de la concentration des gaz à effet de serre (GES) dans l'atmosphère – principale cause du changement climatique actuel (Masson-Delmotte et al., 2021; Seguin et Soussana, 2008). La température globale a connu une hausse importante qui varie au cours de chaque décennie et celle-ci affecte le fonctionnement et les services des écosystèmes terrestres, notamment les forêts (Masson-Delmotte et al., 2021). Par exemple, la période allant de 2000 à 2020 a été la plus chaude avec presque 1 °C de plus que celle des années 1850 à 1900 (Masson-Delmotte et al., 2021). Cette tendance n'est pas près de s'arrêter, et le Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (GIEC) prévoit des augmentations des températures moyennes globales d'environ 2 °C par rapport à l'ère préindustrielle (Masson-Delmotte et al., 2021). Selon les projections effectuées par les différents scénarios proposés par le GIEC, la température globale moyenne pourrait augmenter de 2 °C si les émissions de GES sont faibles et d'approximativement 3 °C à 4 °C dans le cas d'extrêmes émissions d'ici la fin du 21<sup>ème</sup> siècle si aucun effort n'est entrepris (Masson-Delmotte et al., 2021).

Cette situation a de graves conséquences à l'échelle de la planète, notamment sur le fonctionnement et la composition des écosystèmes forestiers (MDDELCC, 2012), sur le cycle global du carbone (Song et al., 2012), et elle est à l'origine de la survenue ou de l'aggravation d'événements extrêmes tels que des inondations (Goula et al., 2012) ou de fortes sécheresses (Gemenne et al., 2017).

Par exemple, il a été rapporté qu'au Canada, une augmentation de la température d'environ 1,7 °C avait été observée depuis les années 1940 et que cette hausse était deux fois plus rapide que celle de la moyenne observée à l'échelle globale (Zhang et al., 2019). Le réchauffement climatique continue de faire craindre l'émergence d'événements encore plus extrêmes et dans le but de prévenir cette menace, plusieurs objectifs ont été fixés au niveau international notamment celui d'empêcher la hausse de température à plus de 2 °C que celle de l'ère préindustrielle. Un nombre important de pays s'est joint à cette initiative, y compris le Canada (MDDELCC, 2015). La province du Québec n'est pas en reste et elle s'est donné pour objectif d'améliorer la résilience des écosystèmes aux effets des changements climatiques et de réduire les émissions de GES afin de participer aux efforts entrepris à l'échelle globale. Au Canada, les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux avaient établi des cibles de réduction des émissions dont l'objectif annoncé pour 2020 était de réduire ses émissions de 17 % par rapport au niveau de 2005 (Lemprière et al., 2013). Depuis quelques années, il projette de réduire d'environ 45 % ses émissions de GES sous le niveau de 1990 d'ici 2030. Au-delà des engagements déjà pris par les gouvernements, plus d'efforts d'adaptation aux nouvelles conditions doivent être entrepris (MDDELCC, 2015 ; 2012). C'est pour ces raisons, et pour beaucoup d'autres, que la conservation et le maintien des forêts sont importants afin de soutenir les initiatives qui luttent contre les changements climatiques. L'une des stratégies suggérées pour combiner le maintien des fonctions des forêts naturelles et la réduction des émissions des GES est l'amélioration de l'aménagement forestier. Le potentiel des pratiques sylvicoles capables d'optimiser la séquestration du carbone dans les écosystèmes forestiers est de plus en plus documenté (Ameray et al., 2021; Apps et al., 2006; Russell-Roy et al., 2014).

Parmi les pratiques sylvicoles, figure la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS). Cette pratique sylvicole consistant à couper l'essentiel des arbres adultes tout en protégeant les jeunes arbres déjà établis en sous-bois ainsi que les sols est largement utilisée au Québec et elle se veut être une pratique d'aménagement

écosystémique, c'est-à-dire qui s'apparente aux perturbations naturelles (Bergeron et al., 1999; Groot et al., 2005). La CPRS est une variante de la coupe totale et selon certaines études, cette pratique sylvicole se rapprocherait des incendies, car elle imite cette perturbation naturelle et stimule la régénération comme après le passage d'un feu important dans un peuplement. Pour d'autres, elle se rapprocherait plus de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette en raison du fait qu'elle perturbe peu le sol (Bergeron et al., 1999; Groot et al., 2005). Cependant, la mise en pratique de la CPRS comporte tout de même certains défis, notamment en ce qui concerne les risques toujours présents de perturbations sur les sols ainsi que sur la régénération.

Au Québec, la récolte du bois peut se faire en été tout comme en hiver, et ce, en recourant à de la machinerie lourde. De ce fait, les effets d'une CPRS effectuée en été lorsque le sol est dépourvu de couverture seraient différents de ceux d'une CPRS réalisée en hiver, notamment en ce qui concerne le risque de compaction du sol. L'utilisation de la machinerie lourde peut produire des couches de sol imperméables qui empêchent l'infiltration de l'eau et perturbe le cycle des nutriments essentiels aux plantes. Cette imperméabilité des sols engendre également une dégradation avancée de la structure du sol, un déclin de la diversité biologique, des érosions causées par la hausse du taux de ruissellement des eaux, une réduction de la conductivité hydraulique et des émissions des GES comme le CO<sub>2</sub> (Gürsoy, 2021). Hormis les perturbations directes liées aux sols et à la régénération préétablie, la CPRS permet une ouverture du peuplement produisant ainsi une hausse des éléments nutritifs dans le sol pendant une période donnée après coupe et de la disponibilité en lumière (Thiffault et Grondin, 2003). Ces changements en nutriments et quantités de lumière favorisent l'installation des éricacées qui peuvent empêcher la régénération des conifères à cause de la compétition pour les nutriments ainsi que des substances toxiques qu'ils relâchent dans les sols (Thiffault et Grondin, 2003). Les informations concernant les facteurs responsables, souvent négligés, qui ont la possibilité d'influencer la répartition du carbone forestier sur une échelle spatiale et temporelle permettrait de mieux comprendre la relation entre l'exploitation forestière et le cycle du carbone en forêt boréale. Au regard de ce qui précède, il est un fait que des recherches demeurent nécessaires pour mieux comprendre et quantifier les réponses du carbone aux systèmes de récolte et d'aménagement sur des sites spécifiques et selon les périodes de récolte. C'est dans ce cadre que s'inscrit la présente étude dont l'intérêt est porté sur les interactions entre les pratiques sylvicoles et la dynamique du stock de

carbone de la forêt boréale, dans un contexte qui vise à combiner le stockage de C dans les différents réservoirs de la forêt et la récolte du bois. Pour comprendre ces interactions et leurs effets sur le carbone des écosystèmes forestiers, deux saisons de récolte forestière (été et hiver) ont donc été comparées à l'aide de données collectées sur la Côte Nord, au Québec.

## 1. REVUE DE LITTÉRATURE

### 1.1 Atténuation du réchauffement climatique par la contribution de la forêt boréale

La forêt boréale couvre environ 30 % de la superficie forestière mondiale et elle s'étend sur plusieurs continents avec une superficie estimée à près de 16 millions km<sup>2</sup>. Elle représente le tiers des superficies forestières à l'échelle de la planète et elle fournit environ 37% du bois utilisé à travers le monde (Brandt et al., 2013; FAO, 2020; Gauthier et al., 2015a). Selon Helbig et al. (2016), une grande partie de cet écosystème forestier est située sur des sols bien drainés et du permafrost (pergélisol). Les sols froids des forêts boréales ont l'avantage de stocker de grandes quantités de carbone (Robert et Saugier, 2003), mais ceux-ci sont aussi très sensibles aux changements climatiques (Gower et al., 2001). Seules les espèces adaptées aux températures basses comme les conifères, mais aussi à des conditions de carence en nutriments disponibles et de courtes saisons de croissance réussissent à se développer dans cet environnement rigoureux (Burton et al., 2010). Par conséquent, la forêt boréale est caractérisée par une faible richesse spécifique dans le sous-bois et dans la canopée supérieure avec comme espèces les plus abondantes les pins (*Pinus spp.*), les peupliers (*Populus spp.*), les épinettes (*Picea spp.*), le sapin (*Abies spp.*) et le mélèze (*Larix laricina*) (Ameray et al., 2021; Boulanger et Pascual Puigdevall, 2021; Ribeiro-Kumara et al., 2020). De plus, les perturbations naturelles et les conditions rigoureuses de ces forêts favorisent l'abondance du bois mort qui ensuite est utilisé comme habitat pour plusieurs espèces fauniques (Burton et al., 2010) et ce dernier constitue également un réservoir de carbone.

De manière générale, la forêt boréale est soumise à moins d'impacts d'origine anthropique comparée aux autres écosystèmes forestiers, car elle n'est pas propice pour l'agriculture (Millennium ecosystem assessment, 2005), et la densité de la population des régions sur lesquelles elle s'étend est faible (Gauthier et al., 2015a). Cette inaccessibilité est propice à la survie d'un grand nombre d'espèces qui l'utilisent comme habitat (Burton et al., 2010). Cependant, la récolte forestière peut exercer une influence considérable sur cet écosystème (Gauthier et al., 2015b). Aussi, la forêt boréale est affectée de façon préoccupante par le réchauffement climatique, car celui-ci affecte les services qu'elle fournit, notamment en accentuant la fréquence des perturbations comme les incendies tout en réduisant les intervalles entre deux feux, ou encore en augmentant la mortalité des arbres et en modifiant la composition forestière (Burton et al., 2010; Gauthier et al., 2015a). La forêt boréale est mise à contribution dans les efforts d'atténuation des

changements climatiques, notamment à leur capacité à augmenter les absorptions de CO<sub>2</sub> (Gauthier et al., 2015a; Lemprière et al., 2013). Elle stocke un tiers du stock de carbone terrestre, soit une quantité allant de 300 à 1700 Pg (Gower et al., 2001; Pan et al., 2011), avec plus de la moitié à travers ses tourbières (Kasischke et al., 1995). Elle compense, à elle seule, une grande partie des émissions totales de carbone provenant des activités humaines (Pan et al., 2011). Parmi les nombreuses fonctions remplies par cet écosystème, le stockage et la séquestration du carbone dans son sol sont considérés comme étant les plus importants surtout dans le contexte actuel où le réchauffement climatique suscite plus de préoccupations (Pan et al., 2011; Walker et al., 2018). À l'échelle globale, le carbone stocké dans les sols des régions boréales était estimé à 16% (Post et al., 1982), et environ 60% du stock total de carbone des régions boréales sont emmagasinés dans son sol (Pan et al., 2011; Robert et Saugier, 2003). Elle joue de ce fait un rôle majeur dans la régulation du réchauffement climatique globale (Dixon, 1994).

La structure et la composition de cette forêt sont déterminées par la topographie, les propriétés du sol et les perturbations auxquelles elle est soumise. Différents types de perturbations sont responsables de la dynamique des paysages forestiers boréaux parmi lesquels figurent les épidémies d'insectes, les changements climatiques globaux, les feux et l'exploitation forestière. Ces perturbations jouent un rôle important non seulement dans la dynamique du carbone, mais aussi dans la croissance des arbres (Gauthier et al., 2015a; Sewell et al., 2020). Dépendamment de leur fréquence, ces perturbations ont pour conséquence de favoriser le remplacement des peuplements autrefois dominés par des conifères par ceux des feuillus (Bond-Lamberty et al., 2007; Ilisson et Chen, 2009; Soja et al., 2007). Par exemple, un remplacement du peuplement d'épinettes vers celui du bouleau ou du peuplier faux-tremble intervient lorsque la forêt n'est pas aménagée et quand les intervalles des perturbations sont courts (Jetté et al., 2009). Ces modifications ne facilitent donc pas le maintien du stock de carbone forestier puisque les conifères comme l'épinette noire (*Picea mariana*) peuvent stocker plus de carbone dans leurs sols que des feuillus comme le peuplier faux-tremble (Laganière et al., 2011).

La région boréale est caractérisée par des températures basses et par des sols forestiers froids et humides. Par conséquent, la décomposition de la litière en provenance de la biomasse végétale (feuilles et tiges) est contrainte par ce climat froid favorisant ainsi son accumulation sous forme de matière organique épaisse dans les tourbières et contribuant à son stock important de C dans le sol (Burton et al., 2010; Deluca et Boisvenue, 2012).

Cette accumulation de la biomasse végétale dans le sol favorise aussi la rétention des nutriments dans la matière organique du sol (MOS) durant plusieurs années et contribue à la stabilisation du carbone dans les sols forestiers. De plus, cette lenteur de la décomposition de la matière organique contribue l'acidité des sols ainsi qu'à une faible disponibilité des nutriments essentiels à la croissance des plantes dans le sol (Burton et al., 2010).

### 1.2 *Le cycle du carbone en forêt boréale*

À l'échelle globale, le carbone est présent sous plusieurs formes notamment celle du dioxyde de carbone ( $\text{CO}_2$ ). Considéré comme un gaz à effet de serre contribuant aux changements globaux actuels (Jacques et Saugier, 2008; Zhang et al., 2020). Sa concentration dans l'atmosphère est régulée par le transfert du carbone entre la biosphère, l'atmosphère et les océans (Ryan et al., 2010), et ce sont les échanges entre ces différents réservoirs terrestres qui forment le cycle global du carbone (Jacques et Saugier, 2008). Le cycle du carbone peut donc être défini comme étant l'ensemble des procédés de transformation, de recyclage et d'utilisation du carbone (Leroux et al., 2020). En d'autres termes, il fait référence à l'ensemble des flux et des réservoirs de carbone (Lefèvre, 2015). Au niveau des écosystèmes forestiers, la photosynthèse qui consiste à transformer le  $\text{CO}_2$  capté par les végétaux en matière végétale est l'un des processus impliqués dans ce cycle, et à travers lequel le carbone est transféré de l'atmosphère à la biosphère, le cas échéant (Jacques et Saugier, 2008; Leroux et al., 2020). Ainsi, la biomasse au-dessus du sol, la biomasse en dessous du sol, le bois mort, la litière et la matière organique du sol sont les principaux réservoirs de carbone dans la forêt (Penman et al., 2003).

Les échanges de carbone entre les différents réservoirs forestiers et l'atmosphère se produisent par trois principaux mécanismes, à savoir la respiration hétérotrophe ( $R_h$ ), la respiration autotrophe ( $R_a$ ) et la photosynthèse (Nabuurs et Schelhaas, 2003) mais à cela s'ajoute la combustion de la matière organique lors des incendies (Ryan et al., 2010). À travers la photosynthèse ou la production primaire brute (PPB), les végétaux absorbent une quantité importante d'énergie en provenance du soleil, d'eau et de  $\text{CO}_2$  atmosphérique pour la transformer en sucres. Ces sucres permettent de construire la biomasse des végétaux et de renouveler leurs feuilles (Falkowski et al., 2000; Jacques et Saugier, 2008; Ryan et al., 2010). C'est par la déposition des débris végétaux au sol sous forme de litière, la rhizodéposition ainsi que l'activité microbienne que le carbone est

stocké dans les sols organiques et minéraux (Ryan et al., 2010). En effet, une partie du carbone stocké dans le sol, après des premières étapes de décomposition, se stabilise et échappe à la décomposition faite par les microorganismes au travers de différents mécanismes qui empêchent l'activité microbienne. La préservation sélective, la protection physique de la MOS par occlusion dans des agrégats, la protection chimique par l'interaction avec les ions métalliques et avec les surfaces minérales ont été cités comme les principaux processus de stabilisation du carbone organique du sol (Lützow et al., 2006; Sollins et al., 1996). La respiration hétérotrophe, quant à elle, correspond au CO<sub>2</sub> libéré dans l'atmosphère à travers l'activité microbienne du sol après décomposition des débris végétaux et de la litière. Alors que la respiration autotrophe fait référence à la libération du CO<sub>2</sub> par la végétation dans l'atmosphère (Garneau et Van Bellen, 2016). C'est donc par les respirations hétérotrophe et autotrophe qu'une proportion similaire à celle absorbée par la photosynthèse des plantes est relâchée dans l'atmosphère (Falkowski et al., 2000).

