

Trajectoire écologique des peuplements forestiers marginaux à la limite nord de leur aire de répartition au Bas-Saint-Laurent (Canada)

Auteur : Keymolen, Blandine

Promoteur(s) : Carnol, Monique; 8903

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

Année académique : 2019-2020

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/9841>

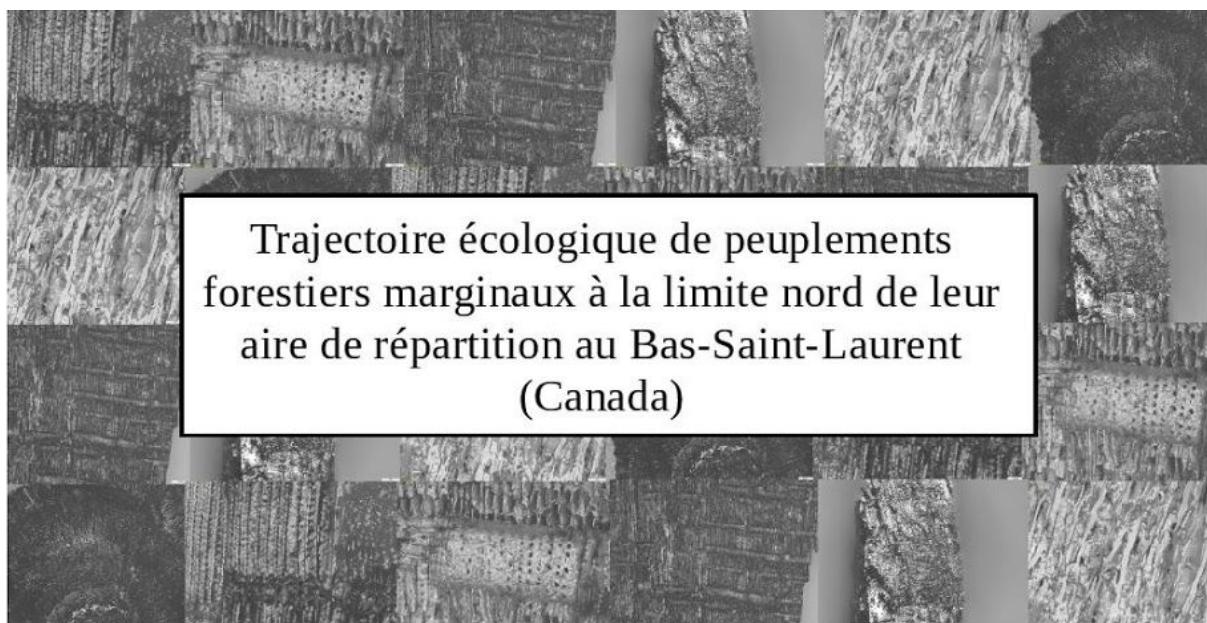
Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Faculté des Sciences de l'Université de Liège
Département de Biologie, Écologie et Évolution
UR InBioS, Laboratoire d'Écologie végétale et microbienne

Université du Québec à Rimouski
Chaire de recherche du Canada en biologie intégrative de la flore nordique



Mémoire effectué dans le but d'obtenir le grade de Master en Biologie des Organismes et Écologie à finalité spécialisée en Biologie de la Conservation : Biodiversité et Gestion

Blandine Keymolen

Promoteurs :

Monique Carnol (ULiège)

Guillaume de Lafontaine (UQAR)

Remerciements

Pour m'avoir guidée et supervisée lors de l'écriture de ce mémoire, un tout grand merci à mes promoteurs, Monique Carnol et Guillaume de Lafontaine. Merci encore Guillaume de m'avoir accueillie, fait vivre une expérience enrichissante dans ton laboratoire et de m'avoir fait rencontrer une équipe exceptionnelle.

Je ne pourrai jamais suffisamment remercier la Gang à Guillaume et Julie pour leur soutien, leur aide et les moments passés ensemble à Rimouski (à jaser, à capoter, à niaiser et à se dire que la poutine, ça fait la job).

Pour m'avoir accordé un entretien, j'aimerais remercier :

- Conservation Nature du Canada
- La Société d'écologie de la batture du Kamouraska
- L'Agence de mise en valeurs des forêts privées dans le Bas-Saint-Laurent
- Le Parc naturel du Lac-Témiscouata
- La Corporation de gestion de la certification forestière

Merci également à la direction des inventaires forestiers (MFFP), le Service Canadien des Forêts et l'équipe d'Arbres Canada pour avoir répondu à mes questions.

Merci à Nicolas et Anne-Laure pour votre suivi et votre soutien depuis le début.
Merci à Ludo dont la passion pour la botanique m'a inspirée.

Pour finir, rien de toute cette aventure n'aurait pu aboutir sans le soutien inconditionnel de ma famille et de mes amis. Certains par des mots d'encouragement, d'autres par la lecture de ce mémoire et des commentaires émis : ils se reconnaîtront et je les remercie également pour tout.

J'aimerais dédier ce travail à mon père, qui aurait été fier de mon parcours et de son aboutissement.

Résumé

Trajectoire écologique de peuplements forestiers marginaux à la limite nord de leur aire de répartition au Bas-Saint-Laurent (Canada)

Blandine Keymolen - Août 2020

Laboratoire de la Chaire de recherche du Canada en biologie intégrative de la flore nordique

Laboratoire d'Écologie végétale et microbienne

Promoteurs : Monique Carnol (ULiège) et Guillaume de Lafontaine (UQAR)

Les effets des changements climatiques actuels sur la distribution et l'abondance des espèces sont matière à discussion. En particulier pour les populations marginales, qui se situent à leurs limites de répartition, les changements climatiques actuels pourraient mener à leur extinction, maintien ou dispersion. Dans le Bas-Saint-Laurent, il existe plusieurs espèces d'arbres dont la limite nord de leur répartition s'étend dans la région. Ces populations sont isolées, rares et la répartition de leur espèce résulte de la dynamique historique dans le contexte des changements climatiques du Quaternaire. Ces populations marginales représentent des avant-postes de colonisation de leur espèce. L'étude de leur dynamique passée en comparaison avec leur état actuel permet d'évaluer si ces peuplements à haute valeur de conservation sont en déclin, en expansion ou restent relativement stables. L'étude se concentre sur trois espèces forestières tempérées dont les populations marginales sont présentes dans la région : le frêne noir (*Fraxinus nigra* Marsh.), le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrn.) et le chêne rouge d'Amérique (*Quercus rubra* L.). La composition forestière des peuplements a été caractérisée par l'abondance des tiges d'arbres, leur état, leur distribution dans des classes de diamètre, l'abondance de leur régénération et l'inventaire végétal des différents sites. La composition forestière passée a été caractérisée grâce au charbon de bois de l'horizon minéral qui a été extrait du sol, traité et identifié. Des contacts avec des organismes de conservation ont également été établis afin d'évaluer la valeur de conservation de ces peuplements. Les analyses ont permis d'établir que les 2 sites contenant le frêne noir sont dominés par celui-ci et que les peuplements sont relativement stables. Le site contenant le hêtre est en déclin, malgré sa présence dans le registre fossile. Le site contenant le chêne forme un peuplement stable dont la présence est également confirmée dans le registre fossile. La composition forestière passée des 4 sites montre une plus grande proportion de conifères que dans la composition actuelle, démontrant un remplacement des forêts de conifères par les feuillus sur ces sites. Enfin, les populations marginales ne sont pas une priorité de conservation pour les divers organismes de conservation mais pourraient être intégrées dans des mesures de conservation existantes (couloirs migratoires, revégétalisation) dans le cas où d'autres peuplements marginaux sont en déclin. Des études localisées sur la ligne de front de colonisation permettraient de mieux évaluer cette nécessité de conservation.

Table des matières

Liste des figures.....	5
Liste des tableaux.....	6
Liste des abréviations.....	6
1. Introduction.....	8
1.1. Contexte général.....	8
1.2. Les peuplements forestiers marginaux au Bas-Saint-Laurent.....	11
1.3. La conservation forestière au Bas-Saint-Laurent.....	12
1.4. Analyse macrofossile du charbon de bois.....	12
1.5. Description des espèces d'étude.....	14
1.5.1. Le frêne noir (<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.).....	14
1.5.2. Le hêtre à grandes feuilles (<i>Fagus grandifolia</i> Ehrn.).....	15
1.5.3. Le chêne rouge d'Amérique (<i>Quercus rubra</i> L.).....	17
1.6. Objectifs.....	19
2. Matériel et méthodes.....	20
2.1. Sites d'étude.....	20
2.1.1. Témiscouata - Frêne noir (TEM-FRN).....	22
2.1.2. Touladi - Frêne noir (TOU-FRN).....	23
2.1.3. Mont Pelé - Hêtre à grandes feuilles (PEL-HGF).....	23
2.1.4. Amphithéâtre - Chêne rouge d'Amérique (AMP-CHR).....	23
2.2. Les relevés de végétation.....	23
2.2.1. Etablissement du quadrat d'étude.....	24
2.2.2. Mesure du diamètre à hauteur de poitrine des arbres (DHP en cm)....	24
2.2.3. Recensement de la régénération.....	24
2.2.4. Caractérisation de la végétation.....	24
2.3. Extraction et analyse du charbon.....	25
2.3.1. Échantillonnage et extraction du charbon.....	25
2.3.2. Préparation du charbon à l'identification.....	26
2.4. Traitement des données.....	27
2.4.1. Composition forestière actuelle.....	27
2.4.2. Composition forestière passée.....	28
2.5. Prise de contact et interview des acteurs de la conservation forestière.....	34
3. Résultats.....	36
3.1. Composition forestière actuelle.....	36
3.1.1. Témiscouata - Frêne noir (TEM-FRN).....	36
3.1.2. Touladi - Frêne noir (TOU-FRN).....	39
3.1.3. Mont Pelé - Hêtre à grandes feuilles (PEL-HGF).....	42
3.1.4. Amphithéâtre - Chêne rouge d'Amérique.....	46
3.1.5. Inventaire de la végétation.....	49
3.2. Composition forestière passée.....	50
3.2.1. Témiscouata - Frêne noir (TEM-FRN).....	51
3.2.2. Touladi - Frêne noir (TOU-FRN).....	52
3.2.3. Mont Pelé - Hêtre à grandes feuilles (PEL-HGF).....	52
3.2.4. Amphithéâtre - Chêne rouge d'Amérique (AMP-CHR).....	56

3.3. Rôles des acteurs impliqués dans la conservation forestière.....	58
4. Discussion.....	60
4.1. Composition et stabilité des peuplements actuels.....	60
4.1.1. Les peuplements de frêne noir.....	60
4.1.2. Le peuplement de hêtre à grandes feuilles.....	61
4.1.3. Le peuplement de chêne rouge d'Amérique.....	61
4.2. Origine des peuplements marginaux.....	62
4.2.1. Les peuplements de frêne noir.....	63
4.2.2. Le peuplement de hêtre à grandes feuilles.....	63
4.2.3. Le peuplement de chêne rouge d'Amérique.....	63
4.3. Rôle des acteurs impliqués dans la conservation des peuplements marginaux....	64
5. Conclusion et perspectives.....	65
6. Bibliographie.....	66
7. Annexes.....	73

Liste des figures

Figure 1. Modèle représentant les réponses biogéographiques d'une espèce végétale dans le contexte des changements climatiques.

Figure 2. Charbon de bois de l'horizon minéral (Romain Claudepierre 2020).

Figure 3. Feuille et tronc du frêne noir (Gouvernement du Canada 2015).

Figure 4. Carte de distribution du frêne noir au Canada et au nord des Etats-Unis (Gouvernement du Canada 2015, modifié).

Figure 5. Feuilles et faînes du hêtre à grandes feuilles (Gouvernement du Canada 2015).

Figure 6. Carte de distribution du hêtre à grandes feuilles au Canada et au nord des Etats-Unis (Gouvernement du Canada 2015, modifié).

Figure 7. Plantule de chêne rouge d'Amérique (Blandine Keymolen, août 2019).

Figure 8. Carte de distribution du chêne rouge d'Amérique au Canada et au nord des Etats-Unis (Gouvernement du Canada 2015, modifié).

Figure 9. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec (Grondin 1999, modifié).

Figure 10. Carte de l'emplacement des sites d'étude dans le Bas-Saint-Laurent, Canada (Google Maps 2020).

Figure 11. Schéma représentant le site d'échantillonnage de TEM-FRN.

Figure 12. Les trois types de sections nécessaires à la description du xylème secondaire (Raven et al. 2014).

Figure 13. Les 3 plans anatomiques du bois d'angiospermes (modifié par Julie Morin-Rivat, communication personnelle).

Figure 14. Coupe au microscope optique du frêne noir dans le plan radial (InsideWood 2004).

Figure 15. Coupe au microscope optique du frêne noir dans le plan tangentiel (InsideWood 2004).

Figure 16. Coupe au microscope optique du hêtre à grandes feuilles dans le plan radial (InsideWood 2004).

Figure 17. Coupe au microscope optique du chêne rouge d'Amérique dans le plan radial (InsideWood 2004).

Figure 18. Abondance relative des tiges d'arbres, leur surface terrière relative et l'abondance de leur régénération, dont le diamètre à hauteur de poitrine est supérieur à 2 cm, par hectare en TEM-FRN (n=980).

Figure 19. Structure de taille du frêne noir par hectare en TEM-FRN, représentée par l'abondance des tiges par hectare dans des classes de DHP de 2 cm (n=900)

Figure 20. Structure de taille du bois mort (n=540) et du bois vivant (n=360) du frêne noir par hectare en TEM-FRN.

Figure 21. Abondance relative des tiges d'arbres, leur surface terrière relative et l'abondance de leur régénération, dont le diamètre à hauteur de poitrine est supérieur à 2 cm, par hectare en TOU-FRN (n=1880).

Figure 22. Structure de taille du frêne noir par hectare en TOU-FRN, représentée par le nombre de tiges par hectare dans des classes de DHP de 2 cm (n=1760).

Figure 23. Structure de taille du bois mort (n=340) et du bois vivant (n=1420) du frêne noir par hectare en TOU-FRN.

Figure 24. Abondance relative des tiges d'arbres (a), leur surface terrière relative (b) et l'abondance relative de leur régénération (c), dont le diamètre à hauteur de poitrine est

supérieur à 2 cm, par hectare en PEL-HGF (n=6580).

Figure 25. Structure de taille du hêtre à grandes feuilles (n=90) et du sapin baumier (n=2130) en PEL-HGF, représentée par le nombre de tiges par hectare dans des classes de DHP de 2 cm..

Figure 26. Structure de taille du sapin baumier, son bois mort (n=320) et son bois vivant (n=1810) ; et du hêtre à grandes feuilles, son bois mort (n=10) et son bois vivant (n=80) par hectare en PEL-HGF.

Figure 27. Abondance relative des tiges d'arbres (a), leur surface terrière relative (b) et l'abondance relative de leur régénération (c), dont le diamètre à hauteur de poitrine est supérieur à 2 cm, par hectare en AMP-CHR (n=3620).

Figure 28. Structure de taille de l'érable à sucre (n=1240), du chêne rouge d'Amérique (n=100), du peuplier faux tremble (n=680) et du sapin baumier (n=940) en AMP-CHR par hectare, représentée par le nombre d'individus.

Figure 29. Structure de taille de l'érable à sucre, son bois mort (n=420) et son bois vivant (n=820) ; du chêne rouge d'Amérique, son bois mort (n=20) et son bois vivant (n=80) ; du peuplier faux tremble, son bois mort (n=120) et son bois vivant (n=560); et du sapin baumier, son bois mort (n=40) et son bois vivant (n=900) par hectare en AMP-CHR.

Figure 30. Analyses en composantes principales de l'abondance des espèces de l'inventaire végétal selon les sites.

Figure 31. (a) Nombre de charbons total par point d'échantillonnage en TEM-FRN (n=813) et (b) masse totale du charbon par point d'échantillonnage.

Figure 32. (a) Nombre de charbons total par point d'échantillonnage en PEL-HGF (n=138) et (b) masse totale du charbon par point d'échantillonnage.

Figure 33. Abondance des taxons des charbons identifiés en PEL-HGF (n=24).

Figure 34. Coupe transversale du charbon PEL-HGF-4-4-2 (Blandine Keymolen 2019).

Figure 35. Coupe tangentielle du charbon PEL-HGF-4-4-2 (Blandine Keymolen 2019).

Figure 36. (a) Nombre de charbons total par point d'échantillonnage en AMP-CHR (n=1101) et (b) masse totale du charbon par point d'échantillonnage.

Figure 37. Abondance des taxons des charbons identifiés en AMP-CHR (n=36).

Liste des tableaux

Tableau 1. Résumé des critères anatomiques servant à l'identification des espèces d'étude.

Tableau 2. Abondance des tiges, surface terrière et abondance de la régénération des arbres par hectare en TEM-FRN.

Tableau 3. Abondance des tiges, surface terrière et abondance de la régénération des arbres par hectare en TOU-FRN.

Tableau 4. Abondance des tiges, surface terrière et abondance de la régénération des arbres par hectare en PEL-HGF.

Tableau 5. Abondance des tiges, surface terrière et abondance de la régénération des arbres par hectare en AMP-CHR.

Liste des abréviations

ACP = Analyse en Composantes Principales

AMP-CHR = Amphithéâtre - Chêne rouge d'Amérique

BOB = Bouleau blanc

BSL = Bas-Saint-Laurent

CGCBSL = Corporation de gestion de la certification forestière du Bas-Saint-Laurent

CHR = Chêne rouge d'Amérique

CNC = Conservation de la nature au Canada

DHP = Diamètre à hauteur de poitrine

EPB = Épinette blanche

EPN = Épinette noire

ERP = Érable de Pennsylvanie

ERR = Érable rouge

ERS = Érable à sucre

FRA = Frêne d'Amérique

FRN = Frêne noir

FRP = Frêne de Pennsylvanie

FSC = Forest Stewardship Council

HGF = Hêtre à grandes feuilles

MFFP = Ministère de la Faune, de la Forêt et des Parcs

PB = Pin blanc

PEL-HGF = Mont Pelé - Hêtre à grandes feuilles

PFT = Peuplier faux tremble

PGD = Peuplier à grandes dents

PR = Pin rouge

SAP = Sapin baumier

SEBKA = Société d'écologie de la batture du Kamouraska

Sépaq = Société des établissements de plein air du Québec

TEM-FRN = Témiscouata - Frêne noir

TOU-FRN = Touladi - Frêne noir

1. Introduction

1.1. Contexte général

Les effets des changements climatiques actuels sur la distribution et l'abondance des espèces sont actuellement matière à discussion dans le monde scientifique. C'est le cas notamment pour les espèces végétales dont la distribution actuelle est expliquée par leur dynamique historique dans le contexte des changements climatiques du Quaternaire (Crawford 2009 ; David & Shaw 2001 ; Jackson & Overpeck 2000). La pression environnementale causée par les changements climatiques contemporains provoque chez les populations végétales des réponses similaires à celles du Quaternaire. Ces réponses (Figure 1) se résument par l'adaptation locale des populations dans leur milieu changeant, leur extirpation locale, voire leur extinction à l'échelle de l'espèce ou leur migration vers un milieu propice à leur survie (Aitken et al. 2008 ; Bellard et al. 2012 ; de Lafontaine et al. 2018 ; Jackson & Overpeck 2000). D'ailleurs, des phénomènes de migration d'espèces forestières vers de plus hautes altitudes (Arekhi et al. 2008 ; Du et al. 2018 ; Savard & Payette 2013) ou migrant vers le nord de leur répartition ont déjà été observées et étudiées sur plusieurs continents (Abrams & Nowacki 2019 ; Barbata & Peñuelas 2017 ; Boisvert-Marsh et al. 2019 ; Jules et al. 2018 ; Leithead et al. 2010). Cependant, des réponses importantes des espèces aux changements climatiques peuvent provenir des populations marginales, qui se situent sur leurs limites de répartition. Ce sont des petites populations isolées du cœur de la distribution situées aux limites de tolérance de leur espèce aux conditions abiotiques du milieu (le climat, l'altitude, la latitude etc.). Elles représentent ainsi les limites de la niche écologique de l'espèce et celles de leur capacité d'adaptation locale au milieu (Crawford 2009 ; Sexton et al. 2009). Les populations marginales sont importantes pour le maintien des espèces végétales car elles forment des avant-postes à partir desquels une population peut amorcer sa migration lors d'un changement du climat. En plus de cette valeur biogéographique, les sites présentant des populations marginales ont une haute valeur de conservation grâce à leur composition floristique particulière (Crawford 2009 ; Hardie & Hutchings 2010 ; Sexton et al. 2009). En effet, les populations marginales se situant souvent dans une zone de transition entre deux biomes ou deux écosystèmes, la biodiversité est typique de cette zone et rassemble celle des deux biomes. Cette zone de transition, l'écotone, subit une tension écologique due à sa situation biogéographique qui fait de l'écotone un milieu très compétitif. Ainsi, des perturbations dans ce type de milieu donne des opportunités de colonisation aux populations marginales confrontées aux conditions de stress (Crawford 2009 ; Hardie & Hutchings 2010 ; Leithead et al. 2010 ; Solarik et al. 2018).

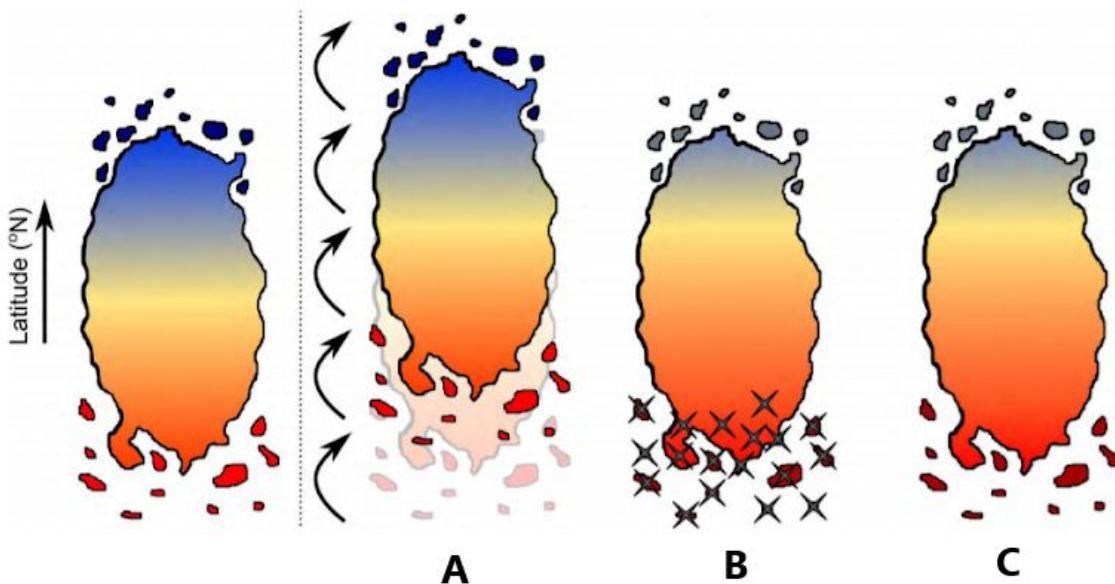


Figure 1. Modèle représentant les réponses biogéographiques d'une espèce végétale dans le contexte des changements climatiques. Le gradient de couleur désigne les différences de climat au sein de la répartition : un climat plus chaud à la limite sud (rouge) vers un climat plus froid à la limite nord (en bleu). (a) Migration vers le nord. Les flèches représentent les flux de gènes par la dispersion du pollen ou des graines. (b) Extirpation à la limite sud. (c) Adaptation locale au milieu changeant (Guillaume de Lafontaine, communication personnelle).

Les populations marginales se distinguent des populations au cœur de la distribution de l'espèce de diverses façons. Théoriquement, elles ont une plus faible abondance des individus qui les composent et elles ont généralement une plus faible variabilité génétique ce qui, par conséquent, réduirait leur fitness (succès reproducteur) et leur capacité de dispersion. Cette tendance s'accroît davantage avec l'isolement des populations marginales par rapport aux populations centrales. (Davis and Shaw 2001 ; Hardie & Hutchings 2010 ; Sexton et al. 2009). Les caractéristiques énoncées concernant les populations marginales insinuent qu'elles seraient en plus grand danger d'extinction que les populations centrales (Hardie & Hutchings 2010 ; Mittelbach et al. 2007). Cependant, les auteurs divergent sur le sujet de la variabilité génétique et de la vulnérabilité des populations marginales (Arehki et al. 2018 ; Vucetich & Waite 2001 ; Solarik et al. 2018). Bien que les populations périphériques vivent typiquement dans des milieux plus stressants que les populations centrales, le fait de s'être adapté à ces milieux leur donne la capacité d'y persister. Les génotypes qui découlent de cette adaptation permettraient aux populations marginales de faire preuve d'une plus grande résilience et de coloniser de nouveaux milieux (Hardie & Hutchings 2010 ; Sexton et al. 2009 ; Solarik et al. 2018). Malgré les études sur la dynamique des marges de la répartition des espèces et leurs réponses aux changements climatiques, il est difficile de prévoir avec exactitude comment les populations forestières, et plus particulièrement les peuplements marginaux, vont faire face aux changements climatiques. Un changement trop rapide du climat entraînera certainement, et a déjà entraîné par le passé, l'extinction de beaucoup d'espèces (Clark et al 2003 ; Davis & Shaw 2001 ; Truax et al. 2018 ; Zhu et al. 2012). En effet, on estime le taux de migration des arbres américains thermophiles de moins de 100 m par an (McLachlan et al. 2005 ; Petit et al. 2008) contrairement à d'autres estimations plus optimistes : de 50 à 500 m par an (Taberlet 1998), alors qu'il faudrait un taux au moins 10 fois plus élevé pour contrer les changements

climatiques (Davis & Shaw 2001 ; Kremer et al. 2012 ; McKenney et al. 2007 ; Zhu et al. 2012). Pour tenter de prévoir les distributions futures, divers modèles prédictifs ont été mis en place selon les différents scénarios des changements climatiques afin de visualiser l'étendue des migrations des espèces forestières (Arehki et al. 2018 ; Elzein et al. 2020). Ces modèles permettent de visualiser les habitats favorables à la colonisation de populations venant du sud ou de plus faible altitude. Cependant, il est difficile d'établir avec certitude si ces populations seront capables d'atteindre les habitats favorables à leur survie. Outre les difficultés liées à la fragmentation des habitats, l'exploitation forestière et la capacité de dispersion des forêts, on ne peut pas encore évaluer si les populations marginales forestières sont en état de s'étendre vers le nord. L'étude de leur passé biogéographique permet d'apporter des informations essentielles à la capacité des forêts de migrer.

Les limites de la répartition des espèces, représentées par ses populations marginales, ont évolué au cours du temps (Sexton et al. 2009). A l'échelle de l'Holocène, la période interglaciaire actuelle qui a débutée il y a 11 700 ans, de grandes migrations d'espèces végétales ont eu lieu en Amérique du Nord (de Lafontaine and Payette 2010 ; Napier et al. 2019 ; Payette et al. 2017), en Europe (Karlsson et al. 2007 ; Valsecchi 2008) et en Asie (Du et al. 2018). Faisant suite à une période glaciaire (Pléistocène) durant laquelle les espèces ont trouvé refuge à de plus faibles latitudes, l'Holocène a permis l'expansion vers le nord de nombreuses espèces forestières tempérées (Taberlet et al. 1998 ; Talon et al. 2005 ; Williams et al. 2004 ; Wang et al. 2015) et boréales (de Lafontaine & Payette 2011 ; Payette et al. 2017). Au cours de l'Holocène, les entités dynamiques que sont les biomes se sont réorganisés en fonction des changements climatiques globaux : un réchauffement global durant la première moitié de sa période qui est suivi par un refroidissement. Ces phénomènes ont eu un impact significatif sur la distribution et la composition de la végétation (Malmsheimer et al. 2008 ; Mc Kenney et al. 2007 ; Périé et al. 2014 ; Williams et al 2004). Par exemple, en étudiant l'origine du pin gris (*Pinus banksiana*) au sud-est du Québec, Payette et al. (2017) ont montré que les populations restantes sont des reliques du passage de l'espèce lors de la migration postglaciaire au début de l'Holocène dans la région. D'autres conifères comme le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), le thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.) et l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) ont connu une histoire biogéographique et une origine similaires dans le nord-est de l'Amérique du Nord (Couillard et al. 2013 ; de Lafontaine and Payette 2010 ; Jules et al. 2018 ; Paul et al. 2014). Ces exemples mettent en lumière la dynamique holocène de certaines espèces grâce à l'histoire biogéographique de leurs peuplements marginaux. L'étude de leur dynamique passée en comparaison avec leur état actuel permet également d'évaluer si ces peuplements à haute valeur de conservation sont en déclin, en expansion ou restent relativement stables.

