

Université de Montréal

**Effets des pratiques sylvicoles sur les traits fonctionnels des
communautés végétales de friches arbustives**

par

Marie-Ève Payeur

Département de Sciences Biologiques

Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures

en vue de l'obtention du grade de

Maître ès sciences (M.SC.)

en sciences biologiques

Août 2010

© Marie-Ève Payeur, 2010

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :

Effets des pratiques sylvicoles sur les traits fonctionnels des communautés végétales de
friches arbustives

Présenté par :
Marie-Ève Payeur

évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Stéphanie Pellerin,	président-rapporteur
Alain Cogliastro,	directeur de recherche
Daniel Gagnon,	membre du jury

Résumé

Différents modes de réhabilitation forestière des sites agricoles abandonnés peuvent affecter la diversité végétale des sites. L'analyse des traits fonctionnels des plantes pourrait permettre de révéler l'effet des différentes pratiques sylvicoles suggérées. L'étude porte sur deux communautés de friches arbustives ayant reçu la plantation de trois espèces d'arbres feuillus. La préparation des sites par un débroussaillage total ou par bande, combinés ou non d'herbicide offre l'occasion de mesurer l'effet de ces traitements sur la distribution des traits fonctionnels des communautés végétales après onze ans.

Les résultats d'une analyse du 4^e coin montrent un effet des traitements sur les traits fonctionnels des communautés et ce, davantage sur le site où la transmission de la lumière est supérieure. Un débroussaillage par bande permet un recul successional moins grand que total, avec la présence de plusieurs traits fonctionnels liés aux espèces de fin de succession tels que les phanérophytes et les espèces à semences de plus grande taille. Un débroussaillage total résulte plutôt en une présence accrue des espèces exogènes et des intolérantes à la lumière. L'application d'herbicide influence peu la distribution des traits mais augmente la croissance du noyer noir lors de débroussaillage total et dans une moindre mesure lors de débroussaillage en bande.

Le peu de différenciation significative de survie et de croissance en hauteur des arbres entre les traitements permet de proposer un débroussaillage par bande plutôt que total, afin de diminuer le recul successional, tout en nécessitant un moins grand recours à l'herbicide.

Mots-clés : Traits fonctionnels des plantes, friches arbustives, compétition, plantation de feuillus

Abstract

Different kinds of forest rehabilitation on abandoned farms could have an impact on plant diversity. Plant functional traits analyses could reveal effects of different management strategies. Two shrublands were planted with three hardwood species. They received the following treatments in 1998: total or striped clearing, with or without herbicide. The goal of this study is to determine the effects of these treatments, 11 years later, on functional traits distribution within the plant communities.

According to a fourth corner analysis, the functional traits communities variation between treatments was significant, even higher, for the shrubland that had higher light availability. Striped clearing caused a less important successional retreat than total clearing, selecting for traits representative of shaded habitats like the presence of phanerophyte species and species with big seeds. Total clearing allowed a greater light availability in the following years, which selected for functional traits such as presence of exogenous and shade-intolerant species in the sampling units. Herbicide application had few effects on traits but increased black walnut growth when total clearing was applied, as well with strip clearing, but to a lesser extent.

With low differentiation of tree growth and survival between treatments, we suggest using the striped clearing on planted shrublands in order to decrease the succession decline, while minimising herbicide use and their impacts on the surrounding plant communities.

Keywords: Plant functional traits, shrubland, competition, hardwood plantation

Table des matières

<u>Résumé</u>	i
<u>Abstract</u>	ii
<u>Table des matières</u>	iii
<u>Liste des tableaux</u>	v
<u>Liste des figures</u>	vi
<u>Introduction</u>	1
1- Impacts des perturbations anthropiques.....	1
2- L'utilisation des traits fonctionnels pour l'étude des perturbations.....	1
3- Restauration de sites perturbés	3
3.1 Succession sur les sites perturbés	3
3.2 Restauration selon différentes pratiques sylvicoles	4
<u>Méthode</u>	7
1- Région et localisation des sites	7
2- Description des plantations.....	8
4- Échantillonnage de la végétation	9
5- Mesures de lumière disponible	10
6- Analyses statistiques.....	11
6.1 Effets des traitements sur la croissance des arbres plantés et la lumière disponible	11
6.2 Les effets des traitements sylvicoles sur la répartition des traits fonctionnels	11
<u>Résultats</u>	14
1- Effets des traitements sur la lumière disponible	14
2- Relation entre les traits fonctionnels et les traitements sylvicoles.....	17
3- Influence des traitements sylvicoles sur la croissance des arbres.....	21
<u>Discussion</u>	23
1- Disponibilité de la lumière.....	23
2- Relation entre les traits fonctionnels et les traitements.....	24

3- L'influence des pratiques sur la croissance des arbres plantés.....	29
<u>Conclusion</u>	31
<u>Bibliographie</u>	33
<u>Annexe 1</u>	i
<u>Annexe 2</u>	ii

Liste des tableaux

Tableau I : Moyennes climatiques de la municipalité de Saint-Anicet dans la MRC du Haut-Saint-Laurent (Environnement du Canada 2008).	8
Tableau II: Traits fonctionnels des espèces provenant de la base de données TOPIQ (Aubin <i>et al.</i> 2007).	12
Tableau III : ANOVA de l'effet des traitements sur la lumière disponible à 3m et 4m de hauteur pour chaque espèce et chaque site en 2009.....	16
Tableau IV : Matrice D de l'analyse du 4e coin représentant la relation entre les traitements sylvicoles et les traits fonctionnels sur les sites Loam et Argile.....	18

Liste des figures

Figure 1 : Localisation de la Municipalité Régionale de Comté (MRC) du Haut-Saint-Laurent de la région de la Montérégie	7
Figure 2 : Effet des traitements sur la lumière disponible (% de DFPP) mesuré au niveau de la cime des plants en 1998 et en 2002 sur le site loam et argile (Benjamin 2000, Fournier 2003).....	15
Figure 3 : Quantité moyenne de lumière disponible (%DFPP), en 2009, mesurée pour trois espèces plantées à deux hauteurs pour les sites loam et argile.	16
Figure 4: Analyse canonique des correspondances entre les traits fonctionnels des plantes et les traitements sylvicoles.....	19
Figure 5 : Taille en hauteur (cm) des trois espèces à l'étude sur les sites argile et loam en fonction des traitements sylvicoles.	22

Remerciements

Au cours de ces deux années de recherche, j'ai eu la chance de côtoyer de nombreuses personnes qui m'ont aidé à rendre ce projet possible. J'aimerais premièrement remercier mon directeur de recherche, Alain Cogliastro, qui a su me diriger et m'encourager tout au long de ces années. Il m'a aidé à pousser ma réflexion et m'a beaucoup appris sur les différentes problématiques qui entourent la sylviculture au Québec.

Également, je suis grandement reconnaissante envers Pierre Legendre et les membres de son laboratoire tel que Daniel Borcard et Marco Moretti pour leur aide si précieuse lors de la complexe analyse du 4^e coin. Merci aussi à Stéphane Daigle pour ses conseils lors de l'interprétation de mes données. Un grand merci à Isabelle Aubin qui a pu rendre disponible sa base de données sur les traits fonctionnels que nous retrouvons au Québec. Cette base de données fut essentielle pour l'étude. Merci aussi pour ses judicieux conseils tout au long des analyses.

Ce travail n'aurait pu être possible sans mes aides de terrain qui ont rendu le tout beaucoup plus agréable. Je pense alors à Périnne Laffargue et à Joanna Faure qui ont affronté les moustiques et les aubépines avec moi, ainsi qu'à Rémy Fluet, Léa Bouttier et Marilou Maurice pour leur aide occasionnelle. De plus, je tiens à remercier les propriétaires de ces terres privées qui ont autorisé notre accès.

Merci aux membres du laboratoire d'écologie avec qui se fut toujours agréable d'échanger nos connaissances, soit Patrick Boivin, Annie Cavanagh, Rémy Fluet et Chantal Moisan. Et un dernier merci à mes amis, principalement à Jean-Martin qui m'a permis d'apprécier les statistiques et à mon amoureux, Maxime, qui a su m'encourager tout au cours de ces années et qui a toujours cru en moi tout en m'épaulant lors des moments difficiles.

Introduction

1- Impacts des perturbations anthropiques

À l'échelle planétaire, les perturbations anthropiques telles que celles associées à l'agriculture et à la foresterie ont grandement modifié les écosystèmes (Le Maitre *et al.* 2004, Noble et Dirzo 1997). Dans les zones agricoles abandonnées, les anciens pâturages, aujourd'hui abandonnés, sont caractérisés par une proportion plus élevée d'espèces arbustives et forestières en raison de la sélectivité des animaux de bétail et d'un taux de perturbation inférieur à celui des grandes cultures (Wulf 2004). Au cours des 10 premières années suivant l'abandon du pâturage, la proportion d'espèces ligneuses demeure faible, augmentant à partir de la quinzième année (Aide *et al.* 1995). Les espèces ligneuses qui colonisent les anciens pâturages du Nord-Est de l'Amérique comprennent le *Malus pumila* Mill., le *Rhus typhina* L., le *Thuja occidentalis* L. et les *Crataegus* sp. (Benjamin 2000, Meilleur *et al.* 1994). Le couvert végétal dans un ancien pâturage dépend de l'intensité de l'usage du site (Bouchard et Domon 1997), du type de sol (Szabo et Prach 2009, Vieira *et al.* 1994), de la présence d'espèces compétitives (Harcombe 1980, Huston 1979) et des sources de propagules (Estrada et Bodin 2008, Lavorel *et al.* 1998). Ainsi, l'analyse des effets des perturbations anthropiques sur la diversité végétale des milieux forestiers nécessite une intégration des différents facteurs tels que le type de sol et la croissance relative des herbacées (Fraterrigo *et al.* 2006, Gachet *et al.* 2007), l'historique d'occupation du paysage et les différents traitements sylvicoles effectués (Decocq *et al.* 2004, Eycott *et al.* 2006, Lindgren et Sullivan 2001). En conséquence, l'analyse de la distribution et de l'abondance des organismes en fonction du régime des perturbations représente un grand défi pour les écologistes (Chapin III *et al.* 1996, Lavorel *et al.* 2007).

2- L'utilisation des traits fonctionnels pour l'étude des perturbations

Une approche se basant sur les traits fonctionnels des plantes en vue d'établir l'impact des perturbations sur différents écosystèmes est en développement (Lavorel et Garnier

2002, Pugnaire et Valladares 2007). Cette approche est un complément à la classification taxonomique permettant d'interpréter les effets des perturbations anthropiques en simplifiant la dynamique des écosystèmes et l'intégration de la diversité structurale. Les plantes peuvent être représentées sur une base quantitative de traits permettant de les évaluer et de les comparer le long de différents biomes (Reich *et al.* 1997). L'étude de la végétation à différentes échelles et dans différents paysages est alors facilitée. Les traits fonctionnels, tels que définis dans la littérature, permettent le regroupement de plantes répondant de façon similaire aux conditions environnementales et qui ont des effets analogues (adaptations) sur les processus qui dominent l'écosystème (Grime *et al.* 1988, Lavorel *et al.* 2007, Noble et Gitay 1996, Violle *et al.* 2007). L'utilisation des traits fonctionnels a débuté en écologie végétale, mais cette approche est de plus en plus appliquée à l'étude d'autres groupes d'organismes (Moretti et Legg 2009, Erös *et al.* 2009).