C'est à travers la différence de ces processus que la forêt peut jouer le rôle de puits ou de source de carbone. Cette différence dépend en grande partie de l'équilibre entre la proportion de carbone libérée par les activités anthropiques, les feux, la décomposition de la matière organique, la respiration à celle absorbée par la photosynthèse des plantes (Nabuurs et Schelhaas, 2003). En effet, une forêt est considérée comme un puits de carbone lorsque, pour une période donnée, le CO<sub>2</sub> absorbé par la photosynthèse des plantes produit une hausse du stock total de carbone contenu dans les différents réservoirs de la forêt (Apps et al., 2006). En d'autres termes, un écosystème forestier est un puits de carbone lorsque la production primaire nette (PPN) est supérieure à la quantité de carbone libérée par la respiration autotrophe ( $R_a$ ) et la respiration hétérotrophe ( $R_h$ ) (Watson et al., 2000). Tandis qu'elle est une source de carbone lorsqu'après une perturbation, telles que la coupe forestière ou le feu, les pertes de carbone par respiration ( $R_a$  et  $R_h$ ) excèdent les gains de carbone par la production primaire nette (PPN) pour une période donnée. Ensuite, c'est par la régénération et en cas d'absence d'autres perturbations majeures sur une longue période que la forêt redevient un puits de carbone, car la biomasse morte issue de la perturbation se décompose et les parties aériennes vivantes des arbres remplacent celles qui étaient mortes (Harmon et al., 2011). Avec les changements climatiques, l'intervalle entre deux perturbations deviendra de plus en plus

court ne permettant pas à l'écosystème de récupérer le carbone perdu et à la longue les forêts seront plus des sources que des puits de carbone (Ryan et al., 2010).

En cas d'absence de perturbations majeures, l'accumulation de quantité importante de COS est favorisée à cause du climat froid contrairement aux autres régions, notamment les régions tropicales, où les fortes températures accélèrent l'activité microbienne et donc la décomposition de la MOS (Robert et Saugier, 2003). En effet, le stock de carbone des sols dépend des apports de matière organique fraîche sous forme de litière aérienne et racinaire, et de la vitesse de décomposition de cette matière organique, qui augmente avec la température, l'humidité et la teneur en oxygène du sol. En forêt boréale, les basses températures et l'engorgement fréquent des sols en eau limitent la décomposition de la matière organique et favorisent ainsi son accumulation (Robert et Saugier, 2003). Toutefois, il existe des craintes quant au fait que les augmentations de température causées par le réchauffement climatique pourraient accélérer la décomposition faite par les microorganismes, diminuer le stock de carbone dans le sol et augmenter le taux de carbone relâché par respiration dans l'atmosphère. Ces changements pourraient faire passer les sols des forêts boréales du stade de puits à source de carbone (Liski et al., 1999)

### 1.3 *La stabilité du COS dans le sol forestier*

#### 1.3.1 Les réservoirs du COS forestier et leurs mécanismes de stabilisation

Pour diminuer les effets du changement climatique causé par l'augmentation de la concentration des GES, principalement du CO<sub>2</sub>, il est important d'instaurer des pratiques capables de capter et de séquestrer dans la végétation et les sols un maximum du Carbone de l'atmosphère (Chabbi et al., 2017; IPCC, 2013). Le stock de carbone organique dans les sols (COS) dépendra de l'équilibre dynamique entre les apports de débris végétaux et la perte due à leur décomposition. Par ailleurs, la matière organique du sol (MOS) a une composition très hétérogène et complexe et elle est le plus souvent associée aux minéraux du sol. À l'intérieur de la MOS, il existe des pools cinétiques (Tableau 1), autrement dit des pools ou des compartiments pouvant être définis par le temps de résidence du carbone (Robert, 2002). En général et dans des conditions d'aérobie des sols, la majeure partie du carbone apportée est labile et c'est uniquement une petite fraction (environ 1 %) qui s'accumule dans la fraction stable qu'est la fraction humique (Robert, 2002). Pour avoir une idée de la dynamique du C dans le sol, il est donc crucial de connaître la proportion et la taille des réservoirs de COS dans la zone

d'intérêt. La notion de réservoir de COS peut être expliquée par : (i) l'équilibre qui existe entre les émissions de C pendant le processus de décomposition et la déposition de la litière ainsi que la rhizodéposition (Jandl et al., 2007; von Lützow et al., 2007) ; (ii) la disponibilité de COS à être dégradé par l'activité microbienne (Robert, 2002).

La matière organique s'infiltré dans le sol comme un débris du type organique et ses propriétés sont identiques à l'élément d'origine (Baldock et Skjemstad, 2000). Elle est composée de structures moléculaires stables, la biomasse microbienne, les résidus d'animaux et des plantes, et une multitude d'autres composantes (Curtin et al., 2019; Zimmermann et al., 2007). La taille, la complexité et la structure de la MOS varient en fonction du stade de décomposition, par exemple elle est de 20  $\mu\text{m}$  à l'origine et elle a une taille plus fine lorsqu'elle est hautement décomposée. C'est pourquoi, en fonction de son stade de décomposition et ses caractéristiques physiques, elle est subdivisée en plusieurs groupes ou réservoirs (Baldock et Skjemstad, 2000). Ainsi, comme mentionné plus haut, on identifie les réservoirs labiles et stables qui se différencient par leur fonctionnement (Lavallée et al., 2020), leur taille et leur temps de renouvellement (von Lützow et al., 2007), leur capacité à résister à l'activité microbienne et leur mode de stabilisation (Zimmermann et al., 2007). À cause de leur grande importance dans le cycle de carbone global, les processus de stabilisation du COS a attiré plus d'attention depuis quelques décennies. La stabilisation du COS est décrite comme étant un mécanisme de protection contre la minéralisation de la matière organique du sol et elle est souvent utilisée pour désigner tout mécanisme dans le sol qui exige une longue période de renouvellement (Lützow et al., 2006), mais aussi comme un mécanisme qui réduit les possibilités que la MOS se perde par d'éventuelles érosions ou par la respiration hétérotrophe (Sollins et al., 1996). Selon (Sollins et al., 1996), ce processus démarre avant même que les résidus végétaux n'arrivent au sol.

La stabilisation résulte des interactions entre les particules minérales et organiques qui permettent de constituer des complexes organo-minéraux et elle est dépendante de plusieurs facteurs abiotiques et biotiques (Laganière et al., 2011). Par exemple, le temps de renouvellement de la MOS est, entre autres, régi par les propriétés du sol et les conditions climatiques (Jandl et al., 2007), alors que leur taille dépend des rapports existant entre les apports et les pertes de MOS (Lefèvre, 2015). Pour une connaissance approfondie sur la dynamique de la MOS sur une échelle de temps, il est nécessaire de procéder au fractionnement de ces différents réservoirs (Curtin et al., 2019).

La séparation ou le fractionnement de la MOS en plusieurs réservoirs, comme le réservoir stable (matière organique minérale-associée ou MOAM) et le réservoir labile (matière organique particulaire ou POM) est un moyen approprié pour déterminer l'augmentation et le renouvellement du COS dans le sol (Averill et Waring, 2018; Castellano et al., 2015; Cotrufo et al., 2015). Elle permet d'identifier la contribution de chaque réservoir dans le stockage du COS et elle simplifie la compréhension du potentiel de séquestration du carbone d'un sol à cause des particularités de chaque réservoir (Cotrufo et al., 2019).

Auparavant, la séparation des réservoirs de COS se basait essentiellement sur la méthode chimique (Lavallee et al., 2020; Robert, 2002). Actuellement, le fractionnement des réservoirs de COS se fait par méthode chimique, physique ou une combinaison de plusieurs méthodes (von Lützow et al., 2007). La méthode de fractionnement chimique repose sur le principe que la MOS est extraite avec des électrolytes dans une solution aqueuse et des solvants organiques (von Lützow et al., 2007). Tandis que le fractionnement physique se fait, en général, en fonction de la densité ou de la taille des particules du sol (Christensen, 1992; Poeplau et al., 2018). Il se base sur l'hypothèse selon laquelle le regroupement spatial et l'arrangement des particules sont des facteurs clés de la stabilité de la MOS (von Lützow et al., 2007). Selon Baldock et Skjemstad (2000), cette dernière est la méthode la plus utilisée pour la séparation des différents réservoirs à savoir labile et stable.

### 1.3.2 Les réservoirs stables du COS

La stabilité biologique des réservoirs de la MOS est la capacité que peut avoir le carbone à résister aux activités de décomposition ou aux attaques enzymatiques (Baldock et Skjemstad, 2000). En d'autres termes, ce concept découle des interactions qui existent entre les mécanismes qui conduisent à la stabilité du COS, par exemple la protection physique de la matière organique et la récalcitrance (Lützow et al., 2006; Sollins et al., 1996). Par conséquent, une augmentation de la résistance du COS correspond à une hausse de la stabilité biologique (Baldock et Skjemstad, 2000). Dans ce réservoir, la matière organique pénètre dans le sol comme COS absorbé et elle est relâchée par les décomposeurs. De plus, elle est aussi introduite dans ce réservoir sous forme des résidus issus de la décomposition de la matière organique particulaire (MOP) et elle est plus ancienne que la MOS des réservoirs labiles (Baldock et Skjemstad, 2000). Le réservoir stable est formé de dérivés de microorganismes généralement riches en azote (N). Le temps de renouvellement est lent et dépend majoritairement des caractéristiques du sol

et des facteurs environnementaux (Lützow et al., 2006). La taille de ce réservoir est plus grande que celle du réservoir labile, et celui-ci est moins sensible aux perturbations et aux changements des facteurs biotiques et abiotiques (température et précipitation) (Beare et al., 2014). Par ailleurs, il est plus stable par rapport au réservoir labile, grâce à sa protection physique dans les agrégats fins de sol contre l'activité de décomposition des microorganismes (Kögel-Knabner et al., 2008) et son association à caractère chimique avec les particules minérales fines du sol (von Lützow et al., 2007). Ces particularités lui confèrent l'appellation de matière organique associée avec les minéraux (MOAM). Cette fraction de la MOS est importante pour le bon fonctionnement de la forêt, car elle constitue une source essentielle en nutriments pour les micro-organismes et les végétaux (Cates et Ruark, 2017; Kallenbach et al., 2015). Plusieurs mécanismes sont impliqués dans le processus de transformation et de stabilisation de la MOS dans le réservoir stable. Ils ont pour responsabilité d'augmenter l'inaccessibilité et de diminuer la biodisponibilité de la matière organique face aux décomposeurs comme les microorganismes (Lützow et al., 2006; Sollins et al., 1996). En se basant sur les études de Sollins et al. (1996) ainsi que celles de Lützow et al. (2006), les principaux mécanismes de stabilisation de la matière organique du sol sont les suivants :

- La préservation sélective (aussi appelée la stabilisation biochimique)

La préservation sélective est définie comme étant la stabilisation de la MOS à cause de sa propre composition et des autres procédés chimiques. Elle a pour particularité d'entraîner une concentration des molécules récalcitrantes comme les polyphénols et la lignine. Le mécanisme de préservation sélective est réparti en deux, la récalcitrance primaire et la récalcitrance secondaire. La récalcitrance dite primaire correspond aux propriétés moléculaires des résidus racinaires et des débris des végétaux à résister à la dégradation, tandis que celle dite secondaire fait référence à la récalcitrance des polymères ou des dérivés microbiens (Lützow et al., 2006; Sollins et al., 1996).

- La protection chimique par l'interaction avec les ions métalliques et avec les surfaces minérales

La protection chimique résulte des interactions physico-chimiques qui se déroulent entre les surfaces minérales et la MOS (Six et al., 2002). En d'autres termes, elle fait référence aux interactions entre la matière organique du sol, les ions métalliques et les surfaces minérales qui entraînent des modifications dans la décomposition de la MOS tout en la

protégeant de la minéralisation. Parmi ces interactions intermoléculaires, il y a les interactions faibles ou le transfert de ligands (Lützow et al., 2006)

- La protection physique de la MO par occlusion dans des agrégats ou la stabilisation par inaccessibilité spatiale contre les décomposeurs

Plusieurs compartiments constituent la matrice des sols. C'est cette structure qui permet de limiter plusieurs processus notamment celui des échanges d'eau, des enzymes et de l'oxygène (Lützow et al., 2006). La protection physique par occlusion dans des agrégats fait donc référence à l'influence positive de l'agrégation sur la stabilisation de la MOS. En effet, par la formation des barrières physiques entre la MOS et les décomposeurs, les agrégats effectuent une protection physique de la MOS (Six et al., 2002). Ces barrières rendent la MOS inaccessible à la décomposition par les microorganismes (Sollins et al., 1996). Cette inaccessibilité à la décomposition est causée par la compartimentation des microorganismes et de la MOS ainsi que la diminution de la circulation de l'oxygène dans les macro- et les micro-agrégats du sol.

L'inaccessibilité spatiale de la MOS par les décomposeurs peut être favorisée par plusieurs processus dont l'encapsulation de la MO dans des macromolécules, l'occlusion par agrégation, l'hydrophobie de la MO et la pénétration de la MO dans les phyllosilicates (Lützow et al., 2006).

### 1.3.3 Les réservoirs labiles du COS

Le réservoir labile est composé essentiellement des débris broyés des végétaux et des animaux, présents dans le sol sous forme de matière organique particulaire (MOP). Contrairement au réservoir stable, la MOS du réservoir labile est accessible aux décomposeurs et elle est facilement dégradable. En même temps, ce réservoir est dépendant des apports en MOS mais surtout de plusieurs autres facteurs, comme la température et l'humidité, qui influencent l'activité des microorganismes (Robert, 2002). Dans ce réservoir, les apports en COS dépendent de deux principaux mécanismes, à savoir l'assimilation et la déposition. À travers la déposition, le COS est ajouté par le dépôt des résidus d'origine végétale alors que l'assimilation concerne les résidus des organismes microbiens. Le réservoir labile a un temps de renouvellement ou un turnover plus rapide que le réservoir stable (ou récalcitrant) et il est plus sensible aux perturbations et aux pratiques d'aménagement, aux changements des espèces du peuplement et des facteurs climatiques (Baldock et Skjemstad, 2000). Le réservoir labile contribue faiblement

à certaines fonctions dans le sol, par exemple à la capacité d'échange cationique (CEC) dans le sol, et il est une source importante de nutriments essentiels et d'énergies aux agents responsables de la décomposition de la matière organique (Baldock et Skjemstad, 2000).

**Tableau 1**  
**Propriétés des réservoirs de carbone organique du sol**

	Réservoir stable	Réservoir labile
Indices	MOAM	MOP
Composants chimiques dominants	Produits microbiens	Dérivés végétaux
Mécanismes de protection	Associations minérales	Aucune ou occlusion dans les agrégats ou encore récalcitrance biochimique
Temps moyen de résidence	10 à 100 ans	<10 ans
C/N ratio	8 à 13	10 à 40
Concentration en N	Élevée	Faible
Turnover (renouvellement)	Lent	Rapide
Taille	<53µm	>53µm
Vulnérabilité aux perturbations	Faible	Élevée

#### 1.4 Facteurs influençant le stock de carbone dans une forêt boréale

La dynamique de la forêt boréale, comme tous les autres écosystèmes forestiers, est régie par une diversité des perturbations anthropiques et naturelles, qui agissent sur des échelles temporelles et spatiales différentes (Gauthier et al., 2015a). Elles affectent de grandes étendues de forêts en modifiant les fonctions, la composition et la structure de la végétation (FAO, 2020; Gauthier et al., 2015a). Les perturbations rendent complexes les estimations du stock de carbone de certains réservoirs et elles exercent une influence sur le potentiel des forêts à stocker du carbone. En effet, elles ont une incidence sur la respiration hétérotrophe, car elles impactent significativement le bilan de carbone et parfois elles favorisent l'augmentation de bois morts qui jouent un rôle clé dans le puits de carbone (Pan et al., 2011). Comme perturbation naturelle, il y a les incendies et les épidémies d'insectes qui sont les perturbations majeures de cette forêt (Boulienger et al., 2014; Shorohova et al., 2011). Pour ce qui est des perturbations anthropiques, il s'agit

essentiellement de l'aménagement forestier ainsi que de la récolte du bois (Boulanger et al., 2014; Burton et al., 2010), et c'est cette dernière que nous abordons dans ce travail.

