Institut de recherche en biologie végétale







PROJET PILOTE DE RESTAURATION DE PAYSAGES FORESTIERS AU PARC NATIONAL DES ÎLES-DE-BOUCHERVILLE

Rapport final 2004-2005





Rapport préparé par Etienne Laliberté, Alain Cogliastro et André Bouchard

Préparé pour

Parc national des îles-de-Boucherville Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ)

Mars 2006



PROJET PILOTE DE RESTAURATION DE PAYSAGES FORESTIERS AU PARC NATIONAL DES ÎLES-DE-BOUCHERVILLE

Rapport préparé par Etienne Laliberté, Alain Cogliastro et André Bouchard

Préparé pour

Parc national des îles-de-Boucherville Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ)



Institut de recherche en biologie végétale

L'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV) est un centre de formation supérieure dont la mission porte sur la biologie des plantes dans tous ses aspects : fonctionnement, développement, évolution, écologie, etc. Issu d'un partenariat entre l'Université de Montréal et la Ville de Montréal, l'IRBV occupe des locaux modernes sur le site du Jardin botanique de Montréal. Il regroupe une quinzaine de chercheurs autonomes (professeurs au Département de sciences biologiques de l'Université de Montréal ou chercheurs à la Division de la recherche et du développement scientifique du Jardin botanique de Montréal) sans compter les nombreux assistants et chargées de recherche, étudiants à la maîtrise et au doctorat et chercheurs post-doctoraux. Les recherches sont de nature fondamentale et appliquée. Les chercheurs ont à leur disposition des laboratoires et des équipements scientifiques de pointe, en plus de serres expérimentales, de chambres de croissance, d'équipement de microscopie électronique et d'analyse d'image, de l'herbier Marie-Victorin (700 000 spécimens) et de 2 bibliothèques spécialisées en botanique.

ÉQUIPE DE TRAVAIL

Etienne Laliberté (B.Sc. Botanique) Candidat M.Sc. (Biologie)

Institut de recherche en biologie végétale (IRBV)

Département de sciences biologiques

Université de Montréal

Alain Cogliastro (Ph.D. Biologie) **Botaniste**

Institut de recherche en biologie végétale (IRBV)

Jardin botanique de Montréal

André Bouchard (Ph.D. Écologie) **Directeur**

Institut de recherche en biologie végétale (IRBV)

Professeur titulaire

Département de sciences biologiques

Université de Montréal

Pour fin de citation:

Laliberté, E., A. Cogliastro et A. Bouchard. 2006. Projet pilote de restauration de paysages forestiers au parc national des îles-de-Boucherville. Rapport final présenté à la direction du parc national des îles-de-Boucherville, Société des établissements de plein air du Québec (SÉPAQ). Institut de recherche en biologie végétale, Montréal. 57 pages.

Tables des matières

Intro	ductionduction	3
Méth	odologie	4
a.	Site d'étude	
b.	Description du dispositif expérimental	
c.	Plan d'échantillonnage et récolte de données	
	1. Sélection des individus pour l'échantillonnage	
	2. Relations hydriques	
	3. Variables morphométriques et survie	
	4. Variables environnementales et spatiales	
d.	I	
	1. Analyses de survie	
	2. Analyses de la croissance, des ratios morphométriques et des relations hydriques .	
	3. Relation entre les variables réponses, les traitements et l'environnement	
•	Teranon entre les variables reponses, les tranements et l'environnement	
Résul	ltats	15
a.	Survie	15
b.	Croissance, ratios morphométriques et relations hydriques	
c.	Microenvironnement à l'intérieur du manchon	
d.	Relation entre les variables réponses, les traitements et l'environnement	31
Discu	ıssion	35
a.	Doit-on absolument protéger les semis d'arbres contre le cerf de Virginie?	35
b.	Quelles espèces et quels types de matériel végétal sont à privilégier?	
c.	Quel type de protection contre le cerf de Virginie doit-on utiliser?	
d.	Comment doit-on spatialiser d'éventuelles plantations d'arbres dans le parc?	
Conc	lusion	45
Bibli	ographie	46
Anne	exe 1	50
	exe 2	
	exe 3	
Photo	ns de terrain	54

Introduction

Dans le sud du Québec, le paysage est fortement dominé par l'activité agricole et les îlots forestiers présents y sont généralement peu nombreux, excessivement fragmentés et de faible superficie. Le parc national des Îles-de-Boucherville n'échappe pas à cette tendance et tout comme la majorité du territoire montérégien, il possède un lourd passé agricole. En effet, la végétation actuelle du parc national des îles-de-Boucherville est le résultat de plus de trois siècles d'exploitation agricole, suivi de l'abandon récent de cette activité sur plus de la moitié de son territoire. Présentement, on y retrouve de nombreuses friches herbacées et arbustives, ainsi que quelques boisés.

Bien qu'il soit impossible de savoir exactement à quoi pouvait ressembler la végétation précoloniale qui y était présente (on peut supposer un mélange d'îlots forestiers et d'une variété de milieux humides dans les endroits moins bien drainés), il est fort probable que le contexte biophysique actuel ne permette plus un retour exact à la végétation initiale, principalement à cause du réseau de drainage extensif établi par l'agriculture. En l'absence d'interventions humaines, les conditions édaphiques actuelles du parc mèneront inexorablement vers un retour de la forêt sur la grande majorité du territoire. Ce retour vers la forêt est souhaitable au niveau de la conservation de la biodiversité à l'échelle régionale, même si cette forêt n'était pas une réplique exacte de la végétation précoloniale (voir [1] pour plus de détails). En effet, compte tenu de la faible présence de la forêt en Montérégie, couplé à un phénomène constant de déboisement [2, 3], toute augmentation des superficies forestières dans cette région est bénéfique, tant au point de vue écologique que social (récréation, esthétique du paysage).

Toutefois, au parc des îles-de-Boucherville, un retour naturel vers la forêt se ferait très lentement étant donné les contraintes à la régénération forestière qui y sont présentes. Ces principales contraintes sont : 1) une forte population de cerfs de Virginie, estimée entre 15 à 20 individus/km², 2) peu d'arbres semenciers, 3) une végétation herbacée dense agissant comme une barrière à l'établissement de semis d'arbres (ne pouvant pas être maîtrisée par les herbicides à cause de la désignation officielle de ce territoire comme « aire protégée ») et 4) une importante présence de rongeurs. Afin d'accélérer la venue de la forêt, des interventions de reboisement sont de mise.

Il existe une volonté chez les gestionnaires du parc national des îles-de-Boucherville d'accélérer la succession écologique vers la forêt dans les secteurs agricoles récemment abandonnés, par la plantation de feuillus indigènes. Ce projet de recherche, fruit d'une collaboration entre la SÉPAQ et l'Institut de recherche en biologie végétale (IRBV), était la première étape d'une série d'actions concrètes sur le terrain qui aideront à mieux guider les travaux futurs de réhabilitation des paysages forestiers sur le territoire du parc. Nous présentons ici les résultats finaux de ce projet, qui couvrent les saisons 2004 et 2005.

Les principaux objectifs de ce projet (voir [1]) étaient :

- i) d'analyser le potentiel de la propagation végétative du peuplier deltoïde (*Populus deltoides*) et du frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*), deux espèces communes sur le territoire du parc;
- ii) d'évaluer le potentiel de la plantation d'espèces caractéristiques de différents stades de succession en accompagnement, soit l'érable argenté (*Acer saccharinum*), le frêne de Pennsylvanie (*F. pennsylvanica*), le peuplier deltoïde (*P. deltoides*) et le chêne à gros fruits (*Q. macrocarpa*);

iii) d'analyser les impacts de différents traitements de protection (manchons protecteurs et « exclos ») contre le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*).

En complément à ces objectifs, un objectif additionnel fut inclus suite à l'analyse de nos résultats de croissance de 2004 [4], soit :

iv) d'analyser en détail l'influence des manchons protecteurs et des variables environnementales sur la croissance, les ratios morphométriques et les relations hydriques des arbres plantés.

Les trois premiers objectifs avaient été décrits dans la proposition initiale du projet [1]. Le quatrième objectif fut ajouté car l'analyse de résultats de 2004 montrait que les manchons pouvaient avoir des effets positifs sur la croissance, par rapport aux exclos. De nombreuses études ont noté que leur utilisation augmentait leur croissance en phase d'établissement, principalement en hauteur [5-13]. Plusieurs raisons tentant d'expliquer l'amélioration de la croissance de feuillus en phase d'établissement par ces manchons ont été proposées, telles que la création d'un « effet de serre » où les niveaux d'humidité, de température et de dioxyde de carbone sont augmentés [14-17] ainsi que l'amélioration des relations hydriques des arbres par la réduction de l'intensité lumineuse [18] ou par l'augmentation de la résistance des feuilles aux transferts de vapeur d'eau (par un effet impliquant la zone de la couche-limite des feuilles) [17, 19]. De plus, d'autres facteurs tels que l'augmentation de la durée de la saison de croissance [20, 21], l'augmentation de la rétention de la chlorophylle [15] et la réduction de l'herbivorie [8, 12, 13, 16, 22-24] ont aussi été proposés. Il semble donc que certains effets positifs peuvent être engendrés par les manchons protecteurs. Puisque la compétition pour l'eau est le facteur principal limitant l'établissement d'arbres dans les communautés herbacées [25-31], notre hypothèse était que les effets positifs des manchons protecteurs sur l'établissement de feuillus plantés en champ étaient principalement dus à l'amélioration des relations hydriques des arbres plantés (par l'augmentation de l'humidité de l'air, réduction du vent, réduction de l'insolation, etc.). Ceci aurait des applications directes pour l'établissement de plantations d'arbres au parc des îles-de-Boucherville, où l'on retrouve généralement une végétation herbacée compétitrice (notamment pour l'eau) très importante. La compréhension de l'influence des variables environnementales sur la croissance des arbres plantés aiderait également dans le choix de la localisation géographique de futures plantations d'arbres sur le territoire du parc.

Bref, les objectifs scientifiques de notre étude répondent à des objectifs spécifiques de restauration écologique pour ce territoire. Les résultats de cette étude permettront aux gestionnaires du parc de mieux planifier les futures interventions de reboisement à la suite de l'abandon de parcelles agricoles, tant au niveau des espèces à privilégier que des méthodes à utiliser.

Méthodologie

a. Site d'étude

Notre site d'étude est localisé dans le parc national des îles-de-Boucherville, un archipel d'îles du fleuve Saint-Laurent d'environ 8 km² situé entre l'île de Montréal et la municipalité de

Boucherville, au sud du Québec (Canada). Ce parc protège cinq îles du tronçon fluvial du Saint-Laurent entre Cornwall et le Lac Saint-Pierre, les deux plus grandes étant l'île de la Commune (184 ha) et l'île Grosbois (244 ha). Notre dispositif expérimental se situe sur cette dernière.

Le climat est de type continental et les températures moyennes du mois le plus chaud (juillet) et de celui le plus froid (janvier) sont, respectivement, de 20 °Cet -11 °C. La proximité du fleuve Saint-Laurent tempère le climat, réduisant l'effet des grandes chaleurs estivales et retardant un peu la venue du printemps et de l'hiver. Le niveau moyen de précipitations est de 100 cm par année et environ 75% de ces précipitations sont sous forme de pluie alors que le reste tombe sous forme de neige. Étant donné leur situation exposée dans le couloir du Saint-Laurent, aucun obstacle majeur ne protège les îles-de-Boucherville des vents dominants. La topographie plane de ce territoire accentue le phénomène, l'altitude maximale y étant de 12 m.

Les îles-de-Boucherville font partie de l'unité physiographique des Basses-Terres du Saint-Laurent. Les îles sont recouvertes d'environ 18 mètres de dépôts de surface au-dessus de la roche-mère, un schiste noir et résistant du groupe d'Utica [32, 33]. Par-dessus la roche-mère, on retrouve une couche de dépôts morainiques laissée suite à la dernière glaciation (il y a environ 20 000 ans), suivie d'une épaisse couche de dépôts marins (argile) laissée par la mer de Champlain, qui recouvrait les îles-de-Boucherville il y a environ 10 000 ans. Finalement, le fleuve Saint-Laurent, qui succéda à la mer de Champlain, y laissa une couche importante de dépôts fluviatiles (argile, sable, limon).

Les îles-de-Boucherville ont un lourd passé agricole, ayant été exploitées par les premiers colons à partir de la fin du 17^e siècle [34]. Certains secteurs des îles (île de la Commune et île Grosbois) sont toujours en culture, principalement pour le maïs sucré. La majorité du territoire du parc est constitué de jeunes friches herbacées ou arbustives suite à l'abandon de plusieurs terres agricoles dans les années 1980 et 1990, après la désignation du territoire comme « aire protégée » en 1984 par le ministère de la Faune et des Parcs du Québec. Quelques jeunes boisés sont présents, principalement constitués de *Populus deltoides* et de *Fraxinus pennsylvanica*. On n'y retrouve qu'un seul boisé mature d'importance, d'une superficie de 18 ha. Ce boisé, situé sur l'île Grosbois, est âgé 70 à 90 ans et est composé de *F. pennsylvanica*, *Tilia americana*, *Acer saccharinum*, *Ulmus americana*, *Carya cordiformis* et *Quercus macrocarpa* [35].

b. Description du dispositif expérimental

Le site dans lequel notre dispositif expérimental a été établi est un ancien champ agricole d'une superficie de six hectares (6 ha). Ce terrain est adjacent au boisé Grosbois, ce qui présente l'avantage d'une réduction partielle de l'exposition aux vents. Préalablement à l'installation du dispositif, le champ était abandonné depuis deux saisons et une végétation herbacée dense était présente, composée principalement de verge d'or (*Solidago canadensis*), de chardon des champs (*Cirsium arvense*),, de chiendent (*Agropyron repens*) et de trèfle rouge (*Trifolium pratense*). Nos analyses granulométriques (voir section *c.4* dans *Méthodologie*) nous ont indiqué que le sol est un limon fin et il existe un gradient d'humidité dans le champ à cause d'une dépression vers le milieu du champ. À la fin du mois de juin 2004, le niveau de la nappe phréatique était d'environ 70 cm de profondeur à partir du niveau du sol dans la partie la plus basse du champ.

