



La réponse au feu des communautés végétales d'une tourbière ombrotrophe restaurée

Mémoire

Ariane Blier-Langdeau

Maîtrise en biologie végétale - avec mémoire
Maître ès sciences (M. Sc.)

Québec, Canada

La réponse au feu des communautés végétales d'une tourbière ombrotrophe restaurée

Mémoire

Ariane Blier-Langdeau

Sous la direction de :

Line Rochefort, directrice de recherche

Résumé

Les tourbières ombrotrophes (bogs) sont connues pour être des puits de carbone, en partie, en raison de leur résistance et leur résilience au feu. Ainsi, dans un contexte de changement climatique où plusieurs politiques incitent à diminuer les émissions de carbone vers l'atmosphère, on vise la restauration rapide de toute tourbière dégradée. L'industrie horticole canadienne a développé une méthode de restauration écologique prometteuse. Plus de 100 sites ont été restaurés au Canada et malgré plusieurs indicateurs de succès du fonctionnement de l'écosystème, on espère que les jeunes sites récemment restaurés seront résistants et résilients au feu. Toutefois, peu d'études concernent la réponse d'un écosystème restauré à une perturbation ultérieure à la restauration et aucune ne concerne la réponse au feu d'une tourbière restaurée. À la fin de l'été 2014, un feu s'est déclaré dans une tourbière brûlant partiellement un secteur restauré vieux de dix ans et un secteur naturel avoisinant. Cela offre la première occasion d'observer la réponse au feu d'une tourbière restaurée. Cette étude se divise en deux objectifs : 1) déterminer si la capacité d'accumulation de carbone et le recouvrement végétal sont similaires entre les zones brûlées et non brûlées du secteur restauré, une saison de croissance après le feu; 2) comparer la reprise muscinale après feu entre le secteur restauré et le secteur naturel. Le taux de production de phytobiomasse était semblable entre les zones brûlées et non brûlées et le recouvrement végétal des zones brûlées retournait à un état semblable aux zones non brûlées à la fin de la première saison de croissance après le feu pour le secteur restauré. Les buttes de sphaignes du secteur restauré ont mieux résisté au feu et affichent une meilleure récupération initiale de la strate muscinale que le secteur naturel. Cette étude montre une tendance vers la résilience au feu des bogs restaurés.

Mots clés : Bog, Sphaignes, Résilience, Milieu humide restauré, Phyto-biomasse

Abstract

Ombrotrophic peatlands (bogs) are known to be Carbon sink partially because of their resistance and resilience to fire. In a global climatic change context with politics aiming toward a reduction of atmospheric Carbon emission, a quick restoration of every degraded peatlands is desirable. The Canadian horticultural industry developed a promising peatland restoration technique. More than 100 sites were restored in Canada and despite many success indicators, we still hope that restored peatlands are resistant and resilient to fire. Indeed, few studies assess an ecosystem response to a disturbance happening after restoration and none evaluates the response to fire of restored peatlands. At the end of summer 2014, a fire occurred in a Southern Quebec bog, partially burning a ten years old restored sector and a natural one nearby providing the first opportunity to study the response to fire of a restored peatland. This research is divided in two objectives: 1) determine if the peat accumulation potential and plant cover are the same between the burned and unburned parts of the restored sector one growing season after fire and 2) compare the mosses strata recovery between the natural and the restored sectors. The phytobiomass production rate was similar between the burned and unburned parts of the restored sector and the burned parts plant cover growths significantly during the first growing season after fire, even reaching a similar level as the unburned parts for some areas. *Sphagnum* hummocks of the restored sectors showed a better resistance and recovery than the one in the natural sector. Thus, this study shows a tendency to resilience to fire of restored ombrotrophic peatlands.

Keywords: Bog, *Sphagnum*, Resilience, Restored Wetlands, Phyto-biomass

Table des matières

| | |
|---|-----|
| Résumé | III |
| Abstract..... | IV |
| Table des matières | V |
| Liste des tableaux | IX |
| Liste des annexes | X |
| Liste des figures en annexe..... | X |
| Liste des tableaux en annexe | X |
| Remerciements | XI |
| Introduction générale..... | 1 |
| La résilience écologique | 1 |
| Origine de la résilience écologique | 1 |
| Définir la résilience et la résilience écologique | 1 |
| Comment le concept de résilience est-il maintenant employé et mesuré? | 2 |
| Importance de la nature de la perturbation..... | 3 |
| Perturbation à l'étude | 4 |
| Restauration écologique..... | 5 |
| Définir la restauration écologique | 5 |
| Buts et objectifs de la restauration | 6 |
| Retour des services écologiques..... | 7 |
| Importance de restaurer vers un milieu résilient | 8 |
| Suivi de la restauration..... | 8 |
| Restauration des tourbières ombrotrophes Nord-Américaines | 10 |
| Suivi de la restauration après une perturbation subséquente..... | 13 |
| But de l'étude | 14 |
| 1. Description du site à l'étude | 15 |
| 1.1 Géographie et climat | 15 |
| 1.2 Description de la tourbière..... | 15 |
| 1.3 L'incendie de 2014 | 16 |
| 1.4 Les secteurs à l'étude | 17 |
| 2. Volet 1 : Biomasse et recouvrement végétal du secteur restauré..... | 19 |
| 2.1 Introduction..... | 19 |
| 2.2 Matériel et méthode | 23 |

| | | |
|---------|---|----|
| 2.2.1 | Approche par communauté végétale et points d'échantillonnage..... | 23 |
| 2.2.1.a | Délimitation des communautés végétales..... | 23 |
| 2.2.1.b | Points d'échantillonnage | 26 |
| 2.2.2 | Phytobiomasse..... | 27 |
| 2.2.2.a | Collecte des échantillons | 27 |
| 2.2.2.b | Entreposage et traitement des échantillons..... | 27 |
| 2.2.3 | Recouvrement végétal | 28 |
| 2.2.4 | Chimie de l'eau | 28 |
| 2.2.5 | Analyses statistiques | 29 |
| 2.3 | Résultats..... | 30 |
| 2.3.1 | La réponse au feu de la communauté végétale Platière à sphaignes | 30 |
| 2.3.1.a | Perte de phytobiomasse 10 ans post-restauration (feu de 2014)..... | 30 |
| 2.3.1.b | Production de phytobiomasse de la communauté durant la première saison de croissance après le feu | 30 |
| 2.3.1.c | Changement dans la composition végétale de la communauté après le feu de 2014 | 32 |
| 2.3.2 | La réponse au feu de la communauté végétale Dépression humide..... | 35 |
| 2.3.2.a | Perte de phytobiomasse 10 ans post-restauration (feu de 2014)..... | 35 |
| 2.3.2.b | Production de phytobiomasse après le feu de 2014..... | 35 |
| 2.3.2.c | Changement dans la composition végétale de la communauté Dépression humide après le feu de 2014 | 35 |
| 2.3.3 | La réponse au feu de la communauté végétale Platière à polytric | 37 |
| 2.3.3.a | Perte de phytobiomasse 10 ans post-restauration (feu de 2014)..... | 37 |
| 2.3.3.b | Production de phytobiomasse de la communauté Platière à polytric après le feu de 2014 | 37 |
| 2.3.3.c | Changement dans la composition végétale de la communauté Platière à polytric après le feu de 2014..... | 37 |
| 2.3.4 | Composition végétale..... | 38 |
| 2.3.5 | Chimie de l'eau | 40 |
| 2.4 | Discussion..... | 42 |
| 2.4.1 | Différence dans la résistance au feu entre les communautés | 42 |
| 2.4.2 | Production de phytobiomasse après feu | 44 |
| 2.4.3 | Recouvrement et composition végétale..... | 45 |
| 2.4.4 | <i>Polytrichum strictum</i> : bonne espèce colonisatrice après feu | 46 |
| 2.4.5 | Chimie de l'eau | 47 |

| | |
|---|----|
| 2.5 Conclusion | 48 |
| 3. Volet 2 : Reprise de la couche muscinale après feu (Restauré vs Naturel)..... | 49 |
| 3.1 Introduction..... | 49 |
| 3.2 Matériel et méthode | 51 |
| 3.2.1 Description générale des secteurs | 51 |
| 3.2.2 Retour de la végétation sur les buttes..... | 52 |
| 3.2.3 Analyses statistiques | 52 |
| 3.3 Résultats..... | 53 |
| 3.3.1 Retour de la végétation sur les buttes après feu | 53 |
| 3.3.2 Reprise muscinale (quadrats de 625 cm ²) | 54 |
| 3.4 Discussion..... | 56 |
| 3.4.1 Meilleure résistance et rétablissement des buttes de sphaignes du secteur restauré | 56 |
| 3.4.2 <i>Polytrichum</i> et sphaignes | 59 |
| 3.5 Conclusion | 61 |
| Conclusion générale : Tendence vers la résistance et la résilience des tourbières ombrotrophes restaurées | 63 |
| La synthèse du projet | 63 |
| Les limites de l'étude | 64 |
| Ce qu'il reste à faire..... | 64 |
| Références | 66 |
| Annexes | 78 |

Liste des figures

| | |
|---|----|
| Figure 1. Localisation géographique du site à l'étude et présentation du complexe de tourbière dont les parties brun rougeâtre montrent les aires ayant subi de l'extraction de tourbe. | 16 |
| Figure 2. Les secteurs restaurés (2005 et 2006) et le secteur naturel. | 18 |
| Figure 3. Communautés végétales à l'étude, zones brûlées du secteur restauré (rayures orange sur l'image) et position des points d'échantillonnage pour la collecte de biomasse et le recouvrement végétal. | 25 |
| Figure 4. Quadrat circulaire de 65 cm de diamètre pour l'évaluation du recouvrement végétal et quadrat carré de 1 m ² pour la collecte de phytobiomasse. | 28 |
| Figure 5 : Phytobiomasse aérienne des trois communautés végétales pour les zones brûlées et les zones non brûlées 10 ans post-restauration. | 30 |
| Figure 6. Taux de production de phytobiomasse aérienne, soit le% d'augmentation entre le début et la fin de la première saison de croissance après le feu, des zones brûlées et non brûlées pour les trois communautés à l'étude. | 31 |
| Figure 7 : Recouvrement des espèces végétales vasculaires et muscinales dominantes pour la communauté Platière à sphaignes en % de recouvrement total de la parcelle, t.0 représente le début de la saison de croissance (printemps; fin juin) et t.1 la fin de la saison de croissance (automne; fin septembre). | 33 |
| Figure 8 : Recouvrement des espèces végétales vasculaires et muscinales dominantes pour la communauté Dépression humide en % de recouvrement total de la parcelle, t.0 représente le début de la saison de croissance (printemps; fin juin) et t.1 la fin de la saison de croissance (automne; fin septembre). | 36 |
| Figure 9 : Recouvrement des espèces muscinales dominantes pour la communauté Platière à polytric en % de recouvrement total de la parcelle, t.0 représente le début de la saison de croissance (printemps; fin juin) et t.1 la fin de la saison de croissance (automne; fin septembre). | 38 |
| Figure 10. Nombre moyen de nouvelles tiges (avec erreur-type) de sphaignes et de <i>Polytrichum strictum</i> dénombrées dans les quadrats de 625 cm ² sur les buttes de sphaignes du secteur restauré et du secteur naturel. | 55 |
| Figure 11. Recouvrement muscinal moyen (avec erreur-type) en % de recouvrement au sein des quadrats de 625cm ² | 55 |
| Figure 12. Comparaison du secteur restauré avec le secteur naturel (photographies prises avant l'élaboration du projet de recherche, mais après le feu). | 58 |

Liste des tableaux

| | |
|--|----|
| Tableau 1. Conditions terrain pour l'année de la restauration des secteurs restaurés en 2005 (R2005) et en 2006 (R2006). Moyenne \pm erreur- type..... | 17 |
| Tableau 2. Nombre de points d'échantillonnage, pourcentage de recouvrement moyen de l'espèce caractéristique (\pm erreur-type) et description de la composition végétale dominante des communautés retenues.. | 24 |
| Tableau 3. Recouvrement des espèces végétales trouvées dans chacune des communautés végétales retenues au début de la saison de croissance (fin juin 2015)..... | 26 |
| Tableau 4 : Quantité de phytobiomasse (moyenne de masse sèche (g) \pm erreur-type) des trois communautés végétales au début (juin 2015 ; t.0) et à la fin de la saison de croissance (octobre 2015 ; t.1)..... | 31 |
| Tableau 5 : Comparaison de la quantité de phytobiomasse entre les zones brûlées et les zones non brûlées et entre le début (t.0) et la fin (t.1) de la saison de croissance pour les trois communautés végétales à l'étude (ANOVA, $\alpha = 0,05$)..... | 32 |
| Tableau 6 : Tables d'ANOVA comparant les moyennes de recouvrement végétal entre les zones brûlées et les zones non brûlées et entre le début (t.0) et la fin (t.1) de la saison de croissance pour les trois communautés végétales à l'étude ($\alpha = 0,05$)..... | 34 |
| Tableau 7. Nombre total d'espèces retrouvées par strates végétales pour chacune des communautés végétales. | 39 |
| Tableau 8. Composition chimique de l'eau entre les zones brûlées (B) et non-brûlées (NB) et comparer aux valeurs moyennes des tourbières naturelles de la région. Moyenne \pm erreur-type | 41 |
| Tableau 9 : Nombre d'espèces sur les buttes des deux secteurs (naturel et restauré). | 53 |
| Tableau 10 : Dimensions moyennes des buttes de sphaignes des deux secteurs. | 54 |

Liste des annexes

| | |
|---|----|
| Annexe 1. Lexique et définitions utiles associées au concept de résilience..... | 78 |
| Annexe 2. Définitions liées à la restauration écologique | 81 |
| Annexe 3. Espèces végétales retrouvées sur le secteur restauré..... | 82 |
| Annexe 4. Recouvrement végétal des buttes de sphaigne | 86 |
| Annexe 5 : Recouvrement végétal des buttes de sphaignes | 87 |
| Annexe 6. Références des annexes..... | 89 |

Liste des figures en annexe

| | |
|---|----|
| Figure A. 1. Recouvrement végétale en cote de recouvrement des buttes de sphaigne du secteur naturel et du secteur restauré (moyenne \pm erreur-type). Les données ont été collectées en octobre 2015..... | 86 |
|---|----|

Liste des tableaux en annexe

| | |
|--|----|
| Tableau A. 1. Définitions liées à la restauration écologique. | 81 |
| Tableau A. 2. Liste des espèces végétales retrouvées sur le secteur restauré..... | 82 |
| Tableau A. 3. Liste des espèces végétales retrouvées sur les buttes de sphaignes des deux secteurs | 87 |

Remerciements

Une maîtrise de recherche n'est pas la réalisation d'une seule personne, aussi douée et déterminée soit-elle. Il y a toute une équipe derrière pour soutenir le maître du projet. Pour ma part, j'attribue l'accomplissement de cette étude et de mon mémoire au soutien que j'ai reçu tout au long de ce processus. Premièrement, je remercie ma directrice de recherche Line Rochefort de m'avoir confié ce beau projet et de m'avoir appuyée de sa confiance tout au long du processus de réalisation et de rédaction. Je remercie aussi Sandrine Hogue-Hugron qui m'a aidée et m'a guidée de son expérience dans la réalisation du projet, mais également toute l'équipe du GRET, Claire, Marie-Claire, Brigitte, Rémy et Martin qui m'ont appuyée à différentes étapes du projet et m'ont conseillée lors des innombrables Midis GRET. J'ai aussi beaucoup de reconnaissance envers mes assistants de terrain, Sébastien, Anaël et Marie, dont la bonne volonté, les bonnes idées et le professionnalisme ont rendu possible ce qui au début me semblait irréalisable. Une des choses qui m'a le plus aidée à me rendre au bout de ce projet est la belle ambiance et union qui régnait dans le groupe d'étudiants du GRET et pour cela je dis un chaleureux merci à Kathy, Mélina, François, Sébastien, André-Philippe, Meike et Marie-Ève. Finalement, je tiens à remercier ma sœur Caroline pour son soutien moral continu et pour avoir écouté toutes mes plaintes secrètes, mes hauts et mes heurts.

À tous, merci beaucoup!

Introduction générale

Cette étude porte sur la réponse d'un écosystème restauré face à une perturbation survenant quelques années après la restauration. C'est donc un projet qui concerne la résilience. Ainsi, il est pertinent de commencer par bien définir le concept de résilience et celui de la restauration écologique pour cerner adéquatement la problématique entourant ce projet.

La résilience écologique

Origine de la résilience écologique

La résilience, du verbe latin *resilio* pour rebondir, revenir, est un concept qui a ses racines dans les sciences d'ingénieries et qui servait alors à décrire les propriétés d'un matériau à conserver ses propriétés même face à des conditions difficiles dans le but de créer un produit optimal (Hollnagel et coll. 2006, Xu et coll. 2015). Ce concept fut par la suite adapté aux systèmes complexes, tels que les écosystèmes, par Holling (1973) originellement, et est maintenant très présent au sein de la littérature de multiples domaines d'étude allant de l'économie à la sociologie en passant par la psychologie et l'agronomie.

Définir la résilience et la résilience écologique

Le concept de résilience est très vaste et contient plusieurs définitions différentes; Grimm & Wissel (1997) en ont dénombré dix-sept et (Brand & Jax 2007) en ont énuméré dix. Un problème que cela soulève est qu'il devient difficile de comparer différentes études entre elles si l'on cherche, par exemple, à évaluer la résilience d'un écosystème à la suite d'une restauration écologique (Newton 2016). Réduite à sa plus simple expression, la résilience est l'amplitude de perturbation que peut subir un écosystème avant de changer d'état (Holling 1973, Bengtsson 2002).

Pour sa part, la résilience écologique se mesure comme étant la quantité de perturbations qu'un système (souvent un écosystème) peut absorber avant de changer de variables directrices et de processus de contrôle (Holling 1973). Quoique plus complexe, la résilience s'appuie principalement sur la résistance additionnée à la récupération (Côté & Darling 2010, McClanahan et coll. 2012). La résistance est ici la facilité ou difficulté d'un

écosystème à changer d'état (Klimes et coll. 2013) ou encore le degré de changement d'une variable en réponse à la perturbation (Pimm 1984). Le rétablissement est quant à lui une mesure de la facilité et de la vitesse à retourner à l'état non dégradé (Pimm 1984). La résilience écologique est employée dans les études écologiques et plusieurs des études biologiques (Newton 2016).

Il est important de prendre le temps de définir les termes revenant le plus souvent dans la littérature entourant le concept de résilience. Vous trouverez en Annexe 1 le lexique et les définitions utiles associées au concept de résilience.

Comment le concept de résilience est-il maintenant employé et mesuré?

Les études sur la résilience se multiplient dans tous les domaines et le concept est maintenant largement répandu, même si l'on exclut les sujets hors écologie ou biologie. Cette caractéristique est étudiée au sein même des organismes, telle la résilience du microbiote (p. ex. Sommer et coll. 2017), jusqu'à l'échelle du paysage d'un pays ou d'un continent (p. ex. Sharma et coll. 2017 qui évaluent la vulnérabilité des forêts indiennes à l'aide d'indicateurs écologiques; Yang et coll. 2017 qui étudient la réponse au feu des forêts nord-américaines). Tous les types d'écosystèmes sont concernés, du plus xérique (p. ex. Freestone et coll. 2017) aux milieux aquatiques (p. ex. Cleary 2017). Cependant, les moyens de mesurer cette résilience varient énormément, et cela pour plusieurs raisons. La première est que ce ne sont pas toutes les études qui adoptent la même définition de résilience comme point de départ et même que plusieurs d'entre elles ne précisent pas la définition choisie (Myers-Smith et coll. 2012, Newton 2016). Se joint à cela une autre difficulté à mesurer la résilience : le fait que ce concept dépend beaucoup de la question posée et de la partie du système évaluée. En effet, la résilience est une propriété émergente qui se manifeste de différentes manières et dans différents domaines du même système (Walker & Salt 2012, Quinlan et coll. 2016).

Il existe plusieurs manières différentes de mesurer la résilience. Dans certains cas, on s'intéresse aux caractéristiques des espèces leur assurant une certaine résilience, par exemple Cleary (2017) qui regarde comment les traits des poissons d'un récif corallien favorisent leur résilience aux différentes perturbations de la qualité de l'eau (pH, salinité, oxygène dissous, température, etc.). Dans d'autres cas, on regarde plutôt les groupes fonctionnels (p. ex. Root et coll. (2017) qui regardent les groupes fonctionnels de la croûte biologique après feu). On

utilise aussi dans plusieurs études l'idée d'un seuil à ne pas dépasser pour éviter de passer à un écosystème alternatif (p. ex. Ratajczak et coll. 2017) ou de la résilience face à un gradient de perturbation (p. ex. Day et coll. 2017). Certaines études se concentrent sur une espèce en particulier (p. ex. Perrault-Hébert et coll. 2017), mais beaucoup d'études en écologie végétale suivent les changements de la composition végétale (diversité, richesse, recouvrement végétal, type de végétation, type de peuplement ou de communauté végétale, etc.) soit, en comparant un même endroit avant et après la perturbation (p. ex. Walker et coll. 2017, Yang et coll. 2017), en comparant les zones perturbées avec les zones avoisinantes non perturbées (p. ex. Root et coll. 2017, Yang et coll. 2017) ou encore en contrôlant le degré de perturbation et en comparant avec un témoin non perturbé (p. ex. O'Brien et coll. (2017) qui utilise des boîtes d'exclusion de pluie pour évaluer la résilience à la sécheresse). Certaines études font le suivi du développement dans le temps sur de nombreuses années après la perturbation (p. ex. Root et coll. 2017) ou même parfois suivre des changements dans le temps sur des millénaires à l'aide de carottes de sédiments ou de tourbe (p. ex. Simi et coll. 2017).

Importance de la nature de la perturbation

Pour pouvoir évaluer la résilience, il est important de spécifier quels états ou parties du système à l'étude sont à considérer et quelles sont les perturbations d'intérêt, donc de déterminer la résilience de quoi à quoi (Carpenter et coll. 2001). Par ailleurs, le délai de récupération d'un système est déterminé en partie par la nature de la perturbation (Nikanorov & Sukhorukov 2008).

On peut caractériser les perturbations par leur fréquence, durée, taille, disposition spatiale, intensité et sévérité (Perrings et coll. 1994). Il y a deux types principaux de perturbations : les perturbations ponctuelles et les perturbations soutenues ou chroniques. Le premier type de perturbations s'applique généralement aux perturbations naturelles et se déroule souvent de manière cyclique. Elles sont suivies d'une phase de réorganisation (Bengtsson 2002). Par ailleurs, elles font souvent partie de la dynamique naturelle de l'écosystème et la plupart des organismes du système y sont adaptés pour y survivre ou recoloniser les aires perturbées (Bengtsson 2002). Les perturbations survenant à fréquence moyenne favoriseraient même, dans certains cas, l'augmentation de la biodiversité (Connell 1978) et son maintien en créant une hétérogénéité et de nouvelles niches écologiques

(Bengtsson 2002). Au contraire, la plupart des espèces ne sont pas adaptées aux perturbations soutenues, souvent d'origine anthropique, qui ont un effet négatif sur la biodiversité (Bengtsson 2002) par exemple des rejets toxiques dans les rivières. Qui plus est, l'activité humaine tend à augmenter la fréquence et l'intensité des perturbations ce qui peut diminuer la capacité des organismes à s'y adapter (Bengtsson 2002). Finalement, il y a les perturbations LID (*Large Infrequent Disturbance*) qui sont rares, inattendues et de fréquence si basse que la plupart des organismes ne peuvent s'y adapter (p. ex. éruption volcanique). Le temps et la possibilité de rétablissement suite à ces LID et aux autres types de perturbations peuvent être influencés par l'accumulation et la combinaison de plusieurs perturbations et stress (Paine et coll. 1998). Borics et coll. (2013) différencient perturbation et stress par leur fréquence. Lorsque cette fréquence permet le retour de la variable d'intérêt à un état similaire à l'état d'origine alors on parle de perturbation et lorsque la fréquence ne le permet pas, on parle plutôt de stress qui implique une forme de chronicité qui affecte les fonctions (Borics et coll. 2013, Plante 2017).

Il faut également déterminer l'état désirable de référence autour duquel tourneront les évaluations de résilience et le choix des variables d'intérêt. De manière générale, la résilience se concentre sur les variables qui soulignent la capacité du système à fournir des services écologiques (Carpenter et coll. 2001).

Perturbation à l'étude

Pour ce qui est de ce projet de recherche, la perturbation étudiée est un feu de nature anthropique. Les feux sont des perturbations cycliques pour les nombreuses tourbières ombrotrophes de la forêt boréale canadienne. Les bogs sont par ailleurs considérés comme résistants et résilients à ce type de perturbation (Kuhry 1994, Turetsky et coll. 2004, Benschoter 2006, Clarke et coll. 2015). Ainsi, cette étude concerne l'évaluation de la résilience d'une tourbière restaurée ayant subi une perturbation ponctuelle.

Restauration écologique

Définir la restauration écologique

La restauration d'écosystème a changé quelques fois de définition, mais ces définitions sont généralement des variations autour d'un même thème. En 1988, Jordan et coll. vont faire la distinction entre restauration et remise en état ou remise en valeur (« *reclamation* »). Pour eux, si la remise en état est « toutes actions délibérées visant le retour d'un écosystème endommagé à n'importe quelle sorte de condition productive, utile ou socialement acceptable », la restauration, quoiqu'elle-même une forme de remise en état, vise plutôt à retourner une communauté biologique dégradée modélisée sur un équivalent naturel. La restauration implique donc une relation aux principes écologiques ce qui n'est pas toujours le cas pour une remise en état. Pour leur part, Jackson et coll. (1995) vont plutôt définir la restauration écologique comme étant « un processus de réparation des dommages causés par les humains à la diversité et aux dynamiques des écosystèmes indigènes ». Pour ces auteurs, un projet de restauration inclue : un jugement de besoin (déterminer si le système est endommagé au point de ne pas pouvoir retrouver ses propriétés et si la dégradation risque de continuer), une approche écologique (se concentrant sur les processus écologiques pour restaurer les organismes, leurs interactions avec leur environnement et entre organismes), définir un but de manière à pouvoir évaluer le succès du projet de restauration et finalement, confronter les limites de la restauration. Dans cette définition, on précise que la source des dommages à réparer est anthropique ce qui est le cas pour beaucoup de définitions de la restauration écologique. En 2004, cependant, la « *Society for Ecological Restoration* » (SER 2004) va définir la restauration écologique comme étant « le processus d'assistance du rétablissement d'un écosystème, dégradé, endommagé ou détruit ». C'est la définition de la restauration la plus employée. Elle n'implique plus nécessairement une perturbation de nature anthropique quoique ce soit encore souvent sous-entendu. Ici, lorsqu'il est question de dégradation, il est souvent question de ce qui engendre des changements réduisant la santé de l'écosystème et son intégrité écologique (Seaman 2007). La commission sur l'intégrité écologique des parcs nationaux du Canada définit l'intégrité écologique comme étant : « l'état d'un écosystème jugé caractéristique de la région naturelle dont il fait partie, plus précisément par la composition et l'abondance des espèces indigènes et des communautés biologiques

ainsi que par le rythme des changements et le maintien des processus écologiques » (Parcs Canada 2017). Ainsi, le rétablissement (restauration) s'obtient lorsque l'écosystème d'intérêt arrive à poursuivre son développement sans futures interventions puisqu'il contient suffisamment de ressources biotiques et abiotiques pour le soutenir (SER, 2004). La définition qui sera retenue pour ce mémoire est celle de la « *Society for Ecological Restoration* ».

Il y a deux formes principales de restauration : la restauration active et la restauration passive. La première consiste en une restauration impliquant des interventions humaines qui aident et assistent l'écosystème endommagé à récupérer et se réassembler. La deuxième consiste plutôt à retirer la source de la perturbation et à utiliser les processus naturels de régénération sans avoir recours à des actions de remédiation (Suding 2011). Le tableau A.1 de l'Annexe 2 présente quelques autres termes utiles à connaître lors de recherche sur la restauration écologique.

Buts et objectifs de la restauration

Lors des dernières décennies, la restauration écologique visait principalement à guider le rétablissement d'un écosystème perturbé (Suding 2011). Ainsi, le but principal était de guider le système vers un retour à un état semblable à celui précédent la perturbation (Jordan et coll. 1987, Cairns & Heckman 1996, Clewell et coll. 2000, Suding 2011). Les objectifs d'un projet de restauration s'articulaient autour de ce but principal. Aujourd'hui, il est plutôt question de guider le rétablissement d'un écosystème dégradé vers un état stable, durable et en santé, mais le retour à un état semblable à l'état originel demeure important (Society for Ecological Restoration 2013-2014).

Un des objectifs courants, voire essentiels, en restauration écologique est l'élimination ou, du moins, la diminution des facteurs produisant la dégradation de l'écosystème ainsi que la remise en place des composantes clés de l'écosystème. Ces composantes influencent le taux et la direction du rétablissement (Rey Benayas et coll. 2009). Un autre objectif important est de recréer un système autosuffisant capable de prospérer sans interventions humaines ultérieures (Cairns & Heckman 1996, Clewell et coll. 2000, Seaman 2007). Ces deux objectifs demandent de ré-établir les caractéristiques d'un écosystème telles la biodiversité et les fonctions écologiques et de recréer des communautés entières

d'organismes avec leurs interactions avec l'environnement et entre espèces (Jordan et coll. 1987, Jordan et coll. 1988, Jackson et coll. 1995, Rey Benayas et coll. 2009).

Retour des services écologiques

L'idée de baser la restauration sur les services écologiques est de plus en plus présente notamment pour bien comprendre les coûts et les bénéfices associés à un projet de restauration et pour pouvoir lier ensemble la science, l'économie et les valeurs sociales liées au projet (Suding 2011). Les services écologiques, soit les bénéfices que fournit un écosystème aux populations humaines (Cairns & Heckman 1996, Suding 2011), peuvent être de plusieurs natures. Par exemple, il y a les services d'approvisionnement comme ceux qui fournissent de l'eau potable et de la nourriture, les services régulateurs comme ceux qui régulent le climat ou aident à contrôler les maladies et les services culturels comme ceux qui améliorent l'esthétisme ou permettent des activités récréatives (Suding 2011). L'évaluation des écosystèmes pour le millénaire (Millennium Ecosystem Assessment 2005) ajoute un quatrième type de services écologiques : les services de soutien qui permettent le bon fonctionnement de la biosphère tels que les cycles biochimiques. Une tourbière ombrotrophe par exemple, fournit des services d'approvisionnement tel que des fruits, des baies cultivables et des plantes médicinales et des services de soutien tels que des graines pour repeupler les forêts après les incendies et la coupe forestière. Elle fournit également des services régulateurs comme la filtration de l'eau (surtout les métaux lourds) et la séquestration du carbone atmosphérique (régulation du climat), des services culturels tels des activités récréatives (chasse, botanique et ornithologie), des archives archéologiques et des archives sur l'évolution des communautés végétales, du climat et de la pollution (conservés dans la tourbe) (Rochefort 2000).