#### 1.4.1 Aménagement forestier

Les effets des perturbations anthropiques sur le stock de carbone peuvent être indirects et directs. Dans le premier cas, ces perturbations interviennent lorsque les cycles biogéochimiques autres que celui du carbone sont modifiés influençant de façon indirecte ce dernier. Par exemple, des perturbations au niveau du cycle de l'azote pourraient avoir une incidence sur la qualité générale des sols ainsi que sur la croissance des arbres (Aber et al., 2000). Dans le second cas, on peut citer l'utilisation intensive des combustibles fossiles et la modification des écosystèmes responsables des transferts de CO<sub>2</sub> comme la forêt. Ce changement peut entraîner des émissions importantes dans l'atmosphère de carbone autrefois stocké dans ces écosystèmes, car la végétation n'est plus en mesure d'effectuer la photosynthèse correctement (Apps et al., 2006). Face aux inquiétudes suscitées par tous les changements apportés par les activités humaines, des efforts intenses ont été entrepris afin de gérer les écosystèmes forestiers de façon à maintenir leurs fonctions.

L'aménagement forestier implique le maintien des forêts par l'application de plusieurs pratiques sylvicoles à l'échelle du paysage, accompagné d'une consommation des produits forestiers de façon raisonnable afin d'assurer la pérennité des forêts pour la future génération. L'aménagement forestier est considéré par certains comme étant une perturbation dont les effets sont en partie similaires aux perturbations d'origine naturelle (Bergeron et Harvey, 1997; Lemprière et al., 2013). Présentement, cet aménagement représente un enjeu important sur les plans environnementaux et socio-économiques à cause de sa contribution de manière positive ou négative aux changements climatiques. En effet, il est admis que lorsque l'aménagement forestier est effectué dans le but de favoriser la séquestration du carbone des forêts, il peut potentiellement contribuer à abaisser les concentrations de CO<sub>2</sub> dans l'atmosphère (Lemprière et al., 2013). Toutefois, cela dépend de comment il est fait, car une gestion forestière mal exécutée peut conduire une forêt à jouer un rôle de source plutôt que de puits net de carbone (Gauthier et al., 2015a; Lemprière et al., 2013). En plus, un aménagement qui priorise un seul secteur au détriment des autres, par exemple la séquestration du carbone dans les réservoirs forestiers, est peu susceptible de garantir en même temps une optimisation des autres services fournis par la forêt (Schwenk et al., 2012).

L'aménagement forestier influence la productivité forestière à travers ses pratiques, telles que la préparation du site et la récolte forestière. Par ailleurs, il contribue à la fluctuation du stock de carbone dans les différents réservoirs de carbone de manière directe ou indirecte. Directement, l'aménagement forestier influence les stocks de carbone par le transfert de la biomasse vivante en produits du bois, par exemple par la récolte forestière. Indirectement, c'est à travers le changement des conditions qui stimulent ou ralentissent la croissance des arbres (Lemprière et al., 2013; Nabuurs et al., 2008).

Dans la plupart des cas, l'aménagement forestier favorise la création de peuplements constitués uniquement de conifères en forêt boréale. Ce choix permet d'avoir des peuplements plus ou moins homogènes (Jetté et al., 2009). Pourtant, la monoculture a tendance à augmenter la vulnérabilité des peuplements aux risques des perturbations, telles que les feux et les épidémies d'insectes. Par conséquent, le changement de la composition forestière peut affecter le cycle de carbone et produire une vulnérabilité des stocks de carbone de la forêt lorsque la monoculture est privilégiée par rapport à la diversification des espèces (Burton et al., 2010).

Dans les forêts boréales, l'aménagement forestier a tendance à augmenter les superficies des peuplements jeunes caractérisés par une classe d'âge de plus ou moins trente années puisqu'il est généralement axé sur une approche équiennne, ce qui simplifie la structure des peuplements (Mönkkönen et al., 2018). Cette augmentation peut influencer positivement la captation de carbone, car une forêt jeune a tendance à croître plus rapidement qu'une vieille forêt. Dans le sol, l'aménagement des écosystèmes forestiers affecte le stock de carbone à travers le changement du microclimat des sites, la biomasse et la composition de la végétation, et la structure des peuplements (Jandl et al., 2007). En plus, dans une forêt aménagée où les coupes sont fréquentes, des risques de prolifération des éricacées sont plus élevés que celles des forêts non aménagées, empêchant l'établissement voire la croissance des espèces comme l'épinette. C'est pourquoi des inquiétudes continuent d'émerger quant au rôle de l'aménagement des écosystèmes dans les peuplements forestiers (Thiffault et Grondin, 2003). Toutefois, selon une étude antérieure, l'aménagement forestier serait meilleur si elle est ajustée en fonction du bilan de carbone du biome. Cela revient à dire que si une forêt est une source de carbone, une augmentation de la récolte du bois peut être un moyen d'atténuation des effets des changements globaux, car elle va permettre de diminuer les pertes en carbone causées par la décomposition. Cependant, si elle est un puits de carbone, la récolte doit être évitée,

car l'abondance des résidus après coupe augmente le taux de décomposition et donc les émissions hétérotrophes de CO<sub>2</sub> (Bellassen et Luysaert, 2014).

Au Canada, des étendues importantes de forêts sont aménagées pour la production du bois, soit 30 à 45% (Gauthier et al., 2015a). Au Québec, les superficies forestières ayant subi un traitement sylvicole sont estimées à environ 824 000 ha avec une moyenne de 165 000 ha/an pendant la période 2008-2013, dont 75% coupées par CPRS (Bureau du forestier en chef, 2015).

#### 1.4.2 La récolte forestière

En forêt boréale, les propriétés du bois sont excellentes et adaptées pour la construction et la production du papier. Ces propriétés sont principalement dues au fait que la croissance de l'arbre est lente (Burton et al., 2010). Depuis quelques années, il est de plus en plus encouragé d'utiliser la biomasse végétale comme source d'énergie afin de réduire les émissions de CO<sub>2</sub> et de lutter contre les changements climatiques. En même temps, cela implique une augmentation des superficies forestières à exploiter et donc plus de forêts perturbées. Même si plusieurs pays, notamment le Canada ainsi que la province du Québec, décident de réduire leur récolte en bois pour maintenir les puits de carbone forestier, cela peut entraîner des répercussions sur les autres réservoirs mondiaux de carbone. Une diminution de la récolte forestière au Québec augmentera l'importation des produits ligneux et certainement la pression sur d'autres puits de carbone forestier à l'échelle globale. De ce fait, les scientifiques tentent de trouver des stratégies sylvicoles ayant des intensités différentes, afin de sélectionner celles qui peuvent avoir un impact réduit sur le stock de carbone (Russell-Roy et al., 2014).

La récolte forestière a une influence directe sur les stocks de carbone des forêts, car elle favorise la diminution de la biomasse aérienne, tout en augmentant la quantité des racines mortes et des débris végétaux issus de l'exploitation. Cependant, cela est déterminé par le type de pratiques sylvicoles effectué sur les sites et de leur intensité. En effet, le choix du traitement sylvicole influence directement la structure du peuplement résiduel et le taux des apports en litière après la coupe (Strukelj et al., 2015). Par exemple, il est admis que la coupe totale n'assure pas l'augmentation des entrées en litières et des débris végétaux, et ne permet pas le maintien des stocks de carbone dans la biomasse aérienne par rapport à la coupe dite partielle. En plus, la coupe totale a une plus large capacité de changer une forêt du stade de puits à source de carbone à cause des différences entre le taux de

décomposition et la production primaire nette comparée à une coupe partielle. Par conséquent, l'intensité de la coupe forestière détermine le rôle joué par le peuplement durant les premières années après la coupe (Strukelj et al., 2015). Indirectement, les effets de la récolte forestière altèrent les conditions abiotiques, comme l'humidité et la température. Aussi, l'activité microbienne peut aussi être affectée par la récolte forestière et par la suite influencer la décomposition de la MOS (Strukelj et al., 2015).

#### 1.4.3 Influence de la saisonnalité de la récolte forestière sur la dynamique du carbone forestier

Au Québec, la récolte du bois se fait durant deux saisons, en été ou en hiver. Au cours des décennies antérieures, la coupe du bois était effectuée de manière dite conventionnelle ou partiellement mécanisée. Elle était généralement réalisée uniquement durant l'été à cause du climat rigoureux des régions boréales en hiver (Boivin, 1977). Avec l'augmentation de la demande en produits du bois, la récolte forestière est de plus en plus mécanisée et elle recourt à l'utilisation d'une machinerie lourde (Gürsoy, 2021). Cependant, les charges dues aux lourdes machines utilisées sont susceptibles de provoquer des contraintes dépassant la résistance du sol, causant ainsi son tassement (Gürsoy, 2021). Par exemple, des études précédemment faites attestent que l'utilisation d'une machinerie lourde lors de la récolte du bois en milieu forestier augmente la densité apparente du sol après le passage des tracteurs, conduisant à une hausse du risque de compaction des sols (Solgi et Najafi, 2014) qui est une dégradation grave du sol avec des effets importants sur l'environnement ainsi que sur la croissance des arbres et la structure des sols (Gürsoy, 2021). Il existe deux types de compaction du sol. La première est celle qui est issue du brisement des agrégats superficiels du sol en raison des eaux stagnantes et ruisselantes et des gouttes d'eau lors des précipitations. Ce type de compaction constitue une limitation pour l'infiltration de l'air et des eaux. Elle est à l'origine des érosions, des ruissellements des eaux et de la limitation de la croissance des plantes. Elle est dite superficielle, car elle se déroule sur les premiers centimètres de la couche du sol. La seconde, en revanche, est une compaction produite par la machinerie lourde utilisée et par le passage répété des roues des tracteurs sur le site. Elle se déroule le plus souvent en profondeur et elle est plus difficile à éliminer à cause de son impact dans le sol (Gürsoy, 2021).

Avec la compaction du sol, les apports en litière au sol sont limités à cause de la lenteur de la croissance des plantes qui sont responsables de produire de la matière organique.

En effet, lorsqu'un sol est compacté, sa résistance augmente tandis que sa porosité ainsi que son taux d'infiltration diminuent et la croissance des arbres peut être réduite en raison d'un approvisionnement en eau réduit, d'un espace racinaire restreint et d'une mauvaise aération (Greacen et Sands, 1980). Le taux de photosynthèse peut également être affecté, car celui-ci est réduit lorsqu'il y a fermeture des stomates des feuilles dans des situations de déficit hydrique (Kozłowski, 1999). Ces contraintes peuvent à leur tour avoir une influence sur la disponibilité et la quantité de la matière organique (notamment la litière et la rhizodéposition). De plus, les effets de la compaction sont plus ressentis dans les premiers centimètres du sol, entre 0 et 5 cm (Kozłowski, 1999; Solgi et Najafi, 2014), et c'est à cette même profondeur que le COS est plus abondant (Sothe et al., 2022). C'est pourquoi, la compaction du sol a un effet considérable sur le stock de carbone, car, excepté, le fait qu'elle tasse le sol et limite la régénération des arbres, elle a aussi la capacité d'empêcher les différents processus d'échanges entre le sol et l'atmosphère (Greacen et Sands, 1980; Kozłowski, 1999). Par conséquent, de fortes variations du stock de carbone seront observées surtout dans le sol, car les apports et les pertes de COS sont modifiés par cette compaction (Song et al., 2012). Plusieurs autres propriétés du sol sont aussi modifiées par la compaction du sol, notamment la diminution de la teneur en eau, la température lors de la saison de végétative, la porosité du sol et le taux de nitrification des couches minérales (Greacen et Sands, 1980; Tan et al., 2005). Les effets de la mécanisation ne se limitent pas qu'au sol, car tout l'écosystème expérimente d'une certaine manière une modification de ses propriétés (Greacen et Sands, 1980). Par exemple, une étude menée dans des peuplements de la Côte-Nord du Québec indique que la coupe mécanisée avait tendance à diminuer le nombre des tiges de conifères (sapin et épinette) et à augmenter la représentation des feuillus comme le bouleau à papier (Boivin, 1977). Plusieurs autres études ont également rapporté que la croissance des semis de plusieurs espèces était inhibée lorsque la densité apparente du sol augmentait de façon considérable en forêt (Greacen et Sands, 1980; Kozłowski, 1999; Solgi et Najafi, 2014).

Aussi, il a été rapporté que les dommages causés par les activités de récolte pouvaient être différents selon que celle-ci était faite en hiver ou en été (Archambault et al., 2006; Kulak et al., 2019). La coupe effectuée durant l'été perturberait plus les sols forestiers que celle réalisée pendant l'hiver en raison d'une plus forte compaction (Archambault et al., 2006). De plus, la quantité des semis qui subissent des dommages pendant la coupe

effectuée en été serait plus importante que celle faite pendant les périodes froides durant lesquelles le sol est gelé ou recouvert de neige (Kulak et al., 2019). Hormis le fait qu'il n'y ait aucune couverture de neige sur le sol lors du passage des machines, l'humidité pendant l'été serait un facteur qui accentuerait la sensibilité des sols à la compaction (Cambi et al., 2015; Nurminen et al., 2006). Cependant, il y a peu d'information disponible sur l'ampleur des effets de la saisonnalité des coupes sur les stocks de carbone des forêts boréales.

## 1.5 Objectifs et hypothèses

### 1.5.1 Objectifs de l'étude

Le présent travail a pour but de contribuer à la compréhension de la réponse des forêts boréales, en particulier de leurs stocks de carbone, aux opérations sylvicoles de récolte du bois. Son objectif général est d'identifier les effets de la récolte du bois en saisons différentes, à savoir les saisons d'hiver et d'été, sur la dynamique du carbone de la végétation et du sol, et ce, deux décennies après des coupes avec protection de la régénération et des sols (CPRS) effectuées sur des sites dominés par des conifères.

Plus spécifiquement, cette étude a pour objectif de :

O<sub>1</sub> : Évaluer et comparer les stocks de carbone des semis et des arbres sur différents peuplements récoltés à l'été et à l'hiver, et ce, vingt ans après les récoltes ;

O<sub>2</sub> : Évaluer et comparer les propriétés physico-chimiques des sols et les stocks de carbone des sols des peuplements récoltés vingt ans plus tôt au cours des saisons différentes.

### 1.5.2 Hypothèses de l'étude

H1 : Les stocks de carbone des arbres et des semis des peuplements récoltés à l'hiver seraient plus élevés que ceux des peuplements récoltés en été en raison d'une meilleure croissance des arbres et des semis. La récolte effectuée en été causerait plus de dommages sur les sols en ce qui concerne leur compaction et cette dernière aurait des impacts sur la croissance des arbres et donc sur le stock de carbone (Greacen et Sands, 1980; Kozlowski, 1999).

H2 : Les stocks de carbone des sols des peuplements récoltés en hiver seraient plus élevés et ils auraient de meilleures propriétés physico-chimiques que les sols des

peuplements récoltés en été, car la couverture du sol durant l'hiver réduirait les dommages causés par la machinerie sur les sols, notamment en ce qui a trait à leur compaction (Kulak et al., 2019).

## 2. ARTICLE

### INFLUENCE OF HARVEST SEASON ON ABOVEGROUND BIOMASS AND SOIL CARBON DYNAMICS IN A CONIFER-DOMINATED FOREST IN QUEBEC

Rachel Furaha Kasoro<sup>1</sup>, Rock Ouimet<sup>2</sup>, Xavier Cavard<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Institut de Recherche sur les forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

<sup>2</sup> Direction de la Recherche Forestière, Ministère des Ressources naturelles et des  
Forêts du Québec

## 2.1 *Abstract*

The use of heavy machinery in timber harvesting can significantly alter carbon dynamics in the boreal forest, with varying impact depending on the season. Winter harvesting, with its protective snow cover and frozen ground, is likely to have a lesser effect on soil and vegetation regeneration. In contrast, summer harvesting, with no snow cover, could potentially cause significant damage to the soil and pre-established regeneration, highlighting the need for careful planning and management. This study tested these hypotheses by comparing two sites in the Côte-Nord region of Quebec harvested twenty years previously in both summer and winter. Specifically, the objectives were to (i) compare vegetation and soil carbon stocks and (ii) compare soil physicochemical properties. Therefore, twenty-four 400 m<sup>2</sup> plots were established to estimate the above-ground biomass and carbon of trees and seedlings. Also, 96 soil samples (organic layer and 0-15 cm mineral depth) were collected from these plots to analyze their physicochemical properties and estimate their carbon stocks. Observations two decades post-harvest did not support the concern that timber harvesting operations conducted in summer would result in more significant soil degradation than in winter. The results showed that harvesting season did not influence the physicochemical properties of soil and carbon stocks on our coarse-textured soils. A similar trend was observed for carbon in trees and seedlings. These results suggest that soil disturbance was successfully limited by the use of careful logging around advanced growth (CLAAG, a.k.a. CPRS in Québec). It limited heavy machinery traffic, reducing the impact on the soil and pre-established regeneration. Our results supported the use of CLAAG/CPRS as a harvesting method for clear cutting all seasons in boreal forests and provided valuable insights into the carbon sink function of boreal forests following timber harvesting.