Au mois de mai 2004, trois blocs expérimentaux ont été établis dans ce champ à une distance de 20 m de la bordure du boisé et séparés d'environ 100 m chacun. Chacun de ces blocs expérimentaux étaient constitués de trois parcelles de 24 m par 24 m, correspondant chacune à

un traitement différent (« manchon », « exclos » et « témoin »). Les parcelles ont été orientées selon un axe nord-sud et les traitements ont été assignés au hasard parmi les parcelles d'un bloc. Un schéma illustrant le dispositif expérimental est présenté à la figure 1. Dans les parcelles correspondant au traitement « manchon », un manchon protecteur de 1,5 m de hauteur (Freegro®, modèle « fine mesh ») a été installé pour chacun des arbres plantés. Pour les parcelles correspondant au traitement « exclos », une clôture de métal de 2,4 m de hauteur a été construite autour de la parcelle afin d'en bloquer l'accès aux cerfs de Virginie. Dans les parcelles « témoin », les arbres ont été laissés sans protection contre le cerf de Virginie. Chacune des 9 parcelles mesure 24 m par 24 m et est composée de 12 rangs de 12 arbres, avec un espacement de 2 m entre les rangs et les plants, pour un total de 144 arbres par parcelle (voir Annexe 2 pour plus de détails). Dans chacune des parcelles, ces 144 arbres étaient regroupés en 4 espèces : *Acer saccharinum* (30 plants), *Fraxinus pennsylvanica* (30 plants), *Populus deltoides* (62 plants) et *Quercus macrocarpa* (22 plants).

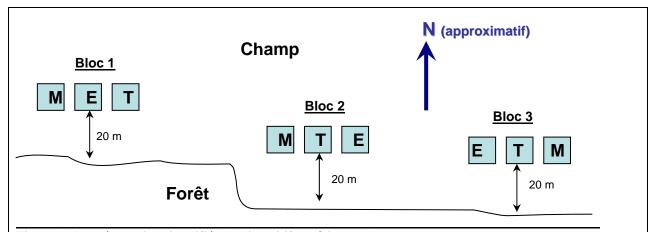


Figure 1 : Représentation simplifiée du dispositif expérimental.

Trois blocs composés de trois parcelles sont répartis le long du champ, chacune des parcelles correspondant à un traitement, attribué au hasard (\mathbf{M} = manchons protecteurs, \mathbf{E} = exclos, \mathbf{T} = témoin, sans protection). Les parcelles sont orientées selon un axe nord-sud et sont à une distance de 20 m de la bordure de la forêt. À l'intérieur d'un bloc, les parcelles sont séparées de 3 m et les blocs sont séparés d'environ 100 m.

Aucune préparation mécanique du sol n'a été effectuée avant l'établissement du dispositif et aucun herbicide n'a été appliqué. Au début du mois de mai 2004, avant la période de forte croissance initiale des herbacées, des paillis de plastique noir de 1 m² (1 m x 1 m) furent placés aux endroits où les arbres allaient éventuellement être plantés. Durant la deuxième moitié du mois de juin 2004, tous les arbres ont été plantés manuellement. Les plants provenaient de la pépinière forestière de Berthier (ministère des Ressources naturelles, Québec). Le frêne de Pennsylvanie (1-0) et l'érable argenté (1-0) ont été produits en contenants, alors que le chêne à gros fruits (2-0) était à racines nues. Les boutures de frêne de Pennsylvanie, ainsi que les boutures et plançons de peuplier deltoïde, ont été récoltés en milieu naturel en mars 2004 et entreposées dans un réfrigérateur jusqu'à la plantation. Les boutures de frêne de Pennsylvanie ont été prélevées à partir de la pousse anuelle terminale de petits arbres (moins de 10 cm de DHP), alors que les boutures et plançons de peuplier deltoïde ont été prélevés à partir de rejets de souche sur des arbres matures abattus par le castor (en bordure du fleuve). Immédiatement après

la plantation, les manchons protecteurs ont été posés dans les parcelles du traitement « manchon » et supportés à l'aide d'un tuteur de métal. Aucune intervention de maîtrise de la végétation herbacée autre que la pose initiale de paillis de plastique n'a été effectuée pendant toute la durée de l'étude. Lors de la récolte de données, une attention particulière était portée afin de minimiser l'impact sur la végétation herbacée entourant les plants. À la fin du mois d'août 2004, des protecteurs de plastique contre les rongeurs furent placés à la base de tous les arbres.

c. Plan d'échantillonnage et récolte de données

1. Sélection des individus pour l'échantillonnage

Alors que certaines variables, notamment la survie et la croissance, ont été mesurées pour l'ensemble de l'effectif total, plusieurs variables additionnelles ont été mesurées pour trois espèces en particulier, soit le chêne à gros fruits (*Q. macrocarpa*), le frêne de Pennsylvanie (*F. pennsylvanica*) et l'érable argenté (*A. saccharinum*). L'objectif était de comparer en détail pour ces espèces les différences des réponses entre les traitements « manchon » et « exclos ». Les parcelles « témoin » ne furent donc pas considérées pour les variables de relations hydriques, les variables morphométriques autres que les taux de croissance en diamètre, en hauteur, le ratio *hauteur : diamètre*, ainsi que la totalité des variables environnementales : les résultats nettement inférieurs sous ce traitement ne nécessitaient pas de compréhension approfondie.

Pour ces variables, un échantillon fut sélectionné au hasard pour lequel la récolte de données était plus intensive. Cet échantillon fut utilisé pour toute la durée de l'étude et correspondait à 15 arbres par espèce par parcelle, pour un total de 90 plants de *A. saccharinum*, 90 plants de *F. pennsylvanica* et de 90 plants de *Q. macrocarpa* (toutes espèces confondues, 270 au total). La plupart des variables environnementales ont été mesurées sur ce même échantillon. Cependant, pour certaines variables plus laborieuses à mesurer (par exemple, biomasse herbacée et potentiel hydrique), un sous-échantillon de 5 arbres par espèce par parcelle, sélectionné au hasard parmi le sous-échantillon mentionné ci haut, fut utilisé. Un résumé de toutes les variables mesurées est présenté au tableau 1.

Variables réponses	Variables environnementales	Variables spatiales			
Survie*	Sable (%)	Latitude (m)			
Croissance en hauteur (TCR)*†	Limon (%)	Longitude (m)			
Croissance en diamètre (TCR)*†	Argile (%)	Élévation (m)			
Croissance biomasse aérienne (TCR) [†]	%DFPP à 30 cm (%)	Pente (degrés)			
Surface foliaire spécifique (mm²/g)	%DFPP à hauteur de cime (%)				
Ratio surface foliaire totale / poids aérien (mm²/g)	Ratio rouge / rouge lointain (%)				
Ratio poids feuilles / poids aérien (%)	Humidité du sol (% vol.)				
Ratio hauteur / diamètre (%)*	Hauteur végétation herbacée (m)				
Ratio poids branches / poids tronc (%)					
Conductance stomatique, g (mmol/m ² /sec)					
Variables mesurées sur échantillon de 5 arbres/esp	èce/parcelle				
Variables réponses	Variables environnementales	Variables spatiales			
Potentiel hydrique pré-aube (bar)	Biomasse - Solidago canadensis (g)				
Potentiel hydrique mi-journée (bar)	Biomasse - Agropyron repens (g)				
Croissance biomasse racinaire (TCR) ^{†‡}	Biomasse - Cirsium arvense (g)				
Ratio poids racines / poids total (%) [‡]	Biomasse - Autres espèces (g)				

<u>Tableau 1</u>: Ensemble des variables mesurées. Tous les détails sur la façon dont ces différentes variables ont été mesurées sont décrits dans la section *Méthodologie*. * Variables mesurées pour l'ensemble de l'effectif total, incluant les plants, boutures et plançons dans les parcelles « manchon », « exclos » et « témoin ». Toutes les autres variables ont été mesurées sur les plants de *A. saccharinum*, *F. pennsylvanica* et *Q. macrocarpa* et seulement dans les parcelles « manchon » et « exclos ». † TCR = Taux de croissance relatif (voir équations dans la section *Méthodologie*). ‡ Variables mesurées pour *F. pennsylvanica* seulement, dans les parcelles « manchon » et « exclos ».

2. Relations hydriques

Afin de mesurer l'influence des manchons et des conditions environnementales sur les relations hydriques des semis d'érable argenté, de chêne à gros fruits et de frêne de Pennsylvanie, la conductance stomatique en mi-journée (g) ainsi que le potentiel hydrique des feuilles (Ψ) à la pré-aube et en mi-journée ont été mesurés pour chacune de ces espèces pendant l'été 2005. Ces deux variables étaient mesurées pendant une journée ensoleillée, lors d'épisodes de forte chaleur suivant au moins 2 à 4 jours sans précipitations. Comme nous voulions éliminer l'effet du au broutage du cerf de Virginie sur ces résultats, ces variables n'ont été mesurées que pour les parcelles « manchon » et « exclos » (dans ce cas, l'exclos jouait alors le rôle du témoin).

La conductance stomatique des feuilles fut mesurée à mi-journée, soit entre 12h00 à 15h00, à l'aide d'un poromètre de type « *steady-state* » (modèle PMR-1, PP Systems). Cette variable fut mesurée sur une espèce par jour, à partir de l'échantillon décrit à la section *c.1*. Deux séries de mesures par espèce furent ainsi réalisées, l'une en juin 2005 et l'autre en juillet 2005. Pour ce faire, une feuille par individu fut sélectionnée, cette dernière étant toujours mature, subterminale, sans dommages et exposée au soleil. Ces précautions furent prises dans le but de permettre une comparaison juste entre les individus. Dans le cas des arbres se retrouvant dans les manchons protecteurs, une fenêtre fut coupée dans le manchon à la hauteur désirée afin de permettre d'utiliser l'appareil tout en minimisant l'impact sur les conditions micro-environnementales à l'intérieur du manchon. Suite à l'obtention d'une mesure, la fenêtre était aussitôt refermée à l'aide de ruban adhésif. Cette technique a été utilisée dans d'autres études [17, 36].

Le potentiel hydrique des feuilles à la pré-aube (3h00 à 6h00) ainsi que le potentiel hydrique des feuilles en mi-journée (12h00 à 14h00) ont été mesurés une fois par espèce pendant l'été 2005 (entre le 13 juillet et le 2 août 2005) à l'aide d'une chambre à pression (modèle 600, PMS Comp.). Cette variable fut mesurée sur le sous-échantillon de 5 individus par espèce par parcelle (voir section *c.1*). La méthodologie suivie fut celle décrite par Boyer [37], mis à part les modifications suivantes. Avant l'excision, la feuille fut placée dans un sac de plastique flexible, puis immédiatement après l'excision le sac fut refermé et déposé dans une glacière (non refroidie) dans laquelle les parois étaient gardées humides à l'aide de papier absorbant saturé en eau. Cette étape a été effectuée afin de minimiser les pertes rapides en eau suite à l'excision, qui peuvent influencer les mesures de potentiel hydrique à l'aide d'une chambre à pression [38]. Une demi-heure ou moins après l'excision, le potentiel hydrique de chacune des feuilles excisées fut mesuré, suivant l'ordre dans lesquelles ces dernières furent récoltées.

3. Variables morphométriques et survie

Immédiatement après la plantation en juin 2004, le diamètre au collet ainsi que la hauteur totale du plant (du niveau du sol jusqu'au bourgeon terminal le plus haut) ont été mesurés pour chacun des arbres plantés (plants, boutures et plançons). À la mi-septembre 2004, ces données furent récoltées de nouveau, de même qu'à la mi-septembre 2005. Lors de chacun de ces inventaires, la survie de chacun des arbres fut aussi notée. Au printemps 2005, l'intensité des dommages dus aux cerfs ou aux rongeurs, si présents, a aussi été mesurée (échelle qualitative; 0 = pas de dommages, 1 = peu de dommages, 2 = dommages moyens, 3 = dommages importants).

Des variables additionnelles ont été mesurées pour *A. saccharinum*, *F. pennsylvanica* et *Q. macrocarpa*, afin d'analyser en détail les différences (croissance et ratios morphométriques) entre les traitements « manchon » et « exclos ». Ces variables n'ont donc été mesurées que pour ces deux traitements, les témoins n'ayant pas été considérés (afin d'éliminer l'effet du au broutage du cerf de Virginie).

Afin d'estimer la biomasse initiale (aérienne et racinaire) de chacun des arbres plantés dans le dispositif expérimental, nous avons calculé, pour chaque espèce, des équations de régressions allométriques à partir de 30 plants par espèce sélectionnés au hasard avant la phase de plantation. La hauteur totale de ces arbres ainsi que leur diamètre au collet ont été mesurés, puis leurs racines furent nettoyées. Avant de mesurer leurs biomasses aérienne et racinaire, les plants ont été séchés pendant deux mois à l'air libre à température ambiante, puis mis au four à 50 °C pendant 72 heures. Toutes les régressions allométriques étaient hautement significatives (p < 0.0001) et prédisaient très bien les biomasses aériennes ($R_a^2 = 0.85$ -0.96) et relativement bien les biomasses racinaires ($R_a^2 = 0.53$ -0.80).

En septembre 2005, la partie aérienne de tous les arbres constituant l'échantillon de 15 individus par espèce par parcelle (voir section c.1) fut récoltée. Ces arbres ont été séchés dans une serre pendant 2 semaines, puis mis au four à 50 °C pendant 72 heures. Par la suite, la biomasse sèche de la tige principale, des branches, des feuilles et des pétioles a été pesée séparément pour chacun de ces arbres. Préalablement à la récolte des arbres, trois feuilles par individu (une au sommet de la cime, une au milieu et une à la base) ont été récoltées, puis pressées et séchées. La surface foliaire de chacune de ces feuilles fut par la suite mesurée (MK2 Area Meter, ΔT Devices), puis elles ont finalement été pesées afin de calculer leur surface foliaire spécifique (specific leaf area, ou SLA en anglais). La biomasse racinaire a aussi été mesurée pour F. pennsylvanica seulement, sur un sous-échantillon de 5 arbres par espèce par

parcelle (voir section c.1 dans *Méthodologie*). Pour ce faire, une tranchée a été creusée directement à l'ouest de la base du tronc de l'arbre et la moitié est du système racinaire fut excavée manuellement. Les racines ont ensuite été nettoyées, puis séchées au four à 50 °C pendant une semaine avant d'être pesées.

