



COLLECTIF RÉGIONAL
DE DÉVELOPPEMENT
DU BAS-SAINT-LAURENT



TGIRT
BAS-SAINT-LAURENT

QUANTITÉ ET UTILISATION DU BROUT PAR
L'ORIGINAL (*ALCES AMERICANUS*)
DANS DES PLANTATIONS D'ÉPINETTE
APRÈS UNE PREMIÈRE ÉCLAIRCIE COMMERCIALE

Janvier 2020



TABLE DES MATIÈRES

Liste des tableaux.....	iv
Liste des figures	iv
Résumé.....	7
Introduction.....	8
Méthodologie	11
▪ Aire d'étude.....	11
▪ Choix des blocs d'inventaire	12
▪ Plan d'échantillonnage et prise de données.....	14
▪ Inventaire de brout.....	16
▪ Compilation de données	18
Analyses statistiques	19
Résultats	20
▪ Fréquence des principales essences et proportion de rejets de souche.....	20
▪ Nombre de tiges/ha et de ramilles/ha	23
▪ Utilisation du brout et importance des essences pour l'original.....	26
Discussion.....	28
▪ Fréquences des principales essences et proportion de rejets de souche	28
▪ Quantité de tiges/ha et de ramilles/ha.....	28
▪ Utilisation et importance des essences pour l'original	30
Conclusion	32
Références.....	33
Annexe 1 – Fréquence des autres essences n'étant pas dans la liste des essences principales consommées par l'original recensées dans les peuplements témoins (a) et par période de temps, 3 à 5 ans (b), 6 et 7 ans (c) et 8 à 10 ans (d) après éclaircie par végétation potentielle, MS1 (bâtonnets blancs) et MS2 (bâtonnets noirs) pour la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71.....	39
Annexe 2 – Proportion du nombre de microplacettes avec ou sans tige dans les secteurs témoins (a) et éclaircis (b) pour toutes les essences recensées par végétation potentielle, MS1 (bâtonnets blancs) et MS2 (bâtonnets noirs) pour la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71.	40
Annexe 3 – Effets de la végétation potentielle, de la période et de la strate sur le nombre de tiges/ha et de ramilles/ha pour la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71 (référence Figure 7).....	41

Annexe 4 – Exemple de sous-étage de peuplements témoins ou traités en éclaircie commerciale,
de sentiers de débardage dix ans après une première éclaircie et exemples de tiges
mutilées. 42

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1 : Superficies traitées en éclaircie commerciale entre 2007 et 2015 et non traitées dans l'aire d'étude et proportion des superficies inventoriées, nombre de microplacettes en fonction des strates et des périodes pour chaque végétation potentielle.	15
Tableau 2 : Liste des essences ciblées pour les inventaires. Les astérisques indiquent les principales essences consommées ¹ par l'original au Bas-Saint-Laurent (Inspiré de Timmermann et McNicol 1988 et Courtois 1993).	17
Tableau 3 : Tiges broutées, mutilées, tuées, ramilles broutées et utilisation moyenne du brout dans les témoins et par période de temps après éclaircie pour les principales essences dans la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71. Des lettres minuscules indiquent les différences significatives (modèle mixte, $p < 0,05$) entre les périodes. Entre parenthèses, l'intervalle de confiance ($\alpha = 0,05$).	26
Tableau 4 : Utilisation et importance des principales essences consommées par l'original dans les témoins et pour chacune des périodes après éclaircie (3 à 5 ans, 6 et 7 ans, 8 à 10 ans) et par végétation potentielle, MS1 et MS2, pour la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71.	27

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Aire d'étude constituée de la portion ouest de l'UA 012-72 (232 378 ha) et d'une portion de la partie est de l'UA 011-71 (74 603 ha) et localisation des secteurs éclaircis de 2005 à 2015 et des blocs inventoriés dans les peuplements témoins. Les ellipses correspondent à l'aire d'étude.	11
Figure 2 : Fréquentation, nombre de chasseurs et récolte pour l'activité de chasse à l'original dans les territoires fauniques structurés de la partie ouest de l'UA 012-72 entre 2004 et 2017. (Source : MFFP DGFA-01 2017)	12
Figure 3 : Exemple de grille d'inventaire planifiée dans un bloc traité par une éclaircie commerciale mixte par le bas réalisée en 2014.	13
Figure 4 : Répartition des superficies inventoriées (ha) en fonction des végétations potentielles et de l'essence(s) reboisée(s)	14
Figure 5 : Fréquence des principales essences recensées dans les strates témoins (a) et éclaircies par période de temps, 3 à 5 ans (b), 6 et 7 ans (c) 8 à 10 ans (d) et proportion moyenne des tiges qui origine de rejets de souche dans les strates témoins (e) et éclaircies (f) par végétation potentielle MS1 (bâtonnets blancs) et MS2 (bâtonnets noirs) pour la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71.	22
Figure 6 : Nombre moyen de tiges/ha (a), de ramilles/ha (b) dans les témoins (bâtonnet blanc) et après éclaircie (bâtonnets gris) par période de temps pour les principales essences consommées par l'original dans la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71. Les valeurs de p pour comparer les peuplements éclaircis par période de temps avec les témoins sont indiquées à l'intérieur des bâtonnets. Les barres verticales représentent l'intervalle de confiance ($\alpha = 0,05$).	24

Figure 7 : Nombre moyen de tiges/ha (a) et de ramilles/ha (b) pour les principales essences consommées par l'original par végétation potentielle MS1 (bâtonnets blancs) et MS2 (bâtonnets noirs) et par période de temps après éclaircie pour chaque strate dans la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71. Des lettres majuscules indiquent une différence significative (modèle mixte, $p < 0,05$) entre les végétations potentielles pour une période donnée. Des lettres minuscules indiquent une différence significative entre les périodes pour une strate donnée. Les astérisques indiquent une différence significative entre les strates pour une même végétation potentielle et une même période. Les barres verticales représentent l'intervalle de confiance ($\alpha = 0,05$).
..... 25

Contribution financière

Fondation de la Faune du Québec
Collectif régional de développement du Bas-Saint-Laurent
Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs

Rédaction

Laurent Gagné, biologiste, M. Sc. F.

Collectif régional de développement du Bas-Saint-Laurent (CRDBSL)

Frédéric Lesmerises, biologiste, Ph.D., ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs (MFFP) –
Direction de la gestion de la faune du Bas-Saint-Laurent (DGFa-01)

Claude Larocque, biologiste, MFFP – DGFa-01

Élise Roussel-Garneau, biologiste, MFFP – DGFa-01

Luc Gagnon, ingénieur forestier, MFFP – Direction de la gestion de la forêt du Bas-Saint-Laurent
(DGFo-01)

Lecteurs externes

Marie-Hélène Langis, biologiste, CRDBSL

Analyses statistiques

Laurent Gagné, CRDBSL

Frédéric Lesmerises, MFFP – DGFa-01

Correction et mise en page

Véronique Banville, CRDBSL

Citation complète :

Gagné, L., Lesmerises, F., Larocque, C., Roussel-Garneau, É., Gagnon, L. 2019. Quantité et utilisation du brout par l'orignal (*Alces americanus*) dans des plantations d'épinette après une première éclaircie commerciale. Collectif régional de développement du Bas-Saint-Laurent et ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs. 43 p.

Le document est disponible sur le site Internet du CRD : www.crdbsl.org

ISBN : 978-2-9818071-2-0

RÉSUMÉ

Entre 2017 et 2019, le broût par l'orignal a été inventorié dans 39 plantations d'épinette éclaircies et 13 plantations non traitées (témoins) de la forêt publique du Bas-Saint-Laurent (partie ouest de l'unité d'aménagement (UA) 012-72 et nord-est de l'UA 011-71). Cette étude visait à comparer entre les témoins et les peuplements éclaircis depuis 3 à 10 ans, la quantité de tiges/ha et de ramilles/ha par végétation potentielle et quantifier l'utilisation des différentes essences par l'orignal. Le nombre de tiges/ha et de ramilles/ha disponibles au broût était significativement plus faible dans les témoins comparativement aux peuplements traités, et ce, dès les premières années après traitement. Dans les peuplements traités, le nombre de tiges/ha et de ramilles/ha augmentait jusqu'à 7 ans après éclaircie dans la plantation et au moins jusqu'à 10 ans dans les sentiers de débardage. La végétation potentielle a eu peu d'effets significatifs sur le nombre de tiges ou de ramilles sauf dans les sentiers de débardage. Avec une quantité maximale variant de 23 000 à 28 000 ramilles/ha, 8 à 10 ans après éclaircie, les plantations d'épinette demeurent des habitats d'abri, mais avec une composante de nourriture que l'orignal a utilisée pendant l'hiver. L'utilisation par l'orignal de plusieurs essences dépassait 20 % et le pourcentage de tiges mutilées variait de 46 % à 62 %. Cela suggère une fréquentation soutenue des plantations éclaircies pendant les 10 premières années suivant l'application du traitement sylvicole contrairement aux peuplements témoins où le pourcentage de tiges broûtées et mutilées et de ramilles broûtées était toujours inférieur à 10 %. La plupart des principales essences étaient importantes dans le régime alimentaire de l'orignal, mais l'érable rouge, le cerisier, le noisetier et l'érable à épis apparaissent comme celles qui se démarquaient le plus. Considérant l'importance de ces peuplements en termes de superficies en territoire public, les résultats suggèrent qu'une deuxième éclaircie commerciale pourrait être favorable afin de relancer la production de tiges feuillues rendant ainsi disponible plus de broût pour l'orignal tout en optimisant la croissance des arbres. De nouvelles études seraient pertinentes pour comparer avec des peuplements résineux d'origine naturelle et de vérifier les effets d'une deuxième éclaircie commerciale sur la production et l'utilisation du broût par l'orignal.

INTRODUCTION

Au cours des quinze dernières années, les populations d'orignaux (*Alces americanus*) ont augmenté considérablement au Bas-Saint-Laurent. Dans la zone de chasse 2, hors réserve faunique, la densité est passée de 6,8 orignaux/10 km² en 2005 (Lamoureux et al. 2005) à 11,4 orignaux/10 km² en 2014 (Ross et al. 2014). Dans certains secteurs, les densités dépassaient 25 orignaux/10 km² (Ross et al. 2014), des valeurs considérées parmi les plus fortes au Québec (Lefort et Massé, 2015). Cette augmentation serait le résultat d'une combinaison de facteurs, notamment la disponibilité d'une grande quantité de nourriture générée par une abondance de jeunes peuplements et l'application de la modalité sur la protection de la femelle mise en place par le plan de gestion de l'orignal en 1994 (MLCP 1993). Les retombées directes et indirectes générées par l'orignal sont passées de 18 millions \$ en 2012 (Sanscartier et al. 2014) à plus de 26 millions \$ en 2017 (Gagnon et al. 2018). Avec les fortes densités observées au Bas-Saint-Laurent, l'orignal occupe une place socioéconomique importante dans la région.

Les jeunes peuplements (< 20 ans) contenant une forte disponibilité de nourriture sont des composantes primordiales de l'habitat de l'orignal en période hivernale (Peek et al. 1976, Potvin et al. 2006), puisque ses besoins en nourriture sont de l'ordre de 3 à 5 kg de ramilles par jour (Peek et al. 1976, Allen et al. 1987, Crête 1989, Potvin et al. 2006). La qualité d'habitat estimée à l'aide du Modèle de Qualité de l'Habitat (MQH) de l'orignal (Dussault et al. 2006) tend à diminuer légèrement depuis 2004 dans certains secteurs de la zone de chasse 2 et cette tendance semblerait se poursuivre selon des simulations réalisées jusqu'en 2021 (Gagné et al. 2018). Cette situation semble être associée à deux facteurs; le vieillissement des forêts naturelles et des plantations réalisées à grande échelle à la suite de la précédente épidémie de tordeuses des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana*) et à la diminution des superficies récoltées par coupe totale, conséquence du ralentissement de l'activité d'aménagement avec la dernière crise forestière à la fin des années 2000.

Actuellement, plusieurs milliers d'hectares de plantations d'épinettes (*Picea sp.*) âgées de 20 à 30 ans sont répertoriés au Bas-Saint-Laurent, représentant au moins 7 % de la superficie des forêts productives en territoire public (Gagnon et al. 2018). Selon les besoins de l'orignal, ces peuplements offrent un bon couvert d'abri en vieillissant, mais peu de ressources alimentaires (Samson et al. 2002; Dussault et al. 2006). Leclerc et al. (2012) ont montré que les orignaux utilisaient moins les grandes agglomérations de plantations en hiver, dû au manque d'entremêlement entre les parcelles de nourriture et celles d'abri.

Au cours des prochaines années, une forte proportion des plantations présentes au Bas-Saint-Laurent subira des éclaircies commerciales. L'éclaircie commerciale est un type de coupe partielle de plus en plus appliquée au Bas-Saint-Laurent et au Québec, parce qu'elle favorise une meilleure croissance des tiges résiduelles et dans certaines conditions facilite l'installation de la régénération en sous-étage (Dodson et al. 2014, Olson et al. 2014, Gagné et al. 2019). Elle permet de générer une activité économique importante au Bas-Saint-Laurent. Seulement en territoire public, c'est environ 100 000 m³ qui est récolté annuellement (MFFP, données non publiées). L'éclaircie commerciale peut être réalisée suivant différentes modalités et selon différentes intensités (Smith et al. 1996, Laflèche et al. 2013, Gagné et Lavoie 2014, Gagné et al. 2016).

Dans le cas où le maintien d'une structure régulière est visé, l'éclaircie commerciale peut être appliquée à deux reprises, espacées d'environ 10 ans, avant la récolte finale prévue vers l'âge de

60 ans (Laflèche et al. 2013). Si l'objectif est plutôt de convertir la structure équiennne du peuplement vers une structure inéquienne ou irrégulière, la plantation fera l'objet de deux éclaircies, puis de coupes progressives favorisant l'établissement de la régénération (Bédard et Guillemette 2013) permettant une variation cyclique dans la quantité de brouit disponible (Fuller et al. 2004, Hanley 2005).

D'après Courtois (1993), pour une région donnée, la composition des essences dans le régime alimentaire de l'orignal demeure le même. Pour l'Est-du-Québec, Courtois (1993) identifie huit essences faisant partie du régime alimentaire de l'orignal que ce dernier utilise selon leur présence et abondance. Il semble que l'orignal préfère certaines essences plus que d'autres (Courtois 1993), mais que lorsque la nourriture est peu abondante, il utilise les essences au gré de ses déplacements (Guitard et Fleury 2002). Dans le cas de l'éclaircie commerciale, à l'exception de quelques études pour la faune aviaire et terrestre (Vanderwel et al. 2009, Lycke et al. 2011, Bois et al. 2012), peu d'ouvrages scientifiques ont évalué et comparé les effets de ce traitement sylvicole sur la production de brouit et son utilisation par l'orignal avec des peuplements similaires non traités. Selon les connaissances actuelles, les ouvertures créées dans le couvert par l'éclaircie ne seraient pas suffisantes pour augmenter de façon significative la quantité de brouit disponible à l'orignal, du moins jusqu'à trois ans après traitement (Lamoureux et al. 2013), ce qui veut dire que ces plantations d'épinette demeurent probablement des habitats d'abri quelques années après éclaircie. Toutefois, on ne sait pas si des plantations éclaircies une première fois deviennent des peuplements abri-nourriture après cinq ou dix ans et si celles-ci sont davantage fréquentées par l'orignal que celles non traitées. De plus, on ne connaît pas si la quantité de brouit change avec le temps entre les végétations potentielles¹.

