



BIBLIOTHÈQUE

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

Mise en garde

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

Warning

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

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

EFFET DU MÉLÈZE LARICIN SUR LES FLUX DE MÉTHANE ET DE
DIOXYDE DE CARBONE ET SUR LA QUALITÉ NUTRITIONNELLE DES
SOLS TOURBEUX DE L'ABITIBI

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN ÉCOLOGIE

PAR

CARLA CAROLINA RAMOS DO NASCIMENTO MORAES

AOÛT 2022

REMERCIEMENTS

Je remercie mon directeur Yves Bergeron, pour l'opportunité de faire partie de son équipe, pour les idées, les commentaires positifs et pour l'inspiration comme chercheur dans le domaine forestier. Je remercie tellement mon co-directeur Alain Leduc, pour croire en mon travail, pour chaque enseignement, de sa patience et de sa bonne humeur. Je remercie beaucoup mon co-directeur Nicolas Bélanger pour l'aide et ses enseignements, ses conseils pour les protocoles, de m'avoir accueilli dans ses laboratoires à la TÉLUQ et à l'UQAM, et de partager sa connaissance sur les sols et le flux de gaz. Merci à vous trois, surtout, d'être toujours là pour moi, du début à la fin de cette maîtrise.

Je remercie le CRSNG, la Scierie Landrienne et RYAM Gestion Forestière pour l'investissement dans ce projet. Merci à la Chaire AFD et au CEF pour l'espace de travail et pour support technique. Merci à Mélanie Desrochers pour la belle carte de l'aire d'étude.

Mes remerciements à Danielle Charron pour la logistique de chaque voyage Abitibi-Montréal et pour l'assistance en Abitibi et à Montréal, pour l'aide pendant mon travail sur le terrain et pour avoir choisi de bons stagiaires.

Je remercie Marie et Raynald pour leur assistance et l'excellente nourriture pendant mes séjours à la FERLD.

Merci Samuel, Todor, Daphné, Andréane, Albanie, Émilie et Théo, pour l'aide aux travaux de terrain. Je vous remercie pour les bons moments partagés et pour l'échange de connaissances.

Merci Simon Gaudreau, Alexandre Collin et Rim Khelifa de répondre à toutes mes questions et pour l'aide prodiguée aux laboratoires à la TÉLUQ et à l'UQAM.

Je remercie mes collègues Marina, Eddie, Alex, Rim, Clément, Simon, Jérémie (TÉLUQ) et Louiza (UQAM) pour les merveilleux dîners ensemble. Merci à mes collègues et amis de l'UQAT pour notre temps ensemble, surtout à Patricia et Maísa, pour l'amitié.

Un gros merci à tous mes professeurs pour les cours en présentielles ou à distance. Je remercie les employés de l'UQAT et de l'IRF, spécialement Danièle Laporte, Marie-Hélène Longpré, Ann Gervais, Isabelle Collin, Sophie Laliberté et Louis Imbeau.

Je remercie mes amis Bianca, Magali et Ricardo pour les rendez-vous d'écriture et les rencontres hebdomadaires. C'était plus facile et plus le fun avec vous!

Merci à mon mari Igor d'être là pour moi tous les jours, même au terrain.

Finalement, je remercie infiniment mes parents, mes frères, mes amis et amies, d'être présents même loin, d'innombrables heures d'appels téléphoniques et vidéo. Vous avez été essentiels dans mon parcours.

DÉDICACE

À mes parents, Roseli et Carlos Alberto, et
tous ceux et celles qui sont venus avant moi:
Sans vous, je ne serais pas ici.
À mon mari, Igor,
à toutes mes proches, amis(es)
et professeurs(res),
qui ont contribué tout le long de ce chemin,
mon immense gratitude.

AVANT-PROPOS

Le présent mémoire est composé de trois chapitres. Le premier et le dernier constituent respectivement l'introduction générale et la conclusion générale. Le deuxième chapitre est l'article scientifique et il est indépendant. Cependant, les trois chapitres sont complémentaires dans la mesure où ils permettent ensemble d'apporter une information plus complète sur le sujet traité. L'article serait traduit et soumis pour publication dans une revue scientifique. J'en suis l'auteur principal. Mon directeur et mes co-directeurs de recherche en sont coauteurs. Ce deuxième chapitre est :

CHAPITRE II : Moraes, C. C. R. N, Leduc, A., Bélanger, N., et Bergeron, Y., L'effet du mélèze laricin sur les flux de carbone (CO₂ et CH₄) en Abitibi-Témiscamingue, Québec. (Article à soumettre à *Canadian Journal of Soil Science*)

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	v
LISTE DES FIGURES.....	viii
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
RÉSUMÉ	1
CHAPITRE I INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 Mise en contexte et problématique	1
1.2 Revue de littérature.....	4
1.2.1Mélèze.....	4
1.2.2Propriétés de la litière du mélèze laricin.....	9
1.2.3Les flux gazeux.....	18
1.3 Objectif général	20
1.4 Objectif spécifique.....	20
1.5 Hypothèses.....	21
CHAPITRE II EFFET DU MÉLÈZE LARICIN SUR LA RESPIRATION (CO ₂ , CH ₄) DES SOLS TOURBEUX EN ABITIBI	22
2.1 Résumé	23
2.2 Introduction.....	24
2.3 Matériel et méthodes.....	28
2.3.1 Aire d'étude	28
2.3.2 Dispositif et cueillette des informations sur le terrain	29
2.3.3 Analyses en laboratoire.....	33
2.3.4 Analyses statistiques.....	35
2.3.5 Effet de la composition du couvert végétal sur la respiration du sol.....	36
2.3.6 Effet de la composition du couvert végétal sur la température du sol.....	39
2.3.7 Effet de la composition du couvert végétal sur le contenu volumétrique en eau du sol.....	39
2.3.8 Variation de la composition physicochimique des sols.....	40
2.4 Résultats.....	40
2.4.1 L'effet de la saison sur les émissions de carbone du sol	40

2.4.2	Influence de la composition du couvert forestier lors des périodes chaudes	45
2.4.3	Effets directs de la composition du couvert forestier sur la température du sol	47
2.4.4	Effets directs de la composition du couvert forestier sur le contenu volumétrique en eau du sol.....	49
2.4.5	Propriétés physicochimiques du sol.....	51
2.5	Discussion.....	54
2.5.1	L'influence de la température et du contenu volumétrique en eau du sol sur les flux de CH ₄ et CO ₂	54
2.5.2	L'effet de la composition en espèces sur le flux de CO ₂ du sol	57
2.5.3	Propriétés physicochimiques du sol – l'effet site	58
2.6	Conclusion	59
CHAPITRE III CONCLUSION GÉNÉRALE		61
3.1	Retour sur les hypothèses	61
3.2	Limitations de la recherche.....	62
3.3	Application sylvicole	64
ANNEXE A TABLEAU DE L'ANALYSE DE VARIANCE (ANOVA) DU MODÈLE MIXTE D'ÉMISSION DE CO ₂		66
BIBLIOGRAPHIE		67

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Distribution géographique du mélèze laricin (Gower et Richards 1990)	7
2.1 Localisation de l'aire d'étude présentant des peuplements mélangés d'épinette noire et de mélèze laricin.	29
2.2 Schéma de l'échantillonnage d'une parcelle.....	33
2.3 Relation logarithmique entre la respiration du sol (flux de CO ₂) et la température du sol à 15 cm de profondeur pour l'ensemble des parcelles étudiées.....	40
2.4 Maxima et minima de la respiration du sol (a), température du sol (b), contenu volumétrique en eau (CVE) du sol (c) et profondeur de la nappe phréatique (PNP) (d) pour chaque date d'échantillonnage en 2019 et pour chaque site étudié (Beau, Hele et Turg).....	43
2.5 Analyses en composantes principales (ACP) de la composition chimique des sols des trois sites étudiés à 0-20 cm et 20-40 cm de profondeur. Les parcelles ont trois répétitions et sont représentées par les chiffres 1 à 12 (site Turg), 13 à 30 (site Hele) et 31 à 54 (site Beau).....	53

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1 Les dix espèces communément reconnues de mélèze avec ses localisations générales et ses zones écologiques (adapté de Schmidt 1995).	5
1.2 Comparaison des concentrations de nutriments (N, P, K et Ca) dans la litière du mélèze laricin et de l'épinette noire se développant sur les mêmes sites.	15
1.3 Concentrations des nutriments (N, P, K et Ca) dans la litière du mélèze laricin et de l'épinette noire. Les données correspondent à une année d'incubation, du début (initial) jusqu'à la fin (final) de l'incubation pour des litières se décomposant sur les mêmes sites.	16
1.4 Concentrations des nutriments (N, P, K, Ca et Mg) dans les aiguilles du mélèze japonais (<i>Larix kaempferi</i>) le long d'une chronoséquence.	17
2.1 Variables utilisées dans les modèles linéaires et mixtes de la respiration du sol.	38
2.2 Moyenne (\bar{x}) et écart-type (σ) de la surface terrière ($m^2 ha^{-1}$) de l'épinette noire (EPN) et du mélèze laricin (MEL), de la respiration du sol ($mg CO_2 m^{-2} h^{-1}$), du contenu volumétrique en eau moyen du sol (% d'eau) et de la profondeur de la nappe phréatique (cm).	42
2.3 Sélection des modèles linéaires mixtes de respiration du sol avec « Parcelles » niché en « Forêt » comme variable aléatoire et les variables fixes suivantes : contenu volumétrique en eau du sol (CVE); profondeur de la nappe phréatique (PNP); température du sol (TS) et modèle nul sans variable explicative fixe (NUL). K est le nombre de variables dans le modèle, AICc est le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille, $\Delta AICc$ est le AICc relatif au modèle le plus parcimonieux, et w_i est le poids de l'AICc du modèle.	44
2.4 Sélection des modèles de respiration du sol expliquée par la température du sol (TS) et le contenu volumétrique en eau du sol (CVE) ainsi que les surfaces terrières à différentes distances du centre de la parcelle pour les sols avec des températures au-dessus de 10°C. Surface terrière du mélèze laricin (MEL(n)); surface terrière de l'épinette noire (EPN(n)); surface terrière totale (ST(n)); mètres de distance du centre de la parcelle (n). K est le nombre de variables dans le modèle, AICc est le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille, $\Delta AICc$ est le AICc relatif au modèle le plus parcimonieux, et w_i est le poids de l'AICc du modèle.	46

- 2.5 Sélection des modèles de température du sol (TS) pour des sols avec des températures au-dessus de 10°C avec « Parcelles » niché en « Forêt » comme variable aléatoire et les variables fixes suivantes : jour julien (JJ); jour julien carré (JJ²); heure de la journée (HEU); profondeur de la nappe phréatique (PNP); profondeur de la zone d'oxydation (POX); contenu volumétrique en eau du sol (CVE); et modèle nul sans variable explicative fixe (NUL). K est le nombre de variables dans le modèle, AICc est le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille, $\Delta AICc$ est le AICc relatif au modèle le plus parcimonieux, et w_i est le poids de l'AICc du modèle..... 47
- 2.6 Sélection des modèles de température du sol expliqué par le jour julien (JJ) et les surfaces terrières à différentes distances du centre de la parcelle pour les sols avec des températures au-dessus de 10°C. Surface terrière du mélèze laricin (MEL(n)); surface terrière de l'épinette noire (EPN(n)); surface terrière totale (ST(n)); mètres de distance du centre de la parcelle (n). K est le nombre de variables dans le modèle, AICc est le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille, $\Delta AICc$ est le AICc relatif au modèle le plus parcimonieux, et w_i est le poids de l'AICc du modèle..... 48
- 2.7 Sélection des modèles du contenu volumétrique en eau (CVE) du sol pour les sols avec des températures au-dessus de 10°C avec « Parcelles » niché en « Forêt » comme variable aléatoire et les variables fixes suivantes : Profondeur de la nappe phréatique (PNP); profondeur de la zone d'oxydation (POX); modèle nul sans variable explicative fixe (NUL). K est le nombre de variables dans le modèle, AICc est le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille; $\Delta AICc$ est le AICc relatif au modèle le plus parcimonieux, et w_i est le poids de l'AICc du modèle. 49
- 2.8 Sélection des modèles du contenu volumétrique en eau (CVE) du sol expliqué par la profondeur de la nappe phréatique (PNP) et les surfaces terrières à différentes distances du centre de la parcelle pour les sols avec des températures au-dessus de 10°C. Surface terrière du mélèze laricin (MEL(n)); surface terrière de l'épinette noire (EPN(n)); surface terrière totale (ST(n)); mètres de distance du centre de la parcelle (n). K est le nombre de variables dans le modèle, AICc est le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille, $\Delta AICc$ est le AICc relatif au modèle le plus parcimonieux, et w_i est le poids de l'AICc du modèle..... 50
- 2.9 Description des sites Beau, Hele et Turg. Données des sols collectés à 0-20 cm de profondeur. 52
- 2.10 Description des sites Beau, Hele et Turg. Données des sols collectés à 20-40 cm de profondeur. 52

RÉSUMÉ

Le Canada possède l'une des plus grandes superficies de milieux humides du monde. Les sols organiques dominent ces écosystèmes. La forêt boréale sur sol tourbeux occupe environ 1,7 million d'hectares au Québec. L'épinette noire est l'espèce dominante de ces milieux humides tourbeux. La productivité forestière dans les pessières tourbeuses est faible comparativement à des pessières évoluant sur des sols bien drainés parce que les sols tourbeux sont généralement caractérisés par un niveau d'hydromorphie élevé, ainsi que des conditions extrêmes d'acidité et une faible disponibilité des éléments nutritifs. Il est également connu que les sols tourbeux hydromorphes émettent beaucoup de carbone (C) dans l'atmosphère sous la forme de méthane (CH₄), un gaz à effet de serre (GES) puissant. L'introduction du mélèze laricin dans les stratégies de reboisement pourrait faciliter l'aménagement de ces peuplements parce que cette essence a le potentiel d'améliorer la qualité du sol, le recyclage et la disponibilité des éléments nutritifs, le rendement des peuplements et les taux d'évapotranspiration. Ce mémoire se penche plus spécifiquement sur la dynamique du C dans les sols tourbeux le long d'un gradient de mixité entre l'épinette noire et le mélèze laricin. Nous posons la question centrale suivante : le mélèze laricin influence-t-il positivement la qualité nutritionnelle des sols organiques et les flux de carbone (CO₂ et CH₄) en peuplements mixtes avec l'épinette noire se développant sur sols tourbeux ? La majorité de nos parcelles dans les trois sites n'ont pas émis de CH₄, suggérant une absence d'influence de composition en espèces sur l'émission de méthane. La respiration du sol, c'est-à-dire l'émission de CO₂, a été influencée par la température et le contenu volumétrique en eau (CVE) du sol. Au-dessus de 10°C, le mélèze laricin manifeste une influence négative et significative sur la respiration des sols organiques. Nos résultats montrent que même si les trois peuplements retenus se sont développés sur une épaisse couche organique, ces derniers se distinguent de par les propriétés physicochimiques des sols. Les variations de la proportion de surface terrière du mélèze laricin à l'intérieur d'un même peuplement n'a pas tant affecté les conditions du sol, en comparaison à l'effet du peuplement. Toutefois, cela n'indique pas nécessairement que les plantations de mélèze laricin pourraient réellement, altérer significativement les émissions de CO₂ à l'échelle du paysage. Nous suggérons la prudence dans l'emploi de cette approche dans un contexte de changements climatiques.

Mots-clés : Aménagement, Changement climatique, Gaz à effet de serre, Milieu humide, Sol organique.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 Mise en contexte et problématique

Le Canada possède l'une des plus grandes superficies de milieux humides du monde (Payette et Rochefort 2001). Au Québec, les tourbières couvrent environ 10 millions d'hectares. On les retrouve beaucoup dans le Nord-Ouest ainsi que dans la région des basses terres de la baie d'Hudson et de la Baie James (Payette et Rochefort 2001). Celles-ci sont des milieux caractérisés par une nappe phréatique proche de la surface du sol (Bussières 2005, Hugron, Bussières et al. 2011) et sont formées lorsque la matière organique s'accumule plus rapidement qu'elle ne se décompose (Payette et Rochefort 2001). Les sols organiques dominent ces écosystèmes et de ce fait, un aménagement forestier spécifique est requis lorsque ces derniers sont bois es (Jeglum, Kershaw et al. 2006).

Plus spécifiquement, la forêt boréale sur sol tourbeux occupe environ 1,7 million d'hectares au Québec. L'épinette noire est l'espèce dominante de ces milieux humides tourbeux (Payette et Rochefort 2001). On retrouve cette essence fréquemment avec le mélèze laricin à différents niveaux de mixité (Crowley 1964).

La productivité forestière dans les pessières tourbeuses est faible comparativement à des pessières évoluant sur des sols bien drainés parce que les sols tourbeux sont généralement caract eris es par un niveau d'hydromorphie  elev e, c'est-à-dire de fortes teneurs en eau et de faibles teneurs en oxygène, ainsi que des conditions extrêmes d'acidité et une faible disponibilité des éléments nutritifs (Payette et Rochefort 2001). Ces caractéristiques sont souvent retrouvées dans les régions paludifiées. La paludification est définie comme un type de formation et d'accumulation de tourbe

qui commence directement sur un sol minéral auparavant sec (Joosten et Clarke 2002, Lavoie, Paré et al. 2005). La coupe forestière peut accélérer ce phénomène parce que la perte des arbres induit : (1) une réduction de l'évapotranspiration, (2) la baisse de la quantité de précipitation interceptée et (3) une hausse de la croissance et de l'établissement des bryophytes du genre *Sphagnum* (Lavoie, Paré et al. 2005, Lafleur, Fenton et al. 2018). La paludification peut créer des milieux anoxiques, acides et pauvres en nutriments (Favreau 2018). La présence de l'épinette noire favorise également l'entourbement parce qu'elle est caractérisée par un faible potentiel d'évapotranspiration et que sa litière est récalcitrante à la décomposition (Lavoie 2006). La litière acide des éricacées, souvent compagnes de l'épinette, exacerbe ce phénomène (Lavoie 2006)

Il est également connu que les sols tourbeux hydromorphes émettent beaucoup de carbone (C) dans l'atmosphère sous la forme de méthane (CH₄), un gaz à effet de serre (GES) puissant, de par une décomposition de la matière organique par des microorganismes qui opèrent en anoxie (Roulet, Moore et al. 1992, Bubier, Costello et al. 1993). Ces flux de CH₄ correspondent à une partie importante du cycle globale du C. Le CH₄ dans l'atmosphère a beaucoup augmenté dans les années 80 et une nouvelle hausse est observée aujourd'hui (Nisbet et al. 2019). Puisque le méthane est 25 à 32 fois plus puissant que le CO₂ en matière de réchauffement, les scientifiques craignent que, si on ne réduit pas les émissions de CH₄, ce gaz pourrait mener vers l'un des pires scénarios de réchauffement planétaire.

La modification des conditions hydroclimatiques des sols forestiers tourbeux, soit par les opérations forestières ou encore les changements climatiques, pourrait entraîner des changements dans la forme et la quantité des émissions de GES (Humpenöder et al. 2020). L'effet net de ces changements pourrait être une hausse du forçage radiatif (Günther et al. 2020). De plus, les grandes réserves de C dans ces sols (Levy-Booth,

Prescott et al. 2018), si celles-ci venaient à s'assécher, pourraient être exposées aux incendies et ainsi libérer de grandes quantités de C suite à une telle perturbation.