Les traits fonctionnels qui caractérisent les communautés végétales varient selon les conditions du milieu telles que la quantité d'eau disponible, la fertilité du sol (Weiher et Keddy 1995) et la lumière disponible, et permettent aux espèces d'être regroupées selon leurs tolérances aux conditions abiotiques (Shipley *et al.* 2006). Les perturbations anthropiques agissent comme des filtres environnementaux et la réponse des espèces dépendra de leurs traits respectifs. Par exemple, les communautés d'espèces herbacées en forêt peuvent être filtrées selon leur habilité à tolérer l'ombre (Liira *et al.* 2002). La qualité de l'habitat, sa configuration et sa continuité sont des facteurs qui peuvent affecter la distribution des espèces forestières dans un paysage fragmenté (Kolb et Diekmann 2004) tel qu'un territoire agricole. En zone agricole, un paysage perturbé annuellement est davantage composé d'espèces annuelles (*e.g.* *Erigeron* spp.) alors qu'un site rarement perturbé est dominé par des herbacées pérennes (*e.g.* *Solidago altissima* L.) et des espèces ligneuses (Bartha *et al.* 2003, Collins *et al.* 2001, Vankat et Snyder 1991). La succession des communautés végétales peut également comprendre des phases qui ralentissent ou empêchent l'arrivée d'espèces indigènes dans les champs abandonnés (Cramer *et al.* 2008, Flinn et Vellend 2005).

3- Restauration de sites perturbés

3.1 Succession sur les sites perturbés

La succession de la végétation retrouvée sur les fermes abandonnées suit un modèle général : une phase de végétation spontanée; une phase herbacée; une phase dominée par les arbustes; pour éventuellement devenir une forêt (Armesto et Pickett 1986). L'établissement des espèces ligneuses sur un site abandonné requiert beaucoup de temps (Armesto et Pickett 1986, Beckwith 1954, Kahmen et Poschlod 2004). En Amérique du Nord, l'abandon des terres agricoles, particulièrement les pâturages, a laissé de grandes étendues composées essentiellement par des arbustes désignant ces milieux comme friches arbustives (Beckwith 1954, Benjamin 2000, Stover et Marks 1998). Au Québec, les friches arbustives les plus âgées, datant de 40-50 ans, ont une forte colonisation d'arbustes munis d'épines n'ayant pas été broutés par les animaux, tels que *Crataegus* spp., *Zanthoxylum americanum* Mill. et différents *Rubus* spp. (Benjamin *et al.* 2005, Meilleur *et al.* 1994). Une fois les anciens pâturages abandonnés, ils semblent se reconverter difficilement en forêts. La présence d'herbacées à colonisation rapide dans les pâturages abandonnées pourraient inhiber l'établissement d'une forêt secondaire en empêchant la colonisation d'espèces ligneuses (Aide *et al.* 1995). De plus, en région tempérée, certaines espèces arbustives peuvent inhiber la succession en raison de leur forte présence telles que *Cornus stolonifera* Michx., *Rubus idaeus* L., *Rhus typhina* L. et *Thuja occidentalis* L. (Meilleur *et al.* 1994). Après plus de 70 ans, les anciens pâturages ont une richesse, abondance et diversité d'espèces inférieures aux forêts anciennes (Singleton *et al.* 2001).

De façon générale, les espèces d'arbres et d'arbustes qui composent les anciens sites agricoles proviennent majoritairement de propagules des écosystèmes forestiers à proximité (Battaglia *et al.* 2002). Ainsi, en zone agricole intensive, où les propagules d'espèces forestières peuvent être rares ou très éloignées, la composition en espèce est limitée. La

dispersion des graines est une contrainte importante pour la colonisation des champs abandonnés et, plus les sources de propagules sont éloignées, moins la diversité est élevée (Cramer *et al.* 2008). Dans certain cas, seule la plantation d'arbres permet d'assurer la conversion d'une ancienne terre agricole en forêt (Singleton *et al.* 2001). Il est ainsi intéressant d'introduire des espèces d'arbres qui vont accélérer la succession et augmenter la valeur de ces forêts en devenir. Ces interventions de restauration doivent être conduites de manière à assurer le succès de l'introduction de nouvelles espèces par la plantation, et plusieurs techniques peuvent être envisagées. De telles situations nous donnent l'occasion d'utiliser les traits fonctionnels dans le but d'évaluer l'effet de différentes pratiques sylvicoles sur les communautés végétales visées.

3.2 Restauration selon différentes pratiques sylvicoles

La restauration d'un site en vue de recréer une forêt ne vise pas seulement le recouvrement de la structure forestière mais aussi la composition en espèces indigènes (Hughes et Fahey 1991). Les plantations forestières peuvent et doivent contribuer davantage à la conservation de la biodiversité (Norton 1998) et les terres abandonnées peuvent être utilisées pour la production de bois (Battaglia *et al.* 2002, Hughes et Fahey 1991, Paquette et Messier 2010). Une étude a montré que les plantations sur les fermes abandonnées permettent de reconvertir, en aussi peu que 50 ans, des terres agricoles en forêts productives contenant près de la moitié des espèces végétales typiques des forêts naturelles provenant d'une même région géographique (Newmaster *et al.* 2006).

Alors que de nouveaux concepts tels que l'aménagement écosystémique se développent, la stratégie traditionnelle d'aménagement par coupe totale des friches arbustives doit être repensée (Paquette *et al.* 2006). L'introduction d'espèces d'arbres, caractéristiques des stades de succession plus tardifs (tel que *Acer saccharum* Marsh.), dans une communauté arbustive, sans coupe totale, permettrait d'accélérer le processus de succession et augmenterait la valeur écologique et économique de ces jeunes milieux en

transition (Benjamin 2000, Cogliastro *et al.* 2006). Parmi les interventions proposées pour favoriser l'introduction d'arbres, l'ouverture par bande représente une alternative à la coupe totale. Celle-ci permet de maintenir « l'ambiance arbustive », laissant une forte proportion du paysage intact, préservant un plus grand potentiel d'habitat pour la faune et limitant potentiellement le retour à des stades de successions antérieurs (Balandier *et al.* 2006, Benjamin 2000, Paquette *et al.* 2006). Certaines analyses anticipent plusieurs avantages de la présence d'espèces arbustives sur la régénération des arbres : la compétition arbustive induirait des effets moins sévères que la végétation herbacée sur la croissance des arbres plantés (Aussenac 2000, Cain *et al.* 1999, Cogliastro *et al.* 2006, Marino et Gross 1998); l'ombre créée par les espèces arbustives pourrait induire un stress suffisamment important pour limiter la compétition herbacée basse, celle qui consomme l'eau, les éléments nutritifs et qui limite le développement des semis (Carnevale et Montagnini 2002, Kolb *et al.* 1990, Riegel *et al.* 1995). De façon générale, l'application d'herbicide après la plantation permet d'avoir un taux de survie plus élevé des arbres plantés en diminuant la proportion d'herbacées (Cogliastro *et al.* 1993, Jacobs *et al.* 2004, Lof 2000). Toutefois, il est possible d'avoir des plantations d'arbres de valeur sans avoir recours à l'utilisation d'herbicide à l'aide d'un aménagement sous-couvert (Truax *et al.* 2000). Ainsi la présence d'arbustes pourrait s'avérer avantageuse selon l'espèce d'arbre planté et les interventions effectuées afin d'éviter l'utilisation d'herbicide.

Dans la présente étude, nous abordons le cas des communautés arbustives qui sont le résultat de l'abandon agricole où des objectifs de production sylvicole sont recherchés. Au sud-ouest du Québec, en zone de forêts tempérées, deux friches arbustives issues de l'abandon agricole ont été enrichies par la plantation de trois espèces d'arbres de haute valeur économique soient *Fraxinus americana* L., *Acer saccharum* Marsh. et *Juglans nigra* L. (Benjamin 2000). L'expérimentation consistait à comparer diverses intensités de maîtrise de la végétation herbacée et ligneuse en place, appliquées pour favoriser la croissance des arbres plantés. Ces modes de réhabilitation forestière des arbustais offrent l'occasion de

déterminer leur impact sur l'assemblage des traits fonctionnels des plantes de ces communautés.

À notre connaissance, l'effet des interventions d'enrichissement des friches arbustives sur la composition des communautés végétales a été peu étudié. Le présent travail utilise ce type de friches afin de comparer l'effet des traitements sylvicoles (débranchement total et par bande avec ou sans herbicide) sur l'assemblage des traits fonctionnels des communautés. Des traits fonctionnels pourraient être favorisés ou défavorisés par un type de traitement. On s'attend à ce que le débranchement total favorise une proportion supérieure d'espèces exotiques qu'un débranchement par bande. De plus, nous anticipons retrouver davantage d'espèces ligneuses lors de traitements par bande. Un recul successional pourrait alors être moindre lors de coupe par bande que par une coupe totale. La comparaison des différents assemblages de traits fonctionnels est réalisée à l'aide de l'analyse du 4^e coin qui représente un des rares cas d'application de cette méthode statistique. Cette analyse, qui n'est apparue que récemment dans la littérature (Dray et Legendre 2008), permet de préciser comment les caractéristiques biologiques des espèces sont reliées aux caractéristiques de l'habitat. En une seule étape, il est alors possible d'identifier l'importance relative des traits fonctionnels en friches arbustives. De plus les variations de disponibilité lumineuse ainsi que la croissance des arbres plantés selon les différentes pratiques sylvicoles seront analysées.

Méthode

1- Région et localisation des sites

L'étude a été effectuée sur le territoire de la Municipalité Régionale de Comté (MRC) du Haut-Saint-Laurent qui se situe dans le sud-ouest de la province de Québec entre le fleuve Saint-Laurent au nord et l'état de New York au sud (figure 1). Le domaine bioclimatique de cette région est le plus chaud de la province, soit celui de l'Érablière à caryer cordiforme (Bouchard et Brisson 1996). Les forêts de cette région n'occupent qu'environ 28% du territoire (Saucier *et al.* 2003) et la pression pour l'utilisation du territoire est élevée. Les anciens pâturages sont principalement colonisés par des *Thuja occidentalis* L. ainsi que par certains arbustes munis d'épines tels que les *Crataegus* sp. et les *Rubus* sp. (Meilleur *et al.* 1994). Les caractéristiques climatiques de cette région sont présentées dans le tableau I.

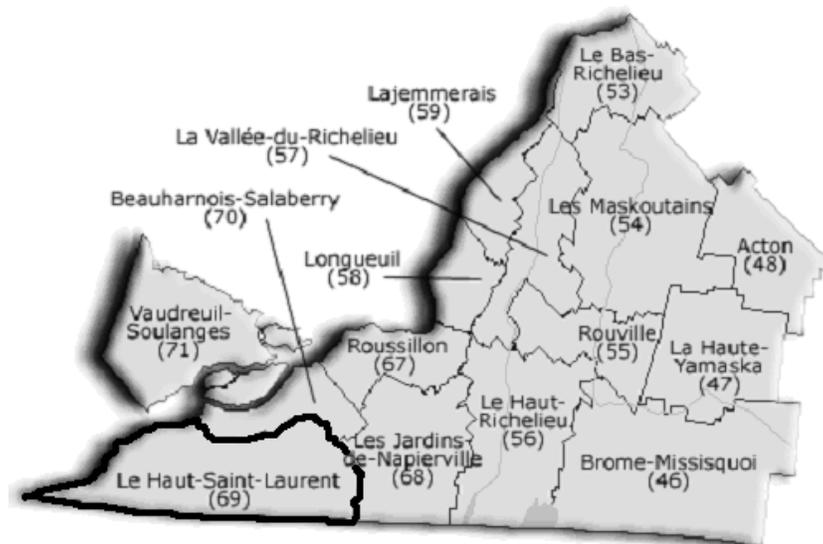


Figure 1 : Localisation de la Municipalité Régionale de Comté (MRC) du Haut-Saint-Laurent de la région de la Montérégie

L'assise rocheuse de la MRC du Haut-Saint-Laurent est principalement constituée des groupes de Beekmantow et de Postdam. Le premier groupe présent surtout dans l'ouest de la région d'étude, est essentiellement constitué de dolomie alors que le second groupe présent dans l'est du secteur, est principalement composé de grès (Globensky 1987). La

mosaïque des sédiments de surface comprend un mélange de dépôts littoraux, marins, glaciaires et tardiglaciaires (Bariteau 1987).