À partir des données initiales (printemps 2004) et finales (automne 2005) de diamètre au collet et de hauteur totale, de même qu'avec les données de biomasses aérienne (et racinaire dans le cas de *F. pennsylvanica*), nous avons pu calculer des croissances absolues par simple soustraction des données initiales sur les données finales. Nous avons aussi pu calculer des taux de croissance relatifs (TCR) en hauteur, en diamètre et en biomasse aérienne des arbres selon les équations suivantes :

$$TCR_{H} = \frac{\ln(H_{i+1}) - \ln(H_{1})}{t}$$
 $TCR_{D} = \frac{\ln(D_{i+1}) - \ln(D_{1})}{t}$ $TCR_{B} = \frac{\ln(B_{i+1}) - \ln(B_{1})}{t}$

où TCR_H est le taux de croissance relatif en hauteur, TCR_D en diamètre et TCR_B en biomasse aérienne, H_{i+1} , D_{i+1} , B_{i+1} sont respectivement la hauteur, le diamètre et la biomasse aérienne final(e), H_1 , D_1 et B_1 la hauteur, diamètre et biomasse aérienne initial(e) et t la durée de l'expérience en années (dans notre cas, 2 années pour les trois variables).

Dans le but d'analyser la réponse des arbres au niveau de l'allocation des ressources, différents ratios morphométriques furent aussi calculés à partir des données de biomasse (tronc, branches, pétioles, feuilles et racines). Ainsi, le ratio *poids feuilles : poids aérien total*, (*leaf weight ratio*, ou *LWR* en anglais) et le ratio *surface foliaire totale : poids aérien total (leaf area ratio*, ou *LAR* en anglais) furent calculés, puisqu'il a été démontré que ce sont des facteurs très importants du taux relatif de croissance d'une plante [39]. De plus, le ratio *poids branches : poids tronc* furent calculés pour les trois espèces, alors que le ratio *poids racines : poids total (root weight ratio*, ou *RWR* en anglais) fut calculé pour *F. pennsylvanica* seulement. Finalement, un ratio *hauteur : diamètre* fut aussi calculé, car certains auteurs ont noté que ce ratio est affecté par les manchons [16, 40].

4. Variables environnementales et spatiales

Au cours de l'été 2005, plusieurs variables environnementales (abiotiques et biotiques) et spatiales ont été mesurées pour *A. saccharinum*, *F. pennsylvanica* et *Q. macrocarpa*, dans les parcelles « manchon » et « exclos » (voir section *c.1* pour justification). La majorité des variables environnementales étaient mesurées sur le sous-échantillon de 15 arbres par espèce par parcelle (voir section *c.1*), tandis que la biomasse de la végétation herbacée avoisinante était mesurée sur le sous-échantillon de 5 arbres par espèce par parcelle (voir section c.1 dans *Méthodologie*). L'humidité du sol (% vol.) fut mesurée à l'aide d'une sonde de type « *time-domain reflectometry (TDR)* » (modèle ML2X, ΔT Devices) à trois reprises pendant la saison 2005, soit en mai, juin et juillet. Dans le but d'obtenir une mesure représentative de la quantité d'eau disponible pour l'arbre, un coin du paillis de plastique était relevé, puis une trou de 10 à 15 cm de profondeur, dans lequel la sonde était insérée, était creusé à 30 cm de la base de l'arbre. La hauteur moyenne de la végétation herbacée, quant à elle, fut estimée visuellement par un seul observateur à la fin août 2005. La biomasse herbacée fut mesurée en récoltant deux bandes de 0.5 m x 0.25 m autour de chaque arbre échantillonné. Cette biomasse fut divisée en quatre groupes, soit 1) *Solidago canadensis*, 2) *Agropyron repens*, 3) *Cirsium arvense*, et 4) *Autres espèces*. Les trois premiers

groupes correspondent aux espèces végétales les plus abondantes sur notre site d'étude, formant à elles seules plus de 50% de la couverture végétale totale.

Afin de quantifier l'influence de la végétation herbacée avoisinante sur la lumière disponible pour un arbre, le pourcentage de densité du flux photonique photosynthétique (%DFPP) a été mesurée à deux reprises par temps nuageux (mi-juin 2005 et mi-juillet 2005) à l'aide de sondes LI-190 (Li-Cor Biosciences), en suivant la procédure décrite par Parent et Messier [41]. Pour chaque arbre échantillonné, une mesure était prise à 30 cm (afin de comparer la végétation avoisinante entre les arbres) et l'autre à hauteur de cime (afin d'estimer la quantité de lumière réellement disponible pour l'arbre). Lors de la deuxième série de mesures, une sonde additionnelle (modèle SKR 110, Skye Instruments) permettant de calculer le ratio rouge : rouge lointain (RRRL) était aussi utilisée, le ratio rouge/rouge lointain étant une variable fréquemment utilisée pour exprimer la qualité de lumière disponible pour une plante [42, 43]. Pour les arbres poussant dans les manchons, les sondes étaient toujours positionnées à 20 cm du manchon. Puisque les manchons eux-mêmes pouvaient obstruer une partie de la lumière atteignant la sonde, nous avons a posteriori analysé l'effet individuel du manchon sur les mesures de DFPP et de RRRL, en absence de végétation herbacée. Les manchons, à une distance de 20 cm des sondes, avaient une influence significative sur la mesure de DFPP (p < 0.0001), mais non sur le RRRL (p = 0.9999). Subséquemment, nous avons calculé un modèle de l'effet de réduction du %DFPP du manchon en fonction de la hauteur de la sonde, à une distance constante de 20 cm. Le modèle était hautement significatif (p < 0.0001) et prédisait très bien la réduction du %DFPP par le manchon en fonction de la hauteur de la sonde ($R_a^2 = 0.94$). À l'aide de ce modèle, nous avons pu corriger les valeurs du %DFPP transmis par la végétation avoisinante pour chacun des arbres poussant dans un manchon (voir Annexe 1 pour les détails).

Par la suite, nous avons aussi testé l'effet du manchon sur la DFPP et le RRRL, cette fois-ci à l'intérieur du manchon. Cela a été réalisé afin de pouvoir estimer la quantité et la qualité de lumière réellement disponible pour un arbre dans un manchon. Les manchons avaient un effet très significatifs sur la DFPP (p < 0.0001) et le RRRL (p < 0.0001). Des modèles ont donc été construits pour analyser l'effet du manchon sur le %DFPP et sur le %RRRL à l'intérieur, en fonction de la hauteur. Ces deux modèles étaient hautement significatifs (p < 0.0001) et prédisaient bien l'effet du manchon sur le %DFPP et du %RRRL transmis ($R_a^2 = 0.88$, dans les deux cas). Des corrections ont été effectuées aux données de terrain afin d'évaluer le %DFPP et le RRRL réellement disponible pour un arbre dans un manchon (voir Annexe 1 pour les détails). Pour les arbres dont la cime, au moment de la mesure, avait dépassé la hauteur du manchon (5 arbres sur 270), aucune correction ne fut effectuée. Finalement, dans le but de caractériser les conditions microenvironnementales à l'intérieur d'un manchon, des mesures de température de l'air et d'humidité relative furent récoltées à intervalles réguliers (à chaque 15 secondes), pour des périodes allant de 72 à 96 heures. Pour ce faire, deux appareils HOBOPro® (Onset Corp.) étaient installés à 1 m du sol (l'un à l'intérieur, l'autre à l'extérieur) sur un manchon sélectionné au hasard parmi l'ensemble du dispositif. Trois séries de mesures furent ainsi récoltées pendant l'été 2005.

La texture du sol a été caractérisée par des analyses granulométriques à partir d'échantillons prélevés en juin 2004. Pour chacune des 9 parcelles du dispositif expérimental, quatre pédons ont été creusés, pour un total de 36 pédons. La couche de débris organiques non-décomposée (généralement moins de 5 cm d'épaisseur) était enlevée, puis la démarcation entre les deux horizons suivants était déterminée visuellement. La profondeur de cette démarcation pouvait varier entre 20 à 50 cm. Un échantillon représentatif de chacun des deux horizons considérés de

sol était prélevé pour chaque pédon (pour un total de 72 échantillons), puis des analyses granulométriques furent effectuées en laboratoire sur chacun de ces échantillons, en suivant la méthodologie décrite par Ashwort et al. [44]. Cette dernière est une modification de la méthodologie de Bouyoucos [45]. Ainsi, des valeurs de pourcentages de particules de sable, de limon et d'argile furent obtenues pour chaque pédon : ces valeurs ont été directement attribuées aux différents arbres échantillonnés, en suivant une règle de simple proximité.

En complément à l'ensemble des variables environnementales décrites ci haut, des variables spatiales furent aussi mesurées en juillet 2005. Un appareil SPG différentiel à haute précision (modèle Radian IS, Sokkia Corporation) fut utilisé afin de mesurer les coordonnées géographiques, ainsi que l'élévation, de la base de chacun des arbres du dispositif (1296 points). Pour chaque mesure, l'appareil indique l'erreur associée et dans notre cas l'erreur moyenne (en latitude, longitude, ou élévation) était de 0.015 m. Afin de pouvoir construire un modèle numérique d'élévation détaillé du champ en entier, 780 points additionnels furent aussi relevés. Le modèle numérique d'élévation (voir figure 2) fut réalisé à l'aide du logiciel SIGIS (Sigisco Inc.). Pour ce faire, les données d'élévation furent interpolées à une résolution de 1 m x 1 m par la méthode de l'inverse de la distance (ordre 2, 12 voisins). Un lissage fut ensuite effectué afin d'éliminer les artéfacts générés par l'algorithme d'interpolation. À partir du modèle numérique d'élévation, un modèle de gradient de pente fut généré.

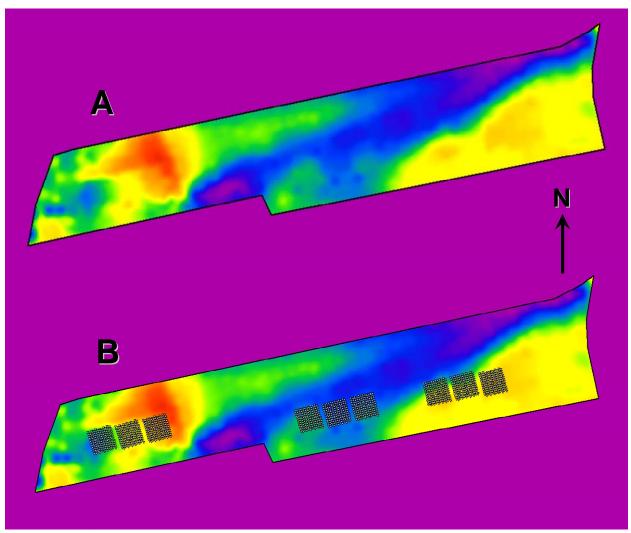


Figure 2 : Modèle numérique d'élévation du champ.

A : Modèle numérique d'élévation du champ dans lequel est implanté le dispositif expérimental. Le gradient d'élévation est représenté par les couleurs de l'arc-en-ciel et en suit le même ordre. Les rouges et orangés représente les endroits les plus élevés du champ, alors que les bleus et mauves représentent les endroits les plus bas. La différence d'élévation entre le point le plus haut et le point le plus bas est de 3 m.

B: Identique à **A**, mais avec les trois blocs expérimentaux superposés (voir figure 1 pour plus de détails sur la disposition des blocs et des traitements). Chacun des points composant l'une des neuf parcelles correspond à un arbre planté.

d. Analyses statistiques

1. Analyses de survie

Les données de survie de 2004 et de 2005 furent analysées à l'aide d'un modèle nominal logistique multifactoriel dans le logiciel JMP [46]. Ce type d'analyse est semblable à une analyse de variance (ANOVA), à l'exception que la variable réponse est une variable nominale (qualitative) et non continue (quantitative). Pour 2004, le frêne de Pennsylvanie en boutures a été

complètement exclu de l'analyse puisqu'à la fin de la saison, aucune bouture n'a réussi à produire de racines (données non fournies). Cinq « espèces / types » ont donc été considérées, soit l'érable argenté (plants), le frêne de Pennsylvanie (plants), le chêne à gros fruits (plants), le peuplier deltoïde (plançons) et le peuplier deltoïde (boutures). En 2005, ces mêmes cinq groupes ont été utilisés, sauf que les effectifs de départ furent modifiés. En effet, tous les plançons et boutures (frêne ou peuplier) morts en 2004 ont été remplacés par des boutures de peuplier deltoïde au printemps 2005. Ces boutures ont été fournies par le ministère des Ressources naturelles du Québec et les clones plantés (4413, 4380, 4403, 4118) provenaient de différents croisements issus de parents sélectionnés (P. deltoides x deltoides). Pour chacune des années (2004 et 2005), des comparaisons entre les espèces par niveau de traitement (manchon, exclos et témoin) furent effectuées à l'aide de tests de khi-carré (χ^2) sur tableaux de fréquences.