Key words: Harvesting season, carbon stocks, soil organic matter, POM, MAOM, soil compaction, boreal forest

## 2.2 *Résumé*

La machinerie lourde utilisée lors de la récolte du bois est susceptible d'affecter différemment la dynamique du carbone en forêt boréale, selon qu'elle est réalisée en hiver ou en été. Une récolte de bois faite en hiver pourrait avoir moins d'effets sur le sol et la régénération de la végétation en raison de la couverture neigeuse sur le sol gelé. Inversement, la récolte faite en été pourrait causer plus de dommages sur le sol dépourvu de couverture neigeuse et sur la régénération préétablie. Cette étude a vérifié ces hypothèses en comparant deux sites de la région de la Côte-Nord, au Québec, récoltés vingt ans auparavant en été comme en hiver. Plus spécifiquement, les objectifs étaient de (i) comparer les stocks de carbone de la végétation ; (ii) comparer les propriétés physico-chimiques et les stocks de carbone des sols. Pour ce faire, vingt-quatre placettes de 400 m<sup>2</sup> ont été délimitées pour estimer la biomasse aérienne et le carbone des arbres et des semis. Aussi, 96 échantillons de sols (horizon organique et 15 cm de profondeur du sol minéral) ont également été prélevés dans ces placettes pour analyser leurs propriétés physico-chimiques et estimer leurs stocks de carbone. Les résultats obtenus ont contredit nos hypothèses de départ. En effet, la crainte que des dommages plus importants au sol soient constatés à la suite des opérations faites en été n'a pas été vérifiée deux décennies après la récolte. Les résultats ont démontré que la saison de récolte, été ou hiver, ne semble pas influencer les propriétés physico-chimiques et les stocks de carbone de nos sols à texture grossière. La même tendance a été constatée en ce qui concerne le carbone des arbres et des semis. Nos résultats suggèrent que l'usage de la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) a bien limité les impacts directs. En effet, cette pratique limite la circulation de la machinerie lourde, permettant ainsi de réduire les perturbations mécaniques sur les sols et de limiter les dommages sur la régénération préétablie. Nos résultats plaident en faveur de l'utilisation de la CPRS comme mode de récolte en coupe totale des forêts boréales en toutes saisons et ils fournissent des informations permettant de mieux comprendre le rôle de puits de carbone joué par la forêt boréale après une récolte de bois.

Mots clés : Saison de récolte, stocks de carbone, carbone organique des sols, POM, MOAM, compaction du sol, forêt boréale

### 2.3 *Introduction*

Climate change, a pressing global challenge, is the source of numerous environmental and societal disruptions. Human activities, particularly the increase in greenhouse gas emissions (GHG), primarily carbon dioxide (CO<sub>2</sub>), are driving this crisis (Masson-Delmotte et al., 2021). Vast amounts of GHG released by human activities are absorbed by the ocean and land, with only a small fraction remaining in the atmosphere (Masson-Delmotte et al., 2021). Recent studies indicate that the Earth's biosphere has absorbed approximately 20% of CO<sub>2</sub> from logging, manufacturing, and fossil fuel combustion (Le Quéré et al., 2016). The majority of this CO<sub>2</sub> is sequestered by forest ecosystems, potentially attenuating the climate crisis (Pan et al., 2011).

Covering nearly 30 % of the global land area, the forest ecosystem is one of Earth's most important and largest ecosystems (FAO and UNEP, 2020). Forests store larger amounts of atmospheric CO<sub>2</sub> in the short and long term, over half of all terrestrial carbon (FAO, 2020). It maintains the global carbon balance and plays a key role in the global carbon cycle by continuously sequestering and releasing CO<sub>2</sub> (Government of Canada, 2024 ; Pan et al., 2011). Forest ecosystems permanently store large volumes of carbon in soils and aboveground biomass (FAO, 2020; Georgiou et al., 2022; Pugh et al., 2019). Compared with other forest ecosystems, such as tropical and temperate forests, the boreal biome contains a larger portion of the world's terrestrial forest carbon stock (Scharlemann et al., 2014), estimated at 50% and which is primarily stored in the soil (Gower et al., 2001).

Boreal forest soil contains a greater amount of carbon as soil organic matter (SOM) than both aboveground and belowground living biomass (Bradshaw et Warkentin, 2015; Pan et al., 2011; Scharlemann et al., 2014) and even more than the atmosphere (Tarnocai et al., 2009). The cold winters and acidic soil conditions in boreal regions slow down or even limit the decomposition of organic matter in boreal forest. This unique feature favors the accumulation of carbon in the upper layers of the soil, thereby increasing the carbon stocks of forest soils (Gleixner et al., 2001). This reservoir, one of the most important carbon pools, contains over 80% of the biome's carbon stocks (Dixon, 1994). Therefore, attention on its role in global carbon cycling and storage is increasing, especially since the boreal forest is expected to warm twice as fast as other terrestrial ecosystems in future years (Gauthier et al., 2015a).

Through photosynthesis, trees capture carbon and release it into the atmosphere via autotrophic and heterotrophic respiration and combustion (Ryan et al., 2010). The carbon capture rate by trees varies greatly depending on the age of the stand (Pregitzer et Euskirchen, 2004). For example, carbon accumulation is significant when the stand is at an earlier stage because the growth rate is also considerable. In contrast, when the stand is mature or old, emissions might exceed the carbon captured by photosynthesis under some circumstances (Gao et al., 2018; Taylor et al., 2014). The balance between these processes—namely photosynthesis and respiration—determines whether the forest is a carbon sink or source (Laganiere et al., 2010; Pregitzer et Euskirchen, 2004; Ryan et al., 2010). Therefore, a comprehensive understanding of carbon dynamics across the various compartments of a forest ecosystem, including aboveground biomass and soil, is essential. This knowledge is critical for accurately monitoring changes in carbon stocks in response to global warming and human pressure.

The role of soil in the carbon balance and the long-term effects of wood harvesting on soil organic carbon (SOC) are often not fully explored due to the complexity, laborious measurement processes, sizeable spatial variability in soil carbon pools, and high cost associated with their assessment (Schrumpf et al., 2011). However, soil is a significant carbon reservoir that requires as much attention as other carbon pools (Batjes, 1996; FAO, 2020). Indeed, the large amount of SOC is primarily explained by its stability in soil with residence times ranging from 0 to over 1,000 years for labile and stable fractions (Lützow et al., 2006). Consequently, soil is considered one of the most stable carbon sinks compared to other terrestrial reservoirs. Any effect produced by disturbances that modify the net primary production (input) and respiration (loss) of SOC, therefore, needs particular investigation, as atmospheric CO<sub>2</sub> concentration can be influenced even by a slight variation in SOC (Van Miegroet et Olsson, 2011).

The mechanization of harvesting operations has risen over the years due to a shortage of forest labor and a growing demand for wood products (Boivin, 1977). Nowadays, harvesting greatly depends on heavy tractors in boreal forests. However, heavy equipment contributes to soil disturbances which may affect forest productivity (Gürsoy, 2021; Powers et al., 1999). The external disturbances it causes alter soil chemical properties and modify soil physical properties by decreasing soil porosity and increasing soil bulk density. Also, these changes affect several biogeochemical cycles, altering services and functions provided by the forest ecosystem (Cambi et al., 2017; Conway, 2024). For

example, a limitation in the decomposition of organic matter by decomposers, a decrease in microbial activity and slowdown in the mineralization process of nutrients such as nitrogen, insufficient transfer of oxygen into the soil, and an increase in water run-off due to soil compaction (Gürsoy, 2021). Soil compaction negatively affects the soil structure, impacts its productivity and influences water infiltration and soil nutrient cycles. It also reduces tree growth by preventing the establishment of root systems after logging (Conway, 2024). Soil compaction occurs under repeated mechanical load application, and it is difficult to determine because of the hidden degradation that it causes in soil structure (Nawaz et al., 2013). It can be measured by bulk density, soil strength, and porosity. Although, changes were made in Quebec to minimize the impact of forestry equipment on boreal forests through the implementation of careful logging around advanced growth (CLAAG or CPRS, for cut with protection of regeneration and soils) which limits machinery passage, disturbances may persist over time, especially when logging is carried out during a season of the year likely to disrupt the forest ecosystem and carbon dynamic.

Harvesting in the boreal forest is carried out in both winter and summer. The snow cover and the frozen floor act as a buffer against disturbances to the soil and pre-established regeneration. For instance, frozen soils prevent microbial activity and ensure that soils are less prone to compaction. However, summer harvesting is more likely to compact soil and disrupt the growth of pre-established stems as the soils lack snow cover. It is likely to alter forest carbon stocks, as soil compaction directly limits tree growth and indirectly reduces organic matter input.

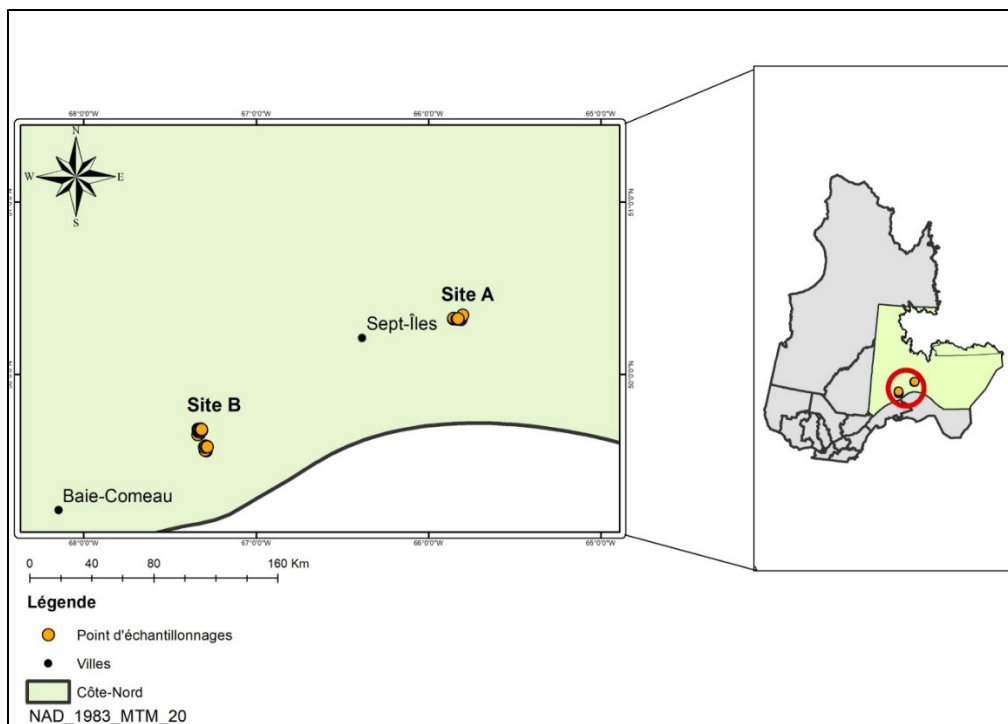
A couple of studies conducted in boreal forests have directly examined the effects of soil compaction caused by harvesting (Nazari et al., 2021; Brais et Camire, 1998). However, these studies never discussed the impact of soil compaction on carbon dynamics by comparing winter and summer season harvesting (Labelle et Jaeger, 2011). In this context, this study was carried out to provide information on the effects of seasonal harvesting on carbon dynamics in the boreal region of Quebec. The main objective was to identify the effects of harvesting in different seasons, *i.e.* winter or summer, on vegetation and soil carbon dynamics, two decades after CLAAG on sites dominated by conifers. More specifically, this study aimed to: (i) assess and compare carbon stocks of trees/saplings and seedlings and (ii) assess and compare the physicochemical properties of soils and soil organic carbon (SOC) stocks.

## 2.4 *Materials and Methods*

### 2.4.1 Study area

This research was conducted in the region of Côte-Nord in northeastern Québec, Canada (49°33'N-67°18'W and 50°20'N-65°48'W) (Figure 1). In general, the study area features a boreal humid climate characterized by cool, short summers and long, cold winter. The range of the yearly average temperature is 1.5 to 0.8 °C, and the mean annual precipitation varies from 950 to 1300 mm, with about 40 % occurring as snow (MRNF, 2007; Mingasson, 1957). Both shallow and thick glacial tills are the most common surface deposits in the study area. They are thin on hilltops and slopes and thick in depressions. The topography is dominated by high hills with very rugged relief. Heading towards the region's eastern part and away from coastal areas, the soil becomes thinner, and rock outcrops become more abundant. The frequent presence of outcrops is one of the characteristics of this region due to their high frequency (MRNF, 2007; Bouchard et al., 2008; Saucier et al., 2009).

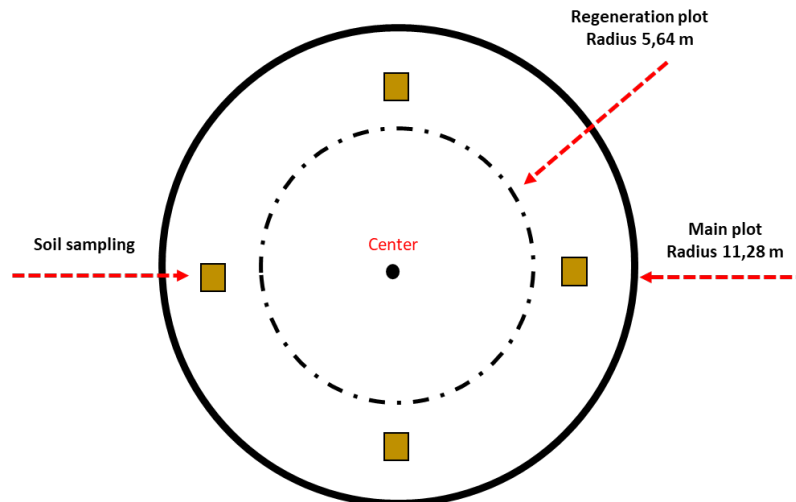
The stands developed on podzol soils on a sandy loam till material. The studied stands are on the edge of the bioclimatic domains of black spruce-feathermoss and balsam fir-white birch. Balsam fir is generally accompanied by white birch and trembling aspen near the coast in the south, while as latitude increases, black spruce becomes more abundant. In this region, the forest stands consist of pure balsam fir, pure black spruce, and a mix of both (Bouchard et al., 2008). Therefore, the stands before harvest consisted of about 100% coniferous cover type with *Picea mariana* (Mill.) BSP (commonly known as black spruce) and *Abies balsamea* (L.) P. Mill.) as the main species.



**Figure 1**  
**Study area map**

#### 2.4.2 Experimental design

Sampling was conducted in summer 2023 in two sites around the city of Sept-Îles (Figure 1). Among those two sites, we selected 24 stands in total (12 by site) that were clearcut (CLAAG) in the early 2000s using multi-function machines: twelve in winter and twelve in summer. Stand selection was based on accessibility and ecological similarity in terms of surface deposit type, drainage class, preharvest stand composition and density, slope, and age. Pre- and post-harvest compositions were a mixture of black spruce and balsam fir. The preharvest stands were all fire-initiated with an age of 90 years or more, and their slopes ranged from low to moderate. In each stand, we established a circular plot with an 11.28 m radius (400 m<sup>2</sup>) (Figure 2).



**Figure 2**  
**Description of sample plot within the study area** (adapted from Thiffault et al., 2011)

#### 2.4.3 Soil sampling procedure and analyses

To assess the impacts caused by harvesting operations on forest soils, organic and mineral soil layers were sampled from June to July in the summer of 2023. Samples were taken at four points and 5 m from the plot center. Overall, 96 soil samples were collected in the study area. The organic layer and the first 15 cm of the mineral soil were volumetrically sampled separately with the help of a bipartite root auger (8 cm inner diameter and 15 cm high). The depth of the layers was recorded, and the soil samples were kept separate rather than combined into a composite sample to preserve the information about the heterogeneity between each sampling point within the plots. After air-drying the soil samples for no less than three days, the organic and mineral soil samples were weighed separately and sieved through a 6 mm and 2 mm mesh screen, respectively. The coarse fragments of both soil layers, such as roots, wood, and rocks, were weighed. The portion of organic and mineral layers that passed through the sieves were then divided into subsamples for further analysis.