Tableau I : Moyennes climatiques de la municipalité de Saint-Anicet dans la MRC du Haut-Saint-Laurent (Environnement du Canada 2008).

MRC	Station météorologique (coordonnées)	T _{AN}	T _{SA}	P _{AN}	Degrés-jours >5 °C (moyenne 1971- 2000)
Saint-Anicet	(45°08' N 74°21' O)	7,2°C	Janv. : -5,4 °C Juil. : 21,1 °C	920 mm (pluie : 711mm)	2136

TAN : Température annuelle moyenne; TSA: Température saisonnière moyenne; PAN : Précipitations annuelles moyennes; Janv. : janvier; Juil. : juillet

2- Description des plantations

Pour la présente étude, nous avons utilisé deux sites, provenant du travail de Benjamin (2000), qui ont été retenus selon certains critères tel que : le dépôt de surface, le drainage et la présence de friche arbustive (Benjamin 2000). Chaque site est nommé selon la classe texturale du sol soit : argile ou loam. Le drainage est mauvais au site argile et bon au site loam avec un pH respectif de 6,49 et 7,21.

Sur les deux sites, la mise en terre des arbres a été réalisée au printemps 1998. Le choix des espèces plantées fut guidé par leur capacité à bien croître dans les conditions de sol représentées et par la valeur économique de leur bois. L'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.), le frêne d'Amérique (*Fraxinus americana* L.) et le noyer noir (*Juglans nigra* L.) composent le dispositif.

Chaque site est composé de trois blocs comprenant les trois espèces d'arbres disposées selon une séquence aléatoire à l'intérieur d'un bloc. Sur la moitié de chacun des blocs, un débroussaillage total (t) a été fait en 1998 sur la végétation d'origine. Dans l'autre moitié, la végétation a été débroussaillée par bande (b) de 2m d'ouverture, laissant des interbandes arbustives larges de 2 mètres. Le débroussaillage total a été réalisé une seule fois, en 1998, alors que le débroussaillage par bande, réalisé en 1998, a reçu une

seconde intervention en 2001 au cours de laquelle certains arbres, en marge des bandes et dont la cime recouvrait celle des arbres plantés, furent retirés. À ce niveau de traitement de débroussaillage (t vs. b) se superpose un traitement à l'herbicide glyphosate (Roundup, Monsanto Inc., Winnipeg, MB, Canada), qui a été effectué de façon systématique sur la moitié des rangées d'arbres de chacun des traitements t et b. L'herbicide a été appliqué au cours de l'été 1998 et 2000 de manière localisée sur une bande de 30 cm de part et d'autre des rangs d'arbres plantés à l'aide d'un applicateur à éponge. Dans un bloc, une parcelle correspond à un ensemble de 20 arbres qui sont de la même espèce sur deux rangées contiguës qui sont soumises au même traitement de débroussaillage et d'herbicide. Les arbres ont été plantés à une distance de un mètre sur le rang et de 4 mètres entre les rangées de chaque bloc. L'annexe 1 présente les différents traitements effectués à l'intérieur d'un bloc, et les principales interventions réalisées depuis la mise en place des dispositifs sont présentées à l'annexe 2.

4- Échantillonnage de la végétation

La végétation avoisinant les arbres plantés a été mesurée en 2008 dans quatre strates soit : 0-1m; 1-2m; 2-4m; 4m+. La première strate a été échantillonnée à l'aide d'un quadrat carré de 1m² avec, en son centre, l'arbre planté. Pour les autres strates, l'échantillonnage fut effectué avec un quadrat carré de 0,25m² positionné à trois orientations autour de la cime de l'arbre (nord, sud-est et sud-ouest) afin d'avoir une représentation triangulaire de la végétation qui l'entoure. Chacun de ces quadrats est positionné à partir de l'extrémité des branches de la cime de l'arbre planté afin d'intégrer la communauté qui est autour de celui-ci. Pour chaque quadrat, les espèces présentes ont été notées. Pour éviter les effets de bordures, les rangées ayant les deux traitements de débroussaillage adjacents n'étaient pas utilisées, seuls les arbres plantés dans les rangés 2, 3, 6 et 7 ont été échantillonnés (annexe 1). Seules les familles Poaceae et Cyperaceae et les genres *Viola* et *Crataegus* n'ont pas été identifiés à l'espèce. Les espèces échantillonnées ont été regroupées selon leurs traits fonctionnels afin d'analyser la distribution de ceux-ci à travers les traitements.

L'information sur les traits fonctionnels des espèces provient de la base de données TOPIQ (Traits Of Plants In Quebec) (Aubin *et al.* 2007). En tout 13 traits fonctionnels ont été utilisés pour les analyses (tableau II). La hauteur, le diamètre et la survie des arbres plantés a été notée, à l'été 2008, afin d'évaluer leur croissance au cours des onze dernières années.

5- Mesures de lumière disponible

Les mesures de la lumière disponible prises en 1998 lors de l'étude de Benjamin (2000) et en 2002 lors de l'étude de Fournier (2003) ont été reprises ici. Ceci a permis de tenir compte de l'effet des traitements pendant les premières années. Dans la présente étude, les mesures de disponibilité de la lumière ont été réalisées en 2009, soit douze ans après la plantation. Une sonde Sunshine Sensor de type BF2 (Delta-T, Burwell, Cambridge, UK) a été utilisée pour mesurer la radiation photosynthétique active (PAR) à quatre hauteurs différentes (1m, 2m, 3m et 4m), et ce, pour trois directions (nord, sud-ouest, sud-est). Une sonde, qui est reliée à un ordinateur portable (le PSION Workabout, Singapore), est placée dans un champ ouvert à proximité de la plantation afin d'évaluer la quantité de lumière diffuse disponible et de comparer ces données avec celles prises à l'intérieur de la friche arbustive à l'aide d'un émetteur-récepteur radio. Ces informations ont permis de calculer le pourcentage de densité de flux photonique photosynthétisant (DFPP) à différentes hauteurs autour des arbres plantés selon différentes conditions de lumière (Paquette *et al.* 2007, Wood *et al.* 2003). La méthode permet d'avoir une estimation rapide et précise du % PAR, et ce, sous différentes conditions lumineuses (Paquette *et al.* 2007). La mesure instantanée de la proportion de lumière diffuse transmise sous la canopée est l'équivalent de la moyenne saisonnière de lumière disponible (Parent et Messier 1996).

6- Analyses statistiques

6.1 Effets des traitements sur la croissance des arbres plantés et la lumière disponible

Des analyses de variance (ANOVA) suivies de test de comparaison multiple des moyennes de Tukey ont été effectuées pour déterminer l'effet des traitements sylvicoles sur la croissance des arbres plantés ainsi que sur la quantité de lumière disponible dans quatre strates de hauteur. Les analyses univariées ont été effectuées à l'aide du logiciel SAS (SAS Institute Inc., Carry, USA). L'ANOVA a été réalisée par site et dans le cas des données de croissance séparées par espèce d'arbre planté. Le modèle est conforme au plan d'expérience en tiroir (split plot) où le type de débroussaillage (total= t et par bande= b) forme le premier niveau de facteur et l'application ou non d'herbicide (h et nh), le second. L'analyse de la lumière disponible a été analysée en séparant les quatre strates afin de tester les différences de luminosité à chaque hauteur. Les résidus du modèle étaient normalement distribués.

6.2 Les effets des traitements sylvicoles sur la répartition des traits fonctionnels

Afin de connaître comment les traits fonctionnels des espèces (matrice C) sont reliés aux traitements sylvicoles (matrice B) en connaissant la distribution des espèces dans les sites échantillonnés (matrice A), la méthode du 4^e coin est utilisée (Dray et Legendre 2008). Cette méthode permet de répondre à cette question en créant la matrice D qui est trouvée avec la formule suivante : $D = C A' B$ (A' est la matrice transposée de A). La matrice A ($n \times p$) contient des données de présence ou absence de p espèces à n sites. Une autre matrice, B ($n \times m$), contient les informations de m habitats (variables environnementales) au même n sites de la matrice A . La 3^e matrice, C ($q \times p$), décrit q traits biologiques sur les mêmes p espèces de la matrice A . Avec ces trois matrices, il est alors possible de répondre à la question, comment sont associés les traits fonctionnels (q) aux traitements sylvicoles (m)?

Tableau II: Traits fonctionnels des espèces provenant de la base de données TOPIQ (Aubin *et al.* 2007).

<i>Traits</i>	<i>Codes</i>	<i>Informations</i>
Formes de Raunkiaer	RA	mg: mega-phanerophyte (≥ 8 m de haut) mc: micro-phanerophyte (25cm à 8m) ch: chamaephyte (herbacée ou arbuste, bourgeon entre 1mm et 25cm au dessus du sol) h: hemicryptophyte (herbacée avec bourgeon à la surface du sol) g: géophyte (herbacée avec bourgeon sous le sol) t: therophyte (espèce annuelle)
Pérennité (cycle de vie)	PER	a: annuelle; b: bisannuelle; p: pérenne
Mode de reproduction principal	REP	v: surtout propagation végétative vs: propagation végétative possible mais surtout par graines s: graines uniquement
Persistance du feuillage	PFO	c: caduque; p: persistant
Structure du feuillage	SFO	Pour les phanérophyte : ms: tige étalée; mu: plusieurs tiges Pour les autres formes de vie : r: sans tige: rosette g: sans tige: graminéennes e: sans tige: feuilles érigées el: tige feuillée érigée de: tige décombante um: tige en forme d'ombelle vi: vigne nl: tige non feuillée
Défense physique sur le feuillage, la tige ou le fruit	DEF	1: présence; 0: absence
Phénologie de floraison (typique pour le Québec)	FPH	sp: printemps su: été sf: été-automne
Vecteur principal de dispersion	DI	w: vent ez: animaux an: insectes bi: oiseaux hd: anthropique ex: explosion
Taille des semences	SE	longueur la plus grande de la graine (0,05-40 mm)
Hauteur maximale typique	HT	variable quantitative (10-3500 cm)
Lumière – tolérance à l'ombre	LI	s: sciaphile m: intermédiaire ou à large amplitude i: héliophile
Statut au Québec	ST	1: exogène 0: indigène
Couleur des fleurs chasmogames	CFL	w: blanc g: vert ou brun b: voyante (rouge, jaune ou bleue) na: non applicable

Dans notre étude, la matrice A contient des données d'abondance. C'est le nombre de fois que l'espèce est retrouvée sur un site. Puisqu'un site représente l'arbre planté et qu'il y a 10 quadrats autour de l'arbre, l'espèce peut se retrouver jusqu'à 10 fois dans un site. La matrice B représente la présence/absence des traitements sylvicoles où les données ont été factorisées. Les données de la matrice C ont aussi été mises en facteurs à l'exception des traits quantitatifs (grosesseur des graines : SE; hauteur type maximale : HT) qui sont numériques.