Comme les superficies traitées en éclaircie commerciale augmentent depuis quelques années (15 000 ha depuis 2007), tout comme celles à venir dans les prochaines années (12 000 ha planifiés en forêt publique sur un horizon de 5 ans), il devient nécessaire de mieux comprendre les effets, à court et moyen termes, de la première éclaircie commerciale sur la production de brouit pour l'orignal et de comparer avec des peuplements non traités.

L'objectif général de ce projet est de comparer la quantité de brouit disponible et quantifier son utilisation par l'orignal entre les peuplements non traités (témoins) et ceux traités 3 à 10 ans après une première éclaircie commerciale dans les deux principaux types de végétations potentielles, MS1 et MS2.

Nous émettons comme hypothèse que les plantations d'épinette non traitées produiront moins de brouit que les peuplements traités une première fois en éclaircie commerciale, mais que ces derniers demeureront des peuplements d'abri. De cette hypothèse découle les prédictions suivantes :

¹ Unité de classification qui synthétise les caractéristiques de la végétation présente ou susceptible de s'installer en un lieu en l'absence de perturbations (MRNF 2011)

- Une augmentation plus rapide de la quantité de brouet disponible dans la MS1 en raison d'un climat plus chaud et à la richesse relative du site, suivi également d'une diminution plus hâtive suite à la croissance latérale des cimes plus rapide des épinettes éclaircies;
- Une augmentation du brouet les premières années suivant l'éclaircie commerciale pour finalement régresser avec la fermeture graduelle du couvert forestier;
- Une augmentation du brouet disponible dans les sentiers de débardage et une utilisation plus intense dans les peuplements éclaircis comparativement aux témoins en raison de l'attrait que suscite une plus grande quantité de brouet dans les peuplements traités;
- Le maintien de l'importance de chaque essence dans le régime alimentaire de l'original dans le temps.

MÉTHODOLOGIE

▪ Aire d'étude

L'aire d'étude est localisée en forêt publique au cœur de la région administrative du Bas-Saint-Laurent (Figure 1). Elle est constituée de la partie ouest de l'unité d'aménagement (UA) 012-72 et d'une petite portion (partie est) de l'UA 011-71. Elle couvre une superficie totale de 306 981 ha. La région est principalement dominée par deux végétations potentielles, soit la MS1 (50 %) et la MS2 (17 %). Les peuplements mélangés et résineux y dominent le paysage forestier.

Cinq territoires fauniques structurés, dont deux réserves fauniques (Duchénier et Rimouski), deux zones d'exploitation contrôlée de chasse et de pêche (ZEC du Bas-Saint-Laurent et Owen) et une pourvoirie à droit exclusif (Le Chasseur inc.) sont dénombrés à l'intérieur de l'aire d'étude. Ces territoires représentent un total de 282 860 ha, soit 92 % de l'aire d'étude.

La chasse à l'orignal y occupe une part importante de l'offre des activités de prélèvement. Au cours de la période 2013-2017, il s'y est récolté 5 684 orignaux pour une fréquentation atteignant 114 337 jours de chasse, une augmentation importante depuis 2004 (MFFP, données non publiées, Figure 2).

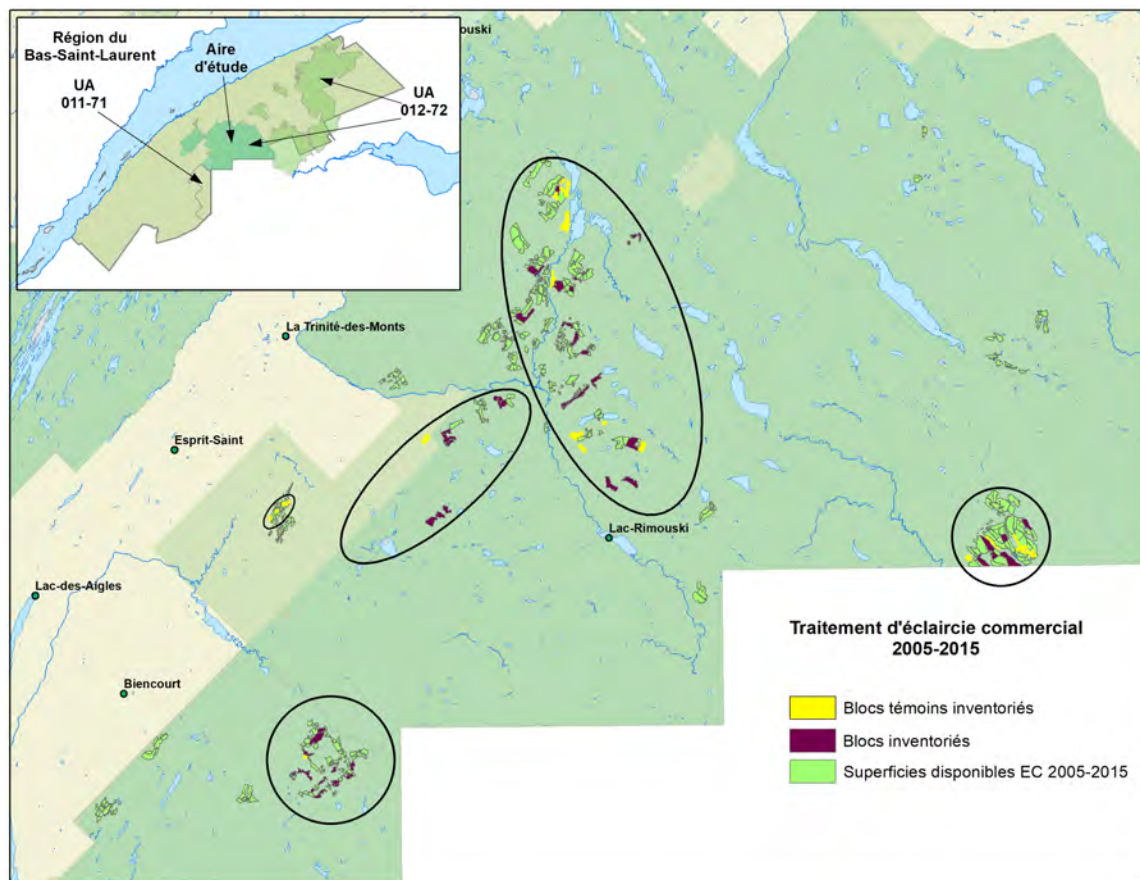


Figure 1 : Aire d'étude constituée de la portion ouest de l'UA 012-72 (232 378 ha) et d'une portion de la partie est de l'UA 011-71 (74 603 ha) et localisation des secteurs éclaircis de 2005 à 2015 et des blocs inventoriés dans les peuplements témoins. Les ellipses correspondent à l'aire d'étude.

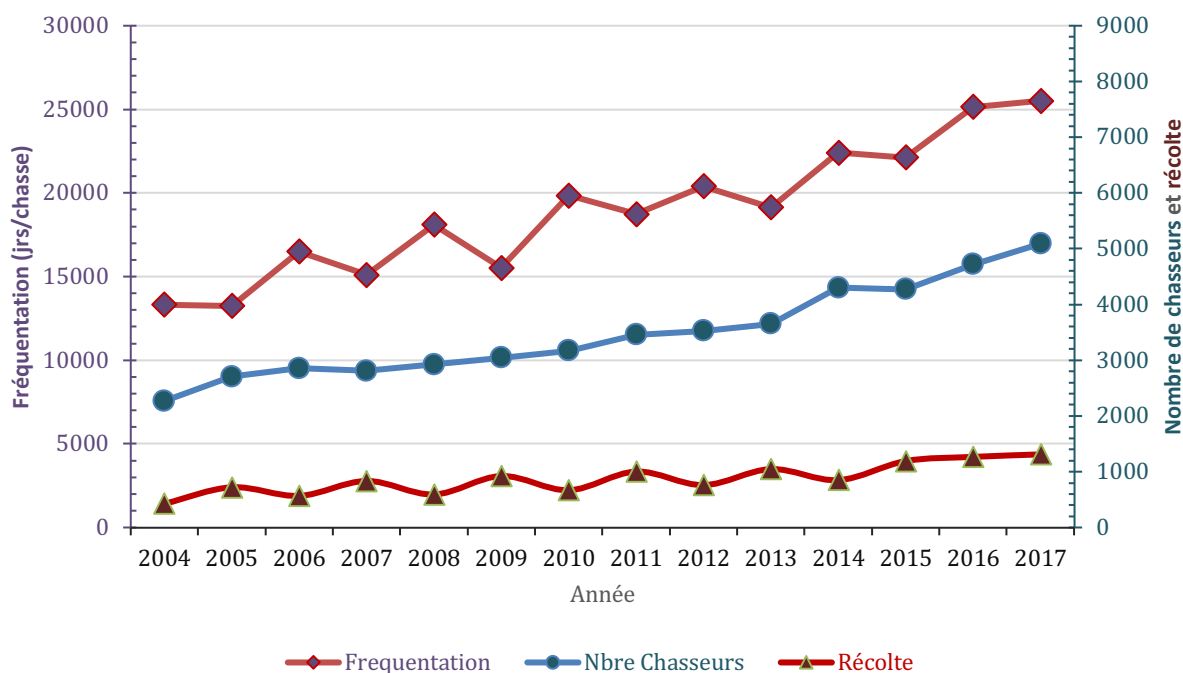


Figure 2 : Fréquentation, nombre de chasseurs et récolte pour l'activité de chasse à l'original dans les territoires fauniques structurés de la partie ouest de l'UA 012-72 entre 2004 et 2017. (Source : MFFP DGFa-01 2017)

▪ Choix des blocs d'inventaire

Les informations sur les peuplements forestiers traités en éclaircie commerciale et les témoins ont été extraites de la cartographie écoforestière actualisée en 2017. En tout, pour les peuplements traités, sur une période couvrant près de deux quinquennaux (2007-2015), 27 blocs² d'inventaire associés au groupe de végétation potentielle MS1 (454 ha) et 12 blocs d'inventaire associés au groupe MS2 (176 ha) ont constitué le dispositif de mesure de base. Ceux-ci avaient en moyenne une superficie de 15 ha (min = 4 ha; max = 42 ha). Pour les témoins, 11 blocs d'inventaire dans la MS1 (99 ha) et 2 dans la MS2 (39 ha) ont servi de dispositif pour les mesures de brout avec une moyenne de 11 ha (min = 4 ha; max = 34 ha). Les peuplements éclaircis étaient âgés entre 29 ans et 40 ans et les témoins entre 26 ans et 37 ans. L'effort d'échantillonnage dans les végétations potentielles est en relation avec leur représentativité à l'échelle de l'UA 012-72, soient 46,5 % pour les sites MS1 et 23 % pour les sites MS2. Pour les témoins, la grande majorité des peuplements disponibles dans l'aire d'étude ayant les mêmes caractéristiques dendrométriques (densité du couvert, hauteur) que les peuplements traités a été échantillonné. La sous-représentation des blocs d'inventaire des témoins dans la MS2 est liée à leur faible disponibilité dans l'aire d'étude.

² Un bloc d'inventaire correspond à une plantation d'épinette traitée en éclaircie commerciale.

Le choix des blocs d'inventaire s'est fait en fonction des critères tels que l'accessibilité aux secteurs traités, le nombre d'années depuis le traitement, une superficie minimale de 4 ha et l'orientation des sentiers qui devaient être rectilignes et réguliers afin d'obtenir une distribution des microplacettes selon un axe perpendiculaire aux sentiers de débardage (Figure 3). Les peuplements ne répondant pas à ces critères n'étaient donc pas admissibles à l'inventaire de brout. Une fois la sélection complétée, la totalité des secteurs traités en éclaircie commerciale entre 2007 et 2015 a été inventoriée en 2 étages. Une première vague d'échantillonnage a été effectuée au printemps 2017 dans des éclaircies commerciales traitées entre 2007 et 2011, soit 6 à 10 ans après traitement. Une seconde vague a été réalisée au printemps 2018 dans des secteurs de 3 à 6 ans après l'éclaircie (2012-2015). En 2019, les peuplements témoins ont été échantillonnés.



Figure 3 : Exemple de grille d'inventaire planifiée dans un bloc traité par une éclaircie commerciale mixte par le bas réalisée en 2014

Pour couvrir toute la période s'étalant de 2007 à 2015, 3 périodes après éclaircie ont été créées, soit la période 3 à 5 ans, la période 6 et 7 ans et la période 8 à 10 ans (Tableau 1). Les deux

premières périodes correspondent à la première et deuxième phase de croissance accélérée après éclaircie (Smith et al. 1996) où l'ouverture du couvert est la plus prononcée. Quant à la dernière période, elle correspond au moment où la deuxième éclaircie est la plus susceptible d'être appliquée et où la quantité de lumière sous étage est la plus faible à la suite de la fermeture du couvert (Chan et al. 2006). La répartition des superficies inventoriées en fonction des végétations potentielles et de l'essence reboisée est présentée à la figure 4. La majorité des superficies inventoriées était des plantations d'épinette noire.

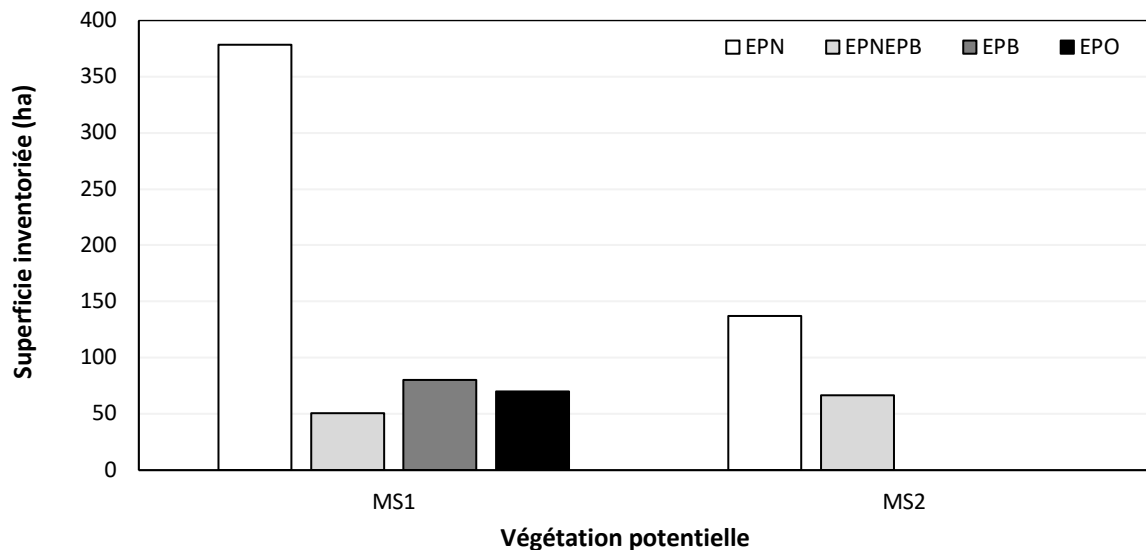


Figure 4 : Répartition des superficies inventoriées (ha) en fonction des végétations potentielles et de l'essence(s) reboisée(s)

Plan d'échantillonnage et prise de données

La distribution des microplacettes dans les blocs d'inventaire a été réalisée à l'aide de l'outil MRNF sondage 2006 et d'ArcGIS 10.4.1. Chacun des blocs d'inventaire a été isolé et une rotation sur ceux-ci a été appliquée, le cas échéant, afin que les virées soient perpendiculaires au sentier de débardage (Figure 4). Par la suite, un plan d'échantillonnage systématique a été généré en établissant aléatoirement la position de la première microplacette. Les virées et les microplacettes étaient équidistantes les unes des autres, permettant d'obtenir pour chaque bloc une grille de microplacettes distantes de 40 mètres (Figure 4), 3 429 microplacettes dans les peuplements éclaircis et 415 dans les peuplements témoins réparties en fonction de la végétation potentielle, de la période de l'éclaircie et des strates suivantes (Tableau 1) :

1. Peuplements non traités (témoins);
2. Peuplements éclaircis;
 - a) Bande traitée par éclaircie commerciale;
 - b) Bordure d'un sentier de débardage (microplacette située de 1 à 5 mètres de la bordure);
 - c) Sentiers de débardage (si plus de la moitié de la microplacette était dans le sentier)

Tableau 1 : Superficies traitées en éclaircie commerciale entre 2007 et 2015 et non traitées dans l'aire d'étude et proportion des superficies inventoriées, nombre de microplacettes en fonction des strates et des périodes pour chaque végétation potentielle.