A 20 g subsample of each sample was weighed, and oven-dried at 80 °C and 105 °C for 24 hours for organic and mineral soil, respectively. After oven-drying, it was weighed for a second time to estimate its oven-dried mass and calculate a correcting dry weight factor applied to the rest of the full sample. The bulk density was calculated as the dry soil mass divided by the volume of fine soil in the core sample.

Another subsample of each sample was grounded for soil properties and carbon fractionation analyses. Then, soil pH was estimated using a pH-meter (Thermo Scientific Orion 2-Star): pH (H<sub>2</sub>O) with 10 g soil sample and 25 ml of demineralized water (1:2.5 w/v) and pH (CaCl<sub>2</sub>) with a ratio (1:2). Dry combustion method was used to measure total C and N concentrations with a LECO CNS-928 analyzer (LECO, St. Joseph, Michigan, USA). The soil C:N ratio was calculated by dividing the total C by the total N. Also, exchangeable cations and extractable P were extracted using Mehlich III method and determined using Optima 7300 DV ICP-OES, and cation exchange capacity (CEC) was estimated as the sum of exchangeable cations. The pyrophosphate extraction method assessed extractable Al and Fe for each soil sample (Sheldrick et McKeague, 1975). The hydrometer method was used to determine soil texture (Ashworth et al., 2001). The SOC stock per unit area was also calculated for organic and mineral layers for each sample using the sieved dry weight and %C and averaging the 4 samples for each plot. The SOC carbon stock was calculated using a fixed depth approach as described by Peng et al. (2024).

#### 2.4.4 Soil organic carbon pools in forest ecosystems

In this study, the fractionation procedure was based on particle size developed by (Carter et al., 2003). POM and MAOM were considered the soil organic matter pool fraction 53  $\mu\text{m}$ -2mm and < 53  $\mu\text{m}$ , respectively. Briefly, this analysis was performed with a 25 g soil subsample taken from mineral soil (2 mm air-dried and sieved). The soil was weighed using a centrifugation bottle in which ten glass beads and 100 ml of distilled water were added. A centrifugation bottle was placed on a reciprocal shaker for 16 hours to disperse the soil aggregates. Then, it was passed through a sieve (53  $\mu\text{m}$ ) until the rinsing water was clear enough to perform fractionation with < 53  $\mu\text{m}$  as a fine fraction and 53  $\mu\text{m}$ -2mm as a coarse fraction. Both fractions of soil were oven-dried at 50 °C and weighed. Then, carbon and nitrogen concentrations of both fractions were estimated using the dry combustion method with a LECO CNS-928 analyzer (LECO, St. Joseph, Michigan, USA). The SOM contained in the coarse fraction is considered non-complex SOM (POM), while the fine fraction is mineral-associated (MAOM). The carbon stock of each fraction was calculated from the whole carbon content, considering the proportions represented by each fraction.

#### 2.4.5 Aboveground biomass data collection and analyses

Tree measurements were also carried out in the selected plots during the same period of soil sampling. Firstly, all trees within our 11.28 m radius plot with a diameter at breast height (1.30 m) equal to or greater than 2 cm ( $\geq 2$  cm) were identified and their DBH measured. Their status and species were also recorded. Furthermore, all stems with a DBH less than  $< 2$  cm, and trees  $< 1.3$  m high were identified within a 5.64 m radius plot. However, the plot radius was modified to 7.98 m in some stands with low stem density. The species, diameter at the ground level (mm) and height (cm) of seedlings/saplings were recorded.

Using allometric equations, aboveground biomass was calculated for individual stems and was summarized for each plot. Biomass was estimated using species-specific allometric equations established by Lambert et al. (2005) for each tree with DBH equal or greater than 2 cm. Furthermore, allometric equations, developed by Wagner et Ter-Mikaelian (1999) for softwood stems and Alemdag (1980) for hardwood, were used to estimate seedling biomass with DBH under 2 cm and with 1.30 m or less of height. Then, the total carbon content of aboveground trees was calculated by multiplying the biomass by a coefficient for each species (Lamlom et Savidge, 2003).

#### 2.4.6 Statistical analysis

To detect differences, a two-way ANOVA was performed to compare the means of stand-level vegetation and soil carbon stocks for both winter and summer harvesting, and for the two different sites which had slightly differing mineral soil properties (see Table 3). All the model assumptions, such as normality and variance homoscedasticity of the residuals were checked with Shapiro-Wilk and diagnostic graphs. Some variables that have not met the variance homoscedasticity or normality were log transformed. Differences among logging seasons were tested by a post-hoc analysis with contrast for mean comparisons. All statistical significance was established at 0.05 (95%) threshold level. All statistical analyses were done using software R version 4.3.1.

### 2.5 Results

#### 2.5.1 Soil physicochemical properties

Tables 2, 3 and 4 display some basic physicochemical soil properties of the soil under winter and summer harvesting. Bulk density of the mineral soil and proportions of sand, silt (coarse and fine) and clay are shown in Table 2. The results showed that the

harvesting season was not significantly related to bulk density, twenty years after treatment. Similarly, the results obtained for granulometry indicated that the proportions of sand, silt (coarse and fine) and clay were not different between our study sites and between the seasons.

**Table 2**  
**Adjusted means of bulk density and particle size of mineral soils as a function of site and harvesting season 20 years ago**

Site	Harvesting season	Bulk density (g cm <sup>-3</sup> )	Sand (%)	Silt (%)	Clay (%)
Site A	Summer	0.68 (±0.12a)	63.06 (±2.51a)	27.57 (±2.57a)	9.37 (±0.78a)
	Winter	0.69 (±0.04a)	62.95 (±3.95a)	26.63 (±3.98a)	10.47 (±0.7001a)
Site B	Summer	1.02 (±0.04b)	63.12 (±3.49a)	27.71 (±2.50a)	9.16 (±1.27a)
	Winter	1.13 (±0.05b)	64.89 (±3.007a)	25.72 (±2.87a)	9.37 (±0.58a)

Note: The displayed values represent means for each treatment (± SE). Mean values within the same column that share the same superscript for the treatments do not differ significantly at  $p > 0.05$ .

The levels of exchangeable cations, cation exchange capacity (CEC) values, pH (H<sub>2</sub>O), pH (CaCl<sub>2</sub>), and extractable P concentrations are presented in Table 3. For exchangeable cation levels and cation exchange capacity (CEC) values, analyses showed that there was no difference between harvesting seasons in exchangeable bases and CEC. Therefore, harvest season had no impact on exchangeable cation levels and CEC. A similar observation was made for soil pH at sites harvested in summer or winter (Table 3).

**Table 3**  
**Adjusted means of nutrient concentrations and pH of mineral soil for winter and summer harvesting at the two sites**

Sites	Harvesting season	K ( $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$ )	Ca ( $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$ )	Mg ( $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$ )	Al ( $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$ )	Na ( $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$ )	CEC ( $\text{cmol}^+ \text{kg}^{-1}$ )	pH(H <sub>2</sub> O)	pH (CaCl <sub>2</sub> )	P (mg kg <sup>-1</sup> )
Site A	Summer	0.08 (±0.014a)	0.73 (±0.139c)	0.28 (±0.04b)	16.19 (±3.15a)	0.037 (±0.004a)	19.52 (±3.67a)	4.13 (±0.015a)	3.40 (±0.055a)	5.41 (±1.07a)
	Winter	0.06 (±0.007a)	0.63 (±0.103bc)	0.29 (±0.05b)	16.79 (±1.30a)	0.034 (±0.002a)	20.04 (±1.40a)	4.06 (±0.061a)	3.44 (±0.064a)	9.88 (±1.70a)
Site B	Summer	0.07 (±0.009a)	0.30 (±0.063a)	0.10 (±0.01a)	20.34 (±3.13a)	0.047 (±0.01a)	22.56 (±3.18a)	4.51 (±0.051b)	3.87 (±0.064b)	7.8 (±2.80a)
	Winter	0.08 (±0.006a)	0.41(±0.057 ab)	0.13 (±0.01a)	17.25 (±0.53a)	0.043 (±0.003a)	19.91 (±0.60a)	4.44 (±0.063b)	3.79 (±0.056b)	8.56 (±1.74a)

Note: The displayed values represent means for each treatment. Means values within the same column that share the same superscript for the treatments do not differ significantly at  $p > 0.05$

There were no significant differences in total C and N concentrations between harvesting seasons for organic and mineral soil layers. C and N concentrations in organic layers were higher than in mineral soils (Table 4). Soil C/N ratios showed no significant differences between winter and summer harvesting in both layers.

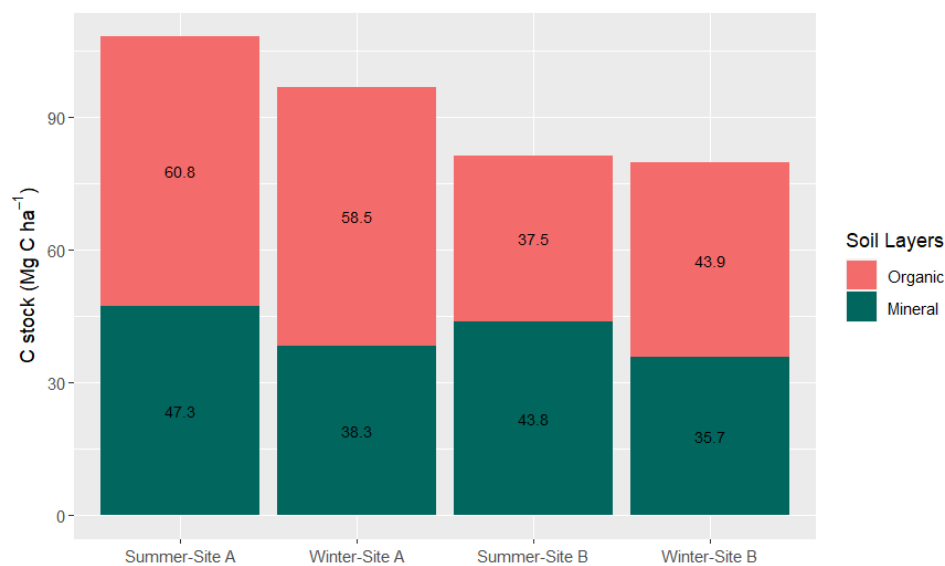
**Table 4**  
**Adjusted means of carbon and nitrogen concentrations and C/N ratio in organic and mineral layers**

Layers	Sites	Harvesting season	C (%)	N (%)	C/N
Organic	Site A	Summer	39.66 ( $\pm 1.68ab$ )	0.84 ( $\pm 0.08a$ )	48.96 ( $\pm 2.92b$ )
		Winter	42.03 ( $\pm 1.42b$ )	0.84 ( $\pm 0.05a$ )	43.15 ( $\pm 1.57b$ )
	Site B	Summer	38.60 ( $\pm 1.34ab$ )	0.94 ( $\pm 0.04a$ )	41.61 ( $\pm 0.68a$ )
		Winter	35.32 ( $\pm 1.98a$ )	0.99 ( $\pm 0.05a$ )	43.96 ( $\pm 2.64ab$ )
Mineral	Site A	Summer	5.54 ( $\pm 1.15b$ )	0.18 ( $\pm 0.03a$ )	29.22 ( $\pm 0.24a$ )
		Winter	4.07 ( $\pm 0.26b$ )	0.18 ( $\pm 0.02a$ )	28.98 ( $\pm 0.61a$ )
	Site B	Summer	3.09 ( $\pm 0.50a$ )	0.11 ( $\pm 0.01a$ )	25.75 ( $\pm 0.99a$ )
		Winter	2.99 ( $\pm 2.98a$ )	0.11 ( $\pm 0.01a$ )	25.86 ( $\pm 2.22a$ )

Note: The displayed values represent means for each treatment. Means values within the same column that share the same superscript for the treatments do not differ significantly at  $p > 0.05$ .

### 2.5.2 Total SOC stocks in particles and fractions

Twenty years post-harvest, we found no significant differences in total soil profile C stocks between winter and summer harvest treatments (Figure 3). Overall, C stocks in the organic layer were slightly higher than in the first 15 cm of mineral layer for both harvesting seasons. The season of harvesting had no clear effect on carbon stocks in either the organic or mineral soil layers in the studied stands.



**Figure 3**  
**SOC stock in organic and mineral horizons**

Tables 5 and 6 present carbon concentration and the soil carbon stocks results for the mineral layer and the different soil fractions (POM and MAOM). The results indicated that the harvesting season had no significant effect on carbon concentration and the carbon stocks of either soil fractions or the whole mineral soil. POM and MAOM accounted for approximately 30% and 70% of SOC, respectively.

**Table 5**  
**Carbon concentrations in particulate organic matter (POM), and mineral-associated organic matter (MAOM) from 0 to 15 cm soil depth for summer and winter harvesting**

Fraction	Sites	Harvesting season	C (%)
POM	Site A	Summer	4.63 ( $\pm 0.96a$ )
		Winter	4.76 ( $\pm 1.12a$ )
	Site B	Summer	1.98 ( $\pm 0.35a$ )
		Winter	1.91 ( $\pm 0.48a$ )
MAOM	Site A	Summer	9.13 ( $\pm 1.74a$ )
		Winter	9.59 ( $\pm 1.12a$ )
	Site B	Summer	6.46 ( $\pm 0.61a$ )
		Winter	5.82 ( $\pm 0.53a$ )

Note: The displayed values represent means for each treatment. Means values within the same column that share the same superscript for the treatments do not differ significantly at  $p > 0.05$

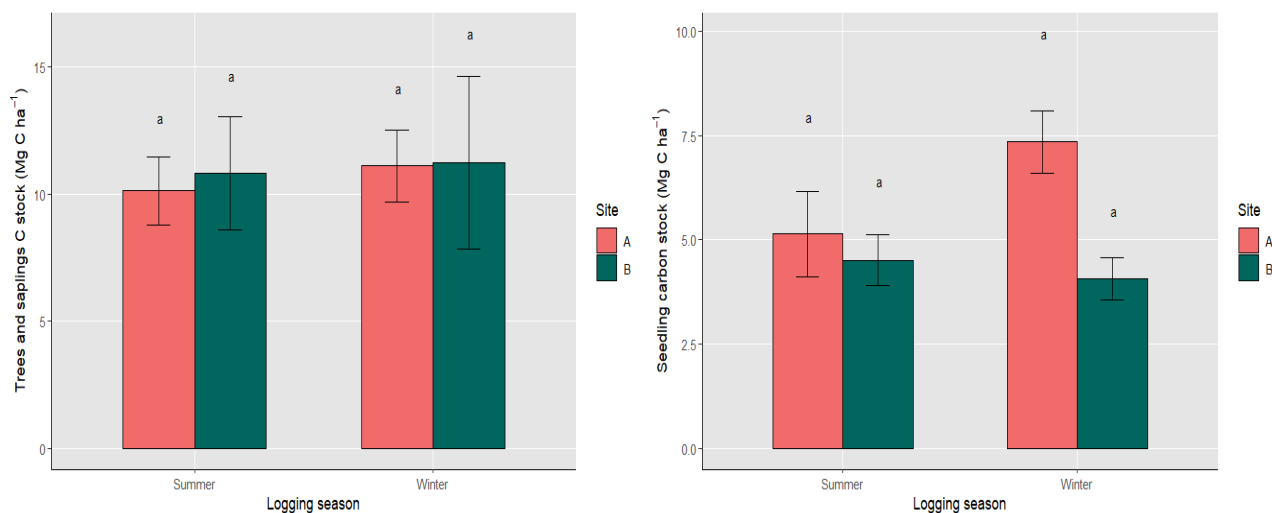
**Table 6**  
**Comparison of average carbon stock in whole soil, particulate organic matter (POM), and mineral-associated organic matter (MAOM) from 0 to 15 cm soil depth for summer and winter harvesting**

Sites	Harvesting season	Whole soil (MgC.ha <sup>-1</sup> )	POM (MgC.ha <sup>-1</sup> )	MAOM (MgC.ha <sup>-1</sup> )
Site A	Summer	47.32 ( $\pm 7.8a$ )	15.96 ( $\pm 2.88a$ )	31.36 ( $\pm 5.08a$ )
	Winter	38.28 ( $\pm 4.96a$ )	12.72 ( $\pm 2.29a$ )	25.58 ( $\pm 3.18a$ )
Site B	Summer	43.80 ( $\pm 3.66a$ )	10.55 ( $\pm 1.24a$ )	33.24 ( $\pm 2.88a$ )
	Winter	35.68 ( $\pm 3.65a$ )	9.02 ( $\pm 1.59a$ )	26.66 ( $\pm 2.58a$ )

Note: The displayed values represent means for each treatment. Means values within the same column that share the same superscript for the treatments do not differ significantly at  $p > 0.05$

### 2.5.3 Carbon stocks in biomass vegetation

Figure 6 presents the carbon stocks in the above-ground biomass of trees/saplings and seedlings. Harvesting season had no influence on carbon vegetation stocks. Trees and saplings carbon stocks averaged 10.47 MgC.ha<sup>-1</sup> and 11.17 MgC.ha<sup>-1</sup> for the summer and winter seasons respectively. As for seedlings, their carbon stocks were 4.82 MgC.ha<sup>-1</sup> and 5.69 MgC.ha<sup>-1</sup>, for summer and winter harvested stands, respectively. In site A, winter-harvested stands had higher average seedlings carbon stocks than summer-harvested stands, but the difference was not statistically significant due to high variability.