2. Analyses de la croissance, des ratios morphométriques et des relations hydriques

Toutes les variables réponses présentées dans le tableau 1, à l'exception de la survie, ont été analysées séparément dans un modèle multifactoriel d'analyse de variance (ANOVA) incluant les facteurs « bloc », « traitement », « espèce », ainsi que leurs interactions respectives (à l'exception du ratio poids racines: poids total, pour leguel seulement les facteurs « bloc », « traitement » et leur interaction sont présents, puisque cette variable a été mesurée pour F. pennsylvanica seulement). Le facteur « bloc » a été considéré comme un facteur aléatoire, alors que les autres facteurs ont été considérés fixes. Seuls les arbres encore vivants à la fin de la saison 2005 ont été considérés dans ces analyses. En raison d'effectifs trop faibles (dus à une mortalité très importante), les boutures et plançons de peuplier deltoïde ont été écartés de ces ANOVAs. Ne furent donc inclus dans les analyses que les plants de chêne à gros fruits, de frêne de Pennsylvanie et d'érable argenté. L'ensemble des résultats de ces analyses est présenté dans le tableau 2. Pour cinq variables (croissances absolues en hauteur et en diamètre, taux de croissance en hauteur et en diamètre et ratio hauteur : diamètre), le facteur « traitement » était composé des trois niveaux du dispositif expérimental, soit « manchon », « exclos » et « témoin ». Pour toutes les autres variables, ce même facteur n'était composé que de deux niveaux, soit « manchon » et « exclos »

Pour chacune des ANOVAs, la normalité des résidus était examinée visuellement; dans tous les cas, les résidus du modèle étaient normaux ou quasi-normaux. Finalement, en complément aux ANOVAs, des tests de Tukey-HSD ont été effectuées *a posteriori* afin de comparer les différents niveaux des facteurs entre eux, lorsque que ces derniers étaient significatifs. L'ensemble de ces analyses ont été exécutées à l'aide du logiciel JMP [46].

3. Relation entre les variables réponses, les traitements et l'environnement

Afin d'analyser l'influence des variables environnementales et des traitements (« manchons » et « exclos » seulement, exprimées sous formes de variables binaires orthogonales) sur les différentes variables réponses (croissance, relations hydriques et ratios morphométriques), des analyses canoniques de redondance [47, 48] ont été utilisées. Seuls les arbres encore vivants à la fin de la saison 2005 étaient considérés lors de ces analyses. La matrice de variables réponses ainsi que la matrice de variables environnementales ont été préalablement centrées-réduites afin de rendre les différentes variables dimensionnellement homogènes entre elles. Trois espèces (frêne de Pennsylvanie, chêne à gros fruits et érable argenté) ont été considérées pour ces

analyses et elles ont été analysées séparément. Deux séries d'ACRs ont été effectuées pour chacune de ces trois espèces, l'une intégrant l'effectif de 15 individus / parcelle (et les variables associées) et l'autre intégrant l'effectif de 5 individus / parcelle (avec les variables associées à l'effectif précédent, en plus des variables spécifiques à l'effectif de 5 individus / parcelle). Dans cette dernière série d'analyses, les données de biomasse herbacée (voir section *c.4* dans *Méthodologie*) étaient intégrées en un seul groupe, afin de considérer l'influence de la biomasse herbacée totale.

Les graphiques d'ordination associées au ACRs sont présentés à une échelle (« scaling ») de type 2 pour préserver les corrélations entre les variables. Une sélection progressive « forward » des variables environnementales (au seuil $\alpha=0.1$, avec 999 permutations) était effectuée afin de rendre le modèle plus parcimonieux. Dans le cas du chêne à gros fruits, les variables « exclos » et « manchon » n'ont pas été sélectionnées dans la sélection progressive (car p>0.1), mais ont été tout de même inclues dans le modèle. Les tests des premiers axes canoniques, ainsi que ceux des modèles globaux, ont tous été exécutés à l'aide de 9999 permutations des résidus sous modèle réduit. Les R_a^2 (R^2 -ajustés) ont ensuite été calculés, car ils procurent une estimation non biaisée de la variation expliquée en ACR [49]. Toutes les ACRs ont été réalisées à l'aide du logiciel CANOCO [50].

Résultats

a. Survie

Les résultats du modèle logistique nominal pour la survie de 2004 et de 2005 sont présentés dans le tableau 2. Après la première saison de croissance (2004), la survie était significativement différente entre les cinq espèces / types testées (p < 0.0001). Cependant, les blocs et les différents traitements (témoin, manchon ou exclos) n'avaient pas d'effet sur la survie des arbres plantés. Puisque aucune interaction entre les facteurs principaux n'était significative, cela indique que les différences de survie entre les espèces étaient similaires entre les différents traitements et entre les différents blocs. Les données de survie pour 2004, séparées par traitements, sont présentées au tableau 3. En général, les plants montraient une très bonne survie (au-dessus de 90%), alors que les plançons et boutures de peuplier deltoïde avaient des taux de survie insatisfaisants (59.7% et 43.5%, respectivement).

Suite à la deuxième saison de croissance (2005), la survie était encore significativement différente entre les espèces / types (p < 0.0001), alors que les blocs et les traitements n'avaient pas d'effet sur la survie. Toutefois, contrairement à 2004, les interactions bloc-espèce et traitement-espèce étaient significatives. Ces interactions sont probablement dues à des impacts locaux des rongeurs dans certaines parties du dispositif (observation personnelle). Les données de survie de 2005, séparées par traitement, sont présentées dans le tableau 4. Après deux saisons de croissance, on voit que les plants (chêne à gros fruits, frêne de Pennsylvanie et érable argenté) ont eu un taux de survie largement supérieur aux boutures et plançons de peuplier deltoïde. De plus, on remarque que bien qu'en 2004 on ne percevait pratiquement pas, au niveau de la survie, de différences entre les parcelles témoins et les parcelles protégées du cerf (manchons et exclos), en 2005 un écart semble se creuser entre ces deux groupes de traitements.

Des graphiques (figures 3 à 5) associés aux tableaux 3 et 4 sont aussi présentés. À partir de ces graphiques, on dénote deux particularités : 1) alors que dans les manchons et dans les exclos le chêne à gros fruits, l'érable argenté et le frêne de Pennsylvanie ont des taux de survie similaires, dans les parcelles témoins on voit que le frêne de Pennsylvanie a un taux de survie nettement supérieur aux autres espèces; 2) les manchons semblent avoir un effet positif sur la survie des plançons de peuplier deltoïde.

De façon générale, tant pour 2004 que 2005, la mortalité des boutures et des plançons de peuplier deltoïde était principalement associée à une faible rhizogénèse, alors que pour les plants, l'essentiel de la mortalité était associée aux rongeurs (données non présentées). Dans les parcelles témoins, le broutage répété par les cerfs de Virginie était aussi une cause additionnelle de mortalité. En effet, alors que dans les parcelles « manchon » et dans les exclos, aucune trace de broutage par le cerf n'a été relevée pendant les deux saisons d'échantillonnage de terrain, la totalité (100%) des arbres plantés dans les parcelles « témoin » montraient des dommages importants dus aux cerfs. Aucune analyse spécifique sur les différences de broutage entre les traitements n'a été effectuée, tant cet effet nous apparaissait évident et incontestable.

		2004		20	005
Source	df	χ^2	p	χ^2	p
В	2	0.0003	N.S.	0.0018	N.S.
T	2	0.0004	N.S.	4.1491	N.S.
ВхТ	4	-0.0006	N.S.	9.4505	N.S.
Е	4	607.8720	****	758.8342	****
ВхЕ	8	15.3322	N.S.	21.0512	**
ΤxΕ	8	11.2428	N.S.	36.8945	****
ВхТхЕ	16	28.9999	N.S.	33.5889	**

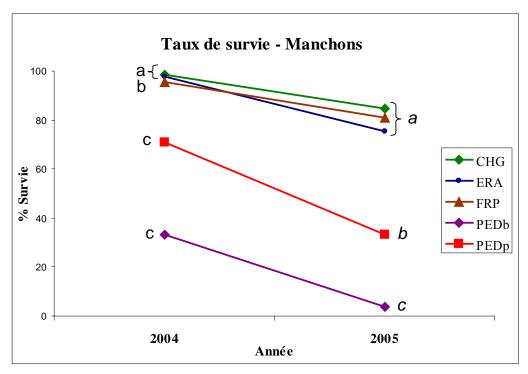
<u>Tableau 2</u>: Résultats du modèle logistique nominal pour la survie. B = bloc, T = exclos, E = espèce / type, $N.S. = non significatif à <math>\alpha = 0.05 * p < 0.05$, ** p < 0.01, *** p < 0.001, **** p < 0.0001.

Traitement	Espèce	Morts	Vivants	Total	% Survie	Groupes [†]
Exclos	CHG	1	65	66	98.5	a
Exclos	ERA	5	85	90	94.4	a
Exclos	FRP	3	87	90	96.7	a
Exclos	PODb	44	28	72	38.9	b
Exclos	PODp	13	11	24	45.8	b
Manchon	CHG	1	65	66	98.5	a
Manchon	ERA	2	88	90	97.8	a
Manchon	FRP	4	86	90	95.6	b
Manchon	PODb	48	24	72	33.3	c
Manchon	PODp	7	17	24	70.8	c
Témoin	CHG	5	61	66	92.4	b
Témoin	ERA	11	79	90	87.8	b
Témoin	FRP	2	88	90	97.8	a
Témoin	PODb	30	42	72	58.3	c
Témoin	PODp	9	15	24	62.5	c

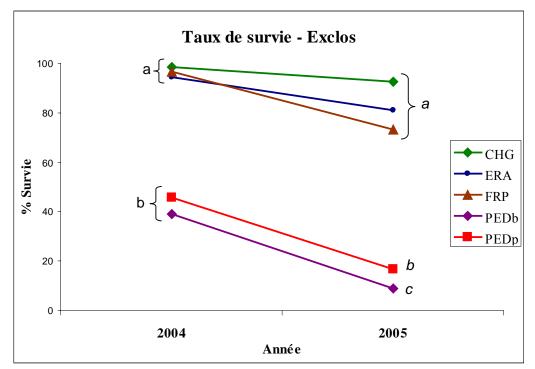
<u>Tableau 3</u>: Données de survie pour la saison 2004. CHG = chêne à gros fruits, ERA = érable argenté, FRP = frêne de Pennsylvanie, PODb = peuplier deltoïde en boutures, PODp = peuplier deltoïde en plançons. † Résultats des comparaisons sur tableaux de fréquences. La lettre « a » indique des valeurs significativement ($\alpha = 0.05$) plus grande que la valeur espérée, la lettre « b » indique une valeur qui n'est pas significativement différente de la valeur espérée et la lettre « c » indique une valeur significativement inférieure à la valeur espérée.

Traitement	Espèce	Morts	Vivants	Total	% Survie	Groupes [†]
Exclos	CHG	5	61	66	92.4	a
Exclos	ERA	17	73	90	81.1	a
Exclos	FRP	24	66	90	73.3	b
Exclos	PDEb	161	16	177	9.0	c
Exclos	PDEp	19	5	24	20.8	c
Manchon	CHG	10	56	66	84.8	a
Manchon	ERA	22	68	90	75.6	a
Manchon	FRP	17	73	90	81.1	a
Manchon	PDEb	162	6	168	3.6	c
Manchon	PDEp	16	8	24	33.3	b
Témoin	CHG	30	36	66	54.5	b
Témoin	ERA	46	44	90	48.9	b
Témoin	FRP	7	83	90	92.2	a
Témoin	PDEb	161	16	177	9.0	c
Témoin	PDEp	21	3	24	12.5	b

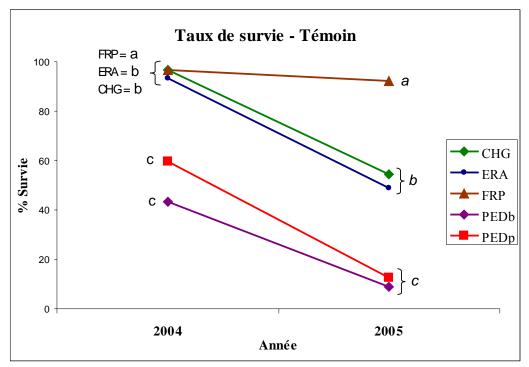
<u>Tableau 4</u>: Données de survie pour la saison 2005. Voir tableau 3 pour détails.



<u>Figure 3</u>: Taux de survie cumulatifs des différentes espèces dans les parcelles « manchon » pour 2004 et 2005. Voir tableau 3 pour les explications en rapport aux lettres « a », « b » et « c ». Les comparaisons sont entre les espèces à l'intérieur d'une année et non entre les années, d'où l'utilisation de lettres en italique pour 2005.



<u>Figure 4</u>: Taux de survie cumulatifs des différentes espèces dans les parcelles « exclos » pour 2004 et 2005. Voir figure 3 pour détails.



<u>Figure 5</u>: Taux de survie cumulatifs des différentes espèces dans les parcelles « témoin » pour 2004 et 2005. Voir figure 3 pour détails.

b. Croissance, ratios morphométriques et relations hydriques

Les résultats des ANOVAs sur les différentes variables réponses (variables de croissance, ratios morphométriques et relations hydriques) sont présentés dans les tableaux 5 et 6. Puisque nos résultats indiquaient une bonne correspondance entre les modèles des croissances absolues et ceux des taux de croissances relatifs, seulement les résultats des croissances absolues sont présentés dans le tableau 5. Les résultats des taux de croissance relatifs sont présentés à l'annexe 3. De façon générale, les modèles présentés dans le tableau 5 étaient tous hautement significatifs (p < 0.0001), à l'exception de celui de la croissance en biomasse aérienne, qui était tout de même significatif (p < 0.05). Ces modèles expliquaient entre 15.3% et 67.5% de la variation des différentes variables réponses (d'après les valeurs des R^2 -ajustés). Dans le cas des relations hydriques (tableau 6), les modèles étaient aussi hautement significatifs (p < 0.0001), à l'exception des potentiels hydriques (pré-aube et après-midi) pour l'érable argenté, qui n'étaient pas significatifs.

Mis à part le ratio *poids branches*: *poids tronc*, toutes les variables de croissance, les différents ratios morphométriques, ainsi que la conductance stomatique des feuilles en mijournée étaient significativement différentes entre les blocs du dispositif expérimental. Cela indique la présence d'un gradient environnemental influençant fortement les différentes variables réponses mesurées. À première vue, ceci peut paraître singulier, compte tenu de l'apparente homogénéité du champ. Cet effet de l'environnement sur la croissance, les ratios

morphométriques et les relations hydriques des arbres plantés sera analysé en détail dans la section suivante.