Végétation potentielle, superficies traitées en éclaircie et proportion des superficies inventoriées	Strate	Période (année)	Nombre de microplacettes
MS1	Témoin	0	356
	Éclaircie	3 à 5	292
		6 et 7	347
		8 à 10	135
	Total		774
	Bordure d'un sentier de débardage	3 à 5	548
		6 et 7	445
		8 à 10	107
	Total		1100
	Sentier de débardage	3 à 5	166
		6 et 7	211
		8 à 10	54
Total		431	
Total MS1 = 3668 ha (15 %)		2661	
MS2	Témoin	0	59
	Éclaircie	3 à 5	69
		6 et 7	183
		8 à 10	133
	Total		385
	Bordure d'un sentier de débardage	3 à 5	125
		6 et 7	236
		8 à 10	166
	Total		527
	Sentier de débardage	3 à 5	51
		6 et 7	94
		8 à 10	67
Total		212	
Total MS2 = 933 ha (20 %)		1183	
Grand total: 4601 ha		3844	

▪ Inventaire de brout

La technique d'inventaire de reconnaissance décrite dans Potvin (1995) a été utilisée pour la réalisation de l'inventaire de brout en 2017 et 2018 dans les peuplements éclaircis ainsi qu'en 2019 pour les peuplements témoins. Cette technique permet une description rapide des principales essences retrouvées dans le régime alimentaire des cervidés, dans ce cas-ci de l'orignal. On assume que le brout recensé est celui de l'orignal puisque le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) est peu présent dans l'aire d'étude. Pour les essences feuillues, les tiges et les ramilles, broutées ou non, de l'année en cours comprises entre 50 cm et 3 mètres de hauteur ont été dénombrées dans des microplacettes d'un mètre de rayon (superficie de 3,1 m²).

Pour ce qui est du sapin baumier (*Abies balsamea*) et du thuya (*Thuja occidentalis*), seul le décompte de rameaux a été effectué dans le but de diminuer les efforts pour le dénombrement des ramilles. Bien que cette façon de faire conduise à une sous-estimation de la production globale du brout, elle permet tout de même d'évaluer le taux d'utilisation des rameaux sur une tige de sapin et de thuya. L'état des tiges, c'est-à-dire l'identification d'un broutement intensif sur plusieurs années (tiges mutilées ou tuées par surbroutement), a également été caractérisé. Dans ce cas, il est possible que les tiges jugées mutilées ou tuées soient le résultat de l'effet combiné de l'orignal et du lièvre d'Amérique (*Lepus americanus*). Cette distinction est toutefois difficile à faire sur des tiges mutilées ou tuées et on assume que c'est l'orignal qui a le plus d'impact, puisque les signes de broutement par le lièvre étaient présents, mais peu fréquents.

La liste des essences ciblées et susceptibles d'être broutées par l'orignal est inspirée de celle de Joyal (1987), Crête (1989), Timmermann et McNicol (1988), Jackson et al. (1991) et Courtois (1993) (Tableau 2).

Tableau 2 : Liste des essences ciblées pour les inventaires. Les astérisques indiquent les principales essences consommées¹ par l'original au Bas-Saint-Laurent (Inspiré de Timmermann et McNicol 1988 et Courtois 1993).

Liste complète des essences ciblées lors des inventaires (nom français)		
Essences non commerciales	Essences commerciales	Essences résineuses
Amélanchier spp.*	Bouleau jaune *	Sapin baumier *
Aulnes	Bouleau à papier *	Thuya occidental
Noisetier à long bec *	Érable rouge *	
Cornouiller stolonifère *	Érable à sucre *	
Dièreville chèvrefeuille	Frêne noir	
Érable à épis *	Peuplier Baumier	
Érable de Pennsylvanie	Peuplier faux-tremble *	
Chèvrefeuille du Canada	Peuplier à grandes dents	
Cerisier de Pensylvanie *		
Cerisier de Virginie		
Gadelier spp.		
Saule spp. *		
Sureau spp.		
Sorbier d'Amérique *		
Viornes		

¹ Seules les principales essences consommées par l'original au Bas-Saint-Laurent ont été retenues dans les analyses statistiques. Les essences ayant globalement une fréquence < 1 % ont été exclues pour l'ensemble des placettes. Le sureau a une fréquence > 1 %, mais cette essence n'a pas été considérée comme une essence principale pour l'original. L'érable à sucre et le bouleau jaune ont été ajoutés à la liste même si ceux-ci ne font pas partie des essences principales, parce qu'elles représentent des essences commerciales d'importance économique et que celles-ci ont été broutées et utilisées à plus de 5 % globalement (Annexe 1).

▪ **Compilation de données**

Les inventaires de brout ont permis de calculer le nombre de tiges/ha et de ramilles/ha, le pourcentage (%) de tiges et de ramilles broutées, le pourcentage de tiges mutilées ou tuées pour ensuite obtenir l'utilisation (%) et l'importance (%) par essence. Les formules suivantes ont été utilisées pour la compilation des données (tirées de Potvin 1995) :

- [1] Tiges/ha : $\frac{\text{Moyenne du nombre de tiges vivantes/parcelle} \times 10\,000}{\text{Superficie d'une parcelle (m}^2\text{)}}$
- [2] Tiges broutées (%) : $\frac{\text{Nombre de tiges broutées} \times 100}{\text{Nombre de tiges vivantes}}$
- [3] Tiges mutilées (%) : $\frac{\text{Nombre de tiges mutilées} \times 100}{\text{Nombre de tiges vivantes}}$
- [4] Tiges tuées (%) : $\frac{\text{Nombre de tiges tuées} \times 100}{\text{Nombre de tiges totales}}$
- [5] Ramilles/ha : $\frac{\text{Moyenne du nombre de ramilles totales/parcelle} \times 10\,000}{\text{Superficie d'une parcelle}}$
- [6] Ramilles broutées (%) : $\frac{\text{Nombre de ramilles broutées} \times 100}{\text{Nombre de ramilles totales}}$
- [7] Utilisation (%) : $\frac{\text{Nombre de ramilles broutées par essence} \times 100}{\text{Nombre de ramilles totales par essence}}$
- [8] Importance (%) : $\frac{\text{Nombre de ramilles broutées par essence} \times 100}{\text{Nombre de ramilles broutées pour toutes les essences}}$

ANALYSES STATISTIQUES

Pour le nombre de tiges/ha et ramilles/ha, les analyses statistiques ont été réalisées en deux étapes. La première consistait à vérifier s'il y avait une différence significative entre les témoins et les peuplements éclaircis en fonction de la période (nombre d'années après éclaircie où le témoin = 0). Dans ce cas, un modèle linéaire mixte (Pinheiro et al. 2010) avec la période comme facteur fixe a été utilisé. La deuxième étape consistait à prendre uniquement les données provenant des peuplements éclaircis pour vérifier s'il y avait une différence significative du nombre de tiges et de ramilles à l'hectare entre les strates, les périodes et les végétations potentielles. Pour cette analyse, un modèle linéaire mixte à trois facteurs fixes a été utilisé (la période, la végétation potentielle et la strate). Pour les deux étapes, le bloc d'inventaire a été utilisé comme facteur aléatoire.

Pour l'utilisation (% de tiges broutées, % de tiges mutilées, % de tiges tuées, % de ramilles broutées et % d'utilisation), nous avons utilisé un modèle linéaire mixte à un facteur fixe et le bloc d'inventaire comme facteur aléatoire. Pour respecter les conditions d'application de l'analyse, le nombre de ramilles/ha, le % de ramilles broutées et le % de tiges mutilées ont été transformés avec la fonction racine carrée afin de les normaliser. Le % de tiges tuées et le % d'utilisation ont, pour leur part, été transformés avec la fonction logarithme.

Lorsque l'analyse détectait des différences significatives ($\alpha=0,05$) entre les moyennes de groupe, les moyennes étaient comparées entre les strates, les périodes ou entre les végétations potentielles à l'aide du test de comparaisons multiples de Tukey. La normalité des résidus a été vérifiée à l'aide du test de Shapiro–Wilk ($p>0,05$) alors que l'homogénéité de la variance et l'indépendance des résidus ont été vérifiées par une analyse visuelle des résidus normalisés en fonction des valeurs prédites.

Pour la Figure 5, le Tableau 4 et les Annexes 1 et 2, une approche descriptive a été utilisée pour présenter les résultats.

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé avec le logiciel R, version 3.5.2 pour Mac et les bibliothèques « nlme » (Pinheiro et al. 2010) et « gmodels » (Warnes et al. 2005) ont été utilisées pour les modèles linéaires mixtes.

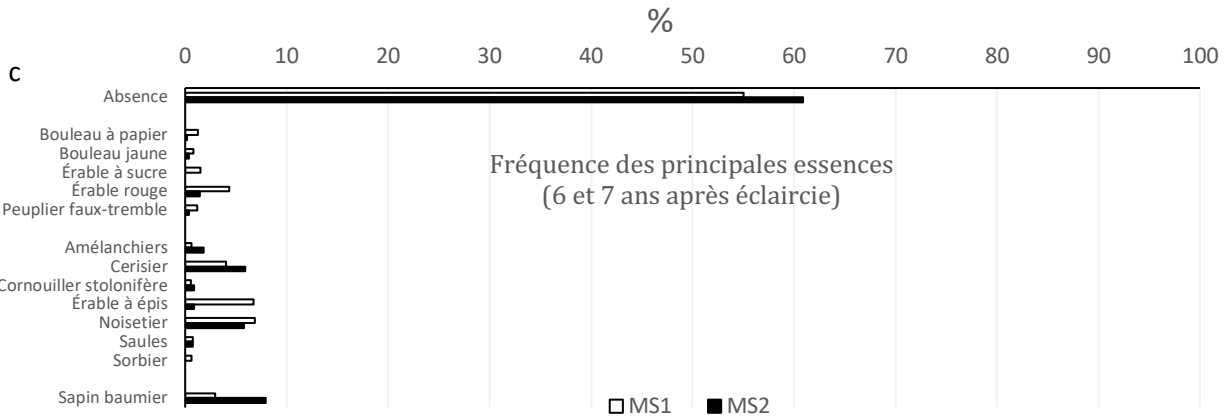
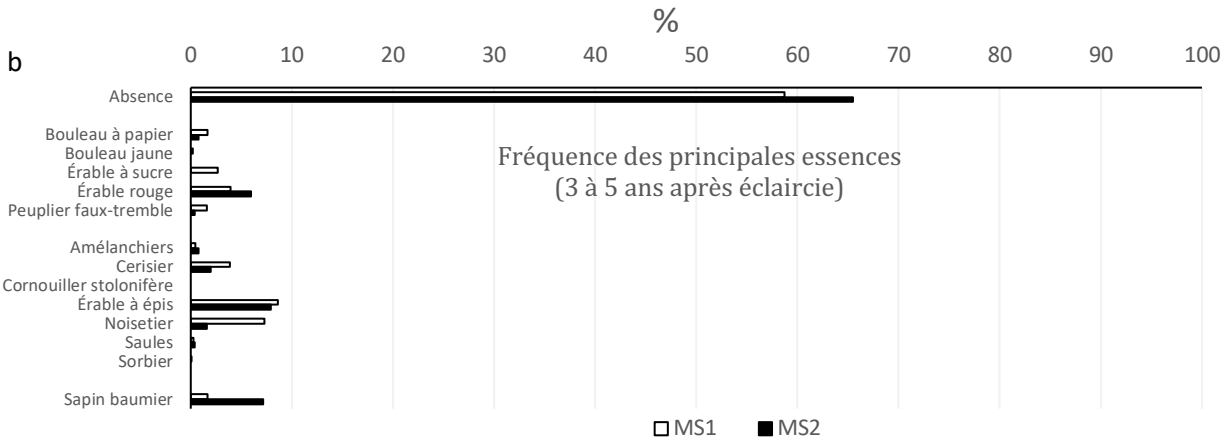
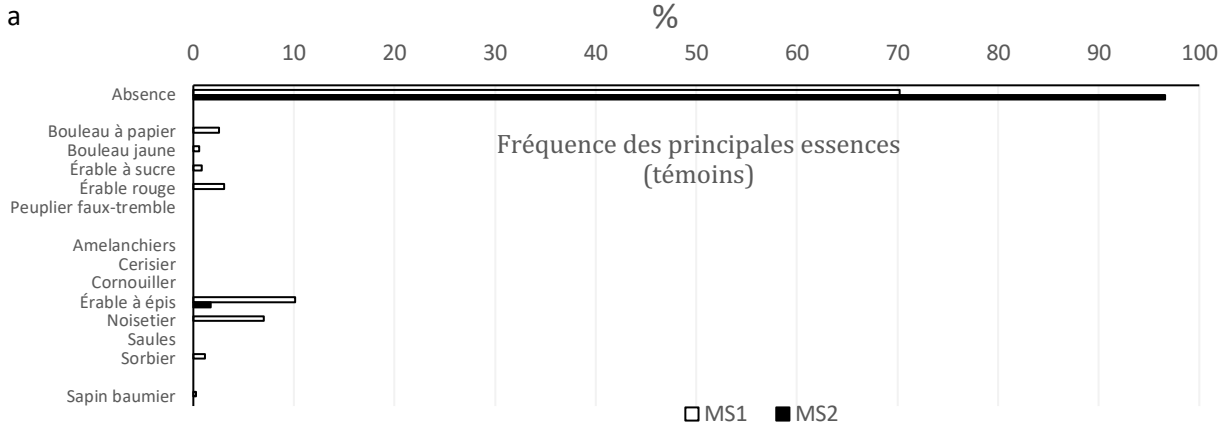
RÉSULTATS

▪ Fréquence des principales essences et proportion de rejets de souche

La fréquence représente le nombre de microplacettes où l'on retrouvait une essence donnée recensée lors des inventaires par rapport au nombre total de microplacettes pour une période donnée. Dans les témoins, les essences recensées étaient presque uniquement dans la MS1 et leur nombre était toujours inférieur à ceux des peuplements traités (Figure 5 a-b-c-d). La fréquence des principales essences broutées par l'original a augmenté graduellement avec le temps qui s'écoule après éclaircie peu importe la végétation potentielle, mais demeurait toujours inférieure à 10 % pour toutes les essences, à l'exception de l'érable à épis (*Acer spicatum*) dans la MS1 et du sapin baumier dans la MS2 (Figure 5), pour la période 8 à 10 ans après traitement. L'érable à épis et le noisetier (*Corylus cornuta*) ont été les essences ayant eu la plus forte progression entre les périodes dans la MS1, tandis que c'est le sapin baumier dans la MS2. Pour les feuillus commerciaux, la fréquence a peu varié d'une période à l'autre, sauf pour l'érable rouge (*Acer rubrum*) où elle a connu une baisse entre les périodes 3 à 5 ans et 8 à 10 ans après éclaircie.