**Figure 4**

**Tree and sapling carbon stocks (a), and seedling carbon stocks (b) according to harvest season at both sites. Means labelled with the same letter are not significantly different from one another ( $P < 0.05$ ); measures of dispersion correspond to standard errors**

## 2.6 Discussion

### 2.6.1 Soil physicochemical properties

The results revealed that the harvesting season made no significant difference in the physicochemical properties of the soils in this study, 20 years after CPRS. The initial hypothesis that the absence of soil cover during the summer could result in greater lasting damage to the soils, due to the frequent passage of heavy machinery compared to winter, was not confirmed. It is possible that soil disturbance was lower as a result of CLAAG/CPRS, a common silvicultural practice in Québec that reduces heavy machinery traffic, thereby reducing impacts on soils and producing growth conditions favorable to pre-established regeneration (Lafleur et al., 2010). During CPRS, harvesting machine operators are required to limit soil disturbance to only 30-40% of the total area cut. CPRS regulations also specify that trails used by harvesting and hauling or skidding equipment should not cover more than 25% (Harvey et Brais, 2002; Smith et al., 2000). Restricted machine traffic protects established regeneration, reduces rutting problems and reduces the need for tree planting, as the root system of the vegetation experiences less disturbance. Also, these findings are supported by Lafleur et al. (2010), who evaluated the effects of season on 28 sites harvested using CPRS methods, 11 to 32 years prior. Their results showed that the season had no significant effect on C/N ratio, total N, P, calcium, Mg and soil pH.

Brais and Camire (1998) reported on studies conducted in the clay belt of northwestern Quebec. In their study, soil samples were collected one year after CPRS, and their results revealed no differences in bulk density across fine, medium and coarse-textured soils, regardless of the sample location (skid trail, buffer strip or central area). They noted that the occupation of trails by long-liver grasses after logging improved soil structure in the 0-10 cm layer (Brais et Camire, 1998). Moreover, other studies suggested that dead roots and plant debris stimulate the growth of decomposers that can contribute to increasing microporosity (Mohieddinne et al., 2019).

Page-Dumroese et al. (2006) reported that the sandy-loam soils of Goldsboro, North Carolina, USA, which experienced light and moderate compaction (compaction level obtained experimentally following machinery passages), had similar bulk densities one year after harvesting. Additionally, these soils exhibited faster recovery, and after 5 years, the bulk density values (from 0 to 30 cm) were similar to those of the control soils that had not undergone compaction.

Mohieddinne et al. (2019) assessed soil compaction and recovery in Luvisols and Podzols in northern France by measuring soil penetration resistance up to a depth of 30 cm. The Luvisols exhibited higher soil penetration resistance than the Podzols. Furthermore, they reported that the recovery of physical properties in these soils occurred within the first 5 or 6 cm of depth as early as the second year following logging operations.

Soil compaction during logging operations is typically influenced by a range of factors, including those related to the harvesting process itself (type of machinery and methods used, ground pressure and direct physical damage to advanced regeneration); the training and experience of equipment operators; site and environmental conditions before, during and after harvesting; and biotic factors, such as the density and structure of the stand understory, species composition, and seed banks (Harvey et Brais, 2002).

The absence of significant differences between soils harvested in winter or summer could also be related to factors not evaluated in this study or to unrecorded information such as soil moisture conditions before and during the logging operation, as well as equipment-related factors including the type of machinery, wheel pressure or skidding methods (Brais et Camire, 1998; Mohieddinne et al., 2019).

### 2.6.2 Soil organic carbon stocks

Like SOC concentrations (Table 4), soil carbon stocks revealed no significant difference at the 0-15 cm depth for organic and mineral soils. Similarly, no differences were observed in the carbon stock and partition of the POM and MAOM fractions. It is now recognized that silvicultural treatments, including harvesting intensity, can significantly influence soil carbon stocks, particularly within the 0 and 15 cm depth range. For instance, a study reported that harvesting intensity can have an effect on carbon stocks, with partial cuts retaining more carbon than clear cuts (Ola et al., 2024). Huang et al. (2018) found that the effects of timber harvesting on soil carbon storage capacity were lower in the short term (0-20 years) than in the medium and long term. They reported a reduction in carbon storage capacity for boreal forest soils of 0.4% in the short term (0 to 20 years), and reductions of 1.9% and 7% for the medium (30 to 50 years) and long term (60 to 150 years), respectively. The capacity of forests to store carbon in soil can be affected by the direct mechanical effects of passing machinery (Huang et al. 2018; Mayer et al., 2020). It can also be affected by tree removal, which disrupts the carbon cycle by eliminating trees and, consequently, their contribution to soil carbon, particularly through litter (Mayer et al., 2020). Ouimet et al. (2007) reported that soils (podzol) under a 22-year-old red pine (*Pinus resinosa Aiton*) forest, established on former agricultural land in southern Quebec, could store 28.8 Mg C ha<sup>-1</sup> within 0 to 10 cm depth range. In a forest of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) and yellow birch (*Betula alleghaniensis Britton*), in southern Quebec, Tremblay et al. (2006) observed a decrease in SOC during the first 22 years after reforestation. Subsequently, it stabilized at approximately 23 Mg C ha<sup>-1</sup> within the 0-10 cm soil depth. Our findings on the contribution of each carbon fraction (POM and MAOM) to the SOC stock align with those of Laganière et al. (2011). The average proportion of POM carbon in our study (30%) was slightly higher but comparable to the value they reported (27%).

### 2.6.3 Aboveground carbon stocks

Harvesting season had no detectable impact on regeneration success and therefore on aboveground carbon stocks in our results. The capacity of stands under partial harvesting regimes such as CPRS to store more carbon in the trees than those under clear-cutting has previously been reported (Audet-Giroux, 2021; Puhlick et al., 2016). However, concerns have been raised about the ability of CPRS to produce dense and productive stands compared to more intense disturbances, particularly wildfires (Leroy et al., 2016). They are primarily related to the fact that the thickness of organic matter is considered the main factor responsible for the reduced growth of stands resulting from CPRS, which has generally been compared to a low-intensity fire (Bergeron et al., 1999; Lafleur et al., 2010). Leroy et al. (2016) investigated whether stands

resulting from CPRS presented lower juvenile growth rates compared to stands regenerating after fires. Their results indicated no decrease in productivity following CPRS, despite a thicker layer of organic matter. Regarding vegetation composition, limited detailed information is available on the development of plant succession after CPRS. However, it is recognized that logging is a disturbance whose mode and intensity influence the composition of plant succession (Anyomi et al., 2022). For instance, Archambault et al. (1998) reported major changes in the species composition of harvested balsam fir and yellow birch ecosystems 20 years after clear-cutting, compared with their pre-harvest species composition (Archambault et al., 1998).

Stand composition was similar across the harvest sites (*i.e.* 7.9 % for white birch, 34.3 % for balsam fir and 57 % for black spruce, on average). In addition to the fact that these stands were exposed to similar environmental conditions, the CPRS played a role in their composition by protecting the pre-established vegetation. Madoui et al. (2015) reported that in the early successional stages, stands harvested using CPRS had a relatively higher conifer component compared to stands that had experienced fire, due to the protection of advanced conifer regeneration.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

**Conclusion.** Le présent travail s'est intéressé à l'influence de la saison de la récolte du bois sur la dynamique du carbone dans une forêt dominée par des conifères. Plus spécifiquement, il avait pour but d'évaluer, deux décennies plus tard, l'impact de la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) sur la compaction et le carbone forestier, et ce, selon que la récolte avait été faite en été ou en hiver. La CPRS est une pratique sylvicole mise en avant par le Québec et elle aurait le potentiel d'améliorer la capacité de stockage du carbone des écosystèmes forestiers et de réduire les effets de l'exploitation forestière sur leurs sols ainsi que la régénération préétablie. Cependant, l'effet de la saison de récolte (hiver ou été) sur la dynamique du carbone après une CPRS n'est pas suffisamment documenté.

De façon générale, ce travail avait pour objectif de vérifier si la couverture neigeuse au sol réduirait les impacts de la machinerie lourde sur les sols ainsi que sur la régénération préétablie lorsque la CPRS est pratiquée en hiver. Inversement, une CPRS effectuée en été, lorsque les sols sont dépourvus de neige, pourrait entraîner des conséquences néfastes sur ces derniers, notamment en raison d'une plus grande compaction causée par le passage répété de la machinerie lourde.

Notre première hypothèse de travail, selon laquelle les stocks de carbone des arbres et des semis des sites récoltés à l'hiver seraient plus élevés que ceux des sites récoltés en été en raison d'une meilleure croissance des arbres et des semis n'a pas été vérifiée à l'issue de cette étude. Les résultats obtenus n'ont pas montré de différence significative en ce qui concerne le stock de carbone de la biomasse des arbres et des semis sur les sites évalués.

Concernant notre seconde hypothèse, selon laquelle les sols des peuplements récoltés en hiver auraient de meilleures propriétés physico-chimiques ainsi que des stocks de carbone plus élevés n'a pas non plus été vérifiée. En effet, nos résultats n'ont pas montré de différence significative, et ce, pour l'ensemble des paramètres physico-chimiques évalués ainsi que pour les stocks de carbone des sols jusqu'à une profondeur de 15 cm du sol minéral. Par exemple, la supposition selon laquelle les sols des sites récoltés en été seraient plus compactés que ceux des sols des sites récoltés en hiver n'a pas été vérifiée, vingt ans après la coupe.

**Implications en aménagement.** L'une des solutions mises en avant afin d'atténuer les effets du changement climatique est d'optimiser la capacité de stockage de carbone des écosystèmes forestiers. Dans le présent cas, les forêts boréales de l'Est du Canada qui couvrent une importante surface à l'échelle nationale et qui jouent un important rôle de puits de carbone –

largement reconnu à l'échelle mondiale. Au demeurant, ces forêts sont intensivement exploitées à travers de nombreuses pratiques sylvicoles, et il demeure essentiel d'identifier celles qui, entre autres, nuiraient le moins à leur capacité de stocker le carbone, en particulier dans leurs sols. Les résultats obtenus à travers cette étude contribuent à quantifier les stocks de carbone de la biomasse des arbres ainsi que des sols d'une forêt exploitée vingt ans plus tôt par CPRS. Cette étude a contribué à la compréhension de la dynamique du carbone des forêts boréales après une récolte effectuée par la CPRS. Comme mentionné plus haut, l'importance d'identifier les meilleures pratiques sylvicoles ainsi que d'être en mesure d'en évaluer les effets n'est plus à démontrer. Par ailleurs, très peu de travaux se sont intéressés à l'effet de la saison de récolte sur le carbone de la biomasse et des sols en forêt boréale québécoise. Les résultats obtenus à l'issue de ce travail ont le mérite d'avoir contribué à combler ce manque d'informations. Ils tendent à montrer l'absence d'effets mécaniques directs (notamment par compaction) des opérations de coupes sur les sols, et ce, 22 ans après la récolte. Une connaissance de la dynamique du carbone et des effets de certains facteurs comme la saison et le type de récolte permettrait d'anticiper (par exemple à travers la modélisation) et de mieux comprendre la réponse des forêts boréales à une récolte par CPRS, notamment en ce qui concerne leur stockage de carbone, la qualité de la matière organique du sol ou encore de leur composition végétale.

**Limite de l'étude et orientations pour les futures recherches.** Concernant les limites de l'étude, l'absence de témoin (site n'ayant pas été récolté) ne nous a pas permis de mettre en évidence l'effet général de la récolte par CPRS sur la végétation ainsi que sur les sols. La présence d'un témoin aurait permis de comparer les stocks de carbone de la biomasse et des sols avec ceux d'un site non perturbé afin de connaître les effets de la récolte par CPRS en hiver et en été.

L'échantillonnage des sols a, dans une certaine mesure, également été une limite à cette étude. Par exemple, nous aurions pu échantillonner les sols en suivant les traces de débardage. Cependant, le temps écoulé depuis la récolte n'a pas permis la détection de ces traces dans certains sites. En effet, une importante partie de ces traces était recouverte de végétation et la plupart avaient disparu vingt années plus tard. Autrement dit, une stratégie dans le prélèvement des sols qui auraient peut-être pu mettre en évidence l'effet de la machinerie lourde. Toutefois, l'absence de variabilité à l'intérieur des sites suggère qu'il n'y a pas eu d'effet même dans les sentiers. Aussi, il aurait été souhaitable de prélever les sols sur plusieurs profondeurs afin de connaître les stocks de carbone des sols, mais aussi mettre en évidence le potentiel effet de la récolte sur la capacité de stockage de carbone au-delà de 15 cm de profondeur. Des informations

sur l'activité microbienne des sols auraient également permis de mieux comprendre la dynamique du carbone.

Le manque de données sur les stocks de carbone de la biomasse et des sols au cours des 20 années suivant la récolte peut également être considéré comme une limite de cette étude. En effet, des informations périodiques sur les sites après la récolte auraient permis de connaître l'évolution du carbone de la biomasse et des sols au fil des années. Elles auraient, par exemple, permis d'évaluer l'effet du temps sur la reconstitution des propriétés physico-chimiques des sols et de leurs stocks de carbone.

Cette étude a permis de documenter les effets de certaines pratiques sylvicoles sur la dynamique du carbone. Lors des prochaines recherches, il serait souhaitable de s'intéresser aux forêts de feuillus et de les comparer avec les forêts de conifères, mais également de tester différentes conditions de sites, notamment en raison des différences édaphiques et de texture. Par ailleurs, il serait recommandable pour les prochaines recherches de s'intéresser aux effets de la saison de récolte sur le court, moyen et long terme pour mieux évaluer la dynamique du carbone dans les sols ainsi que dans la biomasse.

## LISTE DE RÉFÉRENCES

- Aber, J., Christensen, N., Fernandez, I., Franklin, J., Hiding, L., Hunter, M., McMahon, J., Mladenhoff, D., Pastor, J. et Perry, D. (2000). Applying ecological principles to management of US National Forests. *Issues in Ecology*. Ecological Society of America, Washington, D.C., 20 p.
- Alemdag, I. (1980). *Manual of data collection and processing for the development of forest biomass relationships*. Petawawa National Forestry Institute, Canadian Forestry Service, 38 p.
- Ameray, A., Bergeron, Y., Valeria, O., Montoro Girona, M. et Cavard, X. (2021). Forest carbon management: A review of silvicultural practices and management strategies across boreal, temperate and tropical forests. *Current Forestry Reports*, 1-22.
- Ameray, A., Cavard, X. et Bergeron, Y. (2023). Climate change may increase Quebec boreal forest productivity in high latitudes by shifting its current composition. *Frontiers in Forests and Global Change*, 6, 1020305.
- Anyomi, K. A., Neary, B., Chen, J. et Mayor, S. J. (2022). A critical review of successional dynamics in boreal forests of North America. *Environmental Reviews*, 30(4), 563-594.
- Apps, M., Bernier, P. et Bhatti, J. (2006). Forests in the global carbon cycle: implications of climate change. In *Climate Change and Managed Ecosystems*, Bhatti, J., Lal, R., Apps, M. J., et Price, M. A. (Eds), CRC press, pp. 175-196.
- Archambault, L., Delisle, C., Larocque, G. R., Sirois, L. et Belleau, P. (2006). Fifty years of forest dynamics following diameter-limit cuttings in balsam fir–yellow birch stands of the lower St. Lawrence region, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(11), 2745-2755.
- Archambault, L., Morissette, J. et Bernier-Cardou, M. (1998). Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam fir–yellow birch ecosystems of eastern Québec, Canada. *Forest Ecology and Management*, 102(1), 61-74.
- Audet-Giroux, V. (2021). La séquestration du carbone dans les écosystèmes de la forêt boréale selon les traitements sylvicoles. Mémoire de maîtrise. Université Laval. Québec, Canada. pp. 15-51.