Les croissances absolues en hauteur et en diamètre, contrairement à la majorité des autres variables, avaient été mesurées pour les trois niveaux de traitement (manchon, exclos et témoin). Les résultats sont présentés aux figures 6 et 7. Dans ces deux graphiques, les valeurs moyennes de croissance absolue en diamètre et en hauteur pour le peuplier deltoïde (boutures et plançons) furent présentés (figures 6B et 7B), bien que cette espèce ne fut pas intégrée dans les analyses étant donné le trop faible effectif (dû à une mortalité importante). Ces données ne sont donc présentées qu'à titre indicatif seulement. Les figures 6B et 7B peuvent porter à croire que les boutures de peuplier deltoïde fonctionnent très bien, notamment dans les manchons, mais on doit considérer que la valeur moyenne obtenue dans ce graphique n'a été obtenue qu'à partir d'un effectif de 3 individus; clairement trop peu pour émettre des conclusions fiables.

Pour ce qui est des trois autres espèces, les croissances en diamètre et en hauteur étaient significativement différentes selon les traitements et selon les espèces. Pour la croissance en diamètre (figure 6A) et la croissance en hauteur (figure 7A), nos résultats indiquent que l'effet « traitement » est principalement dû aux différences entre le témoin et les deux autres traitements (manchon et exclos), bien que pour le frêne de Pennsylvanie la croissance moyenne en hauteur était significativement plus élevée dans les manchons que dans les exclos (voir figure 7A). La croissance moyenne en diamètre et en hauteur était beaucoup plus faible dans les parcelles témoin que pour les deux autres traitements, voire négative (pour la croissance en hauteur) dans le cas du chêne à gros fruits à de l'érable argenté. Cette forte réduction de la croissance peut être exclusivement attribuée au broutage répété du cerf de Virginie dans les parcelles témoin.

Le ratio *hauteur*: *diamètre*, qui avait aussi été mesuré pour les trois niveaux de traitements, différait significativement entre les traitements et les espèces (voir figure 12). En général, les trois espèces affichaient un ratio H/D significativement plus élevé dans les manchons que dans les exclos et les témoins. De plus, le ratio H/D était significativement plus faible dans les témoins que dans les exclos pour le chêne à gros fruits et l'érable argenté. Encore une fois, le faible ratio H/D pour les arbres des parcelles « témoin » peut être attribué au broutage du cerf de Virginie.

Contrairement aux trois variables décrites ci-haut, les autres variables n'avaient été mesurées que sur pour les manchons et les exclos, car dans ce cas l'objectif était de comprendre l'effet du manchon sur ces variables, en l'absence de broutage du cerf (l'exclos servait donc de « témoin »). La croissance en biomasse aérienne (tronc et branches) suivait une tendance similaire à la croissance en hauteur (figure 8). En effet, la croissance en biomasse aérienne ne différait pas entre les manchons et les exclos pour le chêne à gros fruits et l'érable argenté, tandis qu'elle était significativement plus élevée chez le frêne de Pennsylvanie.

Tout comme les variables de croissance, les ratios morphométriques montraient des différences significatives entre les espèces et les traitements. La surface foliaire spécifique ne différait pas selon les traitements chez l'érable argenté, mais était significativement plus élevée dans les manchons pour le frêne de Pennsylvanie et le chêne à gros fruits (figure 9). Dans la littérature, cette variable est souvent associée positivement au taux relatif de croissance [39]. Dans les manchons, les feuilles produites par ces deux dernières espèces étaient donc moins épaisses pour une surface donnée. Le chêne à gros fruits et l'érable argenté avaient un ratio *poids feuilles*: poids aérien total significativement plus élevé que le frêne de Pennsylvanie, tous traitements confondus (figure 10). Des trois espèces, seulement le chêne à gros fruits présentait une différence significative entre les deux traitements pour cette variable, produisant une masse plus importante de feuilles dans les exclos que dans les manchons, pour un poids aérien donné.

Paradoxalement, cette tendance était toutefois inversée dans le cas du ratio *surface foliaire totale* : *poids aérien total* (figure 11). En effet, dans les manchons, le chêne (de même que le frêne) avait une surface foliaire plus élevée pour un poids aérien donné. Les manchons n'avaient pas d'effet sur ce ratio pour l'érable argenté. Notons que l'effet des manchons sur ce ratio était identique à celui sur la surface foliaire spécifique (figure 9), ces deux variables étant intimement liées. Finalement, le ratio *poids racines* : *poids total*, pour le frêne, était significativement plus élevé dans les manchons que dans les exclos (figure 13). Cependant, pour cette variable, l'interaction bloc-traitement était significative. Cela est dû au fait que le traitement avait un effet dans les blocs 2 et 3, mais pas dans le bloc 1 (selon un Test de Tukey-HSD sur l'interaction bloc-traitement, résultats non présentés).

Les résultats des ANOVAs sur les variables de relations hydriques (conductance stomatique et potentiel hydrique) sont présentés au tableau 6. La conductance stomatique (g) en mi-journée était significativement différente selon les blocs, les traitements et les espèces. De plus, la magnitude des différences entre les traitements était différente selon les blocs (interaction B x T significative) et selon les espèces (interaction T x E significative). Les effets des blocs (dus à un effet des variables environnementales) et ses interactions associées seront analysés plus en détail dans la section suivante, à l'aide d'analyses canoniques de redondance. Un histogramme de la conductance stomatique en mi-journée moyenne, selon les traitements et les espèces, est présenté à la figure 14. De façon générale, la conductance stomatique était significativement plus élevée dans les exclos que dans les manchons, à l'exception de l'érable argenté pour lequel il n'y avait pas de différence entre ces deux traitements. Le potentiel hydrique pré-aube, quant à lui, ne montrait pas de différences entre le manchon et l'exclos pour l'érable argenté et le chêne à gros fruits, mais était significativement plus élevé pour le frêne de Pennsylvanie (figure 15). Toutefois, en mi-journée, cette différence s'estompait, les traitements n'ayant pas d'influence sur le potentiel hydrique en mi-journée, toutes espèces confondues (tableau 6).

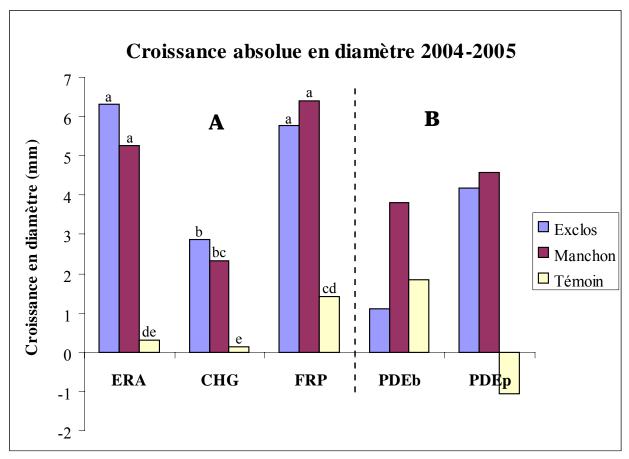
	Variables de croissance			ce Ratios morphométriques					
	CroisD [§]	CroisH [§]	CroisBA	SFS	F/A	S/A	H/D [§]	B/Tr	R/Tot [†]
R ² ajusté	0.582	0.599	0.153	0.381	0.308	0.206	0.507	0.196	0.589
В	****	****	****	**	0.051 ‡	*	****	N.S.	*
T	****	****	*	****	***	**	****	N.S.	****
ВхТ	N.S.	*	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	**
E	****	****	**	****	****	*	****	****	
ВхЕ	**	****	N.S.	N.S.	***	***	****	N.S.	
ТхЕ	****	****	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	****	N.S.	
ВхТхЕ	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	

Tableau 5 : Résultats des différentes ANOVAs pour les variables de croissance et les ratios morphométriques. B = bloc (3 niveaux), T = traitement (2 ou 3 niveaux, dépendamment des variables), E = espèce (3 niveaux), CroisD = croissance absolue en diamètre, CroisH = croissance absolue en hauteur, CroisBA = croissance absolue en biomasse aérienne, SFS = surface foliaire spécifique, F/A = ratio poids feuilles : poids aérien, E/A = ratio surface foliaire totale : poids aérien, E/A = ratio hauteur : diamètre, E/A = ratio poids branches : poids tronc, E/A = ratio poids racines : poids total, E/A = ratio Pour ces variables, le facteur E/A = ratio poids racines : poids total, E/A = ratio poids poids poids poids tronc, E/A = ratio poids racines : poids total, E/A = ratio poids poids poids poids poids tronc, E/A = ratio poids poids poids poids poids poids tronc, E/A = ratio poids poids

		Rela	ations hydrique:	S		
	ERA, FRP et CHG		ERA	FRP et CHG		
	g^{\dagger}	Ψ am [‡]	Ψ pm ‡	Ψ am [§]	Ψ pm [§]	
R^2 ajusté	0.466	0.156	0.224	0.749	0.347	
В	**	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	
T	***	N.S.	N.S.	***	N.S.	
BxT	***	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	
E	****			****	****	
BxE	N.S.			N.S.	*	
ΤxΕ	**			**	N.S.	
ВхТхЕ	*			N.S.	N.S.	

Tableau 6 : Résultats des différentes ANOVAs pour les variables de relations hydriques.

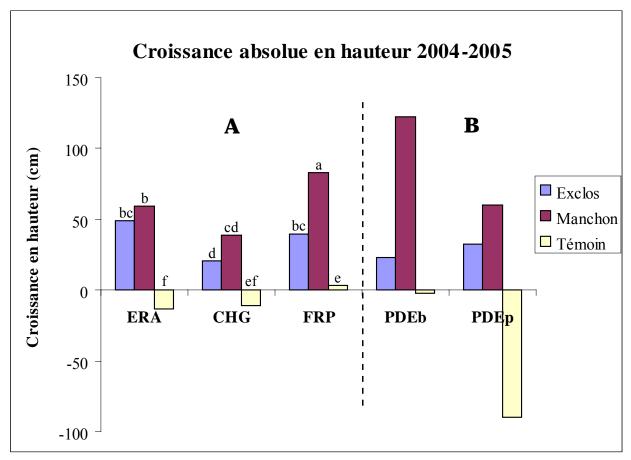
 \overline{B} = bloc (2 ou 3 niveaux), T = traitement (2 niveaux), E = espèce (2 ou 3 niveaux). ERA = érable argenté, FRP = frêne de Pennsylvanie, CHG = chêne à gros fruits. g = conductance stomatique, Ψ am = potentiel hydrique pré-aube, Ψ pm = potentiel hydrique en après-midi. † Pour cette variable, les 3 espèces sont inclues dans le modèle. ‡ Due à une forte mortalité, très localisée, de l'érable argenté (dans la parcelle « manchon » du bloc 1), l'effectif était trop faible pour ces deux variables pour le modèle complet; cette espèce a été analysée séparément et seulement les blocs 2 et 3 ont été inclus dans le modèle. § Ces deux espèces ont été analysées ensemble, dans le modèle complet avec les 3 blocs. * p < 0.05, *** p < 0.01, **** p < 0.001, **** p < 0.0001, N.S. = non significatif.



<u>Figure 6</u>: Histogramme de la croissance absolue en diamètre de juin 2004 à septembre 2005. Les valeurs présentées sont les valeurs moyennes par espèce/traitement. ERA = érable argenté, CHG = chêne à gros fruits, FRP = frêne de Pennsylvanie, PDEb = peuplier deltoïde (boutures), PDEp = peuplier deltoïde (plançons).

A: Dans cette partie du graphique, des analyses de variance (ANOVAs) ainsi que des tests de Tukey furent effectués, car les effectifs étaient assez grands pour le permettre. Les colonnes de l'histogramme qui ne sont pas reliées par une lettre commune sont significativement différentes selon le test de Tukey-HSD au seuil $\alpha = 0.05$.

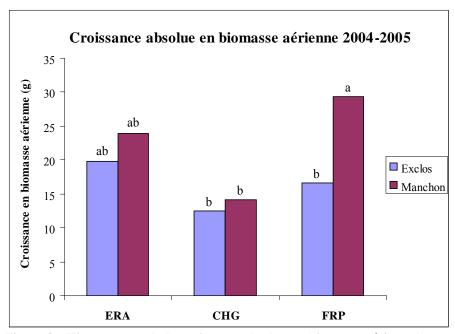
B: Dans cette partie du graphique, aucune analyse ne put être effectuée à cause des trop faibles effectifs, n = 3 et n = 15 (dus à une mortalité importante). Les valeurs moyennes de croissance (des arbres vivants à la fin 2005) ne sont donc présentées qu'à titre indicatif.



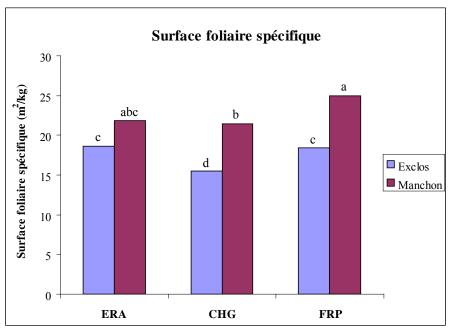
<u>Figure 7</u>: Histogramme de la croissance absolue en hauteur de juin 2004 à septembre 2005. Les valeurs présentées sont les valeurs moyennes par espèce/traitement. ERA = érable argenté, CHG = chêne à gros fruits, FRP = frêne de Pennsylvanie, PDEb = peuplier deltoïde (boutures), PDEp = peuplier deltoïde (plançons).

A: Dans cette partie du graphique, des analyses de variance (ANOVAs) ainsi que des tests de Tukey furent effectués, car les effectifs étaient assez grands pour le permettre. Les colonnes de l'histogramme qui ne sont pas reliées par une lettre commune sont significativement différentes selon le test de Tukey-HSD au seuil $\alpha = 0.05$.