La proportion des microplacettes avec une absence d'essence variait de 70 % à 96 % pour les témoins. Pour les peuplements éclaircis, cette proportion était plus faible que les témoins et diminuait avec le temps, passant de 60 % à 45 % en moyenne pour les deux végétations potentielles entre la période 3 à 5 ans et la période 8 à 10 ans après éclaircie. Pour la végétation potentielle MS1, la fréquence des essences était globalement plus élevée que la MS2. Cependant, dans le cas du cerisier (*Prunus pensylvanica*) et de l'érable rouge, ces essences variaient d'une période à l'autre et étaient parfois plus fréquentes dans la MS2. Quant au sapin baumier, celui-ci était deux à cinq fois plus fréquent dans la MS2 comparativement à la MS1. Parmi les microplacettes avec la présence d'au moins une essence, la très grande majorité avait entre 1 à 5 tiges avec un maximum de 23 tiges par microplacette pour les plantations éclaircis alors que dans les témoins, ce nombre était de 1 à 2 tiges maximum par microplacette (Annexe 2).

La fréquence des tiges qui provenaient de rejet de souche était très marginale (< 3 %) dans les témoins contrairement aux peuplements traités où l'on retrouvait une proportion moyenne de 20 % dans la MS1 et de 26 % dans la MS2 (Figure 5e-f). Dans les peuplements éclaircis, les tiges provenant de rejet de souches étaient principalement composées d'essences comme l'érable rouge, l'érable à épis, le noisetier et les saules (*Salix sp.*) en MS2, alors que c'était davantage le sorbier en MS1 (Figure 5e-f).



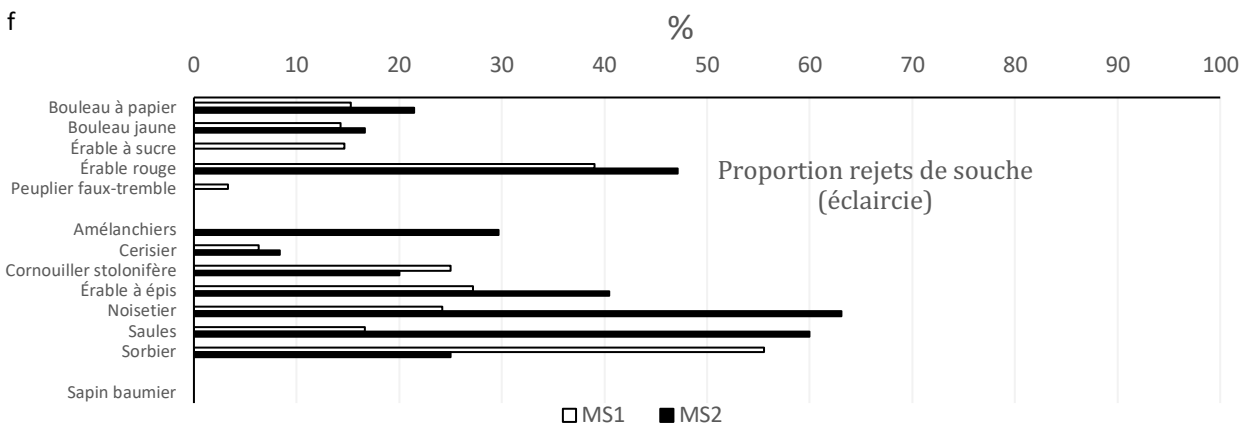
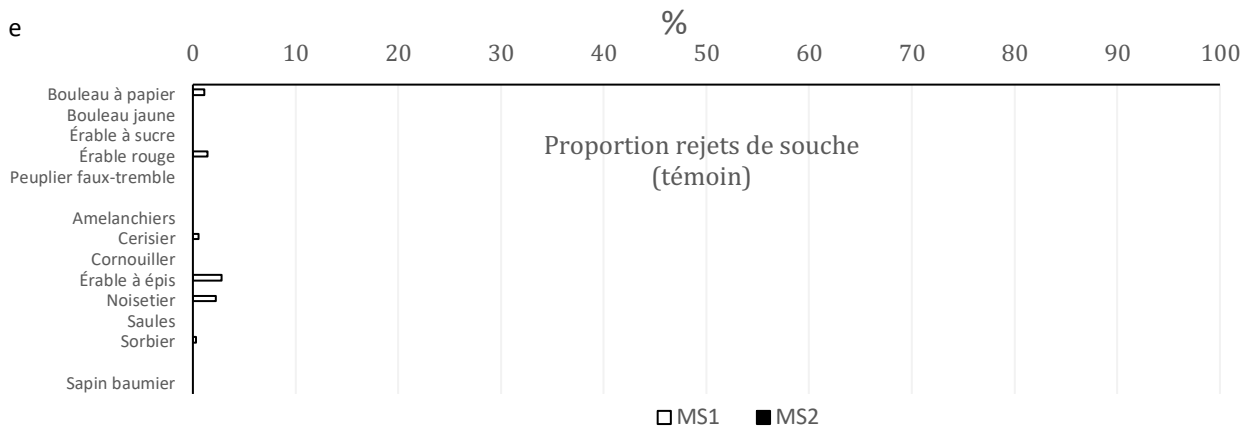
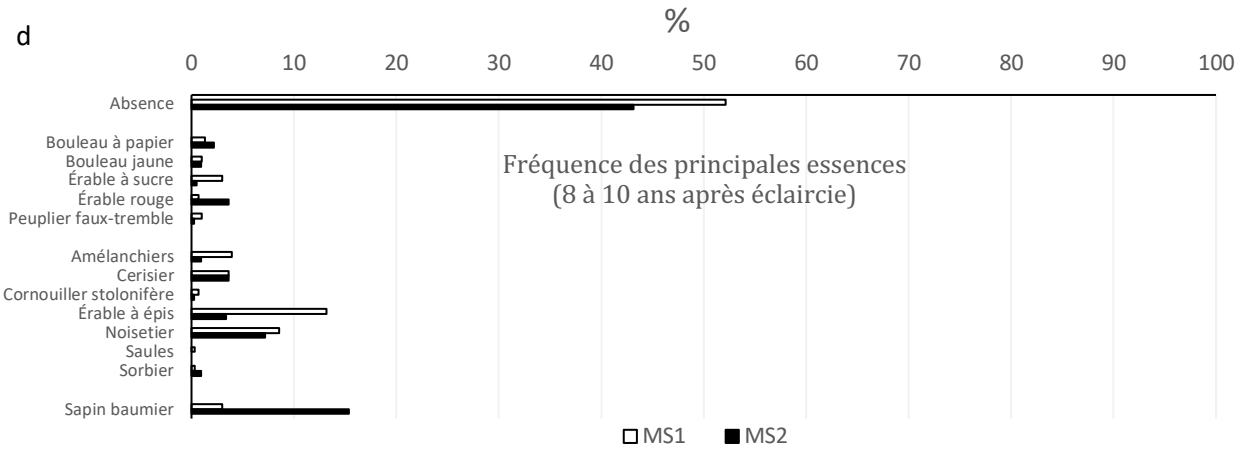


Figure 5 : Fréquence des principales essences recensées dans les strates témoins (a) et éclaircies par période de temps, 3 à 5 ans (b), 6 et 7 ans (c) 8 à 10 ans (d) et proportion moyenne des tiges qui origine de rejets de souche dans les strates témoins (e) et éclaircies (f) par végétation potentielle MS1 (bâtonnets blancs) et MS2 (bâtonnets noirs) pour la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71.

▪ Nombre de tiges/ha et de ramilles/ha

Le nombre de tiges des principales essences consommées par l'original était en moyenne de 548/ha dans les peuplements témoins alors qu'il était de 1 245 à 3 755 tiges/ha entre les périodes 3 à 5 ans et 8 à 10 ans après éclaircie (Figure 6a). Dans les plantations traitées, le nombre de tiges a augmenté progressivement au cours des dix premières années après éclaircie. La tendance était la même pour le nombre de ramilles/ha (Figure 6b). On retrouve en moyenne 2 270 ramilles/ha dans les peuplements témoins et ce nombre passe de 8 129 à 23 000 ramilles/ha de la période 3 à 5 ans à la période 8 à 10 ans après éclaircie. Par rapport aux peuplements témoins, la différence de tiges/ha et de ramilles/ha n'est pas ou peu significative pour la période 3 à 5 ans ($p=0,4143$) et devient fortement significative à la période 8 à 10 ans ($p<0,001$) (Figure 6a-b).

Si on utilise seulement les données des peuplements éclaircis et qu'on inclut les strates et la végétation potentielle dans les analyses, seul le facteur végétation potentielle a un effet clairement significatif ($p<0,001$), alors que les interactions ne sont pas significatives ($p>0,90$) (Annexe 3). Toutefois, le facteur strate et l'interaction entre les trois facteurs sont proches d'être significatifs (Annexe 3) suggérant une potentielle influence de ces facteurs davantage sur le nombre de ramilles. C'est dans les sentiers de débardage qu'on observait une différence significative du nombre de tiges/ha et de ramilles/ha entre les végétations potentielles 8 à 10 ans ($p=0,0086$) après éclaircie et entre les périodes ($p=0,004$) (Figure 7a-b). On retrouvait en moyenne 1 100 tiges/ha pour la période 3 à 5 ans et 5 200 tiges/ha pour la période 8 à 10 ans dans la MS1. Pour la MS2, le nombre de tiges/ha était significativement ($p=0,03$) plus élevée dans la strate éclaircie et la bordure des sentiers 8 à 10 ans après traitement avec 5 400 tiges/ha et 4 200 tiges/ha comparativement à 2 600 tiges/ha dans les sentiers (Figure 7a). C'est dans les sentiers de débardage, 8 à 10 ans après éclaircie, que l'on retrouvait significativement ($p=0,0022$) plus de ramilles/ha dans la MS1 par rapport à toutes les autres combinaisons de facteurs (période, végétation potentielle, strate). Toujours dans les sentiers de débardage, le nombre atteignait en moyenne 45 000 ramilles/ha dans la MS1, seulement pour la période 8 à 10 ans, alors qu'elle variait de 9 000 à 26 000 ramilles/ha dans la MS1 et MS2 de 3 à 7 ans après éclaircie toutes strates confondues (Figure 7b).

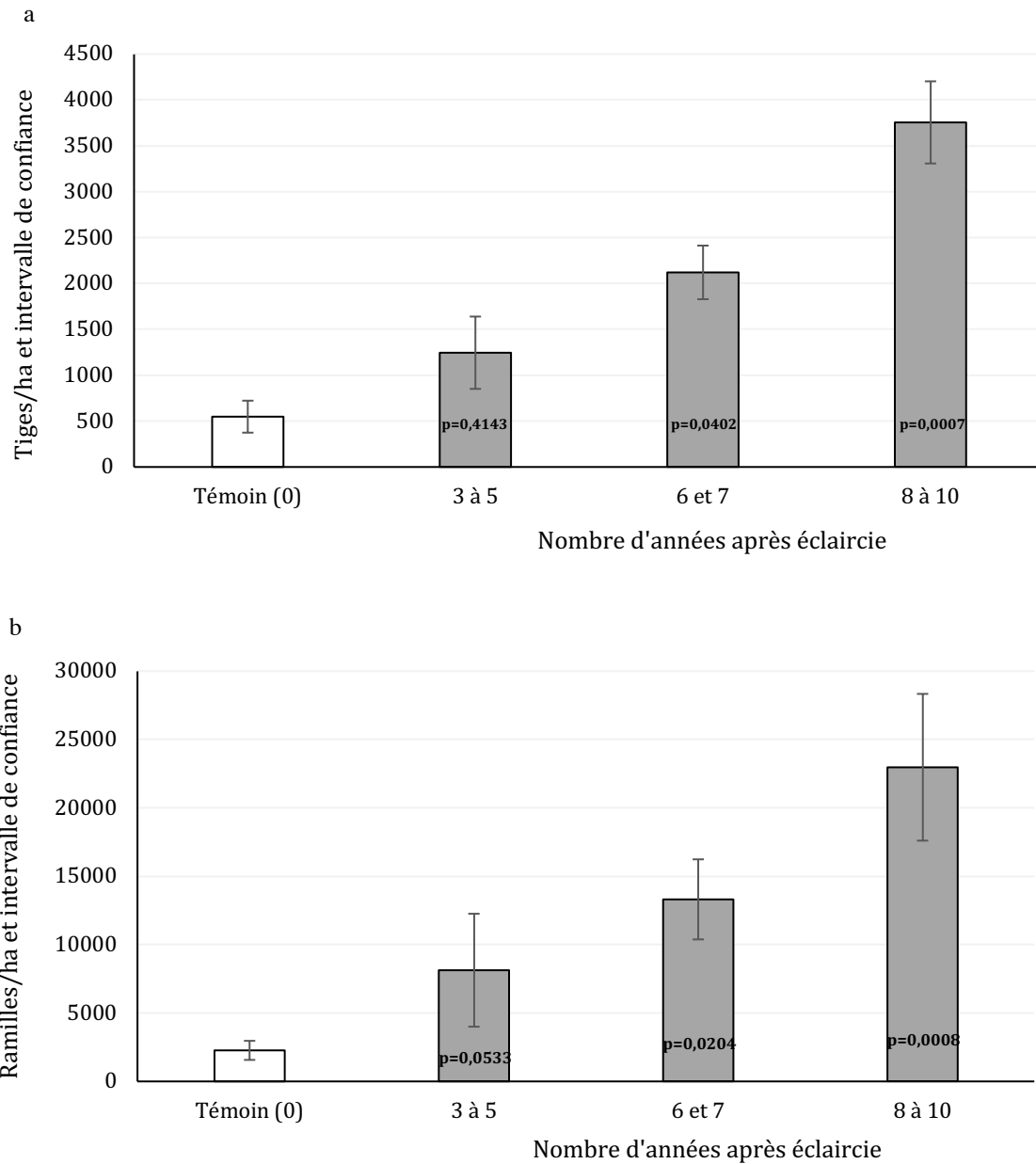


Figure 6 : Nombre moyen de tiges/ha (a), de ramilles/ha (b) dans les témoins (bâtonnet blanc) et après éclaircie (bâtonnets gris) par période de temps pour les principales essences consommées par l'original dans la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71. Les valeurs de p pour comparer les peuplements éclaircis par période de temps avec les témoins sont indiquées à l'intérieur des bâtonnets. Les barres verticales représentent l'intervalle de confiance ($\alpha = 0,05$).