1.2. Les peuplements forestiers marginaux au Bas-Saint-Laurent

Le Bas-Saint-Laurent au sud-est du Québec, est situé dans un écotone, une zone de transition entre le biome tempéré et le biome boréal. Localement, on rencontre des populations marginales et isolées d'espèces situées plus au nord dans la matrice boréale ou plus au sud dans la matrice tempérée. Du point de vue de la biodiversité locale, ces espèces et certains milieux particuliers qui y sont associés sont rares (Lavoie 2010). La plupart des études de la dynamique forestière et sa conservation se concentrent principalement sur les résineux du biome boréal. En effet, ce biome est l'un des plus impactés par le réchauffement global, l'environnement s'y réchauffe presque 2 fois plus rapidement qu'au niveau mondial (Cohen et al. 2019 ; Zhang et al., 2019). Parmi les résineux étudiés, l'histoire holocène du sapin baumier et de l'épinette blanche est bien documentée (Couillard et al. 2012, de Lafontaine et al. 2010 de Lafontaine & Payette 2010 ; Jules et al. 2018 ; Paul et al. 2014). Ces espèces, souvent associées, sont des reliques d'anciennes populations holocènes plus étendues dont la composition a changé dans le Bas-Saint-Laurent. Des peuplements dominants de sapin baumier subsistent dans la région grâce à la faible fréquence de feux naturels. Supportant mieux les feux naturels et le climat plus froid du nord, la tendance s'inverse dans les régions nordiques avec la dominance de l'épinette blanche. Les limites sud de répartition des espèces mentionnées ne se situent pas particulièrement dans le Bas-Saint-Laurent mais plutôt dans le nord des Etats-Unis. Par contre, des populations marginales d'autres conifères peuvent être trouvées dans la région. Dans sa limite sud, le pin gris se maintient actuellement dans des refuges écologiques dont les conditions environnementales sont localement propices à sa croissance, comme au sommet de monadnocks (des îlots rocheux d'origine cambrienne composés principalement de quartzite) (Davis et al 2001 ; Payette et al. 2017). Dans le contexte des changements climatiques, l'espèce semble s'extirper de la région. Dans leurs limites nord, le Thuya occidental et la pruche du Canada (*Tsuga canadensis*) (Paul et al. 2014 ; Payette et al. 2015 ; Williams et al. 2014) persistent dans la région au travers de petits peuplements isolés. Les pins blanc (*Pinus strobus*) et rouge (*Pinus resinosa*) sont des espèces dont des populations marginales à la limite nord de leur aire de répartition (Leithead et al. 2010) subsistent aussi dans la région (Gouvernement du Canada 2015). Parmi les populations de feuillus, l'érable à sucre (*Acer saccharum*) et l'érable rouge (*Acer rubrum*) ont des populations qui rencontrent les limites nord de l'espèce au niveau de la région (Boisvert-Marsh et al. 2019 ; Payette et al. 2015)

Actuellement, la dynamique forestière au BSF est principalement régie par l'exploitation humaine, les phénomènes de chablis (ouverture de la canopée suite à la chute d'un arbre) et les invasions d'insectes ravageurs. Dans une moindre mesure, la dynamique forestière est menée par les feux de forêts naturels dont la fréquence est fortement réduite depuis la seconde moitié de l'Holocène (Abrams 2019 ; Elzein et al. 2020 ; Lavoie & Gagnon 2010). Les feux de forêts naturels sont des perturbations, qui contribuent de façon importante aux changements de composition forestière. Ils ouvrent le milieu pour les espèces peu compétitives et pionnières de milieux perturbés (Couillard et al. 2013 ; Elzein et al. 2020) et stimulent la reproduction des espèces pyrophiles, comme le pin gris (Crawford 2009). Dans le contexte des changements climatiques, la fréquence et la sévérité des feux risque d'augmenter à cause de la sécheresse provoquée, de la diminution des précipitations et de la

sévérité des vents violents (Bush et al. 2019 ; Cohen et al. 2019 ; Johnston et al. 2020 ; Parisien et al. 2020).

1.3. La conservation forestière au Bas-Saint-Laurent

Depuis la colonisation, la dynamique forestière au BSL est plus fortement impactée par l'exploitation humaine pour le bois, l'agriculture (la sève dans le cas de l'érable à sucre notamment) et l'utilisation des terres. L'ensemble des forêts de la région aurait été coupé au moins une fois ; on y trouve donc pas de forêts primaires (Lavoie & Gagnon 2010). Parmi les perturbations naturelles citées, les invasions d'insectes ravageurs comme la tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) exacerbent les effets produits par l'exploitation forestière. Le type de gestion forestière qui a été mis en place depuis la colonisation via les rotations courtes et les plantations monospécifiques a été défavorable aux écosystèmes forestiers (Bergeron et al. 2017 ; Boucher et al. 2008 ; Lavoie & Gagnon 2010). De ce fait, les forêts ont subi une perte importante de biodiversité et de résilience aux perturbations : les forêts occupent de plus petites surfaces moins connectées entre elles, elles sont plus jeunes (la majorité des forêts au BSL ont moins de 100 ans) et leur structure interne est moins complexe (Boucher et al. 2008 ; Lavoie & Gagnon 2010).

Depuis les années 90, le Gouvernement canadien a adopté des lois pour promouvoir l'aménagement durable des forêts canadiennes et met en place des plans d'action de développement durable des écosystèmes forestiers dans les territoires publics sur base des normes FSC (Forest Stewardship Council). Les objectifs de protection et de mise en valeur des milieux forestiers sont axés sur la conservation du sol et de l'eau, la conservation de la biodiversité et les exigences sociales et économiques. Les plans d'aménagement durable des forêts pour la conservation de la biodiversité priorise des actions en vue de maintenir les forêts mûres (de plus de 80 ans) et anciennes, de répartir les coupes de bois et de moduler les éclaircies afin de s'adapter à l'écologie du site, de protéger les espèces menacées et vulnérables et finalement, de conserver le bois mort (Anger et al. 2009) et les chicots (arbres morts debouts) (Gouvernement du Canada 2006). Les statuts de protection peuvent être attribués à des espèces rares ou vulnérables mais aussi à des écosystèmes comme les écosystèmes forestiers exceptionnels, octroyés par le Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (Moreau 2018). Les actions de conservation menées sur les territoires privés sont agencées principalement par divers organismes de conservation ou par les propriétaires eux-mêmes.

1.4. Analyse macrofossile du charbon de bois

Il existe diverses méthodes permettant d'étudier la structure forestière passée d'un peuplement : les études polliniques et tout particulièrement l'étude des événements de feux via l'extraction du charbon de bois du sol forestier (Talon et al. 2005). Le charbon de bois (Figure 2) obtenu par la combustion de bois en absence d'oxygène, est un outil paléologique

dont l'étude permet l'analyse de l'occurrence des feux grâce à l'analyse du ^{14}C (de Lafontaine et al. 2011 ; de Lafontaine and Asselin 2011), de la biomasse passée (Abrams 2019) et de la composition forestière passée (Payette et al. 2012 ; Couillard et al. 2018). C'est un macrofossile qui garde après sa combustion une structure anatomique propre à l'arbre dont il provient et que l'on peut identifier à l'échelle microscopique (Wheeler 2011 ; Robichaud et al. 2012). Le charbon de bois est particulièrement résistant à la fragmentation physique et aux altérations chimiques dans l'horizon minéral du biome boréal grâce à sa densité, aux structures chimiques aromatiques dont il est composé et à la nature du sol. De plus, les particules de charbon de bois de moins de 2 mm se déplacent très peu dans le sol minéral à l'échelle de l'Holocène (de Lafontaine and Payette 2011 ; de Lafontaine and Asselin 2011 ; Frégeau et al. 2015 ; Talon et al 2005). Cela fait du charbon de bois un outil précis et fiable dans l'étude de la composition forestière passée.

Il ne semble pas y avoir de corrélation entre la masse ou l'abondance des charbons et l'intensité des feux ou la période depuis le dernier feu. Surtout en tenant compte du fait qu'un feu peut consumer une partie des charbons déjà présents sur et dans le sol (Ohlson & Tryterud 2000 ; Ohlson et al. 2009).

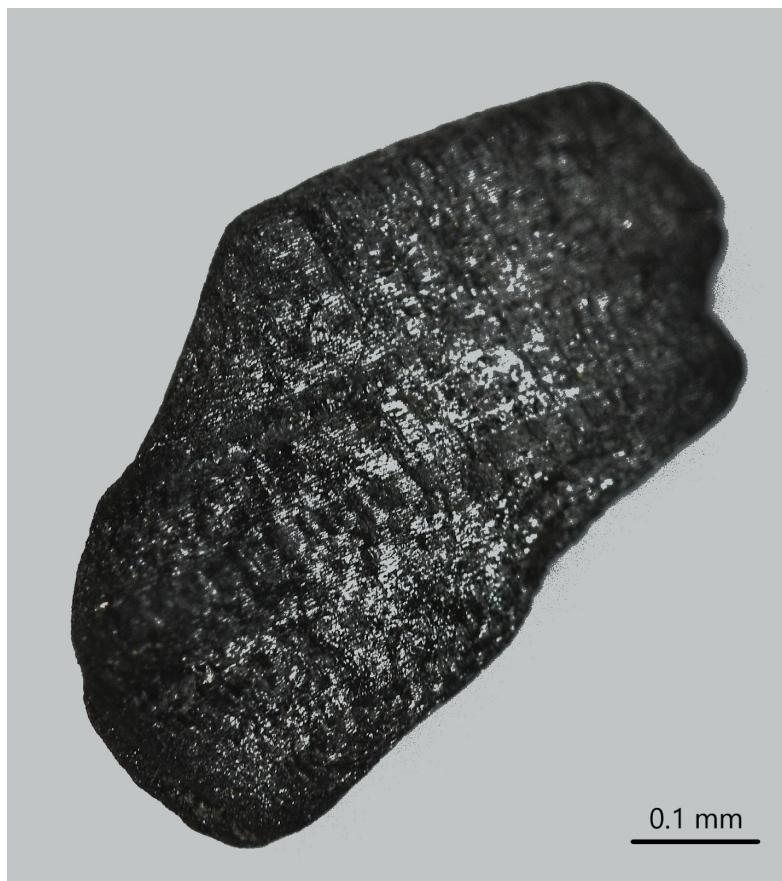


Figure 2. Charbon de bois de l'horizon minéral (Romain Claudepierre 2020).

1.5. Description des espèces d'étude

1.5.1. Le frêne noir

Le frêne noir se distingue par ses feuilles composées et pennées portant 7 à 11 folioles (Figure 3). Ces dernières sont allongées, ovales, sessiles et des touffes de poils peuvent être observées à leur base. Cet arbre est tolérant aux sols gorgés d'eau, il peut donc s'établir au bord des points d'eau ou des marécages (Farrar 1996 ; Prasad et al. 2007).



Figure 3. Feuille et tronc du frêne noir (Gouvernement du Canada 2015).

Le frêne pousse généralement dans des lieux où les périodes de feux sont rares car ils n'y survivent pas. Les peuplements purs de l'espèce existent dans la région (Figure 4), mais elle est généralement associée à d'autres essences comme l'épinette noire (*Picea mariana*) et le sapin baumier (*Abies balsamea*) (Farrar 1996 ; Prasad et al. 2007-ongoing). En 2018, le frêne était considéré comme une espèce sauvage en péril au Québec d'après le Gouvernement du Canada. Cette espèce subit un taux de mortalité élevé, en partie à cause des changements climatiques, mais aussi à cause des invasions de l'agrise du frêne (*Agrilus planipennis*) (Bush et al. 2019).

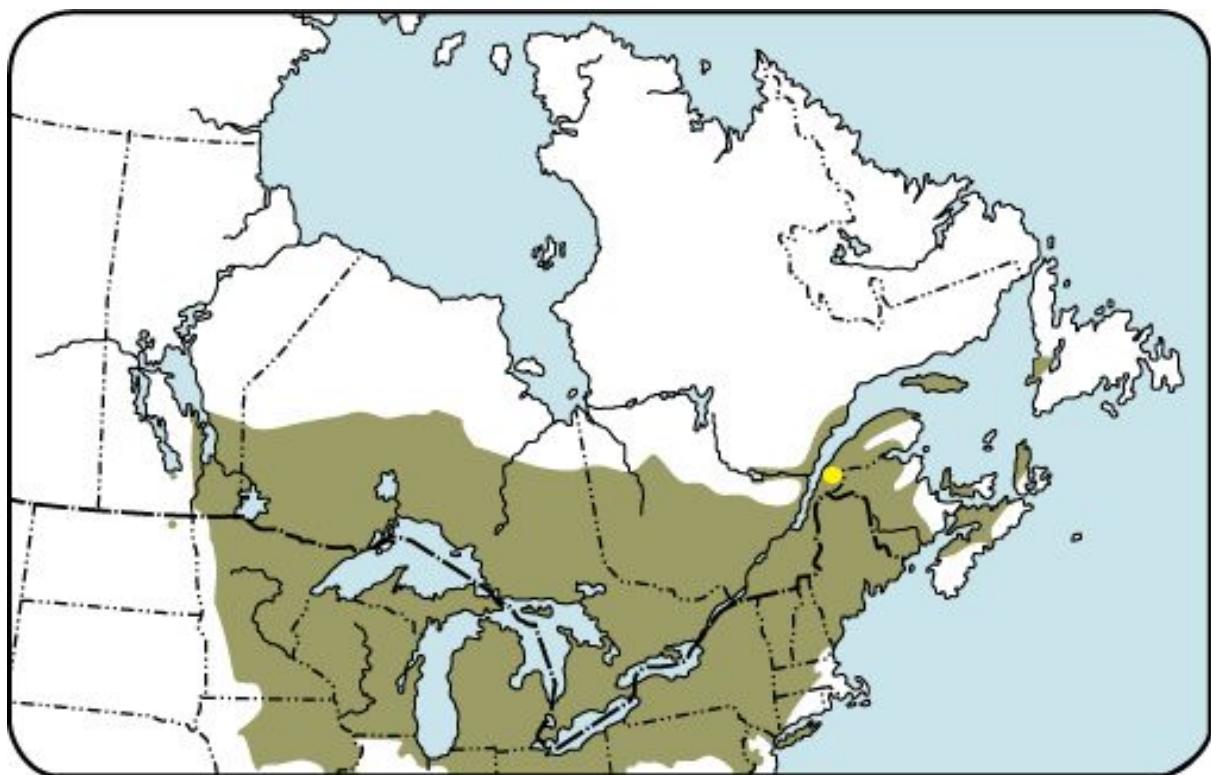


Figure 4. Carte de distribution du frêne noir au Canada et au nord des Etats-Unis. Les sites TEM-FRN et TOU-FRN sont représentés par le point jaune (Gouvernement du Canada 2015, modifié).

1.5.2. Le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrn.)

Les feuilles du hêtre à grandes feuilles sont similaires à celles du hêtre commun (*Fagus sylvatica*) des régions occidentales européennes, avec ses feuilles simples, alternes, acuminées et ovales (Figure 5). Comparativement au hêtre européen, les feuilles du hêtre canadien sont presque deux fois plus grandes, plus allongées et elles sont dentées plutôt que crénelées. L'écorce lisse et grise du hêtre à grandes feuilles est tout aussi reconnaissable sur le terrain que celle du hêtre commun. A cause de la finesse de cette dernière et des grosses racines superficiellement plantées dans le sol, l'arbre est plus sensible aux feux de forêts que ses congénères pyrophiles. (Farrar 1996 ; Prasad et al. 2007)



Figure 5. Feuilles et faînes du hêtre à grandes feuilles (Gouvernement du Canada 2015).

Ces arbres se trouvent habituellement sur les versants humides mais bien drainés, les basses terres fertiles, donc des milieux mésiques où l'apport d'humidité est bien équilibré. Cela ne les empêche pas de supporter des conditions plus xériques malgré qu'elles soient sous-optimales pour leur croissance (Wang et al., 2015 ; Prasad et al. 2007-ongoing).

L'espèce tolère bien l'ombre, et supporte donc la compétition avec d'autres essences dont l'érable à sucre (*Acer saccharum*) avec lequel il est souvent associé. Au sud-ouest du Québec, dans la région des Grands Lacs, on peut retrouver le hêtre associé au Thuya canadien (*Tsuga canadensis*), une des 10 espèces de résineux du milieu boréal de l'Amérique du Nord, avec qui il partage une écologie et des stratégies adaptatives semblables (Wang et al. 2015 ; Payette et al. 2015 ; Williams et al. 2004). Comme son congénère des Grands Lacs, la dynamique à petite échelle du hêtre dans cette région est principalement due aux phénomènes de chablis (Payette et al 2015).

Le hêtre à grande feuilles, comme le hêtre commun d'Europe, est une espèce de fin de succession de la dynamique forestière (Rey et al. 2019). Il est d'ailleurs courant de retrouver le hêtre à grandes feuilles dans des forêts matures et climaciques (Payette et al. 2015) (Figure 6).

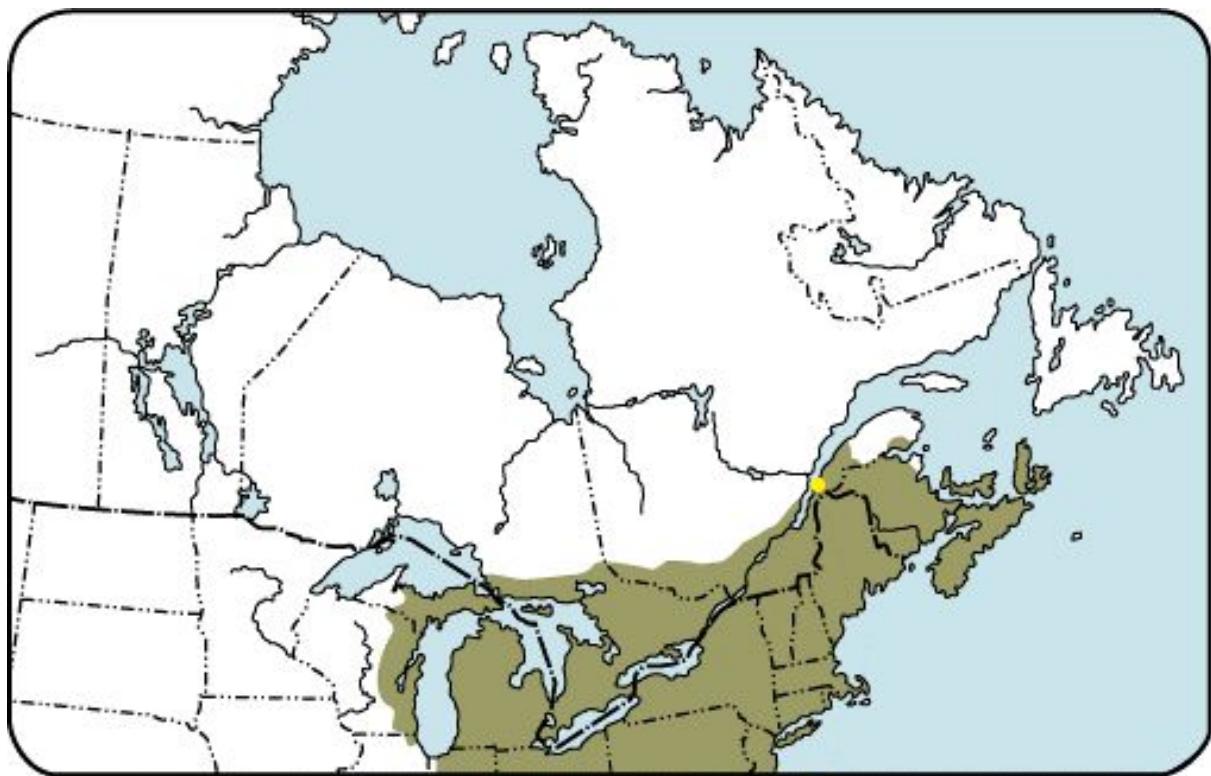


Figure 6. Carte de distribution du hêtre à grandes feuilles au Canada et au nord des Etats-Unis. Le site PEL-HGF est représenté par le point jaune (Gouvernement du Canada 2015, modifié).

1.5.3. Le chêne rouge d'Amérique (*Quercus rubra* L.)

Bien que l'écorce crevassée du chêne soit un caractère souvent observé, il a d'abord un aspect lisse pendant son jeune âge avant que ses crevasses, larges mais peu profondes, se forment. Le chêne rouge d'Amérique se distingue principalement des autres espèces de chêne grâce à ses feuilles dont les 7 à 9 lobes ont un aspect déchiqueté, alors que les sinus sont arrondis (Prasad et al. 2007) (Figure 7).



Figure 7. Plantule de chêne rouge d'Amérique (Blandine Keymolen, août 2019).

L'espèce ne tolère pas l'ombre, ni la compétition face aux arbres ombrophiles, particulièrement au stade juvénile. Les sols où l'on trouve le chêne sont généralement bien drainés et il est davantage susceptible de résister aux périodes de sécheresse que les autres espèces (LeBlanc and Terrell 2011 ; Prasad et al. 2007 ; Abrams and Nowacki 2019). Les périodes de feux sont bien supportées par les individus les plus vieux de l'espèce. En présence d'autres espèces compétitives, les vieux chênes sont rapidement remplacés par des espèces plus tolérantes à l'ombre. Le chêne rouge d'Amérique est souvent associé avec d'autres feuillus thermophiles mais dans le nord de sa distribution, il peut s'associer avec le pin blanc (*Pinus strobus*) (Farrar 1996) (Figure 8).

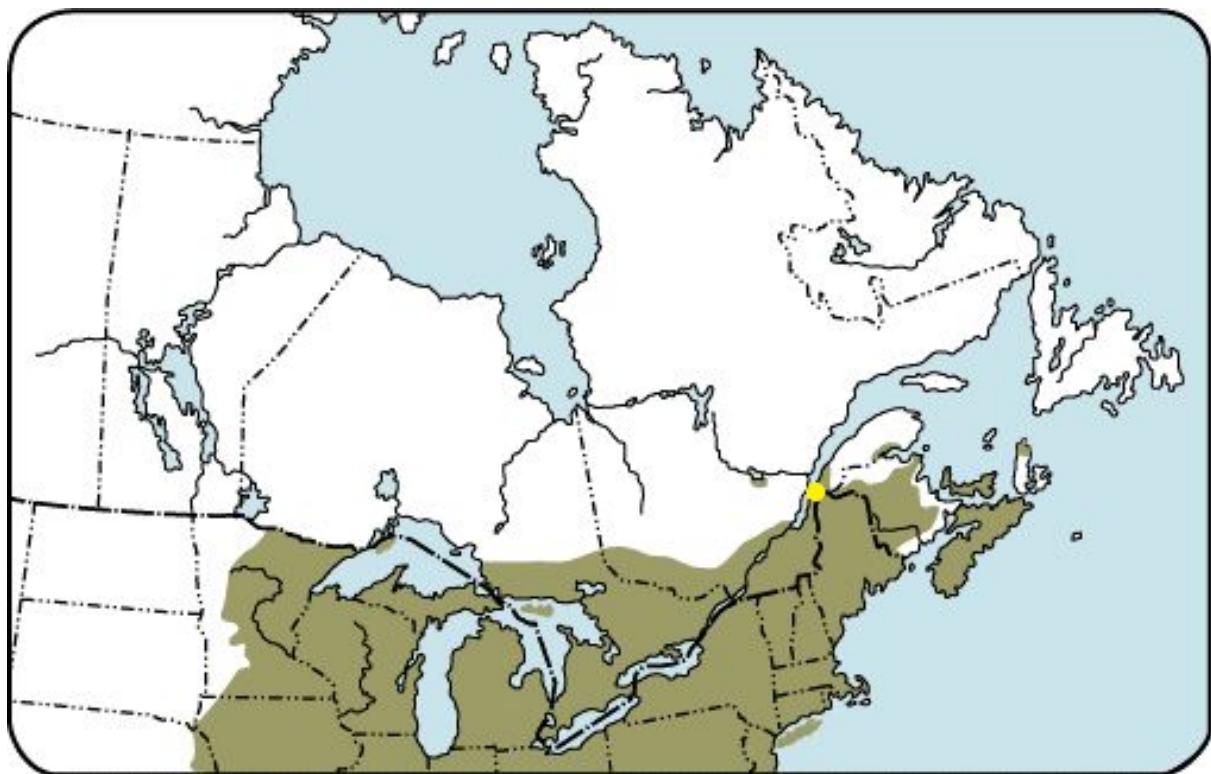


Figure 9. Carte de distribution du chêne rouge d'Amérique au Canada et au nord des Etats-Unis. Le site AMP-CHR est représenté par le point jaune (Gouvernement du Canada 2015, modifié).

1.6. Objectifs

L'objectif principal de l'étude est de déterminer si les peuplements marginaux de frêne noir (*Fraxinus nigra* Marsh), du hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia* Ehrn.) et du chêne rouge d'Amérique (*Quercus rubra* L.) situés à la limite nordique de leur aire de répartition à l'est du Canada (Bas-Saint-Laurent) sont d'origine historique et si la cohorte actuelle est en déclin, stable ou en expansion.

Pour répondre à l'objectif principal, l'étude vise à :

caractériser la composition actuelle de ces peuplements en évaluant leur structure de taille, leur surface terrière, en répertoriant la régénération et en caractérisant la végétation sur les sites.

identifier la composition ligneuse historique de ces peuplements par l'identification des charbons macrofossiles grâce à l'anatomie microscopique du bois.

évaluer le rôle des différents acteurs impliqués dans la conservation des peuplements décrits et de peuplements forestiers exceptionnels, grâce à des échanges oraux ou écrits avec ces derniers.

2. Matériel et méthodes

2.1. Sites d'étude

L'étude a été réalisée dans la municipalité du Kamouraska et sur le plateau du Témiscouata de la région du Bas-Saint Laurent (Canada) dont les forêts s'étendent sur 19 304 km², représentant près de 85,1% du territoire. Le Bas-Saint-Laurent est une région particulière du Québec, connue pour sa chaîne de montagne aux frontières sud, les Appalaches, qui se prolonge jusque dans le sud-est des Etats-Unis. Le nord du Bas-Saint-Laurent se caractérise principalement par des basses terres longeant le fleuve Saint-Laurent et son embouchure. La partie occidentale des ces basses terres est ponctuée de monadnocks. Le centre du Bas-Saint-Laurent alterne des replats et des ressauts jusqu'aux plateaux qui longent la chaîne de montagne et entre lesquelles on peut trouver deux grandes vallées, celle du Témiscouata et de la Matapédia.

D'un point de vue écologique, la région est située à l'interface entre les biomes de la forêt tempérée et de la forêt boréale. Au Québec, les biomes se divisent en domaines bioclimatiques qui sont des territoires caractérisés par la composition de la végétation en fin de succession déterminée par un climat particulier (Grondin et al. 1999). Ces forêts mixtes sont tantôt dominées par les résineux dont les peuplements principaux appartiennent à la sapinière à bouleau blanc (*Betulo papyrifera* - *Abietetum*), la sapinière à bouleau jaune (*Betulo lutea* - *Abietetum*) ou la sapinière à épinette blanche (*Piceato glaucae* - *Abietetum*), tantôt dominées par les feuillus tel que l'érablière à bouleau jaune (*Betulo luteae* - *Aceretum sacchari*) (Richard 1995) (Figure 9).

Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec

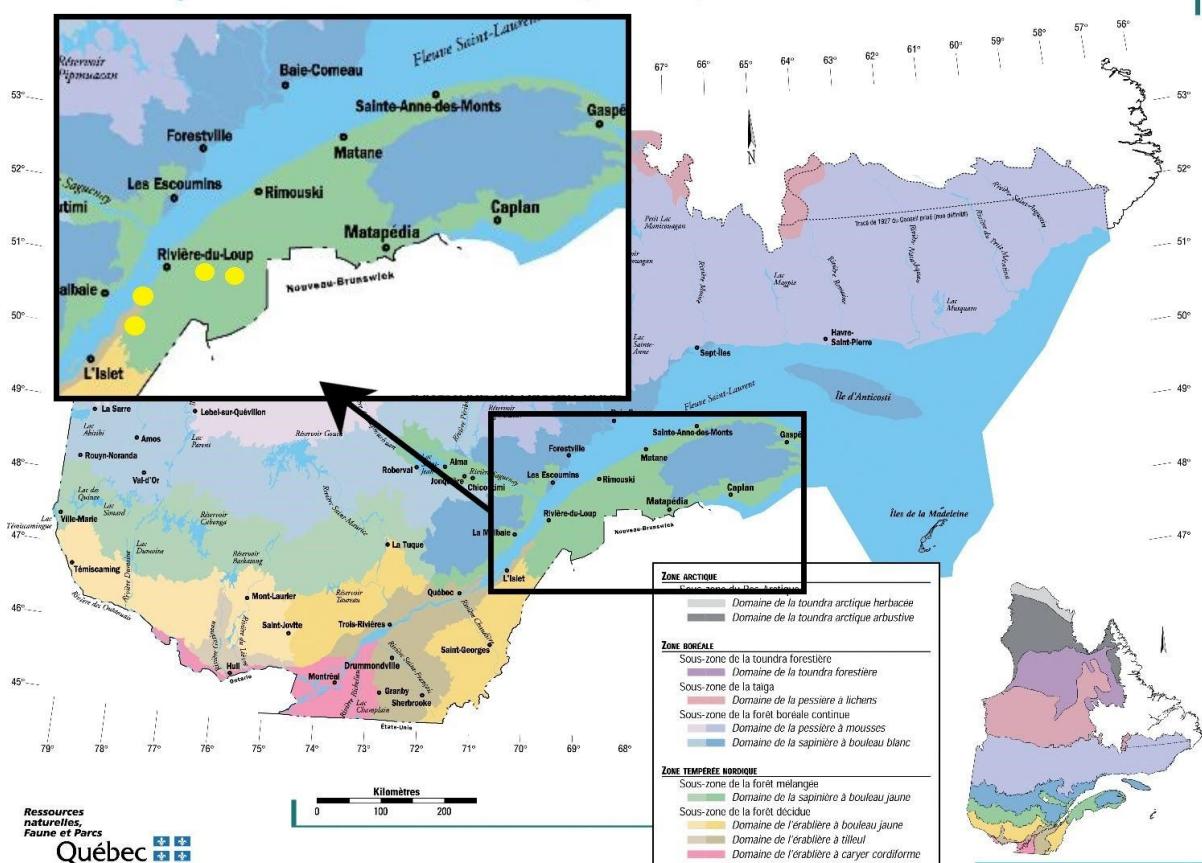


Figure 9. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec, avec un agrandissement du Bas-Saint-Laurent. En vert : domaine de la sapinière à bouleau jaune. En bleu : domaine de la sapinière à bouleau blanc. En jaune : l'érablière à bouleau jaune. En brun : l'érablière à tilleul. Les points jaunes représentent l'emplacement approximatif des sites de l'étude, dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune (Grondin 1999, modifié).

L'ensemble du territoire est composé de peuplements forestiers recensés et caractérisés par le Ministère de la Faune, de la Forêt et des Parcs (MFFP) par l'intermédiaire d'inventaires écoforestiers systématiques mis en place depuis les années 1970 via la cartographie aérienne. La carte écoforestière interactive mise en libre service par le MFFP a permis de contextualiser les sites d'étude (Gouvernement du Québec 2019).

Les sols sont majoritairement caractéristiques du type de climat froid et humide du biome boréal que connaît cette région avec ses précipitations moyennes de 686.5 mm et ses températures moyennes annuelles de 4.4°C (Gouvernement du Canada 2019 : station de Rimouski, 1981-2010). Ces sont des podzols, qui se marquent par un pH très acide (entre 3.5 et 5), un horizon organique (O) épais et un sol minéral caractérisé par une couche d'horizon éluvial (Ae : présence d'argile, de fer ou d'aluminium) à l'aspect de cendre et une couche d'horizon minéral (B) d'au moins 10 cm, souvent d'aspect brun-rouge à cause de la présence de fer (Canadian System of Soil Classification, 3rd edition 1998). Le climat est de type continental avec une influence de la proximité du fleuve et du Golfe de Saint-Laurent.

Quatre sites d'étude ont été choisis (Figure 10) selon la présence du pin gris, témoin d'incendies historiques, et la présence de populations marginales d'une espèce rare à l'échelle de la région. Deux sites comprennent du frêne noir (Témiscouata, Touladi), un site comprend

du hêtre à grandes feuilles (Mont Pelé) et un site comprend du chêne rouge d'Amérique (Amphithéâtre). Les sites se situent dans la région du Kamouraska et sur le plateau du Témiscouata à proximité de Rimouski (Figure 10).

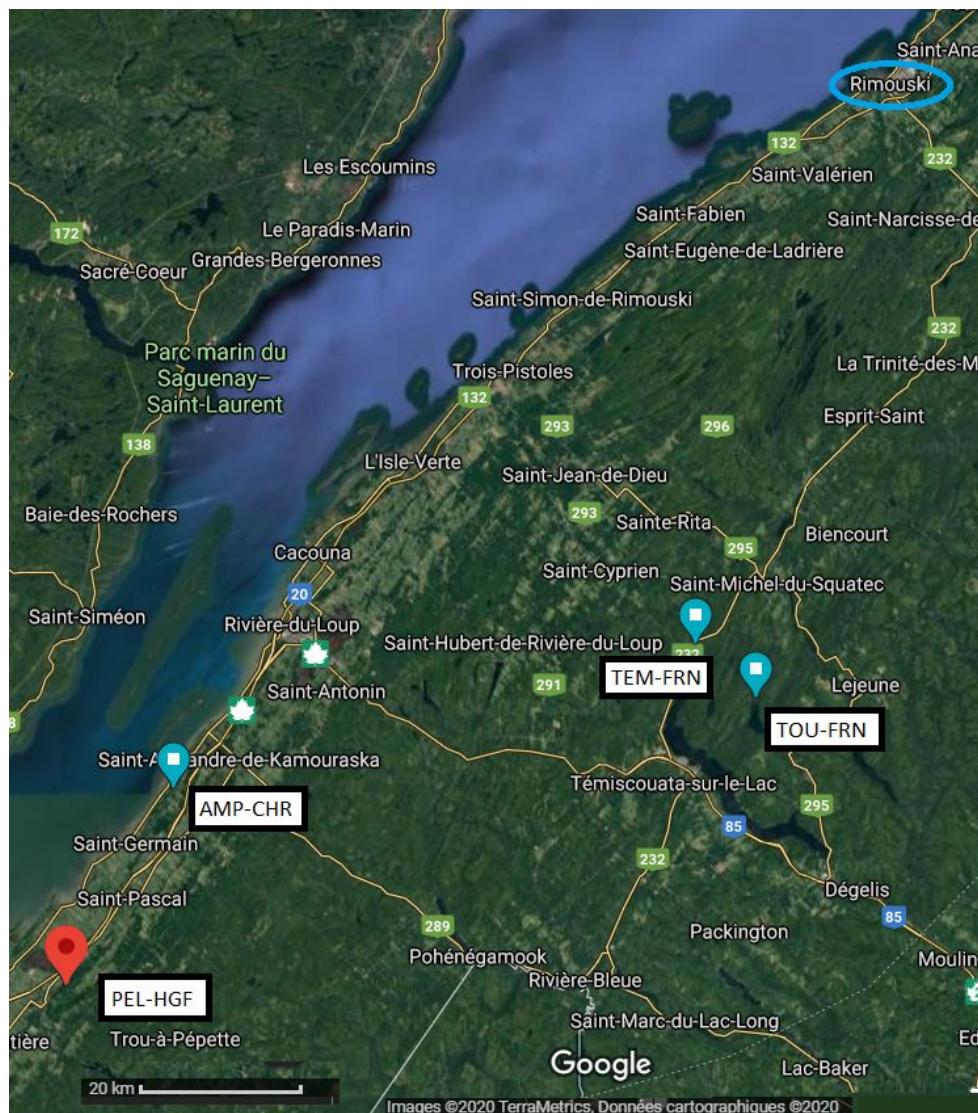


Figure 10. Carte de l'emplacement des sites d'étude dans le Bas-Saint-Laurent, Canada. Les sites sont représentés par des pointeurs bleus et un rouge. Rimouski est encerclé en bleu (Google Maps 2020).

TEM-FRN : Lac Témiscouata - Frêne noir (47.809, -68.861)

TOU-FRN : Lac Touladi - Frêne noir (47.749, -68.760)

PEL-HGF : Mon Pelé - Hêtre à grandes feuilles (47.423, -69.915)

AMP-CHR : Amphithéâtre - Chêne rouge d'Amérique (47.646, -69.736)

2.1.1. Témiscouata - Frêne noir (TEM-FRN)

Le frêne noir est localisé dans une forêt publique en partie protégée du Parc naturel du Lac-Témiscouata. Il se situe en bas d'un versant au bord du lac Témiscouata à une altitude de 518 m. TEM-FRN fait partie d'un peuplement forestier de 4.3 hectares dominé par les aulnes, les frênes noirs et les sapins baumiers sur un sol minérotrophe, c'est-à-dire alimenté par des eaux fortement minéralisées et peu drainé (Gouvernement du Québec 2019 ; Grondin et al.

1999). La station météorologique la plus proche est Notre-Dame-du-Lac à 320 m d'altitude avec ses précipitations moyennes de 741.5 mm et ses températures moyennes annuelles de 3.2°C (Gouvernement du Canada 2019).

2.1.2. Touladi - Frêne noir (TOU-FRN)

Le frêne noir est également présent au bord du lac Touladi (TOU-FRN) dans une forêt publique qui fait aussi partie du Parc naturel du Lac-Témiscouata. Il se situe à une altitude de 476 m et fait partie d'un peuplement écoforestier de 6.1 hectares de même nature que TEM-FRN (Gouvernement du Québec 2019 ; Grondin et al. 1999). La station météorologique la plus proche est Notre-Dame-du-Lac comme pour le site TEM-FRN.

2.1.3. Mont Pelé - Le hêtre à grandes feuilles (PEL-HGF)

Le hêtre à grandes feuilles se situe dans une forêt privée de la même région que le chêne, plus près de Saint-Pacôme. Le site d'étude est également à mi-versant à une altitude de 215 m, entre un terrain agricole et la falaise d'un monadnock. Le site étudié se situe dans un peuplement forestier mixte à dominance de feuillus de 6.8 hectares, composé de peupliers, érables rouges, bouleaux blancs, érables à sucre et sapins baumiers, sur un sol bien drainé avec des affleurements rocheux fréquents (Gouvernement du Québec 2019 ; Grondin et al. 1999). La station météorologique la plus proche est Saint-Arsène à 76.2 m d'altitude avec ses précipitations moyennes de 695.6 mm et ses températures moyennes annuelles de 3.5°C (Gouvernement du Canada 2019).

2.1.4. Amphithéâtre - Le chêne rouge d'Amérique (AMP-CHR)

Le chêne rouge d'Amérique se situe dans une forêt privée de la région du Kamouraska près de Saint-André. Le site est à mi-versant à une altitude de 81 m et au pied d'un monadnock. Il fait partie d'un peuplement forestier mixte à dominance de résineux de 12 hectares, composé d'épinettes noires, de sapins baumiers, de peupliers et de bouleau à papier, sur un sol bien drainé (Gouvernement du Québec 2019 ; Grondin et al. 1999). La station météorologique la plus proche est Saint-Arsène comme pour le site PEL-HGF.

2.2. Les relevés de végétation

Les relevés de végétation des sites PEL-HGF et AMP-CHR ont été effectués en août 2019 respectivement par Romain Claudepierre (mémorant) et Magali Couture (bachelier), et par Julie Morin-Rivat (post-doctorante), que j'ai tous pu accompagner sur le terrain. Ceux de TEM-FRN (Figure 11) et TOU-FRN ont été effectués en juillet 2019 uniquement par Romain Claudepierre et Julie Morin-Rivat. Toutes les identifications ont pu se faire grâce à l'expérience de terrain des accompagnateurs et de supports écrits comme la Petite Flore forestière du Québec (Farrar 1996 ; forestier 1974).

2.2.1. Établissement du quadrat d'étude

Au sein de chaque site, un quadrat a été établi de façon aléatoire sur une zone où les peuplements étudiés étaient présents. Afin d'établir le périmètre du site d'étude, des mètres rubans ont été placés pour former des quadrats de 50m x 10m soit 500m², excepté sur le site PEL-HGF, dans lequel le quadrat était plus étendu, de 50m x 20m soit 1000m². Toutes les mesures ont ensuite été converties par hectare en vue de comparer les différents quadrats entre les sites.

2.2.2. Mesure du diamètre à hauteur de poitrine des arbres et arbustes (DHP en cm)

Grâce à un compas forestier, le diamètre à hauteur de poitrine (environ 1,3 m de hauteur) a été mesuré pour toutes les espèces arborescentes et arbustives de plus de 2cm de diamètre présentes à l'intérieur du quadrat. Ces arbres et arbustes ont été identifiés et leur état caractérisé : mort debout (MD), mort couché (MC) ou vivant (V) avec les MC et les MD regroupés en mort (M) dans les analyses. Afin de ne pas compter deux fois le même individu, étant donné la forte densité de la forêt dans certains cas, une bombe de couleur a permis de marquer les arbres et arbustes au fur et à mesure de la prise de données.

2.2.3. Recensement de la régénération

La régénération, c'est-à-dire les plantules et les gaulis (stade de développement suivant la plantule) des espèces arbustives et arborescentes de moins de 2 cm de diamètre du quadrat a été identifiée, comptée et marquée à la bombe. Ce relevé exhaustif concerne tous les individus identifiables, certains plantules n'ayant pu être pris en compte à cause du stade trop précoce de leur développement.

2.2.4. Caractérisation de la végétation

L'abondance des espèces végétales a été mesurée le long d'un transect de façon systématique et suivant une des longueurs du quadrat des sites d'étude (50 m). Le comptage s'est effectué sur chaque point espacé de 50 cm le long du transect, du sol vers le ciel et toutes les espèces végétales ont été identifiées en suivant une aiguille imaginaire suivant chaque étage de végétation. Ces étages ont été catégorisées succinctement en strates herbacée, arbustive et arborescente. Ainsi, dans les sites TEM-FRN, TOU-FRN et AMP-CHR, 100 relevés ont pu être effectués par transect. En revanche, les relevés du site PEL-HGF ont été interrompus après 58 relevés pour cause de conditions météorologiques défavorables. L'abondance des espèces par strate a donc été ramenée à 58 pour uniformiser les résultats.

2.3. Extraction et analyse du charbon

2.3.1. Échantillonnage et extraction du charbon

Les échantillons de sol minéral (Ae et B) dans lesquels le charbon est extrait ont été récoltés en juillet 2019 par Romain Claudepierre et Julie Morin-Rivat pour tous les sites (Figure 12). Pour chacun des sites, sauf en AMP-CHR, 25 échantillons de sol ont été prélevés à l'aide d'une tarière de sol dont la capacité s'élève à 750 cm³. L'extraction de sol a été réalisé de façon systématique : tous les 5 m sur le périmètre du quadrat ainsi qu'un échantillon récolté au centre de ce dernier (Figure 11). 26 échantillons ont été récoltés en AMP-CHR, le 26ème se trouvant au sommet du monadnock à proximité du quadrat.

Site d'échantillonnage : TEM-FRN

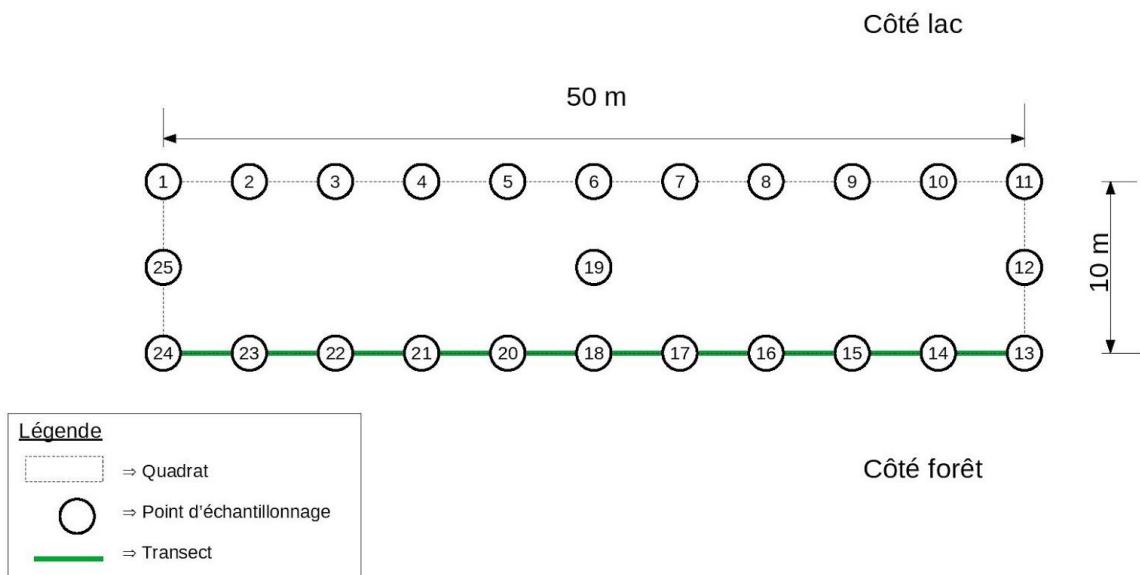


Figure 11. : Schéma représentant le site d'échantillonnage de TEM-FRN.

Chaque point d'échantillonnage a auparavant été débarrassé de la litière, et la fine couche de sol organique a été prospectée afin d'identifier la présence de charbon à l'oeil nu. Dans le cas où du charbon était trouvé dans le sol organique, un échantillon était prélevé. Les charbons de sol organique ont surtout servi de charbons tests pour s'entraîner à l'identification de ces derniers. Dans le site AMP-CHR, certains points échantillonnés ont parfois dû être déplacés de quelques mètres en fonction de la quantité de terre disponible et de l'hétérogénéité du terrain. En effet, il était possible de rencontrer des points d'échantillonnage où la couche de sol était tellement fine que la tarière rencontrait la roche mère.

2.3.2. Préparation des charbons à l'identification

Afin de désagréger les agrégats, les 750cm³ de terre du sol minéral ont été mis en solution pendant 12 à 24h dans de l'hydroxyde de sodium (NaOH à 1 %), ou pour quelques échantillons très argileux (TEM-FRN et TOU-FRN), dans du sodium hexamétaphosphate ((NaPO₃)₆ à 0.5 %).

Les échantillons ont ensuite été tamisés (tamis de 4 mm et puis 2 mm) à l'eau du robinet grâce à un tamiseur de laboratoire Retsch – AS 200 Basic. Les refus ont été récupérés et séparés en fonction des tamis pour un tri facilité.

Les refus mouillés ont été étalés sur boîte de Pétri et les charbons de plus de 4 mm de diamètre ont été majoritairement repérés à l'oeil nu, ou à la loupe binoculaire (Microscope stéréo zoom Olympus SZX7) pour les charbons entre 2mm et 4mm. Après séchage à température ambiante pendant 3 jours, les charbons ont été pesés (Sartorius Digital Electronic, 0.1mg / 0.01mg).

Comme le nombre total de charbons était élevé (2682 charbons pour les 4 sites), un premier tri a été effectué en fonction du poids de ces derniers. Les charbons supérieurs à 2.5 mg ont ensuite été soumis à un sous-échantillonnage aléatoire pour l'étape de l'identification grâce à la fonction 'sample' du programme R (version 3.6.1). Le nombre de charbons maximum a été fixé arbitrairement en fonction du nombre de total de charbons trouvés dans les points d'échantillonnage de chacun des sites, afin d'identifier un nombre représentatif de charbons pour ces sites. Ainsi, 69 charbons à identifier ont été sélectionnés et analysés dans AMP-CHR, 36 charbons dans TEM-FRN et 44 charbons dans PEL-HGF. Comme un seul charbon a été trouvé dans TOU-FRN, le sous-échantillonnage n'a pas eu lieu et le charbon a été soumis aux analyses suivantes malgré son poids inférieur à 2.5 mg.

Les charbons préalablement pesés et sélectionnées ont ensuite été découpés avec un scalpel (lame 11) selon les 3 plans transversal, radial et tangentiel (Figure 12). Ces plans permettent l'observation de l'ensemble des caractères afin d'identifier le charbon de bois jusqu'au taxon le plus précis possible. Il est plus facile d'observer des caractères anatomiques sur des coupes fraîches.

Les trois types de sections nécessaires à la description du xylème secondaire

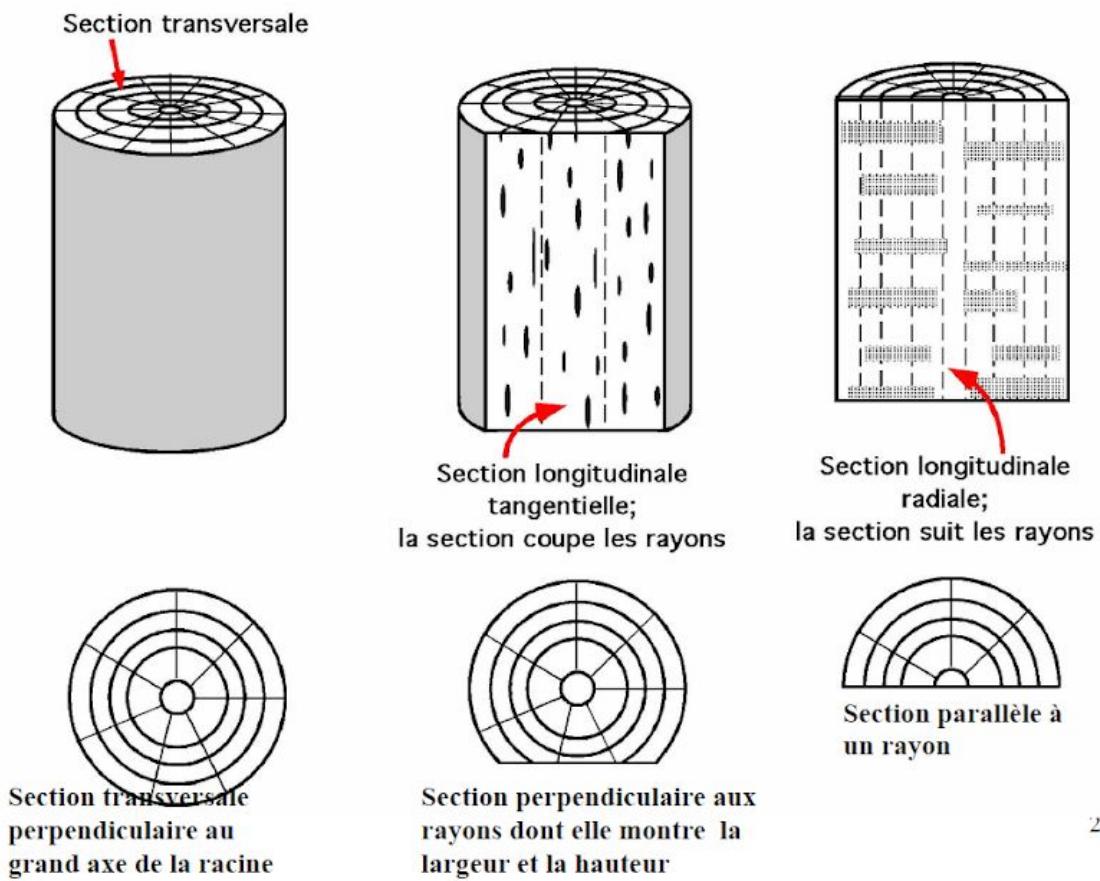


Figure 12. Les trois types de sections nécessaires à la description du xylème secondaire (Raven et al. 2014).

Ainsi, chaque plan a pu être observé au microscope optique (Microscope binoculaire CX31 – Olympus) et sur écran grâce à une caméra intégrée (Olympus SC180) et à l'aide d'un logiciel de traitement d'image (Olympus stream image analysis software). Des photos des caractères permettant d'identifier les espèces d'intérêt seront présentées dans la partie résultats (InsideWood 2004 ; Wheeler 2011 ; Robichaud et al. 2012 ; Morin-Rivat et de Lafontaine 2019).

2.4. Traitement des données

2.4.1 Composition forestière actuelle

Toutes les analyses statistiques et les graphiques ont été effectués sur le logiciel R (version 3.6.1) avec l'interface R studio (Version 1.2.5042) à l'aide des packages ggplot, ggpubr, plotrix et vegan. Les compositions forestière actuelle et passée ont été illustrées à l'aide de graphiques. Outre les espèces d'intérêt, seules les données des autres espèces d'arbres seront mises en évidence lors des analyses relatives à la composition forestière et à la composition spécifique du charbon de bois.

La composition forestière des différents sites a été comparée selon l'abondance des tiges des arbres en fonction du nombre total de tiges de ces arbres dans le quadrat du site pour pouvoir comparer les espèces entre elles. L'abondance relative des tiges repose sur le nombre d'espèces ligneuses de plus de 2 cm de diamètre recensées dans chacun des sites.

Il en a été fait de même pour représenter leur surface terrière qui consiste à illustrer la surface des tiges d'intérêt sur le site. Les données ont été converties en mètres et uniformisées avant d'être transformées en surface terrière :

$$\left(\frac{DHP \text{ en cm}}{100*2} \right)^2 \times \pi \times 20 \quad (\text{m}^2/\text{ha}) \text{ pour les sites TEM-FRN, TOU-FRN et AMP-CHR et}$$

$$\left(\frac{DHP \text{ en cm}}{100*2} \right)^2 \times \pi \times 10 \quad (\text{m}^2/\text{ha}) \text{ pour PEL-HGF.}$$

La structure des peuplements a été représentée par des histogrammes de fréquence de DHP rapporté à l'hectare. Ces fréquences sont été auparavant uniformisées par rapport au nombre total de tiges d'arbres.

Les relevés de végétation ont été analysés grâce à une ACP (Analyse en composantes principales) pour comparer les assemblages des espèces de la végétation des sites entre eux. L'analyse s'est faite sur base de l'abondance relative des espèces supérieures à 5% d'abondance pour ne considérer que les espèces communes.

L'abondance et le poids sec des charbons a été comparé entre sites et entre points d'échantillonnage à l'aide de diagrammes en barres.

2.4.2. Composition forestière passée

L'examen des critères anatomiques des charbons de bois de l'étude a pu être réalisé grâce à des ouvrages et des sites de référence, une clef de détermination des résineux du biome boréal du Canada et une formation théorico-pratique (InsideWood 2004 ; Wheeler 2011 ; Robichaud et al. 2012 ; Morin-Rivat et de Lafontaine 2019). La distinction de ces critères anatomiques sur des macrorestes de charbons de bois a pu être étayée par la comparaison de ces derniers avec des charbons de référence qui provenaient d'espèces prélevées sur des sites de la région et carbonisées dans un environnement contrôlé. L'identification d'un charbon de bois demande généralement de réunir plusieurs critères sur les divers plans anatomiques (Figure 13). Dans les zones boréales et tempérées, le développement d'un arbre résineux ou feuillu au cours de l'année est observable sur la coupe transversale du tronc : on y distingue les cernes de croissance (Figures 14-17). Lorsque l'arbre croît au printemps, cela se manifeste dans les cernes par des trachéides plus larges (bois initial) alors qu'elles sont plus étroites et écrasées dans la portion qui correspond à la période hivernale (bois final).

Chez les angiospermes, le xylème est constitué de trachéides et de vaisseaux qui servent principalement au transport de la sève brute et sont visibles dans tous les plans. Leur taille et leur agencement en coupe transversale sont des critères essentiels. En coupe

tangentielle et en coupe radiale, il est possible de voir les perforations entre les éléments de vaisseaux. Ces derniers sont des cellules qui communiquent verticalement par l'intermédiaire des perforations qui existent sous plusieurs formes. Dans ces mêmes coupes, on peut distinguer, à un plus fort grossissement, les ponctuations. Ce sont des zones de la paroi cellulaire dont l'épaisseur diminue permettant aux cellules jointes de communiquer. Dans une moindre mesure, on peut observer chez certaines espèces des épaississements spiralés, qui sont des épaississements de la première couche de la paroi secondaire. Ils peuvent être observés dans les vaisseaux et les trachéides formant des cercles concentriques espacés. En coupe tangentielle, les épaississements spiralés sont des traits épaissis perpendiculaires à la longueur des fibres et des vaisseaux.

La structure d'un gymnosperme est plus homogène, sans vaisseaux et avec de nombreuses fibres trachéides. On distingue en coupe transversale et en coupe tangentielle la présence de canaux résinifères (Annexe 1). Leur taille, la présence ou l'absence de ces canaux sont des critères essentiels. Ils sont formés par des cellules de parenchyme qui sécrètent de l'oléorésine dans la lumière du canal. En coupe tangentielle, on peut observer que la largeur des rayons ne forme généralement qu'une file de cellules (unisérié) alors que chez les angiospermes, cette largeur est très variable allant parfois jusqu'à une dizaine de files de cellules (multisérié).