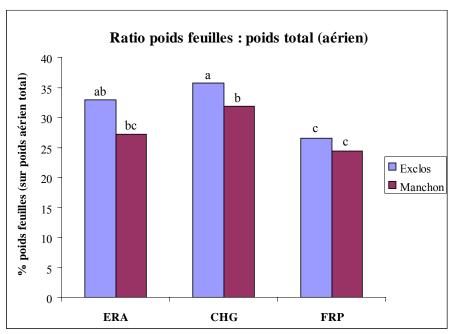
B: Dans cette partie du graphique, aucune analyse ne put être effectuée à cause des très faibles effectifs, entre n = 3 et n = 8 (dus à une mortalité importante). Les valeurs moyennes de croissance (des arbres vivants à la fin 2005) ne sont donc présentées qu'à titre indicatif.



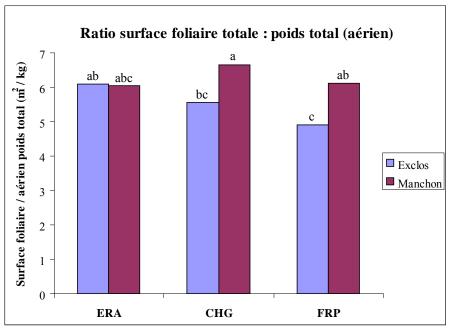
<u>Figure 8</u>: Histogramme de la croissance absolue en biomasse aérienne (tronc et branches) de juin 2004 à septembre 2005. Les valeurs présentées sont les valeurs moyennes par espèce/traitement. ERA = érable argenté, CHG = chêne à gros fruits, FRP = frêne de Pennsylvanie. Les colonnes de l'histogramme qui ne sont pas reliées par une lettre commune sont significativement différentes selon le test de Tukey-HSD au seuil $\alpha = 0.05$.



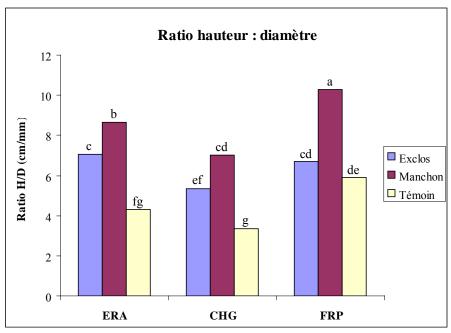
<u>Figure 9</u>: Histogramme de la surface foliaire spécifique (SFS). Les valeurs présentées sont les valeurs moyennes par espèce/traitement. ERA = érable argenté, CHG = chêne à gros fruits, FRP = frêne de Pennsylvanie. Les colonnes de l'histogramme qui ne sont pas reliées par une lettre commune sont significativement différentes selon le test de Tukey-HSD au seuil α = 0.05.



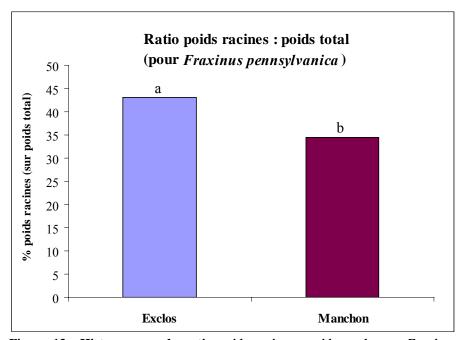
<u>Figure 10</u>: Histogramme du ratio *poids feuilles*: *poids aérien* total. Les valeurs présentées sont les valeurs moyennes par espèce/traitement. ERA = érable argenté, CHG = chêne à gros fruits, FRP = frêne de Pennsylvanie. Les colonnes de l'histogramme qui ne sont pas reliées par une lettre commune sont significativement différentes selon le test de Tukey-HSD au seuil $\alpha = 0.05$.



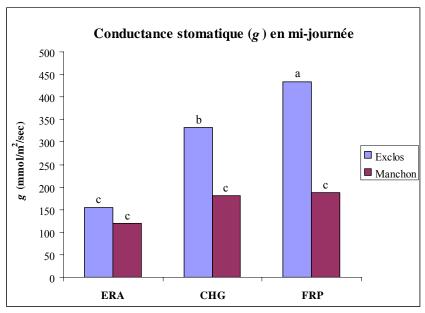
<u>Figure 11</u>: Histogramme du ratio surface foliaire totale: poids aérien total. Les valeurs présentées sont les valeurs moyennes par espèce/traitement. ERA = érable argenté, CHG = chêne à gros fruits, FRP = frêne de Pennsylvanie. Les colonnes de l'histogramme qui ne sont pas reliées par une lettre commune sont significativement différentes selon le test de Tukey-HSD au seuil $\alpha = 0.05$.



<u>Figure 12</u>: Histogramme du ratio *hauteur*: *diamètre*. Les valeurs présentées sont les valeurs moyennes par espèce/traitement. ERA = érable argenté, CHG = chêne à gros fruits, FRP = frêne de Pennsylvanie. Les colonnes de l'histogramme qui ne sont pas reliées par une lettre commune sont significativement différentes selon le test de Tukey-HSD au seuil $\alpha = 0.05$.



<u>Figure 13</u>: Histogramme du ratio *poids racines*: *poids total* pour *Fraxinus pennsylvanica*. Les valeurs présentées sont les valeurs moyennes par traitement. Les colonnes de l'histogramme qui ne sont pas reliées par une lettre commune sont significativement différentes selon le test de Tukey-HSD au seuil $\alpha = 0.05$.



<u>Figure 14</u>: Histogramme de la conductance stomatique (g) en mi-journée. Les valeurs présentées sont les valeurs moyennes par espèce/traitement. ERA = érable argenté, CHG = chêne à gros fruits, FRP = frêne de Pennsylvanie. Les colonnes de l'histogramme qui ne sont pas reliées par une lettre commune sont significativement différentes selon le test de Tukey-HSD au seuil $\alpha = 0.05$.

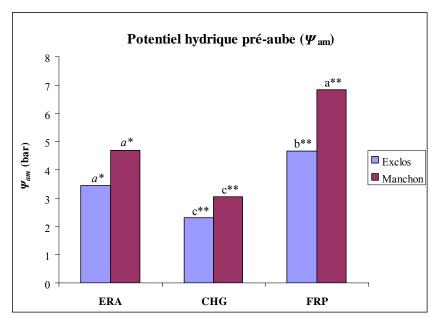


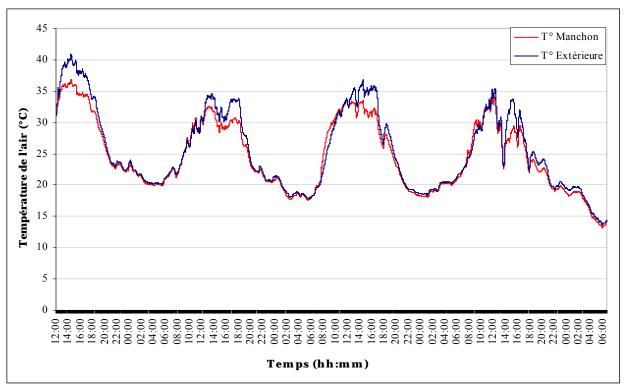
Figure 15: Histogramme du potentiel hydrique pré-aube (Ψ_{am}). Les valeurs présentées sont les valeurs moyennes par espèce/traitement. ERA = érable argenté, CHG = chêne à gros fruits, FRP = frêne de Pennsylvanie. * Ces colonnes ne peuvent qu'être comparées entre elles selon le test de Tukey-HSD, car cette espèce a été analysée séparément (voir section *Analyses statistiques* pour détails). ** Ces colonnes ne peuvent qu'être comparées entre elles, pour les mêmes raisons citées précédemment. Les colonnes de l'histogramme qui ne sont pas reliées par une lettre commune sont significativement différentes selon le test de Tukey-HSD au seuil $\alpha = 0.05$.

c. Microenvironnement à l'intérieur du manchon

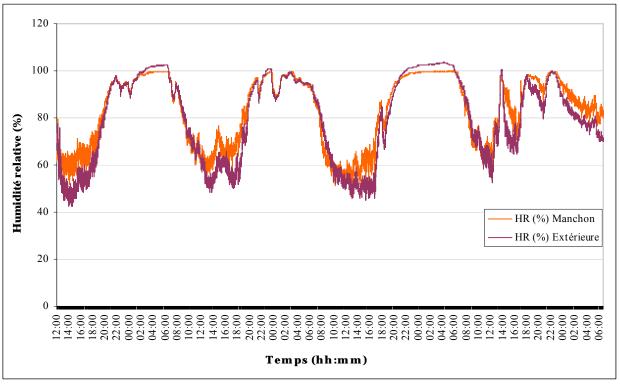
Les données de température de l'air et d'humidité relative, à l'intérieur et à l'extérieur d'un manchon, sont présentées aux figures 16 et 17. Aucune analyse statistique ne fut exécutée sur ces différentes séries, l'interprétation visuelle des séries ayant été jugée suffisante. Ces données furent récoltées sur une période couvrant un peu plus de trois journées complètes, soit du 28 juin 2005 (à 12h00) jusqu'au 2 juillet 2005 (à 6h40). Deux autres séries de mesures similaires furent récoltées pendant la saison 2005, mais elles ne sont pas présentées, puisque les tendances qu'elles montraient étaient sensiblement les mêmes que celles présentées aux figures 16 et 17.

De façon générale, on remarque que la température à l'intérieur du manchon, lors des périodes les plus chaude de la journée (de 12h00 à 18h00) était plus faible que la température de l'air ambiant. Cette différence pouvait aller jusqu'à environ 4°C dans certains cas, ce qui n'est pas négligeable. Après le coucher du soleil et jusqu'au matin suivant, il semble que la température de l'air à l'intérieur du manchon ne différait pas de la température ambiante.

En ce qui a trait à l'humidité relative, ces tendances étaient inversées. En effet, lors des mêmes périodes de plus forte chaleur (12h00 à 18h00), l'humidité relative de l'air était plus élevée dans les manchons que dans l'air ambiant. La nuit, le contraire se produisait, l'humidité relative étant plus élevée à l'extérieur du manchon qu'à l'intérieur. À la lumière de ces résultats, on peut donc affirmer que pour la température de l'air et l'humidité relative, un microenvironnement différent de l'air ambiant était bel et bien présent à l'intérieur du manchon. Ce dernier semblait tempérer la fluctuation quotidienne de ces deux variables.



<u>Figure 16</u>: Différence entre la température de l'air à l'intérieur d'un manchon et à l'air ambiant. Données récoltées du 28 juin à 12h00 jusqu'au 2 juillet à 6h40.



<u>Figure 17</u>: Différence entre l'humidité relative de l'air à l'intérieur d'un manchon et à l'air ambiant. Données récoltées du 28 juin à 12h00 jusqu'au 2 juillet à 6h40.

d. Relation entre les variables réponses, les traitements et l'environnement

Les graphiques d'ordination associées aux différentes ACRs sont présentées aux figures 18a-b (pour l'érable argenté), 19a-b (pour le chêne à gros fruits) et 20a-b (pour le frêne de Pennsylvanie). Les modèles parcimonieux (après sélection progressive des variables explicatives) étaient tous très significatifs (p < 0.001) à hautement significatifs (p < 0.0001) et expliquaient entre 15.6 et 42.3 % de la variation des variables réponses (variables de croissance, ratios morphométriques et relations hydriques), selon les valeurs des R_a^2 . Les résultats des différentes ACRs seront présentés plus en détail dans la section suivante (*Discussion*).

Notes sur l'interprétation des graphiques d'ordination des ACRs :

Bien qu'à première vue les graphiques d'ordination des ACRs apparaissent complexes, leur interprétation demeure relativement simple. Premièrement, les différentes variables (réponses et explicatives) sont représentées par des vecteurs (flèches) dans les graphiques. Tous ces vecteurs sont centrés sur leur moyenne respective, ce qui implique que la valeur moyenne de chaque variable est située au centre du graphique. Seulement la partie « positive » (valeurs plus grandes que la moyenne) du vecteur est représentée sur le graphique (par la flèche), bien qu'en réalité le vecteur se prolonge de l'autre côté, dans le sens opposé (qui correspond à la partie « négative », i.e. des valeurs plus petites que la moyenne). On peut aisément interpréter la corrélation entre deux variables (réponses et/ou explicatives) par l'angle entre leurs vecteurs respectifs. Deux vecteurs qui forment un angle très petit entre eux sont fortement positivement corrélés entre eux (si l'angle = 0° , r = 1). Un exemple de ceci serait la forte corrélation entre la croissance en diamètre et la croissance en biomasse aérienne dans le graphique 18b. De la même façon, deux vecteurs qui forment un angle de 180 degrés entre eux (donc complètement opposés) sont parfaitement négativement corrélés (r = -1). Par exemple, dans tous les graphiques le vecteur « exclos » est toujours parfaitement négativement corrélé avec le vecteur « manchon ». Ceci n'est pas surprenant puisqu'un arbre est soit dans un manchon, soit dans un exclos, mais jamais les deux à la fois; ces deux vecteurs ne peuvent donc qu'être parfaitement négativement corrélés. Finalement, deux vecteurs qui ont entre eux un angle de 90° (donc des vecteurs « orthogonaux ») ont entre eux une corrélation nulle (r = 0). Un exemple approximatif de ceci serait représenté la très faible corrélation entre la croissance en biomasse aérienne et l'exclos (ou le manchon) dans le graphique 18a. Cela voudrait donc dire que l'exclos (ou le manchon) n'a pas d'influence sur la croissance en biomasse aérienne pour cette espèce. Cette affirmation est d'ailleurs confirmée par les résultats des tests de Tukey présentés à la figure 8.