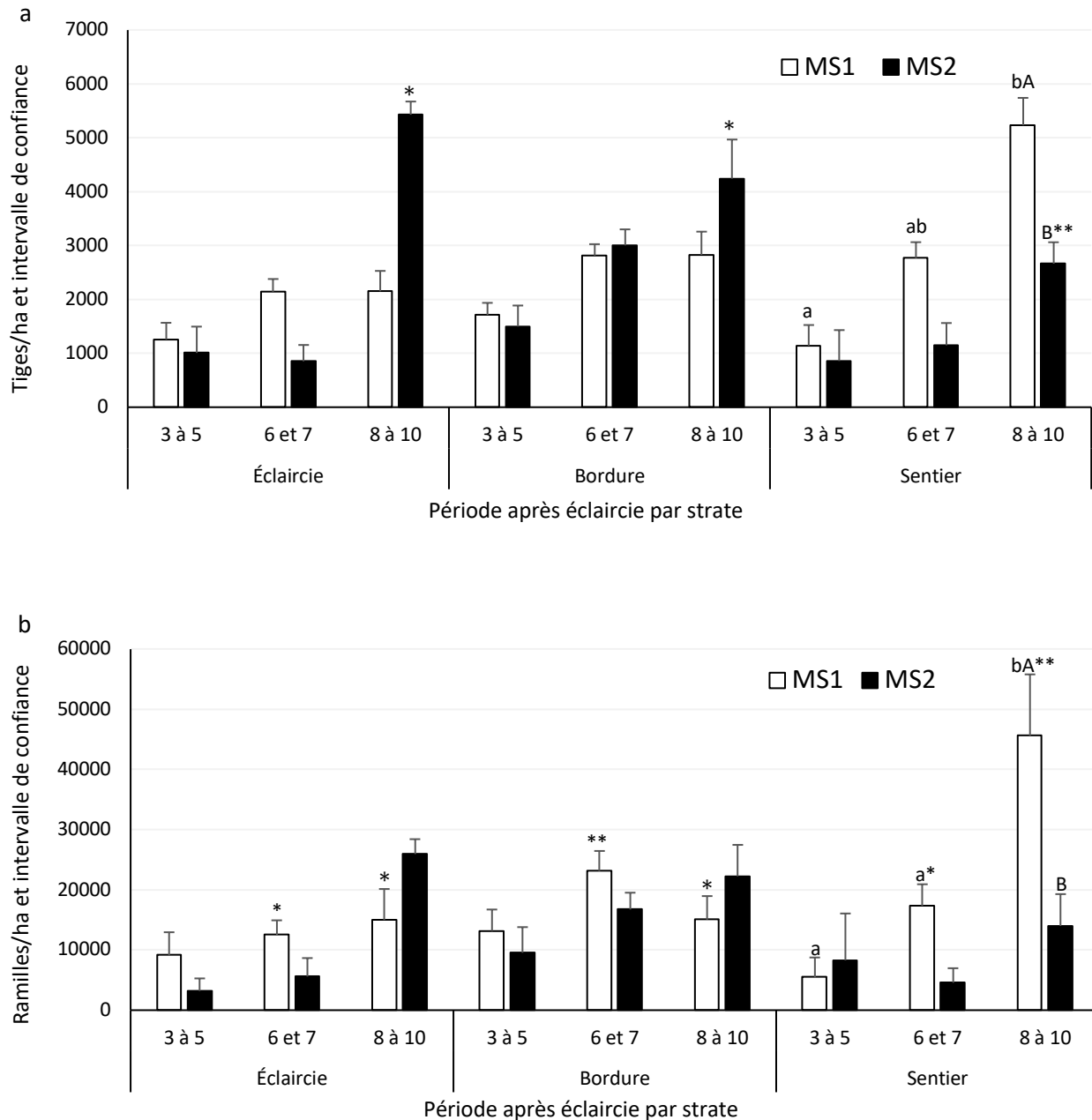


Figure 7 : Nombre moyen de tiges/ha (a) et de ramilles/ha (b) pour les principales essences consommées par l'original par végétation potentielle MS1 (bâtonnets blancs) et MS2 (bâtonnets noirs) et par période de temps après éclaircie pour chaque strate dans la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71. Des lettres majuscules indiquent une différence significative (modèle mixte, $p < 0,05$) entre les végétations potentielles pour une période donnée. Des lettres minuscules indiquent une différence significative entre les périodes pour une strate donnée. Les astérisques indiquent une différence significative entre les strates pour une même végétation potentielle et une même période. Les barres verticales représentent l'intervalle de confiance ($\alpha = 0,05$).

▪ Utilisation du brout et importance des essences pour l'original

Dans un souci de simplification et de compréhension du tableau 3, la MS1 et la MS2 ont été fusionnées puisqu'il y avait peu de différences entre les végétations potentielles. Le pourcentage de tiges broutées, mutilées, tuées, de ramilles broutées et l'utilisation sont généralement plus faibles significativement ($p=0,007$) dans les témoins comparativement aux peuplements éclaircis pour la plupart des périodes de temps après le traitement (Tableau 3).

Tableau 3 : Tiges broutées, mutilées, tuées, ramilles broutées et utilisation moyenne du brout dans les témoins et par période de temps après éclaircie pour les principales essences dans la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71. Des lettres minuscules indiquent les différences significatives (modèle mixte, $p<0,05$) entre les périodes. Entre parenthèses, l'intervalle de confiance ($\alpha = 0,05$).

Période	Tiges broutées (%)	Tiges mutilées ¹ (%)	Tiges tuées ¹ (%)	Ramilles broutées ¹ (%)	Utilisation ¹ (%)
Témoin (0 an)	9,1(6,8) ^a	7,1(3,7) ^a	4,2(3,7) ^a	5,6(4,3) ^a	1,6(3,1) ^a
3 à 5 ans	39,7(9,9) ^b	46,2(4,7) ^a	5,7(1,7) ^b	21,4(5,6) ^b	12,5(5,2) ^b
6 et 7 ans	37,8(10,5) ^b	60,4(8,0) ^b	7,5(5,3) ^{ab}	16,9(8,1) ^b	7,3(6,1) ^b
8 à 10 ans	40,4(13,3) ^b	62,8(10,2) ^b	9,8(3,8) ^b	19,1(7,3) ^{ab}	7,1(5,6) ^b

¹ Les données utilisées dans les analyses statistiques ont été transformées avec la fonction logarithme [(Utilisation (%), Tiges tuées (%)) ou avec la fonction racine carrée [(Ramilles broutées (%), Tiges mutilées (%)) pour les normaliser. La transformation s'appliquait seulement aux données intégrées dans les analyses statistiques, ce qui veut dire que le tableau 3 montre les moyennes à partir des valeurs originales.

Dans les témoins, les essences broutées ont été globalement moins utilisées dans les deux végétations potentielles comparativement aux peuplements éclaircis (Tableau 4). Pour chacune des essences recensées, l'utilisation et l'importance sont demeurées relativement constantes dans le temps dans les deux végétations potentielles, sauf exception pour les saules qui ont été peu utilisés. Les résultats montrent que les essences non commerciales ont été les plus utilisées et les plus importantes pour l'original (Tableau 4). Le cerisier, le noisetier, l'érable à épis, le cornouiller stolonifère et les amélanchiers (*Amelanchier spp.*) ont été, en ordre décroissant, les essences les plus utilisées et les plus importantes.

Pour les essences commerciales, le sapin, l'érable rouge, le bouleau à papier (*Betula papyrifera*) et le peuplier faux-tremble ont été, en ordre décroissant, les essences les plus utilisées pour l'ensemble des périodes (Tableau 4).

Pour les autres essences ciblées dans les inventaires (Tableau 2), mais ne faisant pas partie des principales essences consommées par l'original, le sureau pubescent (*Sambucus pubens*), le peuplier baumier (*Populus balsamifera*) et l'érable de Pennsylvanie (*Acer pennsylvanicum*) ont été les plus utilisées et les plus importantes dans la MS1. Le constat est le même dans la MS2, sauf pour l'érable de Pennsylvanie.

Tableau 4 : Utilisation et importance des principales essences consommées par l'original dans les témoins et pour chacune des périodes après éclaircie (3 à 5 ans, 6 et 7 ans, 8 à 10 ans) et par végétation potentielle, MS1 et MS2, pour la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71.

Essence	Utilisation (%)										Importance (%)									
	Témoin		Peuplements éclaircis								Témoin		Peuplements éclaircis							
			3 à 5 ans		6 et 7 ans		8 à 10 ans		Moyenne				3 à 5 ans		6 et 7 ans		8 à 10 ans		Moyenne	
	MS1	MS2	MS1	MS2	MS1	MS2	MS1	MS2	MS1	MS2	MS1	MS2	MS1	MS2	MS1	MS2	MS1	MS2	MS1	MS2
Bouleau à papier	0	0	8	0	13	0	18	8	13	3	0	0	1	0	2	0	1	1	1	0
Bouleau jaune	0	0	0	0	9	2	7	0	5	1	0	0	0	0	4	3	0	1	1	
Érable à sucre	0	0	3	0	9	0	5	0	6	0	0	0	2	0	1	0	4	0	2	0
Érable rouge	2	0	17	17	8	9	2	15	9	14	11	0	15	35	11	7	10	8	12	17
Peuplier faux-tremble	0	0	32	0	32	0	0	0	21	0	0	0	4	0	6	0	0	0	3	0
Amélanchiers	0	0	7	5	2	15	3	0	4	7	0	0	0	1	1	4	9	0	3	2
Cerisier	7	0	13	38	26	21	8	23	16	27	33	0	10	18	10	20	5	4	8	14
Cornouiller stolonifère	0	0	0	0	15	10	6	17	7	9	0	0	0	0	1	5	0	0	1	2
Érable à épis	4	0	19	18	19	1	20	6	19	8	33	0	26	19	9	1	29	1	21	7
Noisetier	1	0	13	0	18	10	10	14	14	8	10	0	25	0	27	14	27	36	26	17
Saules	0	0	0	33	0	0	0	0	0	11	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Sorbier	0	0	0	0	18	0	2	5	7	2	0	0	0	0	4	0	1	0	1	0
Sapin	0	0	9	14	32	14	0	12	14	14	0	0	2	25	16	8	0	13	6	15
Autres ¹	0	0	3	2	6	6	2	7	4	5	0	0	15	1	12	37	11	37	13	25

¹ Autres essences ciblées dans les inventaires, mais ne faisant pas partie des principales essences consommées par l'original.

DISCUSSION

La présente étude répond à l'objectif énoncé au départ, soit de mesurer l'évolution temporelle de la quantité de brout dans les deux principales végétations potentielles au Bas-Saint-Laurent en plus de quantifier et comparer son utilisation dans les témoins et dans les peuplements traités jusqu'à 10 ans après éclaircie. L'hypothèse de départ s'est avérée partiellement vraie. Les résultats montrent que les plantations d'épinette traitées en éclaircie commerciale demeuraient des peuplements d'abri, mais que la composante de nourriture, qui tend à augmenter avec le temps, représente probablement une source d'alimentation non négligeable pour l'original puisque l'utilisation des essences dans les peuplements éclaircis a été soutenue au moins jusqu'à 10 ans après traitement.

▪ **Fréquences des principales essences et proportion de rejets de souche**

Les principales essences recensées lors des inventaires 2017 et 2018 sont les mêmes que celles identifiées par Timmerman (1988) et Courtois (1993). Dans toutes les études répertoriées sur le sujet, aucune ne fait mention de la fréquence des essences par végétation potentielle. Pourtant, la fréquence des essences est un bon indicateur de la productivité des sols et du potentiel de brout que l'original peut utiliser.

L'érable à épis et le noisetier, des essences non commerciales typiques de la sapinière à bouleau jaune et particulièrement recherchées par l'original (Courtois, 1993), sont plus fréquentes dans la MS1 comparativement à la MS2. En MS2, le sapin baumier est généralement l'essence commerciale la plus fréquente. Globalement, la proportion des microplacettes en absence de nourriture était beaucoup plus forte dans les témoins comparativement aux peuplements traités. Dans ces derniers, l'absence d'essence tend à diminuer avec le temps, ce qui indique une progression dans la production du brout disponible pour l'original dans les années suivant une première éclaircie commerciale. Cette augmentation du nombre de tiges pourrait être expliquée par l'effet combiné de l'augmentation de la lumière au sol suite à l'ouverture du couvert et la récolte des feuillus lors de l'éclaircie. Plusieurs essences feuillues des régions tempérées, comme les bouleaux (Kozłowski et al. 1991, Jobidon 1995, Del Tredici 2001), l'érable rouge (Lees 1981, Babeux 1991, Jobidon 1995) et la plupart des feuillus non commerciaux sont des essences de lumière et ont la capacité de produire des rejets de souche (reproduction végétative) après une coupe (Kozłowski et al. 1991, Jobidon 1995, Del Tredici 2001). C'est ce qui a été observé dans le cas de cette étude (Figure 5d). L'érable rouge est d'ailleurs une des essences qui se reproduit le mieux et le plus longtemps par rejet de souche (Lees 1981, Jobidon 1995).

▪ **Quantité de tiges/ha et de ramilles/ha**

Les résultats obtenus montrent une quantité de tiges/ha et de ramilles/ha très marginal et significativement plus faible dans les témoins comparativement aux peuplements éclaircis. On observe, dans les peuplements traités, une augmentation progressive du nombre de tiges de 1 000 tiges/ha 3 ans après traitement à un peu plus de 5 000 tiges/ha dans les peuplements traités depuis 8 à 10 ans. L'original recherche des secteurs où la densité de tiges disponibles pour le brout atteint au moins 10 000 tiges/ha (Courtois et al. 1996, Dussault et al. 2006), ce qui permet de considérer que les peuplements traités une première fois en éclaircie commerciale demeurent des peuplements d'abri avec une composante de brout complémentaire. Les peuplements d'abri, comme les

plantations d'épinette, sont importants pour l'original à la condition qu'elles ne soient pas trop en grande quantité ou agglomérée (Leclerc et al 2012). Les plantations d'épinettes peuvent avoir certains avantages notamment en procurant un refuge thermique en été (Dussault et al. 2004) et en facilitant les déplacements de l'original en hiver (Peek 1998).