Il est souvent présumé que la restauration écologique devrait permettre à l'écosystème de fournir davantage de services écologiques (Chazdon 2008). Cependant, beaucoup de plans de restauration se concentrent sur la biodiversité malgré le fait qu'il n'y a pas toujours de lien direct entre biodiversité et services écologiques (Naidoo et coll. 2008). Dans bien des cas, les services écologiques et la biodiversité sont plus élevés après une restauration, mais tout de même moindres que dans l'écosystème de référence (Rey Benayas et coll. 2009). En fait, il est difficile d'évaluer les services écologiques résultant d'une restauration (Galatowitsch

2009, Palmer & Filos 2009, Suding 2011). La restauration ramène généralement environ 50% des services écologiques d'un écosystème (Rey Benayas (2009) qui a comparé 89 études portant sur la restauration (temps depuis la restauration allant entre moins de 5 ans à 300 ans) d'une variété d'écosystèmes). Un autre problème avec la restauration dirigée vers le retour des services écologiques est que parfois le retour d'un service écologique se fait aux dépens d'un autre et l'un des défis est de s'assurer de la multifonctionnalité du système sur une courte et sur une longue durée (Suding 2011).

Importance de restaurer vers un milieu résilient

La résilience écologique prend une place grandissante dans la restauration des écosystèmes. Comme mentionné précédemment, la restauration d'un écosystème vise la réinstallation d'un système autosuffisant et capable de perdurer à long terme sans interventions humaines futures (Cairns & Heckman 1996, Clewell et coll. 2000, SER 2004, Seaman 2007). C'est en cela que la résilience prend toute sa valeur en restauration écologique. Il s'agit de s'assurer que l'écosystème soit capable de résister, d'absorber, de s'ajuster ou de s'adapter aux perturbations et aux changements futurs tout en maintenant ses fonctions (Suding 2011). Par exemple, une restauration dirigée sur la redondance au sein des groupes fonctionnels essentiels permet de conserver une diversité de réponse aux facteurs environnementaux tout en conservant une production similaire des fonctions de l'écosystème et ainsi en augmenter sa résilience (Elmqvist et coll. 2003, Nyström 2006, Brand & Jax 2007, Suding 2011).

Suivi de la restauration

Pour s'assurer de l'efficacité de la restauration, il faut un suivi adéquat. En effet, si les promoteurs du projet concluent à tort que la restauration est un succès, cela risque de mener à une aggravation de la dégradation de l'écosystème en plus d'engendrer une perte financière et de devoir réinvestir dans une nouvelle restauration ultérieurement. À l'opposé, si une restauration réussie est évaluée comme un échec ou incomplète cela amène les promoteurs du projet à continuer inutilement à dépenser des ressources et à, sans cesse, reformuler la restauration et ainsi priver d'autres sites dégradés d'une restauration efficace (Stankey et coll. 2005, Stapanian et coll. 2016). Plus simplement, sans évaluation

subséquente, il n'est pas possible de déterminer si le projet de restauration a atteint ses objectifs (Kondolf 1996) et il est difficile d'améliorer la technique de restauration.

Au début des années 1990, le « *National Research Council of USA* » concluait que non seulement la plupart des projets d'écorestauration étaient un échec, mais que cela était causé par une mauvaise exécution des travaux et par un mauvais suivi des projets (N.R.C. 1992, Stapanian et coll. 2016). Par la suite, plusieurs auteurs des années 2000 remarquaient que le manque de buts et d'objectifs bien définis et de suivis de qualité nuisait à la bonne compréhension de la restauration écologique (Miller & Hobbs 2007, Palmer et coll. 2007, Suding 2011, Wortley et coll. 2013). Bash & Ryan (2002) ont défini trois barrières majeures au suivi et à l'évaluation de la restauration : le financement, le manque de temps et le manque de personnel, ou plus simplement le manque de ressources. Hormis les coûts ajoutés au projet, d'autres difficultés peuvent nuire à la mise en place de l'évaluation de la restauration, notamment les débats extensifs entourant ce que caractérise une restauration efficace et comment bien la mesurer (Wortley et coll. 2013). Ces débats se concentrent souvent autour des buts de la restauration (Choi 2004, Asbjornsen et coll. 2005, Thorpe & Stanley 2011, Wortley et coll. 2013), de l'influence des changements climatiques (Choi 2004, Fulé 2008, Seabrook et coll. 2011, Wortley et coll. 2013) et de l'importance des circonstances socioéconomiques (Burke & Mitchell 2007, Hobbs 2009, Le et coll. 2012, Wortley et coll. 2013).

Le domaine de la restauration écologique est en explosion et le nombre d'études sur le suivi de la restauration a beaucoup augmenté depuis les deux dernières décennies (Wortley et coll. 2013, Gonzalez et coll. 2015). Il y a maintenant des projets de restauration dans plus d'une trentaine de pays dont la majorité est menée en Amérique du Nord suivie de l'Australie et de l'Europe (Ruiz-Jaen & Aide 2005, Wortley et coll. 2013, Gonzalez et coll. 2015).

Pour évaluer le succès d'une restauration, la majorité des projets compare à un site de référence ou à un témoin soit positif (écosystème en santé) ou négatif (condition non restaurée). Quand ce n'est pas le cas, les études regardent plutôt l'évolution dans le temps (Wortley et coll. 2013). Quoique les suivis varient entre 1 et 120 ans après la restauration, seulement 5% d'entre eux couvrent une période plus longue que 35 ans (Wortley et coll. 2013). Il y a plus d'études regardant la flore que la faune (Ruiz-Jaen et Aide 2005; Wortley

et coll. 2013). Un projet de restauration est le plus souvent évalué selon trois effets : la structure végétale (couvert, densité, biomasse, hauteur et profil de végétation), la diversité et l'abondance des espèces à différents niveaux trophiques et les processus écologiques (ex. processus d'interaction biologiques, bassin de nutriments, formation de matière organique, système mycorhizien) (Ruiz-Jaen et Aide 2005). Parce qu'il est présumé que le rétablissement de la faune et des processus écologiques suit l'établissement de la végétation (Toth et coll. 1995, Young 2000, Ruiz-Jaen & Aide 2005) et que la loi exige souvent d'évaluer la végétation (Allen 1992, Ruiz-Jaen & Aide 2005), plusieurs études sur la restauration (exception des milieux aquatiques) évaluent le rétablissement de la structure et de la diversité végétale (Ruiz et Aide 2005). Pour leur part, Gonzalez et coll. 2015 disent que 91% des articles regardés sur la restauration de la végétation riparienne mesuraient la structure de la végétation (à l'aide de l'abondance) et que l'évaluation des processus végétaux était aussi souvent employée. Qui plus est, la végétation est jugée rapide et facile à mesurer avec peu de variations saisonnières (Ruiz et Aide 2005).

Restauration des tourbières ombrotrophes Nord-Américaines

Un milieu humide est considéré comme une tourbière lorsque s'y accumule la matière organique sous forme de tourbe d'une épaisseur de 30 cm ou plus, résultant généralement d'un mauvais drainage (Payette & Rochefort 2001). Au fur et à mesure que la tourbe s'accumule, les espèces végétales vont perdre accès aux sources d'eau et de minéraux qui ne leur seront plus accessibles que par les précipitations, la décomposition et l'humification; c'est alors que l'on parle d'une tourbière ombrotrophe ou bog (Payette et Rochefort 2001). Ces écosystèmes particuliers sont acides (pH<5,0), pauvres en espèces vasculaires (Payette et Rochefort 2001) et comptent parmi les écosystèmes les plus pauvres en nutriments du monde (Damman 1986).

Les bogs sont généralement dominés par les sphaignes, les éricacées et une végétation acidophile associée à la présence de dépressions et de buttes (Payette et Rochefort 2001). Les sphaignes, des bryophytes, sont connues pour jouer un rôle clé dans le développement et l'organisation des bogs (van Breemen 1995, Rochefort 2000) notamment en créant une tourbe isolante, acide et peu perméable (Rochefort 2000). Cette tourbe non seulement

influence la végétation, mais également les conditions hydrologiques et édaphiques du milieu (Payette et Rochefort 2001).

Une tourbière ombrotrophe contient deux couches (horizons tourbeux). La première, le catotelme (Ingram 1978), forme la base et la majeure partie de la colonne tourbeuse. L'activité biologique y est très réduite en raison des conditions anaérobies et de sa saturation en eau. Cette couche joue le rôle d'accumulation de matière organique (Payette et Rochefort 2001). L'activité biologique est plutôt concentrée dans la mince couche supérieure (< 75 cm généralement) de la tourbière, nommée acrotelme (Ingram, 1978), située au-dessus de la nappe phréatique. C'est la partie productive de la tourbière (Payette et Rochefort 2001).

L'extraction de la tourbe est une industrie active dans le sud-est du Canada depuis plusieurs décennies déjà (Keys 1992, Price & Whitehead 2004). Les activités d'extraction résultent souvent en la dégradation complète de l'écosystème en place, souvent un bog. Une restauration active est donc nécessaire pour ramener l'écosystème à un état fonctionnel (Rochefort 2000, Lavoie et coll. 2003, Rochefort et coll. 2003, Price & Whitehead 2004).

La restauration de tourbière ombrotrophe s'est beaucoup développée depuis les dernières années en Amérique du Nord et une méthode de restauration efficace fut mise au point : la méthode du transfert de la couche muscinale (Rochefort 2000, Rochefort et coll. 2003, Rochefort & Lode 2006). Les étapes générales de cette méthode sont : reprofiler et remouiller le terrain pour donner les bonnes conditions humides à la croissance des plantes d'intérêt, collecter des diaspores dans un site donneur (avec un ratio de 1 m collecté pour 10 mètres restaurés pour réduire le plus possible l'impact sur l'écosystème donneur), épandre ce matériel sur le site en restauration et le protéger avec un paillage et finalement fertiliser avec une faible dose de phosphore (Rochefort et coll. 2003). On voit ici que l'un des objectifs de cette restauration, comme beaucoup d'autres projets de restauration, est le retour de la végétation (dans ce cas-ci surtout le retour des sphaignes comme groupe clé de l'écosystème). En effet, en restauration, il est souvent présumé que les processus de l'écosystème et le rétablissement de la faune reviennent d'eux-mêmes si la végétation adéquate est déjà sur place (Toth et coll. 1995, Young 2000, Jones & Schmitz 2009, Suding 2011) et que cette végétation suit elle-même la restauration des structures physiques et chimiques (Borja et coll. 2010).

Pour mettre au point cette technique, les chercheurs ont dû définir des objectifs clairs et réalistes. C'est une étape essentielle pour bien orienter la restauration, mais surtout pour être en mesure d'évaluer le succès de la restauration et de réajuster le tir le besoin échéant (Jackson et coll. 1995, Rochefort 2000, Choi et coll. 2008, Hagger et coll. 2017). Le but général est de retourner à une tourbière fonctionnelle (accumulant de la tourbe et avec une composition végétale similaire à son équivalent naturel) dans les 30 ans suivant la restauration (Rochefort et coll. 2003). Selon Jackson et collaborateurs (1995), une restauration efficace, qu'importe le système, devrait atteindre ses objectifs en moins de 50 ans. Ce but premier de la restauration de tourbière est décomposé en plusieurs objectifs : retourner à une fonctionnalité assurant le maintien de l'écosystème dans le temps, établir un couvert végétal composé d'espèces de tourbière en moins de cinq ans (les sphaignes principalement), recréer les conditions hydrologiques typiques des bogs, retrouver un système accumulateur de carbone, le retour du recyclage des nutriments, le retour d'une structure végétale favorisant la biodiversité animale et végétale, l'installation des caractéristiques permettant la résistance aux espèces envahissantes (Rochefort 2000; Rochefort et coll. 2003; Rochefort et Lode 2006). Ces objectifs et la méthode de restauration qui en découle respectent bien les objectifs principaux de la restauration décrits par Rey Benayas et coll. (2009), soit l'élimination de la source de la dégradation et l'installation des caractéristiques clés de l'écosystème. Pour pouvoir bien définir ces objectifs et créer la méthode de restauration qui en découle, il a fallu se renseigner sur l'écosystème par de nombreuses études, mais également bien comprendre les conditions installées par la perturbation (extraction de la tourbe) et qu'il faut corriger.

La restauration de tourbières ombrotrophes par la méthode de transfert de la couche muscinale a été le sujet de nombreux projets d'études (p. ex. González et coll. 2013, González & Rochefort 2014, González et coll. 2014). La structure et la diversité de la végétation sont souvent évaluées après la restauration (p. ex. González et coll. 2013; González et Rochefort 2014; González et coll. 2014), mais également les caractéristiques physico-chimiques de la tourbe et de l'eau de la nappe phréatique (p. ex. Andersen et coll. 2011, Strack et coll. 2015) ainsi que les caractéristiques hydrologiques pour déterminer si la restauration recrée les structures typiques d'un bog (McCarter & Price 2015, Strack et coll. 2015, Taylor & Price 2015).

Même en dehors des projets d'études, plusieurs sites restaurés avec la méthode du transfert de la couche muscinale sont suivis dans le temps à l'aide de parcelles permanentes, dans lesquelles le recouvrement végétal par strate et par espèce, la hauteur des strates, l'épaisseur du tapis de sphaigne, la biomasse de la strate muscinale, le pH, la conductivité et les nutriments de la tourbe sont mesurés à intervalles réguliers après la restauration en plus d'une fois à la première année et une fois à la 3^e (pour une description plus détaillée de la méthode d'évaluation de la végétation, voir González et coll. (2013) et González et Rochefort (2014)).

Suivi de la restauration après une perturbation subséquente

Si, comme expliqué plus haut dans ce texte, les études sur la résilience et le suivi de restauration se sont multipliées et diversifiées ces dernières années, très peu d'attention est dirigée vers la réponse d'un écosystème restauré à une perturbation, naturelle ou anthropique, survenant après la restauration. Cela peut paraître contradictoire avec les idées présentées plus haut sur l'importance de ramener la résilience et de s'assurer de la durabilité et de l'autosuffisance de l'écosystème restauré. Un projet de restauration demande en effet un grand investissement de ressources (argent, temps et personnel (Bash & Ryan 2002)) et plusieurs de ces projets se font soit en réponse à la loi, soit en urgence pour « sauver » un système. Ainsi, il y a très peu de chance que l'équipe ayant réalisé un projet de restauration décide de le perturber une fois de plus, même avec les meilleures intentions scientifiques. Il faut plutôt attendre que la perturbation se présente d'elle-même (p. ex. un ouragan passant dans des pinèdes restaurées après un incendie (Kleinman & Hart 2017)). C'est pourquoi très peu d'études portent sur le sujet. Ces études sont récentes et peu nombreuses. Certaines se concentrent sur une perturbation créée par la restauration elle-même comme pour Banaszuk et coll. (2011) qui regarde comment la modification de l'hydrologie lors de la restauration de tourbières amène une augmentation de la sédimentation et des concentrations de phosphore dans les mares et les cours d'eau. Dans ce cas, il serait plutôt question d'évaluer la restauration en elle-même et il s'agit plus de l'impact de la restauration que de sa résilience à la perturbation. Plus rares sont les études qui regardent la résistance et la résilience à une perturbation étrangère à la restauration comme l'on fait Collinge et coll. (2011) en évaluant la résistance d'étangs printaniers à l'arrivée d'espèces envahissantes. Aucune de ces études ne porte sur la résilience, la résistance ou le rétablissement après une perturbation survenue

dans une tourbière préalablement restaurée et ayant déjà retrouvé un bon recouvrement muscinal.

But de l'étude

En 2014, un incendie survenu dans une tourbière ombrotrophe du sud-est du Canada (près de la ville de Rivière-du-Loup au Québec) a brûlé une partie d'une tourbière contenant des sites restaurés par la technique du transfert de la couche muscinale dix ans avant le feu. Ceci représente la première occasion d'évaluer la réponse d'un jeune site restauré par la technique du transfert de la couche muscinale à une perturbation par le feu, ce qui est le but premier de cette étude.

Un but second peut être dégagé du premier. Il s'agit d'évaluer si la méthode de restauration favorise ou non l'installation d'un écosystème résistant au feu et d'aider à comprendre ce qui peut favoriser une restauration résistante à cette perturbation. L'incendie dont il est ici question a brûlé environ la moitié d'un site restauré, laissant ainsi l'autre moitié comme comparatif. Il a également brûlé un secteur naturel de la tourbière. Ceci explique pourquoi ce projet d'étude est séparé en deux volets : 1) comparer les zones brûlées aux zones non brûlées au sein du secteur restauré et 2) comparer la réponse au feu de la végétation muscinale du secteur restauré à celle du secteur naturel.

Comme mentionné précédemment dans le texte, la résilience est en grande partie basée sur l'addition de la résistance et du rétablissement (Côté & Darling 2010, McClanahan et coll. 2012). C'est pourquoi cette étude s'inscrit dans un contexte de résilience. Cependant, une étude complète de résilience demanderait un suivi plus long et approfondit. Ainsi, il serait plus juste de considérer ce mémoire comme la première pierre posée à la construction d'une étude plus imposante sur la résilience au feu des tourbières restaurées.

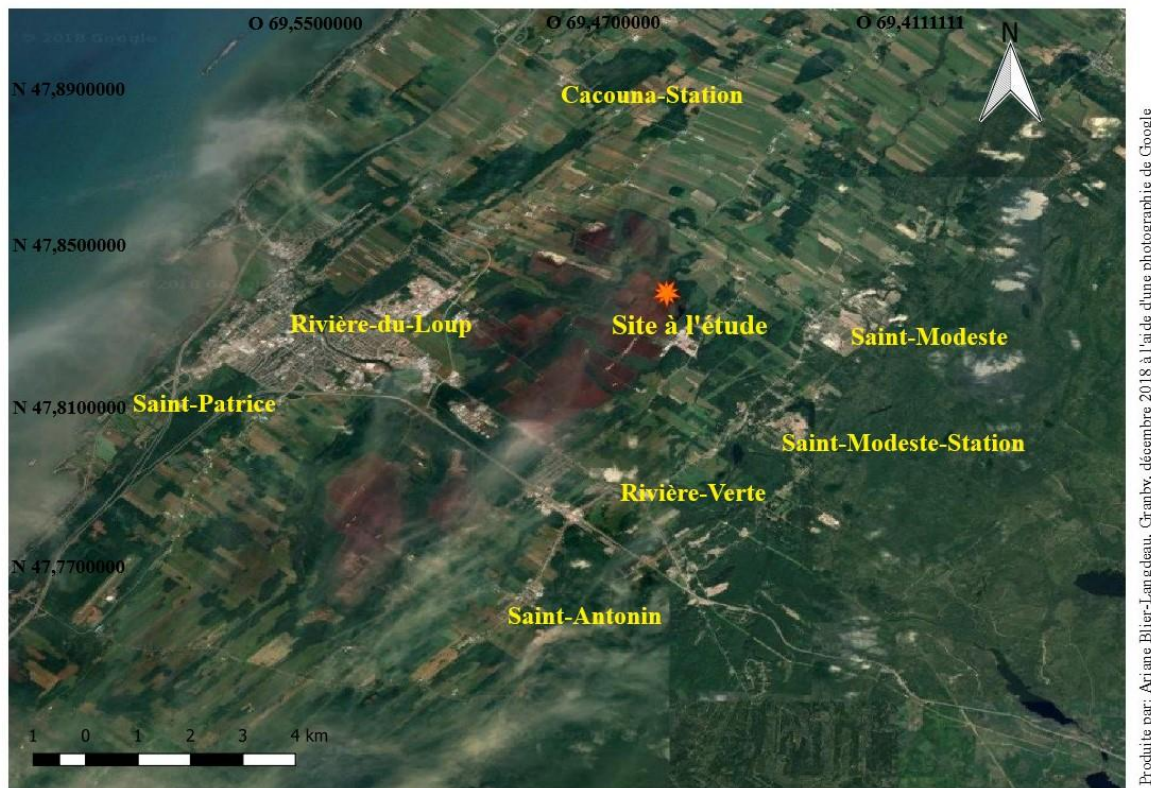
1. Description du site à l'étude

1.1 Géographie et climat

Le site à l'étude se situe dans une tourbière de Rivière-du-Loup dans le sud du Québec (Figure 1). Cette région est modelée par un climat continental humide qui se caractérise par des hivers longs et froids et des étés légèrement humides et chauds avec une amplitude thermique approximative de 30°C et des précipitations abondantes soit environ 900 mm annuellement (Gouvernement du Québec Ministère des Forêts Faune et Parc 2016). Le site se situe dans la zone de végétation nommée tempérée nordique, définie par des peuplements feuillus et mixtes (Gouvernement du Québec Ministère des Forêts Faune et Parc 2016).

1.2 Description de la tourbière

Ce bog est une tourbière ombrotrophe semi-forestière (Glaser & Janssen 1986) d'environ 13 km de long par 3 km de large, orientée est-ouest et dominée à plusieurs endroits par l'épinette noire (*Picea mariana* (Miller) Britton, Sterns & Poggenburgh). Sa tourbe, reposant sur une couche d'argile gris-bleu, peut atteindre 9 m d'épaisseur par endroit (Gauthier 1967). Il comprend des secteurs actuellement en extraction à des fins horticoles, des secteurs naturels non touchés par les activités d'extraction et des secteurs restaurés. Les secteurs restaurés se retrouvent à plusieurs endroits sur la tourbière, souvent à proximité des secteurs en extraction. Ces sites ont été restaurés à l'aide de la méthode du transfert de la couche muscinale (pour voir la méthode détaillée lire Rochefort et coll. 2003, Graf & Rochefort 2016).



Produite par: Ariane Blier-Langdeau, Gramby, décembre 2018 à l'aide d'une photographie de Google

Figure 1. Localisation géographique du site à l'étude et présentation du complexe de tourbière dont les parties brune rougeâtre montrent les aires ayant subi de l'extraction de tourbe.

1.3 L'incendie de 2014

À la fin du mois d'août 2014, un feu accidentel s'est déclaré dans un secteur en extraction. Un bris de machinerie aurait causé des étincelles. Un fort vent a propagé le feu sur les secteurs adjacents, brûlant ainsi un secteur naturel, en extraction et un secteur restauré en 2005 par la méthode du transfert de la couche muscinale. Sur le secteur restauré, le feu a parfois été un feu couvant (feu se propageant en dessous de la surface du sol) et parfois un feu de surface uniquement (propagé par le vent aux surfaces aériennes des plantes formant des motifs désordonnés).

1.4 Les secteurs à l'étude

Les secteurs étudiés sont deux secteurs restaurés à l'automne 2005 et 2006 par la méthode du transfert de la couche muscinale et un secteur naturel voisin ayant également brûlé dans l'incendie de 2014 (Figure 2). Seule la partie restaurée en 2005 a été touchée par le feu alors la partie restaurée en 2006 servira de comparatif. Puisque les deux secteurs restaurés ont été restaurés par la même équipe, avec la même méthode et à moins d'un an d'intervalle, ils seront considérés comme un seul secteur, nommé le secteur restauré à partir de ce point. En effet, les deux restaurations se sont déroulées en automne, avec les mêmes conditions d'épandage de la matière végétale (même ratio d'épandage, même délai entre l'épandage des plantes et de la paille, même délai entre les étapes de restauration et de remouillage, et même état des surfaces) avec toutefois plus de jours de précipitation et une tourbe résiduelle plus épaisse et dense dans le secteur restauré en 2005 (Tableau 1). Qui plus est, le recouvrement végétal des deux secteurs était similaire avant l'incendie selon les données prises au sein de parcelles permanentes servant à suivre la progression de la restauration dans le temps (Tableau 2). Le recouvrement végétal des sites restaurés avait déjà atteint un recouvrement d'espèces vasculaires et muscinales (incluant beaucoup d'espèces tourbicoles, notamment des sphaignes) (Tableau 2). Le secteur restauré contient plusieurs communautés végétales différentes. Les communautés végétales retenues pour l'étude sont décrites dans la section « collecte de données » du volet 1 (chapitre 2). En général, il y a très peu d'arbres ou d'arbustes autres que les éricacées sur le secteur restauré. Le secteur naturel est quant à lui dominé par les épinettes noires et des buttes de sphaignes du sous-genre *Acutifolia*.

Tableau 1. Conditions terrain pour l'année de la restauration des secteurs restaurés en 2005 (R2005) et en 2006 (R2006). Moyenne \pm erreur- type

| | Tourbe résiduelle (cm) | Densité apparente de la tourbe (g/cm ³) | pH | T° au printemps (°C) | T° à l'été (°C) | T° à l'automne (°C) | Jours de précipitation (°C) |
|--------------|---------------------------|--|-------------------|-------------------------|--------------------|------------------------|--------------------------------|
| R2005 | 103,5 \pm 14,2 | 0,111 \pm 0,008 | 3,81 \pm 0,0 | 13,1 | 16,8 | 8,7 | 105 |
| R2006 | 60,6 \pm 9,9 | 0,089 \pm 0,012 | 3,83 \pm 0,1 | 12,1 | 16,7 | 10,4 | 85 |

Tableau 2. Recouvrement végétal des secteurs restaurés après sept ans (évalué en 2012 (R2005) et 2013 (R2006)). Recouvrement moyen de 5 parcelles permanentes par secteurs \pm erreur-type

| | Vasculaires | Muscinales | Muscinales | Sphaignes | <i>P. strictum</i> |
|--------------|-------------|------------|---------------|------------|--------------------|
| | % | % | Hauteur (cm) | % | % |
| R2005 | 88 \pm 4 | 54 \pm 5 | 6,3 \pm 1,9 | 33 \pm 5 | 15 \pm 3 |
| R2006 | 90 \pm 3 | 53 \pm 5 | 5,7 \pm 1,7 | 34 \pm 4 | 29 \pm 4 |

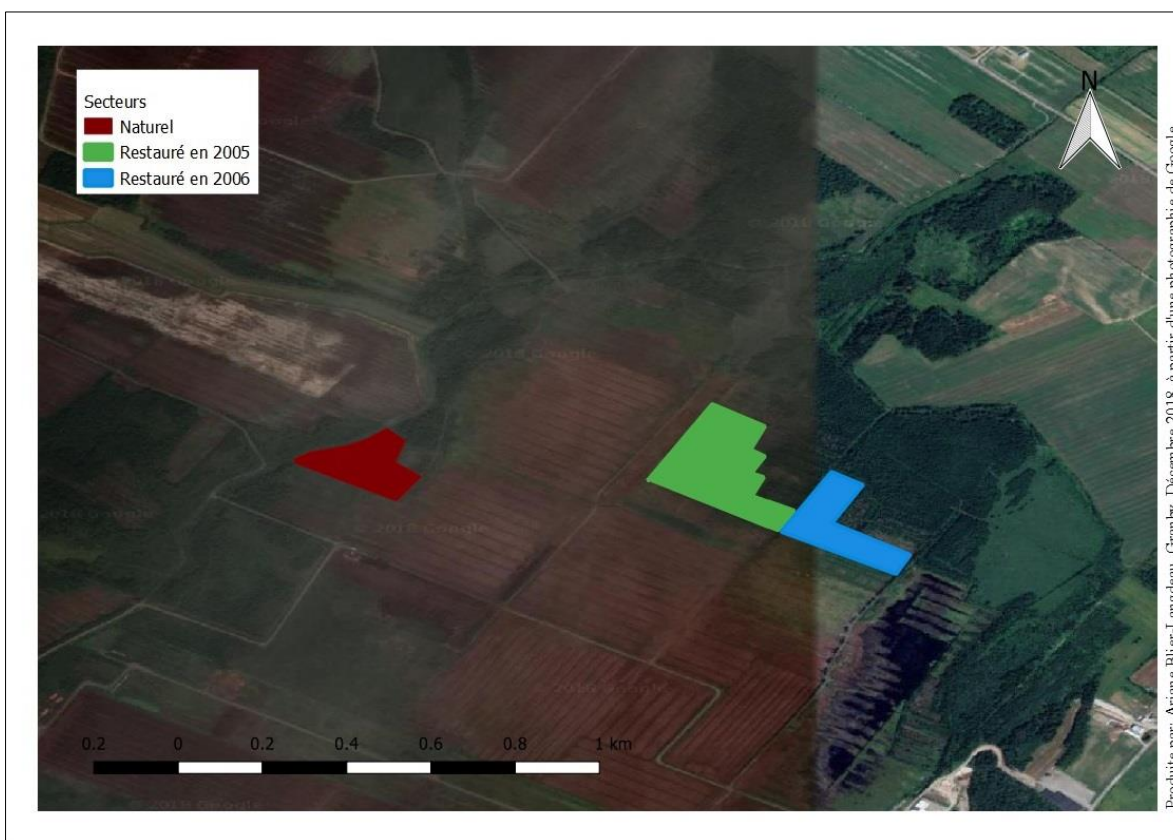


Figure 2. Les secteurs restaurés (2005 et 2006) et le secteur naturel.

2. Volet 1 : Biomasse et recouvrement végétal du secteur restauré

2.1 Introduction

Les tourbières ombrotrophes, communément appelées bogs, sont des écosystèmes reconnus comme étant résistants et résilients au feu (Kuhry 1994, Magnan et coll. 2012, Turetsky et coll. 2012a, Clarke et coll. 2015). Des études ont montré qu'il n'est pas rare de trouver des traces de feu en tourbières telles des charbons et des changements dans les assemblages de macrofossiles avec des espèces indicatrices de feu (Kuhry 1994, Pellerin & Lavoie 2003, Thibault & Payette 2009, Magnan et coll. 2012). Cependant, les tourbières ombrotrophes récupèrent généralement après un feu (retour de la structure et de la composition végétale) en quelques décennies (Clarkson 1997, Johnson 2001, Clarke et coll. 2015) faisant ainsi preuve de résilience face à ce type de perturbation puisque le feu ne change pas la végétation à long terme (Clarke et coll. 2015).

Une tourbière ombrotrophe en rétablissement après un incendie sévère passe par deux principales étapes : une phase minérotrophe puis un retour vers un bog (Kuhry 1994, pour une synthèse voir Turetsky et coll. 2012). Les premières espèces à se réinstaller sont les bryophytes pionnières telles que le *Polytrichum strictum* Menzies ex Brid. (Kuhry 1994, Lavoie & Pellerin 2007, Thibault & Payette 2009, Clarke et coll. 2015) ainsi que les espèces à rhizome (si le rhizome est épargné par l'incendie) (Timmins 1992, Clarkson 1997, Johnson 2001, Norton & De Lange 2003). Suivent les plantes herbacées (cypéracées et graminoides) et les espèces opportunistes (p. ex. plantes rudérales) profitant de l'ouverture du milieu (Timmins 1992, Clarkson 1997, Johnson 2001, Clarke et coll. 2015). Puis, généralement deux à quatre ans plus tard, viennent les arbustes (Clarke et coll. 2015). À cette étape, les plantes herbacées et les plantes colonisatrices commencent à décliner (Timmins 1992; Clarkson 1997). Entre dix et quarante ans, les espèces de tourbières et les sphaignes ont fait un retour significatif (Kuhry 1994, Clarke et coll. 2015).