Afin d'éviter que les espèces soient présentes à un endroit par hasard, des permutations sont faites sur la matrice A en choisissant l'un des modèles disponibles (Legendre *et al.* 1997, Lehsten *et al.* 2009). Nous utilisons le modèle qui va nous permettre de connaître l'assemblage des traits fonctionnels selon les caractéristiques environnementales (les différents traitements sylvicoles) (Dray et Legendre 2008, Legendre *et al.* 1997). Avec le tableau de contingence (matrice D), un test de χ^2 a été fait. Chaque permutation de la matrice A permet de recalculer le χ^2 et la permutation de 9999 fois rend les matrices indépendantes l'une de l'autre. Le niveau de signification (α) est fixé à 0,05. Une correction de Holm a été appliqué afin d'enlever l'effet de la multiplicité des tests simultanés (Legendre et Legendre 1998). Dans le langage R, nous utilisons la fonction « fourthcorner » qui se trouve dans la librairie « ade4 » créée par Dray et Dufour (2007). Pour la fonction, il faut une matrice R (B), L (A) et Q (matrice C transposée). Les sites loam et argile ont été analysés séparément.

Une analyse de correspondance (CA) a été produite afin d'avoir une ordination des résultats. Ainsi, un tableau de contingence de la matrice D composé des valeurs de -1 pour les cases correspondant à une association significative négative, 0 pour les cases non significatives et +1 pour les cases montrant une association significative positive a été généré. À l'aide de R, la formule CA a été utilisée avec un cadrage de type 3. Cette analyse permet d'avoir une représentation graphique des données de la matrice D obtenues avec le 4^e coin.

Résultats

1- Effets des traitements sur la lumière disponible

L'environnement lumineux moyen variait à des degrés divers entre les différents traitements en 1998 (résultats de Benjamin 2000), 2002 (résultats de Fournier 2003) et 2009 (figure 2 et 3). La proportion de lumière disponible mesurée en 1998 et en 2002 à la cime des arbres suivait l'intensité des traitements : la moyenne étant supérieure, mais non significativement, par le débroussaillage total que par bande (figure 2). En 1998 et 2002, le site loam transmettait plus de lumière que le site argile (Benjamin 2000, Fournier 2003) et le niveau moyen de lumière disponible différait toujours en 2009 entre les deux sites échantillonnés (44% pour loam et 23% pour argile) (tableau III, figure 3).

Après douze années, pour le site argile, le frêne d'Amérique reçoit plus de lumière à 3m et 4m lorsque traité sans application d'herbicide qu'avec herbicide pour le débroussaillage total (figure 3). Il en reçoit également plus à 4m lorsque traité par une coupe totale que par une coupe par bande en absence d'herbicide (figure 3). Quant au noyer noir, le débroussaillage total permet encore une plus grande disponibilité de lumière qu'un débroussaillage par bande sans herbicide à 1m, 2m (résultats non présentés puisque seul effet à ces hauteurs), 3m et 4m (figure 3). Dans ce cas, la strate de 4m recevait plus de lumière lors d'un traitement sans herbicide qu'avec l'herbicide combiné au débroussaillage total (figure 3). La variation de la proportion de lumière disponible chez l'érable à sucre en fonction des traitements ne s'est pas avérée significative sur le site argile (figure 3). Sur le site loam, seul l'érable à sucre présente des conditions de lumière disponible variables entre les traitements. L'analyse indique que sur ce site, la lumière atteignant la strate de 4m chez l'érable est significativement liée aux traitements sylvicoles en absence d'herbicide (figure 3). De plus, dans cette même strate de hauteur, la quantité de lumière disponible est supérieure en débroussaillage par bande lorsque l'herbicide n'est pas appliqué (figure 3, loam, ERS). Le cas de l'érable révèle qu'un débroussaillage par

bande amène, sur le site loam, une proportion moyenne de lumière à 3m supérieure à un débroussaillage total et ce davantage dans le cas de non application d'herbicide (interaction d x h) (figure 3). La lumière ne varie plus selon les traitements à des hauteurs de 1m et 2m pour l'érable et le frêne sur les deux sites (résultats non présentés).

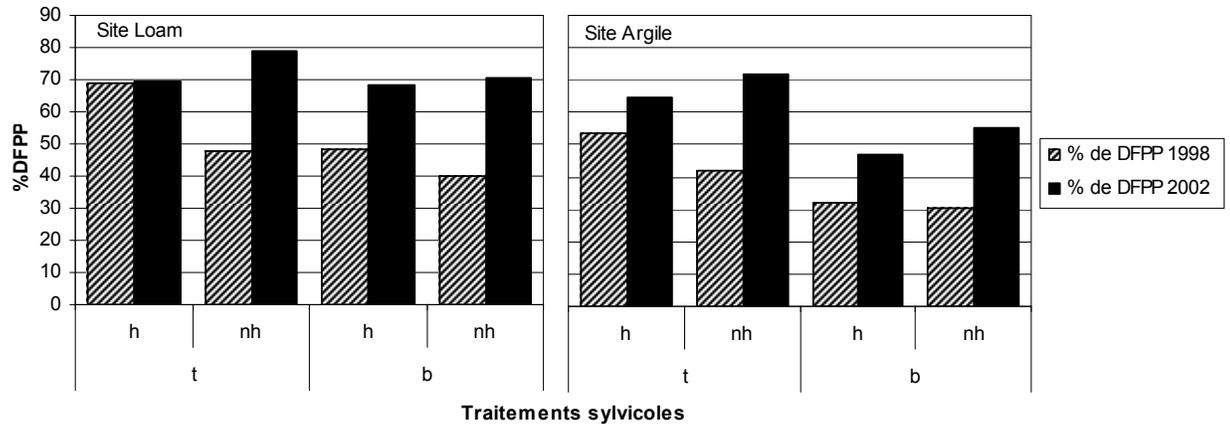


Figure 2 : Effet des traitements sur la lumière disponible (% de DFPP) mesuré au niveau de la cime des plants en 1998 et en 2002 sur le site loam et argile (Benjamin 2000, Fournier 2003). T= débroussaillage total, b= débroussaillage par bande, h= herbicide, nh= sans herbicide.

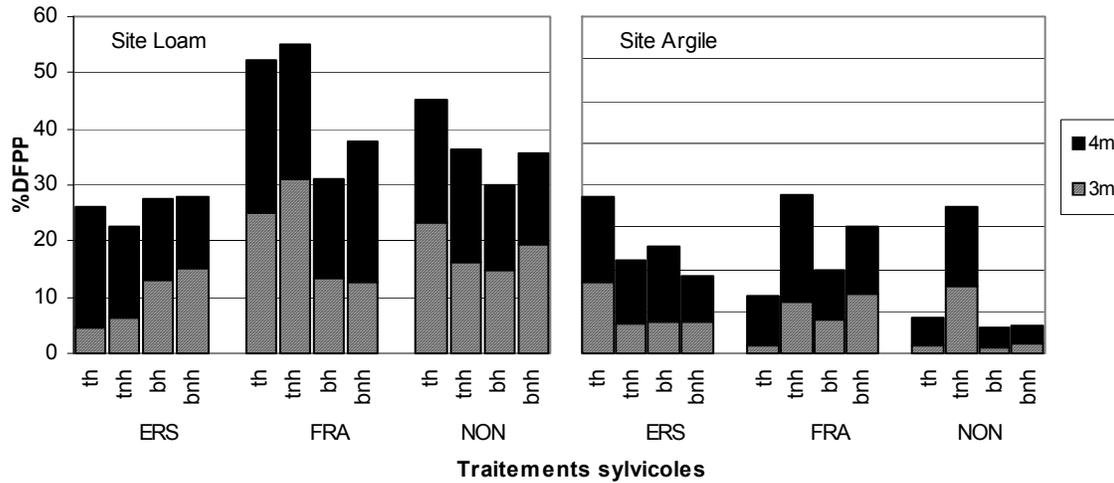


Figure 3 : Quantité moyenne de lumière disponible (%DFPP), en 2009, mesurée pour trois espèces plantées à deux hauteurs pour les sites loam et argile. Bh= débroussaillage par bande avec herbicide, bnh= débroussaillage par bande sans herbicide, th= débroussaillage total avec herbicide, tnh= débroussaillage total sans herbicide, ERS= érable à sucre, FRA=frêne d'Amérique, NON=noyer noir.

Tableau III : ANOVA de l'effet des traitements sur la lumière disponible à 3m et 4m de hauteur pour chaque espèce et chaque site en 2009. ERS=érable à sucre, FRA=frêne d'Amérique, NON=noyer noir. Déb=traitement débroussaillage, Herb=traitement herbicide.

Site	Traitement	ERS		FRA		NON	
		3m	4m	3m	4m	3m	4m
Loam	Déb	0,0324	0,2310	0,1400	0,0860	0,4619	0,7785
	Herb	0,1159	0,0135	0,4542	0,0164	0,6149	0,3711
	Déb*Herb	0,0105	0,0343	0,0006	0,1645	0,9023	0,5242
Argile	Déb	0,4795	0,4375	0,2565	0,8433	0,0415	0,0196
	Herb	0,7914	0,2346	0,1653	0,0083	0,1004	0,1009
	Déb*Herb	0,0001	0,0013	0,0405	0,0051	<0,0001	<0,0001

2- Relation entre les traits fonctionnels et les traitements sylvicoles

L'analyse a révélée que, onze ans après l'aménagement des sites, l'assemblage de traits fonctionnels variait significativement entre les traitements sylvicoles (tableau IV; figure 4) sur chacun des deux sites. Davantage de traits fonctionnels différencient les traitements sur le site loam (0,0001) que sur le site argile (0,001) (tableau IV; figure 4). L'importance des traits fonctionnels liés à la tolérance à l'ombre, la phénologie de floraison, la pérennité, le caractère exogène, la structure du feuillage, la taille des semences ainsi que le vecteur principal de dispersion a varié significativement entre les traitements sylvicoles sur les deux sites d'étude (tableau IV; figure 4). La présence de défense physique (DEF) et la hauteur maximale typique (HT) n'ont révélé aucune relation significative aux traitements sur les deux sites. La figure 4 permet d'avoir une représentation graphique des résultats présentés au tableau IV. Il est alors possible de comparer la distribution des traits fonctionnels entre les sites selon les traitements qu'ils ont reçus.