L'application de l'éclaircie commerciale stimule l'établissement de la strate arbustive en sous-étage et la production de broit serait comparable à des peuplements d'origine naturelle et de plantations aménagées de 30 ans (Lamoureux et al., 2013). La production de broit serait comparable aussi à des cédrières matures traitées par coupe de jardinage par bouquet et des éclaircies commerciales dans des ravages de cerfs de Virginie au Témiscouata (Maltais 1998). La quantité de tiges et de ramilles dans des peuplements éclaircis était significativement supérieure à des peuplements d'abri non aménagés d'essences résineuses (Figure 6, Annexe 4 photo 1) et ces résultats corroborent ceux de Brassard et Larocque (1998) dans la Réserve faunique de Duchénier au Bas-Saint-Laurent. Lamoureux et al. (2013) suggéraient que les plantations traitées une première fois en éclaircie commerciale deviendraient plus intéressantes pour l'original à plus long terme parce qu'elles devraient produire davantage de tiges et de ramilles avec le temps. C'est ce qui a été observé dans cette étude.

Dans les sentiers de débardage, la quantité de tiges/ha et de ramilles/ha augmentait de façon significative entre 6 et 10 ans (Figure 7), probablement en raison de la prolifération de rejets de souche et d'une plus grande quantité de lumière sur une longue période. Les sentiers de débardage représentent généralement des ouvertures permanentes jusqu'à la coupe finale ou pendant toute la vie du peuplement. Ils constituent donc des endroits où la production de ramilles peut augmenter pendant plusieurs années. Pour la végétation potentielle MS1, la production semble stagner après quelques années dans l'éclaircie et en bordure des sentiers (Figure 7). Nous pouvons attribuer cet effet de stagnation à la fermeture du couvert plus rapide sur les sites riches, mais aussi à l'intensité de l'éclaircie. Généralement, les arbres situés sur des sites qualifiés de productifs ont une meilleure croissance et le couvert se referme plus rapidement (Smith et al. 1996), ce qui aurait pour effet d'avoir moins de lumière au sol après un certain nombre d'années (Chan et al. 2006) (Annexe 4, photos 2 à 6). D'après Chan et al. (2006), la quantité de lumière diminue environ de 2 % annuellement dès la troisième année après une éclaircie et le pourcentage de lumière revient aux mêmes valeurs qu'avant éclaircie, après une période de 8 à 10 ans sur les sites riches. Pour la végétation potentielle MS2, l'effet de stagnation n'est pas remarqué dans les différents types de strates (Annexe 3), possiblement en raison d'une fermeture du couvert dominant plus lente comparativement aux sites plus riches (Blouin et Berger 2012, Auger 2016). Cela aurait pour effet d'avoir plus de lumière sous couvert 10 ans après traitement et d'avoir des essences de lumière comme l'érable à épis, le noisetier ou le peuplier faux-tremble sur une plus longue période (Annexe 4, photos 2 à 4).

▪ Utilisation et importance des essences pour l'orignal

Les résultats montrent que l'orignal a semblé peu utiliser les plantations non traitées pour s'alimenter contrairement aux plantations éclaircies. Dans les plantations aménagées, l'orignal a brouté une proportion relativement constante des tiges disponibles en hiver, peu importe le temps écoulé depuis l'éclaircie (Tableau 3). La proportion moyenne des tiges broutées, toutes essences confondues, a varié de 38 % à 40 %, ce qui est considéré comme très élevé (Courtois, 1993, Guitard et Fleury, 2002). Les résultats montrent qu'aucune essence ne semble être clairement favorisée par l'orignal à l'exception du cerisier, de l'érable à épis, du noisetier et de l'érable rouge où l'importance est un peu plus élevée. D'après l'étude de Guitard et Fleury (2002) sur la Réserve faunique de Matane, l'orignal en situation de haute densité aurait tendance à brouter toutes les essences présentes sur le territoire sans avoir d'essence préférentielle spécifique et à brouter toutes les essences qui se trouvent sur son passage particulièrement lorsque la nourriture est peu abondante. C'est probablement la raison pour laquelle des essences ne faisant pas partie de la liste des essences principales comme le sureau pubescent, le peuplier baumier et l'érable de Pennsylvanie sont particulièrement importantes dans le cas où les densités de population d'originaux sont élevées et où la nourriture est peu ou moyennement abondante (Tableau 4).

Pour les ramilles broutées, l'utilisation des essences a atteint des proportions parfois élevées. Dans les peuplements inventoriés, entre 14 % et 21 % des ramilles ont été broutées à l'hiver 2017 et à l'hiver 2018 (Tableau 3). Ces valeurs sont comparables à l'étude de Guitard et Fleury (2002) sur la Réserve faunique de Matane et à l'étude de Maltais (1998) dans un ravage de cerfs de Virginie au Bas-Saint-Laurent. Courtois et al. (1993) soulignent qu'une utilisation qui atteint un seuil de 20 % et plus est un indicateur qu'il y a des signes de surbroutement. Or, pour des essences comme le cerisier, l'érable à épis, le saule, le peuplier faux-tremble et le sapin, ce seuil d'utilisation est dépassé, ou s'en approche, dans une ou l'autre des végétations potentielles (Tableau 4).

Le pourcentage de tiges mutilées et tuées est beaucoup plus élevé dans la présente étude comparativement aux résultats de Guitard et Fleury (2002), ce qui suggère que l'orignal utilise intensément et à répétition les ressources alimentaires de ces peuplements contrairement aux peuplements témoins. Le pourcentage de tiges mutilées est généralement plus élevé que les tiges broutées. Cela indique qu'une proportion importante de tiges qui ont été surbroutées (mutilées) pendant quelques années, mais encore vivantes au moment des inventaires, n'ont pas été broutées récemment ou peut-être que ces tiges étaient hors de portée de l'orignal pendant un hiver en raison de la couche de neige ce qui expliquerait qu'elles étaient encore vivantes. Dans un secteur où la densité d'originaux est élevée, celui-ci aurait donc tendance à fréquenter intensément des secteurs une certaine période de temps, les délaisser et probablement y revenir de manière sporadique jusqu'à ce que les tiges meurent. L'apparition de rejets de souche d'essences feuillues, après une intervention sylvicole comme l'éclaircie commerciale, semble avoir suscité un intérêt pour l'orignal possiblement en raison du nombre de tiges et de ramilles qui augmente, mais cet attrait semble s'atténuer au fil des années peut-être en raison de la qualité des tiges et des ramilles. Un broutement excessif pendant des années peut avoir pour effet de diminuer la croissance et la reproduction (Strauss 1991) ainsi que le goût des essences (Langenheim 1994), comme c'est le cas pour l'érable à épis (Miquelle 1983).

D'après Mathisen et al. (2017), les essences végétales ligneuses auraient tendance à être plus attractives plus le broutement est répété parce qu'ils produisent, pendant la saison de croissance, plus de rameaux pour chaque rameau brouté l'hiver précédent. Cela est vrai dans des conditions

de croissance optimale en milieu ouvert comme c'est le cas pour l'étude de Mathisen et al. (2017). Dans un milieu où les ressources sont plus limitées, comme la lumière sous couvert ou la productivité des sols, les essences ont plutôt tendance à développer des mécanismes de défense contre le broutement excessif (Annexe 4, photos 5 et 6) (Miquelle 1983, Coley et al. 1985, Coley 1987, Langenheim 1994). Ces mécanismes de défense peuvent être variables selon les espèces végétales (Bilbrough et Richards 1993, Stamp 2003, Burkepile et Parker 2017). Un broutement excessif et répété sur les mêmes tiges aurait potentiellement des conséquences sur les probabilités d'avoir plus de tiges mutilées et/ou tuées avec le temps, dans le cas où les populations d'originaux demeurent élevées et que le nombre de tiges/ha et ramilles/ha est limité en raison du surbroutage (Smith et al. 2015, Mathisen et al. 2017).

Si le broutement excessif perdure dans le temps, les cervidés, notamment l'orignal, peuvent réduire ou modifier la composition et le nombre d'espèces végétales en forêt boréale (Speed et al. 2014) et endommager la régénération naturelle notamment celle d'essences commerciales (Smith et al. 2015, Burkepile et Parker 2017) au profit d'autres essences moins recherchées comme l'épinette (Thompson et Curran 1993). Cette observation a déjà été rencontrée chez plusieurs herbivores terrestres dans le monde (Riginos et Grace 2008, Boulanger 2010, Burkepile et al. 2013, Burkepile et Parker 2017), notamment chez le cerf de Virginie (Strauss 1991, Gill et al. 2009, Nuttle et al. 2013, DiTommaso et al. 2014).

La réalisation de coupes progressives ou d'une deuxième éclaircie commerciale dans un intervalle de 8 à 12 ans après une première intervention pourrait relancer la production d'un sous-étage d'essences feuillues, ce qui permettrait de générer une nourriture plus abondante ainsi qu'un couvert latéral et horizontal intéressant pour l'orignal et pour d'autres espèces comme le lièvre (Bois et al. 2012) ou les oiseaux (Harvey 2009). L'ouverture du couvert à intervalles réguliers pourrait donc permettre une production de brout accrue pour plusieurs années en sous-étage et dans les sentiers de débardage jusqu'à la coupe finale. Dans le cas où le peuplement est orienté vers des coupes progressives irrégulières à couvert permanent (peuplement inéquien/irrégulier), l'effet serait vraisemblablement le même. L'amalgame des traitements sylvicoles à l'échelle du paysage permet une hétérogénéité du couvert forestier permettant d'avoir parfois un peuplement d'abri, parfois un peuplement de nourriture ou les deux à la fois et peut contribuer à un habitat intéressant pour la grande faune terrestre, puisqu'elle utilise de grands territoires (Hanley 2005).

CONCLUSION

Les plantations d'épinette non traitées demeurent des peuplements d'abri peu utilisés par l'orignal pour se nourrir. De leur côté, les peuplements traités une première fois en éclaircie commerciale peuvent être considérés comme des peuplements d'abri avec une composante de nourriture que l'orignal utilise pour se nourrir en hiver. Dans les deux végétations potentielles à l'étude, soit la MS1 et la MS2, les peuplements ont produit une quantité de brout plus ou moins abondante sous couvert, mais qui s'accroît progressivement dans les sentiers de débardage particulièrement dans la MS1 au moins jusqu'à 8 à 10 ans après la première éclaircie. Les bouleaux, les érables, les peupliers et le sapin sont les essences commerciales les plus fréquentes et abondantes à l'intérieur des microplacettes inventoriées. Pour les essences non commerciales, ce sont l'érable à épis, le noisetier et le cerisier. Les peuplements produisent de 1 000 tiges/ha à un peu plus de 5 000 tiges/ha et de 15 000 ramilles/ha à 25 000 ramilles/ha (parfois 40 000 ramilles/ha dans les sentiers de débardage) après 8 à 10 ans d'une éclaircie. Cette quantité de nourriture produite n'est pas suffisante pour soutenir des densités d'originaux telles qu'on les connaît actuellement au Bas-Saint-Laurent. Toutefois, le pourcentage de tiges broutées et mutilées et l'utilisation des essences laissent entrevoir qu'il y a une utilisation intensive et soutenue des plantations inventoriées beaucoup plus que dans les témoins. Nous recommandons de réaliser au moins deux éclaircies commerciales à intervalles réguliers, particulièrement dans les secteurs où il y a de grandes agglomérations de plantations, pour établir une régénération résineuse et feuillue en sous-étage, afin de favoriser une production de brout accrue et en continu. La réalisation d'une deuxième éclaircie commerciale et des coupes progressives irrégulières dans les plantations s'avère être intéressant pour relancer et/ou maintenir la production de nourriture dans le temps tout en étant favorable pour la production ligneuse.

Il y a très peu de données sur l'effet de l'éclaircie commerciale sur la faune terrestre et ailée dans l'Est canadien (Harvey 2009, Vanderwel et al. 2009, Bois et al. 2012) et encore moins lorsqu'il s'agit d'éclaircie commerciale multiple³ dans des plantations d'épinette ou dans des peuplements résineux d'origine naturelle. D'autres études sont nécessaires pour mesurer l'effet à plus long terme des éclaircies commerciales et des autres types de coupes partielles sur la production d'essences feuillues commerciales et non commerciales, ainsi que leur utilisation par l'orignal, afin de pouvoir comparer avec des peuplements non traités.

³ Éclaircie commerciale réalisée deux ou trois fois dans un même peuplement.

RÉFÉRENCES

- Allen, A.W., Jordan, P.A., et Terrell, J.W. 1987. Habitat suitability index models: Moose, Lake Superior region. U.S. fish Wildl. Serv., Biol. Rep. 82(10.155). 47 p.
- Auger, I. 2016. Une nouvelle relation hauteur-diamètre tenant compte de l'influence de la station et du climat pour 27 essences commerciales du Québec. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction de la recherche forestière. Note de recherche forestière no. 146. 31 p. ISSN 0834-4833, ISBN : 978-2-550-77355-6. Disponible en ligne : www.mffp.gouv.qc.ca
- Babeux, P. 1991. Les effets de coupes printanières sur la production de rejets de souche chez l'érable rouge (*Acer rubrum* L.) dans le nord-ouest québécois.
- Bédard, S. et Guillemette, F. 2013. « Chapitre 22 – L'éclaircie jardinatoire », p. 549-565 dans Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture, ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond, J.-P. Saucier et le ministère des Ressources Naturelles. Les Publications du Québec. ISBN 978-2-551-25229-9.
- Bilbrough, C.J. et Richards, J.H. 1993. Growth of sagebrush and bitterbrush following simulated winter browsing: Mechanisms of tolerance. *Ecology*, 74(2): 481-492.
- Blouin, J., et Berger, J.-P. 2012. Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 4f – Collines des moyennes Appalaches, 2^e édition, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations.
- Bois, G., Imbeau, L. et Mazerolle, M. J. 2012. Recovery time of snowshoe hare habitat after commercial thinning in boreal Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 42: 123-133, DOI: 10.1139/X11- 170.
- Boulangier, V. 2010. Pression d'herbivorie et dynamique des communautés végétales : Influence à court et moyen termes des populations de cervidés sur la diversité des communautés végétales en forêt. Thèse de doctorat incluant des articles scientifiques. Université Nancy 1 – Henri Poincaré. Disponible en ligne : <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-00518080>
- Brassard, C. et Larocque, C. 1998. Compte rendu d'une étude sur l'habitat du cerf dans le ravage Duchénier. Société d'exploitation des ressources de La Neigette inc., Territoire populaire Chénier inc., Ministère de l'Environnement et de la Faune. 41 p.
- Burkepile, D.E., Burns, C.E., Tambling, C.J., Amendola, E., Buis, G.M., Govender, N., Nelson, V., Thompson, D.I., Zinn, A.D. et Smith, M.D. 2013. Habitat selection by large herbivores in a southern African savanna: The relative roles of bottom-up and top-down forces. *Ecosphere* 4(11): 1–19, art. 139.