Le rétablissement vers un bog fonctionnel serait favorisé par les bryophytes (Benscoter 2006, Sillasoo et coll. 2011, Turetsky et coll. 2012, Clarke et coll. 2015); telles les sphaignes qui peuvent se régénérer à partir de fragments restants (Clymo & Duckett 1986, Faubert & Rochefort 2002), supporter de longues périodes de sécheresse et de fortes températures (Taylor et coll. 2017) et se disperser par spores sur de grandes distances (Campbell et coll. 2003). La haute densité et humidité des populations de sphaignes de butte peuvent aussi empêcher le feu de brûler les buttes en profondeur et ainsi permettre aux sphaignes de se régénérer du bas de la tige une fois l'incendie terminé (Clymo & Duckett 1986, Rydin & Jeglum 2006). Il y a aussi les bryophytes pionnières qui favorisent l'installation des conditions favorables pour l'arrivée des autres espèces (Clarkson 1997, Groeneveld et coll. 2002, Benscoter 2006). Un autre facteur favorisant le rétablissement des tourbières après un feu est leur haute teneur en eau dans le sol (Benscoter 2006) qui non seulement aide la colonisation par les plantes d'intérêt telles les sphaignes (Campeau & Rochefort 1996, Benscoter 2006), mais peut aussi diminuer la sévérité du feu (Timmins 1992, Reardon et coll. 2007, Benscoter et coll. 2011, Magnan et coll. 2012). Ainsi, le feu brûle souvent la surface de la tourbe, mais laisse les parties souterraines vivantes (Clarkson 1997) ce qui facilite le rétablissement.

Les facteurs favorisant le rétablissement des tourbières après un feu aident également ces écosystèmes à résister aux incendies (Benscoter et coll. 2011, Clarke et coll. 2015). C'est particulièrement évident pour les bogs de la forêt boréale canadienne. Les tourbières ombrotrophes sont des écosystèmes communément trouvés dans la forêt boréale canadienne et cette forêt est elle-même assujettie à un cycle de feu relativement court (généralement entre 50 et 500 ans; Turetsky et coll. 2012). Ce qui est intéressant, c'est que les tourbières ombrotrophes trouvées au sein de ces mêmes forêts ont un cycle de feu beaucoup plus long. Par exemple, si les forêts du nord-ouest du Québec ont un cycle de feu historique variant entre 100 et 150 ans (Payette et coll. 1989, Couturier & St-Martin 1990, Parisien & Sirois 2003, Bergeron et coll. 2004), les bogs semi-forestiers ont pour leur part un cycle de feu d'environ 440 ans et les bogs ouverts un cycle de feu à 1200 à 1400 ans (Magan et coll. 2012). Le cycle de feu estimé pour les tourbières de la région du Bas-Saint-Laurent est entre 2000 et 2500 ans avant l'agriculture, mais entre 150 et 280 ans après le début de l'agriculture dans la région (Lavoie & Pellerin 2007). La même situation se présente dans l'ouest du pays.

Kuhry (1994) attribue un cycle de feu à la forêt boréale de l'ouest du Canada allant entre 50 à 100 ans, mais donne un cycle de feu de surface d'environ 1150 ans aux bogs continentaux. On comprend alors pourquoi les tourbières boréales sont parfois vues comme une barrière à la propagation du feu.

Puisque, comme expliqué dans l'introduction générale la restauration de tourbière devrait ramener un écosystème autosuffisant fournissant les mêmes fonctions et services écologiques qu'une tourbière naturelle tels que la capacité à ralentir la propagation du feu et à séquestrer le carbone, il est important et pertinent de s'assurer du retour d'un écosystème résistant et résilient au feu lors de la restauration de tourbières ombrotrophes. Ce volet se concentre donc sur la question suivante : un écosystème de tourbière restauré depuis 10 ans est-il en mesure de résister à un feu et d'entamer un rétablissement de sa végétation après ce type de perturbation?

Comme le feu de 2014 est survenu vers la fin de la saison de croissance et qu'il a laissé une partie du secteur restauré intacte, cette partie du projet est divisée en deux objectifs : 1) comparer la structure végétale et l'accumulation de carbone des zones brûlées avec celles des zones non brûlées du secteur restauré, 2) évaluer l'évolution de la végétation du secteur restauré pendant la première saison de croissance après le feu. Dans cette partie de l'étude, la comparaison de la structure végétale et de l'accumulation de carbone passe par la comparaison de la production de phytobiomasse aérienne et de la composition végétale (recouvrement végétal et diversité à l'espèce) entre les zones brûlées et non brûlées tandis que l'évaluation de l'évolution de la végétation passe par la comparaison de ces mêmes éléments, mais cette fois-ci entre le début et la fin de la première saison de croissance après le feu (été 2015).

Pour ce volet, la première hypothèse est que les tourbières restaurées ont une résilience semblable aux tourbières naturelles et conséquemment, une saison de croissance après le feu, la capacité de production de tourbe, la structure et la composition végétale des zones brûlées ne seront pas retournées à un état semblable à celles des zones non brûlées. En effet, puisque dans la littérature le rétablissement après feu d'une tourbière se compte en années (p. ex. Clarke et coll. 2015), il est peu probable qu'une seule saison de croissance soit suffisante pour ramener les zones brûlées à un niveau similaire aux zones non brûlées. Cela

dit, la production de phytobiomasse et l'augmentation du recouvrement végétal au cours de la première saison de croissance après le feu devraient augmenter davantage dans les zones brûlées. En effet, le feu libère du carbone et dans certains cas des nutriments dans le sol et affecte de manière inégale la couche de tourbe en raison de l'hétérogénéité de la sévérité du feu (Benscoter & Wieder 2003, Norton & De Lange 2003, Benscoter et coll. 2005a). Ces conditions édaphiques altérées devraient ainsi influencer la croissance des plantes notamment en raison d'un potentiel ajout de nutriments.

2.2 Matériel et méthode

2.2.1 Approche par communauté végétale et points d'échantillonnage

Puisque le secteur restauré contenait plusieurs communautés végétales, une approche par communautés végétales a été retenue pour s'assurer de la légitimité des comparaisons. L'échantillonnage a été proportionnel à la taille des communautés choisies.

2.2.1.a Délimitation des communautés végétales

Au début de la saison de croissance (juin 2015) alors que les traces de feu étaient encore bien évidentes après le feu de l'automne précédent, les limites des communautés végétales et des zones brûlées (Figure 3) ont été cartographiées en mesurant les distances par rapport à des points de repère. Le recouvrement végétal a été évalué visuellement par le recouvrement des plantes vasculaires et de la strate muscinale. Pour chacune de ces deux catégories de recouvrement, l'espèce ou le taxon dominant a été noté avec une cote de recouvrement.

Seules les communautés ayant une portion brûlée (B) avec une portion équivalente non brûlée (NB) ont été considérées. Les communautés de trop petite superficie ou peu abondantes n'ont également pas été considérées dans l'analyse. Trois communautés végétales ont été retenues : Platière à sphaignes, Dépression humide et Platière à polytric. Elles représentaient ensemble environ 52 580 m² soit approximativement 50 % de la zone étudiée.

La communauté Platière à sphaignes était dominée par l'espèce *Eriophorum vaginatum* (Linnaeus) et par les sphaignes du sous-genre *Acutifolia* qui commençaient à former de jeunes buttes de sphaignes (tapis de $4,2 \pm 0,4$ cm avec des buttes de sphaignes de 21 ± 1 cm de hauteur) (Tableau 3 et Tableau 4). La communauté Dépression humide était dominée par un mélange de *Scirpus cyperinus* (Linnaeus) Kunth et de *Carex canescens* (Linnaeus) ainsi que par les sphaignes du sous-genre *Cuspidata* (Tableau 3 et Tableau 4). Finalement, la troisième communauté, nommée Platière à polytric était dominée par l'espèce *Eriophorum vaginatum* (mais avec une plus faible densité de touradons que dans la communauté Platière à sphaignes) et par l'espèce *Polytrichum strictum* Menzies ex Brid

(Tableaux 1 et 2). Les sphaignes qu'on y trouvait formaient des tapis minces (épaisseur moyenne de $2,5 \pm 0,3$ cm).

Tableau 3. Nombre de points d'échantillonnage, pourcentage de recouvrement moyen de l'espèce caractéristique (\pm erreur-type) et description de la composition végétale dominante des communautés retenues. La lettre B se réfère aux zones brûlées, les lettres NB aux zones non brûlées et « Total » à l'addition des zones brûlées et non brûlées.

| Communautés végétales | Nombre de points d'échantillonnage | Plantes vasculaires | Végétation muscinale |
|-----------------------------|------------------------------------|--|--|
| Platière à sphaignes | B : 62 NB : 53 Total : 115 | Communauté dominée à 53(\pm 4%) par l'espèce <i>Eriophorium vaginatum</i> | Communauté dominée par un mélange de sphaignes du sous-genre <i>Acutifolia</i> ($28 \pm 4\%$; (tapis de $4,2 \pm 0,4$ cm avec des buttes de sphaignes de 21 ± 1 cm de hauteur)) avec <i>Polytrichum strictum</i> ($9 \pm 1\%$) |
| Platière à polytric | B : 25 NB : 25 Total : 50 | Communauté dominée à 33(\pm 5%) par l'espèce <i>Eriophorium vaginatum</i> | Communauté dominée par l'espèce <i>Polytrichum strictum</i> ($19 \pm 1\%$) avec la présence de sphaignes du sous-genre <i>Acutifolia</i> ($10 \pm 2\%$; $2,5 \pm 0,3$ cm) |
| Dépression humide | B : 40 NB : 40 Total : 80 | Communauté co-dominée par <i>Scirpus Cyperinus</i> ($20 \pm 2\%$) et <i>Carex canescens</i> ($13 \pm 2\%$) | Dominée par les sphaignes du sous-genre <i>Cuspidata</i> ($19 \pm 3\%$) avec la présence de sphaignes du sous-genre <i>Acutifolia</i> ($3 \pm 2\%$) |

* L'épaisseur du tapis de sphaignes de la communauté Dépression humide n'a pas pu être mesurée, car les sphaignes flottaient et ne permettaient pas une mesure fiable.

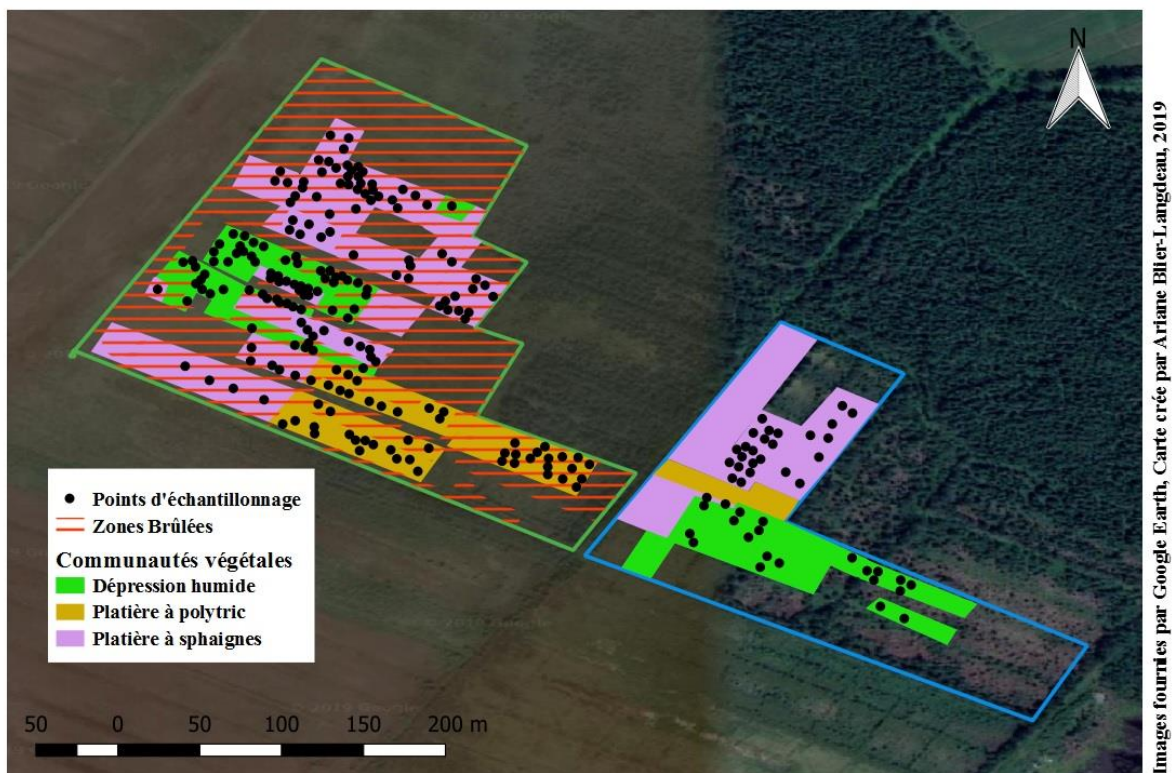


Figure 3. Communautés végétales à l'étude, zones brûlées du secteur restauré et position des points d'échantillonnage pour la collecte de biomasse et le recouvrement végétal.

Tableau 4. Recouvrement des espèces végétales trouvées dans chacune des communautés végétales retenues au début de la saison de croissance (fin juin 2015).

| Espèces | % de recouvrement au début de la saison de croissance | | | | | |
|---------------------------------|---|----|-------------------|----|---------------------|----|
| | Platière à sphaigne | | Dépression humide | | Platière à polytric | |
| | B | NB | B | NB | B | NB |
| <i>Chamaedaphne calyculata</i> | 3 | 7 | * | 4 | 3 | 5 |
| <i>Carex canescens</i> | 1 | * | 17 | 9 | * | * |
| <i>Eriophorum vaginatum</i> | 33 | 53 | 1 | 4 | 34 | 33 |
| <i>Kalmia angustifolia</i> | * | 3 | * | * | 1 | 2 |
| <i>Kalmia polifolia</i> | 1 | 2 | * | * | 1 | 1 |
| <i>Ledum groenlandicum</i> | * | 4 | * | * | 0 | 2 |
| <i>Myrica anomala</i> | * | 2 | * | * | * | 3 |
| <i>Polytrichum strictum</i> | 7 | 9 | * | * | 17 | 19 |
| <i>Scirpus cyperinus</i> | * | * | 16 | 20 | * | * |
| <i>Sphagnum Acutifolia</i> spp. | 6 | 28 | * | 3 | 2 | 10 |
| <i>Sphagnum Cuspidata</i> spp. | * | * | 12 | 19 | * | * |
| <i>Sphagnum angustifolium</i> | * | * | 3 | 6 | * | * |
| <i>Sphagnum capillifolium</i> | 1 | 2 | * | * | * | 1 |
| <i>Sphagnum cuspidatum</i> | * | * | 1 | * | * | * |
| <i>Sphagnum fallax</i> | * | * | 7 | 13 | * | * |
| <i>Sphagnum rubellum</i> | 5 | 25 | * | 2 | 2 | 9 |
| <i>Vaccinium angustifolium</i> | * | 2 | 3 | 6 | * | * |
| <i>Vaccinium oxycoccos</i> | * | 1 | * | * | 0 | 2 |

* Signifie que l'espèce était trouvée sous forme de trace (moins de 1% de recouvrement).

2.2.1.b Points d'échantillonnage

Les points d'échantillonnage ont été choisis aléatoirement à l'aide d'une grille appliquée sur la carte et de la fonction aléatoire d'Excel. Il y avait 245 points en tout (Tableau 3 et Figure 3). Si le nombre de points d'échantillonnage est différent entre les zones brûlées et non brûlées de la communauté Platière à sphaignes, c'est parce que le nombre de points a été revu à la baisse durant l'échantillonnage pour éviter que la durée de l'échantillonnage du printemps ne dure trop longtemps et s'avance trop dans la saison de croissance.

Les points étaient disposés à au moins un mètre des andains de remouillage. Si le point aléatoirement choisi était très peu représentatif (p. ex. tombant sur de profondes ornières créées par les travaux de restauration), il était déplacé jusqu'à trois mètres de là, ce qui équivaut à la précision du GPS employé. Chacun des points était enregistré avec un GPS.

2.2.2 Phytobiomasse

2.2.2.a Collecte des échantillons

Des échantillons de 1 m² de phytobiomasse aérienne ont été collectés manuellement une fois au début (t.0; juin 2015) et une fois à la fin (t.1; octobre 2015) de la première saison de croissance après le feu (été 2015) pour chacun des 245 points d'échantillonnage. La matière collectée comprend la végétation vivante et morte (litière) au-dessus du substrat de tourbe résiduelle post-extraction. En effet, il est très facile de faire la distinction entre la tourbe résiduelle très compacte et décomposée d'avec les tapis de végétation néoformés. Ainsi pour les plantes vasculaires, cette biomasse est composée de tout ce qui est au-dessus du collet de la plante (les racines enfoncées dans la tourbe résiduelle étaient coupées, mais il n'y eut pas de tri de la tourbe pour en retirer les racines) et pour les mousses tout ce qui est au-dessus de la tourbe résiduelle. La collecte était faite dans des quadrats (Figure 4). La grandeur choisie des quadrats de 1 m² était pour bien inclure les grands touradons d'*Eriophorum vaginatum* et de *Carex canescens*.

2.2.2.b Entreposage et traitement des échantillons

Au début de la saison de croissance, les échantillons ont été conservés à 4°C dans une chambre froide aérée pendant deux semaines jusqu'à leur séchage et pesée. À la fin de la saison de croissance, les échantillons ont été entreposés à l'extérieur sous des toiles imperméables pour quelques jours. Les normales de température dans la région de Québec au mois de novembre sont de 3.5 °C.

Les échantillons ont été séchés à 60°C pendant trois à quatre semaines dans de grandes étuves. Pour s'assurer que les échantillons étaient complètement secs, plusieurs d'entre eux étaient choisis aux extrémités et au centre de l'étuve pour être pesés plusieurs fois de suite avec un minimum de trois heures entre chaque pesée, jusqu'à ce que leur poids soit stable.

2.2.3 Recouvrement végétal

Le pourcentage de recouvrement végétal par strate et par espèce était évalué visuellement au sein de quadrats circulaires de 65 cm de diamètre (Figure 4) à chaque point d'échantillonnage une fois au début du mois de juillet 2015 (t.0) et une autre fois en septembre 2015, soit à la fin de la saison de croissance (t.1). Le recouvrement muscinal était estimé comme si les espèces étaient en conditions humides et donc complètement ouvertes. Pour les sphaignes, seul le recouvrement des capitules vivants était noté. Les lichens étaient identifiés au genre et ceux d'entre eux ne poussant pas sur la tourbe elle-même, mais plutôt sur des débris n'étaient pas considérés.



Figure 4. Quadrat circulaire de 65 cm de diamètre pour l'évaluation du recouvrement végétal et quadrat carré de 1 m² pour la collecte de phytobiomasse.

2.2.4 Chimie de l'eau

Des échantillons d'eau de surface, 20 dans les zones brûlées et autant dans les zones non brûlées, ont été récoltés le 29 juillet 2015 en creusant un trou puis en attendant une journée non pluvieuse qu'il se remplisse de lui-même. Les échantillons d'eau ont été analysés en laboratoire pour le pH, le carbone organique dissous (COD) et la concentration des principaux ions et nutriments (P, Ca, Mg, Fe, Mn, K, Na, N/NH₄⁺, NO₃, Cl⁻, SO₄²⁻ et P/PO₄³⁻). Les analyses des ions et des nutriments ont été effectuées par le laboratoire du Dr Alison D. Munson du département des sciences du bois et de la forêt de l'Université Laval et les mesures du COD par le laboratoire du Dr Tim Moore, du département de géographie de l'Université McGill.

2.2.5 Analyses statistiques

Pour l'analyse des valeurs absolues de phytobiomasse et de recouvrement végétal les données ont été analysées selon un modèle d'ANOVA à une voie (brûlé vs non brûlé) avec mesures répétées (t.0 vs t.1) pour chacune des communautés ($\alpha = 0,05$) à l'aide de la procédure MIXED du logiciel SAS (SAS 9.4 M5). Pour ce qui est de la phytobiomasse, les valeurs relatives (pourcentage d'augmentation de la phytobiomasse entre t.0 et t.1) ont été comparées entre les zones brûlées et non brûlées pour chacune des communautés végétales à l'aide d'un test de Mann Whitney et du logiciel R ($\alpha = 0,05$; R Development Core Team, 2013; R Studio Team, 2015). Finalement, les résultats des analyses chimiques de l'eau ont été comparés à l'aide d'un test de Student ($\alpha = 0,05$) et du logiciel R (R Development Core Team, 2013; R Studio Team, 2015).

2.3 Résultats

2.3.1 La réponse au feu de la communauté végétale Platière à sphaignes

2.3.1.a Perte de phytobiomasse 10 ans post-restauration (feu de 2014)

La communauté Platière à sphaignes a perdu $17 \pm 6\%$ de phytobiomasse dans l'incendie de 2014, selon la différence de biomasse sèche entre les zones brûlées et non brûlées au début de la saison de croissance (Figure 5, graphique de gauche). Cette communauté n'a pas brûlé entièrement ni uniformément. En effet, le feu a épargné plusieurs petites parcelles de végétation dans les zones brûlées et certaines parties n'étaient brûlées que partiellement laissant des motifs d'incendie désordonnés.

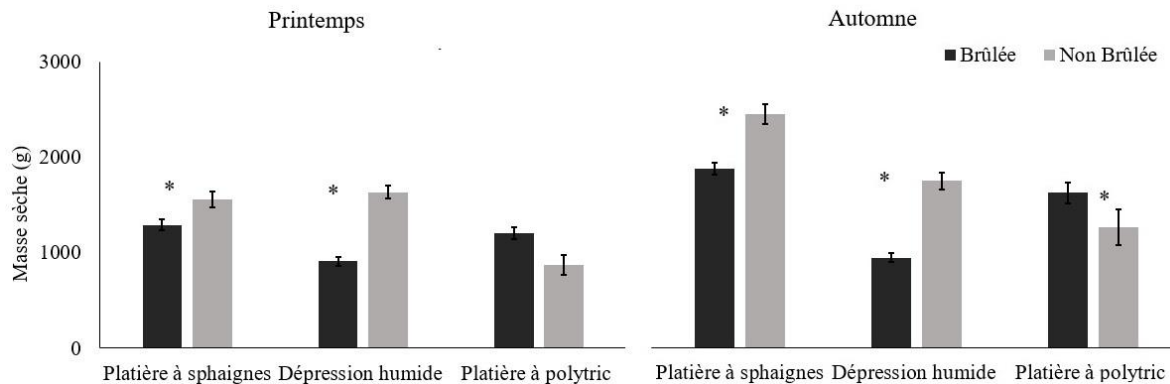


Figure 5 : Phytobiomasse aérienne des trois communautés végétales pour les zones brûlées et les zones non brûlées 10 ans post-restauration. Le printemps représente le début de la première saison de croissance après la fonte des neiges et après le feu (t.0 ; de la fin mai à la fin juin 2015) et l'automne, la fin de la première saison de croissance après le feu (t.1 ; octobre 2015). Présentation de moyennes avec erreur-type ; les * présentent une moyenne significativement différente entre les zones brûlées et non brûlées selon une ANOVA et un LSM ($\alpha = 0,05$).

2.3.1.b Production de phytobiomasse de la communauté durant la première saison de croissance après le feu

Le taux de production de phytobiomasse, c'est-à-dire le pourcentage d'augmentation de phytobiomasse aérienne entre le début et la fin de la saison de croissance, ne différerait pas significativement entre les zones brûlées (B) et les zones non brûlées (NB) (Figure 6). La quantité de phytobiomasse des zones brûlées à la fin de la saison de croissance était plus élevée que la quantité de phytobiomasse des zones non brûlées au début de la saison (Tableau 5).

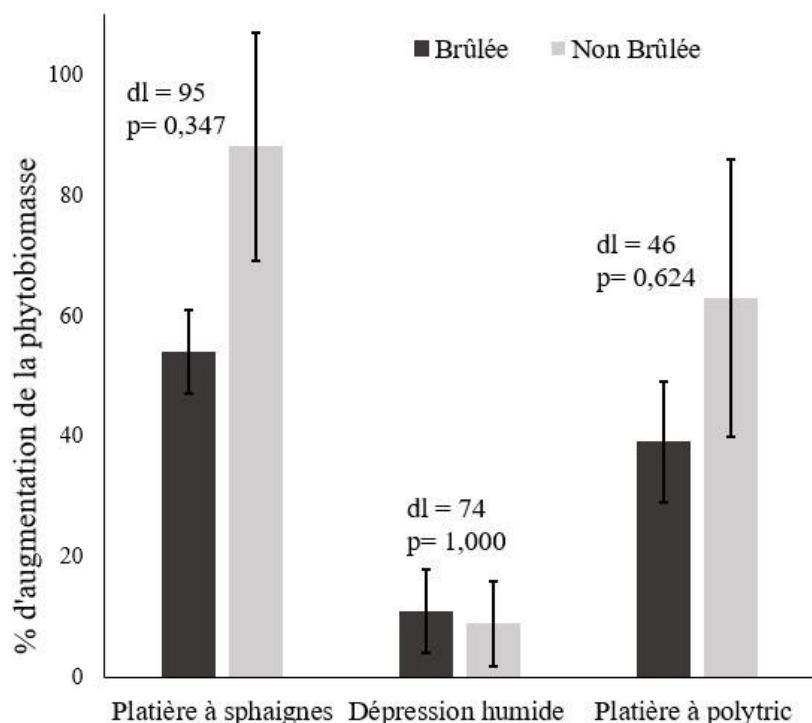


Figure 6. Taux de production de phytobiomasse aérienne, soit le% d'augmentation entre le début et la fin de la première saison de croissance après le feu, des zones brûlées et non brûlées pour les trois communautés à l'étude. Il s'agit de moyennes avec erreur-type. Pour les trois communautés, le taux de production des zones brûlées ne différait pas significativement du taux production des zones non brûlées (test Mann-Whitney, $\alpha = 0,05$).

Tableau 5 : Quantité moyenne (g) de phytobiomasse (\pm erreur-type) des trois communautés végétales au début (juin 2015 ; t.0) et à la fin de la saison de croissance (octobre 2015 ; t.1).

| Platière à sphaignes | | | |
|----------------------|---------------|----------------|---------------|
| | t.0 | t.1 | Augmentation |
| B | 1295 \pm 53 | 1865 \pm 59 | 570 \pm 80 |
| NB | 1564 \pm 85 | 2438 \pm 105 | 874 \pm 135 |
| Dépression humide | | | |
| | t.0 | t.1 | Augmentation |
| B | 913 \pm 46 | 941 \pm 49 | 28 \pm 67 |
| NB | 1637 \pm 69 | 1739 \pm 85 | 102 \pm 139 |
| Platière à polytric | | | |
| | t.0 | t.1 | Augmentation |
| B | 1208 \pm 66 | 1614 \pm 104 | 406 \pm 124 |
| NB | 874 \pm 105 | 1258 \pm 185 | 384 \pm 212 |

Tableau 6 : Comparaison de la quantité de phytobiomasse entre les zones brûlées et les zones non brûlées et entre le début (t.0) et la fin (t.1) de la saison de croissance pour les trois communautés végétales à l'étude (ANOVA, $\alpha = 0,05$).

| Source | Platière à sphaignes | | | Dépression humide | | | Platière à polytric | | |
|---------------------|----------------------|--------|---------------|-------------------|-------|---------|---------------------|-------|---------------|
| | dl | F | p | dl | F | P | dl | F | p |
| Feu | 1 | 23,72 | < 0,001 | 1 | 64,70 | < 0,001 | 1 | 6,76 | 0,0126 |
| Saison | 1 | 119,10 | < 0,001 | 1 | 0,85 | 0,3595 | 1 | 12,48 | 0,0010 |
| Feu X Saison | 1 | 5,30 | 0,0235 | 1 | 0,28 | 0,5974 | 1 | 0,01 | 0,9225 |
| Erreur | 93 | - | - | 72 | - | - | 44 | - | - |

2.3.1.c Changement dans la composition végétale de la communauté après le feu de 2014

Pour la communauté Platière à sphaignes, le recouvrement de plantes vasculaires et d'éricacées a augmenté davantage dans les zones brûlées que non brûlées lors de la saison de croissance. Malgré tout, le recouvrement végétal est demeuré plus élevé dans les zones non brûlées (Tableau 7).

La strate muscinale de la communauté Platière à sphaignes était dominée par le sous-genre de sphaigne *Acutifolia* et c'est pourquoi c'est le recouvrement de ce sous-genre qui est présenté. Alors que le recouvrement de ces sphaignes a augmenté dans les zones brûlées de la communauté, il est resté relativement stable dans les zones non brûlées (Tableau 7 et Figure 7). Cependant, le recouvrement de sphaigne des zones brûlées à la fin de la saison de croissance n'est pas revenu à des niveaux équivalents à celui des zones non brûlées (Figure 7).

Le recouvrement de *Polytrichum strictum* a augmenté au cours de la saison de croissance dans toutes les zones de la communauté Platière à sphaignes, mais pas significativement dans les zones non brûlées (Tableau 7 et Figure 7). Cela dit, le recouvrement des zones brûlées était majoritairement constitué de jeunes pousses (plus petites) de polytric contrairement aux zones non brûlées. Ainsi, pour un même recouvrement, il y aurait plus d'individus dans les zones brûlées.