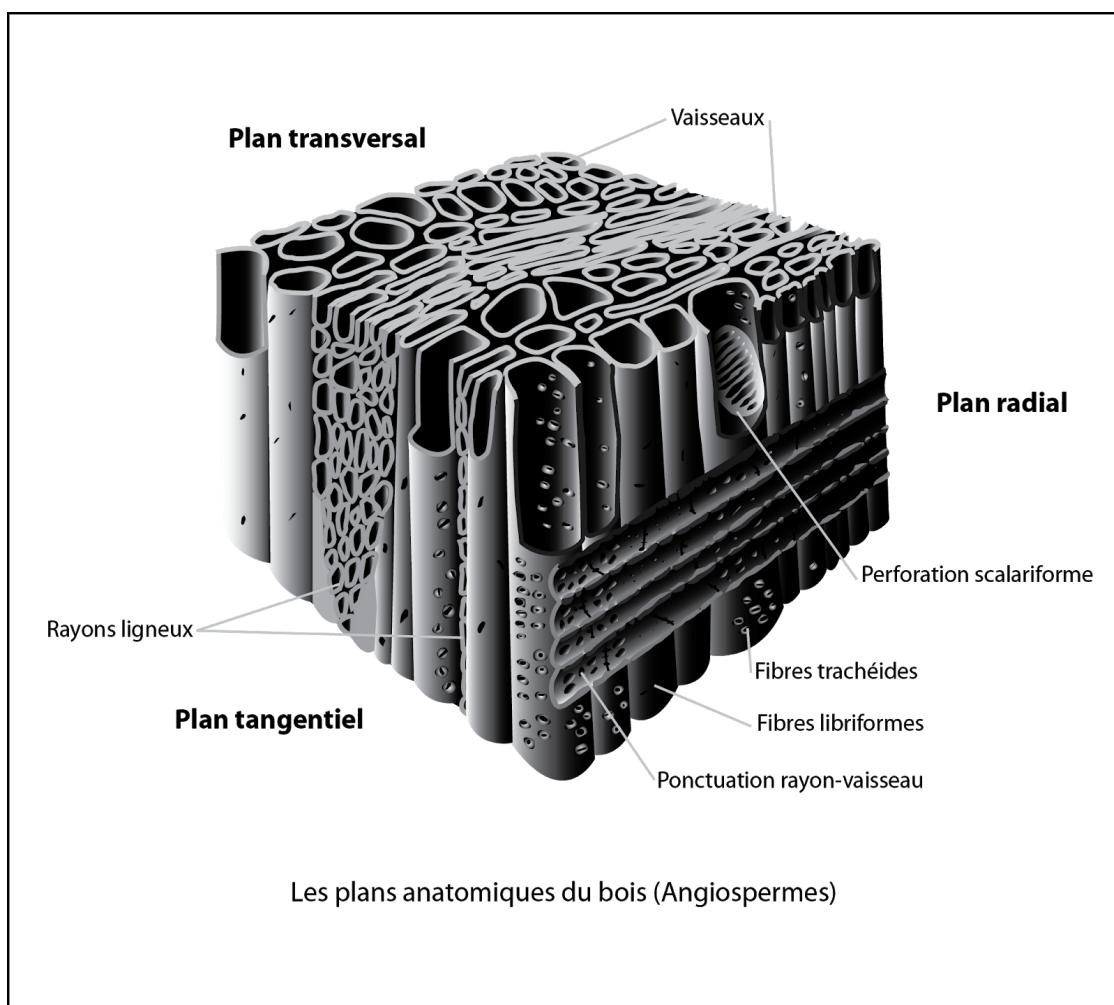


Figure 13. Les 3 plans anatomiques du bois d'angiospermes (modifié par Julie Morin-Rivat, communication personnelle).

Le frêne noir (Tableau 1) se caractérise sur le plan anatomique par deux tailles de vaisseaux en coupe transversale dont les plus gros, à paroi épaisse, sont pour la plupart isolés ou en petits groupes dans le bois initial alors qu'on peut rencontrer de plus petits vaisseaux, isolés ou par deux, dans le bois final (Figure 14). Les rayons sont très fins allant de deux à trois files de cellules de largeur (Figure 15). Toutes les perforations des vaisseaux sont de simples ouvertures.

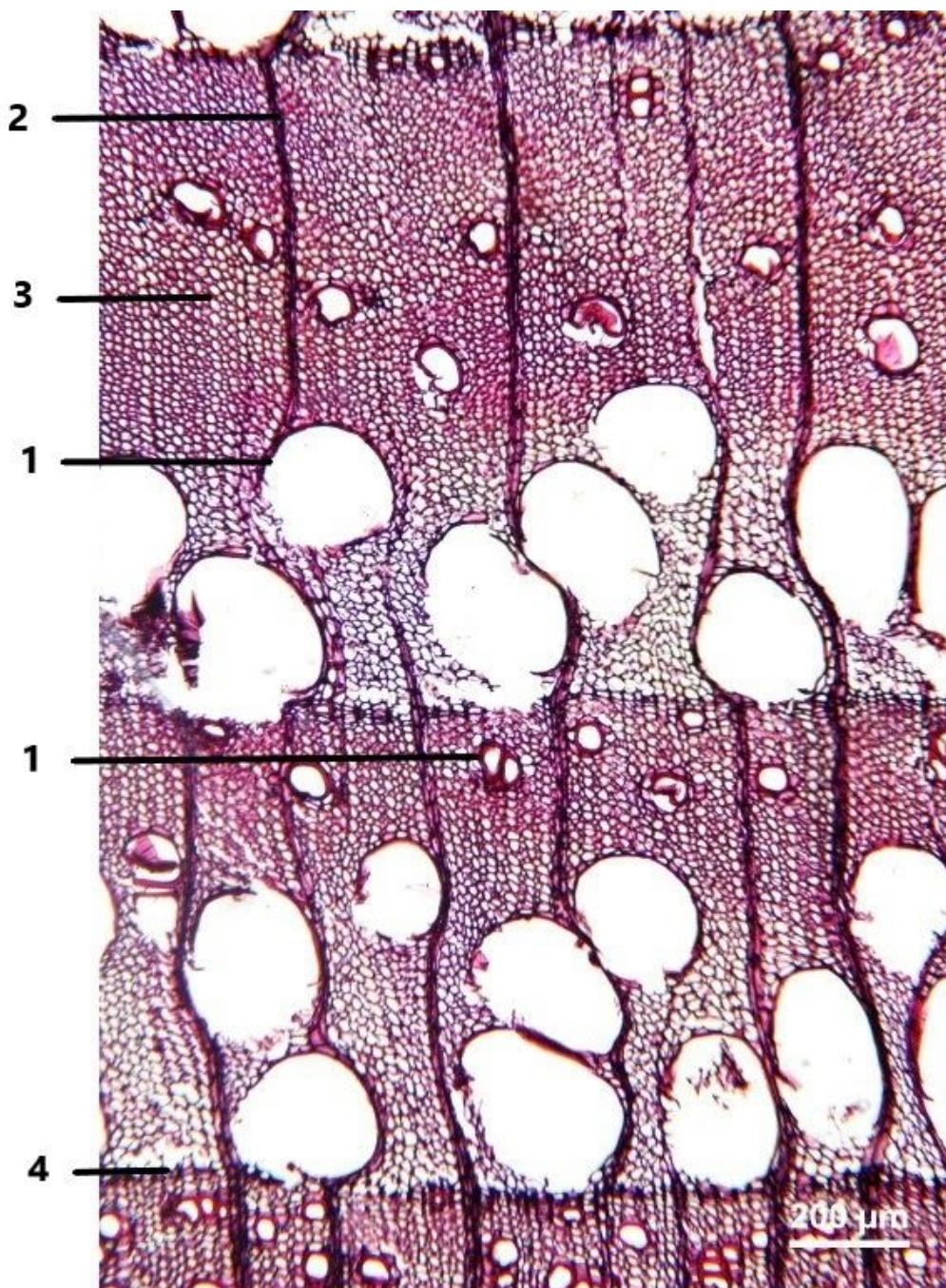


Figure 14. Coupe au microscope optique du frêne noir dans le plan radial. Les structures suivantes sont visibles : (1) les vaisseaux vasculaires de taille différente, (2) les rayons, (3) les trachéides et (4) le cerne de croissance, les petits vaisseaux se trouvent dans le bois final et les gros vaisseaux dans le bois initial (InsideWood 2004).

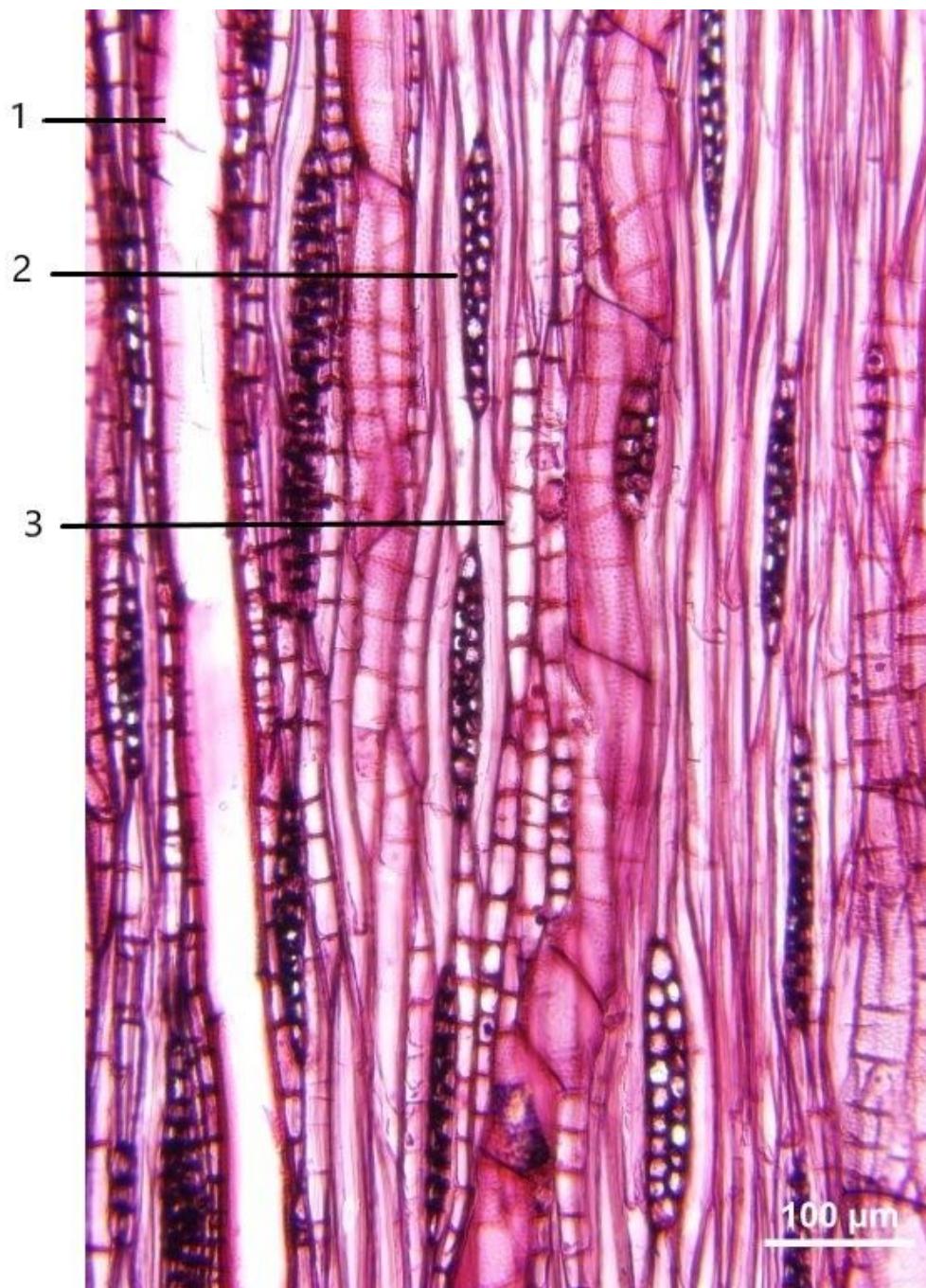


Figure 15. Coupe au microscope optique du frêne noir dans le plan tangentiel. Les structures suivantes sont visibles : (1) un vaisseau, (2) les rayons et ses cellules de parenchyme en files et (3) les trachéides et leurs épaississements spiralés (InsideWood 2004).

Le hêtre à grandes feuilles (Tableau 1) possède beaucoup de caractères non spécifiques mais dont certains excluent les autres genres. Par exemple, ses perforations peuvent être simples mais aussi scalariformes, c'est-à-dire que des barreaux traversent les perforations. Cependant, il a une organisation en coupe transversale très typique de son espèce. Le hêtre montre deux tailles de vaisseaux peu distincts dont les plus grands sont très nombreux, solitaires ou en petits agrégats, alors que les plus petits sont plus éparpillés dans le bois final. Il est possible de voir de très gros rayons (plus ou moins 10-séries) traverser la

coupe et étirer le cerne, parmi de bien plus petits (entre 2 et 4-séries), ce qui est aussi un caractère commun aux chênes (Figure 17).

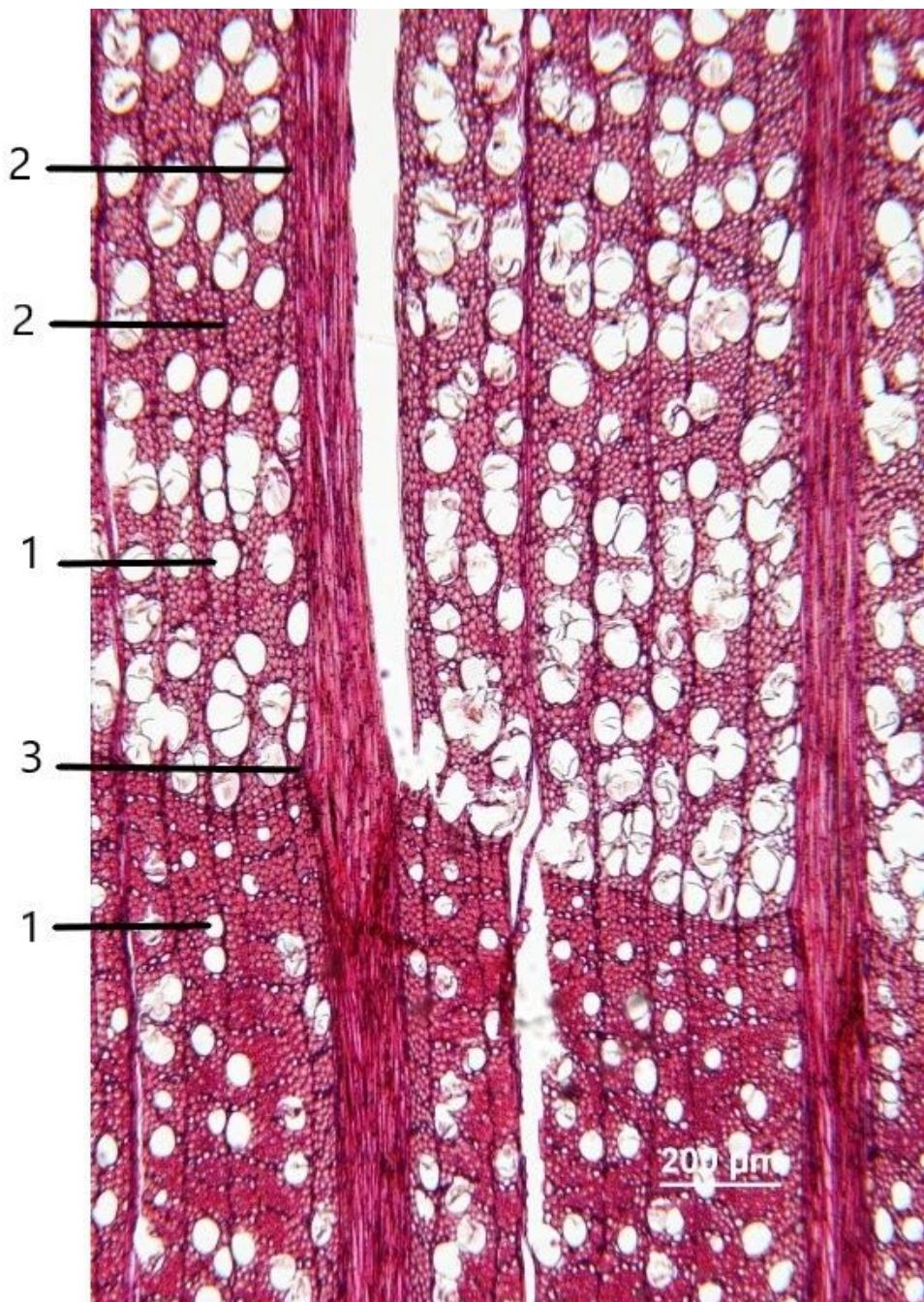


Figure 16. Coupe au microscope optique du hêtre à grandes feuilles dans le plan radial. Les structures suivantes sont visibles : (1) les vaisseaux de grande et petite tailles, (2) les rayons de très grande et petite tailles et (3) le cerne étiré par le rayon (InsideWood 2004).

Le chêne rouge d'Amérique (Tableau 1) possède lui deux tailles de vaisseaux très distincts dont ceux du bois initial sont de très gros vaisseaux d'au moins 200 μm de diamètre. Des vaisseaux plus petits s'éparpillent dans le bois final et on peut voir des rayons de différentes tailles traverser la coupe. Les rayons les plus gros font au moins 10 séries de cellules de parenchyme de large visibles en coupe tangentielle, et étirent peu le cerne en

coupe transversale (Figure 17). Les vaisseaux et les rayons sont tellement gros qu'il est possible de les voir à l'oeil nu sur le charbon.

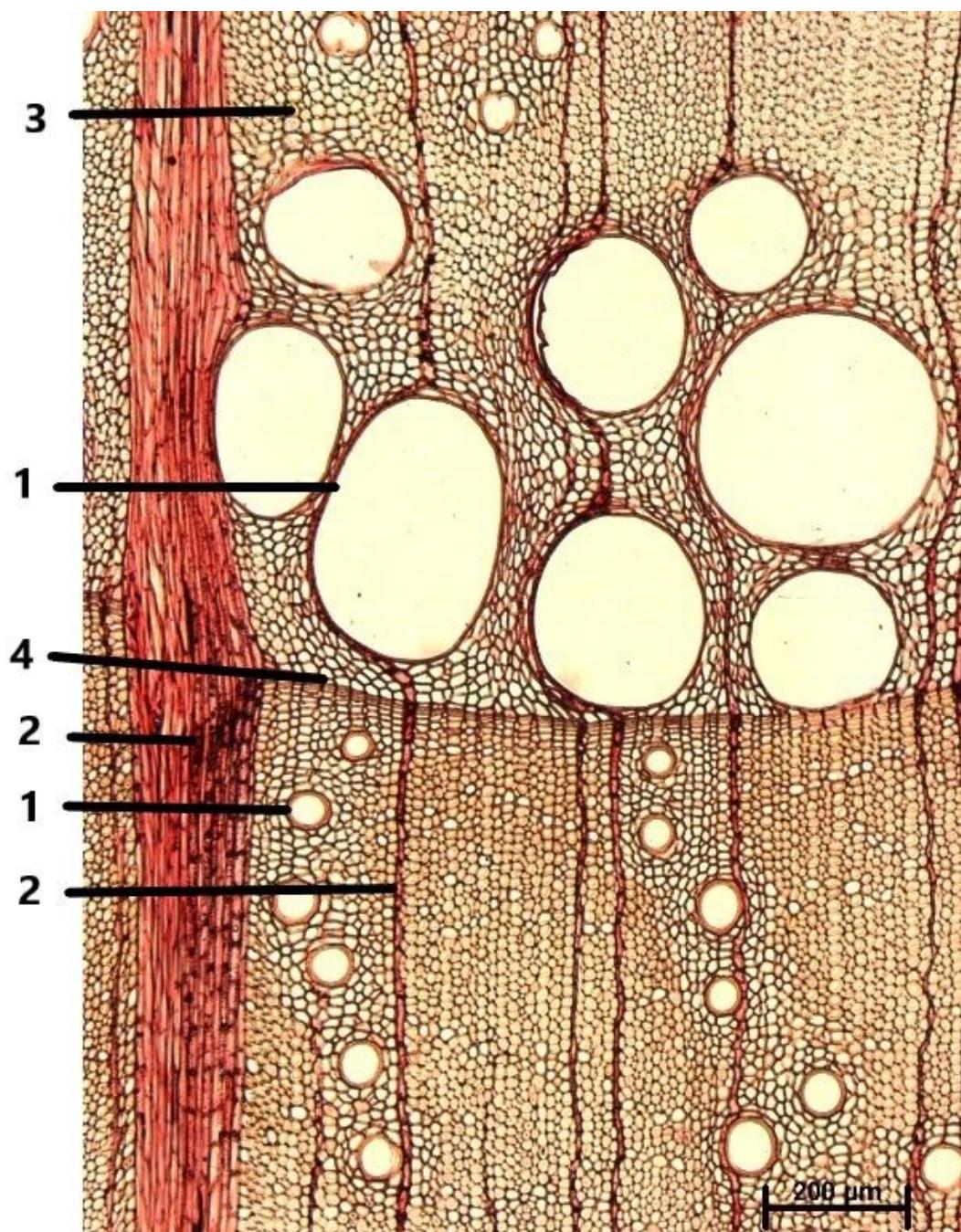


Figure 17. Coupe au microscope optique du chêne rouge d'Amérique dans le plan radial. Les structures suivantes sont visibles : (1) les vaisseaux vasculaires de tailles différente, (2) les rayons de tailles différentes, (3) les trachéides et (4) le cerne de croissance, les petits vaisseaux se trouvent dans le bois final et les gros vaisseaux dans le bois initial (InsideWood 2004).

Espèces	Coupe	Critères anatomiques
Frêne noir	Transversale	<ul style="list-style-type: none"> - Deux tailles distinctes de vaisseaux solitaires - Certains petits vaisseaux forment des agrégats par deux - Rayons bi à tri-sériés
	Tangentielle	<ul style="list-style-type: none"> - Rayons bi à tri-sériés
	Radiale	<ul style="list-style-type: none"> - Perforations simples
Hêtre à grandes feuilles	Transversale	<ul style="list-style-type: none"> - Deux tailles peu distinctes de vaisseaux solitaires et en agrégats - Deux tailles de rayons : 2-4 sériés et plus ou moins 10 sériés
	Tangentielle	<ul style="list-style-type: none"> - Deux tailles de rayons : 2-4 sériés et plus ou moins 10 sériés
	Radiale	<ul style="list-style-type: none"> - Perforations simples et scalariformes
Chêne rouge d'Amérique	Transversale	<ul style="list-style-type: none"> - Deux tailles très distinctes de vaisseaux. - Deux tailles de rayons : 2-3 sériés et plus de 10 sériés - Les gros rayons étirent le cerne
	Tangentielle	<ul style="list-style-type: none"> - Deux tailles de rayons : 2-3 sériés et plus de 10 sériés
	Radiale	<ul style="list-style-type: none"> - Perforations simples

Tableau 1. Résumé des critères anatomiques servant à l'identification des espèces d'étude.

2.5. Prise de contact et interviews des acteurs de la conservation

Des représentants d'organisations concernés par la conservation de la nature en milieu forestier au Bas-Saint-Laurent ont été contactés par e-mail, téléphone ou ont été rencontrés en personne : la SEBKA (Société d'écologie de la batture du Kamouraska), l'Agence de mise en valeurs des forêts privées dans le Bas-Saint-Laurent, le Parc naturel du Lac-Témiscouata, le CGCBSL (Corporation de gestion de la certification forestière) et CNC (Conservation de la nature au Canada).

Les discussions avec les personnes de contact des organismes présentés se sont déroulées principalement sous forme d'interviews avec deux questions principales qui concernent la description de leur organisation et leur position par rapport à la problématique de l'étude : quels sont les objectifs de votre organisation ? Les peuplements forestiers marginaux ont-ils une valeur de conservation pour l'organisation ? La mise en perspective des différents points de vue ainsi que les résultats de cette étude permettront d'engager une

réflexion sur les mesures qui pourraient être mises en place en vue de favoriser la conservation et l'exploitation de la forêt dans le Bas-Saint-Laurent.

3. Résultats

3.1. Composition forestière actuelle

Les analyses de la composition forestière des sites décrits ci-dessous est représentée par les espèces d'arbres, dont la hauteur maximale est supérieure à 4.5 m. Par contre, les arbustes, dont la hauteur maximale est inférieure à 4.5 m, ne sont pas inclus dans les analyses. La présence de ces derniers est tout de même mentionnée pour chacun des sites (Arbres Canada 2017).

3.1.1. Témiscouata - Frêne noir (TEM-FRN)

Les espèces ligneuses qui étaient présentes dans le site TEM-FRN étaient l'aubépine sp. (*Crataegus sp.*), l'aulne rugueux (*Alnus incana* subsp. *rugosa*), le bouleau blanc (*Betula papyrifera* var. *papyrifera*), le cerisier de Virginie (*Prunus virginiana*), l'érable à sucre (*Acer saccharum*), le frêne noir, le noisetier à long bec (*Corylus cornuta*) et le sapin baumier (*Abies balsamea*). Sur les 980 tiges d'arbres par hectare (Tableau 2), le frêne noir représentait 91.84% des tiges, suivis par 4.08% pour le sapin baumier, 2.04% d'érable à sucre et 2.04% de bouleau blanc (Figure 18a). Le frêne noir représentait 70.65% de la surface terrière des arbres, alors que l'érable à sucre représentait 21.97%, le sapin baumier 5.55% et le bouleau blanc 1.83% (Figure 18b).

Les espèces participant à la régénération ligneuse sur le site étaient l'aronia noire (*Aronia melanocarpa* (Michx.) Elliott), l'aubépine sp., l'aulne rugueux, le cerisier tardif (*Prunus serotina*), l'érable rouge, le frêne noir, le frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*), le houx verticillé (*Ilex verticillata*) et le noisetier à long bec. La régénération de frêne noir y était très importante parmi les 5700 tiges par hectare (Tableau 2). Elle représentait 90.53% avec 5.96% pour l'érable rouge et 3.51% pour le frêne d'Amérique (Figure 18c).



Figure 18. Abondance relative des tiges d'arbres (a), leur surface terrière relative (b) et l'abondance relative de leur régénération (c), dont le diamètre à hauteur de poitrine est supérieur à 2 cm, par hectare en TEM-FRN ($n=980$). BOB=bouleau blanc ; ERS = érable à sucre ; FRN = frêne noir ; SAP = sapin baumier ; ERR = érable à sucre ; FRA = frêne d'Amérique.

Espèces de TEM-FRN	Nombre de tiges ha^{-1}	Surface terrière (m^2/ha)	Nombre de plantules et de gaulis ha^{-1}
Frêne noir	900	33.22	5160
Érable à sucre	20	10.33	0
Sapin baumier	40	2.61	0
Bouleau blanc	20	0.86	0
Érable rouge	0	0	340
Frêne d'Amérique	0	0	200

Tableau 2. Abondance des tiges, surface terrière et abondance de la régénération des arbres par hectare en TEM-FRN.

Le diamètre de tous les arbres et arbustes du site variait entre 2 et 81.1 cm de diamètre. Seul le frêne est représenté car il était l'espèce dominante du site, les autres espèces étant ponctuellement présentes. Ce sont les érables à sucre qui correspondaient aux plus grandes valeurs de diamètre. L'érable à sucre était le seul représentant de son espèce sur le site avec un DHP de 81.1 cm. C'était le cas également du bouleau blanc dont le diamètre mesurait 23.4 cm. Les deux sapins baumiers qui étaient présents avaient un DHP de 27.7 cm et 29.9 cm respectivement.

Pour l'espèce dominante du site, le diamètre variait entre 2.7 et 52.7 cm (Figure 19). La plus grande fréquence de tiges de frêne se trouvait dans les plus petites classes de diamètre

entre 2 et 26 cm. Après la classe des 24-26 cm, aucun arbre n'a été recensé jusqu'à la classe 34-36 cm où l'on retrouvait des individus en plus petit nombre. La moyenne de la distribution est de 18.19 cm et l'écart-type est de 11.94 cm.