L'industrie forestière de la région de l'Abitibi exploite le bois provenant de forêts de milieux tourbeux du Nord et la pression sur ces forêts risque d'augmenter dans le futur. L'introduction du mélèze laricin dans les stratégies de reboisement pourrait faciliter l'aménagement de ces peuplements parce que cette essence a le potentiel d'améliorer la qualité du sol, le recyclage et la disponibilité des éléments nutritifs, le rendement des peuplements et les taux d'évapotranspiration. En effet, le mélèze laricin est mieux adapté aux sols inondés que l'épinette noire, probablement en raison de sa capacité de transporter l'oxygène à ses racines (Conlin et Lieffers 1993, Islam, MacDonald et al. 2003). Il s'agit d'une essence à aiguilles caduques très bien adaptée au milieu humide. Le mélèze laricin aurait même le pouvoir d'assécher les sols, mais ce phénomène demeure quelque peu anecdotique. De plus, la litière du mélèze laricin qui tombe chaque automne peut entraîner plus des nutriments à la surface du sol. Par sa décomposition, cette litière peut mobiliser des nutriments qui seront disponibles éventuellement pour les arbres (Crowley 1964; Jobbagy et Jackson 2004). Selon Bares et Wali (1979), la litière (aiguilles) du mélèze laricin est plus riche en nutriments comme N, K, P et Mg que la litière d'épinette noire. Ainsi, la présence de mélèze pourrait avoir un effet positif sur le développement de l'écosystème forestier, le rendement des peuplements et la séquestration du carbone par les arbres.

Considérant l'intérêt de l'industrie forestière d'augmenter la productivité des forêts dans la région de l'Abitibi (Payette et Rochefort 2001) ainsi que son désir de lutter contre les changements climatiques par l'entremise d'interventions sylvicoles novatrices, il y a un intérêt grandissant de comprendre comment l'introduction du mélèze laricin dans les peuplements d'épinette noire sur sols tourbeux peut modifier le bilan de C de l'écosystème. Ce mémoire se penche plus spécifiquement sur la dynamique du C dans les sols tourbeux le long d'un gradient de mixité entre

l'épinette noire et le mélèze laricin. Nous posons la question centrale suivante : le mélèze laricin influence-t-il positivement la qualité nutritionnelle des sols organiques et les flux de carbone (CO₂ et CH₄) en peuplements mixtes avec l'épinette noire se développant sur sols tourbeux ?

1.2 Revue de littérature

1.2.1 Mélèze

Le mélèze est un arbre à aiguilles caduques du genre *Larix*, une gymnosperme de la famille *Pinacea* (Johnston 1990, Schmidt 1995). Il y a dix espèces de *Larix* dans le monde, en plus des sous-espèces et variétés, distribuées en Amérique du Nord, Europe et Asie (Schmidt, 1995) (Tableau 1.1). Les espèces sont distribuées naturellement dans deux pays de l'Amérique du Nord, six pays de l'Asie et neuf de l'Europe centrale et de la Russie (Holtmeier 1995, Schmidt 1995, Wang et Zhong 1995). Le mélèze est distribué dans les régions boréales de terres basses à haut des montagnes et de conditions subalpines, entre les latitudes 25° et 75° (Schmidt 1995). Ces espèces se développent sur différents types de sol, à diverses altitudes et sous différents climats (LePage et Basinger 1995).

Les espèces de mélèze ont des caractéristiques similaires, comme l'apparence, la faible tolérance à l'ombre et les aiguilles caduques. Par contre, les espèces de mélèze présentent des différences dans la croissance, l'adaptation aux différents substrats et l'adaptation à la compétition avec d'autres espèces (Schmidt 1995).

La litière du mélèze joue un rôle très important dans la conservation de l'eau, la protection contre l'érosion et le maintien d'un environnement écologique (Wang et Zhong 1995).

Tableau 1.1 Les dix espèces communément reconnues de mélèze avec ses localisations générales et ses zones écologiques (adapté de Schmidt 1995).

Nom scientifique	Nom en français	Localisation générale	Zones écologiques
<i>Larix occidentalis</i>	Mélèze de l'Ouest	États-Unis et Canada (montagnes Rocheuses et Cascades)	Haute montagne à subalpine inférieure
<i>Larix lyallii</i>	Mélèze subalpin	États-Unis et Canada (montagnes Rocheuses et Cascades)	Subalpin supérieur à la limite écotone du bois
<i>Larix laricina</i>	Mélèze laricin	États du nord-est et des Grands Lacs et de l'Alaska aux États-Unis et une large ceinture à travers le Canada	Principalement boréale
<i>Larix russica (Larix sibirica)</i>	Mélèze sibérien	Une large ceinture dans le nord de la Russie et en Mongolie	Boréale à la limite nord du bois
<i>Larix gmelinii</i> (comprends <i>L. dahurica</i> , <i>olgensis</i> , <i>cajanderi</i> , <i>principis-rupprechtii</i> et autres sous-espèces)	Mélèze asiatique	Eurasie à l'est de la chaîne de mélèzes sibériens	Subalpin à la limite nord du bois
<i>Larix mastersiana</i>	Mélèze du maître	Zones montagneuses du sud de la Chine	Haute montagne à subalpine inférieure
<i>Larix griffithiana</i>	Mélèze Sikkim	Himalaya au Népal, Bhoutan, Tibet et sud de la Chine	Subalpin élevé

Tableau 1.1 suite.

<i>Larix potaninii</i>	Mélèze chinois	Chine occidentale	Subalpin élevé
<i>Larix leptolepis</i> (comprend <i>Larix kaempferi</i>)	Mélèze japonais	Honshu, Japon	Subalpin
<i>Larix decidua</i>	Mélèze d'Europe	Zones des Alpes en France, Suisse, Autriche, Italie, Serbie, Allemagne avec des zones dispersées en Roumanie, en République Tchèque et en Pologne	Subalpin

1.2.1.1 Le mélèze laricin

Le mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch) ou « tamarack », en anglais, est une espèce endémique de l'Amérique du Nord (Figure 1.1) (Gower et Richards 1990). On le retrouve entre les latitudes 40° et 64° N et les longitudes 52° et 160° W (Pâques et Périnot 1994). Le mélèze laricin est rencontré de l'extrême ouest du continent nord-américain, de l'état de l'Alaska et de la province du Yukon, jusqu'aux provinces canadiennes de la Nouvelle-Écosse et de Terre-Neuve-et-Labrador, à l'extrême est. Sa limite sud va jusqu'au nord des états nord-américains de l'Indiana, l'Ohio, la Pennsylvanie, du New Jersey, du Connecticut et du Maine (Johnston 1990).

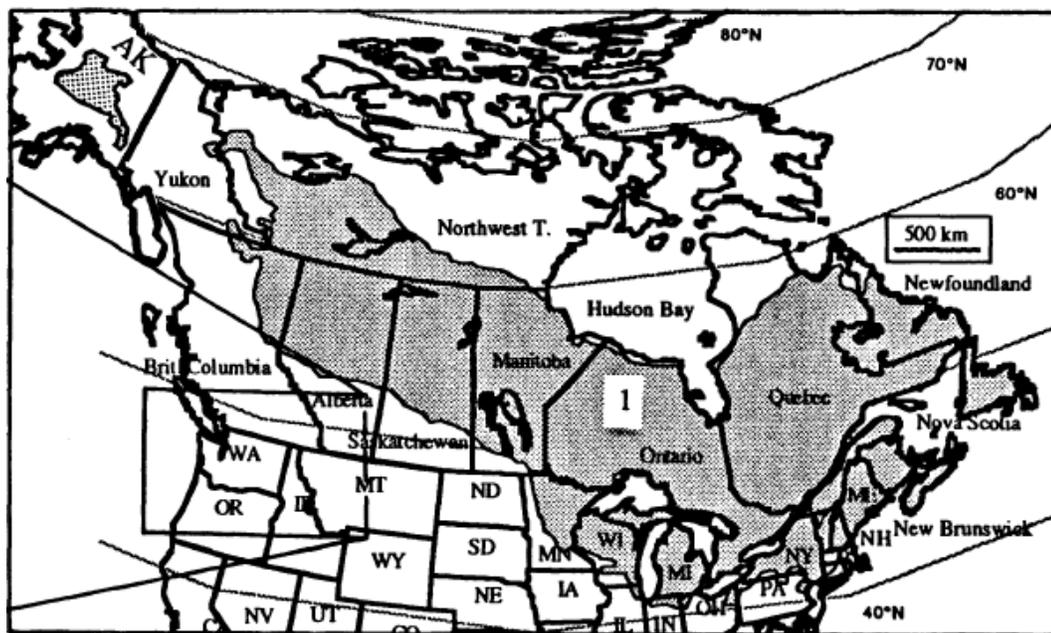


Figure 1.1 Distribution géographique du mélèze laricin (Gower et Richards 1990)

Similairement aux autres espèces du même genre, le mélèze laricin peut se développer sous différents climats. La variation thermique entre les régions peut être extrême, avec des températures variant entre -62°C et +43°C (Johnston 1990). Les précipitations annuelles varient également beaucoup entre ces différentes régions, soit de 180 mm à 1400 mm (Johnston 1990).

Le mélèze laricin est un arbre pionnier qui se développe souvent en peuplements purs. Dans ce contexte, il a normalement une croissance juvénile rapide (Crowley 1964, Eyre 1980, Johnston 1990). Il est aussi trouvé dans les peuplements mixtes avec diverses espèces forestières de conifères et feuillues, comme le sapin de Douglas (*Pseudotsuga menziesii*), le sapin subalpin (*Abies lasiocarpa*), le pin tordu (*Pinus contorta*), l'épinette d'Engelmann (*Picea engelmannii*), le pin argenté (*Pinus monticola*), la pruche de l'Ouest (*Tsuga heterophylla*), le thuya géant (*Thuja plicata*), le sapin géant (*Abies grandis*), le pin ponderosa (*Pinus ponderosa*), le sapin baumier (*Abies balsamea*), l'épinette blanche (*Picea glauca*) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*). Sur sol tourbeux, le mélèze laricin est cependant le plus souvent retrouvé en peuplement mixte avec l'épinette noire (*Picea mariana*) (Crowley 1964, Eyre 1980, Johnston 1990). Le mélèze laricin est très intolérant à l'ombre. Ainsi, il supporte peu la compétition et tend à occuper la strate supérieure lorsqu'il est avec d'autres espèces comme l'épinette noire dans les stations tourbeuses (Beefink 1951, Crowley 1964, Eyre 1980, Johnston 1990).

Le mélèze laricin se développe sur différentes gammes de sol, entre les sols organiques humides à inondés (humisols, mésisols et fibrisols) et les sols minéraux argileux et sableux mal drainés (gleysols) (Johnston 1990). Ce conifère a une tolérance aux sols inondés, probablement en raison de sa capacité à faire un transport actif de l'oxygène vers ses racines (Pâques 1992, Conlin et Lieffers 1993, Islam, MacDonald et al. 2003) et il se développe dans des tourbières acides et plus neutres et tolère les sols froids (Bares et Wali 1979, Johnston 1990). Selon Pâques et Périnot (1994), le mélèze laricin a une bonne croissance sur sols «moyennement riches en éléments nutritifs, à nappe peu profonde et où les variations de niveau d'eau sont faibles ».

Parmi les autres espèces du même genre, le *Larix laricina* est le plus grand et peut atteindre 60 mètres de haut (Eyre 1980). Généralement, les arbres matures ont entre

15 et 35 mètres de haut et entre 36 et 102 centimètres de diamètre à hauteur de poitrine (DHP). Le mélèze laricin peut vivre jusqu'à 150 à 180 ans (Johnston 1990).

Le mélèze laricin a normalement des racines peu profondes et étalées, et on observe peu de racines pivotantes, surtout dans les milieux inondés (Beefink 1951, Johnston 1990). Ses racines peuvent couvrir un rayon aussi grand que la hauteur de l'arbre. Elles tendent beaucoup à se développer latéralement dans les sols tourbeux (Johnston 1990).

Le bois du mélèze laricin est utilisé commercialement aux États-Unis pour les produits de pâte et aussi pour les poteaux, bois de mine et traverses de chemin de fer (Johnston 1990).

1.2.2 Propriétés de la litière du mélèze laricin

1.2.2.1 La litière et le cycle des éléments nutritifs

Les forêts altèrent le microclimat et les caractéristiques physiques, chimiques et biologiques du sol, mais les effets des espèces forestières sur le sol peuvent différer de par de nombreux mécanismes, notamment les taux d'apport et de libération des éléments nutritifs à travers des cycles complexes (Binkley et Giardina 1998). Les éléments nutritifs sont mobilisés et redistribués dans le sol par l'entremise d'une série de mécanismes incluant le prélèvement par les racines, la dégradation de la matière organique par les microorganismes (c-à-d. litière foliaire, racines mortes, etc.), la lixiviation et les réactions chimiques avec les constituantes du sol, lesquels sont modulés par les caractéristiques chimiques de la solution de sol et des particules (Jobbagy et Jackson 2004).

La chute de litière représente un important sentier pour le transfert d'éléments nutritifs de la végétation vers le sol parce qu'elle contribue à l'accumulation de matière

organique à la surface du sol (Yang, Guo et al. 2005, Hangs, Schoenau et al. 2014). Si le prélèvement des nutriments par les plantes se fait en profondeur et que les nutriments sont retournés à la surface sol par la litière, on considère qu'il y a alors une augmentation nette des nutriments dans le système (Jobbágy et Jackson 2004).

Li, Hu et al. (2010), en étudiant une forêt mixte pendant 30 ans, ont observé que la composition chimique de la litière de cinq espèces a considérablement changé pendant l'étude. La modification des propriétés chimiques des litières a favorisé un changement dans les propriétés chimiques du sol, mais la composition en espèces du peuplement n'a pas évolué dans le temps.

Le cycle des éléments nutritifs, comme celui du C (Jobbágy et Jackson 2004, Bloom, Exbrayat et al. 2016) et de N (Fowler, Coyle et al. 2013), implique plusieurs interrelations entre les plantes et le sol. Ces interrelations ont généralement des effets bénéfiques pour les arbres, car elles génèrent des conditions propices à leur développement et leur croissance (Binkley et Giardina 1998). En effet, la végétation exerce un contrôle sur le statut nutritionnel d'un site via la qualité de sa litière (Damman 1971, Joly, Milcu et al. 2017). En revanche, plusieurs facteurs influencent la décomposition de la litière, allant des conditions environnementales comme la température de l'air et les précipitations jusqu'aux conditions de microsite comme le contenu en eau et en nutriments des sols (Hangs, Schoenau et al. 2014, Bradford, Berg et al. 2016, Joly, Milcu et al. 2017, Bélanger et al. 2019).

Selon la recherche de Bares et Wali (1979), la litière d'aiguilles de mélèze laricin présente davantage de P, N, K et Mg que la litière d'aiguilles d'épinette noire. Dans la même recherche, les chercheurs ont observé que la mobilisation de P et N était plus rapide pour la litière de mélèze que pour celle de l'épinette (Bares et Wali 1979). Ceci peut expliquer en partie la décomposition plus rapide de la litière de mélèze.

Une des caractéristiques importantes de la genèse des tourbières est l'accumulation importante de matière organique sous la forme de bryophytes du genre *Sphagnum* (Rochefort 2001). De plus, la chute d'aiguilles de mélèze contribue en partie à l'accumulation de matière organique. Toutefois, la chute importante de la litière de mélèze et le tapis qu'elle forme peut réduire la croissance des mousses en limitant leur exposition à la lumière (Bisbee, Gower et al. 2001).

1.2.2.2 L'abondance et la composition de la litière de mélèze

La litière est le matériel végétal (aiguilles et bois) qui tombe au sol par sénescence ou par des facteurs externes (vent, pluie, neige, animaux, etc.). Les études sur la litière du mélèze se sont concentrées sur la litière d'aiguilles, le lieu responsable de l'absorption du CO₂ par la photosynthèse et le lieu final du transport de l'eau et des nutriments (Gower, Kloeppe et al. 1995). Les études citées ci-dessous comprennent diverses espèces du genre *Larix* et non seulement le mélèze laricin, parce que la littérature sur la litière du mélèze laricin est limitée et n'est pas récente.

Le mélèze (*Larix* sp.) est souvent trouvé dans les peuplements mixtes avec des conifères à feuilles persistantes. En milieux naturels sous un climat et un sol favorables, le mélèze est dominé généralement par les espèces de conifères à feuilles persistantes (Beefink 1951, Crowley 1964). Les aiguilles des conifères à feuilles persistantes doivent tolérer les conditions météorologiques extrêmes de l'hiver et de ce fait, elles sont plus robustes et résistantes que celles du mélèze (Gower, Kloeppe et al. 1995). Par ailleurs, les aiguilles de mélèze sont produites chaque printemps. Leur fabrication nécessite un investissement énergétique moins grand et elles sont donc considérées comme « jetables » (Gower, Kloeppe et al. 1995).

Diverses études comparent les caractéristiques du mélèze et à celles des espèces de conifères à feuilles persistantes (Bares et Wali 1979, Gower et Richards 1990, Gower, Kloeppe et al. 1995, Moore, Trofymow et al. 2008), car la morphologie des aiguilles

de mélèze, l'architecture de sa canopée et l'anatomie de son système de transport de la sève ressemblent à celles des gymnospermes à feuilles persistantes (Gower et Richards 1990).

Gower, Kloeppe et al. (1995) ont comparé la quantité de biomasses du feuillage par rapport au diamètre de tige de mélèze à celle de conifères à feuilles persistantes cooccurrents. Ses résultats laissent entendre que les conifères à feuilles persistantes supportent une quantité plus élevée de masse foliaire que les mélèzes (Gower, Kloeppe et al. 1995).

Bares et Wali (1979) ont trouvé que le mélèze laricin et l'épinette noire produisent en moyenne une quantité totale de litière similaire avec 309 et 322 g m⁻² an⁻¹, respectivement. Cependant, cette étude a été faite pendant deux ans et, lors de la première année, les valeurs de litière de mélèze (348 g m⁻² an⁻¹) étaient beaucoup plus élevées que celles de l'épinette (238 g m⁻² an⁻¹). De plus, lors de la première et deuxième année, la litière du mélèze est composée de 97% et 84% d'aiguilles, respectivement, ce qui est légèrement plus élevé que dans le cas de l'épinette (74% et 79%, respectivement) (Bares et Wali 1979).

Comme pour toutes les essences, les concentrations et les réserves de nutriments dans la litière des aiguilles de mélèze varient selon le type de sol, de la densité du peuplement, de la capacité de l'espèce à prélever, utiliser et redistribuer les nutriments (Neves, Martins et al. 2001). Wang, Chen et al. (2019), en analysant quatre peuplements cultivés de mélèze japonais d'âges différents, ont observé que les propriétés du sol (c'est-à-dire l'azote total et disponible, le phosphore disponible et le contenu en matière organique) ont été significativement modifiées le long de la chronoséquence et selon la profondeur.

1.2.2.3 Les composantes nutritionnelles de la litière de mélèze

De toutes les composantes du mélèze (tronc, branche, racine, écorce et aiguilles), les aiguilles représentent la plus petite partie de la biomasse totale de l'arbre et cette valeur diminue avec l'âge. Par exemple, celle-ci était de 2,6% pour un peuplement de 35 ans de mélèze japonais et 14,8% pour un peuplement de 6 ans (Wang, Chen et al. 2019). Cependant, la minéralomasse (N, P, Ca, Mg et K) dans les aiguilles de mélèze japonais était plus grande que parmi les autres composantes de l'arbre.

Généralement, les recherches utilisent les aiguilles sénescentes pour simuler la décomposition naturelle de la litière. Toutefois, Chang, Li et al. (2017) ont comparé la concentration des nutriments dans les aiguilles vertes à celles en sénescence du mélèze japonais, à différents âges. Les concentrations de N, P, K et Mg étaient significativement plus élevées dans les aiguilles vertes que dans les aiguilles sénescentes, mais la concentration de Ca était significativement plus faible (Chang, Li et al. 2017). Une explication probable découlerait d'une utilisation de ces nutriments par la photosynthèse pendant la saison de croissance et une plus grande translocation de nutriments par le mélèze dans les branches par des processus métaboliques avant la sénescence.

Gower, Kloeppe et al. (1995) ont comparé la photosynthèse nette sur la base de la surface et de la masse des aiguilles de différents conifères. Leurs travaux ont permis de conclure que les taux photosynthétiques nets du mélèze étaient plus grands que ceux des conifères à feuilles persistantes. Cela peut s'expliquer par la surface foliaire spécifique plus grande des aiguilles de mélèze que des conifères à feuilles persistantes (Gower, Kloeppe et al. 1995).