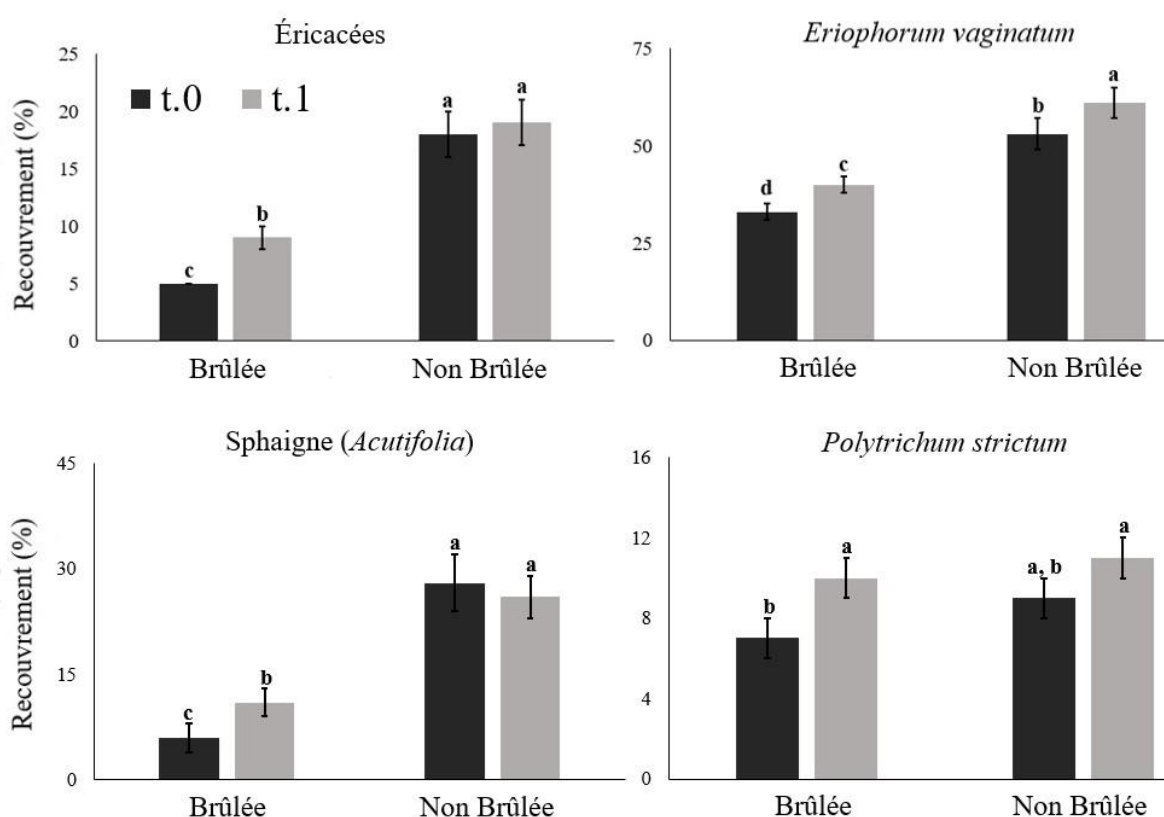


Figure 7 : Recouvrement des espèces végétales vasculaires et muscinales dominantes pour la communauté Platière à sphaignes en % de recouvrement total de la parcelle, t.0 représente le début de la saison de croissance (printemps; fin juin) et t.1 la fin de la saison de croissance (automne; fin septembre). Présentation de moyennes avec erreur-type, les colonnes aux lettres différentes présentent des moyennes significativement différentes selon un test de LSM ($\alpha = 0,05$).

Tableau 7 : Tables d'ANOVA comparant les moyennes de recouvrement végétal entre les zones brûlées et les zones non brûlées et entre le début (t.0) et la fin (t.1) de la saison de croissance pour les trois communautés végétales à l'étude ($\alpha = 0,05$)

| Platière à sphaignes | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|-------------------|--------|---------------|---------------------|-------|---------------|---------------------|-------|---------|--------------|-------|---------------|-------------------|--------|---------------|--------------------|---------------|---------------|
| Source | Végétation totale | | | Plantes vasculaires | | | <i>E. vaginatum</i> | | | Ericacées | | | <i>Acutifolia</i> | | | <i>Polytrichum</i> | | |
| | dl | F | p | dl | F | p | dl | F | p | dl | F | p | dl | F | p | dl | F | p |
| Feu | 1 | 283,58 | <0,0001 | 1 | 49,64 | <0,0001 | 1 | 27,37 | <0,0001 | 1 | 53,44 | <0,0001 | 1 | 53,44 | <0,0001 | 1 | 1,25 | 0,2666 |
| Saison | 1 | 78,58 | <0,0001 | 1 | 38,30 | <0,0001 | 1 | 21,35 | <0,0001 | 1 | 24,52 | <0,0001 | 1 | 24,52 | 0,3226 | 1 | 8,09 | 0,0053 |
| Feu X Saison | 1 | 10,76 | 0,0014 | 1 | 4,73 | 0,0318 | 1 | 0,25 | 0,6215 | 1 | 12,31 | 0,0006 | 1 | 12,31 | 0,0039 | 1 | 0,71 | 0,4006 |
| Erreur | 113 | - | - | 113 | - | - | 113 | - | - | 113 | - | - | 113 | - | - | 113 | - | - |
| Dépression humide | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Source | Végétation totale | | | Plantes vasculaires | | | <i>Scirpus</i> | | | <i>Carex</i> | | | <i>Cuspidata</i> | | | <i>Acutifolia</i> | | |
| | dl | F | p | dl | F | p | dl | F | p | dl | F | p | dl | F | p | dl | F | p |
| Feu | 1 | 2,11 | 0,1506 | 1 | 0,21 | 0,6469 | 1 | 2,80 | 0,0985 | 1 | 5,84 | 0,0180 | 1 | 0,79 | 0,3779 | 1 | 6,05 | 0,0160 |
| Saison | 1 | 126,07 | <0,0001 | 1 | 93,65 | <0,0001 | 1 | 30,78 | <0,0001 | 1 | 39,61 | <0,0001 | 1 | 10,99 | 0,0014 | 1 | 15,72 | 0,0002 |
| Feu X Saison | 1 | 8,72 | 0,0041 | 1 | 0,69 | 0,4076 | 1 | 1,58 | 0,2129 | 1 | 0,80 | 0,3734 | 1 | 4,83 | 0,0309 | 1 | 0,06 | 0,8041 |
| Erreur | 79 | - | - | 79 | - | - | 79 | - | - | 79 | - | - | 79 | - | - | 79 | - | - |
| Transfo. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | arcsin | - | - | Racine carrée | - |
| Platière à polytric | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Source | Végétation totale | | | Plantes vasculaires | | | <i>E. vaginatum</i> | | | Ericacées | | | <i>Sphaignes</i> | | | <i>Polytrichum</i> | | |
| | dl | F | p | dl | F | p | dl | F | p | dl | F | p | dl | F | p | dl | F | p |
| Feu | 1 | 0,06 | 0,8130 | 1 | 0,00 | 0,9663 | 1 | 0,31 | 0,5830 | 1 | 12,85 | 0,0008 | 1 | 20,12 | <0,0001 | 1 | 0,56 | 0,4566 |
| Saison | 1 | 23,65 | <0,0001 | 1 | 1,44 | 0,2354 | 1 | 0,68 | 0,4119 | 1 | 13,92 | 0,0005 | 1 | 15,99 | 0,0003 | 1 | 11,04 | 0,0017 |
| Feu X Saison | 1 | 5,51 | 0,0230 | 1 | 2,84 | 0,0981 | 1 | 0,36 | 0,5486 | 1 | 6,69 | 0,0127 | 1 | 29,50 | <0,0001 | 1 | 6,73 | 0,0124 |
| Erreur | 49 | - | - | 49 | - | - | 50 | - | - | 50 | - | - | 46 | - | - | 50 | - | - |
| Transfo. | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | - | log | - | - | - | - |

2.3.2 La réponse au feu de la communauté végétale Dépression humide

2.3.2.a Perte de phytobiomasse 10 ans post-restauration (feu de 2014)

Toutes proportions gardées, la communauté Dépression humide a perdu plus de biomasse dans l'incendie (différence de biomasse sèche entre les zones brûlées et non brûlées au début de la saison de croissance de $44 \pm 6\%$) que la communauté Platière à sphaignes (Figure 5 et Tableau 5). Dans le cas de la communauté Dépression humide, les zones brûlées ont brûlé sévèrement et uniformément ne laissant souvent que le pied des plants de scirpe.

2.3.2.b Production de phytobiomasse après le feu de 2014

La communauté Dépression humide a été peu productive, qu'elle ait été brûlée ou non. En effet, même si le taux de production de phytobiomasse était semblable entre les zones (Figure 6), ce taux était plus faible pour la communauté composée d'espèces de dépression (Dépression humide) que pour les communautés composées d'espèces de platières (Figure 5 et Figure 6). Qui plus est, la quantité de phytobiomasse aérienne de la communauté Dépression humide n'a pas significativement augmenté pendant la saison de croissance et cela à la fois pour les zones brûlées et les zones non brûlées (Figure 5 et Tableau 5). Les quantités de phytobiomasse des zones non brûlées étaient aussi plus élevées que celles des zones brûlées au début ainsi qu'à la fin de la saison de croissance sans récupération observable des zones brûlées (Figure 5 et Tableau 5).

2.3.2.c Changement dans la composition végétale de la communauté Dépression humide après le feu de 2014

Le recouvrement végétal de la communauté Dépression humide semble peu affecté par le feu (Tableau 7) vraisemblablement parce que les espèces vasculaires qui la composent ne persistent pas durant l'hiver et que les végétaux morts sont comptés comme de la litière lors de l'inventaire. Ainsi, au début de la saison de croissance, le recouvrement végétal est bas pour les zones brûlées comme pour les zones non brûlées. Cependant, le recouvrement végétal a augmenté pour toute la communauté lors de la première saison de croissance après le feu, avec une augmentation du recouvrement plus élevée dans les zones brûlées. Le recouvrement vasculaire et muscinal des zones brûlées est retourné à un niveau équivalent au recouvrement des zones non brûlées à la fin de la saison de croissance à l'exception de l'espèce *Scirpus cyperinus* (Figure 8 et Tableau 7). Il n'y

avait pas suffisamment d'éricacées (et seulement l'espèce *Chamaedaphne calyculata* (Linnaeus) Moench dans la communauté Dépression humide pour conduire des analyses statistiques.

Le recouvrement de sphaigne du sous-genre *Cuspidata* a augmenté davantage dans les zones brûlées. Pour sa part, le recouvrement de sphaigne du sous-genre *Acutifolia* a augmenté de manière similaire entre les zones brûlées et non brûlées lors de la saison de croissance bien qu'avec une augmentation proportionnellement un peu plus élevée dans les zones brûlées (Figure 8 et Tableau 7). Pour les sphaignes des deux sous-genres, le recouvrement à la fin de la saison était similaire entre les zones brûlées et non brûlées. Les mousses brunes et les hépatiques étaient presque inexistantes dans la communauté Dépression humide.

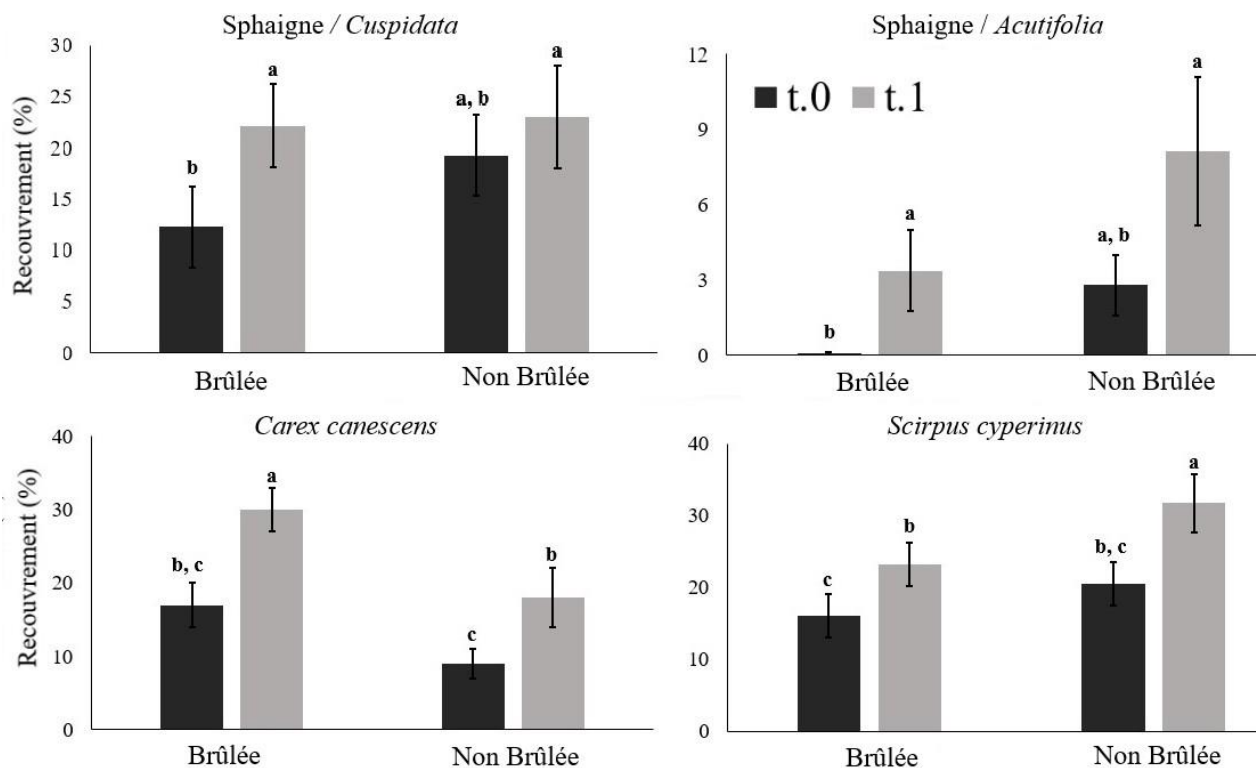


Figure 8 : Recouvrement des espèces végétales vasculaires et muscinales dominantes pour la communauté Dépression humide en % de recouvrement total de la parcelle, t.0 représente le début de la saison de croissance (printemps; fin juin) et t.1 la fin de la saison de croissance (automne; fin septembre). Présentation de moyennes avec erreur-type ; les colonnes aux lettres différentes présentent des moyennes significativement différentes selon un test de LSM ($\alpha = 0,05$).

2.3.3 La réponse au feu de la communauté végétale Platière à polytric

2.3.3.a Perte de phytobiomasse 10 ans post-restauration (feu de 2014)

Le feu de 2014 a brûlé les parties de la communauté ayant une plus forte densité de touradons d'*Eriophorum vaginatum* et a épargné les parties avec un recouvrement muscinal plus élevé. En effet, bien que cette communauté avait globalement les mêmes proportions des espèces végétales dominantes sur son ensemble, certaines parties avaient plus de touradons de linaigrette que d'autres et ce sont ces parties qui ont brûlé. Cela rend la perte de phytobiomasse difficile à évaluer puisque les zones brûlées avaient une plus grande quantité de phytobiomasse que les zones non brûlées.

2.3.3.b Production de phytobiomasse de la communauté Platière à polytric après le feu de 2014

La communauté Platière à polytric montrait une plus grande quantité de phytobiomasse dans les zones brûlées que dans les zones non brûlées au début et à la fin de la saison de croissance. La phytobiomasse était également plus élevée à la fin de la saison de croissance qu'au début pour l'ensemble de la communauté. Cet accroissement de phytobiomasse était équivalent entre les zones brûlées et non brûlées (Tableau 5 et Figure 5).

2.3.3.c Changement dans la composition végétale de la communauté Platière à polytric après le feu de 2014

Le feu semble avoir eu un effet limité sur le recouvrement végétal total et vasculaire (Tableau 7), cependant le recouvrement végétal total des zones brûlées de la communauté de Platière à polytric a augmenté au cours de la première saison de croissance après le feu au point de rejoindre le recouvrement des zones non brûlées qui lui n'a pas augmenté significativement. Le recouvrement vasculaire, pour sa part, a peu changé au cours de la saison de croissance pour l'ensemble de la communauté et était semblable entre les zones brûlées et non brûlées. Seules les zones brûlées ont vu augmenter significativement leur recouvrement vasculaire (Tableau 7). Cette stabilité du recouvrement de plantes vasculaires semble plus s'expliquer par le recouvrement de la linaigrette que d'éricacées (Tableau 7).

Le recouvrement de sphaigne s'est accru davantage dans les zones brûlées de la communauté Platière à polytric au cours de la première saison de croissance que dans les zones non brûlées où il est resté plus stable. Le recouvrement de sphaigne des zones brûlées a même rejoint un niveau semblable à celui des zones non brûlées. Une situation similaire s'applique pour le recouvrement de *Polytrichum strictum* (Figure 9 et Tableau 7). Comme pour la communauté Platière à sphaignes, le recouvrement des zones brûlées était majoritairement constitué de jeunes pousses (plus petites) de polytric contrairement aux zones non brûlées ayant de plus grosses tiges d'individus matures.

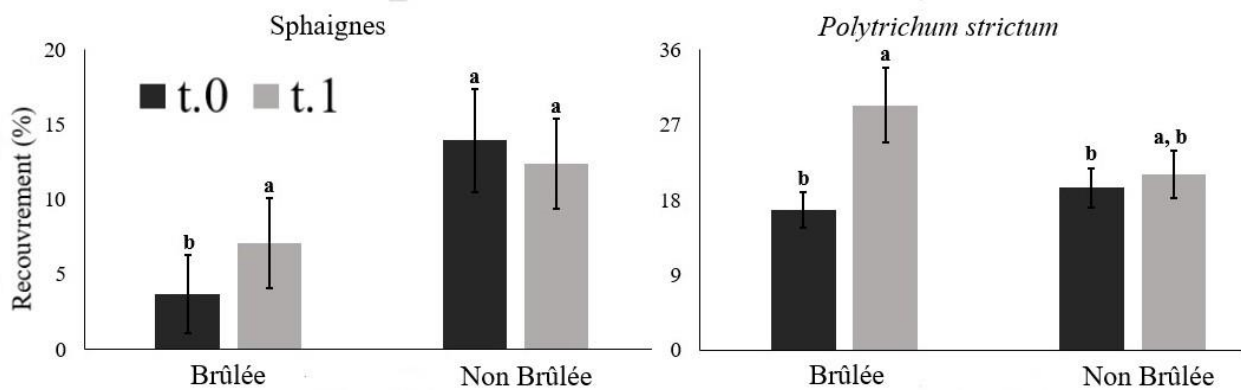


Figure 9 : Recouvrement des espèces muscinales dominantes pour la communauté Platière à polytric en % de recouvrement total de la parcelle, t.0 représente le début de la saison de croissance (printemps; fin juin) et t.1 la fin de la saison de croissance (automne; fin septembre). Présentation de moyennes avec erreur-type, les colonnes aux lettres différentes présentent des moyennes significativement différentes selon un test de LSM ($\alpha = 0,05$).

2.3.4 Composition végétale

C'est la communauté Platière à sphaignes qui présentait la plus grande diversité végétale totale et la communauté Dépression humide qui présentait la moindre et ceci autant dans les zones brûlées que dans les zones non brûlées et au début ainsi qu'à la fin de la saison de croissance. Il y avait généralement plusieurs espèces par strate notamment plusieurs espèces de sphaigne (Tableau 8).

La majeure partie des espèces rencontrées était des espèces de tourbière sinon de milieux humides. Pour voir les catégorisations des espèces se référer en Annexe 3, tableau A.2. La seule espèce trouvée à ne pas être une espèce indigène est le jonc compressé (*Juncus compressus* Jacquin). Cette espèce, arrivée avec la colonisation de l'Amérique par les Européens, est maintenant naturalisée.

Tableau 8. Nombre total d'espèces retrouvées par strates végétales pour chacune des communautés végétales.

| | Platière à sphaignes | | | | Dépression humide | | | | Platière à polytric | | | |
|-------------------------------------|----------------------|-----|-----|-----|-------------------|-----|-----|-----|---------------------|-----|-----|-----|
| | B | | NB | | B | | NB | | B | | NB | |
| | t.0 | t.1 | t.0 | t.1 | t.0 | t.1 | t.0 | t.1 | t.0 | t.1 | t.0 | t.1 |
| Arbres et arbustes | 2 | 4 | 3 | 7 | 1 | 1 | 1 | 1 | 2 | 6 | 1 | 2 |
| Éricacées | 8 | 7 | 7 | 7 | 1 | 2 | 3 | 2 | 8 | 8 | 8 | 7 |
| Herbacées | 6 | 9 | 2 | 3 | 4 | 6 | 6 | 9 | 3 | 4 | 3 | 3 |
| Sphaignes | 6 | 9 | 6 | 10 | 4 | 6 | 5 | 8 | 1 | 6 | 4 | 7 |
| Autres mousses et hépatiques | 12 | 13 | 13 | 8 | 1 | 4 | 2 | 6 | 5 | 8 | 7 | 8 |
| Total | 34 | 42 | 31 | 35 | 11 | 19 | 17 | 26 | 19 | 32 | 23 | 27 |

* Le dénombrement des espèces est divisé entre le début de la première saison de croissance après feu (t.0) et la fin de la même saison de croissance (t.1) et entre les zones brûlées (B) et non brûlées (NB).

Il y avait très peu de changements dans la composition végétale entre le début et la fin de la saison de croissance. Lorsqu'une espèce ne se trouvait plus ou se trouvait nouvellement dans l'inventaire d'automne (t.1; fin septembre) c'était généralement une espèce qui se trouvait dans peu de points d'échantillonnage et à moins de 5% de recouvrement moyen. Cependant, il y a quand même une augmentation du nombre d'espèces végétales entre le début et la fin de la saison de croissance pour toutes les zones (Tableau 8). Il est probable que cela résulte d'une meilleure détection des espèces présentes puisque celles-ci sont mieux développées à la fin qu'au début de la saison de croissance. Elles sont donc plus facilement repérables et identifiables (moins de chances de les confondre avec une espèce semblable). Seule l'espèce muscinale appelée serpe flottante (*Warnstorfia fluitans* (Hedw.) Loeske) a fait une apparition marquée dans la communauté Dépression humide au cours de la saison de croissance avec une présence dans sept des parcelles des zones brûlées (recouvrement moyen de 15%) et 4 des parcelles non brûlées (recouvrement

moyen de 5%). Les joncs (*Juncus articulatus* et *Juncus compressus*) ont aussi fait leur apparition vers la fin de la saison de croissance.

2.3.5 Chimie de l'eau

Il y avait très peu de différence entre les zones brûlées et non brûlées pour ce qui est du pH, du carbone organique dissous, des ions et des nutriments entre les échantillons collectés. Seuls les nitrates ($t = -2.17405$; $P = 0,0361$) ainsi que le taux d'azote/ammonium ($t = -2,0503$; $P = 0,0492$) étaient plus élevés dans les zones non brûlées (Tableau 9). Le feu semble donc avoir eu un impact mineur sur la chimie du site.

Si l'on compare aux données trouvées par Andersen et coll. (2011), à la fois pour les zones brûlées et les zones non brûlées, la concentration en fer était semblable aux concentrations trouvées dans les tourbières restaurées du Bas-Saint-Laurent (BSL) alors que les concentrations de phosphore, calcium, magnésium, potassium, sodium et de sulfate étaient typiques des concentrations trouvées dans une tourbière naturelle du Bas-Saint-Laurent (Tableau 9). Pour ce qui est du pH, il se situait entre les valeurs normalement trouvées dans des tourbières en restauration et naturelles du Bas-Saint-Laurent (Tableau 9).

Tableau 9. Composition chimique de l'eau entre les zones brûlées (B) et non-brûlées (NB) et comparer aux valeurs moyennes des tourbières naturelles de la région. Moyenne \pm erreur-type

| Analyses | COD | P | Ca | Mg | Fe | Mn | K | Na | N/NH ₄ | N/NO ₃ | Cl | SO ₄ | P/PO ₄ | pH |
|-------------------------------------|----------------------|---------------------|-------------------------|-----------------------|-----------------------|--------------------|-----------------------|--------------------|-------------------------------------|-------------------------------------|--------------------|---------------------|-----------------------|---------------------|
| | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | mg/L | - |
| B (n=19) | 86,3 \pm 5,7 | 0,15 \pm 0,02 | 1,34 \pm 0,14 | 0,98 \pm 0,09 | 0,50 \pm 0,06 | 0,01 \pm 0,00 | 0,74 \pm 0,07 | 6,56 \pm 0,47 | 0,06 \pm 0,02 | 0,02 \pm 0,00 | 7,36 \pm 0,53 | 6,30 \pm 0,30 | 0,08 \pm 0,02 | 4,34 \pm 0,06 |
| NB (n=20) | 79,6 \pm 6,7 | 0,20 \pm 0,05 | 1,33 \pm 0,18 | 0,88 \pm 0,09 | 0,55 \pm 0,09 | 0,01 \pm 0,00 | 0,77 \pm 0,13 | 5,16 \pm 0,57 | 0,13 \pm 0,02 | 0,03 \pm 0,00 | 6,83 \pm 0,50 | 7,69 \pm 0,56 | 0,13 \pm 0,05 | 4,21 \pm 0,06 |
| Bog naturel | - | 0,09 \pm 0,05 | 1,52 \pm 1,53 | 1,27 \pm 1,12 | 0,24 \pm 0,09 | - | 1,29 \pm 0,58 | 8,42 \pm 7,39 | 0,74 \pm 0,45 | 0,08 \pm 0,12 | - | 17,12 \pm 9,47 | - | 5,9 \pm 0,4 |
| Tourbière restauré | - | 5,4 \pm 0,7 | 12,13 \pm 12,13 | 8,63 \pm 4,48 | 0,54 \pm 0,06 | - | 3,07 \pm 1,70 | | 1,58 \pm 1,49 | 1,19 \pm 1,01 | - | 16,46 | - | 5,4 \pm 0,7 |

* Résultats analysés en laboratoire pour ce mémoire à l'exception des données pour les bogs naturels et restaurés qui ont été pris dans le tableau 1 de l'Article d'Andersen et coll. (2011).

** Un Test de Student ($\alpha = 0,05$) a été réalisé pour comparer les moyennes entre les zones brûlées et les zones non brûlées du site à l'étude. Les valeurs en caractères gras dans le tableau (N/NH₄⁺ et le N/O₃⁻) sont significativement différentes entre les zones brûlées et non brûlées.

2.4 Discussion

2.4.1 Différence dans la résistance au feu entre les communautés

La réponse au feu (résistance et début du rétablissement) de cette tourbière restaurée depuis dix ans a différé entre les communautés végétales qui la composent. En effet, la communauté Platière à sphaignes a perdu proportionnellement moins de biomasse dans l'incendie de 2014 que la communauté Dépression humide. Les zones brûlées de la communauté Platière à sphaignes ont donc mieux résisté au feu que les zones brûlées de la communauté Dépression humide qui ont brûlé plus extensivement. Qui plus est, la biomasse totale des zones brûlées de la communauté Platière à sphaignes ($1865 \pm 59\text{g}$) est revenue, vers la fin de la première saison de croissance après le feu, à un niveau supérieur de phytobiomasse à celui qu'avaient les zones non brûlées au début de la saison ($1564 \pm 85\text{g}$). Ainsi, on observe que les zones brûlées de cette communauté rattrapent leur retard en termes de phytobiomasse par rapport aux zones non brûlées, ce qui n'est pas le cas de la communauté Dépression humide.

La meilleure résistance de la communauté Platière à sphaignes par rapport à la communauté Dépression humide s'explique en grande partie par la présence d'une strate muscinale bien développée. La strate muscinale de la communauté Platière à sphaignes était dominée par les sphaignes du sous-genre *Acutifolia*, sphaignes typiques des buttes qui forment des populations denses accumulant facilement l'eau (Titus et coll. 1983, Thompson & Waddington 2013). Par ailleurs, les sphaignes de la communauté Platière à sphaignes commençaient à former des petites buttes. Lors d'un feu ou d'une période de sécheresse telle qu'il arrive parfois durant l'été, l'eau de la tourbière peut venir à manquer et la dépression humide devient alors plus sèche que les buttes de sphaignes, car ces dernières parviennent à conserver leur eau contrairement aux espèces de *Cuspidata*. Cette capacité à garder l'humidité, même pendant les moments de sécheresse, leur confère une plus grande résistance au feu que les sphaignes du sous-genre *Cuspidata* que l'on trouve dans les dépressions et qui s'assèchent plus rapidement (Wagner & Titus 1984, Rydin 1993, Benschoter & Wieder 2003, Benschoter et coll. 2005b, Shetler et coll. 2008). Les *Cuspidata* dominaient la strate muscinale de la communauté Dépression humide. Il est difficile de dire quel type de combustion s'est produit sur le terrain, mais il est raisonnable de croire qu'il y avait du feu couvant, bien qu'il

y eût aussi des traces de charbon et de brûlures sur la végétation de surface indiquant qu'une partie de l'incendie s'est déroulé en surface, passant de branche en branche et glissant sur le terrain. L'allumage, la propagation du feu, la combustion de la matière organique ainsi que les feux couvants sont diminués par l'humidité de la couche organique (van Wagner 1972, Reardon et coll. 2007, Thompson & Waddington 2013, Lukenbach et coll. 2015b) et de la couche muscinale (Shetler et coll. 2008). Il n'est donc pas surprenant que la communauté dominée par les *Cuspidata* (Dépression humide) ait perdu plus de phytobiomasse dans l'incendie puisqu'avec les temps plus secs de la fin de l'été et la chaleur du feu, les communautés dominées par les *Acutifolia* étaient probablement plus humides que celles dominées par les *Cuspidata*. En effet, la capacité des *Acutifolia* à conserver l'eau les aurait gardés plus humides même dans ces conditions. Qui plus est, il a déjà été démontré que les communautés de buttes de sphaignes perdent moins de carbone lors d'un feu que les communautés de dépression (Benscoter & Wieder 2003).

Bien que la strate muscinale semble avoir joué un rôle important dans la différence de la réponse au feu entre la communauté Dépression humide et celle de Platière à sphaignes, les plantes vasculaires ont probablement également influencé la résistance au feu des communautés végétales. Le scirpe souchet (*Scirpus cyperinus*) est l'espèce vasculaire dominante la communauté Dépression humide (20% de recouvrement). À la manière des autres herbes et graminoides, elle s'assèche rapidement, produisant un combustible favorable à la propagation du feu, comme le constataient Norton & De Lange (2003). L'espèce *Carex canescens*, également très présente dans cette communauté (13% de recouvrement), forme de petits touradons pouvant également contribuer à cet apport de combustible sec. L'espèce vasculaire dominante pour les communautés de platière était la linaigrette à large gaine (*Eriophorum vaginatum*). D'autres études mentionnent la capacité des touradons d'*Eriophorum vaginatum* à conserver l'humidité au sein du touradon et même à la surface de la tourbe faisant en sorte que lors d'un feu, ce sont les secteurs entre et sur le pourtour des touradons qui brûlent le plus (Marcoux 2000 vu dans Lavoie et coll. 2005; Bret-Harte et coll. 2013; Loboda et coll. 2013). Il est possible que la présence de cette espèce ait contribué à conserver l'humidité et ainsi diminuer la sévérité du feu. Cependant, on observe une situation différente dans la réponse au feu de la communauté Platière à polytrich. En effet, elle a présenté un résultat inattendu, c'est-à-dire que la quantité de biomasse au début de la

première saison de croissance après le feu était inférieure dans les zones non brûlées que dans les zones brûlées. Les observations sur le terrain ont montré que le feu s'est propagé dans les parties de la communauté contenant une plus grande densité de touradons d'*Eriophorum vaginatum* sans vraiment s'arrêter aux parties au recouvrement végétal dominé par la strate muscinale. Ainsi, les zones brûlées de cette communauté contenaient plus de biomasse au moment du passage du feu. Si la linaigrette à large gaine a la capacité de garder l'humidité au cœur de son touradon, elle produit également une litière abondante et sèche. Qui plus est, les touradons de cette communauté étaient moins imbriqués dans le tapis de sphaigne (plus mince) que ceux de la communauté Platière à sphaigne et donc, leur litière était probablement également plus sèche. L'accumulation d'un combustible, particulièrement s'il est sec, influence favorablement la combustion (p. ex. Schimmel & Granström 1997, Norton & De Lange 2003, Ashton et coll. 2007, Davies et coll. 2013).