- Burkepile, D.E. et Parker, J.D. 2017. Recent advances in plant-herbivore interactions [version 1; referees: 2 approved]. *F1000Research*, 6 (F1000 Faculty Rev): 119. 1-13. DOI: 10.12688/f1000research.10313.1.
- Chan, S.S., Larson, D.J., Maas-Hebner, K.G., Emmingham, W.H., Johnston, S.R. et Mikowski, D.A. 2006. Overstory and understory development in thinned and underplanted Oregon Coast Range Douglas-fir stands. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2696-2711. DOI: 10.1139/X06-151.
- Coley, P.D., Bryant, J.P., et Stuart Chapin III, F. 1985. Resource availability and plant antiherbivore defence. *Science, New Series*, Vol. 230, No. 4728, 895-899.
- Coley, P.D. 1987. Interspecific variation in plant anti-herbivore properties: The role of habitat quality and rate of disturbance. *The New Phytologist* 106 (Suppl.) 251-263.
- Courtois, R. 1993. Description d'un indice de qualité d'habitat pour l'orignal (*Alces Alces*) au Québec. Gouvernement du Québec. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Direction générale de la ressource faunique, Gestion intégrée des ressources. Document technique 93/1. 56 p.
- Courtois, R., Crête, M. et Barnard., F. 1993. Productivité de l'habitat et dynamique d'une population d'orignaux du sud de la taïga québécoise. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Québec. 52 p.
- Courtois, R., Ouellet, J.-P. et Gagné, B. 1996. Habitat hivernal de l'orignal (*Alces alces*) dans des coupes forestières d'Abitibi-Témiscamingue. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec, Direction de la Faune et des Habitats, Québec. 33 p.
- Crête, M. 1989. Approximation of K carrying capacity for moose in eastern Québec. *Can. J. Zool.* 67: 373-380.
- DiTommaso A., Morris S.H., Parker J.D., Cone C.L., et Agrawal A.A. 2014. Deer browsing delays succession by altering aboveground vegetation and belowground seed banks. *PLoS ONE* 9(3): e91155. DOI: 10.1371/journal.pone.0091155
- Del Tredici, P. 2001. Sprouting in temperate trees: A morphological and ecological review. *The Botanical Review* 67(2): 121-140.
- Dodson, E.K., Burton, J.I. et Puettmann, K.J. 2014. Multiscale controls on natural regeneration dynamics after partial overstory removal in Douglas-Fir forests in Western Oregon, USA. *Forest Science* 60(5): 953-961. <http://dx.doi.org/10.5849/forsci.13-011>.
- Dussault, C., Ouellet, J.-P., Courtois, R., Huot, J., Breton, L. et Larochelle, J. 2004. Behavioural responses of moose to thermal conditions in the boreal forest. *Ecoscience* 11: 321-328.
- Dussault, C., Courtois, R. et Ouellet, J.-P. 2006. A habitat suitability index model to assess moose habitat selection at multiple spatial scales. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 1097-1107.

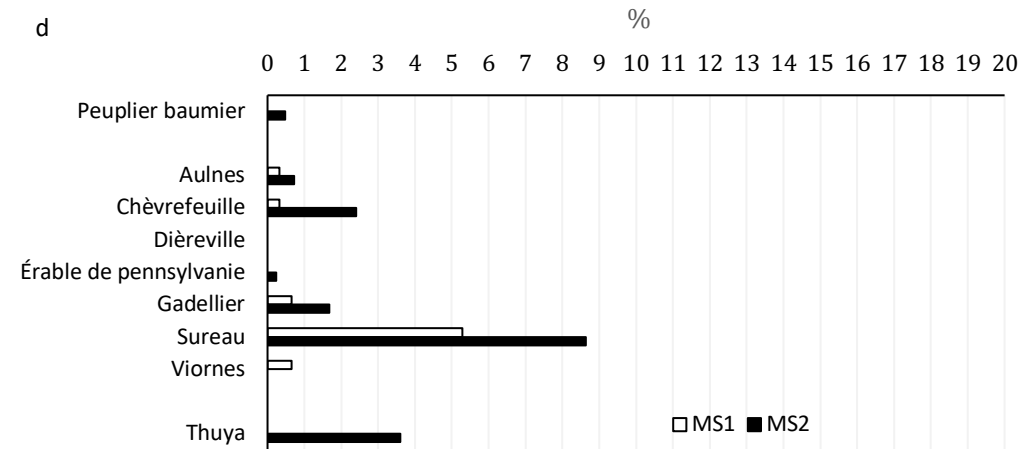
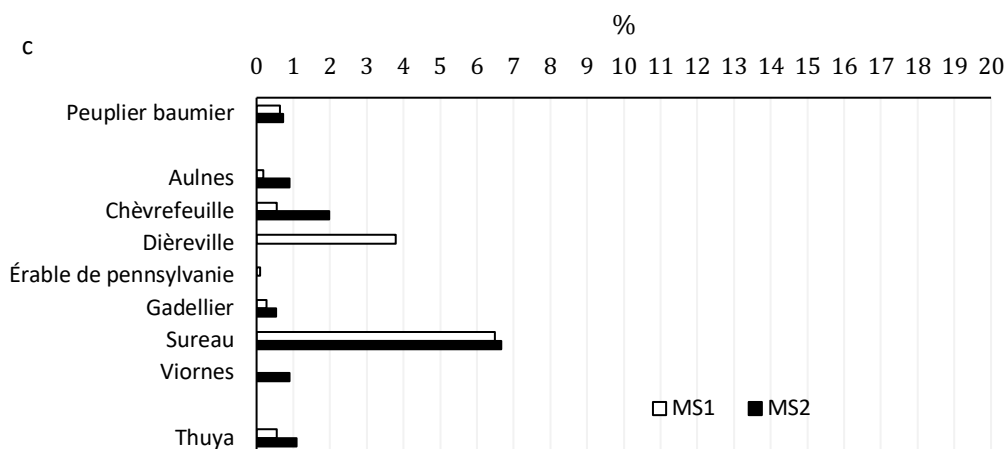
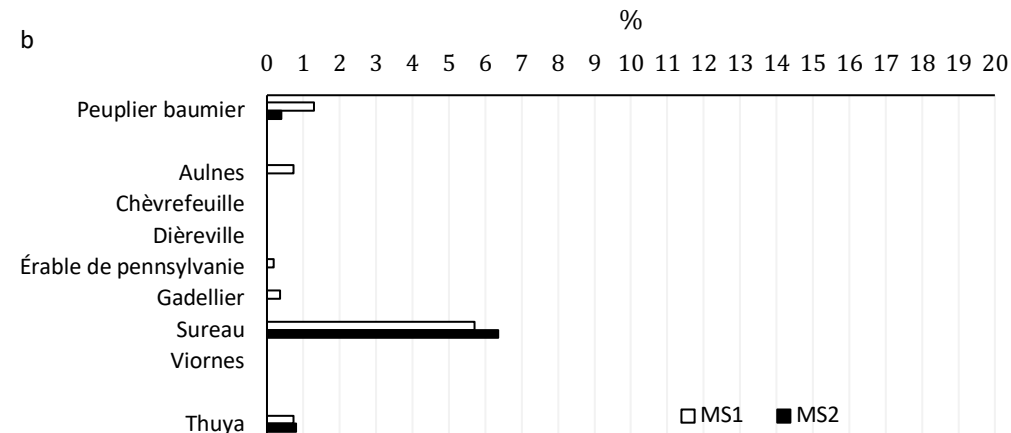
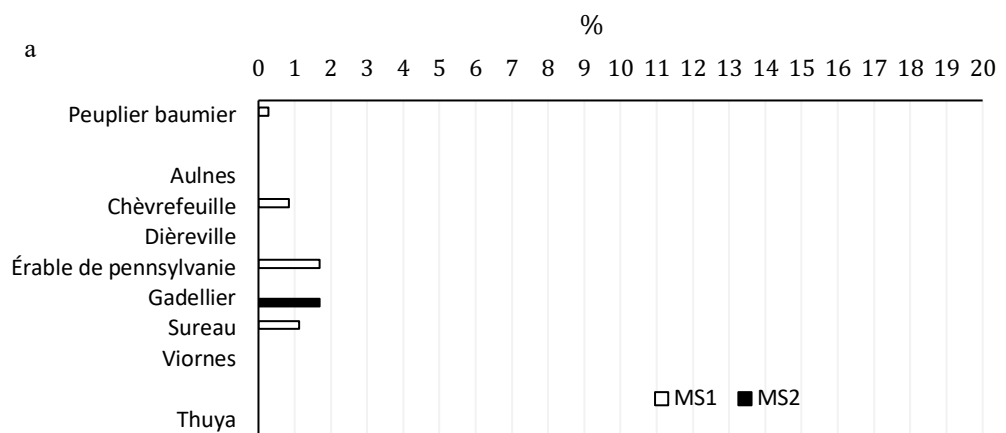
- Fuller, A.K., Harrison, D.J., and Lachowski, H.J. 2004. Stand scale effects of partial harvesting and clearcutting on small mammals and forest structure. *Forest Ecology and Management* 191(1–3): 373–386. DOI: 10.1016/j.foreco.2004.01.014.
- Gagné, L. et Lavoie, L. 2014. Comparaison des caractéristiques dendrométriques, du panier de produits et des coûts d’opération de différentes modalités d’éclaircie commerciale mécanisée en plantation dans le Bas-Saint-Laurent. Conférence régionale des éluEs du Bas-Saint-Laurent, 65 p. Disponible en ligne : <http://www.crdbsl.org>
- Gagné, L., Sirois, L. et Lavoie, L. 2016. Comparaison du volume et de la valeur des bois résineux issus d’éclaircies par le bas et par dégagement d’arbres-élites dans l’Est du Canada. *Revue canadienne de recherche forestière*, no 46 : 1320-1329, dx.doi.org/10.1139/cjfr-2015-0395.
- Gagné, L., Larocque, C. et Roussel-Garneau, É. 2018. Évaluation de la qualité de l’habitat de l’orignal et effet de l’aménagement forestier intensif sur la récolte d’originaux au Bas-Saint-Laurent. Collectif régional de développement du Bas-Saint-Laurent et ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, 46 p.
- Gagné, L., Sirois, L., et Lavoie, L. 2019. Seed rain and seedlings establishment of *Picea glauca* and *Abies balsamea* after partial cutting in plantations and natural stands. *Forests*. 10, 221; DOI: 10.3390/f10030221. 15 p. Disponible en ligne : www.mdpi.com/journal/forests
- Gagnon, L., Perreault, M., Ruel, M. et St-Hilaire, G. 2018. Sommaire du plan d’aménagement forestier intégré tactique 2018-2023. Région du Bas-Saint-Laurent. Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs, Direction générale du secteur sud-est, 341 p. Disponible en ligne : <https://mffp.gouv.qc.ca/forets/amenagement/planification-forestiere/bas-saint-laurent.jsp>
- Gill, J.L., Williams, J.W., Jackson, S.T., Lininger, K.B. et Robinson, G.S. 2009. Pleistocene megafaunal collapse, novel plant communities and enhanced fire regimes in North America. *Science*. 326(5956): 1100–3.
- Guitard, A. et Fleury, M. 2002. Caractérisation de l’habitat de l’orignal et recommandations d’interventions forestières sur la réserve faunique de Matane. Par Faune-Experts inc. pour la Sépaq – Réserve faunique de Matane et le Ministère des Ressources naturelles. Bic. 75 p. ISBN 2-922858-01-4.
- Hanley, T.A. 2005. Potential management of young-growth stands for understory vegetation and wildlife habitat in southeastern Alaska. *Landscape and Urban Planning* 72: 95-112. DOI: 10.1016/j.landurbplan.2004.09.015
- Harvey, V. 2009. Évaluation de l’utilisation par la faune terrestre des plantations et des peuplements ayant fait l’objet d’une éclaircie précommerciale et de l’impact des éclaircies commerciales à l’échelle locale et régionale. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Direction de l’expertise sur la faune et ses habitats, 65 p. ISBN : 978-2-550-56051-7 (PDF).
- Jackson, G.L., Racey, G.D., McNicol, J.G. et Godwin, L.A. 1991. Moose habitat interpretation in Ontario. *Ont. Min. Nat. Resour., NWOFTDU Tech. Rep.* 52, 74 p.

- Jobidon, R. 1995. Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec. Revue de littérature. Mémoire de recherche no. 117. Gouvernement du Québec. Ministère des Ressources naturelles. Direction de la recherche forestière. ISBN 2-550-24455-9, ISSN 1183-3912.
- Joyal, R. 1987. Moose habitat investigations in Québec and management implications. Swedish Wildl. Research, Suppl. 1: 139-152.
- Kozlowski, T.T., Kramer, P.J. et Pallardy, S.G. 1991. Physiological ecology of woody plants, Academic Press, CA, 856 p.
- Laflèche, V., Larouche, C. et Guillemette, F. 2013. « Chapitre 15 – L'éclaircie commerciale », dans ministère des Ressources naturelles, Le guide sylvicole du Québec, Tome 2 – Les concepts et l'application de la sylviculture, ouvrage collectif sous la supervision de C. Larouche, F. Guillemette, P. Raymond et J-P Saucier, Les publications du Québec, p. 300-327. ISBN 978-2-551-25229-9.
- Lamoureux, J., Pelletier, A., Larocque, C. et Bélanger, M. 2005. Inventaire aérien de l'orignal dans la zone de chasse 2 à l'hiver 2005. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'aménagement de la faune du Bas-Saint-Laurent, 27 p.
- Lamoureux, J., Morissette, S. et Maisonneuve, C. 2013. Effets des éclaircies commerciales sur la faune et ses habitats : résultats du projet du lac Huguette. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs et Regroupement régional des gestionnaires de zecs 01. 42 p.
- Langenheim, J.H. 1994. Higher plant terpenoids: A phytocentric overview of their ecological roles. *Journal of Chemical Ecology* 20:1223–1280
- Leclerc, M., Lamoureux, J., St-Laurent, M.-H., 2012. Influence of young black spruce plantations on moose winter distribution. *The Journal of Wildlife Management*. 76(8): 1686-1693. DOI: 10.1002/jwmg.418.
- Lees, J.C. 1981. Trois générations de rejets de souches d'érable rouge. Service canadien des Forêts, Centre de recherches forestières des Maritimes. Rap. Info. M-X-119F. 10 p.
- Lefort, S. et Massé, S (éd.) 2015. Plan de gestion de l'orignal au Québec 2012-2019, Ministère des Forêts, de la Faune et des Parcs - Secteur de la faune et des parcs, Direction générale de l'expertise sur la faune et ses habitats et Direction générale du développement de la faune, 443 p. ISBN 978-2-550-72503-9 (Imprimé), ISBN 978-2-550-72506-0 (Pdf)
- Lycke, A., Imbeau, L. et Drapeau, P. 2011. Effects of commercial thinning on site occupancy and habitat use by spruce grouse in boreal Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 41 : 501-508. DOI : 10.1139/X10-226.
- Maltais, J. 1998. Réponse de la végétation et des cerfs à des traitements sylvicoles réalisés dans les ravages du Bas-Saint-Laurent. Rapport rédigé en collaboration avec le ministère