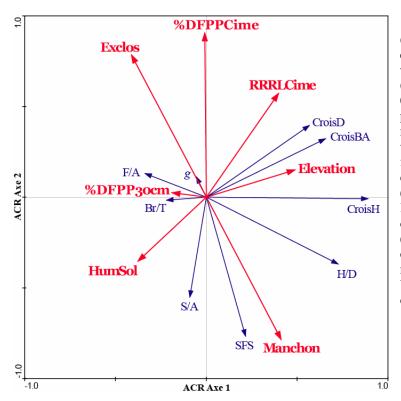


Figure 18a: Graphique d'ordination (ACR) des variables environnementales et des traitements sur les différentes variables réponses, pour l'érable argenté (sous-échantillon 1). Modèle global : $R^2 =$ $0.452, R^2$ ajusté = 0.404, p < 0.0001 (9999) permutations des résidus sous modèle réduit). Axe 1 = 0.254, Axe 2 = 0.146. Les variables réponses sont représentées par les flèches bleues, alors que les variables environnementales et les traitements (manchons et exclos) sont représentés par les flèches rouges. Les coordonnées du diagramme sont représentées par l'échelle (« scaling ») de type 2 (corrélation); la corrélation entre les variables est donc représentée par l'angle entre les vecteurs. Voir tableaux 1, 5 et 6 pour la description des différentes variables.

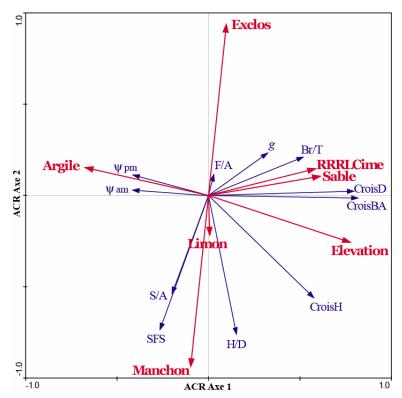


Figure 18b: Graphique d'ordination (ACR) des variables environnementales et des traitements sur les différentes pour l'érable réponses, variables argenté (sous-échantillon 2). Modèle global : $R^2 = 0.535$, R^2 -ajusté = 0.398, p <0.0001 (9999 permutations des résidus sous modèle réduit). Axe 1 = 0.225, Axe 2 = 0.167. Les variables réponses sont représentées par les flèches bleues, alors que les variables environnementales et les traitements (manchons et exclos) sont représentés par les flèches rouges. Les coordonnées du diagramme représentées par l'échelle (« scaling ») de type 2 (corrélation); la corrélation entre les variables est donc représentée par l'angle entre les vecteurs. Voir tableaux 1, 5 et 6 pour la description des différentes variables.

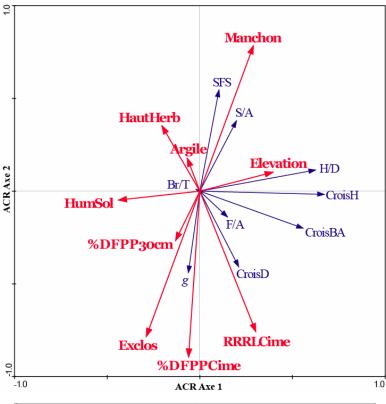


Figure 19a: Graphique d'ordination (ACR) des variables environnementales et des traitements sur les différentes variables réponses, pour le chêne à gros fruits (sous-échantillon 1). Modèle global : $R^2 = 0.299$, R^2 -ajusté = 0.228, p <0.0001 (9999 permutations des résidus sous modèle réduit). Axe 1 = 0.141, Axe 2= 0.096. Les variables réponses sont représentées par les flèches bleues, alors que les variables environnementales et les traitements (manchons et exclos) sont représentés par les flèches rouges. Les coordonnées du diagramme représentées par l'échelle (« scaling ») de type 2 (corrélation); la corrélation entre les variables est donc représentée par l'angle entre les vecteurs. Voir tableaux 1, 5 et 6 pour la description des variables.

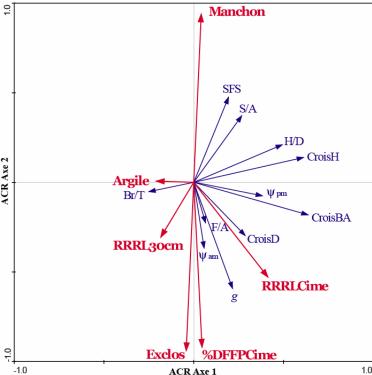


Figure 19b: Graphique d'ordination (ACR) des variables environnementales et des traitements sur les différentes variables réponses, pour le chêne à gros fruits (sous-échantillon 2). Modèle global : $R^2 = 0.307$, R^2 -ajusté = 0.156, p < 0.001(9999 permutations des résidus sous modèle réduit). Axe 1 = 0.133, Axe 2 = 0.099. Les variables réponses sont représentées par les flèches bleues, alors que les variables environnementales et les traitements (manchons et exclos) sont représentés par les flèches rouges. Les coordonnées du diagramme sont représentées par l'échelle (« scaling ») de type 2 (corrélation); la corrélation entre les variables est donc représentée par l'angle entre les vecteurs. Voir tableaux 1, 5 et 6 pour la description des variables.

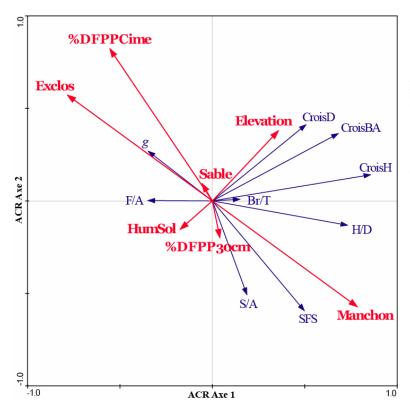


Figure 20a: Graphique d'ordination (ACR) des variables environnementales et des traitements sur les différentes variables réponses, pour le frêne de Pennsylvanie (sous-échantillon Modèle global : $R^2 = 0.456$, R^2 -ajusté = 0.415, p < 0.0001 (9999 permutations des résidus sous modèle réduit). Axe 1 = 0.281, Axe 2 = 0.113. Les variables réponses sont représentées par les flèches bleues, alors que les variables environnementales et les traitements (manchons et exclos) sont représentés par les flèches rouges. Les coordonnées du diagramme sont représentées par l'échelle (« scaling ») de type 2 (corrélation); la corrélation entre les variables est donc représentée par l'angle entre les vecteurs. Voir tableaux 1, 5 et 6 pour la description des variables.

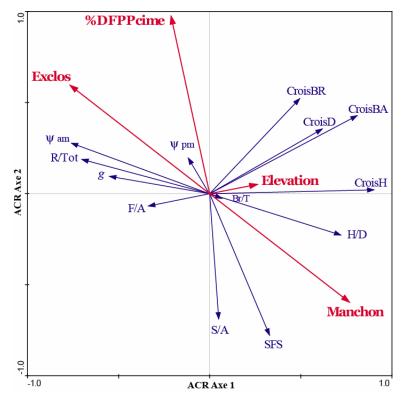


Figure 20b: Graphique d'ordination (ACR) des variables environnementales et des traitements sur les différentes variables réponses, pour le frêne de (sous-échantillon Pennsylvanie Modèle global : $R^2 = 0.490$, R^2 -ajusté = 0.423, p < 0.0001 (9999 permutations des résidus sous modèle réduit). Axe 1 = 0.323, Axe 2 = 0.143. Les variables réponses sont représentées par les flèches bleues, alors que les variables environnementales et les traitements (manchons et exclos) sont représentés par les flèches rouges. Les coordonnées du diagramme représentées par l'échelle (« scaling ») de type 2 (corrélation); la corrélation entre les variables est donc représentée par l'angle entre les vecteurs. Voir tableaux 1, 5 et 6 pour la description des variables.

Discussion

Suite à deux saisons de croissance après l'établissement du dispositif expérimental au printemps 2004, nos résultats permettent de répondre aux objectifs spécifiques initiaux du projet [1, 4], de même qu'à un objectif additionnel en rapport aux effets des manchons protecteurs et de l'environnement sur la croissance, les ratios morphométriques et les relations hydriques des arbres plantés. Ces objectifs scientifiques sont intimement liés à des objectifs d'aménagement et de gestion pour le parc national des îles-de-Boucherville, dans l'optique d'éventuels travaux de reboisement à plus grande échelle. Nous essaierons donc ici d'expliquer, le plus simplement possible, dans quelle mesure les résultats de ce projet peuvent guider de futures actions de restauration écologique de paysages forestiers sur ce territoire. Par la même occasion, nous émettrons des recommandations en ce qui a trait à d'autres considérations relatives à de futures actions de reboisement au parc des îles-de-Boucherville.

a. Doit-on absolument protéger les semis d'arbres contre le cerf de Virginie?

Les résultats de notre étude sont sans équivoque en rapport à la nécessité de protéger les arbres plantés du cerf de Virginie : sans protection contre cet herbivore, une plantation de semis (jeunes plants ou boutures) d'arbres sur le territoire du parc des îles-de-Boucherville semble vouée à un échec certain. Suite à la première saison de croissance, nous avions constaté une survie légèrement plus faible dans les parcelles non protégées (parcelles témoin) que dans les parcelles protégées (exclos et manchons), tandis que l'effet sur la croissance (en diamètre et surtout en hauteur) était beaucoup plus marqué [4]. Cependant, suite à une deuxième saison de croissance, la survie dans les parcelles témoin était nettement inférieure que dans les parcelles protégées (voir figures 3, 4 et 5). Cette différence de survie entre les parcelles protégées et non protégées était beaucoup plus importante pour les plants de chêne à gros fruits et d'érable argenté que pour le frêne de Pennsylvanie et les boutures et plançons de peuplier deltoïde.

Dans le cas des plançons et des boutures de peuplier, les faibles différences de survie entre les traitements sont dues au fait que la survie de ces derniers a été basse dans tous les cas. Une exception semble être les plançons de peuplier deltoïde dans les manchons, qui avaient un taux de survie plus élevé que dans les autres traitements. Ceci peut être dû à un effet bénéfique d'une protection contre le soleil (les manchons coupent environ 60% de la lumière) en phase d'établissement, lorsque les plançons ont des jeunes feuilles mais pas encore de racines. Dans cette période, les manchons auraient pu en effet diminuer l'évapotranspiration des plançons; c'est d'ailleurs pour cette raison que des ombrières sont souvent utilisées en horticulture lors de l'enracinement de boutures.

La survie dans les parcelles témoin du frêne de Pennsylvanie était aussi beaucoup plus élevée que celles des autres espèces (figure 5), ce qui indique que le frêne de Pennsylvanie réagit mieux au broutage répété du cerf. Cette tendance est similaire dans le cas de la croissance en hauteur (figure 6) et en diamètre (figure 7). Ceci pourrait expliquer en partie pourquoi la régénération naturelle autour du boisé Grosbois est constituée à 99% de frêne de Pennsylvanie [51].

En addition aux taux de survie moindres rencontrés dans les parcelles témoin, les taux de croissances en hauteur et en diamètre étaient de façon générale nettement plus faibles dans les parcelles non protégées que dans celles protégées. Souvent, les croissances absolues en hauteur des arbres soumis au broutage du cerf étaient même négatives. Or, même si des faibles

croissances répétées pendant plusieurs années ne mènent pas directement à la mort d'un jeune arbre, cela le rend beaucoup plus sensible à d'autres facteurs, tels que la prédation par les rongeurs. En effet, la faible croissance des arbres prolonge la période durant laquelle ils y sont les plus vulnérables. Il est donc hautement probable que les taux de survie des arbres dans les parcelles témoin diminueront drastiquement dans les prochaines saisons.

À la lumière de ces résultats, il est clair qu'à la densité actuelle de cerfs de Virginie présente au parc des îles-de-Boucherville, réaliser de futures plantations d'arbres sans considérer immédiatement de les protéger contre le broutage du cerf de Virginie serait extrêmement contreproductif et ne mènerait qu'à un gaspillage de précieuses ressources humaines et financières.

b. Quelles espèces et quels types de matériel végétal sont à privilégier?

Dans cette étude, une variété d'espèces (4), ainsi que différents modes de propagation (3) furent étudiés. Suite aux analyses des résultats des deux premières années d'établissement de ces arbres, des recommandations peuvent être émises quant aux espèces et aux modes de propagation à privilégier. Premièrement, en 2004 des essais de propagation végétative du frêne de Pennsylvanie furent établis, mais ces essais furent infructueux. Les boutures avaient débourré et conservé des feuilles vivantes pendant la majorité de la saison de croissance, mais n'avaient pas formé de racines (données non présentées). D'autres études ont cependant utilisé des boutures non-enracinées de cette espèce avec succès [52-54]. Il est possible que la plantation tardive (fin mai 2004) ait été un facteur, mais il est plus probable que le matériel végétal récolté (pousse annuelle terminale de jeunes arbres, d'en général 5 à 10 cm de DHP) fût inapproprié. En effet, Kennedy [52] indique que les meilleurs résultats avec cette espèce sont obtenus à l'aide de boutures prélevées sur des arbres d'un an. L'idée d'utiliser la pousse annuelle de jeunes arbres semblait intéressante dans le cas du parc îles-de-Boucherville, étant donné qu'on retrouve une bonne régénération naturelle de cette espèce. Dans le futur, la propagation végétative de cette espèce à l'aide d'autres sources de boutures (arbres plus jeunes, rejets de souches, etc.), en combinaison avec une plantation plus hâtive, mériterait d'être étudiée.