2.4.2 Production de phytobiomasse après feu

De manière encourageante pour le rétablissement du secteur restauré, le taux de production de phytobiomasse lors de la première saison de croissance après le feu était similaire entre les zones brûlées et non brûlées pour les trois communautés à l'étude. Donc l'incendie n'a pas altéré la capacité de production de phytobiomasse.

Dans le cas de la communauté Dépression humide, le taux de production était plus faible que celui des communautés végétales des platières et n'a présenté aucune augmentation significative de phytobiomasse au cours de la saison de croissance. Pourtant, le recouvrement végétal (plantes vasculaires et muscinales) a augmenté au cours de la saison de croissance pour cette communauté. Ce serait donc la nature des plantes et pas leur quantité qui explique cette stabilité de la phytobiomasse. Contrairement aux communautés des platières, la communauté Dépression humide contenait très peu d'éricacées et de touradons d'*Eriophorum vaginatum* qui sont parmi les végétaux les plus denses et lourds retrouvés dans les communautés de platières. Il est possible que ces espèces aient eu un rôle à jouer dans la différence des taux de production. Une autre possibilité serait la différence dans les espèces muscinales. En effet, les espèces de sphaignes de creux (*Cuspidata*) sont des espèces formant des colonies lâches se décomposant rapidement alors que les *Acutifolia* forment plutôt des

populations denses se décomposant lentement (Malmer 1986, Rochefort et coll. 1990, Ohlson & Okland 1998).

2.4.3 Recouvrement et composition végétale

Pour la communauté Platière à sphaignes, le recouvrement végétal a davantage augmenté au cours de la première saison de croissance après le feu dans les zones brûlées que les zones non brûlées, à l'exception du *Polytrichum strictum* qui a augmenté de manière similaire entre les zones brûlées et non brûlées. Cette augmentation du recouvrement végétal plus élevée dans les zones brûlées a aussi été observée pour la communauté Platière à polytric avec une plus grande augmentation de *Polytrichum strictum* dans les zones brûlées cette fois. Les feux de tourbière changent les conditions édaphiques du sol soit en ajoutant du charbon, en modifiant l'hydrologie ou les caractéristiques chimiques de la tourbe (McRae et coll. 2001, Benschoter & Wieder 2003, Norton & De Lange 2003, Lukenbach et coll. 2016). Cela pourrait expliquer pourquoi la croissance végétale serait plus élevée dans les zones brûlées. Cela dit, il y avait peu de différences notables entre la chimie de l'eau de surface des zones brûlées et celle des zones non brûlées donc même si la chimie de la tourbe n'a pas été testée, il y a peu de chance que la différence dans la disponibilité des nutriments ait affecté la végétation. Pour la communauté Dépression humide, le recouvrement végétal total des zones non brûlées a également augmenté davantage que pour les zones brûlées. Cependant, cette situation ne se reflète pas dans les différentes strates et espèces de cette communauté.

Ce qui est notable pour la communauté Dépression humide, c'est qu'il y avait peu de différences dans le recouvrement végétal entre les zones brûlées et les zones non brûlées. Qui plus est, le recouvrement de plantes vasculaires et muscinales des zones brûlées a rattrapé son retard sur les zones non brûlées. L'espèce *Scirpus cyperinus* et le sous-genre de sphaigne *Acutifolia* font cependant exception. Malgré tout, ces espèces ont augmenté suffisamment pour dépasser le recouvrement qu'avaient les zones non brûlées au début de la saison de croissance. La similarité du recouvrement végétal entre les zones brûlées et non brûlées de la communauté Dépression humide s'explique par la végétation qui s'y trouvait avant le feu. Si les espèces d'herbacées graminoides tels les carex et les scirpes forment un combustible favorable à la propagation du feu, ils sont souvent parmi les premières espèces à récupérer et recouvrir une tourbière après feu et sont même parfois la strate dominante les premières

années après l'incendie (Clarkson 1997, Johnson 2001, Clarke et coll. 2015). Les espèces à rhizomes, tel *Scirpus cyperinus*, sont également parmi les espèces à revenir le plus rapidement après un incendie en tourbière (Clarkson 1997, Johnson 2001, Norton & De Lange 2003, Jules et coll. 2011). Il n'est donc pas surprenant qu'une communauté végétale dominée par les scirpes et les carex, comme c'est le cas pour la communauté Dépression humide, récupère rapidement un recouvrement végétal semblable ou même supérieur à celui précédant le feu.

Le fait que ce sont sensiblement les mêmes espèces trouvées dans les zones brûlées et non brûlées et majoritairement des espèces de tourbières est de bon augure pour le futur de cette restauration. Il peut arriver qu'un incendie altère sérieusement la composition végétale d'un secteur comme lorsqu'un incendie favorise le développement d'une population de pins gris (Critchfield 1985, Thomas & Wein 1985, Chrosciewicz 1990, Pellerin & Lavoie 2003) ou lorsque des buttes de sphaignes se transforment en dépressions lors d'épisodes d'incendies sévères (Benscoter et coll. 2005b). Cependant, dans le cas des tourbières, les changements du recouvrement végétal sont souvent temporaires et réversibles (Kuhry 1994, Johnson 2001, Magnan et coll. 2012, Clarke et coll. 2015). C'est une des raisons pour lesquelles ces écosystèmes sont considérés comme résilients au feu.

2.4.4 *Polytrichum strictum* : bonne espèce colonisatrice après feu

L'espèce de mousse nommée polytric dressé (*Polytrichum strictum*) n'a pas montré de différences dans le recouvrement entre les zones brûlées et non brûlées de la communauté Platière à sphaignes contrairement à la communauté Platière à polytric où il augmente davantage dans les zones brûlées. Pourtant, cette espèce est connue pour être une bonne colonisatrice après feu, particulièrement en tourbière, en raison de sa capacité à s'installer sur des substrats difficiles et perturbés et son mode de reproduction par spores nombreuses qui se dispersent facilement par le vent (Li & Vitt 1994, Faubert & Rochefort 2002, Groeneveld & Rochefort 2005, Ryömä & Laaka-Lindberg 2005). On aurait donc dû observer un recouvrement de *Polytrichum strictum* plus élevé dans les zones brûlées de l'ensemble des platières, du moins à la fin de la saison de croissance.

Cela dit, si le recouvrement était semblable, les zones non brûlées contenaient des individus matures supérieurs en taille aux nouveaux individus retrouvés dans les zones brûlées. Donc, pour un même recouvrement, il y avait plus d'individus de polytric dressé dans les zones brûlées que dans les zones non brûlées des deux communautés de platière. Les résultats demeurent donc en accord avec la littérature présentant le genre *Polytrichum* comme un colonisateur efficace après feu (p. ex. Kuhry 1994, Benscoter 2006, Lukenbach et coll. 2016, Rowe et coll. 2017).

2.4.5 Chimie de l'eau

La chimie de l'eau (COD, pH et ions) différait peu entre les zones brûlées et les zones non brûlées. Plusieurs études montrent des changements dans la chimie du sol et de l'eau après un feu (p. ex. Norton & De Lange 2003, Dikici & Yilmaz 2006, Jules et coll. 2011) alors que d'autres études vont au contraire n'en montrer aucune, ou alors des changements partiels et de courtes durées (p. ex. Franklin 2009 vu dans Jules et coll. 2011; Johnson et coll. 2007; Potthast et coll. 2017). Cela semble indiquer que les changements chimiques apportés par un feu seraient uniques à chaque site et à son historique ainsi qu'à la sévérité du feu. Il est également possible que pour le site à l'étude, les changements de la chimie aient été apportés à l'ensemble du site par le transport de l'eau et les précipitations amenant une chimie post-feu uniforme.

Les concentrations en nutriment sur le site étaient majoritairement semblables aux concentrations retrouvées dans les tourbières naturelles avoisinantes à l'exception du fer dont la concentration était typique d'une tourbière en restauration (Andersen et coll. 2011). Il est donc probable que le site en restauration retournait à des valeurs chimiques typiques des tourbières et que le passage du feu n'a pas changé cette situation.

2.5 Conclusion

Les résultats obtenus dans cette partie du projet semblent indiquer une résistance et un début prometteur de récupération après feu du secteur restauré après un feu peu sévère. En effet, le feu n'a pas supprimé toutes traces de végétation muscinale et vasculaire laissant des parcelles intactes de végétation et de sphaignes. D'autres études en tourbières ont montré que la végétation récupérait plus facilement après feu lorsque le site contenait des parcelles de végétation intacte (Benscoter et coll. 2005a, Benscoter et coll. 2005b, Clarke et coll. 2015). Qui plus est, le taux de production de phytobiomasse était semblable entre les zones brûlées et non brûlées et le recouvrement végétal était en augmentation dans les zones brûlées, rattrapant même parfois le recouvrement des zones non brûlées. Finalement, la chimie de l'eau de surface n'a pas montré de grandes différences entre les zones brûlées et non brûlées. En raison de la trajectoire de la restauration à la suite du feu et au regard des résultats, il ne serait pas nécessaire de refaire une restauration de ce site. Cette étude montre donc une tendance vers la résilience au feu des tourbières à sphaignes restaurées par la méthode du transfert de la couche muscinale. Cela dit, il serait important d'effectuer un suivi de l'évolution de la végétation sur le site pendant plusieurs années pour pouvoir s'assurer de cette résilience et pour avoir une idée approfondie du rétablissement après feu de la végétation. Pour le moins, une visite devrait être effectuée dans quelques années pour déterminer si la trajectoire de la restauration du site se poursuit favorablement ou si, au contraire, il serait nécessaire d'effectuer des mesures correctrices. Il serait également pertinent de conduire une étude semblable sur d'autres sites pour s'assurer que les résultats obtenus ne sont pas spécifiques au site.

3. Volet 2 : Reprise de la couche muscinale après feu (Restauré vs Naturel)

3.1 Introduction

La strate muscinale joue un rôle non négligeable dans la résistance et la résilience au feu des tourbières (Benscotter et coll. 2011; Thompson et Waddington 2013; Lukenbach et coll. 2015). La bonne résistance de ces écosystèmes est en effet attribuable, du moins en partie, aux sphaignes (Rydin 1993; Kuhry 1994; Benscotter & Weider 2003; Shelter et coll. 2008) qui bien souvent dominent le recouvrement végétal des bogs (Vitt & Slac 1984, Rydin 1986, 1993, Payette & Rochefort 2001). Les buttes de sphaignes sont le plus souvent composées d'espèces formant des populations denses pouvant retenir l'eau efficacement tels les *Acutifolia* (Hayward & Clymo 1982, Titus et coll. 1983, Rydin 1993a). Cette capacité leur permet de bien résister à la sécheresse et au feu (Titus et coll. 1983; Rydin 1993; Benscotter & Weider 2003; Shelter et coll. 2008). Ce sont les buttes de sphaignes, souvent composées du sous-genre *Acutifolia*, qui montrent la meilleure résistance (Titus et coll. 1983, Benscotter & Wiedner 2003, Shetler et coll. 2008). Premièrement, en conservant l'eau, elles ralentissent la propagation du feu, mais de plus en formant des buttes denses, leurs populations parviennent souvent à éviter d'être brûlées entièrement. Il n'est en effet pas rare que le pourtour et le dessus de la butte brûlent, mais pas le cœur (Benscotter et Vitt 2008; Rowe et coll. 2017). Puisque les buttes de sphaignes sont moins sujettes à brûler complètement et peuvent contenir des parties de végétation indemne, elles peuvent retourner plus facilement vers un état semblable à l'état avant feu puisqu'elles commencent le processus de rétablissement à une étape plus avancé, par régénération végétative, dans le processus de succession qu'à partir de germination de spores (Benscotter et coll. 2005b; Benscotter & Vitt 2008; Rowe et coll. 2017). Il est donc possible pour les buttes de sphaignes de récupérer après un incendie. Cela dit, les tourbières peuvent brûler profondément sous l'effet d'un feu très sévère (Turetsky et coll. 2002, Benscotter & Wiedner 2003, Turetsky et coll. 2004, Shetler et coll. 2008), particulièrement dans le cas des tourbières continentales, plus sèches (Benscotter & Vitt 2008). Dans ces conditions, il est même possible que la strate muscinale brûle entièrement et que les buttes de sphaignes soient converties en creux et en platières

(Benscoter & Vitt 2008, Lukenbach et coll. 2016, Rowe et coll. 2017). Bien qu'il existe plusieurs études sur la résistance et la résilience au feu des bryophytes et des buttes de sphaignes (p. ex. Benscoter et coll. 2005b, Benscoter 2006, Benscoter & Vitt 2008, Lukenbach et coll. 2016), aucune de ces études, à notre connaissance, ne concerne la réponse au feu des buttes de sphaignes d'une tourbière en restauration ou restaurée.

Le feu de 2014 (présenté dans la première section de ce mémoire), ayant brûlé un secteur naturel et un secteur restauré vieux de 10 ans, permet pour la première fois de comparer la réponse au feu de la strate muscinale, ici des buttes de sphaigne composées du sous-genre *Acutifolia*, d'une tourbière restaurée avec celle d'une tourbière naturelle et d'évaluer le rôle de ces buttes et de leur degré d'exposition dans la réponse au feu. Comme la restauration de tourbières ombrotrophes et la résilience au feu des bogs nécessitent toutes deux le rétablissement des sphaignes et des bryophytes (Kuhry 1994; Rochefort 2000; Rochefort et coll. 2003; pour une synthèse, voir Turetsky et coll. 2012), ce volet se concentre sur le rétablissement des sphaignes et de la mousse pionnière *Polytrichum strictum*. Dans beaucoup d'études sur les buttes de sphaignes, l'espèce étudiée est *Sphagnum fuscum* (Schimp) H. (p. ex. Benscoter et coll. 2005b). Dans ce cas-ci, il s'agit de buttes de *Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw pour le secteur naturel et d'un mélange de *Sphagnum capillifolium* et d'autres *Acutifolia* tels *S. rubellum* Wilson, *S. fuscum* et *S. russowii* Warnst plus rarement pour le secteur restauré. Donc, dans les deux secteurs, il s'agit de buttes d'espèces de sphaignes appartenant au sous-genre *Acutifolia*. On s'attend à ce que les buttes de *S. capillifolium* aient un comportement au feu similaire à celles composées de *S. fuscum* puisque Taylor et coll. (2017) ont montré en laboratoire une capacité de résistance et de récupération de *S. capillifolium* à des traitements de très fortes températures.

Les écosystèmes de tourbière restaurée retrouvent une microtopographie comparable à celle d'une tourbière naturelle dix à trente ans suivant la restauration pour ce qui est du nombre de buttes de sphaignes et de leur hauteur. Cependant, cela peut prendre trois fois ce temps pour obtenir des buttes aussi larges que dans les tourbières naturelles (Pouliot et coll. 2011). Qui plus est, 10 après la restauration, la densité apparente des sphaignes sous les capitules est plus faible dans les tourbières restaurées que dans les tourbières naturelles et les tourbières restaurées ne retrouveraient pas complètement une hydrologie similaire aux

écosystèmes naturels (McCarter & Price 2013). L'hypothèse est que le secteur naturel, contenant des buttes de sphaignes plus volumineuses, devrait montrer une plus grande résistance et une meilleure récupération de sa strate muscinale que le secteur restauré dont le système est encore en formation et dont les buttes de sphaignes sont plus petites et moins densément peuplées, car plus jeunes. On s'attend également à ce que l'espèce *Polytrichum strictum* soit l'espèce dominante sur les buttes après la première saison de croissance après le feu puisque cette espèce est une pionnière après feu fréquemment trouvée après un feu de tourbière (Kuhry 1994, Magnan et coll. 2012, Rowe et coll. 2017).

3.2 Matériel et méthode

Il y a deux secteurs à l'étude : Restauré et Naturel (Figure 2). Dans chacun des deux secteurs, 35 buttes de sphaignes du sous-genre *Acutifolia* entièrement brûlées ont été aléatoirement sélectionnées. Les buttes adjacentes aux chemins minéraux et aux bordures des secteurs en extraction n'ont pas été retenues. En octobre 2015, soit à la fin de la première saison de croissance après le feu, un inventaire végétal par strates et par espèces a été fait sur ces buttes.

3.2.1 Description générale des secteurs

Le secteur restauré et le secteur naturel diffèrent par leur recouvrement végétal et en raison de leur hydrologie. En effet, le secteur naturel est une tourbière boisée dominée par l'épinette noire et a subi un drainage indirect résultant des activités d'extraction de la tourbe dans les sites avoisinants. Le secteur restauré, quant à lui, est un milieu ouvert ayant subi un drainage direct lors de l'extraction de sa tourbe et un remouillage (blocage complet des canaux de drainages avec des barrages de tourbes) lors de la restauration. C'est pourquoi il a été décidé de travailler uniquement sur le point commun partagé par les deux secteurs : les buttes de sphaignes.

Dans le secteur naturel, à l'automne 2015, les buttes sélectionnées étaient entourées d'une végétation entièrement brûlée avec de nouvelles pousses d'éricacée et quelques plaques éparses de mousses. Pour leur part, les buttes brûlées du secteur restauré ont été sélectionnées parmi un mélange hétérogène de végétation brûlée et non brûlée répartie en motifs (seules les buttes brûlées étaient sélectionnées). Le recouvrement végétal du secteur

restauré était composé principalement, d'*Eriophorum vaginatum*, d'éricacées et de tapis de sphaignes.

3.2.2 Retour de la végétation sur les buttes

La dimension de chaque butte a été mesurée. Le recouvrement des strates végétales sur la butte (végétation de la butte entière) a été évalué visuellement à l'aide d'une cote de recouvrement (% de recouvrement végétal avec une cote de recouvrement allant de 0 à 5 : 0 = 0% ; 0,5 = 0-0,9% ; 1 = 1 à 10% ; 2 = 11 à 25% ; 3 = 26 à 50% ; 4 = 51 à 75 % et 5 = plus de 75%). Seules les nouvelles pousses régénérées ont été évaluées. Le nombre de tiges ou d'individus dans le cas des espèces formant ces touradons, a été dénombré et les espèces vasculaires et muscinales trouvées sur la butte ont été notées.

Le nombre de nouveaux individus de sphaignes et de *Polytrichum strictum* ont été dénombrés dans un quadrat de 625 cm² déposé aléatoirement sur chacune des buttes de sphaignes choisies. Également, dans ce quadrat, le pourcentage de recouvrement de la végétation poussée après feu pour la végétation totale et la strate muscinale (par strate et par espèce) a été visuellement estimé au pourcentage près cette fois-ci.

3.2.3 Analyses statistiques

La comparaison du pourcentage de recouvrement et du dénombrement de tiges entre le secteur naturel et le secteur restauré a été effectuée avec un test de Wilcoxon-Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$) puisque plusieurs distributions étaient non normalement distribuées. La comparaison des cotes de recouvrement a été faite à l'aide d'un test de χ^2 . Les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel R ($\alpha = 0,05$; R Development Core Team, 2013; R Studio Team, 2015).

3.3 Résultats

3.3.1 Retour de la végétation sur les buttes après feu

Les buttes du secteur naturel contenaient beaucoup de nouvelles tiges d'éricacées et quelques tiges d'épinette noire et de mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch), mais pas d'herbacées et peu d'espèces muscinales (Tableau 13). Les buttes du secteur restauré contenaient quant à elles une plus grande diversité d'espèces muscinales et vasculaires, mais également plusieurs espèces d'éricacées (Tableau 10). À l'exception des épinettes et du mélèze laricin, toutes les espèces trouvées dans le secteur naturel étaient également trouvées dans le secteur restauré. À l'inverse, certaines espèces trouvées dans le secteur restauré étaient absentes du secteur naturel (voir le tableau A.3 en Annexe 5 pour une liste des espèces retrouvées sur les buttes). Certains lichens étaient trouvés sur les buttes du secteur naturel, mais aucun sur celles du secteur restauré alors qu'il y avait des plantes herbacées sur les buttes du secteur restauré, mais pas sur celles du secteur naturel (Tableau 10).

Tableau 10 : Nombre d'espèces sur les buttes des deux secteurs (naturel et restauré).

| | Arbres | Éricacées | Herbacées | Sphaignes | Autres mousses | Lichens |
|-----------------|--------|-----------|-----------|-----------|----------------|----------|
| Naturel | 2 | 6 | 0 | 1 | 2 | Absence |
| Restauré | 0 | 7 | 3 | 5 | 6 | Présence |

Le recouvrement vasculaire était plus élevé dans le secteur naturel que dans le secteur restauré ($\chi^2 = 16,141$; $p = 0,0130$), en raison du recouvrement d'éricacées (se référer à la figure A.1 à l'Annexe 5). Le recouvrement muscinal (évalué pour les buttes entières) était quant à lui plus élevé sur les buttes du secteur restauré ($\chi^2 = 15,615$; $p = 0,0014$) et ceci à la fois pour le recouvrement de sphaigne ($\chi^2 = 24,21$; $p < 0,0001$) que de *Polytrichum strictum* ($\chi^2 = 20,34$; $p = 0,0001$) qui est l'espèce dominante la strate muscinale sur les buttes de sphaigne des deux secteurs.

Le secteur restauré contenait des buttes plus étroites, plus courtes et moins hautes que celles du secteur naturel (Tableau 11). Cependant, elles étaient entourées d'une végétation partiellement brûlée contrairement au secteur naturel, dans lequel les buttes et la végétation étaient entièrement brûlées.

Tableau 11 : Dimensions moyennes des buttes de sphaignes des deux secteurs.

| | Longueur | Largeur | Hauteur |
|-----------------|-----------------|----------------|----------------|
| Naturel | 296 ± 47 | 149 ± 20 | 37 ± 2 |
| Restauré | 85 ± 14 | 38 ± 3 | 21 ± 1 |

* Mesure en cm ± erreur-type

3.3.2 Reprise muscinale (quadrats de 625 cm²)

Le retour de la strate muscinale (évaluée dans les quadrats de recouvrement muscinal) a été plus rapide dans le secteur restauré que dans le secteur naturel. Cela s'observe autant pour le recouvrement végétal (% de recouvrement) que pour le dénombrement de nouveaux individus de sphaigne et de *Polytrichum strictum* dans les quadrats de 625 cm² (Figure 10 et Figure 11).

Le recouvrement muscinal des buttes du secteur restauré était plus élevé que pour celles du secteur naturel ($w = 48$; $p < 0,0001$) et ceci pour les sphaignes ($w = 199$; $p < 0,0001$) et le *Polytrichum strictum* ($w = 74$; $p < 0,0001$) (figure 14). On voit que la majorité du recouvrement muscinal du secteur naturel est expliquée par le *Polytrichum strictum* alors que dans le secteur restauré, le recouvrement muscinal était fait d'un mélange plus réparti entre les sphaignes et le polytric. En fait, deux buttes seulement contenaient des sphaignes dans le secteur naturel contrairement à 22 buttes pour le secteur restauré. Cette différence entre le secteur naturel et restauré était également présente dans le dénombrement de nouvelles tiges de sphaigne et de *Polytrichum strictum*. En effet, le nombre de nouvelles tiges était plus élevé dans le secteur restauré que dans le secteur naturel, et ceci à la fois pour le nombre de pousses de sphaignes ($w = 850,5$; $p < 0,0001$) que pour le nombre de pousses de *Polytrichum* ($w = 997,5$; $p < 0,0001$) (Figure 10).

Que ce soit dans le secteur restauré ($w = 46$; $p = 0,0576$) ou dans le secteur naturel ($w = 345$; $p = 0,0001$), le recouvrement de *Polytrichum strictum* était quant à lui plus élevé que le recouvrement de sphaignes (Figure 11). Cependant, cette différence n'était significative que pour le secteur naturel. Encore une fois, cela se reflète dans le dénombrement de nouvelles tiges (Figure 10). Le nombre de nouvelles tiges était plus élevé pour le *Polytrichum strictum* que pour les sphaignes à la fois dans le secteur naturel ($w = 357$; $p = 0,0190$) et le secteur restauré ($w = 781$; $p < 0,0001$) (Figure 10).

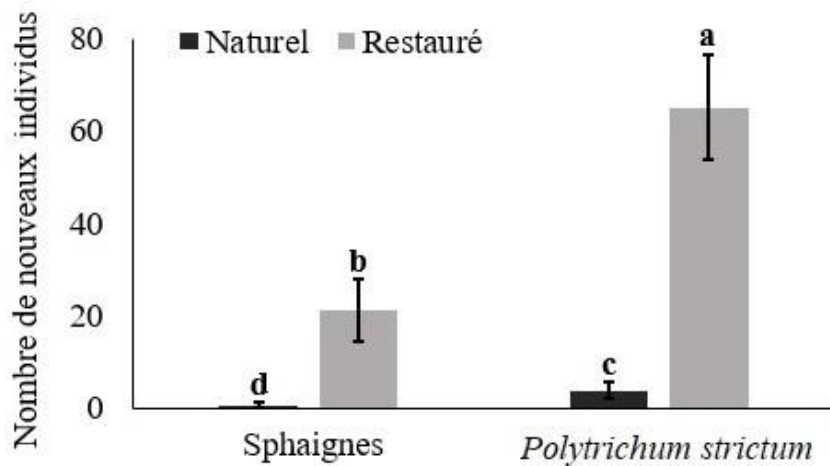


Figure 10. Nombre moyen de nouvelles tiges (avec erreur-type) de sphaignes et de *Polytrichum strictum* dénombrées dans les quadrats de 625 cm² sur les buttes de sphaignes du secteur restauré et du secteur naturel. Les colonnes aux lettres différentes présentent des moyennes significativement différentes selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$).

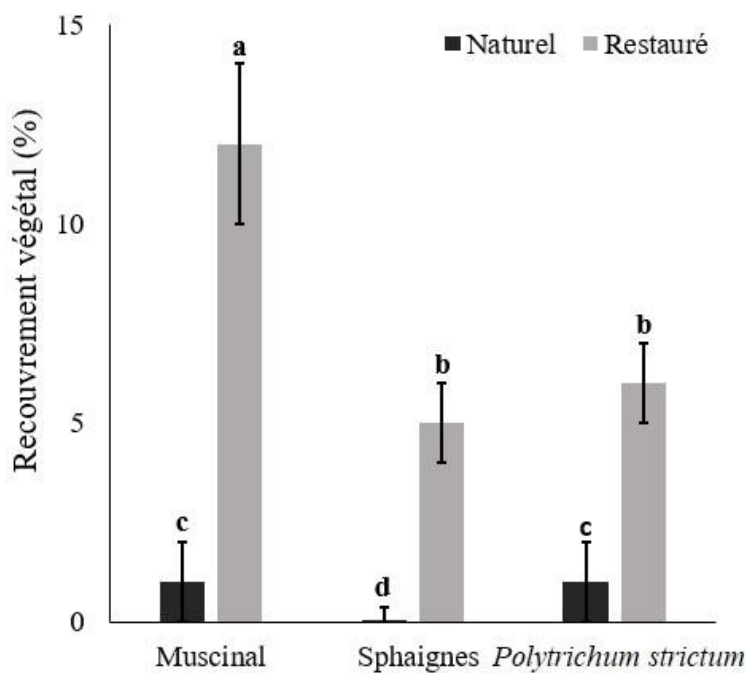


Figure 11. Recouvrement muscinal moyen (avec erreur-type) en % de recouvrement au sein des quadrats de 625cm². Les colonnes aux lettres différentes présentent des moyennes significativement différentes selon un test de Wilcoxon-Mann-Whitney ($\alpha = 0,05$).

3.4 Discussion

3.4.1 Meilleure résistance et rétablissement des buttes de sphaignes du secteur restauré

Contrairement à l'hypothèse de départ, c'est la strate muscinale du secteur restauré qui montre la meilleure résistance et la meilleure récupération initiale à la fin de la première saison de croissance après l'incendie de 2014. En effet, si le secteur naturel a brûlé extensivement avec une perte presque complète de la végétation, le secteur restauré pour sa part contenait plusieurs parcelles de végétation intacte dont certaines jouxtaient les buttes de sphaignes étudiées. Il y avait également un couvert muscinal plus élevé et diversifié sur les buttes de sphaignes du secteur restauré que du secteur naturel ainsi que plus de tiges de sphaignes et de *Polytrichum strictum* dénombrées et de buttes contenant de nouvelles pousses de sphaignes. Dans le cas présent, c'est la différence dans la sévérité du feu qui semble expliquer le plus la réponse au feu plus favorable du secteur restauré ; le secteur naturel ayant brûlé beaucoup plus sévèrement que le secteur restauré. La sévérité du feu est connue pour influencer la résistance et le rétablissement de la végétation en tourbière (Benscoter et coll. 2005a, 2005b, Benscoter & Vitt 2008, Lukenbach et coll. 2016, Rowe et coll. 2017). Par exemple, lors d'un feu plus sévère, les processus de succession doivent reprendre de plus loin (Benscoter et coll. 2005a, Benscoter et coll. 2005b). Ou encore, une forte combustion peut endommager significativement la réserve de diaspores et de propagules et donc le rétablissement dépend alors d'un apport extérieur de ces éléments (Clarkson 1997, Johnstone & Kasischke 2005, Good et coll. 2010). Cette sévérité peut également affecter les conditions édaphiques et hydrologiques du site (Benscoter & Wieder 2003, Norton & De Lange 2003, Lukenbach et coll. 2016) ce qui influence indirectement la reprise végétale. Ainsi, il n'est pas surprenant que le site affichant la plus faible sévérité de feu, ici le site restauré, soit celui montrant la meilleure reprise muscinale. Qui plus est, les secteurs contenant des parcelles de sphaigne intactes, comme dans le cas du secteur restauré, récupéraient plus rapidement lors des feux de tourbières (Benscoter et coll. 2005b, Clarke et coll. 2015).