L'effet des traitements sylvicoles est plus marqué sur le site loam avec davantage d'espèces sciaphiles (LIs) ou moyennement tolérantes à l'ombre (LIm) et moins d'héliophiles (LIi) par le débroussaillage par bande sans herbicide en comparaison à la coupe totale (tableau IV). Sur le site argile, les intolérantes à l'ombre sont plus importantes et les sciaphiles moins par la coupe totale sans herbicide alors qu'on note plus d'espèces moyennement tolérantes à l'ombre (LIm) en bande sans herbicide (tableau IV). L'effet du gradient d'interventions est aussi significatif pour le trait lié à la taille des semences. Sous

Tableau IV : Matrice D de l'analyse du 4e coin représentant la relation entre les traitements sylvicoles et les traits fonctionnels sur les sites Loam et Argile. Un test de χ^2 a été fait pour les traits fonctionnels qualitatifs et un test de F pour les traits quantitatifs (taille des semences). Seul les traits significatifs ($\alpha < 0,05$) après la correction de Holm sont présents. La présence de défense physique (DEF) et la hauteur maximale typique (HT) n'ont présenté aucune relation significative aux traitements et ne sont pas représentées dans le tableau. + ou - = $< 0,05$; ++ ou -- = $< 0,01$; +++ ou --- = $< 0,001$; blanc = pas de relation significative. Tnh = débroussaillage total sans herbicide; Th = débroussaillage total avec herbicide; Bnh = débroussaillage par bande sans herbicide; Bh = débroussaillage par bande avec herbicide. La représentation des traitements sylvicoles suit le gradient d'intensité des interventions allant de la plus intense vers la moins (th → bnh).

X ² ou F; α (Loam et/ou Argile)	Loam				Argile			
	Th	Tnh	Bh	Bnh	Th	Tnh	Bh	Bnh
Forme de Raunkiaer (RA) 103,65; 0,0001	h	-	++					
	mc	---		++				
	mg			++				
Lumière: tolérance à l'ombre (LI) 156,18; 0,0001 / 58,82; 0,0002	i			---		+		
	m	---		++				+
	s		---	++		-		
Mode principal de reproduction (REP) 46,78; 0,0002	s			+				
	vs	---		++				
Phénologie de la floraison (FPH) 154,98; 0,0001 / 62,45; 0,0001	sp	---		+++	-	---	+	++
	su	+		++		++	-	
	sf	+	-					
Pérennité (PER) 19,29; 0,003 / 30,31; 0,001	b		-				-	
	p	---		++				
Statut exogène (ST) 52,52; 0,0001 / 102,92; 0,0001	1		---	+++	++	+	---	-
Structure du feuillage (SFO) 131,63; 0,0001 / 183,14; 0,0001	de			+++				
	el		---	+				
	ms	---			++	---		++
	g					-		
	mu	---						
	r		---	+				
	vi					++	-	-
Taille des semences (SE) F=20,79; 0,0002 / 10,03; 0,0004		---		+++			+++	
Vecteur principal de dispersion (DI) 20,00; 0,0075	ez	---	-	++	++			
	hd			+	---			
	bi	-	+			+	---	
	w		---		+++	---		+
	an			+	---		---	
	ex		-					
Couleur des fleurs chasmogames (CFL) 79,84; 0,0001	b		---	+				
	na		-					
	w	---			++			

Les espèces dispersées par le vent (DIw) étaient plus importantes là où la végétation a été débroussaillée par bande que par la coupe totale, quand l'herbicide n'était pas appliqué. La relation entre les traitements et les espèces se dispersant par les oiseaux (DIbi) varie selon le site. Le traitement de coupe totale sans herbicide est associé positivement à ce trait fonctionnel pour les deux sites. Toutefois, la coupe totale avec herbicide pour le site loam et la coupe par bande avec herbicide sur le site argile diminueraient l'importance des espèces dispersées par les oiseaux.

Le débroussaillage total appliqué sur le site argile était positivement relié à l'abondance d'espèces exogènes alors qu'elles étaient réduites par le débroussaillage par bande. Sur le site loam c'est plutôt la coupe totale sans herbicide qui présentait moins d'espèces exogènes tandis qu'elles étaient plus abondantes par l'application d'herbicide en coupe par bande (tableau IV). L'importance des espèces pérennes est fortement contrastée sur le site loam entre les traitements les plus polarisés sur le plan de leur intensité. La coupe totale avec herbicide est composée d'une moins grande proportion d'espèces pérennes alors qu'elles sont plus abondantes par la coupe par bande sans herbicide. Dans le cas des biennuelles (PERb), leur importance mesurée était inférieure par la coupe totale sans herbicide (site argile) ou par la coupe en bande avec herbicide (site loam), des traitements à intensité intermédiaire.

À ces traits fonctionnels qui distinguent les traitements sylvicoles sur les deux sites s'ajoutent, sur le site loam, la forme de vie de Raunkiaer, le mode de reproduction ainsi que la couleur des fleurs chasmogames (tableau IV; figure 4). Parmi ces traits additionnels, notons que les formes de vie microphanérophyte et macrophanérophyte (RAMc et RAMg) sont plus fortement présentes dans le cas d'un débroussaillage par bande sans herbicide (bnh). Cet effet sur les microphanérophytes est d'ailleurs accentué étant significativement moins importantes par la coupe totale avec herbicide (tableau IV). L'ajout d'herbicide à la coupe par bande aurait favorisé des hémicryptophytes (RAh), des herbacées qui ont les bourgeons dormants à la surface du sol (Raunkiaer *et al.* 1934) et ce particulièrement en

comparaison à la coupe totale sans herbicide (tableau IV). Ainsi la coupe par bande sur le site loam favoriserait les spécimens ligneux de grandes tailles lorsque l'herbicide n'est pas appliqué alors qu'en sa présence, un type d'herbacées généralement en rosette serait favorisé (tableau IV). Pour la couleur des fleurs chasmogames, la présence de fleurs blanches (CFLw) est négativement liée à la coupe totale avec herbicide, et positivement liée avec les traitements par bande sans herbicide (tableau IV). Le mode de reproduction principal est surtout par graine avec une propagation végétative possible (REPvs) et uniquement par graine (REPs) lorsque, sur le site loam, le débroussaillage a été fait par bande et sans l'addition de désherbant. Les résultats du traitement de coupe totale avec herbicide (th) sur ce site indiquent plutôt une réduction de la propagation par graines.

Globalement, les traits fonctionnels qui distinguent les traitements sylvicoles sur les deux sites tels que la tolérance à la lumière, la phénologie de floraison, la structure du feuillage, la taille des semences et la dispersion par le vent et les oiseaux se sont exprimés similairement sous l'effet des traitements sylvicoles pour les deux sites d'étude alors que le statut exogène des espèces caractérisait différemment les traitements selon le site considéré. Seuls quelques traits fonctionnels ont vu leur importance modifiée par les traitements sur un seul site (loam) soit, la forme de Raunkiaer, le mode principal de reproduction, la couleur des fleurs chasmogames. Ainsi, la composition floristique du site loam est davantage différenciée par les traitements sylvicoles que le site argile et ce, onze ans après l'aménagement des sites.

3- Influence des traitements sylvicoles sur la croissance des arbres

La hauteur de l'érable à sucre et du frêne d'Amérique sur les sites argile et loam ne se distinguait pas de manière significative entre les divers traitements sylvicoles après 11 ans de croissance (figure 5). Le noyer noir, quant à lui, présentait une hauteur moyenne qui variait significativement ($\alpha < 0,05$) selon les traitements : le débroussaillage total a produit des arbres d'une hauteur supérieure que par bande lorsque l'herbicide était appliqué pour le

site loam. Sur le site argile, l'application d'herbicide favorise la croissance en hauteur du noyer dans l'un ou l'autre des types de débroussaillage. Les données de diamètre vont dans le même sens pour le noyer noir et le frêne d'Amérique (données non présentées) sur les deux sites. Pour l'érable à sucre, son diamètre était supérieur par la coupe totale que par le traitement par bande sur le site loam et vice versa pour le site argile (figure 5). La survie moyenne des arbres, après onze années, est quelque peu supérieure lors de débroussaillage par bande (80% vs. 77%) sur les deux sites à l'étude (données non présentées) et varie entre 89% (bnh, site loam) et 65% (tnh, site argile). La lumière disponible était particulièrement faible dans les parcelles de noyer noir, ce qui pourrait être à la source de l'effet significatif des traitements sur sa croissance.

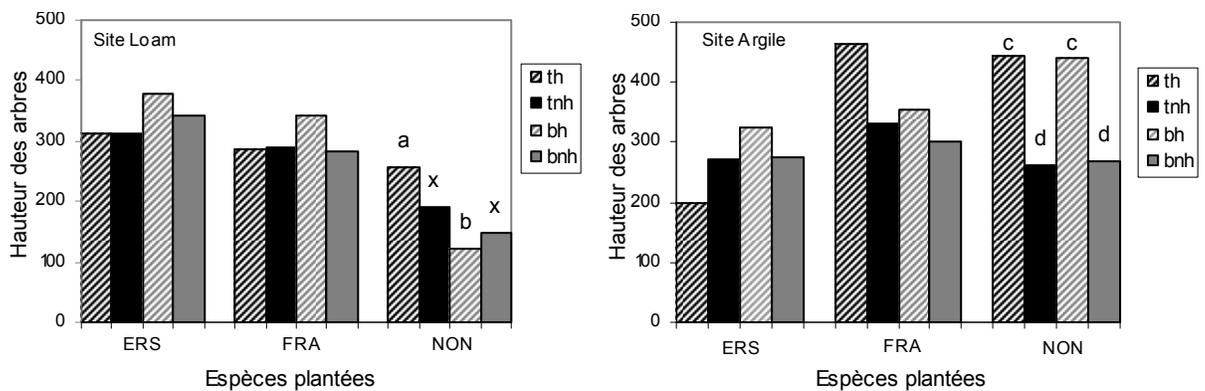


Figure 5 : Taille en hauteur (cm) des trois espèces à l'étude sur les sites argile et loam en fonction des traitements sylvicoles. bh= débroussaillage par bande avec herbicide, bnh= débroussaillage par bande sans herbicide, th= débroussaillage total avec herbicide, tnh= débroussaillage total sans herbicide, ERS= érable à sucre, FRA=frêne d'Amérique, NON=noyer noir.

Discussion

1- Disponibilité de la lumière

À la mise en place des plantations expérimentales (1998-1999), l'effet du type de débroussaillage sur la quantité de lumière disponible était important pour les deux sites et l'application d'herbicide avait permis d'avoir une proportion de lumière significativement plus élevée à la cime des arbres sur le site loam (Benjamin 2000). En 2002, 5 ans après la plantation, la moyenne de densité de flux de photons photosynthétisant (% de DFPP) à la cime des arbres était supérieure, mais non significatif, avec un débroussaillage total pour les deux sites (Fournier 2003). Au cours du temps, la disponibilité de la lumière est devenue relativement similaire entre les traitements. La lumière ne se distinguait généralement plus qu'à hauteur de la canopée (3m et 4m) à la 12^e année. Ceci rejoint les constatations en milieu forestier : une coupe modifierait la quantité de lumière disponible au sol mais, environ 11 à 13 ans après, le niveau de lumière serait comparable aux endroits où la coupe n'a pas eu lieu (Beaudet *et al.* 2004). Selon Son *et al.* (2004), le débroussaillage modifierait pendant au minimum 4 ans la composition spécifique et la production des plantes du sous-étage de même que la quantité de lumière transmise en milieu forestier.

La différenciation des traits fonctionnels des communautés et de l'évolution de la lumière disponible révèlent l'effet de la dynamique d'un ensemble de conditions abiotiques sous les différents traitements sylvicoles. Ceci inclurait davantage de variables que la seule proportion moyenne de lumière disponible, qui elle-même intègre plusieurs variables associées à la présence de la végétation (température, compétition pour les ressources du sol, etc.).