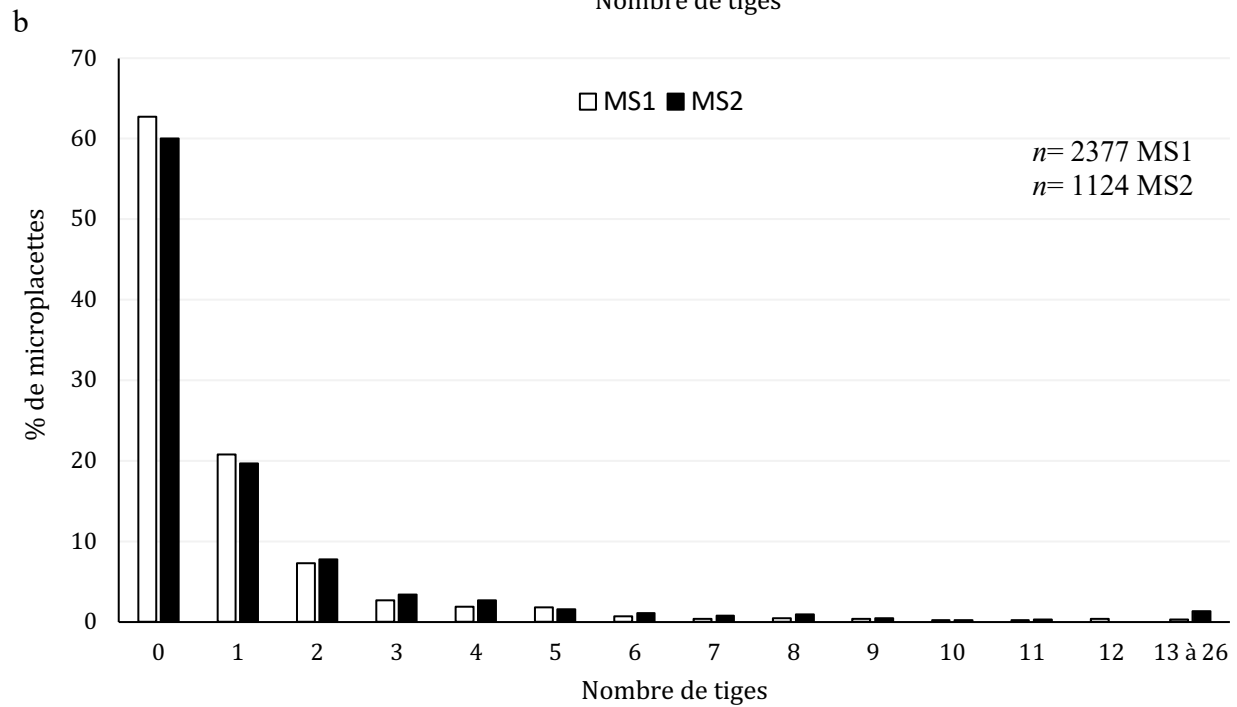
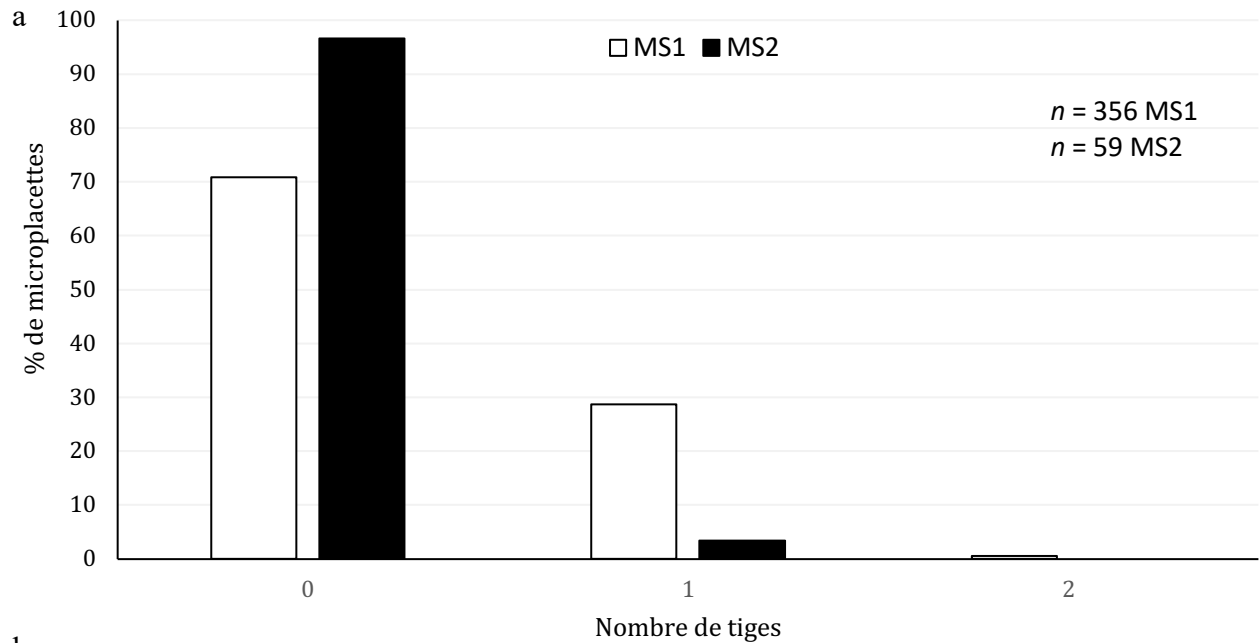
- Environnement et Faune, l'Université Laval et l'Université du Québec à Rimouski. 21 p. + annexes.
- Mathisen, K.M., Milner, J.M. et Skarpe, C. 2017. Moose-tree interactions: Rebrowsing is common across tree species. *BMC Ecology* 17:12. DOI: 10.1186/s12898-017-0122-3.
- Miquelle, D.G., 1983. Browse regrowth and consumption following summer defoliation by moose. *Journal of Wildlife Management* 47: 17-24.
- MLCP (ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche). 1993. Plan de gestion de l'orignal 1994-1998 : Objectifs de gestion et scénarios d'exploitation. Ministère du Loisir, de la Chasse et de Pêche du Québec, Les Publications du Québec, Canada, 139 p.
- MRNF (ministère des Ressources naturelles et de la Faune), 2011. Norme de stratification écoforestière. Quatrième inventaire écoforestier. Direction des inventaires forestiers. ISBN pdf : 978-2-550-62183-6. 92 p + addenda.
- Nuttle, T., Royo, A.A., Adams, M.B. et Carson, W.P. 2013. Historic disturbance regimes promote tree diversity only under low browsing regimes in eastern deciduous forest. *Ecological Monograph*. 2013; 83(1): 3–17. Disponible sur le site : <https://doi.org/10.1890/11-2263.1>.
- Olson, M.G., Meyer, S.R., Wagner, R.G. et Seymour, R.S. 2014. Commercial thinning stimulates natural regeneration in spruce-fir stands. *Canadian Journal Forest Research* 44:173-181. [dx.doi.org/10.1139/cjfr-2013-0227](https://doi.org/10.1139/cjfr-2013-0227).
- Peek, J. M., Urich, D.L. et Mackie, R.J. 1976. Moose habitat selection and relationships to forest management in northeastern Minnesota. *Wildlife Monographs* 48.
- Peek, J. M. 1998. Habitat relationships. Pages 351–376 dans A. W. Franzmann et C. C. Schwartz, editors. *Ecology and management of North American moose*. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C., USA.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D. et The R Development Core Team, 2010. nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-97.
- Potvin, F. 1995. L'inventaire de broût : revue des méthodes et description des deux techniques. Direction de la faune et des habitats. Ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec. ISBN : 2-550-09722-X. 70 p.
- Potvin, F., Bertrand, N. et Walsh, R. 2006. Évolution de l'habitat d'espèces fauniques de la forêt boréale dans un secteur de coupe intensive sur une période de 25 ans. Québec, gouvernement du Québec, ministère des Ressources naturelles et de la Faune, 28 p. ISBN : 2-550-47329-9.
- Riginos, C. et Grace, J.B. 2008. Savanna tree density, herbivores and the herbaceous community: bottom-up vs. top-down effects. *Ecology* 89(8): 2228–38.

- Ross, S., Larocque, C. et Bélanger, M. 2014. Inventaire aérien dans la zone de chasse 2 à l'hiver 2014. Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs - Direction des opérations régionales du Bas-Saint-Laurent, Secteur de la faune, 18 p.
- Samson, C., Dussault, C., Courtois, R. et Ouellet, J.-P., 2002. Guide d'aménagement de l'habitat de l'orignal. Société de la Faune et des Parcs du Québec. Fondation de la Faune du Québec et ministère des Ressources naturelles du Québec. Sainte-Foy, 48 p.
- Sanscartier, R., De Baets, N. et LeBreton, M. 2014. L'industrie faunique comme moteur économique régional. Écoressources et Ecotec consultants. ISBN : 978-2-550-70734-9. 71 p.
- Smith, D.M., Larson, B.C., Kelty, M.J. et Ashton, P.M.S. 1996. The practice of silviculture applied forest ecology. 9th edition. John Wiley & Sons, Inc. ISBN 0-471-10941-X. 537 p.
- Smith, R., Smith, M., Paul, C. et Bellemore, C. 2015. Hyperabundant moose management plant for north mountain, Cape Breton Highlands National Park. Parcs Canada. 39 p.
- Speed, J.D.M., Austrheim, G., Hester, A.J., Meisingset, E.L., Mysterud, A., Tremblay, J-P., Øien, D-I. et Solberg, E.J. 2014. General and specific responses of understory vegetation to cervid herbivory across a range of boreal forests. *Oikos* 000:1-11. DOI: 10.1111/oik.01373.
- Stamp, N. 2003. Out of the quagmire of plant defense hypotheses. *The quarterly review of biology*. 78(1): 23-55. 0033-5770/2003/7801-0002
- Strauss, S. Y. 1991. Direct, indirect and cumulative effects of three native herbivores on a shared host plant. *Ecology* 72:543–558.
- Thompson, I.D. et Curran, W.J. 1993. A re-examination of moose damage to balsam fir – white birch forests in central Newfoundland: 27 years later. *Canadian Journal of Forest Research*. 23: 1388-1395.
- Timmermann, H.R., et McNicol, J.G. 1988. Moose Habitat Needs. *The Forestry Chronicle* 64: 238-245.
- Vanderwel, M.C., Mills, S.C., et Malcolm, J.R. 2009. Effects of partial harvesting on vertebrate species associated with late-successional forests in Ontario's boreal region. *The Forestry Chronicle* 85(1): 91–104.
- Warnes., G.R., Bolker, B., Lumley, T. et Johnson, R.C. Contributions from Randall C. Johnson are Copyright 2005. SAIC-Frederick, Inc. Funded by the Intramural Research Program of the NIH, National Cancer Institute and Center for Cancer Research under NCI Contract NO1-CO-12400. gmodels: Various R programming tools for model fitting. R package version 2.15.0. Available on Website: <https://cran.r-project.org/src/contrib/Archive/gmodels/>

Annexe 1 – Fréquence des autres essences n’étant pas dans la liste des essences principales consommées par l’original recensées dans les peuplements témoins (a) et par période de temps, 3 à 5 ans (b), 6 et 7 ans (c) et 8 à 10 ans (d) après éclaircie par végétation potentielle, MS1 (bâtonnets blancs) et MS2 (bâtonnets noirs) pour la partie ouest de l’UA 012-72 et nord-est de l’UA 011-71.



Annexe 2 – Proportion du nombre de microplacettes avec ou sans tige dans les secteurs témoins (a) et éclaircis (b) pour toutes les essences recensées par végétation potentielle, MS1 (bâtonnets blancs) et MS2 (bâtonnets noirs) pour la partie ouest de l'UA 012-72 et nord-est de l'UA 011-71.



Annexe 3 – Effets de la végétation potentielle, de la période et de la strate sur le nombre de tiges/ha et de ramilles/ha pour la partie ouest de l’UA 012-72 et nord-est de l’UA 011-71 (référence Figure 7).

Les chiffres en caractères gras indiquent qu’il y a une différence significative ($p < 0,05$).

Variable ¹	Facteurs fixes	Degré de liberté	Valeur de F	Valeur de <i>p</i>
Tiges/ha	Végétation potentielle	98	12,75	<0,001
	Période	8	0,70	0,52
	Strate	98	2,88	0,06
	Végétation potentielle X période	98	0,76	0,46
	Végétation potentielle X strate	98	1,97	0,14
	Période X strate	98	0,26	0,90
	Végétation potentielle X période X strate	98	1,78	0,14
	Ramilles/ha	Végétation potentielle	98	12,62
Période		8	0,82	0,47
Strate		98	2,22	0,11
Végétation potentielle X période		98	0,38	0,68
Végétation potentielle X strate		98	1,05	0,35
Période X strate		98	1,49	0,21
Végétation potentielle X période X strate		98	2,18	0,08

¹ Les données pour chaque variable ont été transformées par la fonction racine carrée pour les normaliser.

Annexe 4 – Exemple de sous-étage de peuplements témoins ou traités en éclaircie commerciale, de sentiers de débardage dix ans après une première éclaircie et exemples de tiges mutilées.

Crédit photos : Collectif régional de développement du Bas-Saint-Laurent

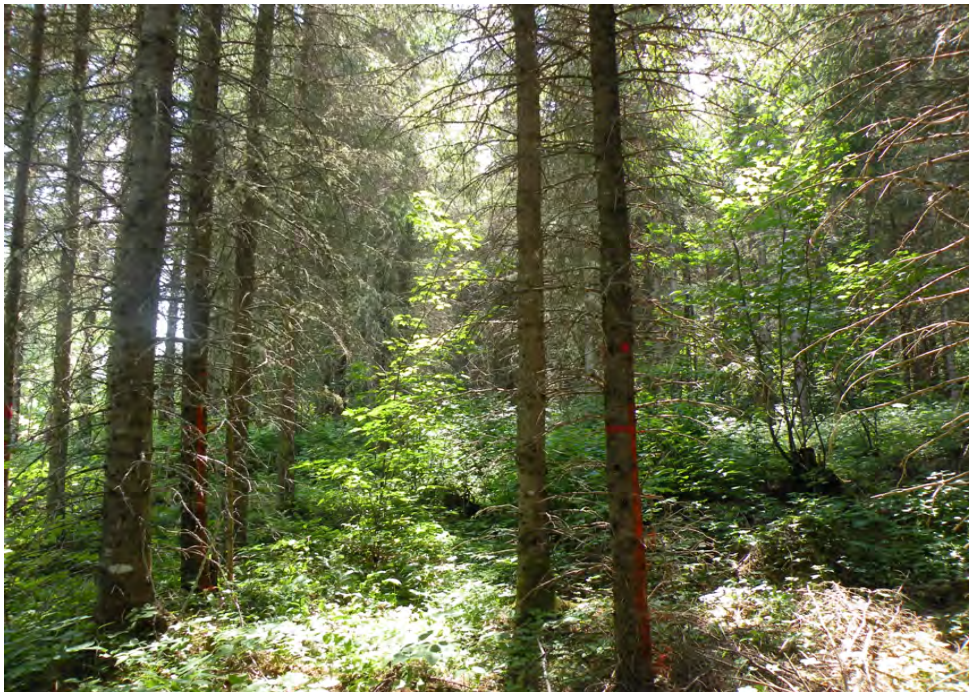
Photo 1. Exemple d'un sous-étage d'un peuplement témoin



Photo 2. Exemple de sous-étage d'un peuplement traité en éclaircie commerciale il y a 10 ans



Photos 3 et 4. Exemples de sentier de débardage à l'automne (en haut) et en été (en bas) dix ans après une première éclaircie commerciale.



Photos 5 et 6. Exemples de tiges mutilées ayant eu du broutage excessif sur plusieurs années.