Dans le cas de cette étude, les deux facteurs les plus susceptibles d'avoir influencé la sévérité du feu sont la qualité et la quantité du combustible ainsi que l'hydrologie du site. En effet le secteur naturel et le secteur restauré appartiennent tous deux à la même tourbière et il est question du même incendie. Donc, la disparité dans la sévérité du feu entre les secteurs ne peut être attribuée à la saison, la température de l'air, ou le climat qui sont pourtant des facteurs ayant une forte incidence sur la sévérité du feu en tourbière (Wotton & Flannigan 1993, Flannigan et coll. 2001, Turetsky et coll. 2004, Camill et coll. 2009). Concrètement, ce qui diffère le plus les deux secteurs sont la taille et l'âge des buttes de sphaignes et le recouvrement végétal les environnant. Comme la taille des buttes du secteur naturel n'a pas eu le rôle protecteur escompté, ce serait la composition végétale environnante qui aurait joué un rôle prédominant dans la plus faible résistance au feu en influençant l'hydrologie du site ainsi que le combustible présent lors d'un feu.

Le secteur naturel contient un haut recouvrement d'épinettes noires (Figure 12). Blauw et coll. (2017) ont démontré que les conifères augmentent l'intensité du feu et favorisent l'allumage du sol organique en raison de la grande inflammabilité de leurs feuilles. Cette inflammabilité et la forme de ces arbres faciliteraient également le transport du feu du sol vers les arbres et inversement (Blauw et coll. 2017). Les conifères produisent également beaucoup de combustible et de litière puisque leurs aiguilles et leur bois se décomposent lentement et s'accumulent sur le site (Pietsch et coll. 2014). L'accumulation de combustible augmente l'allumage et la propagation du feu dans de multiples écosystèmes tels les tourbières (p. ex. Schimmel & Granström 1997, Ashton et coll. 2007, Davies et coll. 2013). Qui plus est, l'épinette noire a vraisemblablement influencé l'hydrologie du site par la demande en évapotranspiration de la canopée, abaissant ainsi la profondeur de la nappe phréatique. En effet, puisque l'abattage d'arbres en tourbière augmente et stabilise la nappe phréatique (Dubé et coll. 1995, Roy et coll. 1997, Roy et coll. 2000, Jutras 2006), il est raisonnable de penser que la présence d'arbres en diminuerait au contraire la hauteur en raison de la demande en évapotranspiration. Ainsi, la présence d'épinette noire dans le site naturel a probablement contribué à la propagation et à la force de l'incendie sur ce site par son influence sur l'hydrologie et le combustible sur le site.



Figure 12. Comparaison du secteur restauré avec le secteur naturel (photographies prises avant l'élaboration du projet de recherche, mais après le feu).

Le secteur restauré contenait beaucoup de touradons d'*Eriophorum vaginatum*. Les touradons de cette espèce de linaigrette produisent beaucoup d'une litière sèche qui brûle facilement. Cependant, le cœur de leur touradon brûle plus difficilement (Bret-Harte et coll. 2013). C'est ce qui fut observé sur le site restauré dans lequel les pourtours des touradons ont brûlé, mais le centre moins, formant ainsi des formes de beignet autour des plants. Loboda et coll. (2013) ont aussi remarqué que ce sont les secteurs intertouradon qui brûlent le plus. Par ailleurs, ces touradons pourraient augmenter l'humidité relative à la surface de la tourbe et favoriser les mousses tourbicoles (Marcoux 2000, vu dans Lavoie et coll. 2005). Il est possible que cette caractéristique de la linaigrette ait aidé à maintenir la tourbe de surface humide et ainsi atténuer la sévérité du feu.

Cela dit, la nappe phréatique n'a pas été mesurée dans les secteurs à l'étude ni au moment du passage du feu ni après. Il est donc difficile de savoir avec certitude si la différence de la sévérité du feu peut aussi être attribuée à la hauteur de la nappe phréatique. Cependant, des indices suggèrent fortement que la nappe phréatique ait été plus élevée dans le secteur restauré que dans le secteur naturel lors du passage du feu (Figure 12). En effet, la linaigrette à large gaine est favorisée par une haute nappe phréatique et par les aménagements hydrologiques faits lors de la restauration de tourbière (Lavoie et coll. 2005). Une présence forte et relativement uniforme de cette espèce, comme c'est le cas pour le secteur restauré, pourrait indiquer une nappe phréatique plus élevée. De plus, ce secteur avait une nappe phréatique affleurante par endroits, à l'exception des mois les plus chauds de l'été lors desquels, il suffisait d'appuyer fermement sur le sol pour faire monter l'eau à la surface. S'il est possible que cette haute nappe phréatique soit le résultat de l'affaissement du sol causé par la combustion partielle de la tourbe, la composition végétale préalable au feu (plantes brûlées) des zones inondées indique que la nappe phréatique était déjà près de la surface du sol avant l'incendie (voir le volet 1 de ce mémoire pour la composition végétale complète du site). Le secteur naturel avait pour sa part un sol sec pendant tout l'été et la première moitié de l'automne. Cela s'accorde aussi avec l'idée que le secteur restauré ayant subi de l'extraction de tourbe le laissant dans une cuvette serait généralement plus humide. Comme l'incendie de 2014 s'est déclenché à la fin de l'été, il est raisonnable de croire que le secteur naturel avait alors un sol sec, du moins en surface.

3.4.2 *Polytrichum* et sphaignes

Comme attendu, les buttes de sphaignes des deux secteurs ont montré l'établissement de *Polytrichum strictum* dans leur recouvrement. En fait, cette espèce dominait la strate muscinale pour les deux secteurs, que ce soit en termes de pourcentage de recouvrement que du nombre de nouveaux individus. Plusieurs buttes du secteur naturel ne contenaient que cette espèce pour la strate muscinale. Nombre d'études ont montré que le genre *Polytrichum*, en particulier *Polytrichum strictum*, s'avère être un bon colonisateur après feu (p. ex. Kuhry 1994, Bencoter 2006, Thibault & Payette 2009, Rowe et coll. 2017). C'est une espèce produisant beaucoup de spores légères et aériennes, ce qui facilite sa dispersion et son installation en grande quantité sur de nouveaux milieux (Ryömä & Laaka-Lindberg 2005). Peu sensible au vent, grâce à ses rhizoïdes et possédant la capacité de stabiliser le substrat et

d'effectuer de la photosynthèse même sur des sols plus secs et sous des lumières intenses en raison de ses feuilles spécialisées et de son système interne de conduction de l'eau (Leach 1931, Birse et coll. 1957, Callaghan et coll. 1978, Fenton & Lewis Smith 1982), le genre *Polytrichum* parvient à pousser sur des substrats trop difficiles pour les autres mousses (Faubert & Rochefort 2002, Groeneveld & Rochefort 2005). Les sphaignes, pour leur part, repoussent après feu du bas des tiges encore vivantes (Clymo & Duckett 1986, Sillasoo et coll. 2011, Lukenbach et coll. 2015a, Taylor et coll. 2017). Qui plus est, les études illustrant le rétablissement après feu de tourbières parlent d'un retour des sphaignes compté en années alors que le *Polytrichum* s'installe plutôt dès le début du rétablissement végétal (Ryömä & Laaka-Lindberg 2005, Benscoter 2006, Lukenbach et coll. 2016, Rowe et coll. 2017). Il n'est donc pas surprenant que le polytric domine les sphaignes l'année suivant l'incendie.

La présence de polytric sur les buttes peut être vue comme un bon signe pour le rétablissement après feu des deux secteurs. En effet, le genre *Polytrichum* a été montré comme étant capable de servir de plante compagne de plusieurs espèces végétales (Marsh & Koerner 1972, Buttler et coll. 1996, Filion & Morin 1996, Groeneveld & Rochefort 2005), en améliorant et stabilisant le substrat (Longton 1984, Groeneveld & Rochefort 2005). Cette capacité de plante protectrice est particulièrement évidente entre le *Polytrichum strictum* et les sphaignes. Le premier aidant la seconde à s'installer sur un nouveau secteur en stabilisant la tourbe et en la protégeant du soulèvement gélival et en procurant un microclimat humide plus stable pour la régénération des diaspores des sphaignes (Groeneveld & Rochefort 2005).

3.5 Conclusion

Les buttes de sphaignes du secteur restauré, quoique plus jeunes et plus petites, ont mieux résisté à l'incendie de 2014 et affichent une meilleure récupération initiale de la strate muscinale que les buttes du secteur naturel, contrairement à l'hypothèse de départ. Cette résistance et cette réponse au feu plus favorables du secteur restauré seraient attribuables à la plus faible sévérité du feu dans ce secteur. Cette différence de sévérité peut s'expliquer par un combustible plus abondant et inflammable et possiblement par une nappe phréatique plus basse dans le secteur naturel que le secteur restauré. Ainsi, la microtopographie et la strate muscinale auraient un impact moins marqué qu'attendu sur la résistance au feu, du moins comparé avec l'impact d'autres caractéristiques du site tel le combustible et probablement l'hydrologie.

En accord avec nos prédictions, les buttes de sphaignes des deux secteurs ont montré une colonisation par le polytric dressé. C'est même l'espèce muscinale montrant le recouvrement et le nombre de nouveaux individus les plus élevés même comparé aux sphaignes. Considérant le rôle de plante compagne que tient *Polytrichum strictum* pour l'installation des sphaignes (Groeneveld et coll. 2002, Groeneveld & Rochefort 2002, 2005), une plus forte colonisation de polytric dressé n'est pas à craindre et peut même être bénéfique pour le futur des buttes de sphaignes des deux secteurs.

Ce volet nous a permis d'approfondir nos connaissances sur le rôle des différentes caractéristiques d'un site et d'une tourbière (combustible et composition végétale) sur sa résistance au feu. Elle permet également de comparer pour la première fois la résistance au feu de la strate muscinale d'une tourbière restaurée avec son équivalent naturel. Ceci peut s'avérer utile pour la conception des projets de restauration de tourbières ombrotrophes. En effet, selon cette étude, afin de favoriser la résilience des tourbières restaurées aux feux, il serait préférable de favoriser l'installation et le maintien d'une nappe phréatique élevée, ce qui est déjà le cas pour plusieurs projets de restauration, ainsi que d'éviter le plus possible l'installation de la strate arborescente, notamment des conifères. Il s'agirait de diriger la restauration vers le retour d'un bog ouvert (non forestier). Cependant, une nappe phréatique très élevée risquerait de favoriser le développement d'une communauté de dépression humide, ce qui diminue la résistance au feu (volet 1 de ce mémoire). En effet, les feux sont

plus susceptibles de se produire en période sèche, lors de laquelle les communautés de dépression humide ont plus de risque d'être asséchées comme expliqué dans le volet de ce mémoire. L'une des options serait de viser une profondeur de nappe phréatique plus favorable aux *Acutifolia* qu'aux *Cuspidata*, ce qui serait, selon des études précédentes, au moins 17 cm sous la surface (Andrus et coll. 1983, Gignac & Vitt 1990, Gignac et coll. 1991, Pellerin et coll. 2009), mais également défavorable à l'établissement de la strate arborescente, soit plus élevée que 20 cm de profondeur (Pepin et coll. 2002, Pellerin et coll. 2009). Une nappe phréatique se situant entre 15 et 20 cm serait donc préférable. Cela dit, dans le domaine de la culture de sphaignes et de la restauration de tourbière à l'aide de fragments de sphaignes, comme c'est le cas pour la méthode du transfert de la couche muscinale, il a été établi qu'il est préférable d'avoir une nappe phréatique plus élevée pour permettre un bon établissement des sphaignes (Hayward & Clymo 1983, Robroek et coll. 2009, voir Gaudig et coll. 2018 pour une synthèse). Campeau et Rochefort (1996) ont déterminé que les fragments de sphaignes ont un meilleur taux de croissance lorsque la profondeur de la nappe phréatique est de 5cm sous la surface. Le plus efficace serait alors de favoriser l'épandage de fragments de sphaignes du sous-genre *Acutifolia* lors de la restauration tout en gardant une nappe phréatique élevée. En revanche, il demeure nécessaire d'éviter l'inondation des sites restaurés, car cela pourrait favoriser l'installation de *Cuspidata* et risquerait d'éliminer les fragments implantés lors de la restauration (Rochefort et coll. 2002, Tuittila et al. 2003). Également, une restauration favorisant les éricacées pourrait être une bonne option puisque celles-ci affectent et peuvent même nuire à l'installation et la régénération des arbres (Mallik 1995, Inderjit & Mallik 1996, Mallik 2003, Fenton et coll. 2005). La méthode actuelle de restauration de tourbière en Amérique du Nord, soit la méthode du transfert de la couche muscinale, favorise déjà l'installation d'une nappe phréatique élevée et des éricacées (Rochefort 2000, Rochefort et coll. 2003, Rochefort & Lode 2006, ce mémoire). Ainsi, il semblerait que cette méthode de restauration contienne déjà plusieurs éléments participant à une bonne résistance voire une résilience au feu.

Conclusion générale : Tendance vers la résistance et la résilience des tourbières ombrotrophes restaurées

La synthèse du projet

En résumé, ce projet de recherche indique qu'une tourbière à sphaignes restaurée depuis 10 ans par la méthode du transfert de la couche muscinale est résistante et montre un bon rétablissement initial au feu. Il ne serait donc pas nécessaire d'effectuer à nouveau une restauration active sur ce site pour que la végétation reprenne. En effet, la chimie de l'eau et la production de phytobiomasse ont été peu affectées par le feu et le recouvrement végétal (plantes vasculaires et muscinales) a augmenté au cours de la première saison de croissance après le feu, atteignant même par endroit un niveau équivalent aux zones non brûlées.

Cependant, ce ne sont pas toutes les communautés végétales qui ont réagi de la même manière à l'incendie. En effet, les communautés de platières, dont le sous-genre de sphaigne dominant était les *Acutifolia*, ont mieux résisté au feu que la communauté Dépression humide dont la strate muscinale était dominée par le sous-genre de sphaigne *Cuspidata*. La communauté Dépression humide a brûlé plus extensivement lors du feu principalement en raison de la moins bonne capacité des *Cuspidata* à retenir l'eau en conditions sèches du substrat et par le meilleur combustible que représentaient les plantes vasculaires (scirpes et carex) de cette communauté. Les communautés de platière ont si bien résisté au feu, qu'elles ont conservé plusieurs parcelles de végétation intacte au sein même de leurs zones brûlées, et que les buttes de sphaignes brûlées qu'elles contenaient ont montré une meilleure récupération muscinale que les buttes du secteur naturel pourtant plus âgées et volumineuses. Cette meilleure résistance du secteur restauré serait principalement causée par une humidité plus élevée du secteur restauré et un combustible plus abondant et sec dans le secteur naturel. Ainsi, permet de cerner certains facteurs influençant la résistance et la résilience au feu des tourbières ombrotrophe restaurées tels que la sévérité du feu, le recouvrement et la nature de la strate muscinale et des communautés végétales présentes lors de l'incendie, l'humidité du substrat (influencée par la saison) et la nature et la quantité du combustible sur le site.

Les résultats obtenus suggèrent que la technique du transfert de la couche muscinale est capable de ramener un écosystème résistant et peut-être même résilient au feu. Cette résistance peut être accrue en privilégiant une restauration ramenant les sphaignes du sous-genre *Acutifolia* et les espèces de platières et en évitant l'installation d'espèces vasculaires produisant un combustible sec et dense (conifères, certains grands carex, jonc, scirpes, etc.). Il est également préférable de ramener une nappe phréatique élevée comme c'est déjà le cas dans plusieurs projets de restauration actuels.

Les limites de l'étude

Ce projet d'étude comprend plusieurs limites. La première concerne le moment et la durée de l'échantillonnage. La collecte de données s'est étalée sur une seule saison de croissance après le feu, soit la première. L'avantage d'avoir réalisé l'étude lors de la première saison de croissance est qu'il est possible de bien évaluer la résistance des communautés au feu et le début de leur récupération. L'inconvénient est qu'il n'y a pas de suivi à long terme et que cela ne permet pas d'observer la progression et l'évolution de cette récupération. Il est donc difficile d'évaluer la résilience à long terme du site à l'étude. La deuxième limite est la spécificité au site des résultats. En effet, le site restauré et le site naturel se retrouvent dans une tourbière subissant des activités d'extraction de tourbe et il est difficile d'évaluer les impacts de cette perturbation avoisinante sur le site à l'étude, notamment sur l'hydrologie. Cela amène la dernière limite de ce projet de recherche soit le fait qu'il n'y ait qu'un seul site à l'étude ; on est donc dans une situation de pseudo réplification. Malgré tout, ces résultats demeurent intéressants puisqu'ils sont les premiers récoltés sur la réponse au feu d'une tourbière restaurée.

Ce qu'il reste à faire

Pour pouvoir s'assurer de la résilience au feu du site, il faudrait effectuer un projet d'étude semblable à celui-ci, du moins pour la composition et le recouvrement végétal, cinq, dix et quinze ans après le feu. Cela permettrait de documenter plus en profondeur le rétablissement végétal. Il serait important de cartographier les communautés végétales sur le site à chaque fois puisque nous avons observé un déplacement de certaines d'entre elles vers la fin du projet. Idéalement, il serait bon de reproduire cette étude sur d'autres sites en

restauration ayant brûlé et de mesurer la hauteur de la nappe phréatique. Cela permettrait de s'assurer que les résultats observés lors de ce projet ne sont pas une exception, mais concordent bien avec une tendance généralisée des tourbières ombrotrophes restaurées vers la résilience au feu. Finalement, il serait intéressant de comparer la faune et la microbiologie entre les zones brûlées et non brûlées pour avoir un portrait plus complet de la réponse au feu.

Références

- Allen, E. B. (1992). Evaluating community-level processes to determine reclamation success. *dans* J.C. Chambers, et G. L. Wade, éditeurs. Evaluating reclamation success: the ecological considerations. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station, Radnor 47–58.
- Andersen, R., L. Rochefort et J. Landry. (2011). La chimie des tourbières du Québec : une synthèse de 30 années de données. *Le naturaliste canadien*.**135** (1) 5-14.
- Andrus, R. E., D. J. Wagner et J. E. Titus. (1983). Vertical zonation of *Sphagnum* mosses along hummock-hollow gradients. *Canadian Journal of Botany*.**61** 3128-3139.
- Asbjornsen, H., L. A. Brudvig, C. M. Mabry, C. W. Evans et H. M. Karnitz. (2005). Defining reference information for restoring ecologically rare tallgrass oak savannas in the Midwestern United States. *Journal of Forestry*.**103** (7) 345-350.
- Ashton, C., G. Rein, J. Dios, J. L. Torero, C. Legg, M. Davies et A. Gray. (2007). Experiments and observation of peat smouldering fires. *International Meeting of fire effects on soil properties*. Barcelona, February 2007.
- Banaszuk, P., A. Wysocka-Czubaszek et A. K. Kamocki. (2011). Internal eutrophication of restored peatland stream: The role of bed sediments. *Ecological Engineering*.**37** 260-268.
- Bash, J. S. et C. M. Ryan. (2002). Stream Restoration and Enhancement Projects: Is Anyone Monitoring? *Environmental Management*.**29** (6) 877-885.
- Bengtsson, J. (2002). Disturbance and resilience in soil animal communities. *European Journal of Soil biology*.**38** 119-125.
- Benscoter, B. W. B. (2006). Post-fire bryophyte establishment in a continental bog. *Journal of Vegetation Science*.**17** (5) 647-652.
- Benscoter, B. W. et D. H. Vitt. (2008). Spatial Patterns and Temporal Trajectories of the Bog Ground Layer along a Post-Fire Chronosequence. *Ecosystems*.**11** (7) 1054-1064.
- Benscoter, B. W. et R. K. Wieder. (2003). Variability in organic matter lost by combustion in a boreal bog during the 2001 Chisholm fire. *Canadian Journal of Forest Research*.**33** 2509–2513.
- Benscoter, B. W., D. H. Vitt et R. K. Wieder. (2005a). Association of postfire peat accumulation and microtopography in boreal bogs. *Canadian Journal of Forest Research*.**35** 2188-2193.
- Benscoter, B. W., D. K. Thompson, J. M. Waddington, M. D. Flannigan, B. M. Wotton, W. J. de Groot et M. R. Turetsky. (2011). Interactive effects of vegetation, soil moisture and bulk density on depth of burning of thick organic soils. *International Journal of Wildland Fire*. **20** 418-429.
- Benscoter, B. W., R. K. Wieder et D. H. Vitt. (2005b). Linking microtopography with post-fire succession in bogs. *Journal of Vegetation Science*.**16** (4) 453-460.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan et V. Kafka. (2004). Fire Regimes at the Transition between Mixedwood and Coniferous Boreal Forest in Northwestern Quebec. *Ecology*.**85** (7) 1916-1932.
- Birse, E. M., S. Y. Landsberg et C. H. Gimingham. (1957). The effects of burial by sand on dune mosses. *Transactions of the British Bryological Society*.**3** 285–301.

- Blauw, L. G., R. S. P. van Logtestijn, R. Broekman, R. Aerts et J. H. C. Cornelissen. (2017). Tree species identity in high-latitude forests determines fire spread through fuel ladders from branches to soil and vice versa. *Forest Ecology and Management*.**400** 475-484.
- Borics, G., G. Varbiro et J. Padisak. (2013). Disturbance and stress: different meanings in ecological dynamics? *Hydrobiologia*.**711** 1–7.
- Borja, Á., D. M. Dauer, M. Elliott et C. A. Simenstad. (2010). Medium- and Long-term Recovery of Estuarine and Coastal Ecosystems: Patterns, Rates and Restoration Effect. *Estuaries and Coasts*.**33** (6) 1249-1260
- Brand, F. S. et K. Jax. (2007). Focusing the Meaning(s) of Resilience: Resilience as a Descriptive Concept and a Boundary Object. *Ecology and Society*.**12** (1) 23
- Bret-Harte, M. S., M. C. Mack, G. R. Shaver, D. C. Huebner, M. Johnston, C. A. Mojica, C. Pizano et J. A. Reiskind. (2013). The response of Arctic vegetation and soils following an unusually severe tundra fire. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*.**368** 20120490
- Burke, S. M. et N. Mitchell. (2007). People as Ecological Participants in Ecological Restoration. *Restoration Ecology*.**15** (2) 348-350
- Buttler, A., B. G. Warner, P. Grosvernier et Y. Matthey. (1996). Vertical patterns of testate amoebae (Protozoa: Rhizopoda) and peat-forming vegetation on cutover bogs in the Jura, Switzerland. *New Phytologist*.**134** 371-382
- Cairns, J. J. et J. R. Heckman. (1996). RESTORATION ECOLOGY: The State of an Emerging Field. *Annual Review of Energy and the Environment*.**21** 167-189
- Callaghan, T. V., N. J. Collins et C. H. Callaghan. (1978). Photosynthesis, growth and reproduction of *Hylocomnium splendens* and *Polytrichum commune* dans Swedish Lapland-Strategies of growth and population dynamics of tundra plants. 4. *Oikos*.**31** 73-88
- Camill, P., A. Barry, E. Williams, C. Andreassi, J. Limmer et D. Solick. (2009). Climate-vegetation-fire interactions and their impact on long-term carbon dynamics in a boreal peatland landscape in northern Manitoba, Canada. *Journal of Geophysical Research*.**114** G04017
- Campbell, D. R., L. Rochefort et C. Lavoie. (2003). Determining the immigration potential of plants colonizing disturbed environments: the case of milled peatlands in Quebec. *Journal of Applied Ecology*.**40** 78-91
- Campeau, S. et L. Rochefort. (1996). *Sphagnum* Regeneration on Bare Peat Surfaces: Field and Greenhouse Experiments. *Journal of Applied Ecology*.**33** (3) 599-608
- Carpenter, S., B. Walker, J. M. Andries et N. Abel. (2001). From metaphor to measurement: Resilience of what to what? *Ecosystems*.**4** 765-787
- Chazdon, R. L. (2008). Beyond Deforestation: Restoring Forests and Ecosystem Services on Degraded Lands. *Science*.**320** (5882) 1458-1460
- Choi, Y. D. (2004). Theories for ecological restoration in changing environment: Toward ‘futuristic’ restoration. *Ecological Research*.**19** 75-81
- Choi, Y. D., V. M. Temperton, E. B. Allen, A. P. Grootjans, M. Halassy, R. J. Hobbs, M. A. Naeth et K. Torok. (2008). Ecological restoration for future sustainability in a changing environment. *Écoscience*.**15** (1) 53-64
- Chrosiewicz, Z. (1990). Site conditions for jack pine seedling. *Forestry Chronicle*.**66** 579-584

- Clarke, P. J., D. A. Keith, B. E. Vincent et A. D. Letten. (2015). Post-grazing and post-fire vegetation dynamics: long-term changes in mountain bogs reveal community resilience. *Journal of Vegetation Science*.**26** 278-290
- Clarkson, B. R. (1997). Vegetation recovery following fire in two Waikato peatlands at Whangamarino and Moanatuatua, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*.**35** (2) 167-179
- Cleary, D. F. R. (2017). Linking fish species traits to environmental conditions in the Jakarta Bay-Pulau Seribu coral reef system. *Marine Pollution Bulletin*.**122** 259-262
- Clewell, A. F., J. Rieger et J. Munro. (2000). Guidelines for developing and managing ecological restoration projects. *Publications Working Group. Society for Ecological Restoration*. 11 pp.
- Clymo, R. S. et J. G. Duckett. (1986). Regeneration of *Sphagnum*. *New Phytologist*.**102** 589-614
- Collinge, S. K., C. Ray et F. Gerhardt. (2011). Long-term dynamics of biotic and abiotic resistance to exotic species invasion in restored vernal pool plant communities. *Ecological Applications*.**21** (6) 2105-2118
- Connell, J. H. (1978). Diversity in Tropical Rain Forests and Coral Reefs. *Science*.**199** 1302-1310
- Côté, I. M. et E. S. Darling. (2010). Rethinking Ecosystem Resilience in the Face of Climate Change. *PLOS Biology*.**8** (7) e1000438
- Couturier, S. et G. St-Martin. (1990). Effet des feux de forêt sur les caribous migrants, Nord du Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale
- Critchfield, W. (1985). The late Quaternary history of lodgepole and jack pines. *Canadian Journal of Forest Research*.**15** (5) 749 -772
- Damman, A. W. H. (1986). Hydrology, development, and biogeochemistry of ombrogenous peat bogs with special reference to nutrient relocation in a western Newfoundland bog. . *Canadian Journal of Botany*.**64** 384-394
- Davies, G. M., A. Gray, G. Rein et C. J. Legg. (2013). Peat consumption and carbon loss due to smouldering wildfire in a temperate peatland. *Forest Ecology and Management*.**308** 169-177
- Day, N. J., S. Carrière et J. L. Baltzer. (2017). Annual dynamics and resilience in post-fire boreal understory vascular plant communities. *Forest Ecology and Management*.**401** 264–272
- Dikici, H. et C. H. Yilmaz. (2006). Peat Fire Effects on Some Properties of an Artificially Drained Peatland. *Journal of Environmental Quality*.**35** (3) 866 -870 du Nouveau Québec, Sainte-Foy.
- Dubé, S., A. P. Plamondon et R. L. Rothwell. (1995). Watering-up after clear-cutting on forested wetlands of the St. Lawrence lowland. *Water Resource Research*.**31** 1741-1750
- Elmqvist, T., C. Folke, M. Nyström, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker et J. Norberg. (2003). Response Diversity, Ecosystem Change, and Resilience. *Frontiers in Ecology and the Environment*.**1** (9) 488-494
- Faubert, P. et L. Rochefort. (2002). Response of peatland mosses to burial by wind-dispersed peat. *The Bryologist*.**105** (1) 96-103
- Fenton, J. H. C. et R. I. Lewis Smith. (1982). Distribution, composition and general characteristics of the moss banks of the maritime Antarctic. *British Antarctic Survey Bulletin*.**51** 215-236

- Fenton, N., N. Lecomte, S. Légaré et Y. Bergeron. (2005). Paludification in black spruce (*Picea mariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. *Forest Ecology and Management*.**213** 151-159
- Filion, J. et H. Morin. (1996). Spatial distribution of black spruce regeneration 8 years after fire in Quebec boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*.**26** 601-610
- Flannigan, M., I. Campbell, M. Wotton, C. Carcaillet, P. Richard et Y. Bergeron. (2001). Future fire in Canada's boreal forest: paleoecology results and general circulation model – regional climate model simulations. *Canadian Journal of Forest Research*.**31** 854-864
- Freestone, F. L., P. Brown, C. J. Campbell, D. B. Wood, D. L. Nielsen et M. W. Henderson. (2017). Return of the lignum dead: Resilience of an arid floodplain shrub to drought. *Journal of Arid Environments*.**138** 9-17
- Fulé, P. Z. (2008). Does It Make Sense to Restore Wildland Fire in Changing Climate? *Restoration Ecology*.**16** (4) 526-531
- Galatowitsch, S. M. (2009). Carbon Offsets as Ecological Restorations. *Restoration Ecology*.**17** (5) 563-570
- Gaudig, G., M. Krebs, A. Prager, S. Wichmann, M. Barney, S. J. M. Caporn, M. Emmel, C. Fritz, M. Graf, A. Grobe, S. Gutierrez Pacheco, S. Hogue-Hugron, S. Holzträger, S. Irrgang, A. Kämäräinen, E. Karofeld, G. Koch, J. F. Koebbing, S. Kumar, I. Matchutadze, C. Oberpaur, J. Oestmann, P. Raabe, D. Rammes, L. Rochefort, G. Schmilewski, J. Sendžikaitė, A. Smolders, B. St-Hilaire, B. van de Riet, B. Wright, N. Wright, L. Zoch et H. Joosten. (2018). *Sphagnum* farming from species selection to the production of growing media: a review. *Mires and Peat*.**20** (Article 13) 1-30
- Gauthier, R. (1967). Étude écologique de cinq tourbières du Bas Saint-Laurent. *Université Laval, Faculté de Foresterie et de Géodésie*.**Mémoire** 212 p.
- Gignac, L. D. et D. H. Vitt. (1990). Habitat Limitations of *Sphagnum* along Climatic, Chemical, and Physical Gradients in Mires of Western Canada. *The Bryologist*.**93** (1) 7-22
- Gignac, L. D., D. H. Vitt et S. E. Bayley. (1991). Bryophyte response surfaces along ecological and climatic gradients. *Vegetatio*.**93** 29-45
- Glaser, P. H. et J. A. Janssen. (1986). Raised bogs in eastern North America: transitions in landforms and gross stratigraphy. *Canadian Journal of Botany*.**64** 395-415
- González, E. et L. Rochefort. (2014). Drivers of success in 53 cutover bogs restored by a moss layer transfer technique. *Ecological Engineering*.**68** 279-290
- Gonzalez, E., A. A. Sher, E. Tabacchi, A. Masip et M. Poulin. (2015). Restoration of riparian vegetation: A global review of implementation and evaluation approaches in the international, peer-reviewed literature. *Journal of Environmental Management*.**158** 85e94
- González, E., L. Rochefort, S. Boudreau et M. Poulin. (2014). Combining indicator species and key environmental and management factors to predict restoration success of degraded ecosystems. *Ecological Indicators*.**46** 156–166
- González, E., L. Rochefort, S. Boudreau, S. Hugron et M. Poulin. (2013). Can indicator species predict restoration outcomes early in the monitoring process? a case study with peatlands. *Ecological Indicators*.**32** 232-238
- Good, R., G. Wright, J. Whinam et G. S. Hope. (2010). Restoration of mires of the Australian Alps following the 2003 wildfires. *Terra Australis*.**32** 353-362