2- Relation entre les traits fonctionnels et les traitements

Douze ans après la mise en place des dispositifs, la plus faible disponibilité de lumière mesurée au site argile aux années 1, 5 et 12 (figure 2 et 3) est le fait d'un plus grand recouvrement de la végétation qu'au site loam. C'est sur le site supportant relativement moins de végétation (loam) qu'une variation de la distribution des traits fonctionnels entre les traitements sylvicoles est plus marquée. Le gradient d'intensité d'interventions allant d'un débroussaillage total avec herbicide à une coupe par bande sans herbicide produit une variation correspondante de l'importance de chacun des traits fonctionnels sur le site loam. Sur le site argile, le sens de ces variations apparaît moins bien accordé aux gradients d'intensité des traitements. Il est probable que le site argile, plus humide, ait évolué plus rapidement que le site loam et témoigne d'un stade de succession plus avancé où l'effet des traitements est davantage estompé.

L'analyse a permis de révéler qu'un traitement de débroussaillage par bande favorise davantage des traits associés à des espèces de milieux fermés. Un débroussaillage par bande contenait, 11 ans après son application, principalement des espèces moyennement tolérantes à la lumière (LIm) et sciaphiles (LIs) (tableau IV). Le débroussaillage par bande, avec l'ombre créé par la végétation en place, aurait favorisé des espèces de milieux fermés telles que des espèces ligneuses, qui sont moins affectées par les variations de lumière que les herbacées (Thomas *et al.* 1999). La majorité des espèces exogènes ont comme caractéristique de capturer plus aisément la lumière et les nutriments disponibles que les espèces indigènes en raison de leur croissance rapide (Burke et Grime 1996, Hobbs et Walker 2007, Vitousek *et al.* 1996), comme pour le *Taraxacum officinale* Weber. Sur le site loam, la plus grande importance d'exogènes au traitement par bande avec herbicide et leur rareté lors de coupe totale sans herbicide suggère que c'est principalement l'herbicide qui les favoriserait plutôt que le type de débroussaillage (tableau IV). Un traitement par bande, sur le site argile, était clairement favorable aux espèces indigènes alors qu'une coupe totale amenait des espèces exogènes (tableau IV). Les espèces exogènes sont reconnues comme étant associées aux environnements ouverts en raison de leur

intolérance à l'ombre, et certaines sont particulièrement envahissantes (Martin *et al.* 2009). Les espèces indigènes, quant à elles, peuvent croître sous différents niveaux de lumière (Aubin *et al.* 2007) et seraient alors relativement plus importantes sous un traitement par bande comme constaté sur le site argile. Il est donc important de porter attention aux effets globaux des traitements de restauration car certains peuvent accentuer l'abondance d'espèces exogènes (Dodson et Fiedler 2006). Selon nos résultats, il serait préférable d'avoir recours à un traitement de débroussaillage par bande et de restreindre l'utilisation d'herbicide afin de diminuer la présence d'espèces non indigènes et intolérantes.

Le traitement de débroussaillage par bande avec et sans herbicide est composé davantage d'espèces dont la floraison est printanière, dont plusieurs sont des espèces qui se retrouvent principalement dans les milieux fermés et forestiers (*Actaea rubra* (Ait.) Willd., *Dirca palustris* L., *Fraxinus americana* L., *Quercus macrocarpa* Michx., *Smilacina racemosa* (L.) Desf.) (Marie-Victorin 1995). Ce trait comprend également beaucoup d'arbres et d'arbustes de grandes tailles comme *Fraxinus americana* L. et *Quercus macrocarpa* Michx. Ainsi, un niveau de perturbation moins élevé sur nos sites est corrélé à la présence de traits qui contribuent à la présence de ces espèces qui fleurissent au printemps. Les espèces ayant une floraison estivale (FPHsu) serait plus importante dans les environnements ouverts tel que les forêts récemment coupées (Aubin *et al.* 2007). Nous avons également trouvé une présence accrue de ce trait sur le site loam où l'herbicide avait été appliqué et sur le site argile avec un débroussaillage total (sans herbicide). Ce sont des espèces telles que *Galium triflorum* Michx., *Chrysanthemum leucanthemum* L. et *Medicago lupulina* L. qui s'y trouvaient, représentant probablement des éléments de la flore du début de l'abandon de l'activité agricole. De la sorte, le trait fonctionnel de floraison estival apparaît corrélé à celui de l'intolérance à l'ombre et est significatif sur les deux sites, mais de manière plus importante avec l'herbicide pour un (loam) et selon le traitement de coupe totale chez l'autre (argile).

Les différentes intensités de perturbations changent la composition floristique en influençant la présence de certains traits fonctionnels tels que la dimension des semences ainsi que le mode de reproduction et de dispersion. En général, les espèces pérennes et biennuelles ayant des semences de forte taille sont principalement présentes lors de faible luminosité (Grime 1979, Salisbury 1942, Shipley *et al.* 1989) correspondant à ce que nous avons mesuré dans les parcelles de débroussaillage par bande (tableau IV). Les espèces de début de succession se reproduisent principalement par graines et, avec le temps, il y a apparition d'espèces se reproduisant de façon végétative (Dölle *et al.* 2008). Une reproduction végétative possible mais principalement par graine (REPvs) représente des espèces arborescentes telles que *Acer saccharum* Marsh., *Prunus serotina* Ehrh. et *Tilia americana* L. et le débroussaillage par bande sans herbicide sur le site loam a permis une plus grande proportion d'espèces ayant ce mode de reproduction. La couleur des fleurs chasmogames est liée à la reproduction par pollinisateur et permet de vérifier la relation entre les plantes et les insectes mais l'interprétation de l'effet des traitements sur ce trait va au-delà des objectifs de la présente étude. Les fleurs blanches étaient plus importantes sous le traitement par bande sans herbicide.

Certaines espèces végétales utilisent plus d'un mode de dispersion en combinant par exemple le vent et les oiseaux. Les espèces qui peuvent disperser leur graines par les oiseaux sont généralement bien adaptées aux paysages agricoles morcelés (Foster et Gross 1999). Dans notre étude, la forte présence d'espèces se dispersant par les oiseaux (Dibi) associée aux traitements de débroussaillage total sans herbicide sur les deux sites est principalement le fait de la prolifération de *Rubus* sp. aux endroits où l'éclaircie était suffisamment grande (tnh). Le framboisier est, parmi les plantes vivaces, une des plus agressives dans la colonisation des stations perturbées à la suite d'un chablis ou d'opérations forestières (Whitney 1984). Il est surtout abondant sur les terrains en friche, sur des sols présentant un drainage variant de bon à imparfait (Jobidon 1995, Marie-Victorin 1995). Puisque les ronces sont des espèces qui colonisent des milieux perturbés et sont relativement intolérantes à l'ombre, le traitement de débroussaillage par bande, une

perturbation moindre du sol, représente une solution d'évitement à l'utilisation d'herbicide afin de restreindre sa prolifération.

L'anémochorie est principalement retrouvée dans les milieux ouverts en raison d'une présence plus élevée de vent. Nos résultats montrent une relation positive entre ce type de dispersion et un débroussaillage par bande et une relation négative avec la coupe totale. La distribution de ce trait est surprenante puisque les espèces graminoides sont dispersées par le vent (Herault *et al.* 2005). L'examen détaillé des inventaires nous indique que de nombreuses espèces arborescentes ayant une dispersion par le vent sont plus abondantes en bandes. C'est le cas de *Fraxinus americana* L., *Acer saccharum* Marsh., *Betula alleghaniensis* Britton., *Ulmus americana* L. et de plusieurs autres arbres qui ont un mode anémochore (Marie-Victorin 1995). Le succès de germination des semences et d'établissement des plants étant lié aux conditions édaphiques et de compétition, ces espèces auraient bénéficiées de meilleures conditions de germination, de croissance et de survie sous la coupe par bande. Il est également possible que les rejets de ces espèces aient été favorisés par la coupe par bande où les effets d'espèces compétitrices auraient été moindres que par la coupe totale. Ce serait un cas de réponse spécifique des espèces aux traitements (Thomas *et al.* 1999).

Le traitement de coupe par bande sur le site loam a permis à une végétation ligneuse, arbres et arbustes, microphanérophytes et macrophanérophytes, de prendre de l'expansion. Ainsi ce sont des espèces telles *Betula alleghaniensis* Britton., *Carya cordiformis* (Wang.) K. Koch., *Prunus serotina* Ehrh. et *Ulmus americana* L. que nous retrouvons davantage, des espèces favorables à la reconstruction forestière. Les formes de vie de Raunkiaer permettent de prédire l'occurrence des espèces le long d'une succession, mieux encore que le type de dispersion, et les phanérophytes sont principalement caractéristiques des communautés de fin de succession (Szabo et Prach 2009). Le fait que ce trait soit davantage associé au débroussaillage par bande appuie l'hypothèse d'un moins grand recul successional par ce traitement que par la coupe totale. Les deux

structures de feuillages des phanérophytes (une tige étalée (SFOMs) à et plusieurs tiges (SFOMu)) sont autant favorisées l'une que l'autre par les traitements de débroussaillage par bande. Les espèces ayant un feuillage en forme de rosette colonisent les endroits perturbés par les humains et représentent principalement des espèces de début de succession (Lavorel *et al.* 1998). Les espèces en forme de rosettes étaient notamment favorisées au site loam, après 11 années, quand l'application d'herbicide était associée au débroussaillage par bande. Ces espèces pourraient avoir profité des conditions de sol à nu et ont été en mesure de persister avec les années. Les traitements sylvicoles affectent aussi la distribution des vignes accentuant leur présence lors d'un débroussaillage total. Certaines vignes peuvent nuire à la croissance des arbres plantés et inhiber la croissance et la germination d'autres espèces en créant rapidement de l'ombre (Horvitz et Koop 2001). Les vignes sont des espèces qui se retrouvent davantage sur les sites d'anciens pâturages qu'en forêts (Aubin *et al.* 2007). Ce trait était davantage présent lors de la coupe totale sans herbicide pour le site argile.

La succession dépend de plusieurs facteurs et la vitesse à laquelle elle se produit varie selon le type de sol (Blatt *et al.* 2005). La présente étude a montré que lorsque le traitement de débroussaillage par bande était appliqué, et ce, plus particulièrement sur le site loam, plusieurs traits fonctionnels liés aux espèces de fin de succession composaient la communauté. C'est le cas entre autres des traits associés aux arbres et herbacés de milieux fermés (*Actaea rubra* (Ait.) Willd., *Fraxinus americana* L., *Quercus macrocarpa* Michx., *Smilacina racemosa* (L.) Desf.). À l'opposé, les espèces exogènes, intolérantes à l'ombre, possédant des petites semences étaient davantage représentées par les traitements de coupe totale et principalement sans herbicide. Un débroussaillage par bande, laissant une partie de la végétation en place, a permis à des traits fonctionnels regroupant des espèces ligneuses et de fin de succession de s'y retrouver en plus grande importance onze ans après la mise en place du dispositif. Un débroussaillage par bande a engendré un moins grand recul successional qu'un débroussaillage total. En l'appliquant, on assure davantage de continuité dans l'évolution de la composition floristique des friches arbustives qui sont

aménagées par la plantation d'arbres à bois de haute valeur. Les conditions abiotiques du site argile, dont la plus grande disponibilité en eau d'un sol à texture fine, aurait permis de reconstituer, plus rapidement que sur le site loam, une composition floristique présentant davantage de similarité entre les traitements sylvicoles.