L'azote dans les aiguilles de conifères a beaucoup été étudié en raison de sa corrélation positive avec les taux photosynthétiques et, aussi, sa faible disponibilité dans les écosystèmes forestiers tempérés froids et boréaux (Gower et Richards 1990).

Ces auteurs ont défini l'efficience de l'utilisation de N comme « la quantité de la biomasse produite par unité de N investit dans un tissu et est fonction du taux photosynthétique instantané par unité de N foliaire, de la longévité des feuilles, de la retranslocation et de la répartition de N ». Selon les mêmes chercheurs, les mélèzes utilisent le N au moins aussi efficacement que les conifères à feuilles persistantes.

Les mêmes chercheurs ont observé que le contenu en N des aiguilles de mélèze est plus grand (entre 25 et 49%) que celui des conifères à feuilles persistantes (Gower et Richards 1990). Gower, Kloppel et al. (1995) ont aussi observé un résultat similaire. Plus spécifiquement à notre étude, Bares et Wali (1979) ont trouvé la même tendance pour le N dans leur étude sur le mélèze laricin et l'épinette noire. De plus, leur étude a montré que les concentrations de Mg, K, P, Na, Mn et B étaient plus élevées dans la litière de mélèze que l'épinette. Par contre, les concentrations de Ca, Fe, Al, et Zn étaient plus élevées dans les aiguilles de l'épinette (Bares et Wali 1979). D'autres études suggèrent des patrons différents. Par exemple, Moore, Trofymow et al. (2005) ont observé une plus grande concentration de N dans la litière de l'épinette que celle du mélèze, alors que Tyrrell et Boerner (1987) ont trouvé des concentrations similaires dans la litière des deux espèces (Tableau 1.2).

Selon Gower et Richards (1990) « les mélèzes semblent avoir minimisé les coûts de C pour la construction des feuilles et en même temps se sont adaptés pour mieux conserver et recycler l'azote foliaire, ainsi une grande surface d'aiguilles avec une capacité photosynthétique accrue peut être produite chaque année ».

Tableau 1.2 Comparaison des concentrations de nutriments (N, P, K et Ca) dans la litière du mélèze laricin et de l'épinette noire se développant sur les mêmes sites.

Espèce	Localisation	Âge	N	C :N	P	K	Ca	Référence
		Ans	%		%	%	%	
<i>Picea mariana</i>	Canada	-	0,73	68 :1	0,079	-	0,66	(Moore, Trofymow et al. 2005)
		-	0,59	83 :1	0,023	-	0,66	
<i>Picea mariana</i>	Minnesota (E.U.)	74-91	1,8	-	0,1	0,25	0,9	(Bares et Wali 1979)
<i>Larix laricina</i>		20-55	4	-	0,5	0,6	0,4	
<i>Picea mariana</i>	Wisconsin (E.U.)	-	15	-	2	-	1,8	(Tyrrell et Boerner 1987)
<i>Larix laricina</i>		-	15	-	1,18	-	3,2	

1.2.2.4 Transfert de nutriments par la litière

La décomposition de la litière est influencée par divers facteurs abiotiques, comme les conditions hydroclimatiques de l'air et des sols, et par des facteurs biotiques, comme la microfaune et les microorganismes du sol ainsi que la qualité de la litière (Blair, Parmelee et al. 1990, Brdshaw et al. 2016, Bélanger et al. 2019). Ses facteurs influencent les taux de décomposition et ses produits.

Selon Gower et Richards (1990), la décomposition des aiguilles de mélèze se fait en une année, alors qu'il peut nécessiter près de 40 ans pour que les aiguilles des conifères à feuilles persistantes se dégradent complètement. La décomposition des aiguilles de mélèze est sans doute plus rapide de par sa plus grande qualité et sa chute annuelle. D'ailleurs, Bares et Wali (1979) ont mesuré des concentrations de N plus

élevées dans la litière de mélèze que dans celle de l'épinette noire. Pendant la saison de croissance, le transfert de cet élément par les aiguilles a été mesuré à 34,7 kg ha⁻¹ pour le mélèze, plus de deux fois la quantité mesurée pour l'épinette noire (12,8 kg ha⁻¹).

Les concentrations de N, P et K dans la litière de mélèze diminuent avec le temps écoulé depuis qu'elle a atteint la surface du sol (Bares et Wali 1979, Tyrrell et Boerner 1987). Carlyle et Malcolm (1986) ont aussi observé une baisse des concentrations de N et K avec le temps, mais les concentrations de P sont demeurées constantes. Des résultats similaires ont été observés pour la litière de l'épinette noire, c-à-d. une diminution de N et K mais aucun changement pour P (Bares et Wali 1979, Tyrrell et Boerner 1987). Dans l'ensemble, les concentrations de Ca ont augmenté dans la litière de mélèze et d'épinette au cours du temps (Tableau 1.3).

Tableau 1.3 Concentrations des nutriments (N, P, K et Ca) dans la litière du mélèze laricin et de l'épinette noire. Les données correspondent à une année d'incubation, du début (initial) jusqu'à la fin (final) de l'incubation pour des litières se décomposant sur les mêmes sites.

Espèce	Âge	N	N	P	P	K	K	Ca	Ca	Réf- erence
		initial	Final	Initial	Final	Initial	Final	Initial	Final	
	Ans	%		%		%		%		
<i>Picea mariana</i>	74-91	1,8	0,5	0,1	0,1	0,25	0,15	0,9	1,18	(Bares et Wali 1979)
<i>Larix laricina</i>	20-55	4	0	0,5	0,05	0,6	0,05	0,4	0,5	
<i>Picea mariana</i>	-	15	10,5	2	1,18	-	-	1,8	4	(Tyrrell et Boerner 1987)
<i>Larix laricina</i>	-	15	4	1,18	0,6	-	-	3,2	8	

Deux études menées dans des plantations de mélèze japonais en Chine présentent les concentrations des différents nutriments dans les aiguilles de mélèze selon l'âge des plantations (Tableau 1.4).

Tableau 1.4 Concentrations des nutriments (N, P, K, Ca et Mg) dans les aiguilles du mélèze japonais (*Larix kaempferi*) le long d'une chronoséquence.

Nutriment mg g ⁻¹	Âge (ans)				Référence
	6	15	25	35	
N	17	22	26	25	(Wang, Chen et al. 2019)
P	4,0	3,8	3,0	2,9	
K	6,0	10	8,0	7,5	
Ca	8,5	8,0	7,9	7,5	
Mg	1,7	1,7	1,9	1,8	
		Âge (ans)			
	8	15	22	32	(Chang, Li et al. 2017)
N	4,0	10	7,0	7,5	
P	0,6	1,15	0,75	0,8	
K	1,1	1,7	1,5	1,0	
Ca	7,2	7,0	6,9	8,5	
Mg	1,25	1,8	1,5	1,6	

Dans l'étude de Wang, Chen et al. (2019), les concentrations de P et Ca ont diminué selon l'âge des plantations, la concentration de N a augmenté, la concentration de K a varié de façon irrégulière et la concentration de Mg a été constante. Les concentrations de N, P, K, Ca et Mg ont varié de façon irrégulière selon l'âge des plantations étudiées par Chang, Li et al (2017), alors que les concentrations les plus élevées de N, P, K e Mg ont été observées dans les plantations de 15 ans. Les résultats de ces études suggèrent que la qualité des sols a changé selon les temps et cela se répercute sur les variations des nutriments présentes dans les aiguilles du mélèze. Cependant, Wang, Chen et al. (2019) ont trouvé que les contenus en N et P ont augmenté avec le temps, autant dans les sols que dans la canopée. Par ailleurs, les contenus de Ca et K ont augmenté dans la canopée, mais elles sont demeurées stables

dans le sol. Chang, Li et al. (2017) ont démontré que les nutriments comme N, P, K et Mg ont une mobilité plus élevée que le Ca dans les arbres, ce qui pourrait expliquer les plus grandes variations de ces éléments dans les plantations de différents âges. Enfin, Wang, Chen et al. (2019) a montré qu'il n'y a pas une relation claire entre les concentrations de nutriments dans les aiguilles de mélèze selon les différents âges de plantations. Ainsi, les plus grandes quantités de N et P observées dans le feuillage et le sol des plantations plus âgées suggèrent une translocation et un recyclage efficace de ces nutriments par le mélèze.

1.2.2.5 Est-ce que la litière du mélèze améliore la qualité nutritionnelle du sol ?

Il y a une relation claire et bénéfique entre le mélèze et le sol à cause de ses aiguilles, lesquelles tombent annuellement. Il semble y avoir un transfert de nutriments par les aiguilles de mélèze jusqu'au sol et un recyclage possible, principalement en ce qui concerne le N. La décomposition des aiguilles de mélèzes est nettement plus rapide que celle des aiguilles de conifères à feuilles persistantes (Bares et Wali 1979). Cependant, ce n'est pas totalement clair si les nutriments liés à la litière de mélèze sont disponibles pour toutes les plantes de l'écosystème. Par contre, l'épaisse couche d'aiguilles de mélèze qui tombe chaque année sur le sol forme une barrière physique qui peut agir comme un isolant thermique (MacKinney 1929).

1.2.3 Les flux gazeux

Les tourbières sont des milieux humides formés lorsque la matière organique déposée sur le sol, normalement sous forme de litière, s'accumule plus qu'elle ne se décompose (Payette et Rochefort 2001). Selon Lavoie, Paré et al. (2005), dans le Canada cette couche de tourbe habituellement de plus de 40 cm peut atteindre plus que 8 mètres d'épaisseur (Payette et Rochefort 2001). Les tourbières stockent du carbone tant dans la biomasse que dans la litière et surtout dans la tourbe et en cela

elles contribuent de façon majeure dans le bilan mondial de carbone (Joosten et Clarke 2002, Beaulne, Garneau et al. 2021). La superficie des tourbières dans le monde a diminué en raison des activités humaines, notamment le drainage de tourbières pour l'utilisation agricole et forestière (Joosten et Clarke 2002). Cette altération peut mener à la perte de carbone et, donc, des fonctions atténuateurs du changement climatique (Joosten et Clarke 2002).

Selon Beaulne, Garneau et al. (2021), le potentiel de séquestration de C et, donc, d'atténuation du changement climatique par les forêts sur sols tourbeux est sous-estimé. Ces auteurs confirment que la majorité du C stocké dans les forêts boréales sur sols tourbeux se retrouve dans la tourbe – et non dans les bois des arbres. Comme ces écosystèmes contiennent de grandes quantités de C (Lavoie, Paré et al. 2005), il est indispensable de considérer leur rôle de séquestration de C et de prioriser leur conservation (Beaulne, Garneau et al. 2021).

Il est difficile de prévoir les effets sur les niveaux de précipitation et de température causées par les changements climatiques. Selon Lavoie, Paré et al. (2005), l'humidité du sol est déterminante dans la réponse des forêts sur sol tourbeux aux changements climatiques. Si la température augmente et le taux de précipitation diminue, il y aura une diminution du niveau de la nappe phréatique et, donc, la décomposition de la matière organique du sol passera d'anaérobie à aérobie. Par conséquent, il sera attendu une diminution de l'émission de CH₄ et une augmentation de l'émission de CO₂ par le sol (Lavoie, Paré et al. 2005).

Les cycles biogéochimiques du carbone, de l'azote, de l'oxygène et de l'hydrogène influencent la structure et le fonctionnement des tourbières (Moore 2001). Les écosystèmes tourbeux contribuent significativement, au niveau global, au cycle du carbone en raison de la respiration des racines, de la décomposition de la matière organique, et par conséquent, de la production et de l'émission de CO₂ et de CH₄ (Moore 2001, Levy-Booth, Prescott et al. 2018). Les tourbières boréales et

subarctiques représentent autour d'un tiers du stock du carbone dans le sol estimé au monde, où le Canada correspondre à environ 34% de cette quantité (Gorham 1991).

Les stocks de carbone dans les sols tourbeux dépendent de la relation entre la production et la décomposition de la matière organique (Mack, Schuur et al. 2004) et, dans les forêts entourbées, l'équilibre entre l'émission et la capture du carbone est rarement atteint puisque le carbone s'accumule plus qu'il est émis (Terrier, Girardin et al. 2012).

La présence du mélèze dans les forêts sur les sols tourbeux peut contribuer à l'augmentation du niveau d'oxygène dans les sols inondés, via le transport actif de l'oxygène à ses racines en situation d'anoxie (Conlin et Lieffers 1993).

L'évapotranspiration dépend de la température, de l'humidité et du vent (Cachan 1963). Ainsi, l'incidence des rayons du soleil peut affecter ce processus, en modifiant la température et l'activité microbienne dans le sol. De plus, l'évapotranspiration par le mélèze, même si elle est faible en climat froid (Read, Leake et al. 2004), collabore à l'assèchement du sol et peut être liée à la baisse de la nappe phréatique, réduisant le volume d'eau disponible à l'activité microbienne anaérobique.

1.3 Objectif général

Ce mémoire a pour objectif général d'étudier les effets de l'abondance du mélèze laricin sur les propriétés chimiques des sols tourbeux et leurs émissions de carbone (CO₂ et CH₄).

1.4 Objectif spécifique

1. Déterminer si le mélèze laricin peut influencer les émissions de CO₂ et de CH₄ en modifiant les propriétés du sol (ex. hauteur de la nappe,

composition chimique) et par conséquent, la productivité de l'écosystème.

1.5 Hypothèses

1. À l'intérieur d'une même forêt, les secteurs où le mélèze est dominant présenteront une amélioration générale des conditions du sol (par ex. quantité des éléments nutritifs) en raison de l'apport continu en une litière plus riche que les secteurs dominés par l'épinette noire.
2. L'assèchement du sol causé par l'abondance du mélèze laricin aurait comme effet net de diminuer autant les flux de CH₄ (assèchement) favorisant davantage les flux de CO₂.
3. L'accumulation de litière, lorsqu'elle est importante, pourrait cependant agir comme un isolant favorisant des sols plus froids tout au long de la saison de croissance.

CHAPITRE II

EFFET DU MÉLÈZE LARICIN SUR LA RESPIRATION (CO₂, CH₄) DES
SOLS TOURBEUX EN ABITIBI

Carla Carolina Ramos do Nascimento Moraes, Alain Leduc, Nicolas Bélanger et
Yves Bergeron

Manuscrit à soumettre à

Canadian Journal of Soil Science

2.1 Résumé

Les tourbières couvrent environ 10 millions d'hectares au Québec. L'épinette noire (*Picea mariana*) est l'espèce dominante sur ces sites, mais sa productivité y est faible. De plus, les conditions hydromorphes peuvent entraîner des émissions importantes de méthane (CH₄), un gaz à effet de serre à fort potentiel. Ajouter du mélèze laricin (*Larix laricina*) à ces écosystèmes, une espèce d'aiguilles caduques bien adaptée au milieu humide, pourrait diminuer les émissions de CH₄ en abaissant la hauteur de la nappe phréatique et en augmentant les niveaux d'oxygène du sol, mais la litière produite par le mélèze pourrait diminuer les émissions de CO₂ à la surface du sol. Nous avons mesuré le CO₂ et le CH₄ du sol pendant l'été 2019 dans dix-huit parcelles en Abitibi le long d'un gradient présentant une proportion croissante de mélèze. Les gaz du sol ont été échantillonnés sept fois au cours de la saison de croissance avec des chambres ventilées (de 0 à 24 minutes) et analysés en utilisant la spectroscopie CRD pour calculer les flux. Il y a une relation significative positive entre les flux de CO₂ et les températures du sol. Les sols froids (4-10°C) émettent très peu de CO₂. Cependant, au-dessus de 10°C, la variabilité des flux de CO₂ s'explique également par l'humidité du sol, c-à-d. que les flux de CO₂ augmentent sous des conditions plus sèches. Les analyses nous indiquent qu'il y a une influence significative et négative de la surface terrière de mélèze dans un rayon de 5 mètres du centre de la parcelle sur le flux de CO₂ du sol. La plupart des parcelles n'émettait pas de CH₄, ce qui ne suggère aucun effet de la composition en espèces. Une seule parcelle a présenté un flux important de CH₄ (moyenne de 48 mg m⁻² h⁻¹), laquelle se trouve sur un site très humide dominé par l'épinette noire. Finalement, nous avons trouvé un fort effet peuplement dans nos analyses physicochimiques du sol. Les peuplements de mélèzes apparaissent davantage caractérisés par des sols plus riches et plus secs que les peuplements dominés par l'épinette noire.

Mots-clés : Gaz à effet de serre, Forêt en milieu humide, Sol organique, Peuplements mixtes, Forêt boréale.

2.2 Introduction

La forêt boréale couvre environ 270 millions d'hectares au Canada, de l'est à l'ouest du pays (Brandt, Flannigan et al. 2013). Au Québec, cette forêt couvre près d'un tiers de la province. La forêt boréale est considérée comme un puits de carbone (Milakovsky, Frey et al. 2012, Brandt, Flannigan et al. 2013). Cette forêt stocke du carbone dans sa portion aérienne dans le bois des tiges, des branches, dans les feuilles et dans les aiguilles. Elle stocke aussi du carbone dans le sol sous la forme de la couverture morte issue de mousses, de lichens et surtout de la litière de feuilles et d'autres débris ligneux comme les brindilles. Enfin, elle stocke du carbone dans le sol via les racines, les microorganismes et la macro et microfaune ainsi que sous des formes de matière organique décomposée issues de la mort de ceux-ci (Milakovsky, Frey et al. 2012).

Au Québec, environ 1,7 million d'hectares de forêt boréale se développent sur des sols tourbeux. À certains endroits, les sols organiques dominant sous le couvert forestier, ce qui demande un aménagement spécifique (Jeglum, Kershaw et al. 2006). L'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.) BSP) est l'espèce dominante des forêts sur sites humides tourbeux (Payette et Rochefort 2001) et on la retrouve avec le mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch) à différents niveaux de mixité (Crowley 1964). Le mélèze laricin est un conifère à aiguilles caduques, une espèce pionnière à croissance rapide et adaptée aux sols humides et paludifiés (Martinsson 1995). La paludification est un type de formation et d'accumulation de tourbe qui commence directement sur un sol minéral auparavant sec (Joosten et Clarke 2002, Lavoie, Paré et al. 2005). Ce phénomène d'entourbement (Lavoie, Paré et al. 2005) peut créer des milieux anoxiques, acides et pauvres en nutriments, grâce à la présence de bryophytes du genre *Sphagnum* (Favreau 2018).

La productivité forestière dans les pessières tourbeuses est faible comparativement aux pessières évoluant sur des sols bien drainés parce que les sols tourbeux sont généralement caractérisés par un niveau d'hydromorphie élevé (c.-à-d. une forte teneur en eau et une faible teneur en oxygène), des conditions souvent associées à de forte acidité et une faible disponibilité des éléments nutritifs à cause de la faible activité des microorganismes et de la lente décomposition de la matière organique (Payette et Rochefort 2001). Un constat similaire peut être fait pour les forêts entourbées en Europe (Laiho et Laine 1997, Simola, Pitkänen et al. 2012). Il est également connu qu'en raison des conditions anoxiques qui s'y développent, la composition de la communauté microbienne est davantage dominée par des organismes à métabolisme méthanogène. Ainsi, dans les sols tourbeux hydromorphes, la décomposition de la matière organique est associée à des émissions de carbone dans l'atmosphère sous la forme de méthane (CH_4), un gaz à fort potentiel d'effet de serre (Roulet, Moore et al. 1992, Bubier, Costello et al. 1993).

La respiration aérobie, quant à elle, s'accompagne plutôt d'émissions de carbone sous la forme de CO_2 (Raich, Potter et al. 2002). La respiration aérobie totale du sol est le résultat de la respiration de : (1) la composante hétérotrophe, soit l'activité de la microfaune et de la communauté microbienne qui participent à la dégradation physique et à la décomposition biochimique de la matière organique morte, et (2) la composante autotrophe, soit la respiration des racines et de la rhizosphère (Bélangier, Collin et al. 2021). La respiration du sol est influencée par des facteurs abiotiques, principalement la température du sol (Davidson, Verchot et al. 2000) suivi par la teneur en eau, notamment en période de sécheresse (Moyano, Vasilyeva et al. 2012). Le type de couvert forestier peut également influencer la respiration du sol en impactant directement la productivité racinaire et le type de litière ainsi qu'en modifiant les conditions du sol comme la température, la teneur en eau et le statut acide-base (Bélangier, Collin et al. 2021).