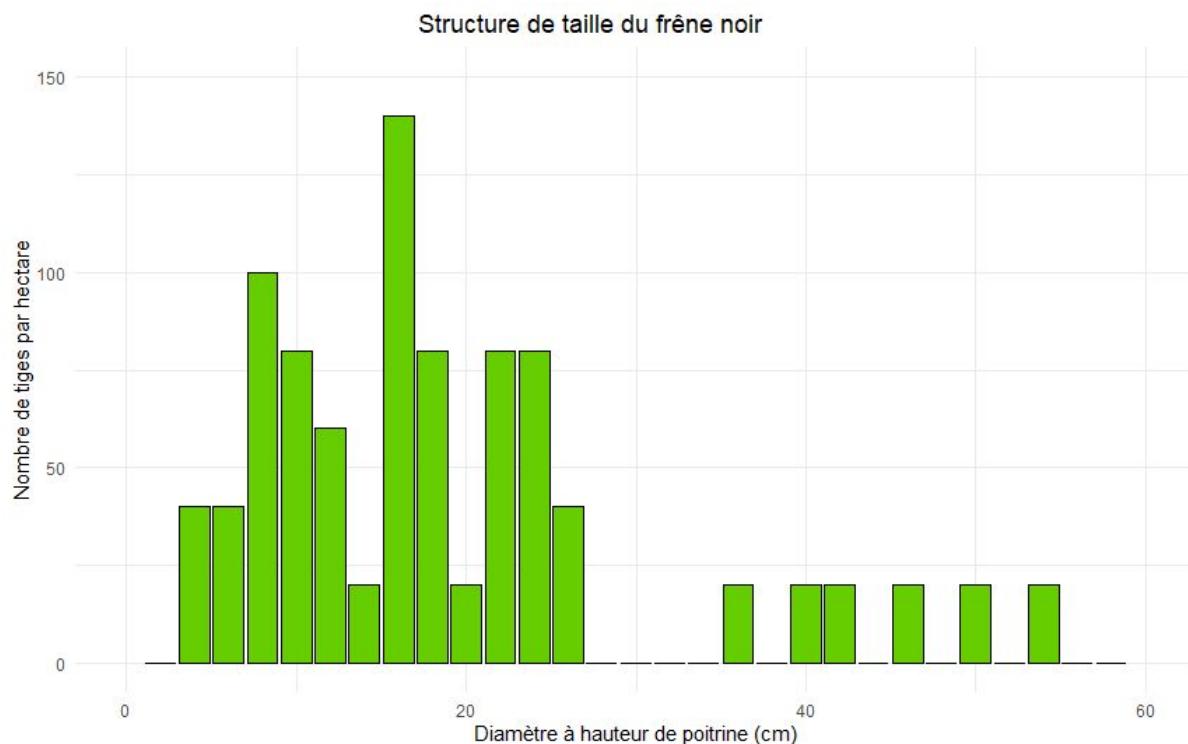


Figure 19. Structure de taille du frêne noir par hectare en TEM-FRN, représentée par l'abondance des tiges par hectare dans des classes de DHP de 2 cm (n=900).

La structure de taille du bois mort du frêne noir met en évidence une grande proportion de mortalité, allant jusqu'à 100 individus par hectare dans les premières classes de diamètre et ne présente aucune mortalité chez les individus au delà de 24 cm de diamètre. Le bois vivant du frêne noir était réparti dans les classes de diamètre de 8 à 54 cm mais était plus abondant entre 8 et 26 cm (Figure 20).

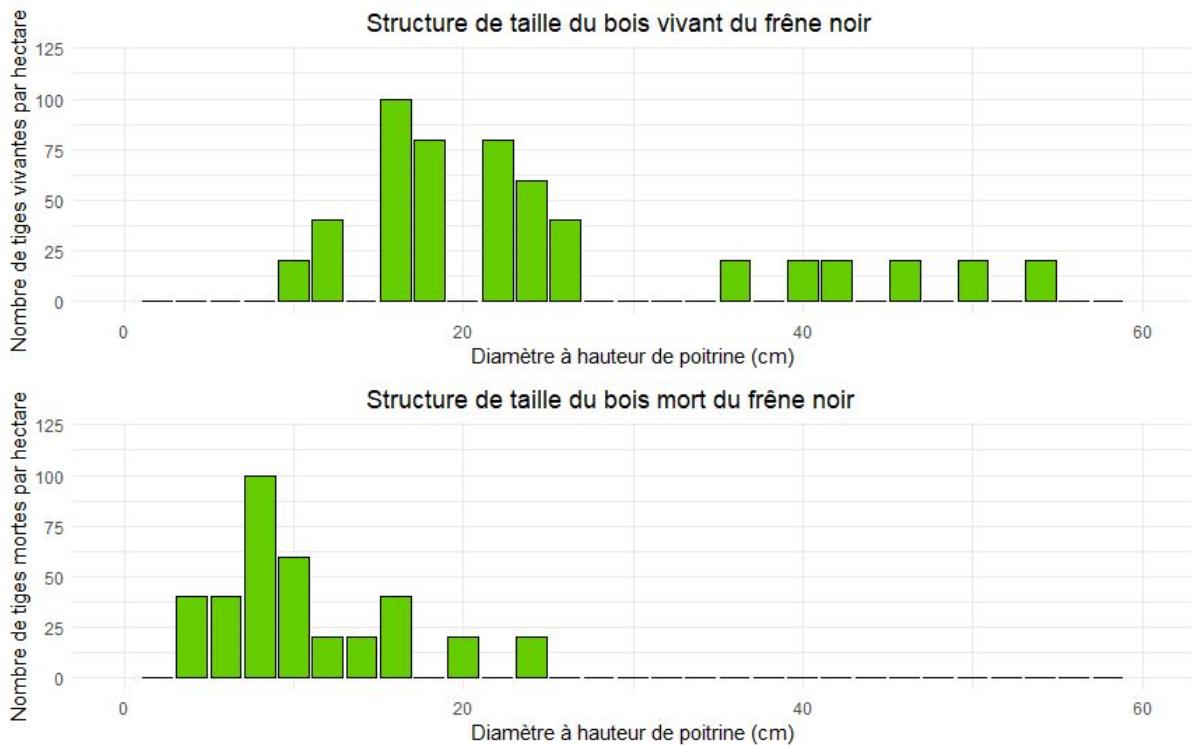


Figure 20. Structure de taille du bois mort (n=540) et du bois vivant (n=360) du frêne noir par hectare en TEM-FRN.

3.1.2. Touladi - Frêne noir (TOU-FRN)

Les espèces ligneuses présentes dans le quadrat du site TOU-FRN étaient l'aulne rugueux, le frêne d'Amérique (*Fraxinus americana*) et le frêne noir. Les 1880 tiges par hectare (Tableau 3) étaient proportionnées comme suit : 93.62% de frêne noir et 6.38% de frêne d'Amérique (Figure 21a). La surface terrière du frêne noir représentait 76.59% des 23.63 m²/ha des arbres présents alors que le frêne d'Amérique représentait 23.41% (Figure 21b) .

Les espèces de la régénération ligneuse présentes sur le site étaient l'aulne rugueux, le cerisier de Pennsylvanie (*Prunus pennsylvanica*), le frêne d'Amérique, le frêne noir, le houx verticillé, le myrique baumier (*Myrica gale*), le noisetier à long bec et la spirée à larges feuilles (*Spiraea alba var. latifolia*). Sur les 240 plantules et gaulis du quadrat du site, la régénération de frêne noir et de frêne d'Amérique était représentée à 50% pour chacune des espèces (Figure 21c).



Figure 21. Abondance relative des tiges d'arbres (a), leur surface terrière relative (b) et l'abondance relative de leur régénération (c), dont le diamètre à hauteur de poitrine est supérieur à 2 cm, par hectare en TOU-FRN (n=1880). FRN = frêne noir ; FRA = frêne d'Amérique.

Espèces de TOU-FRN	Nombre de tiges /ha	Surface terrière (m ² /ha)	Nombre de plantules et de gaulis /ha
Frêne noir	1760	18.10	120
Frêne d'Amérique	120	5.53	120

Tableau 3. Abondance des tiges, surface terrière et abondance de la régénération des arbres par hectare en TOU-FRN.

Les arbres et arbustes du quadrat du site avait un diamètre qui variait entre 1.3 cm et 45.3 cm. Comme le frêne noir avait un diamètre qui variait entre 1.3 cm et 34.0 cm, les plus grandes classes de diamètre du site étaient représentées par le frêne d'Amérique. Seul le frêne noir est représenté dans la structure de taille comme c'était l'espèce dominante du site. On peut observer que la majorité des individus de frêne noir se répartissaient dans les plus petites classes de diamètre avec quelques individus se trouvant au delà de la classe 20-22 cm. La moyenne des DHP est de 9.52 cm et l'écart-type est de 7.20 cm (Figure 22).

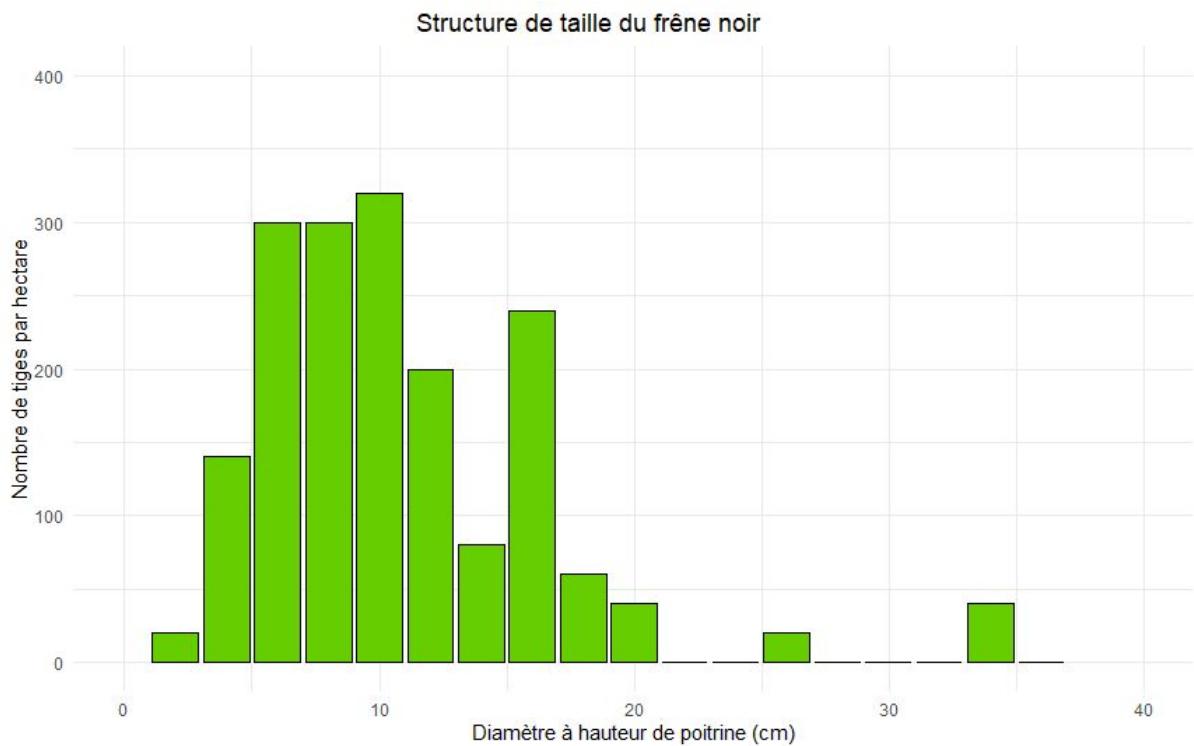


Figure 22. Structure de taille du frêne noir par hectare en TOU-FRN, représentée par le nombre de tiges par hectare dans des classes de DHP de 2 cm (n=1760).

La structure de taille du bois mort du frêne noir met en évidence une grande proportion de mortalité dans les premières classes de diamètre et ne présente aucune mortalité chez les individus au delà de 20 cm de diamètre (Figure 23).

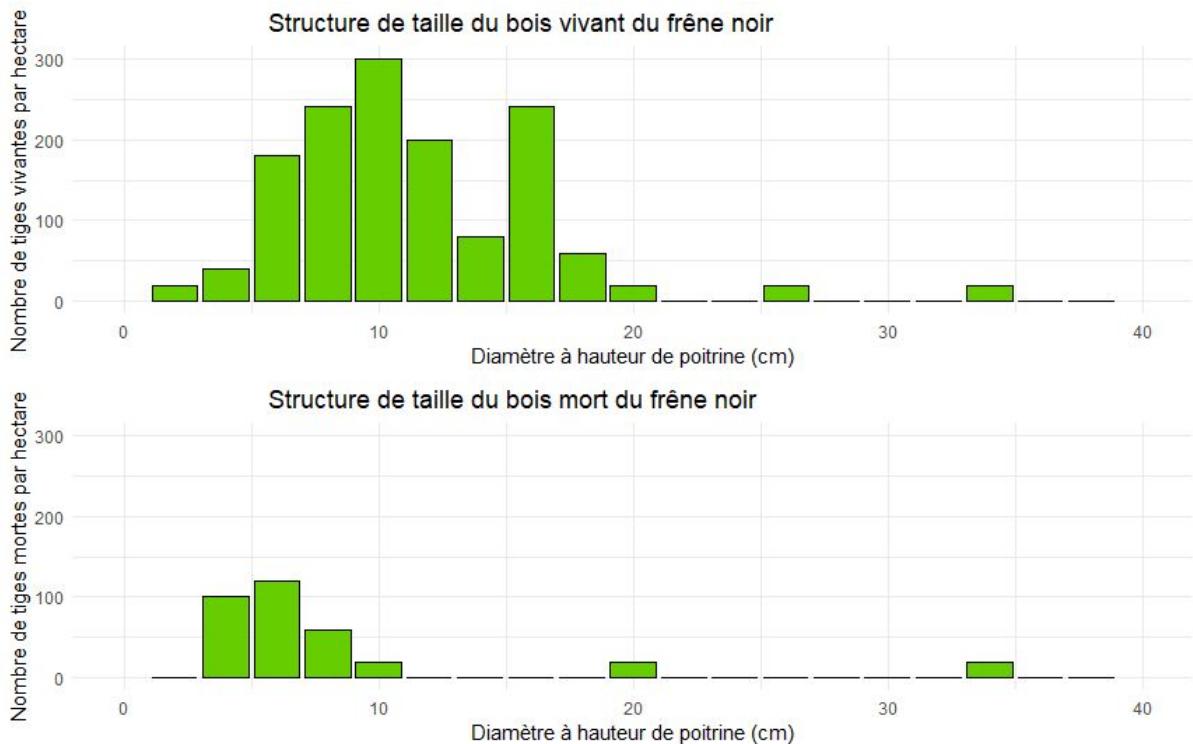


Figure 23. Structure de taille du bois mort (n=340) et du bois vivant (n=1420) du frêne noir par hectare en TOU-FRN.

3.1.3. Mont Pelé - Le hêtre à grandes feuilles (PEL-HGF)

Les espèces ligneuses présentes sur le quadrat du site étaient le bouleau blanc, l'épinette blanche (*Picea mariana*), l'épinette noire (*Picea mariana*), l'érable de Pennsylvanie (*Acer pennsylvanicum*), l'érable rouge (*Acer rubrum*), l'érable à sucre, le hêtre à grandes feuilles, le peuplier à grandes dents (*Populus grandidentata*), le pin rouge (*Pinus resinosa*) et le sapin baumier.

9 espèces d'arbres de chêne ont été trouvées mais la plus grande proportion des tiges d'arbres était représentée par le sapin baumier avec 64.74% sur un total de 6580 tiges par hectare. Dans l'ordre décroissant, l'érable rouge représentait 10.03%, l'épinette noire 7.90%, le bouleau blanc 6.08%, le peuplier à grandes dents 3.95%, l'épinette blanche 3.04%, le hêtre à grandes feuilles 2.74%, le pin rouge 0.91% et l'érable à sucre 0.61% (Figure 24a). On observe que le hêtre à grandes feuilles représentait une proportion de 5.77% de la surface terrière des arbres. Les autres espèces d'arbres présentes occupaient 21.09% de la surface terrière pour le sapin baumier, 17.95% pour l'épinette noire, 17.87% pour le pin rouge, 13.45% pour l'épinette blanche, 11.8% pour l'érable rouge, 7.3% pour le bouleau blanc, 2.84% peuplier à grandes dents et 1.92% pour l'érable à sucre (Figure 24b).

Les espèces de la régénération ligneuse présentes sur le site étaient : le bouleau blanc, le cerisier sp., l'épinette blanche, l'épinette noire, l'érable de Pennsylvanie, l'érable rouge, le hêtre à grandes feuilles, le noisetier à long bec, le pin blanc, le peuplier à grandes dents et le

sapin baumier. Le sapin baumier représentait la plus grande proportion de la régénération avec 58.28%, suivi par l'érable rouge avec 35.71%, l'épinette noire avec 4.66%, l'épinette blanche avec 0.49%, le bouleau blanc avec 0.37%, le peuplier à grandes dents avec 0.25%, le pin blanc et le hêtre à grandes feuilles avec tous les deux 0.12% (Figure 24c).

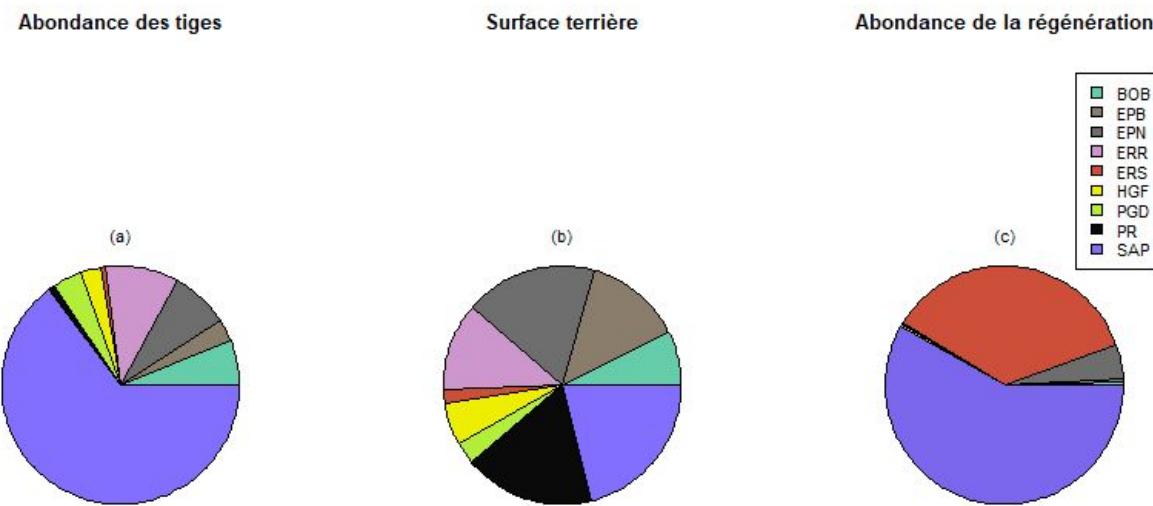


Figure 24. Abondance relative des tiges d'arbres (a), leur surface terrière relative (b) et l'abondance relative de leur régénération (c), dont le diamètre à hauteur de poitrine est supérieur à 2 cm, par hectare en PEL-HGF (n=6580). BOB=bouleau blanc, EPB=épinette blanche, EPN=épinette noire, ERR=érable rouge, ERS=érable à sucre, HGF= hêtre à grandes feuilles, PGD=peuplier à grandes dents, PR=pin rouge et SAP=sapin baumier.

Espèces de PEL-HGF	Nombre de tiges /ha	Surface terrière (m ² /ha)	Nombre de plantules et de gaulis /ha
Sapin baumier	2130	10.63	4750
Épinette noire	260	9.05	380
Pin rouge	300	9.01	0
Épinette blanche	100	6.78	40
Érable rouge	330	5.95	2910
Bouleau blanc	200	3.68	30
Hêtre à grandes feuilles	90	2.91	10
Peuplier à grandes dents	130	1.43	20
Érable à sucre	20	0.97	0
Pin blanc	0	0	10

Tableau 4. Abondance des tiges, surface terrière et abondance de la régénération des arbres par hectare en PEL-HGF.

Le diamètre de tous les arbres du site variait entre 2 et 52 cm alors que le diamètre des hêtres varie entre 2 et 28.8 cm. Ce sont les espèces pin rouge et peuplier à grandes dents qui se trouvaient dans les plus grandes classes de diamètre du site. Le sapin baumier était l'espèce dominante du site et son diamètre variait entre 2 et 30.4 cm. Il était très abondant dans les toutes premières classes de diamètre allant de 0 à 12 cm. Par contre, le hêtre ne montre pas de tendance particulière et se trouvait réparti dans les classes de 0 à 14 cm et de 26 à 32 cm (Figure 25).

Structure de taille du hêtre à grandes feuilles et du sapin baumier par hectare en PEL-HGF

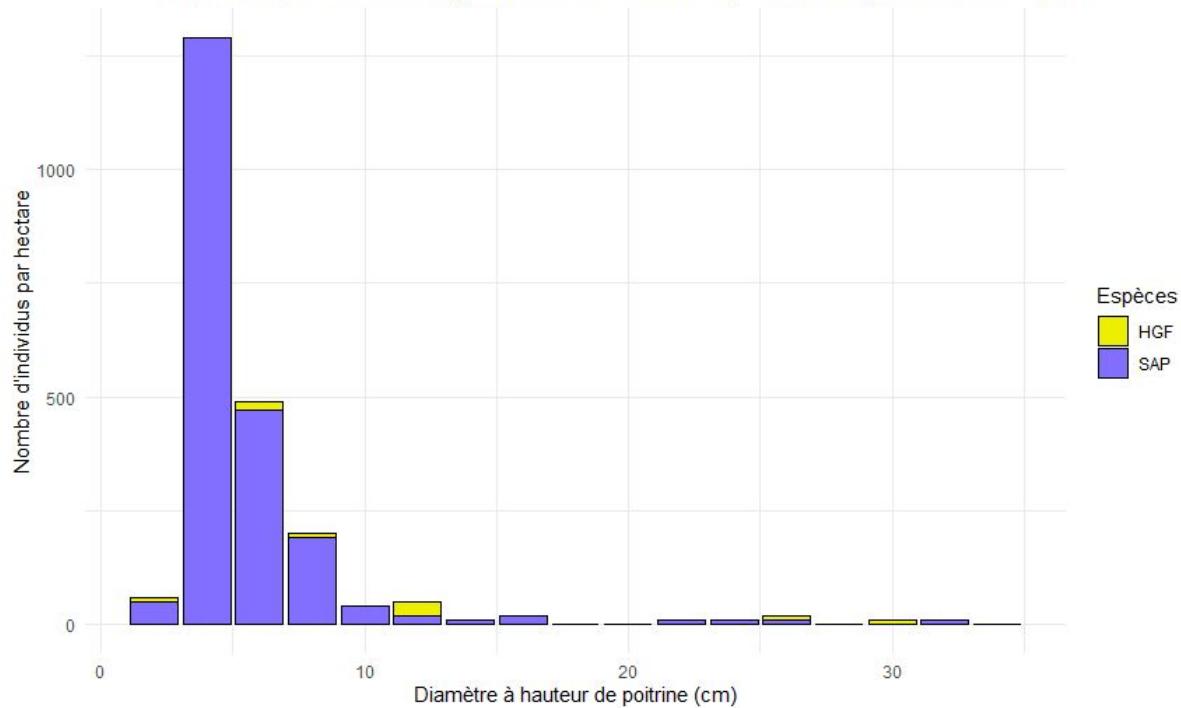


Figure 25. Structure de taille du hêtre à grandes feuilles (n=90) et du sapin baumier (n=2130) en PEL-HGF, représentée par le nombre de tiges par hectare dans des classes de DHP de 2 cm..

La structure de taille du bois mort du sapin baumier met en évidence une grande proportion de mortalité dans les premières classes de diamètre et ne présente presque aucune mortalité chez les individus au delà de 10 cm de diamètre. Les seuls individus morts de hêtre sont dans la classe de diamètre 10-12 cm (Figure 26).

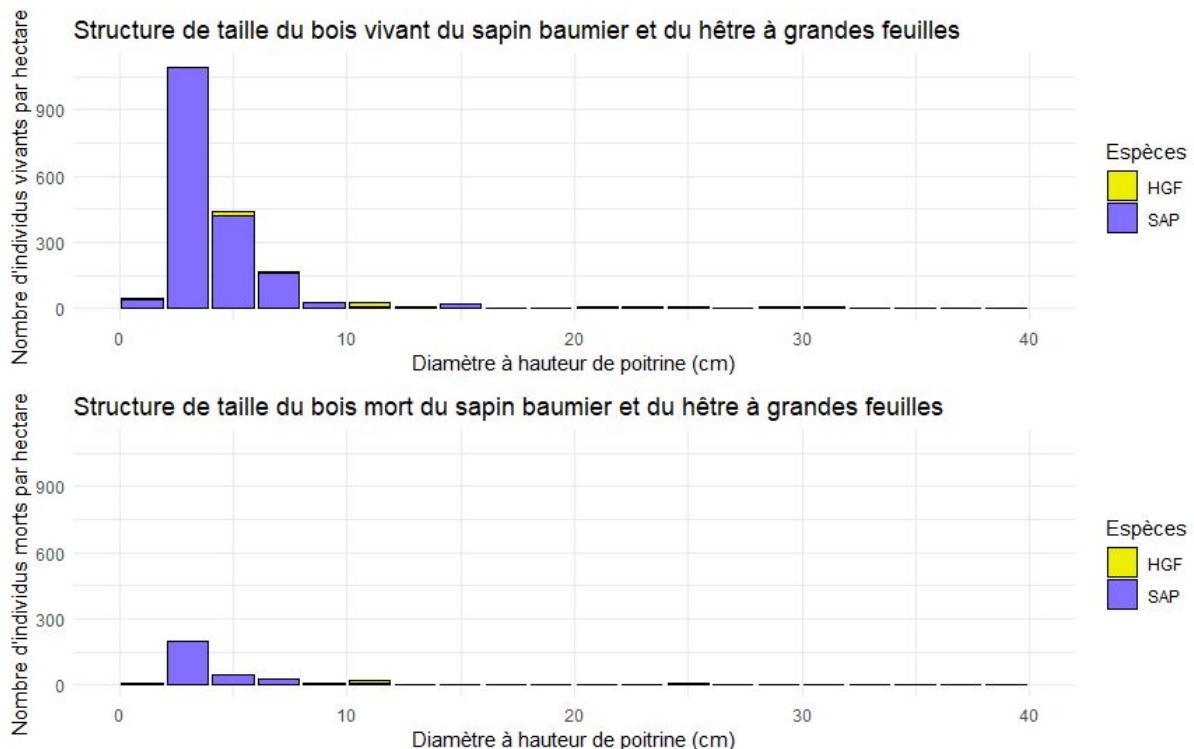


Figure 26. Structure de taille du sapin baumier, son bois mort (n=320) et son bois vivant (n=1810) ; et du hêtre à grandes feuilles, son bois mort (n=10) et son bois vivant (n=80) par hectare en PEL-HGF.

3.1.4. Amphithéâtre - Le chêne rouge d'Amérique (AMP-CHR)

Les espèces ligneuses présentes sur le quadrat du site étaient le bouleau blanc, le cerisier sp., le chêne rouge d'Amérique, l'épinette blanche, l'éryable de Pennsylvanie, l'éryable à sucre, le peuplier faux tremble (*Populus tremuloides*), le peuplier à grandes dents et le sapin baumier. Trois espèces d'arbres dominaient le site en terme de nombre de tiges : l'éryable à sucre, le sapin baumier et le peuplier faux-tremble.

Pour un total de 3620 tiges par hectare, les espèces étaient proportionnées comme suit : 34.81% d'éryable à sucre, 25.97% de sapin baumier, 18.78% de peuplier faux tremble, 8.29% de bouleau blanc, 6.63% d'épinette blanche, 2.76% de chêne rouge d'Amérique et 2.76% de peuplier à grandes dents (Figure 27a). Le peuplier faux tremble dominait la proportion de la surface terrière du site en représentant 58.13%, suivi du chêne rouge d'Amérique avec 14.03%, du sapin baumier avec 7.20%, de l'épinette blanche avec 6.26%, de l'éryable à sucre avec 6.13%, du peuplier à grandes dents avec 5.24% et du bouleau blanc avec 3.02% (Figure 27b).

Les espèces ligneuses de la régénération en AMP-CHR étaient : le cerisier sp., le chêne rouge d'Amérique, l'épinette blanche, l'éryable de Pennsylvanie, l'éryable rouge, l'éryable à sucre, le noisetier à long bec, le peuplier faux tremble et le sapin. La proportion de la régénération présente dans le quadrat était représentée comme suit : 41.95% d'éryable rouge,

25.21% de chêne rouge d'Amérique, 21.61% de sapin baumier, 5.51% d'érable à sucre, 4.24% d'épinette blanche et 1.48% de peuplier faux tremble (Figure 27c).