- Ashworth, J., Keyes, D., Kirk, R., & Lessard, R. (2001). Standard procedure in the hydrometer method for particle size analysis. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 32(5-6), 633-642.
- Averill, C. et Waring, B. (2018). Nitrogen limitation of decomposition and decay: how can it occur? *Global Change Biology*, 24(4), 1417-1427.
- Baldock, J. et Skjemstad, J. (2000). Role of the soil matrix and minerals in protecting natural organic materials against biological attack. *Organic geochemistry*, 31(7-8), 697-710.
- Batjes, N. H. (1996). Total carbon and nitrogen in the soils of the world. *European Journal of Soil Science*, 47(2), 151-163.
- Beare, M., McNeill, S., Curtin, D., Parfitt, R., Jones, H., Dodd, M. et Sharp, J. (2014). Estimating the organic carbon stabilisation capacity and saturation deficit of soils: a New Zealand case study. *Biogeochemistry*, 120, 71-87.
- Bellassen, V. et Luysaert, S. (2014). Carbon sequestration: Managing forests in uncertain times. *Nature*, 506(7487), 153-155.
- Bergeron, Y. et Harvey, B. (1997). Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management*, 92(1-3), 235-242.
- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. et Gauthier, S. (1999). Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *The Forestry Chronicle*, 75(1), 55-61.
- Blais, J. R. (1983). Les forêts de la Côte Nord au Québec sont-elles sujettes aux déprédations par la tordeuse? *The Forestry Chronicle*, 59(1), 17-20.
- Boivin, J.-L. (1977). Régénération après coupes mécanisées et conventionnelles: Côte-Nord du Québec. *The Forestry Chronicle*, 53(6), 341-347.
- Bond-Lamberty, B., Peckham, S. D., Ahl, D. E. et Gower, S. T. (2007). Fire as the dominant driver of central Canadian boreal forest carbon balance. *Nature*, 450(7166), 89-92.

- Bouchard, M., Pothier, D. et Gauthier, S. (2008). Fire return intervals and tree species succession in the North Shore region of eastern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 38(6), 1621-1633.
- Boulanger, Y., Gauthier, S. et Burton, P. J. (2014). A refinement of models projecting future Canadian fire regimes using homogeneous fire regime zones. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(4), 365-376.
- Boulanger, Y. et Pascual Puigdevall, J. (2021). Boreal forests will be more severely affected by projected anthropogenic climate forcing than mixedwood and northern hardwood forests in eastern Canada. *Landscape ecology*, 36, 1725-1740.
- Bradshaw, C. J. et Warkentin, I. G. (2015). Global estimates of boreal forest carbon stocks and flux. *Global and Planetary Change*, 128, 24-30.
- Brais, S. et Camire, C. (1998). Soil compaction induced by careful logging in the claybelt region of northwestern Quebec (Canada). *Canadian Journal of Soil Science*, 78(1), 197-206.
- Brandt, J. P., Flannigan, M., Maynard, D., Thompson, I. D. et Volney, W. (2013). An introduction to Canada's boreal zone: ecosystem processes, health, sustainability, and environmental issues. *Environmental Reviews*, 21(4), 207-226.
- Burton, P. J., Bergeron, Y., Bogdanski, B. E., Juday, G. P., Kuuluvainen, T., McAfee, B. J., Ogden, A., Teplyakov, V. K., Alfaro, R. I. et Francis, D. A. (2010). *Sustainability of boreal forests and forestry in a changing environment*. In G. Mery, P. Katila, G. Galloway, R.I. Alfaro, M. Kanninen, M. Lobovikov, and J. Varjo, (Eds). *Forests and Society - Responding to Global Drivers of Change*. International Union of Forest Research Organizations, Vienna, Austria, IUFRO World Series., pp. 249-282.
- Cambi, M., Certini, G., Neri, F. et Marchi, E. (2015). The impact of heavy traffic on forest soils: A review. *Forest Ecology and Management*, 338, 124-138.
- Cambi, M., Paffetti, D., Vettori, C., Picchio, R., Venanzi, R. et Marchi, E. (2017). Assessment of the impact of forest harvesting operations on the physical parameters and microbiological components on a Mediterranean sandy soil in an Italian stone pine stand. *European Journal of Forest Research*, 136, 205-215.

- Carter, M., Angers, D., Gregorich, E. et Bolinder, M. (2003). Characterizing organic matter retention for surface soils in eastern Canada using density and particle size fractions. *Canadian Journal of Soil Science*, 83(1), 11-23.
- Castellano, M. J., Mueller, K. E., Olk, D. C., Sawyer, J. E. et Six, J. (2015). Integrating plant litter quality, soil organic matter stabilization, and the carbon saturation concept. *Global Change Biology*, 21(9), 3200-3209.
- Cates, A. M. et Ruark, M. D. (2017). Soil aggregate and particulate C and N under corn rotations: responses to management and correlations with yield. *Plant and Soil*, 415, 521-533.
- Chabbi, A., Lehmann, J., Ciais, P., Loescher, H. W., Cotrufo, M. F., Don, A., SanClements, M., Schipper, L., Six, J. et Smith, P. (2017). Aligning agriculture and climate policy. *Nature Climate Change*, 7(5), 307-309.
- Bureau du forestier en chef (2015). État de la forêt publique du Québec et de son aménagement durable –Bilan 2008-2013. Gouvernement du Québec, Roberval, Québec, 382 p.
- Christensen, B. T. (1992). Physical fractionation of soil and organic matter in primary particle size and density separates. *Advances in Soil Science: Volume 20*, 1-90.
- Conway, D. (2024). Effects of forest equipment on boreal forest soils: a review. Thesis. Faculty of Natural Resources Management, Lakehead University, 57 p.
- Cotrufo, M. F., Ranalli, M. G., Haddix, M. L., Six, J. et Lugato, E. (2019). Soil carbon storage informed by particulate and mineral-associated organic matter. *Nature Geoscience*, 12(12), 989-994.
- Cotrufo, M. F., Soong, J. L., Horton, A. J., Campbell, E. E., Haddix, M. L., Wall, D. H. et Parton, W. J. (2015). Formation of soil organic matter via biochemical and physical pathways of litter mass loss. *Nature Geoscience*, 8(10), 776-779.
- Curtin, D., Beare, M. H., Weiwen, Q. et Sharp, J. (2019). Does particulate organic matter fraction meet the criteria for a model soil organic matter pool? *Pedosphere*, 29(2), 195-203.
- Deluca, T. H. et Boisvenue, C. (2012). Boreal forest soil carbon: distribution, function and modelling. *Forestry*, 85(2), 161-184.

- Dixon RK. (1994). Carbon pools and flux of global forest ecosystems. *Science*, 263, 185-190.
- Falkowski, P., Scholes, R. J., Boyle, E., Canadell, J., Canfield, D., Elser, J., Gruber, N., Hibbard, K., Högberg, P. et Linder, S. (2000). The global carbon cycle: a test of our knowledge of earth as a system. *Science*, 290(5490), 291-296.
- FAO. (2020). Global Forest Resources Assessment 2020: Key findings. Rome.  
<https://doi.org/10.4060/ca8753en>
- FAO and UNEP. (2020). The State of the World's Forests 2020. Forests, biodiversity and people. Rome. <https://doi.org/10.4060/ca8642en>
- FAO, F. (2015). Global forest resources assessment 2015 Desk reference. *Food and agriculture organization of the United Nations, FAO, Rome*, 253 p.
- Gao, B., Taylor, A. R., Searle, E. B., Kumar, P., Ma, Z., Hume, A. M. et Chen, H. Y. (2018). Carbon storage declines in old boreal forests irrespective of succession pathway. *Ecosystems*, 21, 1168-1182.
- Garneau, M. et Van Bellen, S. (2016). Synthèse de la valeur et la répartition du stock de carbone terrestre au Québec. *Rapport final présenté au Ministère du Développement durable, Environnement et Lutte contre les changements climatiques du Québec*.
- Gauthier, S., Bernier, P., Kuuluvainen, T., Shvidenko, A. Z. et Schepaschenko, D. G. (2015a). Boreal forest health and global change. *science*, 349(6250), 819-822.
- Gauthier, S., Bernier, P. Y., Boulanger, Y., Guo, J., Guindon, L., Beaudoin, A. et Boucher, D. (2015b). Vulnerability of timber supply to projected changes in fire regime in Canada's managed forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 45(11), 1439-1447.
- Gemenne, F., Blocher, J. M. D., De Longueville, F., Vigil Diaz Telenti, S., Zickgraf, C., Gharbaoui, D. et Ozer, P. (2017). Changement climatique, catastrophes naturelles et déplacements de populations en Afrique de l'Ouest. *Geo-Eco-Trop: Revue Internationale de Géologie, de Géographie et d'Écologie Tropicales*, 41(3).
- Georgiou, K., Jackson, R. B., Vindušková, O., Abramoff, R. Z., Ahlström, A., Feng, W., Harden, J. W., Pellegrini, A. F., Polley, H. W. et Soong, J. L. (2022). Global stocks and capacity of mineral-associated soil organic carbon. *Nature Communications*, 13(1), 3797.

- Gleixner, G., Czimczik, C. J., Kramer, C., Lühker, B. et Schmidt, M. W. (2001). Plant compounds and their turnover and stabilization as soil organic matter. *Global Biogeochemical Cycles in the Climate System*, 201-215.
- Goula, B. T. A., Soro, E. G., Kouassi, W. et Srohourou, B. (2012). Tendances et ruptures au niveau des pluies journalières extrêmes en Côte d'Ivoire (Afrique de l'Ouest). *Hydrological Sciences Journal*, 57(6), 1067-1080.
- Gower, S., Krankina, O., Olson, R., Apps, M., Linder, S. et Wang, C. (2001). Net primary production and carbon allocation patterns of boreal forest ecosystems. *Ecological Applications*, 11(5), 1395-1411.
- Greacen, E. L. et Sands, R. (1980). Compaction of forest soils. A review. *Soil Research*, 18(2), 163-189.
- Groot, A., Lussier, J.-M., Mitchell, A. et MacIsaac, D. (2005). A silvicultural systems perspective on changing Canadian forestry practices. *The Forestry Chronicle*, 81(1), 50-55.
- Gürsoy, S. (2021). Soil compaction due to increased machinery intensity in agricultural production: its main causes, effects and management. *Technology in Agriculture*, 1-18.
- Harmon, M. E., Bond-Lamberty, B., Tang, J. et Vargas, R. (2011). Heterotrophic respiration in disturbed forests: A review with examples from North America. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 116(G4).
- Harvey, B. et Brais, S. (2002). Effects of mechanized careful logging on natural regeneration and vegetation competition in the southeastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 32(4), 653-666.
- Helbig, M., Pappas, C. et Sonnentag, O. (2016). Permafrost thaw and wildfire: Equally important drivers of boreal tree cover changes in the Taiga Plains, Canada. *Geophysical Research Letters*, 43(4), 1598-1606.
- Huang, C., He, H. S., Liang, Y., Wu, Z., Hawbaker, T. J., Gong, P. et Zhu, Z. (2018). Long-term effects of fire and harvest on carbon stocks of boreal forests in northeastern China. *Annals of Forest Science*, 75, 1-15.

- Ilisson, T. et Chen, H. Y. (2009). Response of six boreal tree species to stand replacing fire and clearcutting. *Ecosystems*, 12, 820-829.
- IPCC. (2013). *Climate Change 2013: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. [Stocker, T.F., D. Qin, G.-K. Plattner, M. Tignor, S.K. Allen, J. Boschung, A. Nauels, Y. Xia, V. Bex and P.M. Midgley (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, 1535 pp.
- Jacques, G. et Saugier, B. (2008). *Les puits de carbone*. Éditions Tec & Doc, Lavoisier, Paris, 171 p.
- Jandl, R., Lindner, M., Vesterdal, L., Bauwens, B., Baritz, R., Hagedorn, F., Johnson, D. W., Minkinen, K. et Byrne, K. A. (2007). How strongly can forest management influence soil carbon sequestration? *Geoderma*, 137(3-4), 253-268.
- Jetté, J., Vaillancourt, M., Leduc, A. et Gauthier, S. (2009). Ecological issues related to forest management. In *Ecosystem management in the boreal forests*, Presses de l'Université du Québec, 1-10.
- Kallenbach, C., Grandy, A. S., Frey, S. et Diefendorf, A. (2015). Microbial physiology and necromass regulate agricultural soil carbon accumulation. *Soil Biology and Biochemistry*, 91, 279-290.
- Kasischke, E. S., Christensen Jr, N. et Stocks, B. J. (1995). Fire, global warming, and the carbon balance of boreal forests. *Ecological Applications*, 5(2), 437-451.
- Keenan, T. et Williams, C. (2018). The terrestrial carbon sink. *Annual Review of Environment and Resources*, 43(1), 219-243.
- Kögel-Knabner, I., Guggenberger, G., Kleber, M., Kandeler, E., Kalbitz, K., Scheu, S., Eusterhues, K. et Leinweber, P. (2008). Organo-mineral associations in temperate soils: Integrating biology, mineralogy, and organic matter chemistry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 171(1), 61-82.
- Kozlowski, T. (1999). Soil compaction and growth of woody plants. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 14(6), 596-619.

- Kulak, D., Stanczykiewicz, A. et Szewczyk, G. (2019). Disturbance to outer soil layers depending on the season of timber harvesting. *Baltic Forestry* 25(2):289-295.
- Labelle, E. R. et Jaeger, D. (2011). Soil compaction caused by cut-to-length forest operations and possible short-term natural rehabilitation of soil density. *Soil Science Society of America Journal*, 75(6), 2314-2329.
- Lafleur, B., Fenton, N., Paré, D., Simard, M. et Bergeron, Y. (2010). Contrasting effects of season and method of harvest on soil properties and the growth of black spruce regeneration in the boreal forested peatlands of eastern Canada. *Silva Fennica*, 44(5), 799-813.
- Laganiere, J., Angers, D. A. et Pare, D. (2010). Carbon accumulation in agricultural soils after afforestation: a meta-analysis. *Global Change Biology*, 16(1), 439-453.
- Laganière, J., Angers, D. A., Paré, D., Bergeron, Y. et Chen, H. Y. (2011). Black spruce soils accumulate more uncomplexed organic matter than aspen soils. *Soil Science Society of America Journal*, 75(3), 1125-1132.
- Lambert, M.-C., Ung, C. et Raulier, F. (2005). Canadian national tree aboveground biomass equations. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(8), 1996-2018.
- Lamlom, S. et Savidge, R. (2003). A reassessment of carbon content in wood: variation within and between 41 North American species. *Biomass and Bioenergy*, 25(4), 381-388.
- Lavallee, J. M., Soong, J. L. et Cotrufo, M. F. (2020). Conceptualizing soil organic matter into particulate and mineral-associated forms to address global change in the 21st century. *Global Change Biology*, 26(1), 261-273.
- Le Quéré, C., Andrew, R. M., Canadell, J. G., Sitch, S., Korsbakken, J. I., Peters, G. P., Manning, A. C., Boden, T. A., Tans, P. P. et Houghton, R. A. (2016). Global carbon budget 2016. *Earth System Science Data*, 8(2), 605-649.
- Lefèvre, R. (2015). *Matière organique stable du sol: dynamique et mécanismes de (dé) stabilisation*. Thèse de doctorat. École doctorale « Sciences de l'Environnement de l'Île de France ». Université Pierre et Marie Curie-Paris, 145p.