Les stocks de carbone dans les sols tourbeux dépendent de la relation entre la production et la décomposition de la matière organique (Mack, Schuur et al. 2004). Dans les forêts entourbées, l'équilibre entre l'émission et la capture du carbone est rarement atteint (Terrier, Girardin et al. 2012). Les sols tourbeux, de par les conditions plutôt hostiles pour les communautés microbiennes, tendent à accumuler le carbone. Beaulne, Garneau et al.(2021) et Terrier, Girardin et al. (2012) indiquent que les forêts entourbées accumulent plus de carbone dans les sols que dans les arbres. Ces sols constituent donc un large puit de carbone même si les forêts sont considérées comme plutôt improductives et doivent être protégées dans des efforts de mitigation des changements climatiques (Humpenöder, Karstens et al. 2020, Qiu, Zhu et al. 2020). Toutefois, le type d'aménagement qu'on fait de ces systèmes dicte les émissions de CO₂ et de CH₄. Par exemple, le drainage et l'assèchement des sols favorisera les émissions de CO₂, alors que le réengorgement favorisera les émissions de CH₄ (Günther, Barthelmes et al. 2020). On considère que la hausse des émissions de CO₂ suite au drainage des sols peut avoir des conséquences plus néfastes sur le réchauffement du climat que la hausse des émissions de CH₄ suite au réengorgement des sols. Le résultat net sur le climat dépend de la durée de vie des gaz et de leur potentiel d'effet de serre (Günther, Barthelmes et al. 2020). La capacité de forçage radiatif du CO₂ est moins grande que le CH₄, mais le CO₂ est plus persistant dans l'atmosphère (Byrne et Goldblatt 2014).

Le mélèze laricin est mieux adapté aux sols inondés que l'épinette noire, probablement en raison de sa capacité de transporter l'oxygène à ses racines (Conlin et Lieffers 1993, Islam, MacDonald et al. 2003). De plus, au Canada, les forestiers s'intéressent de plus en plus à cette essence forestière à cause qu'elle pourrait assécher les sols et augmenter la productivité des forêts paludifiées. Le raisonnement est le suivant : la croissance plus rapide du mélèze laricin (Mead, 1978) est associée à un taux d'évapotranspiration plus élevée que celui de l'épinette noire, ce qui peut entraîner une baisse du niveau de la nappe phréatique. Il faut aussi considérer que de

par la chute annuelle de ses aiguilles (les mélèzes sont des arbres à feuilles caduques), le mélèze laricin peut créer d'épaisses couches de litière sur le parterre forestier, ce qui peut influencer les conditions microclimatiques du sol. La littérature à ce sujet est maigre, mais (MacKinney 1929) suggère que la litière du mélèze peut notamment diminuer la température du sol en l'isolant des radiations solaires et des échanges thermiques. En zone boréale, la compréhension des effets du mélèze laricin et de sa litière sur les conditions de sol des forêts entourbées peut aider à identifier des aménagements qui pourraient notamment permettre une plus grande production de matière ligneuse. Toutefois, pour comprendre l'effet de l'aménagement de ces forêts entourbées sur le bilan de carbone, et pour développer des pratiques efficaces pour l'atténuation des changements climatiques, il faut également mieux comprendre les impacts de la présence du mélèze laricin dans ces milieux sur les émissions de CO₂ et de CH₄ des sols. Ces impacts demeurent inconnus à ce jour.

L'objectif de cette étude est de mesurer les émissions de CO₂ et de CH₄ des sols le long d'un gradient d'abondance du mélèze laricin dans des peuplements mixtes avec l'épinette noire et se développant en milieu tourbeux. Nous voulions également déterminer si le mélèze laricin peut modifier les conditions du sol et si, par conséquent, ces modifications peuvent influencer les flux de CO₂ et de CH₄. Nous avons donc mesuré les flux de CO₂ et de CH₄ et la composition chimique des sols de dix-huit parcelles de peuplements mixtes d'épinette noire et de mélèze laricin dans le nord-ouest de la province de Québec, Canada. Nous proposons deux hypothèses : (1) que l'assèchement du sol et son refroidissement par une forte abondance du mélèze laricin et de sa litière auraient comme effet net de diminuer autant les flux de CH₄ (assèchement) que de CO₂ (refroidissement) et (2) qu'à l'intérieur d'une même forêt, les secteurs où le mélèze est plus abondant présenteront une amélioration générale des conditions du sol (par ex. quantité des éléments nutritifs) par rapport aux secteurs dominés par l'épinette noire.

2.3 Matériel et méthodes

2.3.1 Aire d'étude

L'aire d'étude est située près de La Sarre, au nord-ouest de la province du Québec (Figure 2.1). Selon la classification de Litynski, l'aire d'étude est située dans la portion subpolaire, subhumide et présente une saison de croissance moyenne (Gérardin et McKenney 2001). L'aire d'étude chevauche la limite entre le domaine bioclimatique de la pessière à mousses et celui de la sapinière à bouleau blanc de l'ouest, au nord-ouest des plaines de l'Abitibi (Bergeron, Grondin et al. 1999, Gagnon 2004). La température annuelle moyenne est d'environ 0,9 °C, les précipitations totales annuelles sont en moyenne de 912 mm, l'altitude moyenne des sites étudiés est approximativement 293 m et la saison de croissance compte autour de 165 jours (Gérardin et McKenney 2001). Les sols des sites sélectionnés sont des Fibrisols et des Mésisols (Comité d'experts sur la prospection pédologique, 2002).

Dans cette région, les peuplements d'épinette noire et de mélèze laricin mélangés à différents degrés sont fréquemment observés. Ainsi, pour l'étude, nous avons retenu trois niveaux de mixité afin de sélectionner les parcelles expérimentales : (a) dominance d'épinette noire sur le mélèze laricin (c-à-d. plus de 60% en surface terrière par l'épinette noire); (b) dominance de mélèze sur l'épinette (plus de 60% en surface terrière du mélèze laricin); et (c) un ratio mixité relativement égale entre les deux espèces (c-à-d. entre 40% et 60% en surface terrière pour chaque espèce).

Trois sites ont été retenus pour l'étude : (1) Hele avec six parcelles, (2) Turg avec quatre parcelles et (3) Beau avec huit parcelles, totalisant dix-huit parcelles expérimentales. Chaque parcelle renvoie à une cellule de compétition de 11,3 m de rayon. Chaque site présente entre deux et trois (a, b et c) niveaux de mixité à l'échelle des parcelles.

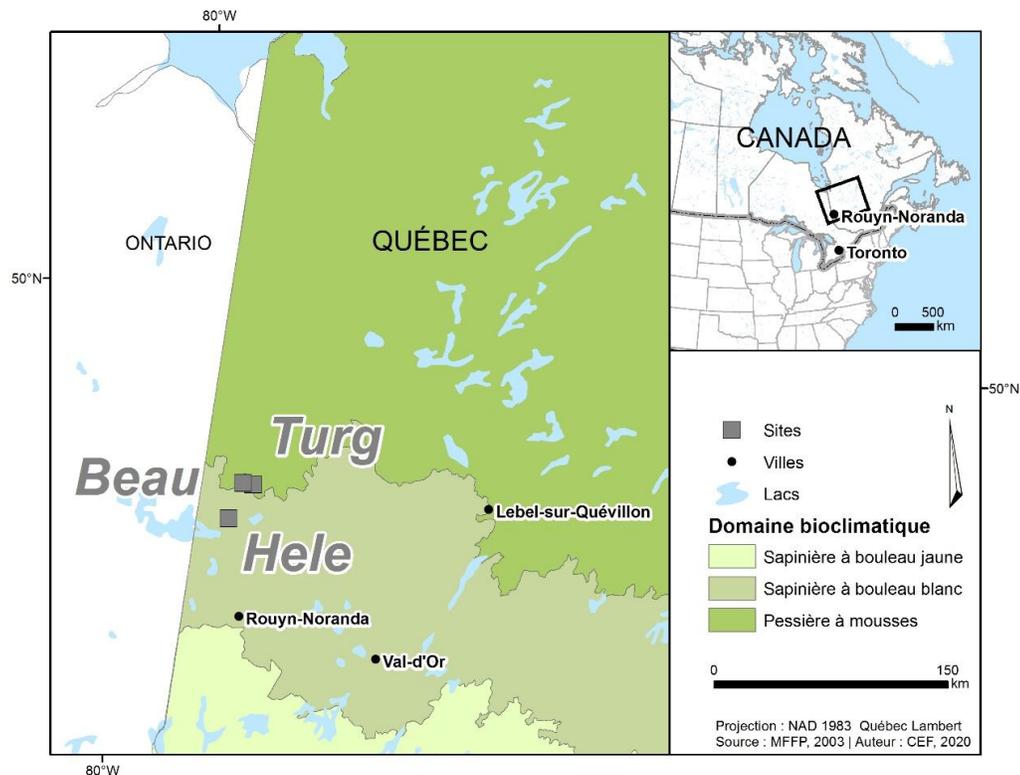


Figure 2.1 Localisation de l'aire d'étude présentant des peuplements mélangés d'épinette noire et de mélèze laricin.

Chaque parcelle a fait l'objet d'une caractérisation détaillée du stade de décomposition de la matière organique du sol selon l'échelle de Von Post, de la température et du contenu volumétrique en eau, du pH, de la composition chimique totale du sol (macro et micronutriments, incluant l'azote et le carbone) ainsi que les émissions de CO_2 et de CH_4 à la surface du sol.

2.3.2 Dispositif et cueillette des informations sur le terrain

a. Flux de CO_2 et de CH_4 des sols

L'évaluation des flux de CO_2 et de CH_4 a été faite à sept reprises (périodes) entre juillet et octobre 2019, soit au début, au milieu et à la fin du mois de juillet, au milieu

et à la fin du mois d'août, à la mi-septembre et au début du mois d'octobre. L'échantillonnage des gaz de l'ensemble des dix-huit parcelles a été faite sur deux jours consécutifs qui présentaient des conditions météorologiques similaires. L'échantillonnage s'est fait les matins et les après-midis, nous permettant d'éviter la surchauffe des chambres. L'ordre d'échantillonnage des gaz par parcelle (période de la journée et heure) a été inversé d'une période d'échantillonnage à l'autre afin d'éviter des biais liés à l'heure de la journée.

L'échantillonnage des flux gazeux s'est fait selon le protocole décrit dans Bélanger et al. (2021). Cinq collets de PVC de 15 cm de diamètre et de 12 cm de hauteur ont été installés et fixés à 6 cm de profondeur dans chaque parcelle. Ces collets ont été positionnés en cercle à approximativement deux mètres du centre de la parcelle et placés à environ deux mètres de distance entre eux. La position de chaque collet a été ajustée afin d'éviter les racines de fort diamètre. Les collets ont été utilisés comme assise des chambres pour la récolte de gaz. Les chambres ont été construites avec la partie femelle des tubes de PVC (15,5 cm de diamètre). Celles-ci étaient fermées au-dessus avec une feuille de Teflon de 4 mm d'épaisseur, fixée et scellée avec un adhésif à base de silicone. L'extérieur des chambres a été isolé avec une couche d'isolant thermique réfléchissant pour éviter la surchauffe de la chambre en plein soleil. Deux tubes Tygon® de 4 mm de diamètre ont été insérés dans la partie supérieure. Le premier tube servait à maintenir la pression atmosphérique dans la chambre tout au long de l'échantillonnage. Le deuxième tube était muni d'un site d'injection Bung Interlink IV (Baxter, États-Unis) et servait à compléter l'échantillonnage du gaz avec une seringue. À l'intérieur, chaque chambre possède un joint double composé de caoutchouc qui assure l'étanchéité avec les collets. Les chambres font 19 cm de hauteur au-dessus du joint. La combinaison du collet (6 cm au-dessus du sol) et de la chambre (partie supérieure du joint d'étanchéité) donne une hauteur de 25 cm et un volume de 4,46 litres.

Parmi les cinq collets fixés au sol, quatre ont été choisis au hasard lors de chaque récolte des gaz. Ce qui nous a donné une plus ample couverture de variabilité d'échantillonnage. La surface échantillonnée par parcelle était de 708 cm² et le volume total (la combinaison du collet et de la chambre) était de 17,84 litres.

Les gaz ont été échantillonnés immédiatement après le dépôt de la chambre (t_0) sur le collet. Chaque échantillon de gaz était composé de 5 ml de gaz de chacune des quatre chambres, pour un total de 20 ml par échantillon. Le gaz de l'échantillon composite était récolté dans la même seringue de 20 ml, équipée d'une aiguille de calibre 25 de 5/8 de pouce. L'échantillon de gaz était transféré dans un flacon Exertainer® (LabCo, Royaume-Uni) de 12 ml pré-évacué (ca. 0,005 atmosphère). Ce schéma d'échantillonnage capture la variabilité spatiale des flux gazeux à l'intérieur des parcelles (Arias-Navarro et al. 2013). Cette procédure a été répétée après quatre (t_4), huit (t_8), seize (t_{16}) et vingt-quatre (t_{24}) minutes d'accumulation des gaz. Après l'échantillonnage des gaz, les flacons ont été transportés au laboratoire le plus rapidement possible pour être analysés.

b. Température et teneur en eau du sol et niveau de la nappe phréatique

À chaque récolte de gaz, la température du sol a été enregistrée. Trois thermocouples (type k) fabriqués dans notre laboratoire ont été disposés de façon triangulaire dans chaque parcelle à 5 cm à côté de 3 collets choisis au hasard. Les thermocouples ont été installés à 15 cm de profondeur. La lecture de la température était complétée à l'aide d'un thermomètre digital (Kamtop, Chine). Au centre de la parcelle, un thermomètre digital (Slatiom, Chine) a été utilisé pour enregistrer la température de l'air à environ 30 cm au-dessus de la surface du sol. Une lecture de la pression atmosphérique a été aussi faite en utilisant une jauge barométrique digitale (Slatiom, Chine).

Le contenu volumétrique en eau (CVE) du sol a été mesuré lors de chaque récolte de gaz à cinq positions, à côté droit de chaque collet pour les chambres dans la parcelle en utilisant l'instrument FieldScout TDR 300 (Spectrum Technologies, États-Unis). Nous avons mesuré le CVE du sol à deux reprises, une fois avec le mode de calibrage 'standard' et une autre fois avec le mode 'high-clay' pour tenir compte de la matrice fine de la matière organique du sol. La sonde de 12 cm fut privilégiée pour cette prise de mesure. Les données de CVE ont été calibrées en laboratoire avec du sol organique. Ce sol a été séché dans une étuve jusqu'à la stabilisation du poids; le sol a été divisé en deux portions selon la densité (a) 250 kg/m³ et (b) 300 kg/m³. Ensuite, les sols ont été réhydratés avec 100ml de l'eau distillée à chaque 5 minutes jusqu'à ce qu'ils soient saturés. Après chaque ajout d'eau, le CVE a été mesuré avec l'instrument TDR dans les modes 'standard' 'high-clay'. Un modèle de régression a été créé à partir des données collectées dans le mode 'standard' ($R^2 = 0,9708$) pour corriger les valeurs mesurées au terrain.

Lors de chaque récolte de gaz, la profondeur de la nappe phréatique a été mesurée à partir d'un piézomètre en PVC de 5 cm de diamètre installé entre 5 et 50 cm du centre de chaque parcelle. Chaque piézomètre faisait 120 cm de hauteur et tube était perforé sur toute sa longueur avec une scie pour permettre une bonne circulation de l'eau. Les trous faits par la scie mesuraient entre 5 mm et 8 mm. La profondeur de la zone d'oxydation a été mesurée à l'aide d'une tige de fer enfoncée sur 1 m de profondeur, à environ 15 cm des piézomètres, au début de l'été et retirée à la mi-septembre.

c. Composition chimique du sol et stade de décomposition de la matière organique

Dix échantillons de l'horizon organique du sol ont été récoltés à cinq positions choisies aléatoirement dans chaque parcelle pour évaluer leurs propriétés chimiques (Figure 2.2). L'échantillonnage a été fait avec une sonde pédologique SP 50 en

collectant cinq échantillons à 0-20 cm de profondeur et cinq autres à 20-40 cm de profondeur à partir du même trou. Parmi ceux-ci, six échantillons (trois à 0-20 cm et les trois correspondants à 20-40 cm) ont été retenus pour des analyses subséquentes en laboratoire, pour un total de 108 échantillons (voir section 2.3.b.).

Le stade de décomposition de la matière organique a été classifié visuellement et au toucher sur le terrain selon l'échelle Von Post (Comité d'experts sur la prospection pédologique, 2002). L'épaisseur de la couche organique a été mesurée dans chaque parcelle en forant le sol entre 50 cm et 120 cm du centre de la parcelle avec une sonde pédologique SP50. Dans plusieurs parcelles, le sol minéral n'a pas été recensé et le sol organique avait donc au moins 120 cm d'épaisseur.

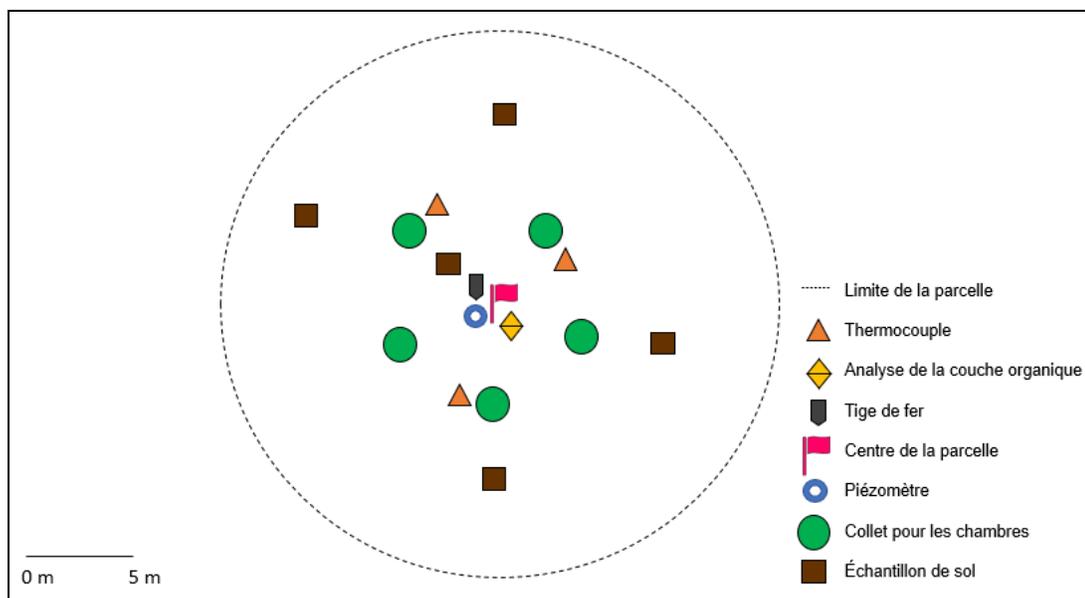


Figure 2.2 Schéma de l'échantillonnage d'une parcelle.

2.3.3 Analyses en laboratoire

a. Mesure des concentrations en CO_2 et CH_4 dans les échantillons gazeux

Les analyses des concentrations de CO₂ et de CH₄ ont été faites avec un spectromètre à cavité optique avec laser continu (G2201-i, Picarro, États-Unis) et de l'air ultra-zéro comme gaz vecteur. Avant l'analyse, la vapeur d'eau dans les échantillons a été soustraite de façon sélective en utilisant un séchoir monotube Nafion™ (MD-050-12-2, PermaPure, États-Unis).