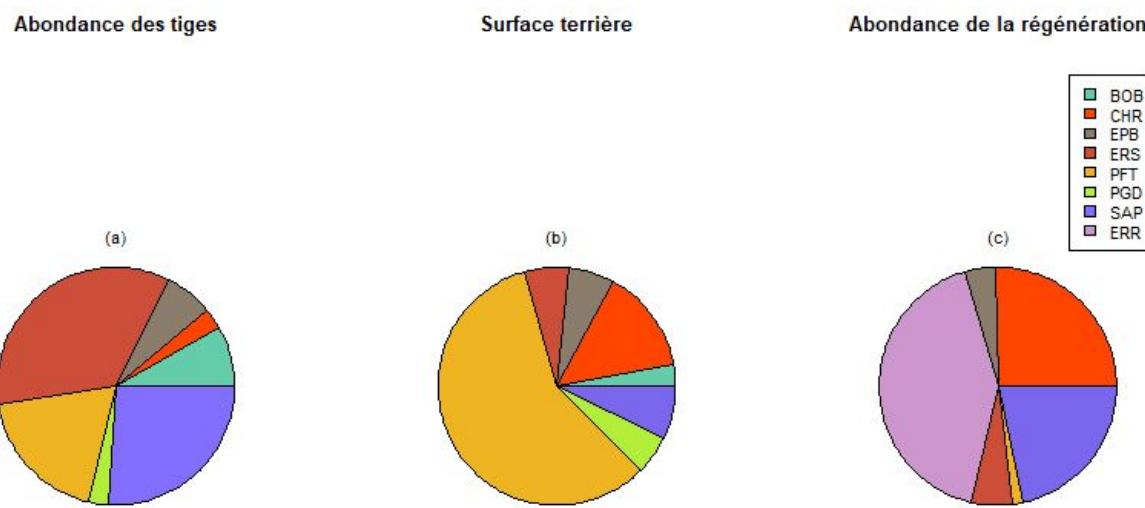


Figure 27. Abondance relative des tiges d'arbres (a), leur surface terrière relative (b) et l'abondance relative de leur régénération (c), dont le diamètre à hauteur de poitrine est supérieur à 2 cm, par hectare en AMP-CHR ($n=3620$). BOB=bouleau blanc ; CHR=chêne rouge d'Amérique ; EPB=épinette blanche ; ERS=érable à sucre, PFT=peuplier faux tremble ; PGD=peuplier à grandes ; SAP=sapin baumier et ERR=érable rouge.

AMP-CHR	Nombre de tiges /ha	Surface terrière (m ² /ha)	Nombre de plantules et de gaulis /ha
Bouleau blanc	300	1.60	0
Chêne rouge d'Amérique	100	7.44	2380
Épinette blanche	240	3.32	400
Érable à sucre	1260	3.25	520
Peuplier faux tremble	680	30.83	140
Peuplier à grandes dents	100	2.78	0
Sapin baumier	940	3.82	2040
Érable rouge	0	0	3960

Tableau 5. Abondance des tiges, surface terrière et abondance de la régénération des arbres par hectare en AMP-CHR

9 individus de chêne ont été recensés et géolocalisés sur le site mais seulement 5 ont fait partie du quadrat d'étude. Les 4 autres individus étaient à proximité du quadrat. Le

diamètre de tous les arbres du site variait entre 2 cm et 39.1 cm alors que le diamètre des chênes variait entre 7.5 cm et 38.4 cm. C'est le peuplier faux tremble qui était l'espèce dont les individus occupaient les plus grandes classes de diamètre.

Les espèces dominantes du site étaient l'érable à sucre, le sapin baumier et le peuplier faux tremble. On peut remarquer une concentration dans les plus petites classes de diamètre, de 2 à 20 cm pour le sapin baumier. L'érable semble suivre cette même tendance mais de façon plus étendue, jusqu'à 24 cm. Par contre, le peuplier faux tremble montre une répartition de ses classes de diamètre plus répandue, de 4 à 42 cm. Les quelques individus de chênes se trouvaient quant à eux dans des classes de dimension qui se répartissent entre 26 et 42 cm avec une exception à la classe 8-10 cm (Figure 28).

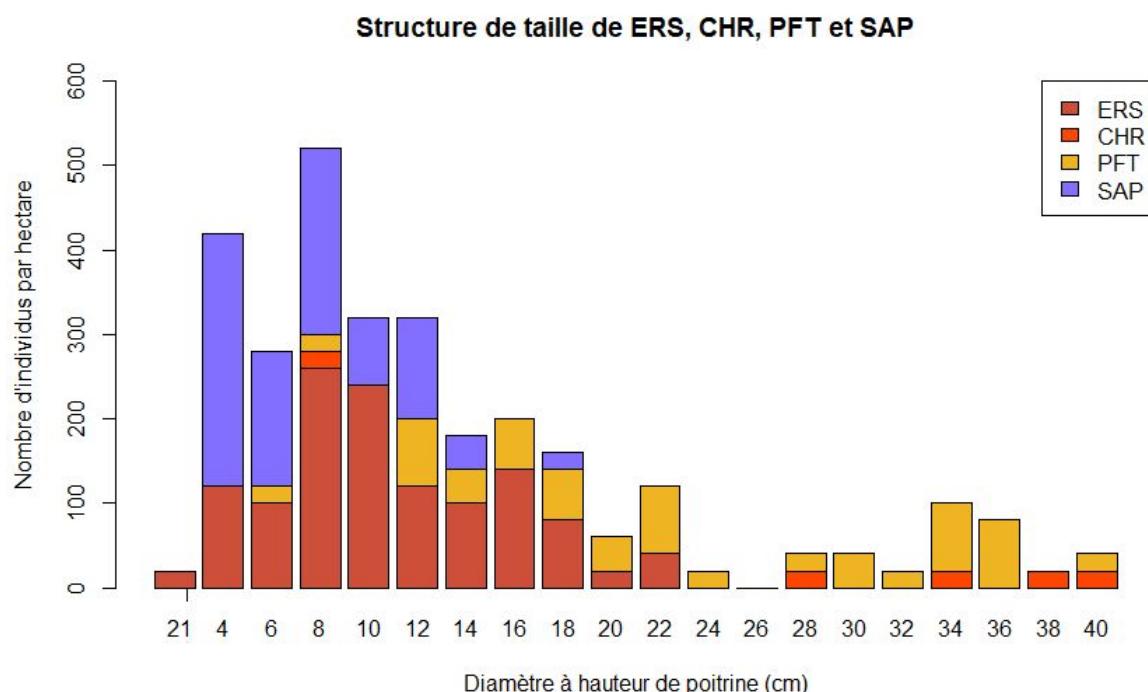


Figure 28. Structure de taille de l'érable à sucre (n=1240), du chêne rouge d'Amérique (n=100), du peuplier faux tremble (n=680) et du sapin baumier (n=940) en AMP-CHR par hectare, représentée par le nombre d'individus.

La structure de taille du bois mort se répartit dans les plus petites classes de diamètre, de 2 cm à 22 cm pour toutes les espèces. Le chêne rouge se répartit seulement dans la classe de diamètre 6-8 cm et le sapin baumier dans la classe 2-4 cm. Une grande quantité de tiges (420 tiges par hectare) de bois mort est retrouvé dans les classes de diamètre 2 à 16 cm pour l'érable à sucre. Le peuplier faux tremble a des tiges mortes qui se répartissent dans des classes un peu plus grandes : de 6 à 22 cm (Figure 29).

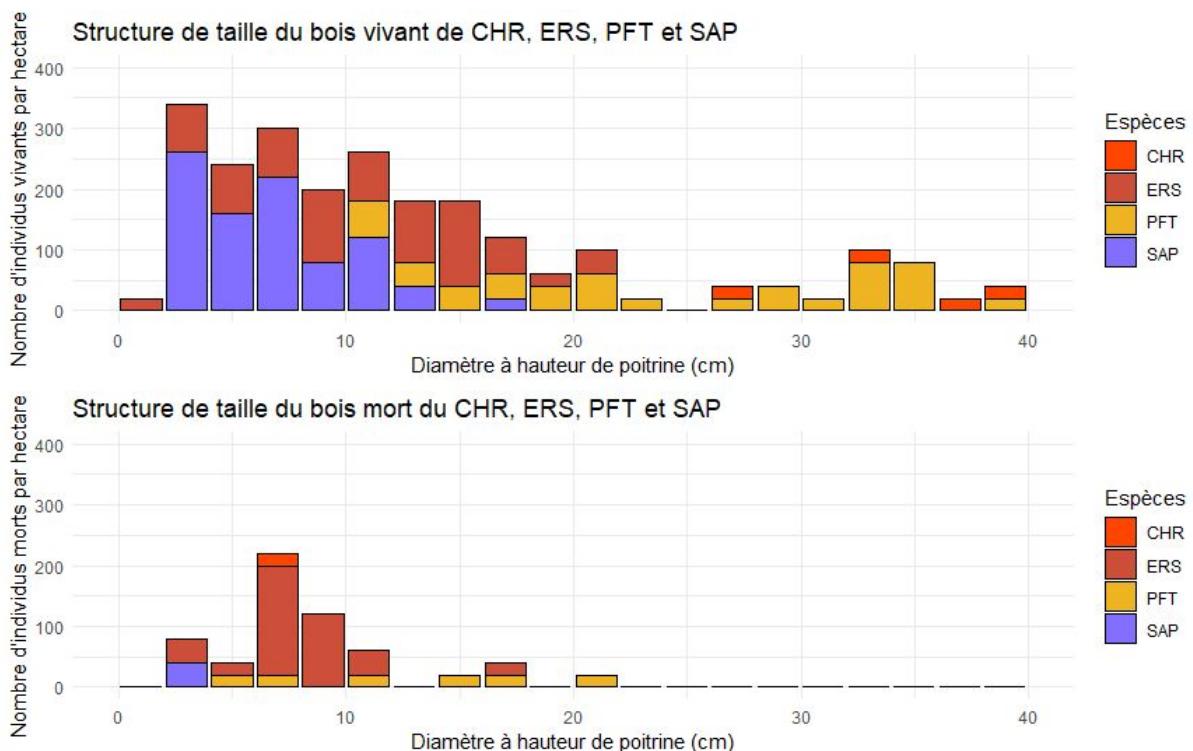


Figure 29. Structure de taille de l'érable à sucre, son bois mort (n=420) et son bois vivant (n=820) ; du chêne rouge d'Amérique, son bois mort (n=20) et son bois vivant (n=80) ; du peuplier faux tremble, son bois mort (n=120) et son bois vivant (n=560); et du sapin baumier, son bois mort (n=40) et son bois vivant (n=900) par hectare en AMP-CHR.

3.1.5. Inventaire végétal

L'analyse en composantes principales (ACP) réalisée sur l'abondance relative des espèces de la végétation à partir de transects de chacun des sites distingue les 4 sites par sa composition floristique. L'axe 1, expliqué par 45.5% de la variance (entre les sites), sépare TEM-FRN et TOU-FRN de AMP-CHR et PEL-HGF alors que l'axe 2, expliqué par 31.3% de la variance sépare TEM-FRN et AMP-CHR de TOU-FRN et PEL-HGF (Figure 30). L'espèce d'arbre se démarquant des sites TOU-FRN et TEM-FRN est le frêne noir. TEM-FRN est plus caractérisé par des herbacées de milieux perturbés comme le gaillet mollet, le sumac grimpant et la ronce pubescente alors que TOU-FRN se caractérise par l'abondance d'arbustes de milieux humides ou subissant un mauvais drainage comme le houx verticillé et l'aulne glutineux. PEL-HGF est principalement représenté par le sapin baumier et des feuillus comme le bouleau blanc, l'érable rouge et le peuplier à grandes dents. AMP-CHR est représenté par le chêne rouge d'Amérique, l'épinette blanche, le peuplier faux tremble et l'érable à sucre. Le site représente des espèces tempérées dans sa majorité, surtout si on prend en compte les arbustes tels que le noisetier, le cerisier et le charme.

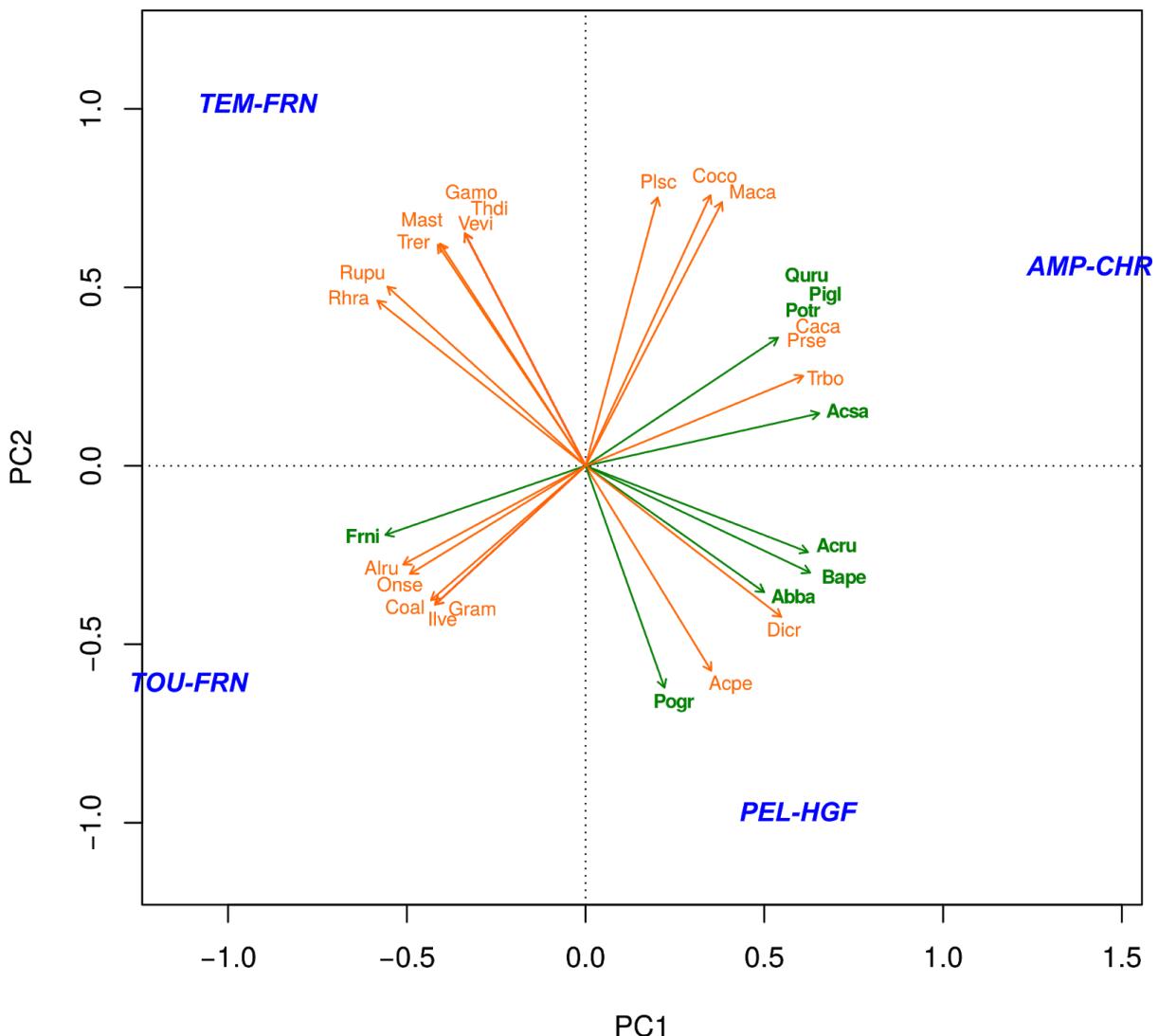


Figure 30. Analyses en composantes principales de l'abondance des espèces de l'inventaire végétal selon les sites. Strate arborescente en vert : **Abba** = Sapin baumier (*Abies balsamea*) ; **Acru** = Érable rouge (*Acer rubrum*) ; **Bape** = Bouleau blanc (*Betula papyrifera*) ; **Frni** = Frêne noir (*Fraxinus nigra*) ; **Pigl** = Epinette blanche (*Picea glauca*) ; **Pogr** = Peuplier à grandes dents (*Populus grandidentata*) ; **Potr** = Peuplier faux tremble (*Populus tremuloides*) ; **Quru** = Chêne rouge d'Amérique (*Quercus rubra*). Strates arbustive et herbacée en orange : [Arbustes] **Acpe** = Érable de Pennsylvanie (*Acer pennsylvanicum*) ; **Alru** = Aulne rugueux (*Alnus rugosa*) ; **Caca** = Charme de Caroline (*Carpinus caroliniana*) ; **Coal** = Cornouiller à feuilles alternes (*Cornus alternifolia*) ; **Coco** = Noisetier à long bec (*Corylus cornuta*) ; **Ilve** = Houx verticillé (*Ilex verticillata*) ; **Prse** = Cerisier tardif (*Prunus serotina*). [Fougères] **Mast** = Matteucie fougère-à-l'autruche (*Matteuccia struthiopteris*) ; **Onse** = Onoclée sensible (*Onoclea sensibilis*). [Mousses] **Dicr** = Dicrane (*Dicranum sp.*) ; **Plsc** = Hypne dorée (*Pleurozium schreberi*). [Herbacées] **Gram** = Graminée ; **Gamo** = Gaillet mollet (*Gallium mollle*) ; **Macá** = Maïanthème du Canada (*Maianthemum canadense*) ; **Rhra** = Sumac grimpant (*Rhus radicans*) ; **Rupu** = Ronce pubescente (*Rubus pubescens*) ; **Thdi** = Pigamon dioïque (*Thalictrum dioicum*) ; **Trbo** = Trientale boréale (*Trientalis borealis*) ; **Trer** = Trille rouge (*Trillium erectum*) ; **Vevi** = Vérâtre vert (*Veratrum viride*).

3.2. Composition forestière passée

Une partie des charbons sélectionnés n'a pas pu être déterminée car le charbon était trop friable, trop minéralisé ou trop vitrifié (Annexe 2). La vitrification consiste en une fusion des structures lors de la combustion, ne permettant souvent pas de discerner des caractères anatomiques. Au cours des différentes étapes de traitement des charbons, ceux qui se sont finalement révélés être des cailloux ou des charbons de nature différente comme les écorces, les brindilles et les herbacées ont été retirés de toutes les analyses. Du charbon a été trouvé dans le sol organique de tous les sites mais pas dans tous les points d'échantillonnage. Le nombre de charbons dans l'horizon organique, quand il était présent, surpassait généralement celui du sol minéral, mais une comparaison n'a pu être possible étant donné que le volume de terre prélevé n'a pas été mesuré.

3.2.1. Témiscouata - Frêne noir (TEM-FRN)

Sur le total de 813 charbons récoltés, 13 points d'échantillonnage sur les 25 contenaient du charbon et 691 charbons se sont été récoltés point d'échantillonnage 16. Les autres points d'échantillonnage ne dépassaient pas les 50 charbons, voire les 10 charbons dans la majorité d'entre eux (Figure 31a : pour un souci de représentativité, l'axe des y a été tronqué). Sur 1325.9 mg de charbon des points d'échantillonnage, le numéro 16 en compte 1159.3 mg (Figure 31b). Le poids moyen d'un charbon tous points d'échantillonnage confondus est de 1.62 mg sur le site, avec un écart-type de 3.03 mg. Du charbon était présent sur le point d'échantillonnage 22 dans l'horizon organique.

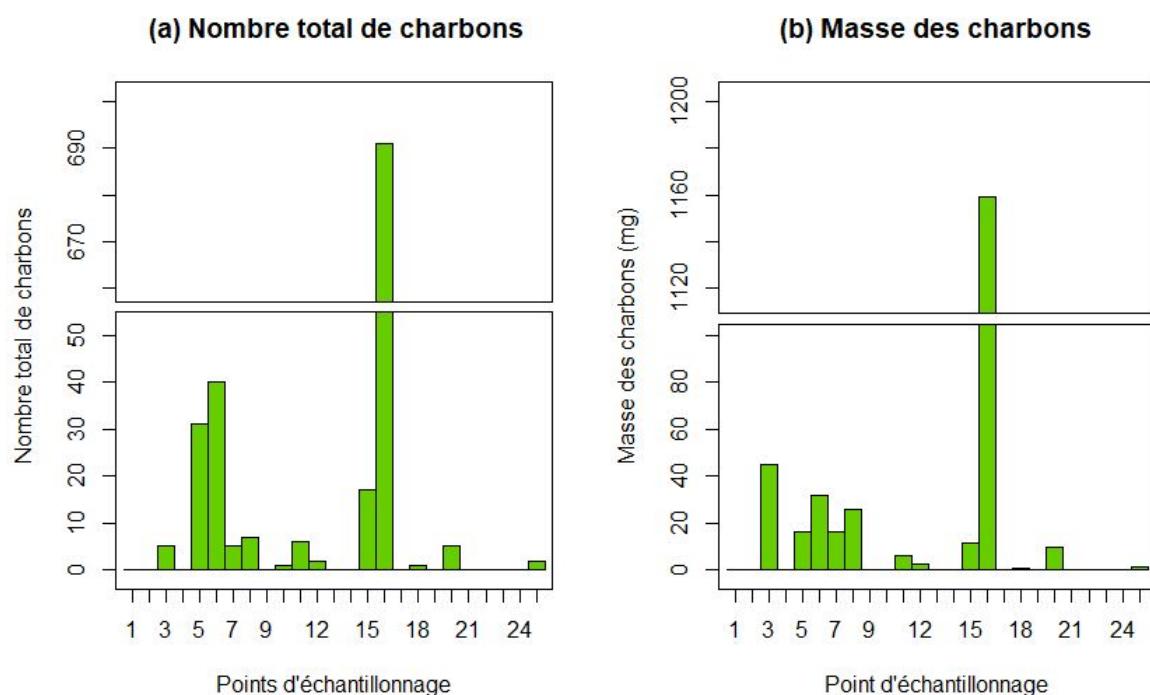


Figure 31. (a) Nombre de charbons total par point d'échantillonnage en TEM-FRN ($n=813$) et (b) masse totale du charbon par point d'échantillonnage.

Sur les 36 charbons sélectionnés pour l'identification, 8 avaient pu être identifiés et 28 étaient indéterminés car ils étaient trop minéralisés. 5 charbons avaient été identifiés comme des feuillus et 3 charbons comme appartenant à des conifères. Parmi les feuillus, trois charbons avaient des caractères proches des *Acer sp.* et un charbon qui était proche du *Fraxinus sp.* Il n'y avait pas assez de caractères pour les identifier avec certitude comme tels. Ainsi, 62.5% des charbons identifiés sont représentés par des conifères alors que les 37.5% restants sont représentés par des feuillus.

3.2.2. Touladi - Frêne noir (TOU-FRN)

Seuls un charbon de 0.3 mg a été récolté dans le quadrat du site au point d'échantillonnage 7, aucun charbon n'a été trouvé dans le sol organique. Malgré le poids du charbon, il a pu être identifié comme un conifère.

3.2.3. Mont Pelé - Hêtre à grandes feuilles (PEL-HGF)

Sur le total de 138 charbons récoltés sur le site, 18 points d'échantillonnage sur 25 contenaient du charbon. Seuls trois points d'échantillonnage représentaient la majorité des charbons récoltés : les points 3, 12 et 16 avaient respectivement 26, 38 et 27 charbons (Figure 32a). Sur les 551.5 mg de charbon, les trois mêmes points d'échantillonnage en représentent la plus grande partie avec respectivement 82.4 mg, 136.2 mg et 77.3 mg (Figure 32b). Le poids moyen d'un charbon tous points d'échantillonnage confondus est de 4.00 mg sur le site, avec un écart-type de 5.43 mg. Du charbon du sol organique était présent sur les points d'échantillonnage 2 à 5 et 8 à 10.

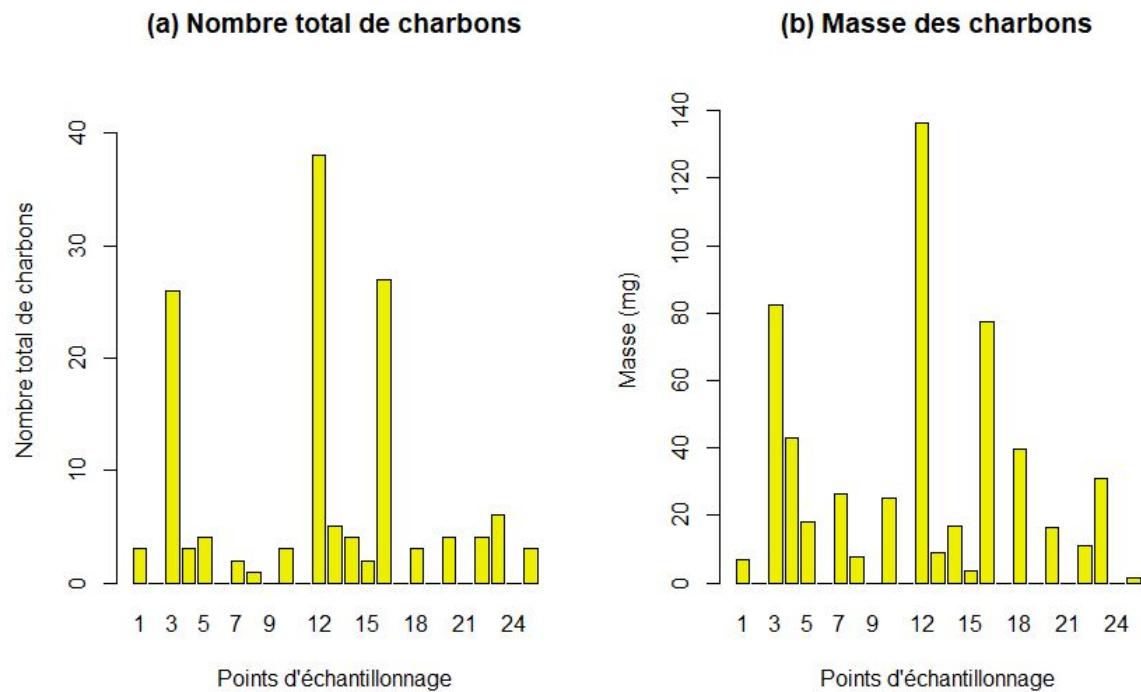


Figure 32. (a) Nombre de charbons total par point d'échantillonnage en PEL-HGF (n=138) et (b) masse totale du charbon par point d'échantillonnage.

Sur les 44 charbons sélectionnés pour l'identification, 24 charbons avaient pu être identifiés (Figure). 6 charbons sont des feuillus, 4 des conifères, 1 de *Corylus sp.*, 1 de *Fagus grandifolia*, 2 de *Fraxinus sp.*, 3 de *Picea sp.* et 1 de *Pinus sp* (Figure 33). Parmi les feuillus, un charbon possède des caractères similaires à un *Acer sp.*, un autre à un *Populus sp.*, un autre à un *Corylus sp.* et un dernier à un *Fagus grandifolia*. Parmi les conifères, deux charbons ont des caractères proches des *Picea sp.* et deux charbons ressemblent à des *Pinus sp.* dont un ayant des caractères proches de *Pinus banksiana*. Cependant, il n'y avait pas assez de caractères pour identifier les feuillus et les conifères mentionnés avec certitude. Ainsi, 41.67% du charbon est représenté par des conifères, 25% par des feuillus, 12.5% par des *Picea sp.*, 8.33% par des *Fraxinus sp.* et 4.17% chacun pour *Fagus grandifolia*, *Corylus sp.* et *Pinus sp.*

PEL-HGF

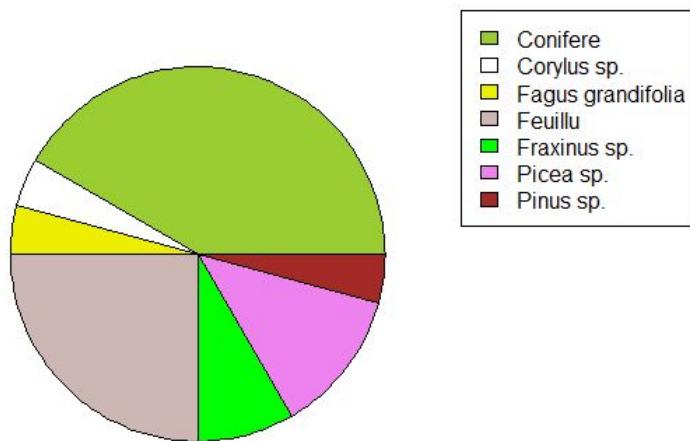


Figure 33. Abondance des taxons des charbons identifiés en PEL-HGF (n=24).

Le hêtre à grandes feuilles a été identifié grâce à ses nombreux vaisseaux majoritairement solitaires ou rassemblés par deux. Les plus gros (environ 30 µm de diamètre) se concentraient dans le bois final alors que les plus petits (environ 10 µm de diamètre) se retrouvaient dans le bois initial. Un gros rayon (environ 90 µm de largeur) traversait le cerne qui se retrouvait étiré par le rayon (Figure 34). D'autres rayons plus petits étaient visibles en coupe tangentielle (Figure 35).