- Gouvernement du Québec Ministère des Forêts Faune et Parc. (2016). Zones de végétation et domaines bioclimatiques
- Graf, M. D. et L. Rochefort. (2016). A conceptual framework for ecosystem restoration applied to industrial peatlands Policy and Practice. *Ecological Reviews of Cambridge University Press*. 192-212
- Grimm, V. et C. Wissel. (1997). Babel, or the ecological stability discussions: an inventory and analysis of terminology and a guide for avoiding confusion. *Oecologia*.**109** (3) 323-334
- Groeneveld, E. V. G. et L. Rochefort. (2002). Nursing plants in peatland restoration: on their potential use to alleviate frost heaving problems. *Helsinki*.**53** (3-4) 73-85
- Groeneveld, E. V. G. et L. Rochefort. (2005). *Polytrichum strictum* as a solution to frost heaving in disturbed ecosystems: A case study with milled peatlands. *Restoration Ecology*.**13** 74-82
- Groeneveld, E., L. Rochefort et A. Massé. (2002). *Polytrichum strictum* as a companion plant to *Sphagnum* on post vacuum harvested peatlands. *Peat in Horticulture*.**3** 304-308
- Hagger, V., J. Dwyer et K. Wilson. (2017). What motivates ecological restoration? *Restoration Ecology*.**25** (5) 832-843
- Hayward, P. M. et R. S. Clymo. (1982). Profiles of water content and pore size in *Sphagnum* and peat, and their relation to peat bog ecology. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*.**2015** 299-325
- Hayward, P. M. et R. S. Clymo. (1983). The Growth of *Sphagnum*: Experiments on, and Simulation of, Some Effects of Light Flux and Water-Table Depth. *Journal of Ecology*.**71** (3) 845-863
- Hobbs, R. (2009). Woodland restoration in Scotland: Ecology, history, culture, economics, politics and change. *Journal of Environmental Management*.**90** 2857-2865
- Holling, C. S. (1973). Resilience and stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology and Systematics*.**4** 1-23
- Hollnagel, E., J. Pariès, W. David D et N. Leveson. (2006). Resilience engineering: concepts and precepts. Ashgate Publishing, Aldershot.
- Inderjit et A. U. Mallik. (1996). Growth and physiological responses of black spruce (*Picea mariana*) to sites dominated by *Ledum groenlandicum*. *Journal of Chemical Ecology*.**22** (3) 575 -585
- Ingram, H. A. P. (1978). Soil layers in mires: function and terminology. *Journal of Soil Science*.**29** 224-227
- Jackson, L. L., N. Lopoukhine et D. Hillyard. (1995). Ecological Restoration: A definition and Comments. *Restoration Ecology*.**3** (2) 71-75
- Johnson, P. N. (2001). Vegetation recovery after fire on a southern New Zealand peatland. *New Zealand Journal of Botany*.**39** (2) 251-267
- Johnson, D., J. D. Murphy, R. F. Walker, D. W. Glass et W. W. Miller. (2007). Wildfire effects on forest carbon and nutrient budgets. *Ecological Engineering*.**31** (3) 183-192
- Johnstone, J. F. et E. S. Kasischke. (2005). Stand-level effects of soil burn severity on postfire regeneration in a recently burned black spruce forest. *Canadian Journal of Forest Research*.**35** 2151–2163
- Jones, H. P. et O. J. Schmitz. (2009). Rapid Recovery of Damaged Ecosystems. *Plos One*.**4** (5) e5653

- Jordan, W. R., R. L. Peters et E. B. Allen. (1988). Ecological Restoration as a Strategy for Conserving Biological Diversity. *Environmental Management*.**12 (1)** 55-72
- Jordan, W., M. Gilpin et J. Aber. (1987). Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research. *Cambridge University Press*.
- Jules, E. S., A. M. Ellison, N. J. Gotelli, S. Lillie, G. A. Meindl, N. J. Sanders et A. N. Young. (2011). Influence of Fire on a Rare Serpentine Plant Assemblage: a 5-Year Study of *Darlingtonia Fens*. *American Journal of Botany*.**98 (5)** 801-811
- Jutras, S. (2006). Growth of tree species and hydrology in managed forested peatlands. *Département des sciences du bois et de la forêt, Faculté de foresterie et de géomatique, Université Laval. Québec Ph. D.* 130 p.
- Keys, D. (1992). Canadian peat harvesting and the environment. *Sustaining Wetlands Issues Paper, No. 1992-3, North American Wetlands Conservation Council*. Ottawa, Canada.
- Kleinman, J. S. et J. L. Hart. (2017). Response by vertical strata to catastrophic wind in restored *Pinus palustris* stands. *The Journal of the Torrey Botanical Society*.**144 (4)** 423-438
- Klimes, L., M. Hajek, O. Mudrak, M. D. z. Preislerova, P. Hajkova, I. Jongepierova et J. Klimesova. (2013). Effects of changes in management on resistance and resilience in three grassland communities. *Applied vegetation science*.**16** 640-649
- Kondolf, G. M. (1996). A cross section of stream channel restoration. *Journal of Soil and Water Conservation*.**51 (2)** 119-125
- Kuhry, P. (1994). The Role of Fire in the Development of *Sphagnum*-Dominated Peatlands in Western Boreal Canada. *Journal of Ecology*.**82 (4)** 899-910
- Lavoie, C. et S. Pellerin. (2007). Fires in temperate peatlands (southern Quebec) past and recent trends. *Canadian Journal of Botany*.**85** 263–272
- Lavoie, C., K. Marcoux, A. Saint-Louis et J. S. Price. (2005). The dynamics of a cotton-grass (*Eriophorum vaginatum* L.) cover expansion in a vacuum-mined peatland, Southern Québec, Canada. *Wetlands*.**25 (1)** 64-75
- Lavoie, C., P. Grosvernier, M. Girard et K. Marcoux. (2003). Spontaneous revegetation of mined peatlands: an useful restoration tool? *Wetlands Ecology and Management*.**11** 97-107
- Le, H. D., C. Smith, J. Herbohn et S. Harrison. (2012). More than just trees: Assessing reforestation success in tropical developing countries. *Journal of Rural Studies*.**28** 5-19
- Leach, W. (1931). On the Importance of Some Mosses as Pioneers on Unstable Soils. *Journal of Ecology*.**19 (1)** 98-102
- Li, Y. et D. H. Vitt. (1994). The Dynamics of Moss Establishment: Temporal Responses to Nutrient Gradients. *The Bryologist*.**97 (4)** 357-364
- Loboda, T. V., N. H. F. French, C. Hight-Harf, L. Jenkins et M. E. Miller. (2013). Mapping fire extent and burn severity in Alaskan tussock tundra: An analysis of the spectral response of tundra vegetation to wildland fire. *Remote Sensing of Environment*.**134** 194-209
- Longton, R. E. (1984). The role of bryophytes in terrestrial ecosystems. *Journal of Hattori Botanical Laboratory*.**55** 147-163
- Lukenbach, M. C., K. J. Devito, N. Kettridge, R. M. Petrone et J. M. Waddington. (2016). Burn severity alters peatland moss water availability: implications for post-fire recovery. *Ecohydrology*.**9** 341–353

- Lukenbach, M. C., K. J. Devito, N. Kettridge, R. M. Petrone et J. M. Waddington. (2015). Hydrogeological controls on post-fire moss recovery in peatlands. *Journal of Hydrology*.**530** 405-418
- Lukenbach, M. C., K. J. Hokanson, P. A. Moore, K. J. Devito, N. Kettridge, D. K. Thompson, B. M. Wotton, R. M. Petrone et J. M. Waddington. (2015). Hydrological controls on deep burning in a northern forested peatland. *Hydrological Processes*.**29** 4114–4124
- Magnan, G., M. Lavoie et S. Payette. (2012). Impact of fire on long-term vegetation dynamics of ombrotrophic peatlands in northwestern Québec, Canada. *Quaternary Research*.**77** 110–121
- Mallik, A. U. (1995). Conversion of Temperate Forests into Heaths: Role of Ecosystem Disturbance and Ericaceous Plants. *Environmental Management*.**19** (5) 675-684
- Mallik, A. U. (2003). Conifer Regeneration Problems in Boreal and Temperate Forests with Ericaceous Understory: Role of Disturbance, Seedbed Limitation, and Keytone Species Change. *Critical Reviews in Plant Sciences*.**22** (3-4) 341-366
- Malmer, N. (1986). Vegetational gradients in relation to environmental conditions in northwestern European mires. *Canadian Journal of Botany*.**64** 375-383
- Marcoux, K. (2000). Les invasions de linaigrette (*Eriophorum vaginatum* L.) aide ou frein à la restauration des tourbières? . *Faculté d'aménagement, d'architecture et des arts visuels, Université Laval, Québec, Canada*.**Mémoire** 61 p.
- Marsh, W. M. et J. M. Koerner. (1972). Role of Moss in Slope Formation. *Ecology*.**53** (3) 489-493
- McCarter, C. P. R. et J. S. Price. (2013). The hydrology of the Bois-des-Bel bog peatland restoration: 10 years post-restoration. *Ecological Engineering*.**55** 73- 81
- McCarter, C. P. R. et J. S. Price. (2015). The hydrology of the Bois-des-Bel peatland restoration: hydrophysical properties limiting connectivity between regenerated *Sphagnum* and remnant vacuum harvested peat deposit. *Ecohydrology*.**8** 173–187
- McClanahan, T. R., S. D. Donner, J. A. Maynard, M. A. MacNeil, N. A. J. Graham, J. Maina, A. C. Baker, J. B. Alemu, M. Beger, S. J. Campbell, E. S. Darling, C. M. Eakin, S. F. Heron, S. D. Jupiter, C. J. Lundquist, E. McLeod, P. J. Mumby, M. J. Paddock, E. R. Selig et R. van Woesik. (2012). Prioritizing Key Resilience Indicators to Support Coral Reef Management in a Changing Climate. *Plos One*.**7** (8) e42884
- McRae, D. J., L. C. Duchesne, B. Freedman, T. J. Lynham et S. Woodley. (2001). Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental Reviews*.**9** 223-260
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. 102 + annexes
- Miller, J. R. et R. J. Hobbs. (2007). Habitat Restoration—Do We Know What We're Doing? *Restoration Ecology*.**15** (3) 382-390
- Myers-Smith, I. H., S. A. Trefry et V. J. Swarbrick. (2012). Resilience: Easy to use but hard to define. *Ideas in Ecology and Evolution*.**5** 44-53
- N. R. C. (1992). Restoration of aquatic ecosystems: science, technology, and the public. *National Academy Press*.
- Naidoo, R., A. Balmford, R. Costanza, B. Fisher, R. E. Green, B. Lehner, T. R. Malcolm et T. H. Ricketts. (2008). Global mapping of ecosystem services and conservation priorities. *PNAS*.**105** (28) 9495-9500

- Newton, A. C. (2016). Biodiversity Risks of Adopting Resilience as a Policy Goal. *Conservation Letters*.**9** (5) 369-376
- Nikanorov, A. M. et B. L. Sukhorukov. (2008). Ecological hysteresis. *Doklady Earth Sciences*.**423** (1) 1282e1285.
- Norton, D. A. et P. J. De Lange. (2003). Fire and Vegetation in a Temperate Peat Bog: Implications for the Management of Threatened Species. *Conservation Biology*.**17** (1) 138-148
- Nyström, M. (2006). Redundancy and Response Diversity of Functional Groups: Implications for the Resilience of Coral Reefs. *Ambio*.**35** (1) 30-35
- O'Brien, M. J., R. Ong et G. Reynolds. (2017). Intra-annual plasticity of growth mediates drought resilience over multiple years in tropical seedling communities. *Global Change Biology*.**23** 4235-4244
- Ohlson, M. et R. H. Okland. (1998). Spatial Variation in Rates of Carbon and Nitrogen Accumulation in a Boreal Bog. *Ecology*.**79** (8) 2745-2758
- Paine, R. T., M. J. Tegner et E. A. Johnson. (1998). Compounded Perturbations Yield Ecological Surprises. *Ecosystems*.**1** (6) 535-545
- Palmer, M. A. et S. Filos. (2009). Environmental Markets: The Power of Regulation. *Science, New Series*.**326** (5956) 1061-1062
- Palmer, M., D. Allan, J. Meyer et E. S. Bernhardt. (2007). River Restoration in the Twenty-First Century: Data and Experiential Knowledge to Inform Future Efforts. *Restoration Ecology*.**15** (3) 472-481
- Parcs Canada. (2017). Rapport de la commission sur l'intégrité écologique des parcs nationaux du Canada. https://www.pc.gc.ca/fr/docs/pc/rpts/ie-ei/report-rapport_1 (Consulté le 23 décembre 2018)
- Parisien, M.-A. et L. Sirois. (2003). Distribution and dynamics of tree species across a fire frequency gradient in the James Bay region of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research*.**33** (2) 243 -256
- Payette, S. et L. Rochefort. (2001). Écologie des tourbières du Québec-Labrador. 621p.
- Payette, S., C. Morneau, L. Sirois et M. Despons. (1989). Recent Fire History of the Northern Québec Biomes. *Ecology*.**70** (3) 656-673
- Pellerin, S. et C. Lavoie. (2003). Recent expansion of jack pine in peatlands of southeastern Québec: A paleoecological study. *Écoscience*.**10** (2) 247-257
- Pellerin, S., L.-A. Lagneau, M. Lavoie et M. Larocque. (2009). Environmental factors explaining the vegetation patterns in a temperate peatland. *Comptes rendus. Biologies*.**332** (8) 720 -731
- Pepin, S., A. P. Plamondon et A. Britel. (2002). Water relations of black spruce trees on a peatland during wet and dry years. *Wetlands*.**22** (2) 225-233
- Perrault-Hébert, M., Y. Boucher, R. Fournier, F. Girard, I. Auger, N. Thiffault et F. Grenon. (2017). Ecological drivers of post-fire regeneration in a recently managed boreal forest landscape of eastern Canada. *Forest Ecology and Management*.**399** 74-81
- Perrings, C. A., K.-G. Mäler, C. Folke, C. S. Holling et B.-O. Jansson (Eds.). (1994). Biodiversity Loss. Economic and Ecological Issues. *Cambridge University Press, New York, Cambridge, UK*.44-83
- Pietsch, K. A., K. Ogle, J. H. C. Cornelissen, W. K. Cornwell, G. Bönisch, J. M. Craine, B. G. Jackson, J. Kattge, D. A. Peltzer, J. Penuelas, P. Reich, D. A. Wardle, J. T. Weedon, I. J. Wright, A. E. Zanne et C. Wirth. (2014). Global relationship of wood

- and leaf litter decomposability: the role of functional traits within and across plant organs. *Global Ecology and Biogeography*.**23** 1046–1057
- Pimm, S. L. (1984). The complexity and stability of ecosystems. *Nature*.**307** 321–326
- Plante, C. J. (2017). Defining Disturbance for Microbial Ecology. *Microbial Ecology*.**74** 259–263
- Pothast, K., S. Meyer, A. C. Creelius, U. S. Schubert, A. Tischer et B. Michalzik. (2017). Land-use and fire drive temporal patterns of soil solution chemistry and nutrient flux. *Science of the Total Environment*.**605-606** 514-526
- Pouliot, R., L. Rochefort et E. Karofeld. (2011). Initiation of microtopography in revegetated cutover peatlands. *Applied vegetation science*.**14** 158–171
- Price, J. S. et G. S. Whitehead. (2004). The influence of past and present hydrological conditions on *Sphagnum* recolonization and succession in a block-cut bog, Québec. *Hydrological Processes*.**18** 315-328
- Quinlan, A. E., M. Berbés-Blazquez, L. J. Haider et G. D. Peterson. (2016). Measuring and assessing resilience: broadening understanding through multiple disciplinary perspectives. *Journal of Applied Ecology*.**53** 677-687
- Ratajczak, Z., P. D’Odorico, J. B. Nippert, S. L. Collins, N. A. Brunsell et S. Ravi. (2017). Changes in spatial variance during a grassland to shrubland state transition. *Journal of Ecology*.**105** 750-760
- Reardon, J., R. Hungerford et K. Ryan. (2007). Factors affecting sustained smouldering in organic soils from pocosin and pond pine woodland wetlands. *International Journal of Wildland Fire*.**16 (1)** 107-118
- Rey Benayas, J. M., A. C. Newton, A. Diaz et J. M. Bullock. (2009). Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis. *Science*.**325** 1121-1124
- Robroek, B. J. M., M. G. C. Schouten, J. Limpens, F. Berendse et H. Poorter. (2009). Interactive effects of water table and precipitation on net CO₂ assimilation of three co-occurring *Sphagnum* mosses differing in distribution above the water table. *Global Change Biology*.**15** 680–691
- Rochefort, L. et E. Lode. (2006). Restoration of degrade boreal peatlands. *Ecological studies*.**188** 381-423
- Rochefort, L. (2000). *Sphagnum*-A keystone genus in habitat restoration. *The Bryologist*.**103 (3)** 503-508
- Rochefort, L., D. H. Vitt et S. E. Bayley. (1990). Growth, Production, and Decomposition Dynamics of *Sphagnum* under Natural and Experimentally Acidified Conditions. *Ecology*.**71 (5)** 1986-2000
- Rochefort, L., F. Quinty, S. Campeau, K. Johnson et T. Malterer. (2003). North American approach to the restoration of *Sphagnum* dominated peatlands. *Wetlands Ecology and Management*.**11** 3-20
- Rochefort, L., S. Campeau et J.-L. Bugnon. (2002). Does prolonged flooding prevent or enhance regeneration and growth of *Sphagnum*? *Aquatic Botany*.**74** 327-341
- Root, H. T., J. C. Brinda et E. K. Dodson. (2017). Recovery of biological soil crust richness and cover 12–16 years after wildfires in Idaho, USA. *Biogeosciences*.**14** 3957–3969
- Rowe, E. R., A. W. D’Amato, B. J. Palik et J. C. Almendinger. (2017). Early response of ground layer plant communities to wildfire and harvesting disturbance in forested

- peatland ecosystems in northern Minnesota, USA. *Forest Ecology and Management*.**398** 140-152
- Roy, V., A. P. Plamondon et P. Bernier. (2000). Influence of vegetation removal and regrowth on interception and water table level on wetlands. *International Peat Journal*.**10** 3-12
- Roy, V., J. K. Jeglum et A. P. Plamondon. (1997). Water table fluctuations following clearcutting and thinning on Wally Creek wetlands. dans: *Trettin, C.C., Jurgensen, M.F., Grigal, D.F., Gale, M.R. & Jeglum, J.K. (eds.) Northern forested wetlands: ecology and management. Lewis Publishers, CRC Press. 239-251*
- Ruiz-Jaen, M. C. et T. M. Aide. (2005). Restoration Success: How Is It Being Measured? *Restoration Ecology*.**13 (3)** 569-577
- Rydin, H. et J. K. Jeglum. (2006). *The biology of peatlands* Oxford: Oxford University Press.
- Rydin, H. (1986). Competition and niche separation in *Sphagnum*. *Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique*.**64** 1817-1824
- Rydin, H. (1993). Mechanisms of interactions among *Sphagnum* species along water-level gradients. *Advances in Bryology*.**5** 153-185
- Ryömä, R. et S. Laaka-Lindberg. (2005). Bryophyte recolonization on burnt soil and logs. *Scandinavian Journal of Forest Research*.**20 (S6)** 5-16
- Schimmel, J. et A. Granström. (1997). Fuel succession and fire behavior in the Swedish boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research*.**27 (8)** 1207 -1216
- Seabrook, L., C. A. Mcalpine et M. E. Bowen. (2011). Restore, repair or reinvent: Options for sustainable landscapes in a changing climate. *Landscape and Urban Planning* **1.100** 407-410
- Seaman, W. (2007). Artificial habitats and the restoration of degraded marine ecosystems and fisherie. *Hydrobiologia*.**580** 143–155
- SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group). (2004). *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Tucson, Arizona.
- Sharma, J., S. Uppgupta, R. K. Chaturvedi, M. Jayaraman, G. Bala et N. H. Ravindranath. (2017). Vulnerability of Forests in India: A National Scale Assessment. *Environmental Management*.**60** 544-553
- Shetler, G., M. R. Turetsky, E. Kane et E. Kasischke. (2008). *Sphagnum* mosses limit total carbon consumption during fire in Alaskan black spruce forests. *Canadian Journal of Forest Research*.**38** 2328–2336
- Sillasoo, Ü., M. Väiliranta et E.-S. Tuittila. (2011). Fire history and vegetation recovery in two raised bogs at the Baltic Sea. *Journal of Vegetation Science*.**22** 1084-1093
- Simi, E., P. I. Moreno, R. Villa-Martinez, I. Vilanova et R. De Pol-Holz. (2017). Climate change and resilience of deciduous *Nothofagus* forests in central–east Chilean Patagonia over the last 3200 years. *Journal of Quaternary Science*.**32 (6)** 845-856
- Society for Ecological Restoration, S. E. R. (2013-2014). Annual Report. *Society for Ecological Restoration*.
- Sommer, F., J. Moltzau Anderson, R. Bharti, J. Raes et P. Rosenstiel. (2017). The resilience of the intestinal microbiota influences health and disease. *Nature Reviews Microbiology*.**15** 630-638
- Stankey, G. H., R. N. Clark et B. T. Bormann. (2005). Adaptive management of natural resources: theory, concepts, and management institutions. General Technical Report

- PNW-GTR-654, . U.S. Department of Agriculture Forest Service.
http://www.fs.fed.us/pnw/pubs/pnw_gtr654.pdf.
- Stapanian, M. A., T. E. Lewis, C. J. Palmer et M. M. Amos. (2016). Assessing accuracy and precision for field and laboratory data: a perspective in ecosystem restoration. *Restoration Ecology*.**24** (1) 18-26
- Strack, M., Y. Zuback, C. McCarter et J. Price. (2015). Changes in dissolved organic carbon quality in soils and discharge 10 years after peatland restoration. *Journal of Hydrology*.**527** 345-354
- Suding, K. N. (2011). Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. *The Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*.**42** 465-487
- Taylor, E. S., P. E. Levy et A. Gray. (2017). The recovery of *Sphagnum capillifolium* following exposure to temperatures of simulated moorland fires: a glasshouse experiment. *Plant Ecology & Diversity*.**10** (1) 77-88
- Taylor, N. et J. Price. (2015). Soil water dynamics and hydrophysical properties of regenerating *Sphagnum* layers in a cutover peatland. *Hydrological Processes*.**29** 3878–3892
- Thibault, S. et S. Payette. (2009). Recent Permafrost Degradation in Bogs of the James Bay Area, Northern Quebec, Canada. *Permafrost And Periglacial Processes*.*Short Communication*
- Thomas, P. A. et R. W. Wein. (1985). The influence of shelter and the hypothetical effect of fire severity on the postfire establishment of conifers from seed. *Canadian Journal of Forest Research*.**15** (1) 148 -155
- Thompson, D. K. et J. M. Waddington. (2013). Peat properties and water retention in boreal forested peatlands subject to wildfire. *Water Resources Research*.**49** 3651-3658
- Thorpe, A. et A. G. Stanley. (2011). Determining appropriate goals for restoration of imperilled communities and species. *Journal of Applied Ecology*.**48** 275-279
- Timmins, S. M. (1992). Wetland vegetation recovery after fire: Eweburn Bog, Te Anau, New Zealand. *New Zealand Journal of Botany*.**30** (4) 383-399
- Titus, J. E., D. J. Wagner et M. D. Stephens. (1983). Contrasting Water Relations of Photosynthesis for Two *Sphagnum* Mosses. *Ecology*.**64** 1109-1115
- Toth, L. A., D. A. Arrington, M. A. Brady et D. A. Muszick. (1995). Conceptual evaluation of factors potentially affecting restoration of habitat structure within the channelized kissimmee river ecosystem. *Restoration Ecology*.**3** (3) 160-180
- Tuittila, E. S., H. Vasander et J. Laine. (2003). Success of re-introduced *Sphagnum* in a cutaway peatland. *Boreal Environment Research*.**8** (3) 245-250
- Turetsky, M. R., B. Bond-Lamberty, E. Euskirchen, J. Talbot, S. Frolking, A. D. McGuire et E.-S. Tuittila. (2012). The resilience and functional role of moss in boreal and arctic ecosystems. *New Phytologist*.**196** 49–67
- Turetsky, M. R., B. D. Amiro, E. Bosch et J. S. Bhatti. (2004). Historical burn area in western Canadian peatlands and its relationship to fire weather indices. *Global Biogeochemical Cycles*.**18** GB4014
- Turetsky, M., K. Wieder, L. Halsey et D. Vitt. (2002). Current disturbance and the diminishing peatland carbon sink. *Geophysical Research Letters*.**29** (11) 1526
- van Breemen, N. (1995). How *Sphagnum* bogs down other plants. *Tree*.**10** (7) 270-275

- van Wagner, C. E. (1972). Duff consumption by fire in eastern pine stands. *Canadian Journal of Forest Research*.**2** 34-39
- Vitt, D. H. et N. G. Slac. (1984). Niche diversification of *Sphagnum* relative to environmental factors in northern Minnesota peatlands. *Canadian Journal of Botany*.**62** 1409- 1430
- Wagner, D. J. et J. E. Titus. (1984). Comparative desiccation tolerance of two *Sphagnum* mosses. *Oecologia*.**62 (2)** 182-187
- Walker, B. H. et D. Salt. (2012). Resilience Practice: Building Capacity to Absorb Disturbance and Maintain Function. Publisher Name *Island Press*, Washington, DC
- Walker, X. J., M. C. Mack et J. F. Johnstone. (2017). Fire from Tree Ring Analysis in Black Spruce Forests. *Ecosystems*.**20** 1137-1150
- Wortley, L., J.-M. Hero et M. Howes. (2013). Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. *Restoration Ecology*.**21 (5)** 537-543
- Wotton, B. M. et M. D. Flannigan. (1993). Length of the fire season in a changing climate. *The Forestry Chronicle*.**29 (2)** 187-192
- Xu, L., D. Marinova et X. Guo. (2015). Resilience thinking: a renewed system approach for sustainability science. *Sustainability Science*.**10** 123-138
- Yang, J., S. Pana, S. Dangala, B. Zhanga, S. Wanga et H. Tian. (2017). Continental-scale quantification of post-fire vegetation greenness recovery in temperate and boreal North America. *Remote Sensing of Environment*.**199** 277–290
- Young, T. P. (2000). Restoration ecology and conservation biology. *Biological Conservation*.**92** 73-83

Annexes

Annexe 1. Lexique et définitions utiles associées au concept de résilience

- * **Auto-organisation** : Interaction entre les structures et les processus qui mènent au développement du système sans égard des conditions initiales. À une certaine échelle, les processus ne sont pas facilement séparables et interagissent d'une manière organique qui génère des motifs émergents (Gunderson 2000).
- * **Capacité d'adaptation** : Habilité d'un système à s'ajuster devant le changement des « forces externes » et des processus internes pour permettre le développement tout en restant dans le régime présent (Folke et coll. 2010). C'est aussi lié à l'altération des variables clés qui influencent et sous-entendent les domaines de stabilité (Gunderson, 2000). Selon Seidl (2014), la capacité d'adaptation est un comportement d'auto-organisation d'agents adaptatifs pour surmonter les perturbations.
- * **Capacité tampon** : Elle ressemble à la résistance puisque c'est la capacité à assimiler une perturbation sans changer de structure et de fonction (Folke et coll. 2010).
- * **Compensation fonctionnelle** : Dû à des perturbations environnementales, une communauté d'espèces peut perdre de la fonctionnalité, devenir moins fonctionnelle ou même dormante. L'agrégation de processus de l'écosystème peut être malgré tout maintenue puisque les espèces restantes peuvent compenser fonctionnellement la perte (Mori et coll. 2013).
- * **Conducteurs** : Espèces clés qui contrôlent le futur d'un écosystème (Walker 1992). La diversité des conducteurs est importante pour la résilience (Gunderson 2000).
- * **Diversité fonctionnelle** : Diversité biologique qui s'organise en fonction des groupes fonctionnels et des fonctions de l'écosystème. Elle concerne les composants de la biodiversité qui affectent les opérateurs de l'écosystème et se détermine en fonction de l'étendue et les valeurs des effets des traits fonctionnels. (Diaz & Cabido 2001; Hooper et coll. 2005). Plus simplement, c'est la valeur et l'étendue des traits des organismes présents dans un écosystème (Tilman 2001). Elle exerce une plus grande influence sur le fonctionnement de l'écosystème que la richesse taxonomique ou la diversité puisque cela présuppose une dynamique liée entre la diversité et les processus écologiques (Diaz & Cabido 2001; Cadotte 2008; Diaz et coll. 2011). La perte d'un type fonctionnel va probablement amener la perte de certaines fonctions de l'écosystème (Mori et coll. 2013). Cette diversité est souvent exprimée dans un gradient continu (Diaz & Cabido 2001; Hooper et coll. 2005; Laliberté & Legendre 2010).
- * **Diversité de réponse** : L'étendue des réactions aux changements environnementaux des espèces contribuant à une fonction donnée. Un assemblage d'espèces fonctionnellement similaires qui devraient répondre différemment aux perturbations. (Emqvist et coll. 2003). Lorsqu'elle est basse ou absente, le système a plus de chances de se rediriger vers un autre régime et augmenter la vulnérabilité des groupes fonctionnels (Emqvist et coll. 2003). Elle aide la communauté à produire la même complémentarité face aux stress et aux perturbations (Emqvist et coll. 2003). Pour

certain, la diversité de réponse est un équivalent à la résilience de l'écosystème. (Peterson et coll. 1998; Elmquist et coll. 2003; Laliberté et coll. 2010).