- Lemprière, T., Kurz, W., Hogg, E., Schmoll, C., Rampley, G., Yemshanov, D., McKenney, D., Gilsenan, R., Beatch, A. et Blain, D. (2013). Canadian boreal forests and climate change mitigation. *Environmental Reviews*, 21(4), 293-321.
- Leroux, S. J., Wiersma, Y. F. et Vander Wal, E. (2020). Herbivore impacts on carbon cycling in boreal forests. *Trends in Ecology & Evolution*, 35(11), 1001-1010.
- Leroy, C., Leduc, A., Thiffault, N. et Bergeron, Y. (2016). Forest productivity after careful logging and fire in black spruce stands of the Canadian Clay Belt. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(6), 783-793.
- Liski, J., Ilvesniemi, H., Mäkelä, A. et Westman, C. J. (1999). CO<sub>2</sub> emissions from soil in response to climatic warming are overestimated: the decomposition of old soil organic matter is tolerant of temperature. *Ambio*, 171-174.
- Locatelli, B. et Loisel, C. (2002). Changement climatique: la vérité est-elle au fond du puits? Une analyse des controverses sur les puits de carbone. *Natures Sciences Sociétés*, 10(4), 7-19.
- Lützow, M. v., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Matzner, E., Guggenberger, G., Marschner, B. et Flessa, H. (2006). Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions—a review. *European Journal of Soil Science*, 57(4), 426-445.
- Madoui, A., Gauthier, S., Leduc, A., Bergeron, Y. et Valeria, O. (2015). Monitoring forest recovery following wildfire and harvest in boreal forests using satellite imagery. *Forests*, 6(11), 4105-4134.
- Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, S., Connors, C., Péan, S., Berger, N., Caud, Y., Chen, L., Goldfarb, M. et Scheel Monteiro, P. M. (2021). Ipcc, 2021: Summary for policymakers. In: Climate change 2021: The physical science basis. contribution of working group I to the sixth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 3–32, doi:10.1017/9781009157896.001.
- Mayer, M., Prescott, C. E., Abaker, W. E., Augusto, L., Cécillon, L., Ferreira, G. W., James, J., Jandl, R., Katzensteiner, Laclau, J.P., Laganière, J., Nouvellon, Y., Paré, D., Stanturf, J.A.,

Vanguelova, E.I. et Vesterdal, L. (2020). Tamm Review: Influence of forest management activities on soil organic carbon stocks: A knowledge synthesis. *Forest Ecology and Management*, 466, 118127.

Millennium ecosystem assessment, M. (2005). *Ecosystems and human well-being: wetlands and water*. World Resources Institute, Washington, DC., 80 p.

Mingasson, C. (1957). Observations sur l'influence hydrologique de la neige dans l'Est du Canada. *Cahiers de géographie du Québec*, 2(3), 75-86.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF), (2007). *Portrait territorial, Côte-Nord*. Gouvernement du Québec, 94 p. En ligne : <https://mrnf.gouv.qc.ca/documents/territoire/portrait-cote-nord.pdf> (page consultée le 07/09/2024).

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2012. Plan d'action 2013-2020 sur les changements climatiques. Phase 1. Gouvernement du Québec. En ligne : [http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changements/plan\\_action/pacc2020.pdf](http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changements/plan_action/pacc2020.pdf). Page consultée le 16/02/2024.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques (MDDELCC), 2015. Cible de réduction d'émissions de gaz à effet de serre du Québec pour 2030 – Document de consultation. 51 pages. [En ligne]. <http://www.mddelcc.gouv.qc.ca/changementsclimatiques/consultations/cible2030/index.htm>. (page consultée le 29/avril/2024).

Mohieddinne, H., Brasseur, B., Spicher, F., Gallet-Moron, E., Buridant, J., Kobaiissi, A. et Horen, H. (2019). Physical recovery of forest soil after compaction by heavy machines, revealed by penetration resistance over multiple decades. *Forest Ecology and Management*, 449, 117472.

Mönkkönen, M., Burgas, D., Eyvindson, K., Le Tortorec, E., Peura, M., Pohjanmies, T., Repo, A. et Triviño, M. (2018). Solving conflicts among conservation, economic, and social objectives in boreal production forest landscapes: Fennoscandian perspectives. In

- Ecosystem services from forest landscapes: broadscale considerations*, Springer, pp. 169-219.
- Nabuurs, G. et Schelhaas, M. (2003). Spatial distribution of whole-tree carbon stocks and fluxes across the forests of Europe: where are the options for bio-energy? *Biomass and Bioenergy*, 24(4-5), 311-320.
- Nabuurs, G., Thürig, E., Heidema, N., Armolaitis, K., Biber, P., Cienciala, E., Kaufmann, E., Mäkipää, R., Nilsen, P. et Petritsch, R. (2008). Hotspots of the European forests carbon cycle. *Forest Ecology and Management*, 256(3), 194-200.
- Nawaz, M. F., Bourrie, G. et Trolard, F. (2013). Soil compaction impact and modelling. A review. *Agronomy for Sustainable Development*, 33, 291-309.
- Nazari, M., Eteghadipour, M., Zarebanadkouki, M., Ghorbani, M., Dippold, M. A., Bilyera, N., & Zamanian, K. (2021). Impacts of logging-associated compaction on forest soils: a meta-analysis. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, 780074.
- Nurminen, T., Korpunen, H. et Uusitalo, J. (2006). Time consumption analysis of the mechanized cut-to-length harvesting system. *Silva Fennica* 40(2), 335-363.
- Ola, A., Devos, W., Bouchard, M., Mazerolle, M. J., Raymond, P. et Munson, A. D. (2024). Above-and belowground carbon stocks under differing silvicultural scenarios. *Forest Ecology and Management*, 558, 121785.
- Ourimet, R., Tremblay, S., Perie, C. et Pregent, G. (2007). Ecosystem carbon accumulation following fallow farmland afforestation with red pine in southern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*, 37(6), 1118-1133.
- Page-Dumroese, D. S., Jurgensen, M. F., Tiarks, A. E., Ponder, J., Felix, Sanchez, F. G., Fleming, R. L., Kranabetter, J. M., Powers, R. F., Stone, D. M. et Elioff, J. D. (2006). Soil physical property changes at the North American Long-Term Soil Productivity study sites: 1 and 5 years after compaction. *Canadian Journal of Forest Research*, 36(3), 551-564.
- Paillet, Y. et Bouleau, G. (2016). De la mesure des émissions des gaz à effet de serre à celle du service de régulation du climat, les traductions de l'indicateur carbone. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 16(2), sp.

- Pan, P., Zhao, F., Ning, J., Zhang, L., Ouyang, X. et Zang, H. (2018). Impact of understory vegetation on soil carbon and nitrogen dynamic in aerially seeded *Pinus massoniana* plantations. *PLoS one*, 13(1), e0191952.
- Pan, Y., Birdsey, R. A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P. E., Kurz, W. A., Phillips, O. L., Shvidenko, A., Lewis, S. L. et Canadell, J. G. (2011). A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science*, 333(6045), 988-993.
- Peng, Y., Chahal, I., Hooker, D. C., & Van Eerd, L. L. (2024). Comparison of equivalent soil mass approaches to estimate soil organic carbon stocks under long-term tillage. *Soil and Tillage Research*, 238, 106021.
- Penman, J., Gytarsky, M., Hiraishi, T., Krug, T., Kruger, D., Pipatti, R., Buendia, L., Miwa, K., Ngara, T. et Tanabe, K. (2003). Good practice guidance for land use, land-use change and forestry. Institute for Global Environmental Strategies (IGES) for the IPCC, 590p.
- Périgon, S. (2006). *Dynamique de trouées dans de vieux peuplements résineux de la Côte-Nord, Québec* [Université du Québec à Montréal].
- Poeplau, C., Don, A., Six, J., Kaiser, M., Benbi, D., Chenu, C., Cotrufo, M. F., Derrien, D., Giocchini, P. et Grand, S. (2018). Isolating organic carbon fractions with varying turnover rates in temperate agricultural soils—A comprehensive method comparison. *Soil Biology and Biochemistry*, 125, 10-26.
- Post, W. M., Emanuel, W. R., Zinke, P. J. et Stangenberger, A. G. (1982). Soil carbon pools and world life zones. *Nature*, 298(5870), 156-159.
- Powers, R. F., Tiarks, A. E. et Boyle, J. R. (1999). Assessing soil quality: practicable standards for sustainable forest productivity in the United States. *The contribution of soil science to the development of and implementation of criteria and indicators of sustainable forest management*, 53, 53-80.
- Pregitzer, K. S. et Euskirchen, E. S. (2004). Carbon cycling and storage in world forests: biome patterns related to forest age. *Global Change Biology*, 10(12), 2052-2077.

- Pugh, T. A., Lindeskog, M., Smith, B., Poulter, B., Arneeth, A., Haverd, V. et Calle, L. (2019). Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(10), 4382-4387.
- Puhlick, J. J., Weiskittel, A. R., Fernandez, I. J., Fraver, S., Kenefic, L. S., Seymour, R. S., ... & Brissette, J. C. (2016). Long-term influence of alternative forest management treatments on total ecosystem and wood product carbon storage. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(11), 1404-1412.
- Ribeiro-Kumara, C., Köster, E., Aaltonen, H. et Köster, K. (2020). How do forest fires affect soil greenhouse gas emissions in upland boreal forests? A review. *Environmental Research*, 184, 109328.
- Robert, M. (2002). La séquestration du carbone dans le sol pour une meilleure gestion de terres. World Soil Resources Report. FAO, 75p.
- Robert, M. et Saugier, B. (2003). Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone. *Comptes rendus. Géoscience*, 335(6-7), 577-595.
- Russell-Roy, E. T., Keeton, W. S., Pontius, J. A. et Kerchner, C. D. (2014). Rehabilitation forestry and carbon market access on high-graded northern hardwood forests. *Canadian Journal of Forest Research*, 44(6), 614-627.
- Ryan, M. G., Harmon, M. E., Birdsey, R. A., Giardina, C. P., Heath, L. S., Houghton, R. A., Jackson, R. B., McKinley, D. C., Morrison, J. F. et Murray, B. C. (2010). A synthesis of the science on forests and carbon for US forests. *Ecological Society of America: Issues In Ecology*. 13: 1-16., 1-16.
- Saucier, J., Grondin, P., Robitaille, A., Gosselin, J., Morneau, C., Richard, P., Brisson, J., Sirois, L., Leduc, A. et Morin, H. (2009). Écologie forestière. *Manuel de foresterie*, 2, 165-315.
- Scharlemann, J. P., Tanner, E. V., Hiederer, R. et Kapos, V. (2014). Global soil carbon: understanding and managing the largest terrestrial carbon pool. *Carbon Management*, 5(1), 81-91.

- Schrumpf, M., Schulze, E., Kaiser, K. et Schumacher, J. (2011). How accurately can soil organic carbon stocks and stock changes be quantified by soil inventories? *Biogeosciences*, 8(5), 1193-1212.
- Schwenk, W. S., Donovan, T. M., Keeton, W. S. et Nunery, J. S. (2012). Carbon storage, timber production, and biodiversity: comparing ecosystem services with multi-criteria decision analysis. *Ecological applications*, 22(5), 1612-1627.
- Seguin, B. et Soussana, J.-F. (2008). Emissions de gaz à effet de serre et changement climatique: causes et conséquences observées pour l'agriculture et l'élevage. *Le Courrier de l'environnement de l'INRA*, 55(55), 79-91.
- Sewell, P. D., Quideau, S. A., Dyck, M. et Macdonald, E. (2020). Long-term effects of harvest on boreal forest soils in relation to a remote sensing-based soil moisture index. *Forest Ecology and Management*, 462, 117986.
- Sheldrick, B. et McKeague, J. (1975). A comparison of extractable Fe and Al data using methods followed in the USA and Canada. *Canadian Journal of Soil Science*, 55(1), 77-78.
- Shorohova, E., Kneeshaw, D., Kuuluvainen, T. et Gauthier, S. (2011). Variability and dynamics of old-growth forests in the circumboreal zone: implications for conservation, restoration and management. *Silva Fennica* 45(5), 785-806.
- Six, J., Conant, R. T., Paul, E. A. et Paustian, K. (2002). Stabilization mechanisms of soil organic matter: implications for C-saturation of soils. *Plant and Soil*, 241, 155-176.
- Smith, C. K., Coyea, M. R. et Munson, A. D. (2000). Soil carbon, nitrogen, and phosphorus stocks and dynamics under disturbed black spruce forests. *Ecological Applications*, 10(3), 775-788.
- Soja, A. J., Tchebakova, N. M., French, N. H., Flannigan, M. D., Shugart, H. H., Stocks, B. J., Sukhinin, A. I., Parfenova, E., Chapin III, F. S. et Stackhouse Jr, P. W. (2007). Climate-induced boreal forest change: predictions versus current observations. *Global and Planetary Change*, 56(3-4), 274-296.

- Solgi, A. et Najafi, A. (2014). The impacts of ground-based logging equipment on forest soil. *Journal of Forest Science*, 60(1), 28-34.
- Sollins, P., Homann, P. et Caldwell, B. A. (1996). Stabilization and destabilization of soil organic matter: mechanisms and controls. *Geoderma*, 74(1-2), 65-105.
- Song, B., Niu, S., Zhang, Z., Yang, H., Li, L. et Wan, S. (2012). Light and heavy fractions of soil organic matter in response to climate warming and increased precipitation in a temperate steppe. *PLoS one*, 7(3), e33217.
- Sothe, C., Gonsamo, A., Arabian, J. et Snider, J. (2022). Large scale mapping of soil organic carbon concentration with 3D machine learning and satellite observations. *Geoderma*, 405, 115402.
- Strukelj, M., Brais, S. et Paré, D. (2015). Nine-year changes in carbon dynamics following different intensities of harvesting in boreal aspen stands. *European Journal of Forest Research*, 134, 737-754.
- Tan, X., Chang, S. X. et Kabzems, R. (2005). Effects of soil compaction and forest floor removal on soil microbial properties and N transformations in a boreal forest long-term soil productivity study. *Forest Ecology and Management*, 217(2-3), 158-170.
- Tarnocai, C., Canadell, J. G., Schuur, E. A., Kuhry, P., Mazhitova, G. et Zimov, S. (2009). Soil organic carbon pools in the northern circumpolar permafrost region. *Global Biogeochemical Cycles*, 23(2).
- Taylor, A. R., Seedre, M., Brassard, B. W. et Chen, H. Y. (2014). Decline in net ecosystem productivity following canopy transition to late-succession forests. *Ecosystems*, 17, 778-791.
- Thiffault, N., and Grondin, P. (2003). Envahissement des parterres de coupe par les éricacées. Dans Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Grondin P. et Cimon A. (éd.). Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Direction de la Recherche Forestière et Direction de l'Environnement Forestier. Québec.
- Thiffault, N., Munson, A., Fournier, R. et Bradley, R. (2005). La relation éricacées-conifères: bonheur d'oppressions? *Le Naturaliste Canadien*, 129, 57-71.

- von Lützow, M., Kögel-Knabner, I., Ekschmitt, K., Flessa, H., Guggenberger, G., Matzner, E. et Marschner, B. (2007). SOM fractionation methods: relevance to functional pools and to stabilization mechanisms. *Soil Biology and Biochemistry*, 39(9), 2183-2207.
- Walker, X. J., Baltzer, J. L., Cumming, S. G., Day, N. J., Johnstone, J. F., Rogers, B. M., Solvik, K., Turetsky, M. R. et Mack, M. C. (2018). Soil organic layer combustion in boreal black spruce and jack pine stands of the Northwest Territories, Canada. *International Journal of Wildland Fire*, 27(2), 125-134.
- Watson, R. T., Noble, I. R., Bolin, B., Ravindranath, N., Verardo, D. J. et Dokken, D. J. (2000). *Land Use, Land Use Change, and Forestry*. A Special Report of the IPCC, 373 p.
- Widenfalk, O. et Weslien, J. (2009). Plant species richness in managed boreal forests—Effects of stand succession and thinning. *Forest Ecology and Management*, 257(5), 1386-1394.
- Zhang, X., Flato, G., Kirchmeier-Young, M., Vincent, L., Wan, H., Wang, X., Rong, R., Fyfe, J., Li, G., Kharin, V.V. (2019). « *Les changements de température et de précipitations pour le Canada* », chapitre 4 dans *Rapport sur le climat changeant du Canada*. Ottawa : Gouvernement du Canada, 113-193.
- Zhang, Z., Pan, S.-Y., Li, H., Cai, J., Olabi, A. G., Anthony, E. J. et Manovic, V. (2020). Recent advances in carbon dioxide utilization. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 125, 109799.
- Zhou, X., Wen, Y., Goodale, U. M., Zuo, H., Zhu, H., Li, X., You, Y., Yan, L., Su, Y. et Huang, X. (2017). Optimal rotation length for carbon sequestration in Eucalyptus plantations in subtropical China. *New Forests*, 48, 609-627.
- Zimmermann, M., Leifeld, J., Schmidt, M., Smith, P. et Fuhrer, J. (2007). Measured soil organic matter fractions can be related to pools in the RothC model. *European Journal of Soil Science*, 58(3), 658-667.