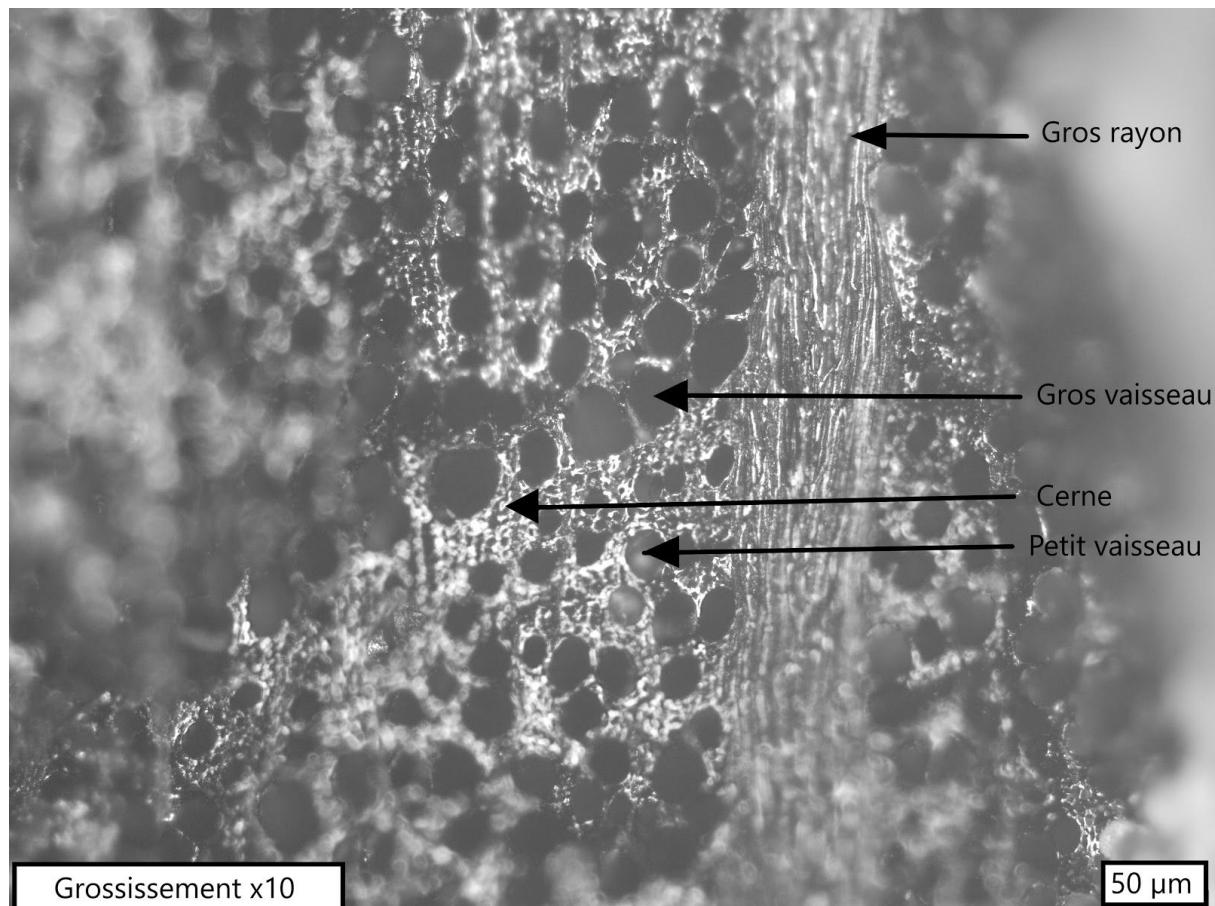


Figure 34. Coupe transversale du charbon PEL-HGF-4-4-2. Les caractères visibles sont les suivants : un gros rayon qui traverse la coupe, un des nombreux gros vaisseau dans le bois final, le cerne, un des petits vaisseaux du bois initial (Blandine Keymolen 2019)

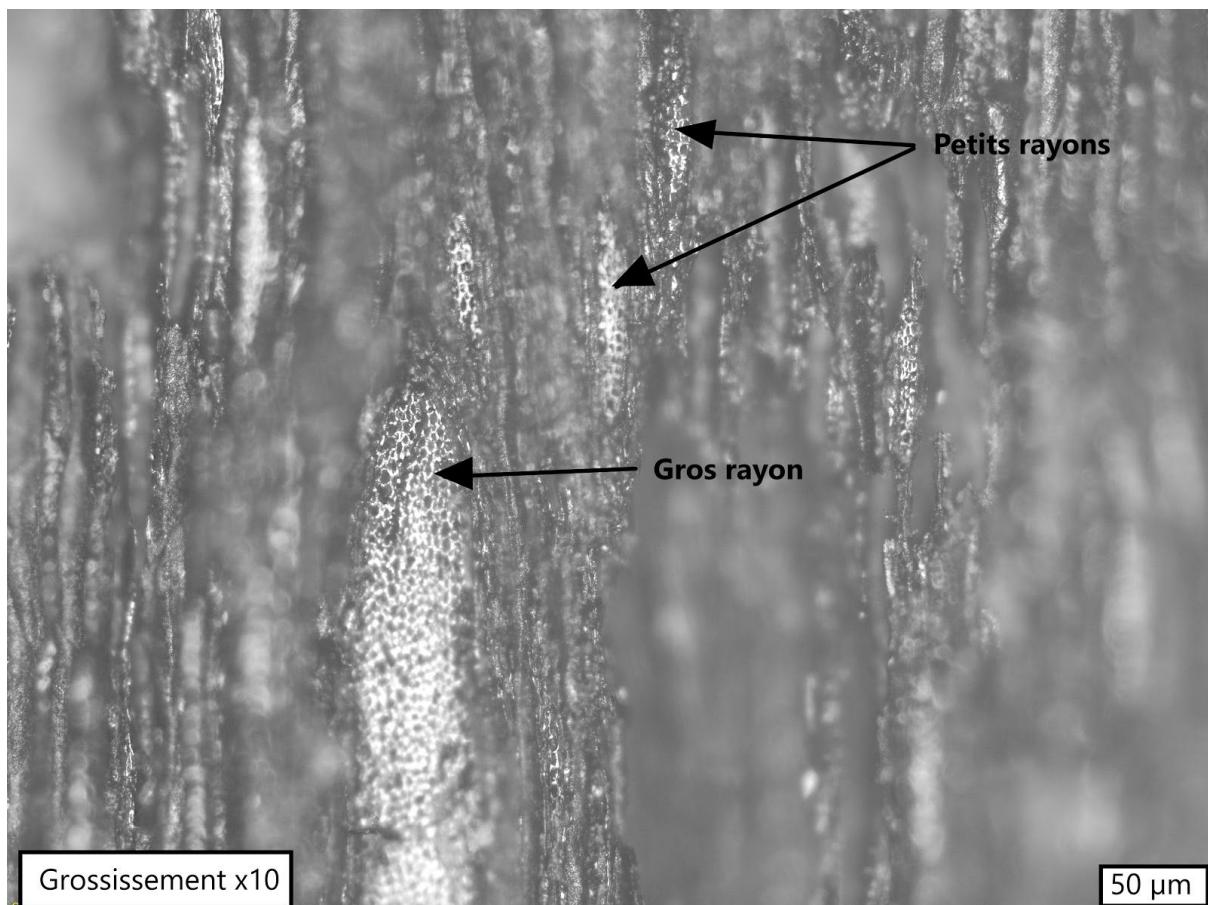


Figure 35. Coupe tangentielle du charbon PEL-HGF-4-4-2. Les caractères visibles sont les suivants : un gros rayon qui traverse la coupe et plusieurs petits rayons (Blandine Keymolen 2019).

3.2.4. Amphithéâtre - Chêne rouge d'Amérique (AMP-CHR)

Sur un total de 1101 charbons récoltés sur le site, 25 points d'échantillonnage sur 26 contenaient du charbon dans le sol minéral. Les points d'échantillonnage 7 et 23 représentent à eux seuls la majorité des charbons présents avec respectivement 301 et 203 charbons (Figure 36a). Sur les 5009.7 mg de charbon, les deux mêmes points d'échantillonnage en représentent la plus grande partie avec respectivement 2044.8 mg et 789.3 mg (Figure 36b). Le poids moyen d'un charbon tous points d'échantillonnage confondus est de 4.55 mg sur le site, avec un écart-type de 11.08 mg. Du charbon du sol organique était présent sur tous les points d'échantillonnage sauf le 21 et le 22.

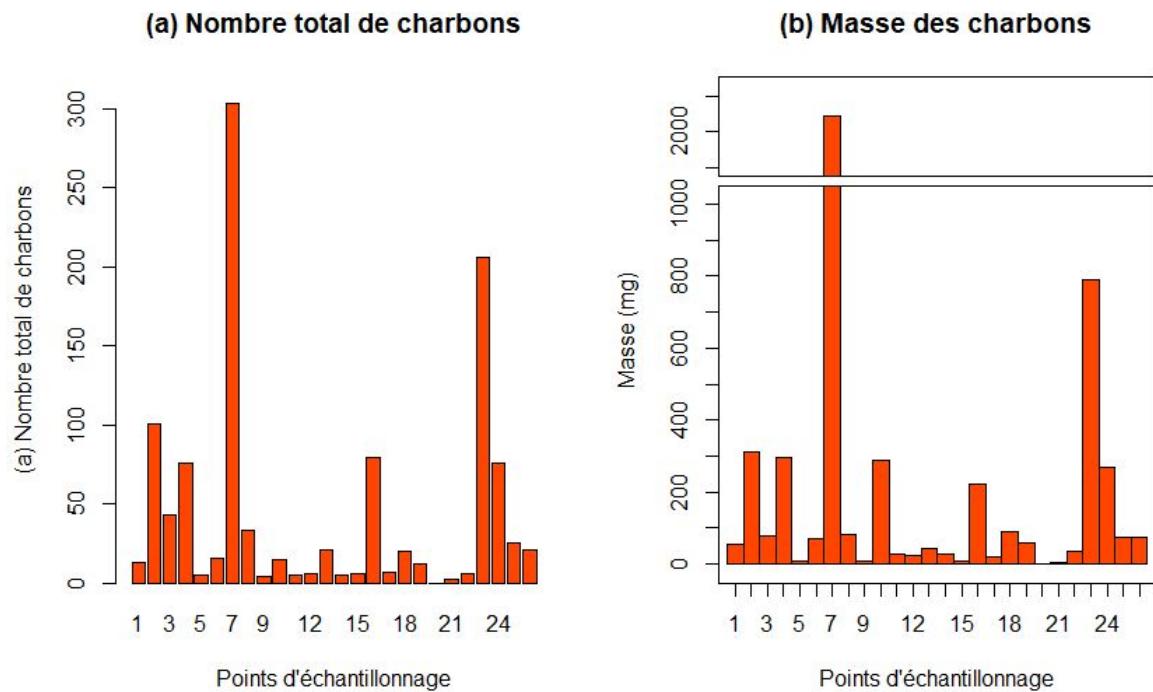


Figure 36. (a) Nombre de charbons total par point d'échantillonnage en AMP-CHR (n=1101) et (b) masse totale du charbon par point d'échantillonnage.

Sur les 190 charbons sélectionnés pour l'identification, 67 charbons avaient été analysés (des points d'échantillonnage 1, 2, 4, 7, 16 et 23) et 36 avaient pu être identifiés. 7 charbons sont des conifères, 3 des feuillus, 10 des *Pinus sp.*, 8 des *Picea sp.*, 4 des *Pinus strobus* (Annexe 1), 1 *Pinus resinosa*, 1 *Quercus rubra*, 1 *Pinus banksiana* et 1 *Corylus sp* (Figure 37). Parmi les 7 conifères, deux avaient des caractères proches de *Picea sp.* et deux autres de *Pinus banksiana*. Parmi les 10 *Pinus sp.*, deux avaient des caractères proches de *Pinus strobus* et deux de *Pinus strobus/resinosa*. Parmi les 31 indéterminés, deux charbons avaient des caractères proches de conifères, un de feuillu et un de *Pinus sp.* Cependant, il n'y avait pas assez de caractères pour identifier les feuillus, les conifères et les *Pinus sp.* mentionnés avec certitude. Ainsi, 19.4% du charbon est représenté par des conifères, 8.33% par des feuillus, 27.78% par des *Pinus sp.*, 22.22% par des *Picea sp.*, 11.11% de *Pinus strobus*, 2.78% chacun de *Pinus resinosa*, de *Quercus rubra*, de *Pinus banksiana* et de *Corylus sp.*.

AMP-CHR

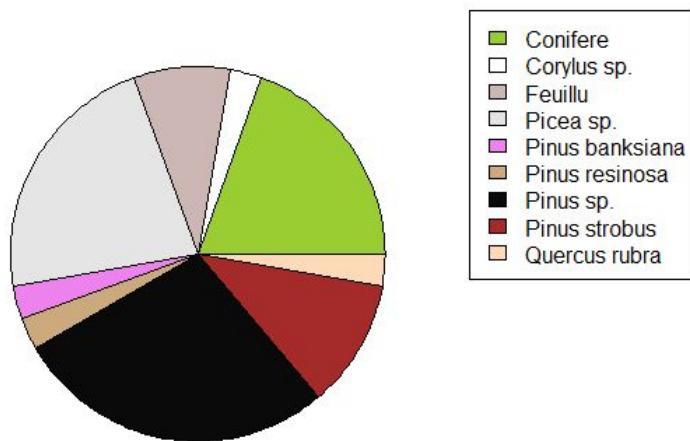


Figure 37. Abondance des taxons des charbons identifiés en AMP-CHR (n=36).

3.3. Rôle des acteurs impliqués dans la conservation forestière

La SEBKA est une organisation à but non lucratif qui participe au développement durable de la région. Elle organise entre autre des activités extérieures qui respectent l'intégrité du milieu naturel. Le site du chêne se situe à proximité d'un sentier de randonnée balisé par la société. Cependant, le terrain appartient à un particulier possédant une ferme et qui est un fervent défenseur de la conservation du site. Le propriétaire loue le terrain à la SEBKA et les locataires sont très conscientisés par la biodiversité locale quoiqu'ils ne la promeuvent pas. En effet, la curiosité des touristes et la dégradation qu'ils peuvent causer ont déjà eu des effets néfastes sur certaines espèces telles que le sabot de Vénus (*Cypripedium calceolus*) au point d'avoir grandement réduit les populations existantes.

L'Agence régionale de mise en valeur des forêts privées du Bas-Saint-Laurent est un organisme à but non lucratif qui soutient les propriétaires forestiers privés en vue de promouvoir les pratiques forestières dans une perspective de développement durable. L'agence met en oeuvre un Plan de protection (qui regroupe des conseils et des recommandations) et de mise en valeur des forêts grâce aux propriétaires privés et à l'aide de différents partenaires.

La CGCBSL est un organisme à but non lucratif et une extension locale de FSC (Forest Stewardship Council) qui soutient les entreprises forestières engagées. Sur base du certificat forestier de FSC, l'organisme promeut une gestion durable des forêts de la région d'un point de vue social, économique et environnemental. La conservation de certains sites comme les écosystèmes rares, les refuges ou les forêts à haute valeur de conservation font

partie des nombreux points imposés par la certification forestière. Néanmoins, l'organisme a pour but principal d'encadrer les industries forestières afin de respecter les normes de la certification. De fait la conservation de peuplements marginaux n'est pas une priorité parmi les sites à haute valeur de conservation mentionnés dans la certification.

CNC est une organisation non gouvernementale de préservation de l'environnement et de la protection de la biodiversité. Elle se base sur un système de dons, de bénévolat et de partenariats pour mettre en place des mesures de conservation de certains milieux ou d'espèces prioritaires via l'acquisition de sites naturels. CNC met une carte interactive à disposition afin d'illustrer leurs aires protégées comme les couloirs migratoires fauniques notamment. Les couloirs migratoires fauniques conservés par CNC n'abritent pas les sites d'intérêt et ne sont pas non plus à proximité.

Le Parc national du Lac-Témiscouata est une aire protégée par le Gouvernement du Québec, comme les 26 autres parcs nationaux québécois. Dans ces parcs, c'est la Société des établissements de plein air du Québec (Sépaq) qui assure la protection de la biodiversité et de l'environnement tout en administrant les sites, ouverts au public. Elle promeut des activités touristiques dans les parcs tout en mettant les sites en valeur et en minimisant l'impact des visiteurs sur la biodiversité. Le Parc abrite plus de 26 types de peuplements forestiers dont certains contiennent des populations marginales telles que le pin rouge.

4. Discussion

4.1. Composition et stabilité des peuplements actuels

4.1.1. Les peuplements de frêne noir

Sur les deux sites où le frêne noir est présent, on peut constater que l'espèce domine les peuplements d'arbres aussi bien en terme de surface terrière que d'abondance de la régénération. En TEM-FRN, d'autres espèces comme le bouleau blanc, l'érable à sucre et le sapin baumier représentent 8.16% de l'abondance des tiges, alors qu'en TOU-FRN seul le frêne d'Amérique (6.38 %) accompagne le frêne noir dans le peuplement. La différence entre les deux sites se situe au niveau de la surface terrière de l'érable à sucre en TEM-FRN et du frêne d'Amérique en TOU-FRN dont la proportion est plus grande que pour l'abondance des tiges. Cela suggère, avec la structure de taille, que ces espèces ont des individus plus matures dans les frênaies.

La dominance du frêne ainsi que sa régénération montrent que les peuplements de frêne noir des sites TEM-FRN et TOU-FRN sont stables. En effet, les gaulis et les plantules sont majoritairement présents sur chacun des sites, assurant la pérennité des peuplements. De plus, la mortalité représentée dans la structure de taille parmi les plus petites classes d'individus suppose qu'aucune perturbation n'a d'effet néfaste sur l'ensemble du peuplement (Angers 2009). Bien que les espèces matures du bouleau blanc, de l'érable à sucre et sapin baumier soient présentes sur TEM-FRN, on ne compte pas de gaulis ni de plantules de ces espèces. Pourtant, on y trouve une faible proportion de frêne de Pennsylvanie et d'érable rouge alors qu'ils ne sont pas présents en tant qu'individus de plus de 2 cm de diamètre. Cela pourrait suggérer que le bouleau blanc et l'érable à sucre sont des espèces en déclin dans le peuplement alors que le frêne de Pennsylvanie et l'érable rouge pourraient commencer à s'y établir. En TOU-FRN, la régénération du frêne d'Amérique est également assurée.

L'inventaire végétal nous confirme que les peuplements étudiés sont représentés par le frêne noir même si les sites se différencient pas le type d'herbacées et d'arbustes présents. Malgré la présence d'espèces de milieux perturbés en TOU-FRN et au regard des autres analyses, on peut considérer que la frênaie est relativement stable et résiliente aux perturbations secondaires (chablis, agents pathogènes) (Angers 2009). C'est le cas également de la frênaie de TEM-FRN bien qu'elle soit plus caractérisée par la présence d'arbustes de milieux humides ou de mauvais drainage, un caractère écologique commun aux frênes (Farrar 1996 ; Prasad et al. 2007).

Avec les changements climatiques, une augmentation de la température et des précipitations est attendue. Dès lors, au printemps, une augmentation des risques de crues importantes et d'inondations sera à prévoir. Le frêne noir a déjà été confronté à ce type de perturbations durant le Quaternaire, sa distribution a été impactée par le régime des précipitations et le risque d'inondations. L'espèce étant tolérante aux sites peu drainés, elle rencontre peu de compétition et encore moins de feux naturels à cause de la proximité de points d'eau. Néanmoins, une exposition constante aux inondations aura des effets néfastes sur l'espèce (Huang et al. 2010 ; Tardif & Bergeron 1999).

4.1.2. Le peuplement de hêtre à grandes feuilles

L'espèce qui domine le peuplement contenant le hêtre à grandes feuilles est le sapin baumier en terme d'abondance des tiges. En proportion, la surface terrière du sapin baumier est moins importante et on constate une grande proportion de sa régénération sur le site. Contrairement au sapin, le hêtre est peu présent et montre une surface terrière dont la proportion est plus importante que son abundance, présumant que les individus de hêtre sont matures dans le peuplement. Cette supposition se confirme à l'analyse de la structure de taille de l'espèce, qui montre également la présence importante des individus de petite taille chez le sapin baumier. La régénération de hêtre et les individus de petit diamètre sont très peu présents. De fait, le site serait une ancienne hêtraie ou une forêt mixte qui se reconvertit en sapinière. Etant donné sa faible représentativité dans les autres analyses et l'absence de jeunes arbres, le peuplement de hêtre à grandes feuilles sur le site est probablement en déclin. Pourtant, l'espèce est connue pour s'établir en fin de succession de la dynamique forestière (Rey et al., 2019) et est considéré comme une espèce peu vulnérable (Périé et al. 2014). Alors que dans le cas du site étudié, le hêtre ne semble pas se maintenir.

Malgré une présence stable des autres espèces, la sapin semble coloniser le milieu. Etant donné que c'est est une espèce qui ne supporte pas les feux, sa présence sur ce site met en évidence le fait qu'aucun feu n'a sévi récemment (Figure 39). Le sapin est connu pour avoir une abondante régénération grâce à sa capacité à supporter l'ombre. Sa régénération peut profiter de la moindre trouée pour se développer (Fortin et al. 2003). Pourtant, l'épinette blanche est également bien représentée bien qu'elle ne soit pas dominante dans le peuplement. La dynamique des deux espèces présentes a justement déjà été étudiée (Couillard et al. 2018 ; de Lafontaine and Payette 2010 ; Frégeau et al. 2015) : l'épinette blanche est dominante dans les peuplements où les feux sont plus fréquents alors que le sapin baumier est dominant dans les peuplements où la fréquence des feux est plus faible. Bien que l'épinette noire soit généralement abondante dans les régions avec de plus petits intervalles de feu, elle est aussi bien présente sur le site. Contrairement au pin gris, l'épinette noire n'est pas pyrophile mais tolère bien les feux de forêts naturels grâce à sa capacité à se régénérer par le marcottage (méthode de multiplication par le développement de ses racines) (Frégeau et al. 2015).

4.1.3. Le peuplement de chêne rouge d'Amérique

Le peuplier faux-tremble, le sapin baumier et l'érytre à sucre sont des espèces fortement représentées dans l'abondance des tiges d'arbres du site tandis que le chêne représente une des plus petites proportions des espèces présentes. Pourtant, la surface terrière montre que le chêne occupe une surface plus importante attestant de l'âge plus avancé des individus. Au contraire, les populations de l'érytre à sucre et du sapin baumier sont composés de jeunes individus. Le peuplier faux-tremble, lui, occupe plus grande proportion dans sa surface terrière. La structure de taille permet de confirmer que les individus du peuplier

tremble se distribuent principalement dans les plus grandes classes de diamètre bien qu'ils soient présents dans presque toutes les classes. Le nombre de tiges jouant bien sûr un rôle dans l'importance prise dans la surface terrière. Le chêne rouge est aussi considéré parmi les arbres les plus matures du peuplement bien que le nombre de tiges soit peu élevé comparé aux autres espèces. La structure de taille du sapin baumier et de l'érable à sucre illustrent des peuplements plus jeunes comme la différence entre l'abondance des tiges et la surface terrière l'atteste.

Au vu des analyses précédentes et de la grande proportion de la régénération de chêne, on peut supposer que le peuplement semble se maintenir de façon stable sur le site. D'ailleurs, l'inventaire de la végétation montre que le site est composé principalement d'espèces tempérées, contrairement au peuplement de hêtre qui tend plus vers une sapinière mixte. Alors que la régénération du sapin est bien représentée, celle du peuplier faux-tremble représente une faible proportion de la régénération présente. Du fait de la présence de jeunes arbres de peupliers dans le peuplement et malgré la faible abondance de la régénération, on peut supposer que l'espèce tend à être remplacée sur le site par les autres espèces présentes : le peuplier faux tremble, l'érable à sucre et le sapin baumier. Il est intéressant de noter que l'érable rouge n'était pas présent parmi les arbres de plus de 2 cm de diamètre. Une large proportion de plantules et de gaulis était présente sur le site, laissant penser que l'espèce commencerait à s'implanter.

Le chêne rouge d'Amérique et les autres espèces du genre ont déjà fait l'objet d'une étude sur leur conservation dans le contexte des changements climatiques au sud-est du Québec (Truax et al. 2018). Les chênes étant des arbres à glands, ceux-ci peuvent être largement dispersés grâce à la faune, comme le geai bleu (*Cyanocitta cristata*). Profitant des éclaircies lors de la colonisation de nouveaux milieux, la régénération de chêne doit lutter contre le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*), fervent des ses jeunes pousses. Ainsi, des mesures, efficaces, avaient été mises en oeuvre afin de protéger les premiers stades de développement du chêne. Même si dans le cas du site étudié, le peuplement ne semblait pas affecté par les cerfs de Virginie, il reste le risque d'augmentation du stress hydrique dans le contexte des changements climatiques. En prenant en compte les divers paramètres pouvant être néfastes pour l'espèce, des mesures pourront être prises en vue de protéger les populations marginales de l'espèce (LeBlanc & Berland 2019 ; Truax et al. 2018).

4.2. Origine des peuplements marginaux

Du fait de leur friabilité, les charbons ont pu être fragmentés par les différents traitements, ce qui laisse supposer que le nombre de charbons a pu être surestimé. D'autre part, une partie des charbons a pu être perdue, détruite ou confondue avec des débris de bois ou de végétation, des coques minéralisées ou des cailloux lors des manipulations. Les données relatives au charbon de l'horizon organique n'ont pas été exploitées mais pourraient donner des indications sur le dernier feu qui a eu lieu sur le site : la composition du peuplement au moment du dernier feu et la période du feu si les charbons sont analysés au ^{14}C .

4.1.1. Les peuplements de frêne noir

Tandis qu'une espèce de conifère est présente dans un des deux peuplements de frênes, l'abondance relative des espèces décelées via l'analyse des charbons montre une composition passée caractérisée par une plus grande présence de conifères. Cette présence permet de mettre l'étude en lien avec les observations faites aux Etats-Unis sur le remplacement progressif des conifères par les feuillus (Abrams and Nowacki 2019). Auparavant, le site a pu être composé en majorité ou en plus grande partie par des conifères du biome boréal dont la limite sud de leur distribution a dû subir un recul face à l'arrivée des feuillus et aux changements climatiques.

La présence de sapin baumier, intolérant aux feux (Couillard et al. 2013 ; de Lafontaine and Payette 2010) et le type de milieu peu drainé dans lequel vivent les frênes, suppose que le dernier feu n'est probablement pas récent et que les charbons trouvés proviennent d'anciens peuplements dont la composition est différente d'aujourd'hui. On ne peut pas certifier que l'origine du frêne provenait d'une ancienne expansion de l'espèce étant donné qu'aucun charbon n'a pu être identifié avec certitude. Néanmoins, son absence aux analyses ne signifie pas non plus que le peuplement provient d'une fragmentation récente. Les lacs Témiscouata et Touladi étaient auparavant fréquentés par les Premières Nations, qui, dans une moindre mesure, ont pu exploiter les terrains et les forêts de cette région. Les traces de feu sur les sites pourraient provenir de leur présence.

4.1.2. Le peuplement de hêtre à grandes feuilles

La proportion de charbons identifiés comme des feuillus est presque la même que ceux identifiés comme des conifères. Malgré la présence imposante du sapin dans la composition présente en terme d'abondance, si on compare plutôt la surface terrière des espèces présentes à la composition passée du peuplement, la proportion des feuillus et des conifères reste relativement stable. Un hêtre à grandes feuilles a été identifié avec certitude et un autre charbon a des caractères proches qui n'ont pas pu être confirmés. Les macrofossiles infèrent la présence de hêtre lors de feux passés, illustrant ainsi l'origine ancienne du peuplement. Deux genres présents dans la composition présenté l'étaient aussi dans la composition passée : l'épinette et le pin. Par contre, deux charbons ont été identifiés comme du frêne alors que le genre n'est pas présent sur le site et qu'il ne pousse généralement pas dans ce type de milieu.

4.1.3. Le peuplement de chêne rouge d'Amérique

L'abondance spécifique des charbons illustre que la composition passée du site semble avoir été largement envahie par les conifères qui sont pourtant moins présents à l'heure actuelle. Certaines espèces retrouvées dans les charbons n'ont pas été observées sur le site : le pin gris, le pin blanc et le pin rouge. La présence certaine du chêne rouge dans les charbons

indique un maintien à long terme de l'espèce sur le site. Etant donné que les feux sont rares dans la région, le dernier peuplement contenant du chêne n'est probablement pas récente. Mais contrairement au hêtre, le chêne se maintient dans le peuplement.