L'estimation des flux de CO₂ et CH₄ fut réalisée à l'aide de modèles de régression du *package HMR* dans R (Perderson et al. 2010). Celui-ci estime les flux gazeux en ajustant les données des temps t_0 , t_4 , t_8 , t_{16} et t_{24} à partir de modèles linéaire et exponentiel. Pour l'ensemble des cas, nous avons préféré modéliser les flux à partir d'une relation linéaire parce que les modèles linéaires étaient généralement plus robustes et sont connus pour créer moins d'incertitudes et d'erreurs que les modèles exponentiels (Kandel et al. 2016). Le calcul du flux fut finalisé en ajustant les flux bruts à partir de l'équation dans Rochette et Bertrand (2007), laquelle utilise les données de température de l'air et de pression barométrique comme intrants.

b. Composition chimique des échantillons de sol

L'analyse du pH dans l'eau a été faite sur les 108 échantillons de sol en utilisant un ratio volumique sol:eau de 1:5 pour prévenir la formation d'une pâte (Hendershot et al. 2007). Ceux-ci avaient été précédemment séchés à 40°C pour 72 heures à l'étuve (Memmert, Allemagne).

Pour les analyses de la composition chimique totale, des sous-échantillons furent broyés (< 60 µm) pendant 2 minutes à 400 RPM avec le broyeur planétaire à billes PM 400 (Retsch, Allemagne) et pressés en pastilles avec une presse de 25 tonnes (Reflex Instruments, Australie). Le pressage a été fait en utilisant environ 15 ml de sols broyés pour chaque échantillon.

L'analyse de la composition chimique du sol a été faite avec un spectromètre à fluorescence au rayon-x Vanta de série M de Olympus (Japon) et muni d'un tube en rhodium de 50 kv et de détecteur de dérive en silicium. Nous avons utilisé le mode de calibrage Geochem du logiciel Vanta et des fenêtres de mesure de 240 secondes par échantillon pour diminuer l'erreur. L'analyse du carbone organique et de l'azote total a été faite avec les mêmes sous-échantillons broyés par combustion à 1040°C et détection respective par infrarouge et conductivité thermique avec un analyseur EA 1108 CHNS-O (Thermo Fisons, États-Unis).

2.3.4 Analyses statistiques

2.3.4.1 Ajustement du modèle qui décrit l'influence de la température et du contenu volumétrique en eau du sol sur la respiration

Toutes les analyses statistiques ont été faites par le logiciel R version 3.6.0. Premièrement, nous avons testé l'effet de la température et du CVE du sol, de même que l'interaction de ces deux variables, sur la respiration du sol (ou flux de CO₂), lesquelles sont des variables habituellement reconnues pour leur influence sur les flux de CO₂ du sol (Davidson et Janssens 2006, Bond-Lamberty et Thomson 2010). Nous avons utilisé les modèles de régression linéaire (fonction *lm* du *package nlme*) ainsi que les modèles linéaires aux effets mixtes (fonction *lmer* du *package lme4*) avec le flux de CO₂ comme variable dépendante et la température du sol, le CVE du sol, la profondeur de la nappe phréatique et la profondeur d'oxydation comme variables indépendantes (effets fixes) (Tableau 2.1). Les flux de CO₂ ont été transformés en log pour tenir compte de la relation usuelle en log avec la température du sol.

Nous avons utilisé une approche hiérarchique supervisée qui procède des modèles les plus simples vers des modèles comportant plusieurs variables. Tous les modèles mixtes ont utilisé comme facteur aléatoire l'effet « parcelle » niché dans le « site ». Tout d'abord, tous les modèles à une variable ont été comparés entre eux à l'aide du

test d'Akaike (fonction *aictab* du *package AICcmodavg*). Le modèle le plus puissant à une variable, c-à-d. celui ayant une valeur de AICc la plus basse et présentant une différence de plus de 2 unités vis-à-vis du modèle nul, était retenu. Dans le cas des modèles concurrents, c'est-à-dire des modèles se partageant des valeurs de AIC similaires, c-à-d. écart de moins de 2 unités entre eux, plus d'un modèle pouvait être retenu pour l'étape suivante. Ce modèle devenait celui à améliorer, c-à-d. modèle de référence, pour tous les modèles à 2 variables. Tous les modèles à deux variables incluaient la variable indépendante du meilleur modèle sélectionné à l'étape précédente et ont été comparés entre eux. Si aucun de ces modèles n'améliorait la performance du modèle à une variable, la sélection de la variable était finale et ce modèle était retenu comme étant celui le plus parcimonieux. Si par contre, un modèle à deux variables s'avérait plus performant que celui à une variable, la recherche de nouvelles variables explicatives se poursuivait. Dans ce cas, les meilleurs modèles à deux variables devenaient les modèles de référence pour ceux à trois variables et ils étaient nichés à l'intérieur de chacun de ceux-ci. La sélection se terminait lorsque le modèle de référence ne pouvait plus être amélioré par l'ajout d'une variable. En finale, nous avons interprété le modèle le plus fort en analysant l'intervalle de confiance (fonction *confint* du *package stats*) et la significativité (*lmerTest* du *package lme4*).

Compte tenu de l'absence de flux de CH₄ pour 17 des 18 parcelles étudiées (voir les résultats ci-dessous), nous n'avons pas modélisé ni mené des analyses statistiques sur les flux de CH₄.

2.3.5 Effet de la composition du couvert végétal sur la respiration du sol

Nous avons testé l'influence de la composition du couvert végétal, c-à-d. l'épinette noire, le mélèze laricin et l'ensemble, sur les résidus du modèle physique élaboré à l'étape précédente. Pour ce faire, nous avons testé, à l'aide de modèles mixtes, l'effet

des surfaces terrières de l'épinette noire, du mélèze laricin et totales. Les surfaces terrières furent calculées à l'intérieur d'un rayon de 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9 et plus de 10 mètres du centre de la parcelle. Encore une fois, les modèles ont été comparés par le test d'Akaike et le modèle le plus puissant a été retenue et analysé.

Tableau 2.1 Variables utilisées dans les modèles linéaires et mixtes de la respiration du sol.

Variables utilisées			
Nom	Code	Unité	Plage de valeurs
<i>Dépendante</i>			
Flux de CO ₂	Flux	mg m ² h ⁻¹	75,3 à 550
<i>Indépendantes</i>			
Température moyenne du sol (3 thermocouples)	TS	°C	2,73 à 18,3
Contenu volumétrique en eau moyen du sol (5 positions)	CVE	% d'eau	9,10 à 65,9
Profondeur de la nappe phréatique	PNAP	cm	5 à 84
Profondeur de la zone d'oxydation	POX	cm	6,6 à 41,5
Surface terrière du mélèze laricin*	STMel*	cm ²	0 à 9849
Surface terrière de l'épinette noire*	STEpn*	cm ²	117 à 11242
Surface terrière totale**	STT**	cm ²	21,9 à 18165
Jour julien	Jjulien	journées	184 à 278
Jour julien au carré	Jjcarre	journées au carré	33856 à 77284
Heure de la journée	Heure	heure décimale	7,65 à 19,6
Date	Date	-	T1 à T7
Site	Forêt	-	Beau, Hele et Turg
Parcelles	Parcelle	-	Beau 1 à 8, Hele 1 à 6 et Turg 1 à 4

* à différentes distances (entre 2 et 10 m de rayon) du centre de la parcelle

** à différentes distances (entre 2 et 11,3 m de rayon) du centre de la parcelle

2.3.6 Effet de la composition du couvert végétal sur la température du sol

Afin de nous assurer que la composition du couvert végétal ne pouvait induire un effet sur la respiration des sols via une influence indirecte sur sa température, nous avons analysé l'effet de la composition du couvert végétal sur la température du sol. Il est important de mentionner que cette analyse a exclu des données de la fin octobre (T7), lesquelles sont considérées comme très aberrantes en comparaison à l'ensemble des données.

Initialement, l'analyse a été faite par une régression linéaire (simple et multiple), avec la température du sol comme variable dépendante, et le CVE du sol, la profondeur de la nappe phréatique, la profondeur d'oxydation, l'heure, le jour julien et le jour julien au carré comme variables indépendantes. La sélection du meilleur modèle a suivi la même procédure hiérarchique décrite dans la section précédente. Les effets aléatoires reliés aux sites (Forêt) et aux parcelles (Parcelle) ont été ajoutés au meilleur modèle pour estimer notre modèle mixte (fonction *lmer* du *package lme4*). Par la suite, le meilleur modèle mixte a été utilisé comme base pour vérifier les effets de composition du couvert avec les surfaces terrières de mélèze, d'épinette et totales mesurées à différents rayons. La section précédente rapporte les rayons de caractérisation utilisés. Encore une fois, les rayons ont été comparés à l'aide du test d'Akaike.

2.3.7 Effet de la composition du couvert végétal sur le contenu volumétrique en eau du sol

De la même manière, nous avons analysé l'effet de la composition des espèces sur le CVE du sol. Comme décrite précédemment, cette analyse vise à comprendre l'influence de la composition du couvert végétal sur la respiration des sols via un effet indirect sur le CVE du sol. La procédure d'analyse était similaire à celle décrite

dans la section 2.4.3. Le CVE du sol était la variable dépendante, et la profondeur de la nappe phréatique et la profondeur d'oxydation ont été testées comme variables indépendantes. Dans ce cas-ci, toutefois, les données incluent celles recueillies à la fin octobre (T7).

2.3.8 Variation de la composition physicochimique des sols

Les variations dans la composition chimique des sols ont été illustrées par une analyse en composantes principales (ACP) en utilisant la fonction *prcomp* du *package stats*.

2.4 Résultats

2.4.1 L'effet de la saison sur les émissions de carbone du sol

Nous avons détecté une relation logarithmique significative entre le flux de CO₂ et la température du sol [flux = $a \times e^{(b \times \text{température du sol})}$]. Sous la barre des 10°C, les sols ont généré peu de CO₂ à la surface du sol, soit moins de 200 mg m⁻² h⁻¹ (Figure 2.3).

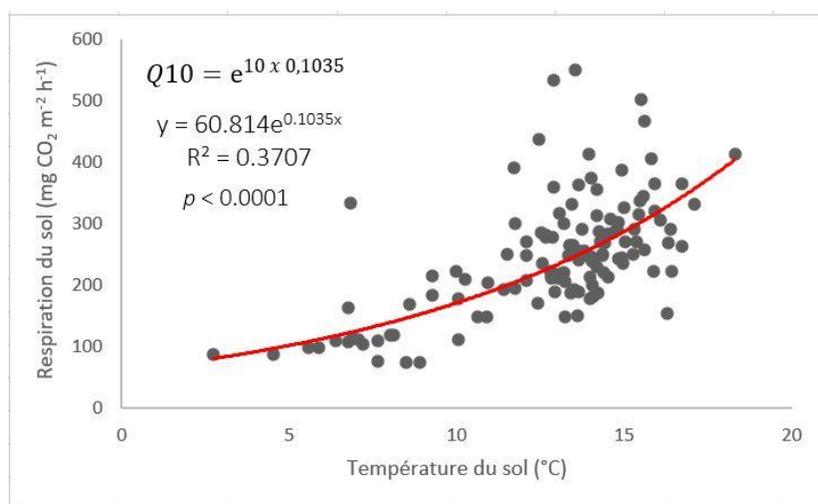


Figure 2.3 Relation logarithmique entre la respiration du sol (flux de CO₂) et la température du sol à 15 cm de profondeur pour l'ensemble des parcelles étudiées.

Entre le milieu de juin et le début octobre de l'année 2019, les émissions de CO₂ à la surface du sol ont varié entre 75,3 mg m⁻² h⁻¹ et 550 mg m⁻² h⁻¹. La parcelle TU02 (site Turg) a généré la plus grande quantité de CO₂ avec une émission moyenne de 455 mg m⁻² h⁻¹.

Nous avons noté un effet de saisonnalité sur le flux de CO₂ pour la majorité des parcelles. Au début octobre, les émissions de CO₂ étaient à leur niveau le plus bas, tandis que les émissions de CO₂ étaient à leur niveau le plus élevé entre le milieu de juillet et la fin août (Figure 2.4).

Les émissions de CO₂ les plus élevées ont été enregistrées à la fin août, avec une température du sol moyenne de 14,8°C, 12,9°C et 14,0°C aux sites Beau, Hele et Turg, respectivement. En comparaison, la température du sol moyenne au début octobre était de 8,04°C, 5,47°C et 7,08°C aux sites Beau, Hele et Turg, respectivement.

Les huit parcelles du site Beau présentent une plus grande surface terrière moyenne de mélèze laricin (entre 13% et 80% de couverture), suivies par les quatre parcelles du site Turg (entre 66% et 94% de couverture). Cependant, les mélèzes sont distribués de manière hétérogène dans les parcelles du site Beau, tandis que ceux du site Turg sont distribués de façon plus homogène dans les parcelles. Les six parcelles du site Hele possèdent la plus faible surface terrière moyenne de mélèze laricin (entre 16% et 33% de couverture), mais aussi la meilleure distribution de ces arbres dans les parcelles. Quant à l'épinette noire, les parcelles du site Hele présentent la plus grande surface terrière moyenne, suivies par les parcelles du site Beau et enfin celle du site Turg, respectivement (Tableau 2.2).

Tableau 2.2 Moyenne (\bar{x}) et écart-type (σ) de la surface terrière ($\text{m}^2 \text{ha}^{-1}$) de l'épinette noire (EPN) et du mélèze laricin (MEL), de la respiration du sol ($\text{mg CO}_2 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$), du contenu volumétrique en eau moyen du sol (% d'eau) et de la profondeur de la nappe phréatique (cm).

Sites	Nombre de parcelles	Surface terrière EPN		Surface terrière MEL		Respiration du sol		Contenu volumétrique en eau moyen du sol		Profondeur de la nappe phréatique	
		\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ	\bar{x}	σ
		BEAU	8	16,9	5,16	21,5	10,8	228	78,9	35,3	12,8
HELE	6	28,9	4,10	8,43	2,25	225	78,8	35,2	12,0	14,7	5,4
TURG	4	6,43	3,25	21,3	3,49	305	116	22,2	5,3	51,4	16,1

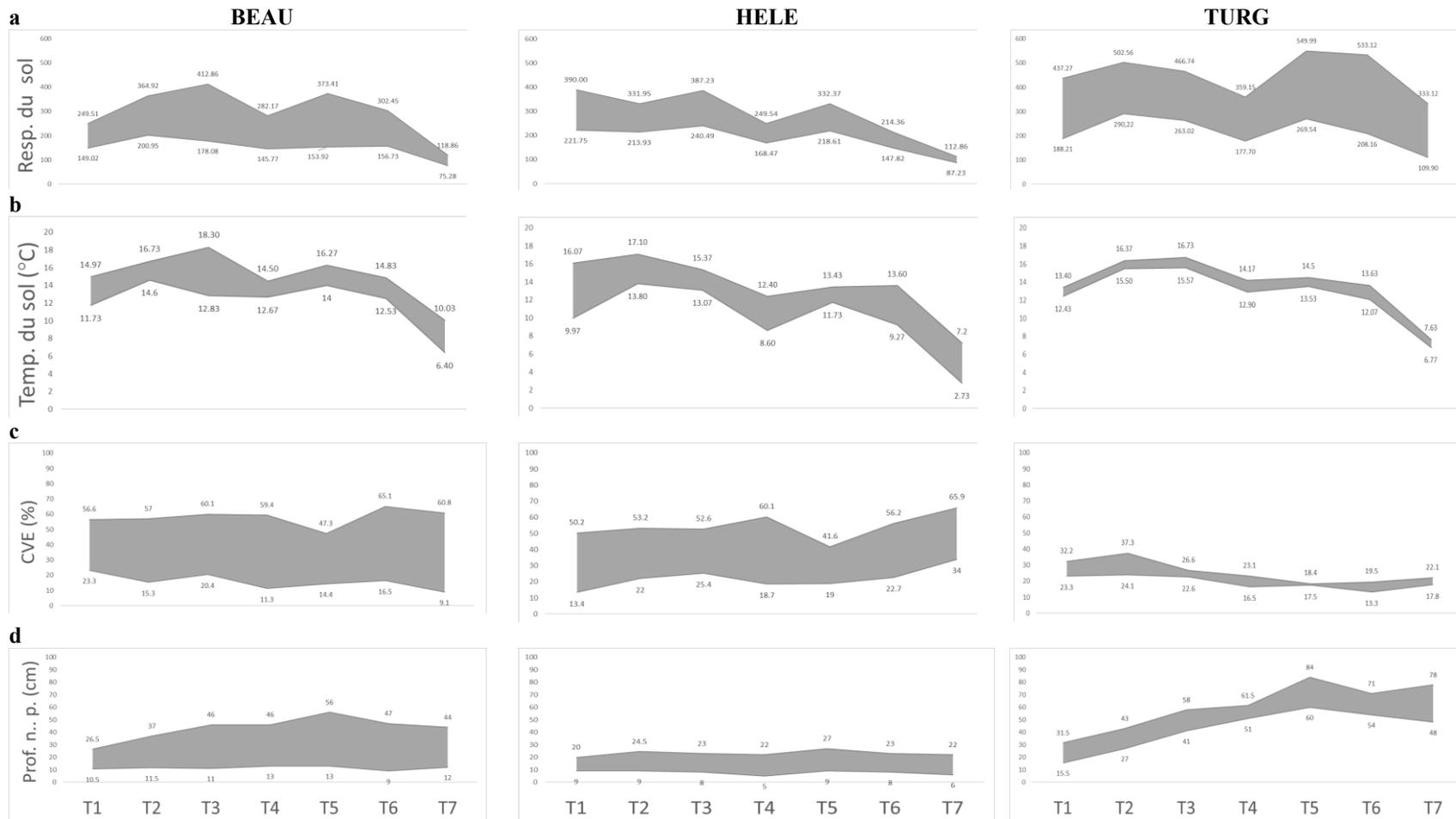


Figure 2.4 Maxima et minima de la respiration du sol (0-600 mg CO₂ m⁻² h⁻¹) (a), température du sol (0-20°C) (b), contenu volumétrique en eau du sol (c) et profondeur de la nappe phréatique (0-100 cm) (d); en début-juillet (T1), mi-juillet (T2), fin-juillet (T3), mi-août (T4), fin-août (T5), mi-septembre (T6) et début-octobre (T7) en 2019 et pour chaque site étudié.

Au cours de l'échantillonnage de 2019, la plupart des parcelles n'a pas émis de CH₄, ce qui suggère qu'il n'y a aucun effet de la composition en espèces. Une seule parcelle (c-à-d. BE08 du site Beau) a présenté un flux important de CH₄ (moyenne: 48 mg m⁻² h⁻¹), laquelle se trouve sur un terrain hydromorphe et dominé par l'épinette noire.

2.4.1.1 L'influence de la température et du contenu volumétrique en eau du sol sur sa respiration

Nous avons analysé l'influence des conditions hydroclimatiques du sol sur sa respiration. Nos analyses montrent que la température et le CVE du sol sont les principaux facteurs qui gouvernent sa respiration (Tableau 2.3).

Tableau 2.3 Sélection des modèles linéaires mixtes de respiration du sol avec « Parcelles » niché en « Forêt » comme variable aléatoire et les variables fixes suivantes : contenu volumétrique en eau du sol (CVE); profondeur de la nappe phréatique (PNP); température du sol (TS) et modèle nul sans variable explicative fixe (NUL). K est le nombre de variables dans le modèle, AICc est le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille, ΔAICc est le AICc relatif au modèle le plus parcimonieux, et w_i est le poids de l'AICc du modèle.

Modèles testés	K	AICc	ΔAICc	w _i
NUL	4	140	133	0,00
TS	5	11,1	4,39	0,07
CVE	5	127	120	0,00
PNP	5	137	130	0,00
TS+CVE	6	6,67	0,00	0,64
TS+CVE+TS*CVE	7	8,25	1,59	0,29

Les sols froids ont émis très peu de CO₂ puisque la température influence positivement la respiration du sol. Cependant, le CVE du sol a joué un rôle inverse – les sols gorgés d'eau ont moins respiré que les sols les plus secs.