3- L'influence des pratiques sur la croissance des arbres plantés

Les traitements sylvicoles ont eu peu d'impact sur la croissance et la survie des arbres plantés. Le taux de survie des arbres à l'étude variait entre 89% et 65% sans effet significatif des traitements sur chaque site (résultats non présentés). Les traitements sylvicoles ont produit des résultats de croissance en hauteur significativement différenciés pour une seule des trois espèces d'arbres, le noyer noir. En plantation en champ agricole abandonné, le traitement sans herbicide réduit la croissance des arbres plantés en raison de la compétition par les espèces de la strate herbacée (Adams *et al.* 2003, Cogliastro *et al.* 1993). Ainsi, avec le débroussaillage total, l'herbicide a réduit la présence d'herbacées compétitives sur le site loam, favorisant la croissance du noyer noir. Ce fut également le cas sur le site argile où l'herbicide favorisait la croissance du noyer en coupe totale ou par bande. Cette espèce préfère les ouvertures de canopée, étant intolérante à l'ombre (Burns *et al.* 1990).

Le noyer noir est également une espèce exigeante en azote (von Althen 1985) et profiterait davantage de sa disponibilité induite par la répression des compétiteurs. Les effets de l'herbicide ont été plus marquants sur le site loam (voir le noyer et le frêne d'Amérique figure 5) possiblement en raison d'une richesse du sol soutenant moins d'herbacées que le site argile. Soit les ressources sont moins limitées par la compétition sur ce site, soit il aurait fallu davantage d'applications d'herbicide pour avoir le même effet que sur le site loam.

Le peu de différenciation significative de la croissance en hauteur des arbres entre les traitements permet de proposer la coupe par bande en arbustaie, moins coûteuse et à plus faible impact, que la coupe totale. Ceci rejoint également les conclusions de Truax *et al.* (2000) quant à l'avantage des conditions sous couvert forestier en comparaison à des plantations en milieux ouverts. L'utilisation ou non d'herbicide ou d'une autre mesure de répression de la compétition à proximité des plants en arbustaie dépendra des objectifs de productivité et de la vigueur de la compétition sur le site.

Conclusion

L'environnement lumineux en friches arbustives aménagées varie selon les différentes pratiques sylvicoles (débroussaillage total et par bande avec ou sans herbicide) et l'assemblage des traits fonctionnels de la communauté répond à ces variations. Par le débroussaillage total, les traits associés aux espèces de lumière peuvent persister dans la communauté onze ans après les interventions. L'herbicide influence dans une moindre mesure la distribution des traits que le type de débroussaillage. Les traits fonctionnels caractérisant un state successional plus tardif, comprenant des espèces plus tolérantes à l'ombre et la présence de phanérophytes, sont demeurés plus importants par un débroussaillage par bande. Cet écart entre les traitements varie en importance selon les deux sites étudiés. L'évolution de la composition de la végétation pourrait avoir été fonction de la richesse édaphique des sites, ce qui modifierait substantiellement l'importance de l'effet des traitements sur chacun des sites. Le site argile, avec des conditions de sol indiquant davantage de richesse et qui présente un recouvrement de la végétation plus important, présentait moins de différence d'état successional entre les traitements après près d'une décennie.

La croissance des arbres à leur onzième année fut généralement similaire entre les différents traitements. Cela laisse supposer que les besoins des espèces ont été rencontrés, même si la dynamique de disponibilité des ressources a pu varier au cours du temps selon le traitement.

Dans l'ensemble, les trois espèces à l'étude soit l'érable à sucre, le frêne d'Amérique et le noyer noir ont obtenu une bonne croissance incitant ainsi à reproduire le scénario par bandes afin de réhabiliter des communautés forestières et d'utiliser ces arbres pour une production de bois en forêt privée, sans avoir recours à une coupe totale. Les résultats obtenus appuient l'idée que la végétation d'anciens pâturages abandonnés peut servir les objectifs d'aménagement de la forêt en introduisant des arbres feuillus de haute valeur qui n'auraient pas naturellement colonisé ces friches avant plusieurs décennies. Il serait toutefois pertinent d'analyser l'évolution de la végétation caractérisant les friches

arbustives n'ayant eu aucun traitement, en comparaison à celles traitées, avec l'objectif de comparer l'effet sur l'état successional.

Bibliographie

- Adams P. R., Beadle C. L., Mendham N. J. et Smethurst P. J. 2003. The impact of timing and duration of grass control on growth of a young *Eucalyptus globulus* Labill. plantation. *New Forests* 26: 147-165.
- Aide T. M., Zimmerman J. K., Herrera L., Rosario M. et Serrano M. 1995. Forest recovery in abandoned tropical pastures in Puerto Rico. *Forest Ecology and Management* 77: 77-86.
- Armesto J. J. et Pickett S. T. A. 1986. Removal experiments to test mechanisms of plant succession in oldfields. *Vegetatio* 66: 85-93.
- Aubin I., Gachet S., Messier C. et Bouchard A. 2007. How resilient are northern hardwood forests to human disturbance? An evaluation using a plant functional group approach. *Ecoscience* 14: 259-271.
- Aussenac G. 2000. Interactions between forest stands and microclimate: Ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science* 57: 287-301.
- Balandier P., Collet C., Miller J. H., Reynolds P. E. et Zedaker S. M. 2006. Designing forest vegetation management strategies based on the mechanisms and dynamics of crop tree competition by neighbouring vegetation. *Forestry* 79: 3-25.
- Bariteau L. 1987. Carte géomorphologique , feuillet 1 – Cazaville, Québec. Échelle 1 :20 000. Coll. : M. Delage et P. Gangloff. Projet : Haut-Saint-Laurent : écologie et aménagement. . Centre de recherches écologiques de Montréal: Université de Montréal.
- Bartha S., Meiners S. J., Pickett S. T. A. et Cadenasso M. L. 2003. Plant colonization windows in a mesic old field succession. *Applied Vegetation Science* 6: 205-212.
- Battaglia L. L., Minchin P. R. et Pritchett D. W. 2002. Sixteen years of old-field succession and reestablishment of a bottomland hardwood forest in the Lower Mississippi Alluvial Valley. *Wetlands* 22: 1-17.
- Beaudet M., Messier C. et Leduc A. 2004. Understorey light profiles in temperate deciduous forest: recovery process following selection cutting. *Journal of Ecology* 92: 328-338.
- Beckwith S. L. 1954. Ecological Succession on Abandoned Farm Lands and Its Relationship to Wildlife Management. *Ecological Monographs* 24: 349-376.
- Benjamin K. 2000. Établissement d'espèces d'arbres feuillus en friches arbustives dans le sud-ouest du Québec selon diverses intensités d'accompagnement. Mémoire de maîtrise. Université de Montréal.

- Benjamin K., Domon G. et Bouchard A. 2005. Vegetation composition and succession of abandoned farmland: effects of ecological, historical and spatial factors. *Landscape Ecology* 20: 627-647.
- Blatt S.E., Crowder A. et Harmsen R. 2005. Secondary Succession in Two South-eastern Ontario Old-fields. *Plant Ecology* 177: 25-41.
- Bouchard A. et Brisson J. 1996. Écologie forestière, domaine climatique de l'érablière à caryer cordiforme. Pages 1428 Manuel de foresterie. Sainte-Foy, Québec: Les Presses de L'université Laval.
- Bouchard A. et Domon G. 1997. The transformation of the natural landscapes of the Haut-St-Laurent (Québec) and their implication on future resource management. *Landscape and Urban Planning* 37: 99-107.
- Burke M. J. W. et Grime J. P. 1996. An Experimental Study of Plant Community Invasibility. *Ecology* 77: 776-790.
- Burns R. M. et Honkala B. H. 1990. *Silvics of North America: 1. Conifer: 2. Hardwoods.* Agriculture Handbook 654. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Washington, D C. vol.2.
- Cain M. L., Subler S., Evans J. P. et Fortin M.-J. 1999. Sampling spatial and temporal variation in soil nitrogen availability. *Oecologia* 118: 397-404.
- Carnevale N. J. et Montagnini F. 2002. Facilitating regeneration of secondary forests with the use of mixed and pure plantations of indigenous tree species. *Forest Ecology and Management* 163: 217-227.
- Chapin III F. S., Bret-Harte M. S., Hobbie S. E. et Zhong H. 1996. Plant Functional Types as Predictors of Transient Responses of Arctic Vegetation to Global Change. *Journal of Vegetation Science* 7: 347-358.
- Cogliastro A., Gagnon D. et Bouchard A. 1993. Effet des sites et des traitements sylvicoles sur la croissance, l'allocation en biomasse et l'utilisation de l'azote de semis de quatre espèces feuillues en plantations dans le sud-ouest du Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 23: 199-209.
- Cogliastro A., Benjamin K. et Bouchard A. 2006. Effects of full and partial clearing, with and without herbicide, on weed cover, light availability, and establishment success of white ash in shrub communities of abandoned pastureland in southwestern Quebec, Canada. *New Forests* 32: 197-210.

- Collins B., Wein G. et Philippi T. 2001. Effects of disturbance intensity and frequency on early old-field succession. *Journal of Vegetation Science* 12: 721-728.
- Cramer V. A., Hobbs R. J. et Standish R. J. 2008. What's new about old fields? Land abandonment and ecosystem assembly. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 104-112.
- Decocq G., Aubert M., Dupont F., Alard D., Saguez R., Wattez-Franger A., De Foucault B., Delelis-Dusollier A. et Bardat J. 2004. Plant diversity in a managed temperate deciduous forest: understorey response to two silvicultural systems. *Journal of Applied Ecology* 41: 1065-1079.
- Dodson E. K. et Fiedler C. E. 2006. Impacts of restoration treatments on alien plant invasion in *Pinus ponderosa* forests, Montana, USA. *Journal of Applied Ecology* 43: 887-897.
- Dölle M., Bernhardt-Römermann M., Parth A. et Schmidt W. 2008. Changes in life history trait composition during undisturbed old-field succession. *Flora* 203: 508-522.
- Dray S. et Dufour A. B. 2007. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *Journal of Statistical Software* 22: 1-20.
- Dray S. et Legendre P. 2008. Testing, the species traits-environment relationship: the fourth-corner problem revisited. *Ecology* 89: 3400-3412.
- Erös T., Heino J., Schmera D. et Rask, M. 2009. Characterising functional trait diversity and trait-environment relationships in fish assemblages of boreal lakes. *Freshwater Biology* 54: 1788-1803.
- Estrada E. et Bodin O. 2008. Using network centrality measures to manage landscape connectivity. *Ecological Applications* 18: 1810-1825.
- Eycott A. E., Watkinson A. R. et Dolman P. M. 2006. Ecological patterns of plant diversity in a plantation forest managed by clearfelling. *Journal of Applied Ecology* 43: 1160-1171.
- Flinn K. M. et Vellend M. 2005. Recovery of Forest Plant Communities in Post-Agricultural Landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 243-250.
- Foster B. L. et Gross K. L. 1999. Temporal and spatial patterns of woody plant establishment in Michigan old fields. *The American Midland Naturalist* 142: 229-243.
- Fournier A. 2003. Scénarios pour le reboisement de feuillus nobles en friches arbustives. Mémoire de maîtrise. Université de Montréal, Montréal.
- Fraterrigo J. M., Turner M. G. et Pearson S. M. 2006. Previous land use alters plant allocation and growth in forest herbs. *Journal of Ecology* 94: 548-557.