Une plus grande masse de charbons sur les sites PEL-HGF et AMP-CHR par rapport à TEM-FRN et TOU-FRN peut supposer que les deux premiers sites sont plus vulnérables aux feux de forêts, mais aussi que les peuplements ont été plus denses. Jusqu'ici, aucune corrélation n'a pu être prouvée entre le nombre, la taille et la masse des charbons avec l'intensité des feux ou la densité des peuplements dans le biome boréal (Kasin et al. 2013 ; Ohlson et al. 2009). Etant donné que les charbons de bois sont relativement stables pendant l'Holocène dans le biome boréal (de Lafontaine & Asselin 2011), il est difficile d'établir la composition forestière passée sur une échelle de temps sans datation au ¹⁴C. Parmi les charbons identifiés, seule l'abondance relative des espèces identifiées permet de donner un indice sur la dominance forestière passée. Sur base de données historiques, on peut tout de même attester qu'il n'y a pas eu de feux de forêts naturels de grande envergure depuis le 19^e siècle (Couillard et al. 2013). De plus, aucun feu anthropique n'a été enregistré récemment (Société de protection contre le feu, Québec 2020) sur les sites mais on ne peut pas exclure les feux de camp (touristes, campeurs) bien qu'on pourrait les distinguer des feux naturels et des feux de plus grandes envergure.

4.3. Rôle des acteurs impliqués dans la conservation des peuplements marginaux

Parmi les organismes présentés, la situation des populations marginales est peu connue. Les efforts de conservation vont dans le sens des peuplements forestiers étendus (au moins 4 hectares dans le cas de l'Agence de mise en valeur des forêts privées au BSL) et dont l'espèce est rare mais aussi dominante sur le territoire. D'autres priorités de conservation s'établissent pour les milieux humides, maritimes, des espèces d'herbacées ou de fougères rares comme les botryches (*Botrychium sp.*). Les parcs nationaux protègent majoritairement leurs territoires malgré les sites ouverts au public. Cependant, une partie du financement du parc doit provenir de ses propres activités touristiques. Les infrastructures à développer et les activités organisées n'assurent pas une conservation totale des territoires. Sans un statut de protection officiel du Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (comme le statut "écosystème forestier exceptionnel"), les frênaies restent relativement vulnérables aux activités du Parc. De façon générale, il n'y a pas d'intérêt à établir des mesures de conservation pour des peuplements chétifs qui ne sont pas dominants sur le site. Par contre, des informations complémentaires sur l'état local des peuplements marginaux et la dynamique forestière dans le contexte des changements climatiques, la vulnérabilité et l'importance des peuplements marginaux peuvent être mises en avant. Dans tous les cas, les organismes mentionnés et les parcs sont tous au fait des nouvelles études et s'informent régulièrement afin d'adapter leur gestion forestière.

5. Conclusion et perspectives

La composition actuelle des peuplements marginaux étudiés à la lumière de la composition historique reflète différentes situations. Les deux frênaies semblent se maintenir sur les sites étudiés et un se montre plutôt résilient aux perturbations. Alors que le hêtre à grandes feuilles est un peuplement en déclin, le chêne rouge se maintient sur son site. Le registre fossile des sites du hêtre et du chêne montre que la présence des espèces est probablement ancienne si on prend en compte la situation de la région. Au vu de la présence importante d'espèces d'arbres non pyrophiles, du fait qu'aucun feu n'a sévi récemment sur les sites ou n'a été enregistré depuis le 19^e siècle et que la région ne connaît que très peu de feux de forêts naturels depuis la moitié de l'Holocène, on peut attester que les charbons identifiés sont probablement d'origine ancienne. Dès lors, sur ces sites, les conifères se font peu à peu remplacer par une forêt composée en plus grande partie de feuillus.

L'instabilité des populations marginales et leur faible abondance ne les rend pas prioritaires dans des mesures de conservation. Cependant, il est important de considérer la conservation des espèces en fonction de leur dynamique dans le contexte des changements climatiques. Privilégier les capacités d'adaptation des populations marginales et les différents caractères (morphologiques, génétiques, physiologiques) acquis sous les conditions de stress permettrait de mieux comprendre les réponses des ces populations aux changements climatiques. Des évaluations de l'état d'autres populations marginales pourraient être primordiales dans les cas où l'espèce serait fortement impactée par les changements climatiques, au point de s'éteindre. En collaborations avec les divers organismes de conservation, les populations marginales en péril pourraient être intégrés dans des mesures de conservation existantes (protection contre les herbivores, revégétalisation, couloirs migratoires).

6. Bibliographie

Abrams, M. D., & Nowacki, G. J. (2019). Global change impacts on forest and fire dynamics using paleoecology and tree census data for eastern North America. *Annals of Forest Science*, 76(1), 1–23. <https://doi.org/10.1007/s13595-018-0790-y>

Aitken, S. N., Yeaman, S., Holliday, J. A., Wang, T., & Curtis-McLane, S. (2008). Adaptation, migration or extirpation: climate change outcomes for tree populations. *Evolutionary Applications*, 1(1), 95–111. <https://doi.org/10.1111/j.1752-4571.2007.00013.x>

Angers, V.-A. (2009). L'enjeu écologique du bois mort – Complément au Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire, Québec, pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 45 p. <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/amenagement/enjeu-bois-mort.pdf>

Arbres Canada. (2017). Ressources : Les arbres du Canada. Retrieved from : <https://arbrescanada.ca/ressources/arbres-du-canada/>, consulté le 04/07/20.

Arekhi, M., Yesil, A., Ozkan, U. Y., & Balik Sanli, F. (2018). Detecting treeline dynamics in response to climate warming using forest stand maps and Landsat data in a temperate forest. *Forest Ecosystems*, 5(1). <https://doi.org/10.1186/s40663-018-0141-3>

Barbeta, A., & Peñuelas, J. (2017). Increasing carbon discrimination rates and depth of water uptake favor the growth of Mediterranean evergreen trees in the ecotone with temperate deciduous forests. *Global Change Biology*, 23(12), 5054–5068. <https://doi.org/10.1111/gcb.13770>

Bellard, C., Bertelsmeier, C., Leadley, P., Thuiller, W., & Courchamp, F. (2012). Impacts of climate change on the future of biodiversity. *Ecology Letters*, 15(4), 365–377. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01736.x>

Bergeron, Y., Vijayakumar, D. B. I. P., Ouzennou, H., Raulier, F., Leduc, A., & Gauthier, S. (2017). Projections of future forest age class structure under the influence of fire and harvesting: Implications for forest management in the boreal forest of eastern Canada. *Forestry*, 90(4), 485–495. <https://doi.org/10.1093/forestry/cpx022>

Boisvert-Marsh, L., Périé, C., & de Blois, S. (2019). Divergent responses to climate change and disturbance drive recruitment patterns underlying latitudinal shifts of tree species. *Journal of Ecology*, 107(4), 1956–1969. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13149>

Boucher, Y., Arseneault, D., Sirois, L., & Blais, L. (2009). Logging pattern and landscape changes over the last century at the boreal and deciduous forest transition in Eastern Canada. *Landscape Ecology*, 24(2), 171–184. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9294-8>

Bush, E. et Lemmen, D.S., éditeurs.: Rapport sur le climat changeant du Canada, gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario, 2019, 446 p.

Clark, J. S., Lewis Mark, McLachlan, J. S., & Hille, J. (2003). Estimating Population Spread : What Can We Forecast and How Well ? Author (s) : James S . Clark , Mark Lewis , Jason S . McLachlan and Janneke HilleRisLambers Published by : Wiley on behalf of the Ecological Society of America Stable URL : [http://www.jst. 84\(8\), 1979–1988](http://www.jst. 84(8), 1979–1988).

Cohen, S., E. Bush, X. Zhang, N. Gillett, B. Bonsa l, C. Derksen, G. Flato, B. Greenan, et E. Watson. « Le contexte national et mondial des changements régionaux au Canada », chapitre 8 dans Rapport sur le climat changeant du Canada, E. Bush et D.S. Lemmen (éd.), gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario, 2019, p. 426-446.

Couillard, P., Payette, S., & Grondin, P. (2012). Recent impact of fire on high-altitude balsam fir forests in south-central Quebec 1. 1305, 1289–1305. <https://doi.org/10.1139/X2012-081> (P. Couillard, Payette, & Grondin, 2012)

Couillard, P. L., Payette, S., & Grondin, P. (2013). Long-term impact of fire on high-altitude balsam fir (*Abies balsamea*) forests in south-central Quebec deduced from soil charcoal. Canadian Journal of Forest Research, 43(2), 188–199. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2012-0414>

Couillard, P. L., Payette, S., Lavoie, M., & Frégeau, M. (2018). Macrocharcoal-Based Chronosequences Reveal Shifting Dominance of Conifer Boreal Forests Under Changing Fire Regime. Ecosystems, 21(6), 1183–1195. <https://doi.org/10.1007/s10021-017-0211-3>

Crawford, R. M. M. (2009). Plants at the margin. Ecological limits and climate change. Annals of Botany, 104(7), ix–ix. <https://doi.org/10.1093/aob/mcp220>

Davis, M. B., & Shaw, R. G. (2001). Range shifts and adaptive responses to quaternary climate change. Science, 292(5517), 673–679. <https://doi.org/10.1126/science.292.5517.673>

de Lafontaine, G., Amasifuen Guerra, C. A., Ducouso, A., Sánchez-Goñi, M. F., & Petit, R. J. (2014). Beyond skepticism: Uncovering cryptic refugia using multiple lines of evidence. New Phytologist, 204(3), 450–454. <https://doi.org/10.1111/nph.13089>

de Lafontaine, G., & Asselin, H. (2011). Soil charcoal stability over the Holocene across boreal northeastern North America. Quaternary Research, 76(2), 196–200. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2011.06.006>

de Lafontaine, G., Couillard, P. L., & Payette, S. (2011). Permineralization process promotes preservation of Holocene macrofossil charcoal in soils. Journal of Quaternary Science, 26(6), 571–575. <https://doi.org/10.1002/jqs.1529>

de Lafontaine, G., Napier, J. D., Petit, R. J., & Hu, F. S. (2018). Invoking adaptation to decipher the genetic legacy of past climate change. Ecology, 99(7), 1530–1546. <https://doi.org/10.1002/ecy.2382>

de Lafontaine, G., & Payette, S. (2010). The origin and dynamics of subalpine white spruce and balsam fir stands in boreal Eastern North America. Ecosystems, 13(6), 932–947. <https://doi.org/10.1007/s10021-010-9366-x>

de Lafontaine, G., & Payette, S. (2011). Shifting zonal patterns of the southern boreal forest in eastern Canada associated with changing fire regime during the Holocene. *Quaternary Science Reviews*, 30(7–8), 867–875. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2011.01.002>

de Lafontaine, G., Turgeon, J., & Payette, S. (2010). Phylogeography of white spruce (*Picea glauca*) in eastern North America reveals contrasting ecological trajectories. *Journal of Biogeography*, 37(4), 741–751. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2009.02241.x>

Du, H., Liu, J., Li, M. H., Büntgen, U., Yang, Y., Wang, L., ... He, H. S. (2018). Warming-induced upward migration of the alpine treeline in the Changbai Mountains, northeast China. *Global Change Biology*, 24(3), 1256–1266. <https://doi.org/10.1111/gcb.13963>

Elzein, T., Larocque, G. R., Sirois, L., & Arseneault, D. (2020). Comparing the predictions of gap model with vegetation and disturbance data in south-eastern Canadian mixed forests. *Forest Ecology and Management*, 455(September 2019), 117649. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117649>

Farrar, J. L. (1996). Les arbres du Canada. *Arbres indigènes du Canada*, [Nouv. éd., pp. x, 502 p. Montréal: Fides.

forestier, Q. [Province]. S. de l'inventaire. (1974). *Petite flore forestière du Québec*. (p. 216 pages.). p. 216 pages. Québec: Éditeur officiel du Québec.

Frégeau, M., Payette, S., & Grondin, P. (2015). Fire history of the central boreal forest in eastern North America reveals stability since the mid-holocene. *Holocene*, 25(12), 1912–1922. <https://doi.org/10.1177/0959683615591361>

Google Maps. (2020). <https://www.google.be/maps>, consulté le 02/07/20.

Gouvernement du Canada. (2015). Ressources naturelles Canada. <https://aimfc.rncan.gc.ca/fr/arbres>, consulté le 20/11/19.

Gouvernement du Canada. (2006). Energie et ressources naturelles. Les objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier. <https://mffp.gouv.qc.ca/documents/forets/comprendre/protection.pdf>

Gouvernement du Canada. (2019). Environnement et ressources naturelles. Canadian Climate Normals 1981-2010 Station Data. Stations de Rimouski, Notre-Dame-du-Lac et Saint-Arsène. https://climat.meteo.gc.ca/climate_normals/, consulté le 15/08/20.

Gouvernement du Québec (2019). Direction des inventaires écoforestiers (MFFP). Carte interactive des données écoforestières (*Forêt Ouverte*, version 1.3.1). <https://www.foretoouverte.gouv.qc.ca/>, consulté le 20/05/20.

Grondin, P., Blouin, J. et Racine, P., (1999). Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers.

Hardie, D. C., & Hutchings, J. A. (2010). Evolutionary ecology at the extremes of species' ranges. *Environmental Reviews*, 18(1), 1–20. <https://doi.org/10.1139/A09-014>

Huang, J. A., Tardif, J. C., Bergeron, Y., Denneler, B., Berninger, F., & Girardin, M. P. (2010). Radial growth response of four dominant boreal tree species to climate along a latitudinal gradient in the eastern Canadian boreal forest. *Global Change Biology*, 16(2), 711–731. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.01990.x>

Huntley, B., & Webb, T. (1989). Migration : Species ' Response to Climatic Variations Caused by Changes in the Earth ' s Orbit Author (s): Brian Huntley , Thompson Webb and III Published by : Wiley Stable URL : <http://www.jstor.org/stable/2845307> Migration : species ' response to clim. *Journal of Biogeography*, 16(1), 5–19.

InsideWood. 2004-onwards. Published on the Internet. <http://insidewood.lib.ncsu.edu/search>, 29/11/19.

Jackson, S. T., & Overpeck, J. T. (2000). Responses of Plant Populations and Communities to Environmental Changes of the Late Quaternary. Published by : Cambridge University Press Stable URL : <https://www.jstor.org/stable/1571658> environm. 26(4), 194–220.

Johnston, L. M., Wang, X., Erni, S., Taylor, S. W., McFayden, C. B., Oliver, J. A., ... Flannigan, M. D. (2020). Wildland fire risk research in Canada. *Environmental Reviews*, 23(0000), 1–23. <https://doi.org/10.1139/er-2019-0046>

Jules, A. N., Asselin, H., Bergeron, Y., & Ali, A. A. (2018). Are marginal balsam fir and eastern white cedar stands relics from once more extensive populations in north-eastern North America? *Holocene*, 28(10), 1672–1679. <https://doi.org/10.1177/0959683618782601>

Kasin, I., Blanck, Y. L., Storaunet, K. O., Rolstad, J., & Ohlson, M. (2013). The charcoal record in peat and mineral soil across a boreal landscape and possible linkages to climate change and recent fire history. *Holocene*, 23(7), 1052–1065. <https://doi.org/10.1177/0959683613479678>

Karlsson, H., Hörnberg, G., Hannon, G., & Nordström, E. M. (2007). Long-term vegetation changes in the northern Scandinavian forest limit: A human impact-climate synergy? *Holocene*, 17(1), 37–49. <https://doi.org/10.1177/0959683607073277>

Kremer, A., Ronce, O., Robledo-Arnuncio, J. J., Guillaume, F., Bohrer, G., Nathan, R., ... Schueler, S. (2012). Long-distance gene flow and adaptation of forest trees to rapid climate change. *Ecology Letters*, 15(4), 378–392. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01746.x>

Lavoie, L. (2010). Caractérisation de la variabilité de la forêt naturelle du Bas-Saint-Laurent.

LeBlanc, D. C., & Berland, A. M. (2019). Spatial variation in oak (*Quercus* spp .) radial growth responses to drought stress in eastern North America. 993(April), 986–993.

LeBlanc, D. C., & Terrell, M. A. (2011). Comparison of growth-climate relationships

between northern red oak and white oak across eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research*, 41(10), 1936–1947. <https://doi.org/10.1139/x11-118>

Leithead, M. D., Anand, M., & Silva, L. C. R. (2010). Northward migrating trees establish in treefall gaps at the northern limit of the temperate-boreal ecotone, Ontario, Canada. *Oecologia*, 164(4), 1095–1106. <https://doi.org/10.1007/s00442-010-1769-z>

Malmsheimer, R. W., Heffernan, P., Brink, S., Crandall, D., Deneke, F., Galik, C., ... Stewart, J. C. (2008). Forest management solutions for mitigating climate change in the United States. *Journal of Forestry*, 106(3), 115–171. <https://doi.org/10.1093/jof/106.3.115>

McKenney, D. W., Pedlar, J. H., Lawrence, K., Campbell, K., & Hutchinson, M. F. (2007). Potential impacts of climate change on the distribution of North American trees. *BioScience*, 57(11), 939–948. <https://doi.org/10.1641/B571106>

McLachlan, J. S., Clark, J. S., & Manos, P. S. (2005). Molecular Indicators of Tree Migration Capacity under Rapid Climate Change. *NASPA Journal*, 42(4), 1. <https://doi.org/10.1017/CBO9781107415324.004>

Mittelbach, G. G., Schemske, D. W., Cornell, H. V., Allen, A. P., Brown, J. M., Bush, M. B., ... Turelli, M. (2007). Evolution and the latitudinal diversity gradient: Speciation, extinction and biogeography. *Ecology Letters*, 10(4), 315–331. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2007.01020.x>

Moreau, S. (2018). Samuel Moreau et la chronique du Parc national du Lac-Témiscouata. Info-plus avec Guylain Jean. <http://fm95.ca/actualites/archives/3648-2018-06-08-14-45-23>

Morin-Rivat et de Lafontaine. (2019). Clé d'identification des conifères arborescents de la forêt boréale d'Amérique du Nord. (Communication personnelle).

Napier, J. D., de Lafontaine, G., Heath, K. D., & Hu, F. S. (2019). Rethinking long-term vegetation dynamics: multiple glacial refugia and local expansion of a species complex. *Ecography*, 42(5), 1056–1067. <https://doi.org/10.1111/ecog.04243>

Ohlson, M., & Tryterud, E. (2000). Interpretation of macroscopic charcoal Interpretation of the charcoal record in forest soils : forest fires and their charcoal. *The Holocene*, 4, 519–525. <https://doi.org/10.1191/095968300667442551>

Parisien, M. A., Barber, Q. E., Hirsch, K. G., Stockdale, C. A., Erni, S., Wang, X., ... Parks, S. A. (2020). Fire deficit increases wildfire risk for many communities in the Canadian boreal forest. *Nature Communications*, 11(1). <https://doi.org/10.1038/s41467-020-15961-y>

Paul, V., Bergeron, Y., & Tremblay, F. (2014). Does climate control the northern range limit of eastern white cedar (*Thuja occidentalis* L.)? *Plant Ecology*, 215(2), 181–194. <https://doi.org/10.1007/s11258-013-0288-5>

Payette, S., Delwaide, A., Couillard, P. L., & Pilon, V. (2017). Disjunct jack pine (*Pinus banksiana*) populations of the boreal forest in eastern Canada: Expanding, declining, or stable? *Botany*, 95(7), 697–707. <https://doi.org/10.1139/cjb-2016-0319>

Payette, S., & Filion, L. (2010). *La dendroécologie : principes, méthodes et applications* (pp. xii, 758 p.). pp. xii, 758 p. Québec: Presses de l'université Laval.

Payette, S., Pilon, V., Couillard, P. L., & Frégeau, M. (2015). Holocene dynamics of an eastern hemlock (*Tsuga canadensis*) forest site at the northern range of the species limit. *Holocene*, 25(8), 1246–1256. <https://doi.org/10.1177/0959683615580863>

Périé, C., de Blois, S., Lambert, M.-C., & Casajus, N. (2014). Effets anticipés des changements climatiques sur l'habitat des espèces arborescentes au Québec.

Petit, R. J., Feng, S. H., & Dick, C. W. (2008). Forests of the past: A window to future changes. *Science*, 320(5882), 1450–1452. <https://doi.org/10.1126/science.1155457>

Prasad, A. M., L. R. Iverson., S. Matthews., M. Peters. 2007-ongoing. A Climate Change Atlas for 134 Forest Tree Species of the Eastern United States [database]. <https://www.nrs.fs.fed.us/atlas/tree>, Northern Research Station, USDA Forest Service, Delaware, Ohio.

Raven, P. H., Evert, R. F. & Eichhorn S. E. (2014). *Biologie végétale*. (p. 880). De Boeck ed. [Traduit par Bouharmont J].

Rey, F., Gobet, E., Schwörer, C., Wey, O., Hafner, A., & Tinner, W. (2019). Causes and mechanisms of synchronous succession trajectories in primeval Central European mixed *Fagus sylvatica* forests. *Journal of Ecology*, 107(3), 1392–1408. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13121>

Robichaud, A., Ehrman, J. M., Mood, B., & Laroque, C. P. (2012). Description and wood identification of native coniferous tree species in the Maritimes from dendroarchaeological material. Mount Allison Dendrochronology Lab.

Sexton, J. P., McIntyre, P. J., Angert, A. L., & Rice, K. J. (2009). Evolution and ecology of species range limits. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40, 415–436. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120317>

Sittaro, F., Paquette, A., Messier, C., & Nock, C. A. (2017). Tree range expansion in eastern North America fails to keep pace with climate warming at northern range limits. *Global Change Biology*, 23(8), 3292–3301. <https://doi.org/10.1111/gcb.13622>

Société de protection contre le feu, Québec. (2020). Retrieved from : <https://sopfeu.qc.ca/statistiques/>, consulté le 04/07/20.

Solarik, K. A., Messier, C., Ouimet, R., Bergeron, Y., & Gravel, D. (2018). Local adaptation of trees at the range margins impacts range shifts in the face of climate change. *Global Ecology and Biogeography*, 27(12), 1507–1519. <https://doi.org/10.1111/geb.12829>

Taberlet, P. (1998). Biodiversity at the intraspecific level: The comparative phylogeographic approach. *Journal of Biotechnology*, 64(1), 91–100. [https://doi.org/10.1016/S0168-1656\(98\)00106-0](https://doi.org/10.1016/S0168-1656(98)00106-0)

Talon, B., Payette, S., Filion, L., & Delwaide, A. (2005). Reconstruction of the long-term fire history of an old-growth deciduous forest in Southern Québec, Canada, from charred wood in mineral soils. *Quaternary Research*, 64(1), 36–43. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2005.03.003>

Tardif, J. C., Cornelsen, S., Conciatori, F., Hodgin, E. B., & Pellatt, M. G. (2016). Fire regime in marginal jack pine populations at their southern limit of distribution, Riding Mountain National Park, central Canada. *Forests*, 7(10), 1–26. <https://doi.org/10.3390/f7100219>

Truax, B., Gagnon, D., Fortier, J., Lambert, F., & Pétrin, M. A. (2018). Ecological factors affecting white pine, red oak, bitternut hickory and black walnut underplanting success in a Northern Temperate post-agricultural forest. *Forests*, 9(8). <https://doi.org/10.3390/f9080499>

Valsecchi, V., Finsinger, W., Tinner, W., & Ammann, B. (2008). Testing the influence of climate, human impact and fire on the Holocene population expansion of *Fagus sylvatica* in the southern Prealps (Italy). *Holocene*, 18(4), 603–614. <https://doi.org/10.1177/0959683608089213>

Vucetich, J. A., & Waite, T. A. (2003). Spatial patterns of demography and genetic processes across the species' range: Null hypotheses for landscape conservation genetics. *Conservation Genetics*, 4(5), 639–645. <https://doi.org/10.1023/A:1025671831349>

Wang, Y., Gill, J. L., Marsicek, J., Dierking, A., Shuman, B., & Williams, J. W. (2015). Pronounced variations in *Fagus grandifolia* abundances in the Great Lakes region during the Holocene. *Holocene*, 26(4), 578–591. <https://doi.org/10.1177/0959683615612586>

Wheeler, E.A. 2011. InsideWood - a web resource for hardwood anatomy. *IAWA Journal* 32 (2): 199-211. Retrieved from : <https://insidewood.lib.ncsu.edu/search;jsessionid=04ACD425CFDA6878CF82B20A3AE72800.jvm1?0>, consulté le 28/11/19.

Williams, J. W., Shuman, B. N., Iii, T. W., & Bartlein, P. J. (2019). Late-Quaternary Vegetation Dynamics in North America : Scaling from Taxa to Biomes and Phillip L . Leduc Published by : Wiley on behalf of the Ecological Society of America Stable URL : <https://www.jstor.org/stable/4539058> Wiley , Ecological Society of Am. 74(2), 309–334.

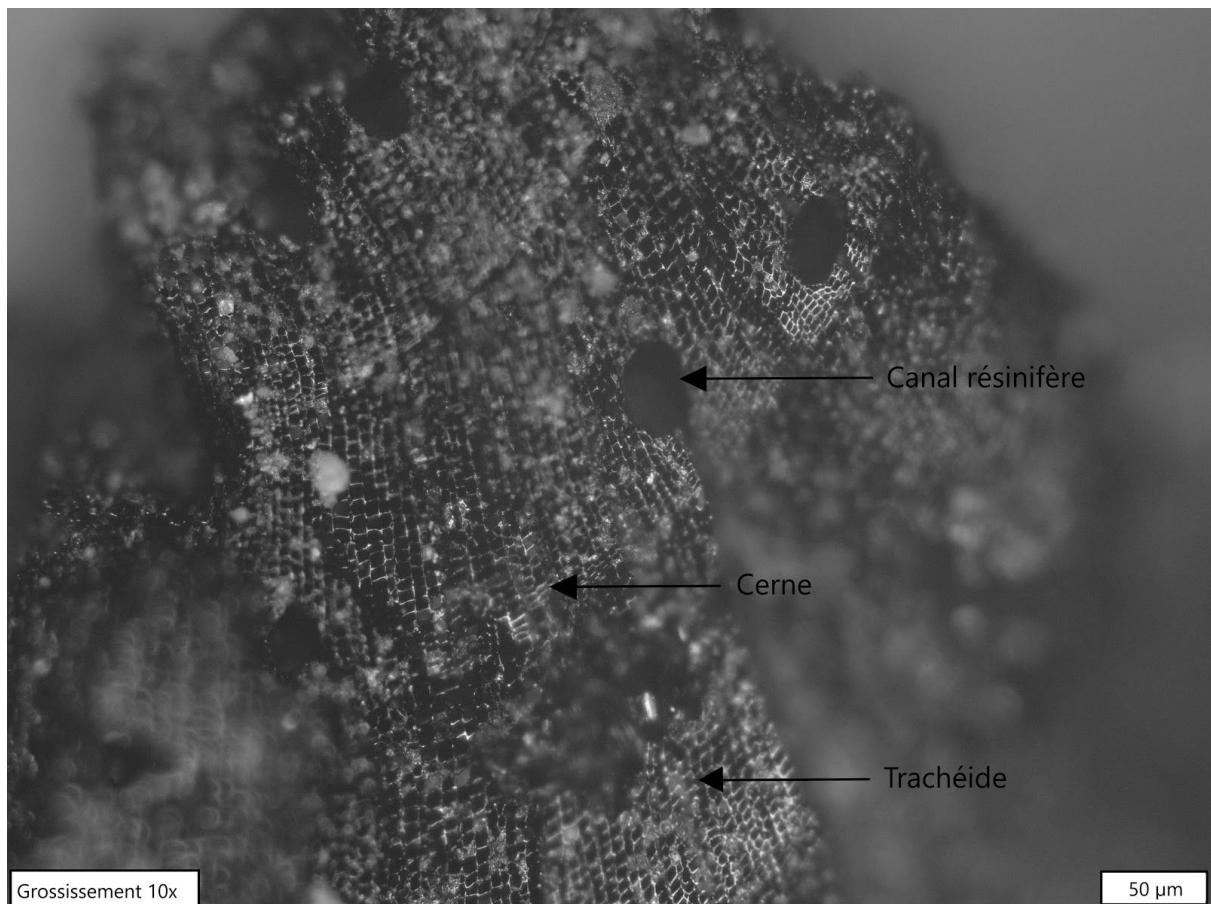
Zhang, X., Flato, G., Kirchmeier-Young, M., Vincent, L., Wan, H., Wang, X., Rong, R., Fyfe, J., Li, G., Kharin, V.V. (2019). « Les changements de température et de précipitations pour le Canada », chapitre 4 dans Rapport sur le climat changeant du Canada, E. Bush et D.S. Lemmen (éd.), gouvernement du Canada, Ottawa, Ontario, p. 113-193.

Zhu, K., Woodall, C. W., & Clark, J. S. (2012). Failure to migrate: Lack of tree range

expansion in response to climate change. *Global Change Biology*, 18(3), 1042–1052.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02571.x>

7. Annexes

Annexe 1 : Coupe transversale du charbon AMP-CHR-4-2-22-Tr identifié comme *Pinus strobus*. Les gros canaux résinifères sont des caractères propres au genre *Pinus sp.*



Annexe 2 : Charbon vitrifié PEL-HGF-3-2-24. Les structures se confondent et ont un aspect “fondu”.