2.4.2 Influence de la composition du couvert forestier lors des périodes chaudes

Pour les sols avec des températures au-dessus de 10°C au moment de l'échantillonnage, nous avons détecté un effet significatif et négatif du mélèze laricin à 5 mètres du centre de la parcelle (78,5 m²) sur la respiration du sol (Tableau 2.4). Cependant, même si l'effet est significatif, il est très marginal (Annexe A).

Tableau 2.4 Sélection des modèles de respiration du sol expliquée par la température du sol (TS) et le contenu volumétrique en eau du sol (CVE) ainsi que les surfaces terrières à différentes distances du centre de la parcelle pour les sols avec des températures au-dessus de 10°C. Surface terrière du mélèze laricin (MEL(n)); surface terrière de l'épinette noire (EPN(n)); surface terrière totale (ST(n)); mètres de distance du centre de la parcelle (n). K est le nombre de variables dans le modèle, AICc est le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille, $\Delta AICc$ est le AICc relatif au modèle le plus parcimonieux, et w_i est le poids de l'AICc du modèle.

Modèles testés	K	AICc	$\Delta AICc$	w_i
TS+CVE	6	4,97	6,72	0,02
TS+CVE+MEL5	7	-1,75	0,00	0,44
TS+CVE+ST5	7	0,85	2,60	0,12
TS+CVE+ST10	7	1,31	3,06	0,10
TS+CVE+EPN3	7	1,99	3,74	0,07
TS+CVE+ST3	7	3,04	4,80	0,04
TS+CVE+ST9	7	3,36	5,11	0,03
TS+CVE+MEL4	7	4,02	5,77	0,02
TS+CVE+EPN2	7	4,84	6,60	0,02
TS+CVE+MEL10	7	4,94	6,69	0,02
TS+CVE+ST8	7	5,19	6,94	0,01
TS+CVE+EPN4	7	5,24	6,99	0,01
TS+CVE+MEL9	7	5,51	7,27	0,01
TS+CVE+MEL2	7	5,52	7,27	0,01
TS+CVE+MEL8	7	6,17	7,92	0,01
TS+CVE+MEL3	7	6,33	8,08	0,01
TS+CVE+MEL7	7	6,78	8,54	0,01
TS+CVE+ST7	7	6,81	8,56	0,01
TS+CVE+EPN5	7	6,86	8,61	0,01
TS+CVE+MEL6	7	6,87	8,63	0,01
TS+CVE+EPN6	7	7,05	8,80	0,01
TS+CVE+EPN7	7	7,16	8,91	0,01
TS+CVE+ST6	7	7,18	8,93	0,01
TS+CVE+ST4	7	7,21	8,96	0,00
TS+CVE+EPN8	7	7,24	8,99	0,00
TS+CVE+EPN9	7	7,25	9,00	0,00
TS+CVE+ST2	7	7,25	9,01	0,00
TS+CVE+EPN10	7	7,26	9,02	0,00

2.4.3 Effets directs de la composition du couvert forestier sur la température du sol

La température du sol fut influencée directement par le jour julien, ce qui indique un effet de saisonnalité fort sur la température du sol. Tous les autres facteurs comme l'heure de la journée ou les divers indices de la teneur en eau des sols (c-à-d. CVE du sol, profondeur de la nappe phréatique, profondeur de la zone d'oxydation) n'ont été à même d'améliorer le modèle (Tableau 2.5).

Tableau 2.5 Sélection des modèles de température du sol (TS) pour des sols avec des températures au-dessus de 10°C avec « Parcelles » niché en « Forêt » comme variable aléatoire et les variables fixes suivantes : jour julien (JJ); jour julien carré (JJ2); heure de la journée (HEU); profondeur de la nappe phréatique (PNP); profondeur de la zone d'oxydation (POX); contenu volumétrique en eau du sol (CVE); et modèle nul sans variable explicative fixe (NUL). K est le nombre de variables dans le modèle, AICc est le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille, $\Delta AICc$ est le AICc relatif au modèle le plus parcimonieux, et w_i est le poids de l'AICc du modèle.

Modèles testés	K	AICc	$\Delta AICc$	w_i
NUL	4	397	21,8	0,00
JJ	5	384	8,51	0,01
HEU	5	395	20,2	0,00
PNP	5	398	22,6	0,00
POX	5	399	23,7	0,00
CVE	5	399	23,8	0,00
JJ+JJ2	6	375	0,00	0,99

Nous avons détecté un effet positif, mais marginalement significatif du mélèze laricin à 10 mètres du centre de la parcelle sur la température du sol (Tableau 2.6).

Tableau 2.6 Sélection des modèles de température du sol expliqué par le jour julien (JJ) et les surfaces terrières à différentes distances du centre de la parcelle pour les sols avec des températures au-dessus de 10°C. Surface terrière du mélèze laricin (MEL(n)); surface terrière de l'épinette noire (EPN(n)); surface terrière totale (ST(n)); mètres de distance du centre de la parcelle (n). K est le nombre de variables dans le modèle, AICc est le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille, $\Delta AICc$ est le AICc relatif au modèle le plus parcimonieux, et w_i est le poids de l'AICc du modèle.

Modèles testés	K	AICc	$\Delta AICc$	w_i
JJ+JJ2	6	375	1,75	0,05
JJ+JJ2+MEL10	7	374	0,00	0,12
JJ+JJ2+MEL9	7	375	1,29	0,06
JJ+JJ2+EPN6	7	375	1,43	0,06
JJ+JJ2+EPN10	7	375	1,48	0,06
JJ+JJ2+EPN9	7	375	1,54	0,06
JJ+JJ2+MEL5	7	375	1,65	0,05
JJ+JJ2+EPN7	7	375	1,90	0,05
JJ+JJ2+EPN8	6	375	1,75	0,05
JJ+JJ2+MEL6	7	376	2,42	0,04
JJ+JJ2+ST10	7	376	2,47	0,04
JJ+JJ2+ST5	7	376	2,49	0,04
JJ+JJ2+MEL8	7	376	2,71	0,03
JJ+JJ2+ST3	7	376	2,75	0,03
JJ+JJ2+MEL7	7	376	2,92	0,03
JJ+JJ2+EPN4	7	377	3,04	0,03
JJ+JJ2+MEL4	7	377	3,37	0,02
JJ+JJ2+EPN3	7	377	3,43	0,02
JJ+JJ2+ST9	7	377	3,64	0,02
JJ+JJ2+EPN5	7	377	3,77	0,02
JJ+JJ2+MEL2	7	377	3,95	0,02
JJ+JJ2+ST4	7	378	4,00	0,02
JJ+JJ2+ST2	7	378	4,00	0,02
JJ+JJ2+EPN2	7	378	4,01	0,02
JJ+JJ2+MEL3	7	378	4,02	0,02
JJ+JJ2+ST8	7	378	4,02	0,02
JJ+JJ2+ST7	7	378	4,04	0,02
JJ+JJ2+ST6	7	378	4,04	0,02

2.4.4 Effets directs de la composition du couvert forestier sur le contenu volumétrique en eau du sol

Nous avons détecté un effet négatif et significatif de la profondeur de la nappe phréatique sur le contenu volumétrique en eau (CVE) du sol (Tableau 2.7) ainsi qu'un effet négatif de la surface terrière totale dans un rayon de 2 mètres du centre du dispositif sur le CVE du sol (Tableau 2.8). Cependant, nous n'avons détecté aucun effet direct de la composition en espèces à l'échelle étudiée (400 m²).

Tableau 2.7 Sélection des modèles du contenu volumétrique en eau (CVE) du sol pour les sols avec des températures au-dessus de 10°C avec « Parcelles » niché en « Forêt » comme variable aléatoire et les variables fixes suivantes : Profondeur de la nappe phréatique (PNP); profondeur de la zone d'oxydation (POX); modèle nul sans variable explicative fixe (NUL). K est le nombre de variables dans le modèle, AICc est le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille; $\Delta AICc$ est le AICc relatif au modèle le plus parcimonieux, et w_i est le poids de l'AICc du modèle.

Modèles testés	K	AICc	$\Delta AICc$	w_i
PNP	5	717	0,00	1
POX	5	743	26,38	0
NUL	4	748	31,35	0

Tableau 2.8 Sélection des modèles du contenu volumétrique en eau (CVE) du sol expliqué par la profondeur de la nappe phréatique (PNP) et les surfaces terrières à différentes distances du centre de la parcelle pour les sols avec des températures au-dessus de 10°C. Surface terrière du mélèze laricin (MEL(n)); surface terrière de l'épinette noire (EPN(n)); surface terrière totale (ST(n)); mètres de distance du centre de la parcelle (n). K est le nombre de variables dans le modèle, AICc est le critère d'information d'Akaike corrigé pour le cas d'échantillons de petite taille, $\Delta AICc$ est le AICc relatif au modèle le plus parcimonieux, et w_i est le poids de l'AICc du modèle.

Modèles testés	K	AICc	$\Delta AICc$	w_i
PNP	5	717	20,8	0
PNP+ST2	6	696	0,00	1
PNP+ST3	6	708	12,0	0
PNP+ST4	6	711	14,6	0
PNP+ST6	6	712	16,5	0
PNP+ST8	6	713	16,7	0
PNP+MEL3	6	714	18,0	0
PNP+ST9	6	714	18,1	0
PNP+MEL2	6	715	19,2	0
PNP+ST7	6	715	19,3	0
PNP+ST5	6	715	19,4	0
PNP+EPN2	6	715	19,5	0
PNP+MEL9	6	716	19,6	0
PNP+ST10	6	716	19,9	0
PNP+MEL10	6	716	20,0	0
PNP+MEL6	6	716	20,0	0
PNP+MEL7	6	716	20,2	0
PNP+MEL8	6	716	20,2	0
PNP+MEL5	6	716	20,3	0
PNP+MEL4	6	716	20,4	0
PNP+EPN3	6	719	22,5	0
PNP+EPN4	6	719	22,7	0
PNP+EPN7	6	719	23,0	0
PNP+EPN5	6	719	23,0	0
PNP+EPN10	6	719	23,0	0
PNP+EPN8	6	719	23,0	0
PNP+EPN9	6	719	23,1	0
PNP+EPN6	6	719	23,1	0

2.4.5 Propriétés physicochimiques du sol

Les parcelles apparaissent se regrouper par peuplement, ce qui suggère un fort effet de leur composition (Figure 2.5). En considérant les caractéristiques physicochimiques du sol, le peuplement Turg se présente plus détaché des autres, tandis qu'une parcelle du peuplement Hele (parcelle HE06 représenté par les numéros 28, 29 et 30) se rapproche du peuplement Beau. Il y a une certaine variabilité des caractéristiques des sols des parcelles à l'intérieur de chaque peuplement, même si elles se sont regroupées par peuplement. Il y a aussi une variabilité de caractéristiques des sols collectés dans une même parcelle, comme dans TU02 (numéros 4, 5 et 6). L'effet de la composition du couvert forestier tel que décrit à l'échelle du peuplement apparaît donc supérieur à celui de parcelles présentant des compositions similaires, mais provenant de différents peuplements.

Les sols du peuplement Beau sont les plus riches en carbone, azote et phosphore, peu importe la profondeur analysée (Tableaux 2.9 et 2.10). Les sols organiques du peuplement Hele présentent le ratio C/N le plus élevé à 0-20 cm de profondeur et la plus grande concentration de calcium aux deux profondeurs de sol. Les sols du peuplement Turg sont ceux avec les plus fortes concentrations en potassium et aluminium.

Tableau 2.9 Description des sites Beau, Hele et Turg. Données des sols collectés à 0-20 cm de profondeur.

Site	pH	P (%)	Ca (%)	N (%)	C/N
Beau	4,42 (0,31)	0,11 (0,01)	0,52 (0,12)	1,88 (0,29)	23,6 (4,77)
Hele	4,52 (0,37)	0,10 (0,01)	1,38 (0,41)	1,32 (0,23)	32,3 (6,18)
Turg	4,60 (0,36)	0,09 (0,01)	0,77 (0,24)	1,26 (0,23)	29,0 (4,15)

Tableau 2.10 Description des sites Beau, Hele et Turg. Données des sols collectés à 20-40 cm de profondeur.

Site	pH	P (%)	Ca (%)	N (%)	C/N
Beau	4,95 (0,30)	0,09 (0,01)	0,93 (0,17)	2,25 (0,21)	21,6 (1,95)
Hele	5,09 (0,25)	0,08 (0,01)	2,61 (0,35)	1,65 (0,12)	27,6 (2,09)
Turg	5,26 (0,21)	0,09 (0,01)	1,29 (0,21)	1,33 (0,12)	28,5 (4,35)

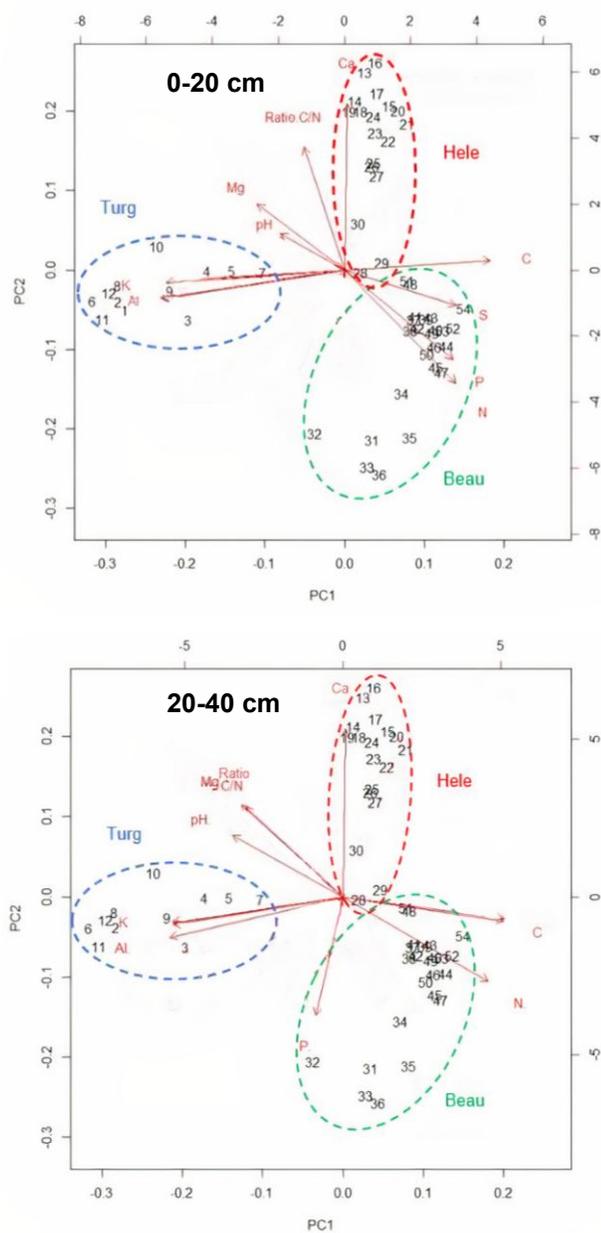


Figure 2.5 Analyses en composantes principales (ACP) de la composition chimique des sols des trois sites étudiés à 0-20 cm et 20-40 cm de profondeur. Les parcelles ont trois répétitions et sont représentées par les chiffres 1 à 12 (site Turg), 13 à 30 (site Hele) et 31 à 54 (site Beau).

2.5 Discussion

2.5.1 L'influence de la température et du contenu volumétrique en eau du sol sur les flux de CH₄ et CO₂

Il est bien reconnu que les sols des tourbières sont émetteurs de CH₄ en raison de l'action des organismes méthanogènes dans un environnement anoxique causé par l'eau de la nappe phréatique qui inonde le sol en permanence, et qui est lentement renouvelée (Fetzer, Bak et al. 1993, Blodau 2002, Strack, Waddington et al. 2008). Bien qu'étant toutes réparties sur plus d'un mètre de tourbe, aucune de nos parcelles n'émette du CH₄, à l'exception d'une seule provenant du site Beau. Cette parcelle présente une nappe phréatique des plus constamment élevée, ce qui est favorable à l'activité des organismes méthanogènes, lesquels génèrent du CH₄ (Moore et Knowles 1989, Bubier, Costello et al. 1993, Lai 2009). Toutefois, de nombreuses études rapportent de faibles émissions de CH₄ ou l'absence d'émissions en milieu tourbeux (voir la revue de la littérature de Lai (2009)). Plusieurs facteurs peuvent être en cause.

Dans un premier temps, nous suggérons que la baisse de la nappe phréatique observée durant la saison de croissance explique la quasi-absence de ce flux gazeux dans les autres parcelles. En effet, une relation linéaire négative entre le niveau de la nappe phréatique et les émissions saisonnières de CH₄ a souvent été observée (Bubier et al. 1993, Pelletier et al. 2007). Dans les cas où la nappe phréatique est loin de la surface, les zones favorables à la production et à l'oxydation du CH₄ sont respectivement moindres et plus épaisses. Les émissions de CH₄ sont très faibles ou absentes même si, en début de saison, certaines parcelles apparaissent clairement inondées (sites Hele).

Dans un deuxième temps, les conditions de sol de notre étude ne seraient pas nécessairement très favorables au développement et à l'activité de la communauté de microbes méthanogènes. Notamment, les valeurs optimales de pH pour la production et l'oxydation du CH_4 dans les tourbières tempérées et subarctiques seraient respectivement de 5,5-7,0 et 5,0-6,5 (Dunfield et al. 1993) et il y aurait absence de bactéries méthanogènes sous des pH de 5 (Hanson et Hanson 1996). Les valeurs de pH à Beau, Hele et Turg sont pour la plupart sous 5,0 (Tableau 2.9) et ne seraient donc pas optimales pour le développement et l'activité de cette communauté microbienne, un facteur de plus expliquant des émissions de CH_4 à l'état de trace pour la plupart des parcelles à l'étude. Les émissions de CH_4 varient beaucoup selon le type de tourbière. Les tourbières ombrotrophes, plus acides, tendent à produire moins de CH_4 que les tourbières minérotrophes (Lai 2009). De plus, les émissions de CH_4 entraînées par l'oxydation anaérobie sont apparemment plus notables dans les tourbières minérotrophes que les tourbières ombrotrophes de par la présence d'une activité ionique plus élevée, mais l'accepteur d'électrons de la réaction chimique n'a toutefois toujours pas été clairement identifié (Gupta et al. 2013).

La respiration aérobie totale du sol et les émissions de CO_2 qui y sont associées résultent de la somme de la respiration autotrophe et hétérotrophe (Laganière, Paré et al. 2012, Bélanger, Collin et al. 2021). La respiration aérobie est influencée par des facteurs abiotiques, principalement la température et la teneur en eau du sol (Davidson, Verchot et al. 2000, Aanderud, Schoolmaster et al. 2011, Allaire, Lange et al. 2012). Lorsque les sols sont bien oxygénés, ceux-ci vont plutôt émettre du CO_2 vers l'atmosphère de par la respiration des racines et des microorganismes (Raich, Potter et al. 2002). Ces émissions de CO_2 sont courantes dans les sols bien drainés dans la mesure où ils ne sont pas trop secs et que leur température n'y est pas trop élevée (Cisneros-Dozal et al. 2007, Moyano et al. 2012).