- * **État stable alternatif** : Modifications des conditions favorisant un état et réduisant les chances de passer à un autre état (Petraitis & Latham 1999). Ces rétroactions positives peuvent mener à la maintenance d'un paysage dichotomique composé d'état alternatif où les frontières acérées sont relativement stables, mais ne correspondent à aucune caractéristique environnementale sous-jacente (Kitzberger et coll. 2012). Selon Jiang et coll. (2012), deux états stables alternatifs non coexistants, indiquent une transition discontinue d'une espèce à l'autre comme conséquence d'un changement continu dans certains paramètres.
- * **Fonction de l'écosystème** : Changement de l'énergie et de la matière dans le temps et l'espace résultant de l'activité biologique (Mori et coll. 2013).
- * **Hypothèse de l'assurance** : Un assemblage d'espèces avec différentes réponses aux fluctuations environnementales peut stabiliser une fonction de l'écosystème grâce à un processus compensatoire (pour une synthèse, voir Gonzalez & Loreau 2009.)
- * **Passagers** : Espèces vivant dans l'écosystème sans vraiment l'altérer (Walker 1992). Certains peuvent devenir conducteurs si les conditions y sont propices. C'est pourquoi leur nombre influence la résilience (Gunderson 2000).
- * **Paysage** : Entités spatialement liées et hétérogènes dans plusieurs éléments clés et processus d'intérêt. Aire liée contenant des motifs hétérogènes et des processus d'intérêt (Turner et coll. 2001).
- * **Perturbation ponctuelle** : Perturbation par à-coup et souvent à court terme (Hobbs & Hueneke 1992).
- * **Perturbation soutenue** : Perturbation de longue durée ou chronique (Connell 1997).
- * **Richesse fonctionnelle** : Nombre de groupes avec des traits fonctionnels similaires. Facilite l'investigation de la diversité de réponse. (Laliberté et coll. 2010; Karp et coll. 2011)
- * **Récupération** : C'est le temps de retour à l'état non perturbé (Pimm, 1984). Son unité de mesure est une unité de temps.
- * **Redondance fonctionnelle** : Le nombre d'espèces performant la même fonction au sein d'un écosystème donné. C'est un indice du nombre d'espèces pouvant être perdues avant de compromettre une fonction (Luck et coll. 2003). Peut être évaluée par le nombre de taxons par groupes fonctionnels ou par un indice basé sur les distances entre les sites (Folke et coll. 2002). La redondance fonctionnelle entre les échelles peut être évaluée par la présence ou l'absence de groupes fonctionnels entre les échelles (Folke et coll. 2002). Folke et coll. (2002) prétend que la résilience peut être évaluée par la redondance des individus au sein d'une population ou des groupes fonctionnels (abondance des espèces) et par la redondance des espèces au sein d'un groupe fonctionnel (richesse spécifique). Pour faire simple, la redondance fonctionnelle est mesurée comme le nombre d'espèces contribuant de manière similaire à un écosystème (Walker 1992).
- * **Résilience écologique** : Se mesure comme étant la quantité de perturbation qu'un système peut absorber avant de changer de variables et de processus de contrôle du comportement (Holling 1973; Walker 1981). C'est aussi une propriété permettant aux acteurs d'apprendre et de s'adapter à l'incertitude inhérente de ces écosystèmes

(Gunderson 2000). Ce peut également être vu comme étant la résistance additionnée au rétablissement (Côté & Darling 2010; McClanahan et coll. 2012).

- * **Résilience d'équilibre** : Stabilité près d'un état stable d'équilibre, sa résistance à la perturbation et sa vitesse de retour à l'équilibre. (Pimm, 1984; Tilman & Downing 1994; Holling & Meffe 1996).
- * **Résilience d'ingénierie** : Le temps de retour vers l'état recherché (Gunderson 2000).
- * **Résilience indésirable** : Résilience qui aide à maintenir un écosystème dans un état dégradé suivant une perturbation. Peut-être associé à de l'hystérésis (Standish et coll. 2014).
- * **Résilience utile** : Résilience qui aide à maintenir l'écosystème dans son état originel, qui n'a pas dépassé son seuil (Standish et coll. 2014). La trajectoire de récupération des écosystèmes avec une résilience utile reflète la trajectoire post-perturbation (Suding & Hobbs 2009).
- * **Résistance** : La quantité de pression externe requise pour perturber le système. (Carpenter et coll., 2001) Vue autrement, la résistance est la facilité ou difficulté d'un écosystème à passer à un autre état stable (Klimes et coll. 2013) ou encore le degré auquel une variable change suivant une perturbation (Pimm 1984). Elle se mesure à l'aide de variable d'état avant et après une perturbation, mais ne requiert pas une bonne connaissance des seuils (Standish et coll. 2014).
- * **Seuil** : Point auquel un petit changement des conditions environnementales associées à une perturbation mène à un changement d'état (Standish et coll. 2014).
- * **Stabilité** : La persistance d'un système proche d'un état d'équilibre (Holling 1973).
- * **Système complexe** : Systèmes montrant des comportements complexes ou des dynamiques complexes. Cela inclut sans y être limité, des relations non linéaires entre les causes et les effets; la présence de rétrocontrôles qui régularisent ou amplifient un aspect; le potentiel pour des états alternatifs maintenus par différents régimes et l'habilité d'interpréter l'information et d'y répondre. (Simon 1962; Allen & Starr 1982; Norberg & Cumming 2008; Cumming et coll. 2013).
- * **Système adaptatif complexe** : Système complexe capable de modifier sa structure ou son comportement en réponse aux changements externes de l'environnement.
- * **Traits fonctionnels** : Détermine la réponse de l'organisme à l'environnement ou ses effets sur le fonctionnement de l'écosystème (Diaz & Cabido 2001).
- * **Variable lente** : Souligne les structures de l'écosystème (Carpenter et coll. 2001). Par exemple, le phosphate des sédiments qui soutient l'écosystème d'un lac et participe à établir sa nature et à le définir.
- * **Variable rapide** : Liée à la variable lente et révèle les dynamiques des structures soulignées et soutenues par la variable lente (Carpenter et coll. 2001). Par exemple la quantité de phosphate contenu dans l'eau et qui dépend du phosphate sédimentaire. Cette variable rapide va déterminer la turbidité de l'eau.

Annexe 2. Définitions liées à la restauration écologique

Tableau A. 1. Définitions liées à la restauration écologique.

| Terme | Définition | Référence |
|---|--|----------------------------------|
| Création | Activités menant à un écosystème durable, mais recréé dans un lieu où l'on ne le retrouvait pas jusque là | Jackson et coll. 1995 |
| Écologie de la restauration | Étude de la restauration écologique (étudier l'application des théories écologiques dessinées pour la restauration) | Cairns & Heckman 1996 |
| Mitigation | Actions diminuant les dommages subis par un écosystème. | Jackson et coll. 1995 |
| Remise en état (« <i>Réclamation</i> ») | Actions résultant en un écosystème stable, autosuffisant, pouvant ou non inclure des espèces exotiques, avec une structure similaire, mais pas nécessairement identique à l'écosystème original. | National Academy of science 1974 |
| Réhabilitation | Rendre une terre utile de nouveau après une perturbation | National Academy of science 1974 |
| Services écologiques | Fonctions écologiques perçues comme bénéfiques à la société humaine | Cairns & Heckman 1996 |

Annexe 3. Espèces végétales retrouvées sur le secteur restauré

Tableau A. 2. Liste des espèces végétales retrouvées sur le secteur restauré.

| Nom latin | Nom français | Tourbière | Milieus humides | Brûlée | Non Brûlée |
|--|-------------------------------|-----------|-----------------|--------|------------|
| Arbres et arbustes | | | | | |
| <i>Alnus incana</i> subsp. <i>rugosa</i> (Du Roi) R.T. Clausen | aulne rugueux | oui | oui | oui | oui |
| <i>Amelanchier bartramiana</i> (Tausch) M. Roemer | amélanchier de Bartram | oui | oui | oui | oui |
| <i>Betula cordifolia</i> Regel | bouleau à feuilles cordées | non | oui | oui | oui |
| <i>Betula papyrifera</i> Marshall | bouleau à papier | non | non | oui | oui |
| <i>Betula populifolia</i> Marshall | bouleau gris | non | non | oui | non |
| <i>Larix laricina</i> (Du Roi) K. Koch | mélèze laricin | oui | oui | non | oui |
| <i>Myrica gale</i> Linnaeus | myrique baumier | oui | oui | non | oui |
| <i>Picea glauca</i> (Moench) Voss | épinette blanche | oui | oui | non | oui |
| <i>Salix</i> sp. Linnaeus | Saule sp. | oui | oui | oui | non |
| <i>Spiraea alba</i> var. <i>latifolia</i> (Aiton) H.E. Ahles | spirée à larges feuilles | non | oui | oui | oui |
| <i>Spiraea tomentosa</i> Linnaeus var. <i>tomentosa</i> | spirée tomenteuse | non | oui | oui | non |
| Éricacées | | | | | |
| <i>Andromeda polifolia</i> var. <i>latifolia</i> Aiton | andromède glauque | oui | oui | oui | oui |
| <i>Chamaedaphne calyculata</i> (Linnaeus) Moench | cassandre caliculé | oui | oui | oui | oui |
| <i>Gaultheria procumbens</i> Linnaeus | thé des bois | non | non | oui | non |
| <i>Kalmia angustifolia</i> Linnaeus | kalmia à feuilles étroites | oui | oui | oui | oui |
| <i>Kalmia polifolia</i> Wangenheim | kalmia à feuilles d'andromède | oui | oui | oui | oui |
| <i>Rhododendron canadense</i> (Linnaeus) Torrey | rhododendron du Canada | oui | oui | oui | oui |

| Nom latin | Nom français | Tourbière | Milieus humides | Brûlée | Non Brûlée |
|---|-----------------------------------|-----------|-----------------|--------|------------|
| <i>Rhododendron groenlandicum</i> (Oeder) Kron & Judd | thé du Labrador | oui | oui | oui | oui |
| <i>Vaccinium angustifolium</i> Aiton | bleuet à feuilles étroites | oui | oui | oui | oui |
| <i>Vaccinium oxycoccos</i> Linnaeus | canneberge commune | oui | oui | oui | oui |
| Plantes herbacées | | | | | |
| <i>Drosera rotundifolia</i> Linnaeus | droséra à feuilles rondes | oui | oui | oui | oui |
| <i>Eriophorum vaginatum</i> Linnaeus | linaigrette à large gaine | oui | oui | oui | oui |
| <i>Euthamia graminifolia</i> (Linnaeus) Nuttall/ <i>Solidago graminifolia</i> (Linnaeus) Salisbury | verge d'or à feuilles de graminée | non | non | oui | non |
| <i>Scirpus cyperinus</i> (Linnaeus) Kunth | scirpe souchet | non | oui | oui | oui |
| <i>Carex canescens</i> Linnaeus | carex blanchâtre | oui | oui | oui | oui |
| <i>Chamaenerion angustifolium</i> (Linnaeus) Scopoli subsp. <i>Angustifolium/Epilobium angustifolium</i> Linnaeus | épilobe à feuilles étroites | non | non | oui | non |
| <i>Hypericum</i> sp. Linnaeus | millepertuis | certaine | oui | oui | oui |
| <i>Juncus effusus</i> Linnaeus | jonc épars | non | oui | oui | oui |
| <i>Juncus</i> sp. Linnaeus | jonc sp. | non | oui | oui | oui |
| <i>Lycopus uniflorus</i> Michaux | lycope à une fleur | oui | oui | oui | non |
| <i>Euthamia graminifolia</i> (Linnaeus) Nuttall/ <i>Solidago graminifolia</i> (Linnaeus) Salisbury | verge d'or à feuilles de graminée | non | non | oui | non |
| <i>Hypericum fraseri</i> (Spach) Steude | millepertuis de Fraser | oui | oui | oui | oui |
| <i>Juncus articulatus</i> Linnaeus | jonc articulé | non | oui | oui | oui |
| <i>Juncus compressus</i> Jacquin | jonc comprimé | non | oui | oui | oui |
| <i>Solidago canadensis</i> Linnaeus | verge d'or du Canada | non | non | non | Oui |

| Nom latin | Nom français | Tourbière | Milieus humides | Brûlée | Non Brûlée |
|---|------------------------------|-----------|-----------------|--------|------------|
| Sphaignes | | | | | |
| <i>Sphagnum angustifolium</i> (Warnst.) C.E.O. Jensen | sphaigne à feuilles étroites | oui | oui | oui | oui |
| <i>Sphagnum capillifolium</i> (Ehrh.) Hedw. | sphaigne grêle | oui | oui | oui | oui |
| <i>Sphagnum cuspidatum</i> Ehrh. ex Hoffm. | sphaigne cuspidée | oui | oui | oui | oui |
| <i>Sphagnum fallax</i> H. Klinggr. | sphaigne trompeuse | oui | oui | oui | oui |
| <i>Sphagnum flavicomans</i> (Cardot) Warnst. | sphaigne jaunâtre | oui | oui | oui | oui |
| <i>Sphagnum fuscum</i> (Schimp.) H. Klinggr. | sphaigne brune | oui | oui | oui | oui |
| <i>Sphagnum magellanicum</i> Brid. | sphaigne de Magellan | oui | oui | oui | oui |
| <i>Sphagnum rubellum</i> Wilson | sphaigne rougeâtre | oui | oui | oui | oui |
| <i>Sphagnum russowii</i> Warnst. | sphaigne de Russow | oui | oui | oui | oui |
| <i>Sphagnum warnstorffii</i> Russow | sphaigne de Warnstorff | oui | oui | oui | oui |
| Autres mousses | | | | | |
| <i>Blepharostoma trichophyllum</i> (L.) Dumort. subsp. trichophyllum | ciliaire doigts-de-fée | oui | oui | oui | oui |
| <i>Cephalozia Lunulifolia</i> (Dumort.) Dumort./ <i>Fuscocephalozia lunulifolia</i> (Dumort.) Váňa & L. Söderstr. | célaphozie feuille-de-lune | oui | oui | oui | oui |
| <i>Gymnocolea inflata</i> (Huds.) Dumort. subsp. inflata | gobelin noir | oui | oui | oui | oui |
| <i>Mylia anomala</i> (Hook.) Gray/ <i>Leiomylia anomala</i> (Hook.) J.J. Engel & Braggins | mylie des tourbières | oui | oui | oui | oui |
| <i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb. | pohlie penchée | oui | oui | oui | oui |
| <i>Polytrichum strictum</i> Menzies ex Brid. | polytric dressé | oui | oui | oui | oui |
| <i>Dicranum undulatum</i> Schrad. ex Brid. | dicrane ondulé | oui | oui | oui | oui |
| <i>Warnstorffia</i> sp. (Hedw.) Loeske | | oui | oui | non | oui |
| <i>Ptilidium ciliare</i> (L.) Hampe | ptilidie des rochers | oui | oui | oui | oui |

| Nom latin | Nom français | Tourbière | Milieus humides | Brûlée | Non Brûlée |
|---|--------------------------|-----------|-----------------|--------|------------|
| <i>Odontoschisma fluitans</i> (Nees) L. Söderstr. & Váňa/ <i>Cladopodiella fluitans</i> (Nees) Jørg. | vénusté des tourbières | oui | oui | oui | oui |
| <i>Riccardia latifrons</i> (Lindb.) Lindb. | riccardie des tourbières | oui | oui | oui | oui |
| <i>Pleurozium schreberi</i> (Willd. ex Brid.) Mitt. | pleurozie dorée | oui | oui | oui | non |
| <i>Dicranella cerviculata</i> (Hedw.) Schimp. | dicranelle goitreuse | oui | oui | oui | oui |
| <i>Warnstorfia fluitans</i> (Hedw.) Loeske | serpe flottante | oui | oui | oui | oui |
| Lichens | | | | | |
| <i>Cladina mitis</i> (Sandst.) Hustich | - | non | non | oui | oui |
| <i>Cladonia</i> sp. | - | oui | oui | non | oui |
| <i>Cladonia rangiferina</i> (L.) Weber ex F.H.Wigg | lichen des caribous | non | non | oui | oui |

*Individus trop petits pour être identifiés à l'espèce

** Noms des plantes vasculaires déterminés avec le site internet de VASCAN (Brouillet et coll. 2010+)

*** Noms des espèces muscinales déterminés avec le site internet de la Société québécoise de bryologie (Société québécoise de bryologie 2017)

Annexe 4. Recouvrement végétal des buttes de sphaigne

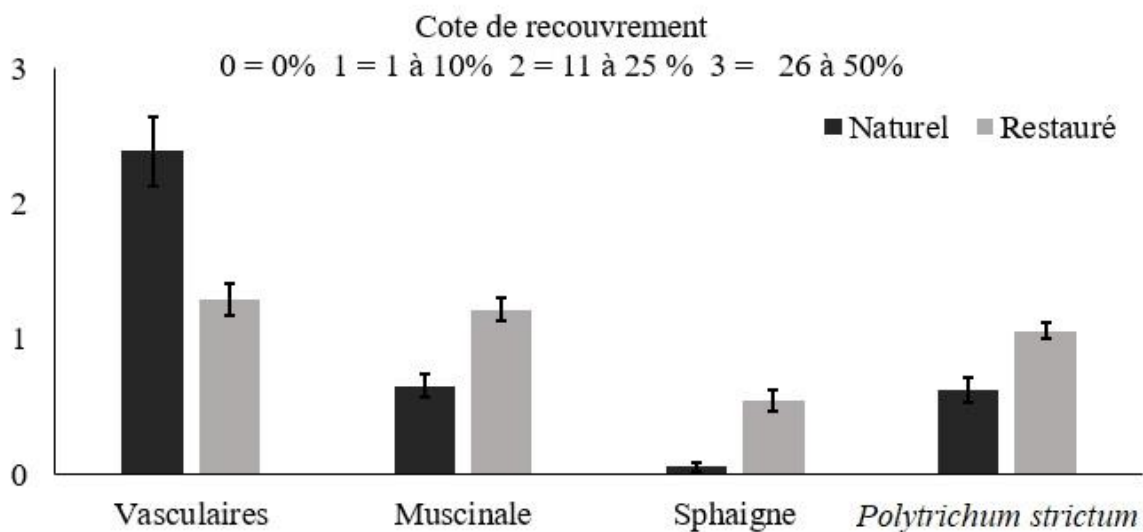


Figure A. 1. Recouvrement végétale en cote de recouvrement des buttes de sphaigne du secteur naturel et du secteur restauré (moyenne \pm erreur-type). Les données ont été collectées en octobre 2015.

Annexe 5 : Recouvrement végétal des buttes de sphaignes

Tableau A. 3. Liste des espèces végétales retrouvées sur les buttes de sphaignes des deux secteurs

| Nom latin | Nom français | Tourbière | Milieus humides | Naturel | Restauré |
|---|-------------------------------|-----------|-----------------|---------|----------|
| Arbres et arbustes | | | | | |
| <i>Larix laricina</i> (Du Roi) K. Koch | mélèze laricin | oui | oui | oui | non |
| <i>Picea mariana</i> (Miller) Britton, Sterns & Poggenburgh | épinette noire | oui | oui | oui | non |
| Éricacées | | | | | |
| <i>Chamaedaphne calyculata</i> (Linnaeus) Moench | cassandre caliculé | oui | oui | oui | oui |
| <i>Kalmia angustifolia</i> Linnaeus | kalmia à feuilles étroites | oui | oui | oui | oui |
| <i>Kalmia polifolia</i> Wangenheim | kalmia à feuilles d'andromède | oui | oui | oui | oui |
| <i>Rhododendron canadense</i> (Linnaeus) Torrey | rhododendron du Canada | oui | oui | oui | oui |
| <i>Rhododendron groenlandicum</i> (Oeder) Kron & Judd | thé du Labrador | oui | oui | oui | oui |
| <i>Vaccinium angustifolium</i> Aiton | bleuet à feuilles étroites | oui | oui | oui | oui |
| <i>Vaccinium oxycoccos</i> Linnaeus | canneberge commune | oui | oui | non | oui |
| Plantes herbacées | | | | | |
| <i>Eriophorum vaginatum</i> Linnaeus | linaigrette à large gaine | oui | oui | non | oui |

| Nom latin | Nom français | Tourbière | Milieux humides | Naturel | Restauré |
|--|------------------------|-----------|-----------------|---------|----------|
| <i>Scirpus cyperinus</i> (Linnaeus) Kunth | scirpe souchet | non | oui | non | oui |
| <i>Carex canescens</i> Linnaeus | carex blanchâtre | oui | oui | non | oui |
| Sphaignes | | | | | |
| <i>Sphagnum capillifolium</i> (Ehrh.) Hedw. | sphaigne grêle | oui | oui | * | oui |
| <i>Sphagnum fuscum</i> (Schimp.) H. Klinggr. | sphaigne brune | oui | oui | * | oui |
| <i>Sphagnum magellanicum</i> Brid. | sphaigne de Magellan | oui | oui | * | oui |
| <i>Sphagnum rubellum</i> Wilson | sphaigne rougeâtre | oui | oui | * | oui |
| <i>Sphagnum russowii</i> Warnst. | sphaigne de Russow | oui | oui | * | oui |
| Autres mousses | | | | | |
| <i>Mylia anomala</i> (Hook.) Gray/ <i>Leiomylia anomala</i> (Hook.) J.J. Engel & Braggins | mylie des tourbières | oui | oui | non | oui |
| <i>Pohlia nutans</i> (Hedw.) Lindb. | pohlie penchée | oui | oui | oui | oui |
| <i>Polytrichum strictum</i> Menzies ex Brid. | polytric dressé | oui | oui | oui | oui |
| <i>Odontoschisma fluitans</i> (Nees) L. Söderstr. & Váša/ <i>Cladopodiella fluitans</i> (Nees) Jørg. | vénusté des tourbières | oui | oui | non | oui |

*Individus trop petits pour être identifiés à l'espèce

** Noms des plantes vasculaires déterminés avec le site internet de VASCAN (Brouillet et coll. 2010+)

*** Noms des espèces muscinales déterminés avec le site internet de la Société québécoise de bryologie (Société québécoise de bryologie 2017)

Annexe 6. Références des annexes

- Allen, T. F. H. et T. B. Starr. (1982). Hierarchy: perspectives for ecological complexity. *The University of Chicago Press*, Chicago.
- Brouillet, L., F. Coursol, S. J. Meades, M. Favreau, M. Anions, P. Bélisle et P. Desmet. (2010+). VASCAN, la Base de données des plantes vasculaires du Canada. <http://data.canadensys.net/vascan/> (consultée le 2017-09-15)
- Cadotte, M. W., B. J. Cardinale et T. H. Oakley. (2008). Evolutionary history and the effect of biodiversity on plant productivity. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. **105** 17012-17017
- Cairns, J. J. et J. R. Heckman. (1996). Restoration Ecology: The State of an Emerging Field. *Annual Review of Energy & the Environment*. **21** 167-189
- Carpenter, S., B. Walker, J. M. &ries et N. Abel. (2001). From metaphor to measurement: Resilience of what to what? *Ecosystems*. **4** 765-787
- Connell, J. H. (1997). Disturbance & recovery of coral assemblages. *Coral Reefs*. **16** S101-S113.
- Côté, I. M. et E. S. Darling. (2010). Rethinking ecosystem resilience in the face of climate change. *PLOS Biology*. **8**
- Cumming, G. S., P. Olsson, F. S. Chapin et C.S.Holling. (2013). Resilience, experimentation, & scale mismatches in social-ecological landscapes. *Landscape Ecology*. **28** 1139-1150
- Díaz, S. et M. Cabido. (2001). Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*. **16** 646-655
- Díaz, S., F. Quetier, D. M. Caceres, S. F. Trainor, N. Perez-Harguindeguy, M. S. Bret-Harte, B. Finegan, M. Pena-Claros et L. Poorter. (2011). Linking functional diversity & social actor strategies in a framework for interdisciplinary analysis of nature's benefits to society. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. **108** 895-902
- Elmqvist, T., C. Folke, M. Nyström, G. Peterson, J. Bengtsson, B. Walker et J. Norberg. (2003). Response Diversity, Ecosystem Change, & Resilience. *Frontiers in Ecology & the Environment*. **1** (9) 488-494
- Flannigan, M. D., K. A. Logan, B. J. Stocks, B. M. Wotton, B. D. Amiro et J. B. Todd. (2002). Projections of future fire activity & area burned in Canada, in *Forest Fire Research & Wildland Fire Safety: Proceedings of the IV International Conference on Forest Fire Research*, edited by D. X. Viegas, 14 pp., Millpress, Rotterdam, Netherlands.
- Folke, C., S. Carpenter, T. Elmqvist, L. Gunderson, C.S.Holling et B. Walker. (2002). Resilience & Sustainable Development: Building adaptive capacity in a World of Transformations. *Ambio*. **31** (5) 437-440
- Folke, C., S. R. Carpenter, B. Walker, M. Scheffer, T. Chapin et J. Rockström. (2010). Resilience thinking: integrating resilience, adaptability & transformability. *Ecology & Society*. **15** (4) 20. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol15/iss24/art20/>
- Gonzalez, A. et M. Loreau. (2009). The causes & consequences of compensatory dynamics in ecological communities. *Annual Review of Ecology, Evolution, & Systematics*. **40** 393-414.

- Gunderson, L. H. (2000). Ecological Resilience-In theory & application. *Annual Review of Ecology & Systematics*.**31** 425-439
- Hobbs, R. J. et L. F. Huenneke. (1992). Disturbance, diversity, & invasion: implications for conservation. *Conservation Biology*.**6** 324-333
- Holling, C. S. (1973). Resilience & stability of ecological systems. *Annual Review of Ecology & Systematics*.**4**: 1-23
- Holling, C. S. et G. K. Meffe. (1996). Command & Control & the Pathology of Natural Resource Management. *Conservation Biology*.**10** (2) 328-337
- Hooper, D. U., F. S. I. Chapin, J. J. Ewel, A. Hector, P. Inchausti, S. Lavorel, J. H. Lawton, D. Lodge, M. Loreau, S. Naeem, B. Schmid, H. Setälä, A. J. Symstad, J. Vandermeer et D. A. Wardle. (2005). Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*.**75** 3-35
- Jackson, L. L., N. Lopoukhine et D. Hillyard. (1995). Ecological Restoration: A definition & Comments. *Restoration Ecology*.**3** (2) 71-75
- Jiang, J., D. Gao et D. L. DeAngelis. (2012). Towards a theory of ecotone resilience: Coastal vegetation on a salinity gradient. *Theoretical Population Biology*.**82** 29-37
- Karp, D. S., G. Ziv, J. Zook, P. R. Ehrlich et G. C. Daily. (2011). Resilience & stability in bird guilds across tropical countryside. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*.**108** 21134-21139
- Kitzberger, T., E. Araoz, J. H. Gowda, M. Mermoz et J. M. Morales. (2012). Community States, Reduced Resilience to Climate Variability & Large Fire Regime Shifts. *Ecosystems*.**15** 97-112
- Klimes, L., M. Hajek, O. Mudrak, M. D. z. Preislerova, P. Hajkova, I. Jongepierova et J. Klimesova. (2013). Effects of changes in management on resistance & resilience in three grassland communities. *Applied vegetation science*.**16** 640-649
- Laliberté, E. et P. Legendre. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology*.**91** 299-305
- Laliberte, E., J. A. Wells, F. Declerck, D. J. Metcalfe, C. P. Catterall, C. Queiroz, I. Aubin, S. P. Bonser, Y. Ding, J. M. Fraterrigo, S. McNamara, J. W. Morgan, D. S. Merlos, P. A. Vesk et M. M. Mayfield. (2010). Land-use intensification reduces functional redundancy & response diversity in plant communities. *Ecology Letters*.**13** 76-86
- Luck, G. W., G. C. Daily et P. R. Ehrlich. (2003). Population diversity and ecosystem services. *Trends in Ecology & Evolution*.**18** 331-336
- McClanahan, T. R., S. D. Donner, J. A. Maynard, M. A. MacNeil, N. A. J. Graham, J. Maina, A. C. Baker, J. B. Alemu, M. Beger, S. J. Campbell, E. S. Darling, C. M. Eakin, S. F. Heron, S. D. Jupiter, C. J. Lundquist, E. McLeod, P. J. Mumby, M. J. Paddack, E. R. Selig et R. van Woesik. (2012). Prioritizing Key Resilience Indicators to Support Coral Reef Management in a Changing Climate. *PLOS ONE*.**7** (8) e42884
- Mori, A. S., T. Furukawa et T. Sasaki. (2013). Response diversity determines the resilience of ecosystems to environmental change. *Biological Reviews*.**88** 349-364
- Norberg, J. et G. S. Cumming. (2008). Complexity theory for a sustainable future *Columbia University Press, New York*.
- Peterson, G., C. R. Allen et C. S. Holling. (1998). Ecological resilience, biodiversity, & scale. *Ecosystems*.**1** 6-18
- Petraitis, P. S. et R. E. Latham. (1999). The importance of scale in testing the origins of alternative community states. *Ecology*.**80** 429-442
- Pimm, S. L. (1984). The complexity et stability of ecosystems. *Nature*.**307** 321-326

- National Academy of Science (1974). Rehabilitation potential of western coal lands. *Ballinger, Cambridge, Massachusetts.*
- Seidl, R. (2014). The Shape of Ecosystem Management to Come: Anticipating Risks & Fostering Resilience. *Bioscience*. **64** (12) 1159-1169
- Simon, H. A. (1962). The architecture of complexity. *Proceedings of the American Philosophical Society held at Philadelphia for promoting useful knowledge.* (106) 467-482
- Société québécoise de bryologie. (2017). Bryoquel, la base de données des bryophytes du Québec - Labrador. <http://www.societequebecoisdebryologie.org/default.html> (consulté en septembre 2017).
- Standish, R. J., R. J. Hobbs, M. M. Mayfield, B. T. Bestelmeyer, K. N. Suding, L. L. Battaglia, V. Eviner, C. V. Hawkesg, V. M. Temperton, V. A. Cramer, J. A. Harris, J. L. Funk et P. A. Thomas. (2014). Resilience in ecology: Abstraction, distraction, or where the action is? *Biological Conservation*. **177** 43-51
- Suding, K. N. et R. J. Hobbs. (2009). Threshold models in restoration & conservation: a developing framework. *Trends in Ecology & Evolution*. **24** 271-279
- Tilman, D. (2001). Functional diversity. In: *Levin, S.A. (Ed.), Encyclopedia of Biodiversity, vol. 3. Academic Press.* 109-120
- Tilman, D. et J. A. Downing. (1994). Biodiversity & stability in grasslands. *Nature*. **367** 363-365
- Turner, M. G., R. H. Gardner et R. V. O'Neill. (2001). Landscape ecology in theory & practice: pattern & process. *Springer, New York*
- Walker, B. H. (1981). Is succession a viable concept in African savanna ecosystems? In *Forest Succession: Concepts & Application. ed. DC West, HH Shugart, DB Botkin, New York: Springer-Verlag.* pp. 431-447.
- Walker, B. H. (1992). Biodiversity & ecological redundancy. *Conservation Biology*. **6** 18-23