- Gachet S., Leduc A., Bergeron Y., Nguyen-Xuan T. et Tremblay F. 2007. Understory vegetation of boreal tree plantations: Differences in relation to previous land use and natural forests. *Forest Ecology and Management* 242: 49-57.
- Globensky Y. 1987. *Géologie des basses terres du Saint-Laurent*.
- Grime J. P. 1979. *Plant strategies and vegetation processes*. Chichester;Toronto: Wiley.
- Grime J. P., Hodgson J. G. et Hunt R. 1988. *Comparative plant ecology*. London ; Winchester, Mass.: Allen & Unwin.
- Harcombe P. A. 1980. Soil nutrient loss as a factor in early tropical secondary succession. *Biotropica* 12: 8-15.
- Herauld B., Honnay O. et Thoen D. 2005. Evaluation of the ecological restoration potential of plant communities in Norway spruce plantations using a life-trait based approach. *Journal of Applied Ecology* 42: 536-545.
- Hobbs R. J. et Walker L. R. 2007. *Old Field Succession: Development of Concepts*. Pages 18-43. *Old fields: dynamics and restoration of abandoned farmland*, Island Press.
- Horvitz C. C. et Koop A. 2001. Removal of nonnative vines and post-hurricane recruitment in tropical hardwood forests of Florida. *Biotropica* 33: 268-281.
- Hughes J. W. et Fahey T. J. 1991. Colonization Dynamics of Herbs and Shrubs in a Disturbed Northern Hardwood Forest. *Journal of Ecology* 79: 605-616
- Huston M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *The American Naturalist* 113: 81-101.
- Jacobs D. F., Ross-Davis A. L. et Davis A. S. 2004. Establishment success of conservation tree plantations in relation to silvicultural practices in Indiana, USA. *New forests* 28: 23-36.
- Jobidon R. 1995. Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec. *Revue de littérature: Ministère des ressources naturelles*. 117: 180.
- Kahmen S. et Poschlod P. 2004. Plant functional trait responses to grassland succession over 25 years. *Journal of Vegetation Science* 15: 21-32.
- Kolb A. et Diekmann M. 2004. Effects of environment, habitat configuration and forest continuity on the distribution of forest plant species. *Journal of Vegetation Science* 15: 199-208.

- Kolb T. E., Bowersox T. W. et McCormick L. H. 1990. Influences of light intensity on weed-induced stresses of tree seedlings. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 503-507.
- Lavorel S. et Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology* 16: 545-556.
- Lavorel S., Touzard B., Lebreton J. D. et Clement B. 1998. Identifying functional groups for response to disturbance in an abandoned pasture. *Acta Oecologica* 19: 227-240.
- Lavorel S., Díaz S., Cornelissen J. H. C, Garnier E., Harrison S. P., McIntyre S., Pausas J. G., Pérez-Harguindeguy N., Roumet C. et Urcelay C. 2007. Plant Functional Types: Are We Getting Any Closer to the Holy Grail? Pages 171-186 in In: Canadell J. G., Pitelka, L. F. and Pataki, D. (eds.), ed. *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, Springer-Verlag.
- Le Maitre D. C., Richardson D. M. et Chapman R. A. 2004. Alien plant invasions in South Africa: driving forces and the human dimension. *South African Journal of Science* 100: 103-112.
- Legendre P. et Legendre L. 1998. *Numerical ecology*. New York: Elsevier.
- Legendre P., Galzin R. et Harmelin-Vivien M. L. 1997. Relating behavior to habitat: solutions to the fourth-corner problem. *Ecology* 78: 547-562.
- Lehsten V., Harmand P. et Kleyer M. 2009. Fourth-corner generation of plant functional response groups. *Environmental and Ecological Statistics* 16:561-584.
- Liira J., Zobel K., Mägi R. et Molenberghs G. 2002. Vertical structure of herbaceous canopies: the importance of plant growth-form and species-specific traits. *Plant Ecology* 163: 123–134.
- Lindgren P. M. F. et Sullivan T. P. 2001. Influence of alternative vegetation management treatments on conifer plantation attributes: abundance, species diversity, and structural diversity. *Forest Ecology and Management* 142: 163-182.
- Lof M. 2000. Establishment and growth in seedlings of *Fagus sylvatica* and *Quercus robur*: influence of interference from herbaceous vegetation. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 855-864.
- Marie-Victorin. 1995. *Flore laurentienne*. Montréal: Presses de l'Université de Montréal.
- Marino P. C. et Gross K. L. 1998. Competitive effects of conspecific and herbaceous (weeds) plants on growth and branch architecture of *Populus x euramericana* cv. Eugenei. *Canadian Journal of Forest Research* 28: 359-367.

- Martin P. H., Canham C. D. et Marks P. L. 2009. Why forests appear resistant to exotic plant invasions: intentional introductions, stand dynamics, and the role of shade tolerance. *Frontiers in Ecology and the Environment* 7: 142–149.
- Meilleur A., Véronneau H. et Bouchard A. 1994. Shrub Communities as Inhibitors of Plant Succession in Southern Quebec. *Environmental Management* 18: 907-921.
- Moretti M. et Legg C. 2009. Combining plant and animal traits to assess community functional responses to disturbance. *Ecography* 32: 299-309.
- Newmaster S. G., Bell F. W., Roosenboom C. R., Cole H. A. et Towill W. D. 2006. Restoration of floral diversity through plantations on abandoned agricultural land Canadian. *Journal of Forest Research* 36: 1218-1235.
- Noble I. R. et Gitay H. 1996. A Functional Classification for Predicting the Dynamics of Landscapes. *Journal of Vegetation Science* 7: 329-336.
- Noble I. R. et Dirzo R. 1997. Forests as human dominated ecosystems. *Science* 277: 522-525.
- Norton D. A. 1998. Indigenous biodiversity conservation and plantation forestry: Options for the future. *New Zealand Forestry* 43: 34-39.
- Paquette A. et Messier C. 2010. The role of plantations in managing the world's forests in the Anthropocene. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8: 27-34.
- Paquette A., Bouchard A. et Cogliastro A. 2006. Survival and growth of under-planted trees: a meta-analysis across four biomes. *Ecological Applications* 16: 1575-1589.
- Paquette A., Bouchard A. et Cogliastro A. 2007. A less restrictive technique for the estimation of understory light under variable weather conditions. *Forest Ecology and Management* 242: 800–804.
- Parent S. et Messier C. 1996. A simple and efficient method to estimate microsite light availability under a forest canopy. *Canadian Journal of Forest Research* 26: 151-154.
- Pugnaire F. I. et Valladares F. 2007. *Functional plant ecology*. Boca Raton: CRC Press.
- Raunkiaer C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography: being the collected papers of C. Raunkiaer*. Translated by Gilbert-Carter H., Fausbøll A. I. et Tansley A. G. Oxford: Clarendon Press.
- Reich P. B., Walters M. B. et Ellsworth D. S. 1997. From tropics to tundra: global convergence in plant functioning. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 94: 13730-13734.

- Riegel G. M., Miller R. F. et Krueger W. C. 1995. The effects of aboveground and belowground competition on understory species composition in a *Pinus ponderosa* forest. *Forest Science* 41: 864-889.
- Salisbury E. J. 1942. *The reproductive capacity of plants; studies in quantitative biology.* London, Bell.
- Saucier J.-P., Grondin P., Robitaille A. et Bergeron J.-F. 2003. *Zones de végétation et les domaines bioclimatiques du Québec: Gouvernement du Québec.*
- Shipley B., Vile D. et Garnier E. 2006. From plant traits to plant communities: a statistical mechanistic approach to biodiversity. *Science (Washington)* 314: 812-814.
- Shipley B., Keddy P. A., Moore D. R. J. et Lemky K. 1989. Regeneration and Establishment Strategies of Emergent Macrophytes. *Journal of Ecology* 77: 1093-1110.
- Singleton R., Gardescu S., Marks P. L. et Geber M. A. 2001. Forest herb colonization of postagricultural forests in central New York State, USA. *Journal of Ecology* 89: 325-338.
- Son Y., Lee Y., Jun Y. et Kim Z. 2004. Light availability and understory vegetation four years after thinning in a *Larix leptolepis* plantation of central Korea. *Journal of Forest Research* 9: 133-139.
- Stover M. E. et Marks P.L. 1998. Successional Vegetation on Abandoned Cultivated and Pastured Land in Tompkins County, New York. *Journal of the Torrey Botanical Society* 125: 150-164.
- Szabo R. et Prach K. 2009. Old-field succession related to soil nitrogen and moisture, and the importance of plant species traits. *Community Ecology* 10: 65-73.
- Thomas S. C., Halpern C. B., Falk D. A., Liguori D. A. et Austin K. A. 1999. Plant diversity in managed forests: understory responses to thinning and fertilization. *Ecological Applications* 9: 864-879.
- Truax B., Lambert F. et Gagnon D. 2000. Herbicide-free plantations of oaks and ashes along a gradient of open to forested mesic environments. *Forest Ecology and Management* 137: 155-169.
- Vankat J. L. et Snyder G. W. 1991. Floristics of a chronosequence corresponding to old-field deciduous forest succession in southwestern Ohio. I. Undisturbed vegetation. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 118: 365-376.
- Vieira I. C. G., Uhl C. et Nepstad D. 1994. The role of the shrub *Cordia multispicata* Cham. as a "succession facilitator" in an abandoned pasture, Paragominas, Amazonia. *Vegetatio* 115: 91-99.

Violle C., Navas M.-L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I. et Garnier E. 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116: 882-892.

Vitousek P. M., D'Antonio C., Loope L. L. et Westbrooks R. 1996. Biological Invasions as Global Environmental Change. *American Scientist* 84: 468-478.

von Althen F. W. 1985. Revitalizing a black walnut plantation through weed control and fertilization. *The Forestry Chronicle* 61: 71-74.

Weiher E. et Keddy P. A. 1995. The Assembly of Experimental Wetland Plant Communities. *Oikos* 73: 323-335.

Whitney G. G. 1984. The Reproductive Biology of Raspberries and Plant-Pollinator Community Structure. *American Journal of Botany* 71: 887-894.

Wood J, Muneer T. et Kubie J. 2003. Evaluation of a new photodiode sensor for measuring global and diffuse irradiance, and sunshine duration. *Journal Solar Energy Engineering* 125: 43-48.

Wulf M. 2004. Plant species richness of afforestations with different former use and habitat continuity. *Forest Ecology and Management* 195: 191-204.

Annexe 2

Interventions sylvicoles et échantillonnages principaux réalisées au cours des années 1998 à 2009.

Interventions	1998	1999	2000	2001	2002	2007	2008	2009
Mise en terre des plants	21 avril- 1 ^{er} mai							
Premier débroussaillage (total et par bande)	1 ^{er} - 18 avril							
Second débroussaillage (dégagement par le haut en marge des bandes)				11-12 juillet				
Installation de protection anti-rongeurs	28 avril- 6 mai							
Épandage de répulsif à chevreuil	28 avril-6 mai 1 ^{er} - 3 juin 23 sept.-2 oct.	11-12 mai 18 juin 21 octobre	26 mai 21 octobre	8 mai 23 octobre	2 mai 28 octobre			
Application d'insecticide	22 mai							
Maîtrise des herbacées (application d'herbicide glyphosate)	25-28 mai 21-23 juillet		16, 29, 30 mai 26 juin					
Taille de formation-élagage				16 juillet		juillet		
Échantillonnage de la végétation	juin	juin-juillet		août	juin-juillet		juillet-août	
Mesures de la lumière disponible	juin-juillet	juin-juillet			2, 4, 10, 11 et 22 juillet			juin-juillet