Nos résultats confirment l'effet positif et significatif de la température sur la respiration aérobie du sol et ses émissions de CO₂. Nous avons observé que la température du sol est exponentiellement corrélée au flux de CO₂. L'effet de la température sur la respiration aérobie semble se manifester à partir des fluctuations saisonnières de la température de l'air et des sols. De nombreux résultats similaires sont rapportés dans la littérature (Lloyd et Taylor 1994, Rustad, Campbell et al. 2001, Bronson, Gower et al. 2008, Cindy, Hazandy et al. 2018, Bélanger et al. 2021). Toutefois, nous avons aussi recensé un effet négatif et significatif du CVE du sol sur ses émissions de CO₂. Le CVE du sol et le niveau de la nappe phréatique étaient plus bas au site Turg, ce qui semble avoir généré le plus fort taux d'émissions de CO₂ parmi les trois sites. En revanche, le site Hele a émis du CO₂ même si la nappe phréatique était omniprésente dans les 20-30 premiers cm de sol pendant toute la saison de croissance inventoriée, mais les taux d'émission étaient plus faibles qu'au site Turg. Dans notre étude, l'effet du CVE semble surtout lié à la variation intersite. Dans les sols bien drainés, la respiration aérobie augmente habituellement lorsque la teneur en eau s'accroît (Davidson et al. 2000, Butler, Meir et al. 2012). Selon ces auteurs, la respiration aérobie et les émissions de CO₂ augmentent avec le CVE jusqu'à un certain seuil, au-delà duquel la respiration aérobie diminue. Par contre, quand le sol est saturé en eau, sa respiration peut être complètement inhibée (Davidson, Verchot et al. 2000). Cela peut être attribuable à la saturation en eau, qui entraîne une diminution des niveaux d'oxygène dans le sol et, conséquemment, une baisse de l'activité de la composante microbienne aérobie (Flanagan et Van Cleve 1977). Nos résultats indiquent que les sols de toutes les forêts paludifiées que nous avons étudiées émettent du CO₂. Même les sols tourbeux caractérisés par la plus forte teneur en eau émettent du CO₂. Nous pouvons ainsi déduire que la nappe phréatique, même si elle est pauvre en oxygène, semble limiter que partiellement le développement racinaire et l'activité des microorganismes aérobies (Moore et Knowles 1989), même dans les parcelles les plus inondées. Nous pouvons donc conclure qu'il est important de considérer le CVE du sol, en combinaison à la

température du sol, pour prédire les émissions de CO₂ dans les sols paludifiés de l'Abitibi.

2.5.2 L'effet de la composition en espèces sur le flux de CO₂ du sol

La présence des arbres et la composition en espèces des peuplements peuvent altérer les propriétés physicochimiques du sol comme sa structure, sa température, sa teneur en eau, ses nutriments disponibles (Binkley et Giardina 1998, Jobbágy et Jackson 2004, Aanderud, Schoolmaster et al. 2011). Tous ces changements peuvent induire une modification quant à la respiration aérobie du sol, autant en ce qui a trait la composante autotrophe que la composante hétérotrophe (Laganière et al. 2012, Bélanger et al. 2021). Plus spécifiquement, la composition en espèces peut influencer la respiration aérobie du sol en réduisant la teneur en eau du sol par évapotranspiration. Certaines espèces d'arbre peuvent également limiter les échanges thermiques avec l'atmosphère via la production d'une litière abondante ce qui réduirait la respiration des sols. Nos résultats pourraient corroborer cette dernière hypothèse puisque la surface terrière du mélèze laricin dans un rayon de 5 m du centre de la parcelle est négativement et significativement corrélée aux émissions de CO₂ par le sol.

La décomposition de la litière du mélèze, même si elle plus rapide que celle de l'épinette noire (Bares et Wali 1979, Gower et Richards 1990), demeure lente, car elle aurait une certaine capacité à inhiber l'activité microbienne (Liu, Li et al. 1998). Nos modèles suggèrent que les parcelles caractérisées par une forte présence de mélèze émettent légèrement moins de CO₂ que les parcelles caractérisées par une plus faible présence de mélèze, mais que le peuplement Turg dominé par le mélèze présente des sols parmi les plus chauds et secs et émettent légèrement plus de CO₂. Dans notre modèle, l'effet de la litière de mélèze sur la respiration aérobie du sol bien que négative demeure relativement faible. De ce fait, il est difficile pour nous de

départager avec confiance l'effet de la composition en espèces pris à l'échelle de la parcelle de celui prise à l'échelle du peuplement dans la relation entre la présence du mélèze, la température et le CVE du sol et sa respiration aérobie.

Les espèces du genre *Larix* sont des espèces à croissance rapide et leurs systèmes racinaires constituent environ 20% de la biomasse totale de l'arbre (Martinsson 1995, Gower, Krankina et al. 2001). Ainsi, il est aussi difficile d'isoler les relations entre la présence du mélèze, la température et le CVE du sol et sa respiration aérobie puisque la croissance plus rapide du mélèze laricin (vs l'épinette noire) entraîne nécessairement un plus fort taux d'évapotranspiration, pouvant ainsi influencer négativement le CVE du sol et l'activité microbienne (composante hétérotrophe) (Moore 1986, Moore et Knowles 1989), mais peut aussi, et de façon concomitante, favoriser une plus grande respiration racinaire (composante autotrophe). À la marge nordique de la forêt feuillue du Québec, Bélanger et al. (2021) ont observé une respiration aérobie élevée dans un peuplement de sapin baumier où les sols étaient plus acides et ont attribué ces taux à une respiration racinaire plus active que les peuplements d'arbres feuillus limitrophes. Laganière, Paré et al. (2012) ont aussi observé une relation positive entre la respiration aérobie du sol et la biomasse racinaire, mais dans ce cas, cette relation fut plutôt attribuée à une augmentation de la respiration hétérotrophe et non autotrophe de par le lien avec la production de biomasse morte. Les facteurs influençant la respiration aérobie dans ces forêts mélangées sont sans aucun doute très variés et de ce fait, il serait imprudent d'attribuer toutes les variations observées à l'abondance du mélèze et à l'effet de sa litière sur la température du sol.

2.5.3 Propriétés physicochimiques du sol – l'effet site

Au contraire de que nous avons supposé dans notre première hypothèse, les résultats des ordinations portant sur les propriétés physicochimiques des sols nous indiquent

que les parcelles se sont regroupées par sites et non selon leur composition caractérisée à l'échelle des parcelles. Nous croyons que ce résultat serait attribuable à l'apport de nutriments par la litière (Damman 1971, Joly, Milcu et al. 2017). Les sols des sites se différencient nettement entre eux, mais aussi de par leur composition. Nous croyons que la composition du peuplement (c.-à-d. à l'échelle du site) pourrait avoir influencé les caractéristiques des sols, en raison de la différence de qualité entre les litières de ces espèces et ses effets cumulatifs dans le temps sur les activités microbiennes (Bares et Wali 1979).

Liu, Li et al. (1998) ont trouvé que la concentration de N, P, K et Mg a augmenté au après 21 années dans les plantations de mélèze, mais que cette augmentation était accompagnée par une perte de Ca. Probablement à cause de la consommation de Ca par le mélèze (Wang, Chen et al. 2019) Les sols du site Hele, qui a la plus grande surface terrière d'épinette noire, présentent les plus grandes concentrations de Ca. Laganière, Angers et al. (2011) ont trouvé la relation C/N la plus élevée dans les sites dominés par l'épinette noire, en comparaison avec les sites dominés par le peuplier faux-tremble ou mixtes. Les forts ratios C/N observés au site Hele pourraient être attribuables à sa forte dominance en épinette noire qui produit une litière moins riche en N que celle du mélèze laricin (Bares et Wali 1979).

2.6 Conclusion

La température du sol affecte directement la respiration du sol, c'est-à-dire, les sols les plus chauds émettent plus de CO₂. Cependant, la respiration du sol superficiel est influencée aussi par le contenu volumétrique en eau du sol, quand celui présente une température superficielle au-dessus de 10°C.

La surface terrière de mélèze laricin dans un rayon de 5 mètres du centre de la parcelle influence négativement l'émission de CO₂ par le sol, mais cet effet ne semble pas se confirmer à l'échelle du peuplement.

Enfin, nous avons remarqué un fort effet du peuplement à l'échelle du site, clairement visible par les propriétés physicochimiques du sol. Cet effet remet en question notre échantillon et nous suggérons une approche avec davantage de sites et de parcelles mesurées en continu dans les recherches futures pour départager un possible effet de la composition du peuplement qui serait différent de l'effet local de la composition.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

3.1 Retour sur les hypothèses

Le mélèze laricin est un arbre d'une moindre valeur commerciale pour les grandes industries du Québec et les études concernant cette espèce, antérieurement nombreuses, sont devenues rares avec les temps. Notre recherche a permis d'ajouter aux recherches sur cette espèce particulièrement en forêts boréales sur sols tourbeux. L'objectif de notre étude a été d'étudier les effets de l'abondance du mélèze laricin sur les propriétés chimiques des sols tourbeux et leurs émissions de CO₂ et CH₄. Plus précisément, nous visions à déterminer si le mélèze peut influencer les émissions de ses gaz en modifiant les propriétés du sol. Pour se faire, nous avons émis trois hypothèses : 1) dans le même site, une plus grande surface terrière de mélèze laricin provoquerait l'amélioration générale des conditions du sol en raison de l'apport continu d'une litière plus riche que dans les sites dominés par l'épinette noire; 2) une plus grande surface terrière de mélèze laricin résulterait en un sol plus sec et, par conséquent, le sol émettrait moins de CH₄ et plus de CO₂; et 3) une plus grande quantité de litière de mélèze laricin agirait comment un isolant thermique, résultant en des sols plus froids pendant la saison de croissance.

Nos résultats montrent que même si les trois peuplements retenus se sont développés sur une épaisse couche organique, ces derniers se distinguent de par les propriétés physicochimiques des sols, ce qui a limité la possibilité de tester notre première hypothèse. Les variations de la proportion de surface terrière du mélèze laricin à

l'intérieur d'un même peuplement n'a pas tant affecté les conditions du sol, en comparaison à l'effet site. La majorité de nos parcelles dans les trois sites n'ont pas émis de CH₄, suggérant une absence d'influence de composition en espèces sur l'émission de méthane. La respiration du sol, c'est-à-dire l'émission de CO₂, a été influencée par la température et le CVE du sol. Au-dessus de 10°C à 15 cm de profondeur du sol, le mélèze laricin manifeste une influence négative et significative sur la respiration des sols organiques. Cet effet apparaît par contre très marginal et pourrait être attribuable qu'à une ou deux parcelles. Par contre, nous avons noté que la composition en espèces n'influence pas le CVE du sol. Nos résultats ne montrent pas de relation significative entre la composition en espèces et la température du sol. Cependant, nous ne pouvons pas exclure la possibilité qu'une relation existe entre la litière épaisse du mélèze et la température du sol. Les facteurs influençant la respiration aérobie dans les forêts mélangées sont très variés et il serait imprudent d'attribuer toutes les variations observées à l'abondance du mélèze et à l'effet de sa litière sur la température du sol.

3.2 Limitations de la recherche

Nous avons analysé la respiration aérobie totale du sol, qui est le résultat de la respiration hétérotrophe et de la respiration autotrophe, cette dernière est composée de la respiration racinaire et de la rhizosphère (Bélanger, Collin et al. 2021). Ces facteurs n'étaient pas analysés isolément dans notre recherche et nous suggérons que les futures recherches utilisent une approche spécifique pour séparer ces composantes, spécialement la respiration racinaire de chaque espèce. Cela permettrait de clarifier comment le mélèze influence l'émission de CO₂ par le sol.

L'effet site s'est avéré important à l'analyse des propriétés physicochimiques du sol. Notre échantillonnage a été établi selon la composition des parcelles à l'échelle du 400m², à l'intérieur de chaque site. Cependant, nos résultats mettent en doute cette

manière de faire. Il serait plus opportun de considérer les effets sites liés à la géologie et l'historique d'aménagement, ou encore découlant de la dynamique de l'écoulement de l'eau afin de mieux départager les effets sites des effets de la composition du couvert forestier.

Un autre point d'attention concerne la méthodologie utilisée lors de la prise des gaz. Cette méthode de collecte (à l'aide de chambre) s'est montrée précise, mais demeure intensive, car elle exige plusieurs remesurages. Nous étions capables de couvrir seulement environ dix parcelles par jour, en raison des temps de travail, mais aussi des plages horaires disponibles (voir la section méthodes). De plus, les conditions météorologiques apportent leur lot de contraintes (éviter les pluies, les temps froids). Ces aspects ont limité notre étude, tant du côté logistique (quantité des parcelles et sites étudiés), que du côté financier (coûts de la main d'œuvre et des analyses en laboratoire). Il est suggéré qu'une approche plus longitudinale (chambres avec prise de gaz continue) soit à privilégier pour les prochaines études.

Finalement, comme mentionné dans l'introduction générale (voir la section 1.1), une partie de cette étude comportait un volet de suivi temporel de la décomposition des aiguilles de mélèze. Pour ce faire, nous avons collecté des aiguilles de mélèze laricin pendant l'automne 2018, après nous avons préparé des sacs de litière, qui ont été installés au terrain en mai 2019 (dans dix-huit parcelles, partagées en trois sites des peuplements mixtes de mélèze laricin et épinette noire) et récolté les sacs une fois par mois entre juillet et octobre 2019 et juin et septembre 2020.

Cette analyse a toutefois été interrompue pour des questions techniques. Les aiguilles de mélèze laricin sont très fines et ont tendance à s'agglomérer, ce qui rend leur dénombrement quasi impossible. De plus, les sachets de litière ont pris du poids à travers le temps, possiblement en raison de contamination externe, rendant le calcul du taux de décomposition impossible. Ce volet a, par conséquent, été abandonné.

3.3 Application sylvicole

Le mélèze laricin est une espèce compagne de l'épinette noire, essence d'intérêt par l'industrie, dans les forêts boréales du nord-ouest de l'Abitibi (Crowley, 1964). Il y a des avantages pour la production forestière dans les peuplements mixtes en comparaison aux peuplements purs. On a montré que la productivité de l'épinette noire peut être favorisée dans les peuplements mixtes par la présence d'espèces feuillues, comme le peuplier faux-tremble (Légaré, 2005). Selon ces auteurs, la litière du peuplier faux-tremble contribue à l'amélioration du statut nutritionnel du sol, facteur important pour la croissance des arbres. La litière du mélèze est plus riche (N, K, P et Mg) que celle de l'épinette noire (Bares et Wali, 1979) et peut être associée à un sol plus riche, ce qui favoriserait une augmentation de la biomasse des arbres.

De plus, selon nos résultats statistiques, dans les peuplements mixtes avec l'épinette noire, ayant une plus grande surface terrière de mélèze laricin diminuerait les émissions de CO₂ par le sol. Par contre, à l'échelle du peuplement, nous avons observé que le site Turg, avec la plus grande surface terrière de mélèze, a émis plus de CO₂ que les deux autres sites étudiés. Alors, il y reste à comprendre plus profondément cette contradiction entre nos observations et résultats dans ces deux différentes échelles – parcelle et peuplement. Il y a beaucoup à étudier sur le sujet avant de comprendre la cause de ce phénomène.

D'un côté, l'utilisation du mélèze comme espèce compagne de l'épinette noire semble prometteuse afin de favoriser une possible diminution d'émission de CO₂. Toutefois, cela n'indique pas nécessairement que les plantations de mélèze laricin pourraient réellement, altérer significativement les émissions de CO₂ à l'échelle du paysage. Nous suggérons la prudence dans l'emploi de cette approche dans un contexte de changements climatiques.

Enfin, il est important de souligner le caractère pionnier de la présente étude et que davantage de travaux seraient nécessaires pour bien comprendre l'influence du mélèze laricin sur la respiration des sols tourbeux. En considérant le contexte actuel de changement climatique et leurs effets sur les milieux humides, il est primordial de connaître les mécanismes qui jouent sur le stockage et libération de carbone des sols forestiers. Cette compréhension pourrait guider un aménagement forestier durable, pour une forêt productive visant l'atténuation des effets des changements climatiques.

ANNEXE A

TABLEAU DE L'ANALYSE DE VARIANCE (ANOVA) DU MODÈLE MIXTE
D'ÉMISSION DE CO₂

Annexe 1 Résultats du modèle «TS+CVE+MEL5 » de la respiration du sol expliquée par la température du sol (TS) et le contenu volumétrique en eau du sol (CVE) et la surface terrière de mélèze laricin à 5 mètres du centre de la parcelle (MEL5) pour les sols avec des températures au-dessus de 10°C.

Fixed effects	Estimate	Std. error	df	t value	Pr(> t)	
(Intercept)	4.894e+00	2.228e-01	5.069e+01	21.969	<2e-16	***
TS	8.129e-02	1.396e-02	9.264e+01	5.825	8.2e-08	***
CVE	-8.638e-03	2.607e-03	4.442e+01	-3.314	0.00184	**
STMEL5	-1.533e-04	4.758e-05	1.102e+01	-3.221	0.00813	**

Signif. codes: 0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

BIBLIOGRAPHIE

- AAC, Agriculture et Agroalimentaire Canada (2013). "Estimation de Von Post de la décomposition". Retrieved from <http://sis.agr.gc.ca/siscan/nsdb/soil/v2/slt/vonpost.html>.
- Aanderud, Z.T., Schoolmaster, D.R. and Lennon, J.T. (2011). Plants mediate the sensitivity of soil respiration to rainfall variability. *Ecosystems*, 14(1), p.156-167.
- Allaire, S.E., Lange, S.F., Lafond, J.A., Pelletier, B., Cambouris, A.N. and Dutilleul, P. (2012). Multiscale spatial variability of CO₂ emissions and correlations with physico-chemical soil properties. *Geoderma*, 170, p.251-260.
- Bares, R. and Wali, M. (1979). "Chemical relations and litter production of *Picea mariana* and *Larix laricina* stands on an alkaline peatland in northern Minnesota." *Vegetatio*, 40(2), p. 79-94.
- Beefink, H. (1951). "Some observations on tamarack or eastern larch." *The Forestry Chronicle*, 27(1), p. 38-39.
- Beaulne, J., Garneau, M., Magnan, G. and Boucher, É. (2021). Peat deposits store more carbon than trees in forested peatlands of the boreal biome. *Scientific reports*, 11(1), p.1-11.
- Bélanger, N., Collin, A., Khelifa, R. and Lebel-Desrosiers, S. (2021). Balsam fir and American beech influence soil respiration rates in opposite directions in a sugar maple forest near its northern range limit. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4, p.51.
- Bélanger, N., Collin, A., Ricard-Piché, J., Kembel, S.W. and Rivest, D. (2019). Microsite conditions influence leaf litter decomposition in sugar maple bioclimatic domain of Quebec. *Biogeochemistry*, 145(1), p.107-126.
- Bergeron, J. F., Grondin, P. and Blouin, J. (1999). Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousses de l'ouest. *Ministère des ressources naturelles*, Forêt Québec.
- Binkley, D.A.N. and Giardina, C., (1998). Why do tree species affect soils? The warp and woof of tree-soil interactions. In *Plant-induced soil changes: Processes and feedbacks* (p. 89-106). Springer, Dordrecht.

- Blair, J.M., Parmelee, R.W. and Beare, M.H. (1990). Decay Rates, Nitrogen Fluxes, and Decomposer Communities of Single- and Mixed- Species Foliar Litter. *Ecology*, 71(5), p.1976-1985.
- Bloom, A.A., Exbrayat, J.F., Van Der Velde, I.R., Feng, L. and Williams, M. (2016). The decadal state of the terrestrial carbon cycle: Global retrievals of terrestrial carbon allocation, pools, and residence times. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(5), p.1285-1290.
- Blodau, C. (2002). "Carbon cycling in peatlands A review of processes and controls." *Environmental reviews* 10(2), p. 111-134.
- Bond-Lamberty, B. and Thomson, A. (2010). "Temperature-associated increases in the global soil respiration record." *Nature*, 464(7288), p. 579-582.
- Brandt, J.P., Flannigan, M.D., Maynard, D.G., Thompson, I.D. and Volney, W.J.A. (2013). An introduction to Canada's boreal zone: ecosystem processes, health, sustainability, and environmental issues. *Environmental Reviews*, 21(4), p.207-226.
- Bronson, D.R., Gower, S.T., Tanner, M., Linder, S. and Van Herk, I. (2008). Response of soil surface CO₂ flux in a boreal forest to ecosystem warming. *Global Change Biology*, 14(4), p.856-867.
- Brye, K.R., McMullen, R.L., Silveira, M.L., Motschenbacher, J.M., Smith, S.F., Gbur, E.E. and Helton, M.L. (2016). Environmental controls on soil respiration across a southern US climate gradient: a meta-analysis. *Geoderma Regional*, 7(2), p.110-119.
- Bubier, J., Costello, A., Moore, T.R., Roulet, N.T. and Savage, K. (1993). Microtopography and methane flux in boreal peatlands, northern Ontario, Canada. *Canadian Journal of Botany*, 71(8), p.1056-1063.
- Bussi eres, J. (2005). "Potentiel d' tablissement d'essences forestières et fruiti eres en tourbières r siduelles."
- Butler, A., Meir, P., Saiz, G., Maracahipes, L., Marimon, B.S. and Grace, J. (2012). Annual variation in soil respiration and its component parts in two structurally contrasting woody savannas in Central Brazil. *Plant and soil*, 352(1), p.129-142.

- Byrne, B. and Goldblatt, C. (2014). "Radiative forcing at high concentrations of well- mixed greenhouse gases." *Geophysical Research Letters* 41(1), p. 152-160.
- Cachan, P. (1963). "Signification écologique des variations microclimatiques verticales dans la forêt sempervirente de basse Côte d'Ivoire." *Ann. Fac. Sci. Dakar* 8, p. 89-155.
- Carlyle, J. and Malcolm, D. (1986). "Larch litter and nitrogen availability in mixed larch-spruce stands. I. Nutrient withdrawal, redistribution, and leaching loss from larch foliage at senescence." *Canadian Journal of Forest Research* 16(2), p. 321-326.
- Cindy, U.S., Hazandy, A.H., Ahmad-Ainuddin, N. and Mohd-Kamil, I. (2018). Soil CO₂ efflux in relation to soil temperature and relative humidity in gmelina, mahogany and pine stands in malaysia. *Journal of Tropical Forest Science*, 30(2), p.207-215.
- Cisneros- Dozal, L.M., Trumbore, S.E. and Hanson, P.J., 2007. Effect of moisture on leaf litter decomposition and its contribution to soil respiration in a temperate forest. *Journal of Geophysical Research: Biogeosciences*, 112(G1).
- Chang, Y., Li, N., Wang, W., Liu, X., Du, F. and Yao, D. (2017). Nutrients resorption and stoichiometry characteristics of different-aged plantations of *Larix kaempferi* in the Qinling Mountains, central China. *Plos one*, 12(12), p.e0189424.
- Chapin III, F. S. and Tryon, P. R. (1983). "Habitat and leaf habit as determinants of growth, nutrient absorption, and nutrient use by Alaskan taiga forest species." *Canadian Journal of Forest Research* 13(5), p. 818-826.
- Conlin, T. S. and Lieffers, V. J. (1993). "Anaerobic and aerobic CO₂ efflux rates from boreal forest conifer roots at low temperatures." *Canadian Journal of Forest Research* 23(5), p. 767-771.
- Crowley, J. M. (1964). "La laricière tourbeuse." *Cahiers de géographie du Québec*, 9(17), p. 87-92.
- Damman, A. (1971). "Effect of vegetation changes on the fertility of a Newfoundland forest site." *Ecological Monographs* 41(3), p. 253-270.

- Davidson, E. A. and Janssens, I. A. (2006). "Temperature sensitivity of soil carbon decomposition and feedbacks to climate change." *Nature*, 440(7081), p. 165-173.
- Davidson, E.A., Verchot, L.V., Cattânio, J.H., Ackerman, I.L. and Carvalho, J.E.M. (2000). Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry*, 48(1), p.53-69.
- Eyre, F. H. (1980). "Forest cover types." *Washington, DC: Society of American Foresters*.
- Favreau, M. (2018). Impact du boisement des tourbières ombrotrophes sur leur diversité floristique."
- Fetzer, S., Bak, F. and Conrad, R. (1993). Sensitivity of methanogenic bacteria from paddy soil to oxygen and desiccation. *FEMS Microbiology Ecology*, 12(2), p.107-115.
- Flanagan, P. and Van Cleve, K. (1977). "Microbial biomass, respiration and nutrient cycling in a black spruce taiga ecosystem." *Ecological Bulletins*, p. 261-273.
- Fowler, D., Coyle, M., Skiba, U., Sutton, M.A., Cape, J.N., Reis, S., Sheppard, L.J., Jenkins, A., Grizzetti, B., Galloway, J.N. and Vitousek, P., 2013. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1621), p.20130164.
- Gagnon, D., 2004. La forêt naturelle du Québec, un survol. *Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Rapport final*. http://www.commissionforet.qc.ca/pdf/Gagnon_foret_naturelle_final.pdf (Page consultée 13 octobre 2020).
- Gérardin, V. and D. McKenney (2001). Une classification climatique du Québec à partir de modèles de distribution spatiale de données climatiques mensuelles : vers une définition des bioclimats du Québec. *Direction du patrimoine écologique et du développement durable, ministère de l'environnement, Québec*. Site internet [mis à jour le 10 jan 2002 ; cité le 13 oct. 2020]. Disponible : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/changements/classification/index.htm>.
- Gorham, E. (1991). "Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming." *Ecological applications*, 1(2), p. 182-195.
- Gower, S.T., Kloeppel, B.D., and Reich, P.B. (1995). Carbon, Nitrogen, and Water Use by Larches and Co-occurring Evergreen. In *Ecology and Management of*

Larix Forests: A Look Ahead: Proceedings of an International Symposium, Whitefish, Montana, USA, October 5-9, 1992, 319, No. 2.5, p. 110. US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station.

- Gower, S.T., Krankina, O., Olson, R.J., Apps, M., Linder, S. and Wang, C. (2001). Net primary production and carbon allocation patterns of boreal forest ecosystems. *Ecological applications*, 11(5), p.1395-1411.
- Gower, S. T. and Richards, J. H. (1990). "Larches: deciduous conifers in an evergreen world." *BioScience* 40(11), p. 818-826.
- Günther, A., Barthelmes, A., Huth, V., Joosten, H., Jurasinski, G., Koebisch, F. and Couwenberg, J. (2020). Prompt rewetting of drained peatlands reduces climate warming despite methane emissions. *Nature communications*, 11(1), p.1-5.
- Gupta, V., Smemo, K.A., Yavitt, J.B., Fowle, D., Branfireun, B. and Basiliko, N., 2013. Stable isotopes reveal widespread anaerobic methane oxidation across latitude and peatland type. *Environmental Science & Technology*, 47(15), p.8273-8279.
- Hangs, R.D., Schoenau, J.J., Van Rees, K.C., Bélanger, N. and Volk, T. (2014). Leaf litter decomposition and nutrient-release characteristics of several willow varieties within short-rotation coppice plantations in Saskatchewan, Canada. *BioEnergy Research*, 7(4), p.1074-1090.
- Holtmeier, F.K., 1995. European larch in middle Europe with special reference to the central alps. *Ecology and Management of Larix Forests: A Look Ahead. General Technical Report, GTR-INT-319. USDA, Forest Serv., Intermountain Research Sta*, p.41-49.
- Hugron, S., Bussi eres, J. and Rochefort, L. (2011). Plantations d'essences forestières dans le contexte de la restauration  cologique des tourbières: un guide pratique. *Groupe de recherche en  cologie des tourbières, Université Laval, Québec*, p.88.
- Humpenöder, F., Karstens, K., Lotze-Campen, H., Leifeld, J., Menichetti, L., Barthelmes, A. and Popp, A. (2020). Peatland protection and restoration are key for climate change mitigation. *Environmental Research Letters*, 15(10), p.104093.
- Islam, M.A., MacDonald, S.E. and Zwiazek, J.J. (2003). Responses of black spruce (*Picea mariana*) and tamarack (*Larix laricina*) to flooding and ethylene. *Tree Physiology*, 23(8), p.545-552.

- Jeglum, J. K., Kershaw, H.M., Morris, D.M. and Cameron, D.A. (2006). Guide des meilleures pratiques de foresterie dans la forêt boréale de l'Ontario, Sault Ste. Marie, Ont. *Ressources naturelles Canada, Centre de foresterie des Grands Lacs*.
- Jobbágy, E. G. and Jackson, R. B. (2004). "The uplift of soil nutrients by plants: biogeochemical consequences across scales." *Ecology* 85(9), p. 2380-2389.
- Johnston, W. F. (1990). "Larix laricina (Du Roi) K. Koch tamarack." *Silvics of North America I*, p. 141-151.
- Joly, F.X., Milcu, A., Scherer- Lorenzen, M., Jean, L.K., Bussotti, F., Dawud, S.M., Müller, S., Pollastrini, M., Raulund- Rasmussen, K., Vesterdal, L. and Hättenschwiler, S. (2017). Tree species diversity affects decomposition through modified micro- environmental conditions across European forests. *New Phytologist*, 214(3), p.1281-1293.
- Joosten, H. and Clarke, D. (2002). "Wise use of mires and peatlands." *International Mire Conservation Group and International Peat Society* 304.
- Kurz, W.A., Shaw, C.H., Boisvenue, C., Stinson, G., Metsaranta, J., Leckie, D., Dyk, A., Smyth, C. and Neilson, E.T. (2013). Carbon in Canada's boreal forest—a synthesis. *Environmental Reviews*, 21(4), p.260-292.
- Lafleur, B., Fenton, N.J., Simard, M., Leduc, A., Paré, D., Valeria, O. and Bergeron, Y. (2018). Ecosystem management in paludified boreal forests: enhancing wood production, biodiversity, and carbon sequestration at the landscape level. *Forest Ecosystems*, 5(1), p.1-14.
- Laganière, J., Angers, D.A., Paré, D., Bergeron, Y. and Chen, H.Y. (2011). Black spruce soils accumulate more uncomplexed organic matter than aspen soils. *Soil Science Society of America Journal*, 75(3), p.1125-1132.
- Laganière, J., Paré, D., Bergeron, Y. and Chen, H.Y. (2012). The effect of boreal forest composition on soil respiration is mediated through variations in soil temperature and C quality. *Soil Biology and Biochemistry*, 53, p.18-27.
- Laiho, R. and Laine, J. (1997). "Tree stand biomass and carbon content in an age sequence of drained pine mires in southern Finland." *Forest ecology and management* 93(1-2), p. 161-169.

- Lavoie, M. (2006). Qualité des substrats pour la croissance et la nutrition de l'épinette noire en régénération dans les pessières noires à mousses sujettes à l'entourbement. Thèse de doctorat, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue.
- Lavoie, M., Paré, D., Fenton, N., Groot, A. and Taylor, K. (2005). Paludification and management of forested peatlands in Canada: a literature review. *Environmental reviews*, 13(2), p.21-50.
- Légaré, S., Paré, D. and Bergeron, Y. (2005). Influence of aspen on forest floor properties in black spruce-dominated stands. *Plant and Soil*, 275(1), p.207-220.
- LePage, B.A. and Basinger, J.F., 1995. The evolutionary history of the genus *Larix* (Pinaceae). *USDA For. Serv. Int. Res. Sta. GTR-INT*, 319, p.19-29.
- Levy-Booth, D.J., Prescott, C.E. and Grayston, S.J. (2018). Effect of mounding, drainage and fertilization on CH₄ fluxes and methane-cycling functional genes in waterlogged forest stands. *bioRxiv*, p.339978.
- Li, X., Hu, Y., Han, S., Liu, Y. and Zhang, Y. (2010). Litterfall and litter chemistry change over time in an old-growth temperate forest, northeastern China. *Annals of forest science*, 67(2), p.206.
- Liu, S., Li, X. and Niu, L. (1998). The degradation of soil fertility in pure larch plantations in the northeastern part of China. *Ecological Engineering*, 10(1), p.75-86.
- Lloyd, J. and Taylor, J. (1994). "On the temperature dependence of soil respiration." *Functional Ecology*, p. 315-323.
- Mack, M.C., Schuur, E.A., Bret-Harte, M.S., Shaver, G.R. and Chapin, F.S. (2004). Ecosystem carbon storage in arctic tundra reduced by long-term nutrient fertilization. *Nature*, 431(7007), p.440-443.
- MacKinney, A. (1929). "Effects of forest litter on soil temperature and soil freezing in autumn and winter." *Ecology* 10(3), p. 312-321.
- Martinsson, O. (1995). "Provenance selection and stem volume production of tamarack (*Larix laricina* [DuRoi] R. Koch) in Sweden."
- Mead, D.A., (1978). Comparative height growth of eastern larch and black spruce in northwestern Ontario. *The Forestry Chronicle*, 54(6), pp.296-297.

- Milakovsky, B., Frey, B. and James, T. (2012). Carbon dynamics in the boreal forest. In *Managing forest carbon in a changing climate*, p. 109-135. Springer, Dordrecht.
- Moore, A. M. (1986). "Temperature and moisture dependence of decomposition rates of hardwood and coniferous leaf litter." *Soil Biology and Biochemistry* 18(4), p. 427-435.
- Moore, T.R., (2001). Les processus biogéochimiques liés au carbone. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador. Québec, Canada: Les Presses de l'Université Laval*, p.183-197.
- Moore, T.R. and Knowles, R. (1989). The influence of water table levels on methane and carbon dioxide emissions from peatland soils. *Canadian Journal of Soil Science*, 69(1), p.33-38.
- Moore, T.R., Trofymow, J.A., Siltanen, M. and Kozak, L.M. (2008). Litter decomposition and nitrogen and phosphorus dynamics in peatlands and uplands over 12 years in central Canada. *Oecologia*, 157(2), p.317-325.
- Moore, T.R., Trofymow, J.A., Siltanen, M., Prescott, C. and Group, C.W. (2005). Patterns of decomposition and carbon, nitrogen, and phosphorus dynamics of litter in upland forest and peatland sites in central Canada. *Canadian Journal of Forest Research*, 35(1), p.133-142.
- Moyano, F.E., Vasilyeva, N., Bouckaert, L., Cook, F., Craine, J., Curiel Yuste, J., Don, A., Epron, D., Formanek, P., Franzluebbers, A. and Ilstedt, U. (2012). The moisture response of soil heterotrophic respiration: interaction with soil properties. *Biogeosciences*, 9(3), p.1173-1182.
- Neves, E.J., Martins, E.G. and Reissmann, C.B. (2001). Deposição de serapilheira e de nutrientes de duas espécies da Amazônia [Litter and nutrient deposition in two forest tree species from Amazon]. *Embrapa Florestas-Artigo em periódico indexado (ALICE)*.
- Nisbet, E.G., Manning, M.R., Dlugokencky, E.J., Fisher, R.E., Lowry, D., Michel, S.E., Myhre, C.L., Platt, S.M., Allen, G., Bousquet, P. and Brownlow, R., 2019. Very strong atmospheric methane growth in the 4 years 2014–2017: Implications for the Paris Agreement. *Global Biogeochemical Cycles*, 33(3), p.318-342.
- Palosuo, T., Liski, J., Trofymow, J.A. and Titus, B.D. (2005). Litter decomposition affected by climate and litter quality—testing the Yasso model with litterbag

- data from the Canadian intersite decomposition experiment. *Ecological Modelling*, 189(1-2), p.183-198.
- Pâques, L.E., 1992. Performance of vegetatively propagated *Larix decidua*, *L. kaempferi* and *L. laricina* hybrids. In *Annales des sciences forestières* 49, No. 1, p. 63-74. EDP Sciences.
- Pâques, L.E. and Périnot, C., 1994. Performance à 25 ans de quelques provenances de mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) Koch) sur sols hydromorphes. In *Annales des sciences forestières* 51, No. 4, p. 357-372. EDP Sciences.
- Payette, S. and L. Rochefort (2001). *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Presses de l'Université Laval.
- Preston, C. M., Trofymow, J. A. and Working Group, T.C.I.D.E. (2000). Variability in litter quality and its relationship to litter decay in Canadian forests. *Canadian Journal of Botany*, 78(10), p.1269-1287.
- Qiu, C., Zhu, D., Ciais, P., Guenet, B. and Peng, S. (2020). The role of northern peatlands in the global carbon cycle for the 21st century. *Global Ecology and Biogeography*, 29(5), p.956-973.
- Raich, J.W., Potter, C.S. and Bhagawati, D. (2002). Interannual variability in global soil respiration, 1980–94. *Global Change Biology*, 8(8), p.800-812.
- Read, D.J., Leake, J.R. and Perez-Moreno, J. (2004). Mycorrhizal fungi as drivers of ecosystem processes in heathland and boreal forest biomes. *Canadian Journal of Botany*, 82(8), p.1243-1263.
- Rodrigo, A., Recous, S., Neel, C. and Mary, B. (1997). Modelling temperature and moisture effects on C–N transformations in soils: comparison of nine models. *Ecological Modelling*, 102(2-3), p.325-339.
- Roulet, N., Moore, T.I.M., Bubier, J. and Lafleur, P. (1992). Northern fens: methane flux and climatic change. *Tellus B*, 44(2), p.100-105.
- Rustad, L.E.J.L., Campbell, J., Marion, G., Norby, R., Mitchell, M., Hartley, A., Cornelissen, J. and Gurevitch, J., 2001. A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. *Oecologia*, 126(4), p.543-562.
- Schmidt, W.C., 1995. Around the world with *Larix*: an introduction. *Ecology and Management of Larix Forests: A Look Ahead*, p.6-10.

- Shanin, V., Juutinen, A., Ahtikoski, A., Frolov, P., Chertov, O., Rämö, J., Lehtonen, A., Laiho, R., Mäkiranta, P., Nieminen, M. and Laurén, A. (2021). Simulation modelling of greenhouse gas balance in continuous-cover forestry of Norway spruce stands on nutrient-rich drained peatlands. *Forest Ecology and Management*, 496, p.119479.
- Simola, H., Pitkänen, A. and Turunen, J. (2012). Carbon loss in drained forestry peatlands in Finland, estimated by re-sampling peatlands surveyed in the 1980s. *European Journal of Soil Science*, 63(6), p.798-807.
- Strack, M., Waddington, J.M., Turetsky, M., Roulet, N.T. and Byrne, K.A. (2008). Northern peatlands, greenhouse gas exchange and climate change. *Peatlands and climate change*, p.44-69.
- Terrier, A., Girardin, M. and Bergeron, Y. (2012). Les réservoirs de carbone en forêt boréale à l'est du Canada: acquis et incertitudes dans la modélisation face aux changements climatiques. *VertigO-la revue électronique en sciences de l'environnement*, 11(3).
- Tyrrell, L. E. and R. E. Boerner (1987). "Larix laricina and Picea mariana: relationships among leaf life-span, foliar nutrient patterns, nutrient conservation, and growth efficiency." *Canadian Journal of Botany* 65(8), p. 1570-1577.
- Wang, H., Chen, D. and Sun, X. (2019). Nutrient Allocation to Different Compartments of Age-Sequence Larch Plantations in China. *Forests*, 10(9), p.759.
- Wang, S. and S. Zhong (1995). "Ecological and Geographical Distribution of Larix and cultivation of its major species in southwestern China." In *Ecology and Management of Larix Forests: A Look Ahead: Proceedings of an International Symposium, Whitefish, Montana, USA, October 5-9, 1992*, 319, No. 2.5, p. 38-40. US Department of Agriculture, Forest Service, Intermountain Research Station.
- Wang, H., Chen, D. and Sun, X. (2019). Nutrient Allocation to Different Compartments of Age-Sequence Larch Plantations in China. *Forests*, 10(9), p.759.
- Yang, Y.S., Guo, J.F., Chen, G.S., Xie, J.S., Gao, R., Li, Z. and Jin, Z. (2005). Litter production, seasonal pattern and nutrient return in seven natural forests compared with a plantation in southern China. *Forestry*, 78(4), p.403-415.

- Yang, K., Zhu, J., Zhang, M., Yan, Q. and Sun, O.J. (2010). Soil microbial biomass carbon and nitrogen in forest ecosystems of Northeast China: a comparison between natural secondary forest and larch plantation. *Journal of Plant Ecology*, 3(3), p.175-182.
- Zhang, W., Lu, Z., Yang, K. and Zhu, J. (2017). Impacts of conversion from secondary forests to larch plantations on the structure and function of microbial communities. *Applied Soil Ecology*, 111, p.73-83.
- Ziadi N and Sen Tran T (2007). Mehlich 3-extractable elements. In: Carter MR, Gregorich EG (eds) *Soil Sampling and Methods of Analysis*, p 81–88. CRC Press.