Étant donné l'échec des boutures de frêne de Pennsylvanie de 2004, toutes ces boutures furent remplacées par des boutures de peuplier deltoïde au début mai 2005. De plus, les boutures et plançons de peuplier deltoïde n'ayant pas survécu en 2004 furent aussi remplacés par des boutures de peuplier deltoïde en 2005. En 2004, les boutures de peuplier deltoïde n'avaient avaient pas donné d'aussi bons résultats de survie que les plants (érables, chênes et frênes), mais leur utilisation semblait tout de même intéressante pour le reboisement au parc des îles-de-Boucherville, étant donné la faciliter d'en obtenir gratuitement en milieu naturel. Dans notre rapport annuel de 2004 [4], nous avions attribué les taux de mortalité relativement élevés (+50%) des boutures principalement à une plantation tardive, ainsi qu'à une compétition herbacée trop importance (surtout au niveau de la lumière). En 2005, nous avons mis les boutures en terre au début mai, un mois plus tôt qu'en 2004. Le mois de mai 2005 a été exceptionnellement frais, nuageux et pluvieux, des conditions idéales à l'enracinement de boutures. De plus, les boutures de 2005 provenaient d'une pépinière forestière et non du milieu naturel, donc on peut supposer qu'elles étaient de meilleure provenance qu'en 2004. Malgré toutes ces précautions, nous avons obtenu en 2005 des taux de survie beaucoup plus faibles qu'en 2004 pour les boutures de peuplier deltoïde; il semble donc que cette avenue ne soit pas si prometteuse que prévue. Les quelques endroits dans le champ où les boutures de peuplier deltoïde ont donné de bons résultats

étaient situés, pour 2004 tant que pour 2005, dans les dépressions les plus humides, où la compétition herbacée était faible.

Nous croyons donc que les faibles taux de survie des boutures de peuplier deltoïde peuvent être essentiellement attribués à une faible capacité de rhizogénèse de l'espèce, lorsque les boutures (sans racines) sont plantées directement en champ. Ceci est en partie confirmé par les nombreuses boutures que nous avons déterré (données non présentées) : en général, elles n'ayant pas survécues avaient peu de racines, alors que celles ayant données de bons résultats avaient un système racinaire bien développé. De bons résultats (+90% survie) ont été obtenus dans une étude par Randall [55] avec des boutures de peuplier deltoïde préalablement enracinées en pépinière. Si des boutures de peuplier deltoïde devaient dans le futur être utilisées pour le reboisement au parc des îles-de-Boucherville, nous suggérons qu'elles soient préalablement enracinées avant leur plantation en champ. Évidemment, cette étape additionnelle complique la procédure et rend beaucoup moins attrayante leur utilisation.

Contrairement aux boutures de peuplier deltoïde, les plançons de cette même espèce, protégées par les manchons protecteurs, semblent une option plus prometteuse pour des interventions de reboisement au parc des îles-de-Boucherville, malgré le fait que nos résultats de 2005 soient moins encourageants que ceux de 2004. En 2004, les plançons de cette espèce protégés à l'aide des manchons ont obtenu un taux de survie moyen d'un peu plus de 70%, et la plus grande croissance en hauteur parmi les trois traitements. En 2005, ce taux de survie a baissé à moins de 40%. Tout comme les boutures de peuplier deltoïde, nous croyons que ces plançons devraient, si possible, être préalablement enracinés avant leur plantation en champ. L'effort additionnel que cela nécessite serait plus justifiable pour les plançons que pour les boutures. En effet, les plançons, bien que plus difficiles à récolter et à planter, possèdent l'avantage d'avoir déjà une hauteur suffisante pour ne pas subir l'effet d'ombrage de la végétation herbacée et comme ils sont plantés plus profondément (60 cm à 1m), leurs racines se trouvent à être moins en compétition directe pour l'eau. De plus, grâce à leur hauteur, leur pousse terminale a beaucoup moins de chance d'être broutée par le cerf.

Clairement, les meilleurs résultats de survie (figures 3, 4 et 5) et de croissance (figures 6 et 7) furent obtenus à partir des plants (1-0 pour l'érable et le frêne, 2-0 pour le chêne) produits en pépinière. Au niveau de la survie, les trois espèces étaient comparables après deux saisons de croissance et ont toutes obtenues des taux de survie satisfaisants dans les parcelles protégées du cerf, soit entre 73% et 92% (tableau 4). Dans les parcelles témoin, le frêne de Pennsylvanie avait un taux de survie supérieur aux deux autres espèces (figure 5). Dans le cas de la croissance en diamètre et en hauteur, le frêne de Pennsylvanie et l'érable argenté avaient toutes deux des croissances similaires, tandis que le chêne à gros fruits avait en général une croissance moins importante que les deux espèces précédentes. Dans les manchons protecteurs, le frêne a obtenu la croissance en hauteur la plus importante, toutes espèces confondues (figure 7). Ces résultats sont toutefois préliminaires (2 ans d'établissement) et il est fort possible que les différences de croissance et de survie s'accentuent entre les espèces dans les prochaines années. Pour le moment, nos résultats démontrent que ces trois espèces semblent toutes également appropriées pour des activités de reboisement au parc des îles-de-Boucherville. Puisqu'il est souhaitable d'utiliser, si possible, une variété d'espèces plutôt qu'une seule, un mélange de ces trois espèces pourrait être utilisé.

Évidemment, nous n'avons pas pu tester la totalité des options disponibles pour le reboisement au parc des îles-de-Boucherville, tant par rapport aux espèces à planter qu'aux différents types de matériel végétal à privilégier, dans notre dispositif expérimental. Nos résultats

indiquent toutefois que les différences de survie et de croissance étaient en général plus importantes entre les différents types de matériel végétal (boutures, plançons et plants enracinés) qu'entre les espèces. La plantation de semis d'arbres enracinés produits en pépinière est sans aucun doute l'option qui garantit la meilleure survie et la meilleure croissance, alors que la propagation végétative semble une avenue plus incertaine et plus risquée, du moins avec les espèces utilisées dans ce projet.

Cependant, nous croyons que cette dernière option ne devrait pas être complètement écartée, mais différentes méthodes devraient être utilisées pour assurer son succès. Par exemple, nous avons mentionné que des boutures/plançons préalablement enracinées pourraient être utilisés. Des essais avec d'autres espèces, telles que les peupliers faux-tremble et baumiers (boutures racinaires), pourraient être aussi amorcés dans le futur, ces deux espèces étant présentes à l'état naturel sur le territoire du parc (dans une moindre mesure que le peuplier deltoïde toutefois). Parallèlement, des essais avec certains peupliers hydrides issus de croisements avec le peuplier deltoïde, qui sont donc près génétiquement et morphologiquement du peuplier deltoïde indigène, pourraient aussi être considérés. Le peuplier de Caroline, issu du croisement P. deltoides x nigra, est un hydride spontané qui a été naturalisé en Amérique du Nord. Cet hydride possède l'avantage de croître extrêmement facilement et rapidement à partir de boutures et de plançons non-enracinés. Des hydrides de ce genre (particulièrement sous formes de plançons) pourraient offrir la solution la plus efficace et la plus rapide pour recréer rapidement des îlots forestiers au parc national des îles-de-Boucherville et ainsi accélérer le retour d'une variété d'espèces strictement forestières (tant végétales qu'animales). Cependant, nous sommes très conscients que cela soulève certaines questions éthiques : devrait-on délibérément installer une espèce introduite dans un territoire protégé, afin de créer plus rapidement une ambiance forestière et permettre à d'autres espèces indigènes souhaitables (i.e. espèces forestières) de coloniser le territoire des îles-de-Boucherville? Cela demeure un débat de valeurs qui doit être tranché par les gestionnaires du parc.

Finalement, il existe aussi la possibilité d'établir de plantations d'arbres à partir de semences. Selon Allen et al. [56] la plantation directe de semences d'arbres offre plusieurs avantages : elle est moins coûteuse que la plantation de semis, plus flexible (la « fenêtre » de plantation est plus longue) et produits des arbres mieux adaptés aux conditions locales. Plusieurs auteurs ont établis de telles plantations avec succès, généralement par l'utilisation d'espèces possédant des grosses semences (chênes, caryers, etc.) [56, 57]. Ces opérations sont intéressantes pour le reboisement à grande échelle, mais nécessitent généralement un labour du sol et une machinerie spécialisée [56]. Cette option mériterait toutefois d'être considéré lors de projets futurs, considérant les vastes surfaces à reboiser présentes au parc des îles-de-Boucherville.

c. Quel type de protection contre le cerf de Virginie doit-on utiliser?

Dans cette étude, nous avons analysé l'effet de deux types de protection contre le cerf de Virginie, soit des manchons protecteurs individuels de 1.5 m de haut (voir *Méthodologie*) ainsi que des exclos de 2.4 m de hauteur. Au niveau de la protection contre le broutage du cerf, tous deux ont donné d'excellents résultats et aucun arbre protégé par l'une de ces deux méthodes n'a montré de signe de broutage durant toute la durée de l'expérience (de juin 2004 à octobre 2005). En égard à la simple protection contre le cerf, ces deux approches sont donc équivalentes.

Il existe cependant des différences entre ces deux traitements au niveau de la croissance, des relations hydriques ainsi que des ratios morphométriques des arbres plantés (voir tableaux 5 et 6). Contrairement à ce qui avait été reporté dans certaines études, nos résultats indiquent les manchons protecteurs n'ont pas eu d'effets négatifs sur la croissance en diamètre [11, 17, 58] ou en biomasse aérienne [58]. Pour le frêne de Pennsylvanie, les manchons protecteurs ont même significativement augmenté sa croissance en hauteur en biomasse aérienne (figures 7 et 8). Alors que plusieurs études suggéraient que les effets bénéfiques des manchons protecteurs sur la croissance étaient dus à une amélioration des relations hydriques des arbres [17-19], nos résultats ne supportent pas cette idée. En effet, contrairement à ces études, nos résultats indiquent le frêne de Pennsylvanie dans les manchons avaient une conductance stomatique en mi-journée (g) plus faible et un potentiel hydrique pré-aube (Ψ am) plus élevé que dans les exclos (figures 14, 15 et 20b). Vraisemblablement, d'autres facteurs qu'une amélioration des relations hydriques sont responsables de l'augmentation de croissance de cette espèce. Nous croyons que la raison principale réside dans la variation de certains ratios morphométriques reliés à l'allocation des ressources. En effet, la surface foliaire spécifique (SFS), ainsi que le ratio surface foliaire totale : poids aérien total étaient supérieurs dans les manchons que dans les exclos pour le frêne de pennsylvanie (figures 9, 11 et 20a-b). Or, il est connu que le taux de croissance relatif d'une plante est fortement positivement corrélé à ces deux variables morphométriques [39]. Une hypothèse est que le frêne de Pennsylvanie dans les manchons avait moins de ressources à investir pour la production de produits secondaires dans ses feuilles (ce qui aurait produit des feuilles plus minces), puisque ces dernières étaient protégées du soleil (réduction d'environ 60% du DFPP dans les manchons) et des températures extrêmes (figure 16). De plus, l'humidité relative était légèrement plus élevée dans les manchons (figure 17). La plus faible surface foliaire spécifique des feuilles dans les manchons pourrait peut-être expliquer leur potentiel hydrique pré-aube plus élevé; une feuille plus mince pourrait plus difficilement conserver son contenu en eau pendant la nuit qu'une feuille ayant une cuticule plus épaisse. De plus, le ratio poids racines : poids total du frêne de Pennsylvanie étaient plus faible dans les manchons que dans les exclos (figures 13 et 20b), ce qui pourrait rendre un peu plus difficile la prospection de l'eau par l'arbre; en même temps, cela aurait toutefois pu permettre au frêne d'avoir des « coûts d'entretien » en carbone moins élevés pour la respiration du système racinaire. Bref, les manchons protecteurs auraient pu permettre au frêne de Pennsylvanie d'augmenter sa croissance aérienne en influençant son allocation des ressources aux différents organes, bien qu'en contrepartie cette allocation aurait pu influencer négativement ses relations hydriques. Toutefois, il est possible que l'eau n'ait pas été un facteur limitant dans notre étude et donc que les relations hydriques n'étaient pas un facteur critique pour la croissance. Cette dernière hypothèse semble confirmée par les différents graphiques d'ordination des ACRs (figures 18 à 20), dans lequel l'humidité du sol est presque toujours négativement corrélé aux variables de croissance; en général, il semblait donc que l'eau n'était pas limitante pour la croissance des arbres, au contraire. Nous examinerons cela plus en détail dans la section suivante.

En conclusion, dans notre étude, les deux types de protection contre le cerf utilisés (manchons et exclos) donnaient des résultats équivalents au niveau de la protection contre le broutage, mais les manchons pouvaient en plus avoir un effet bénéfique sur la croissance en phase d'établissement. Cette amélioration de la croissance était probablement à cause d'une modification de l'allocation des ressources des arbres (pour le frêne de Pennsylvanie). Les manchons protecteurs semblent donc une option plus intéressante que les exclos pour l'établissement de plantations d'arbres feuillus au parc national des îles-de-Boucherville. De

plus, l'utilisation des manchons protecteurs possède plusieurs avantages logistiques par rapport aux exclos : ils sont notamment plus faciles à installer, bien qu'il faille le faire soigneusement, et sont plus facilement réutilisables, au moins une fois. Plusieurs compagnies fabriquant des manchons protecteurs existent sur le marché et différents modèles pourraient être utilisées lors de futures plantations.

d. Comment doit-on spatialiser d'éventuelles plantations d'arbres dans le parc?

Le parc des îles-de-Boucherville possède de vastes surfaces qui pourraient potentiellement être reboisés et il est peu probable que des ressources soient disponibles afin de reboiser la totalité de ces surfaces. Des choix devront donc assurément être faits par les gestionnaires du parc afin de prioriser certains sites plutôt que d'autres. Sur quels critères devraient porter ces choix? Nos résultats d'analyses portant l'influence des variables environnementales sur les variables de croissance (et les autres variables réponses) nous permettent d'émettre des recommandations sur certains critères à considérer dans le choix de la localisation géographique de futures plantations d'arbres sur le territoire du parc.

Premièrement, suite aux résultats des ANOVAs et des ACRs (figures 18-20), il est clair que l'environnement avait une influence très importante sur la croissance des arbres, ainsi que sur les autres variables réponses considérées. En fait, dans la plupart des cas, l'influence de variables environnementales était beaucoup plus importante pour la croissance que la différence entre les traitements « manchon » et « exclos ». Tel que mentionné précédemment, cette influence de l'environnement peut surprendre, compte tenu de l'apparente homogénéité du site d'étude (composition végétale relativement homogène, peu de différences apparentes d'élévation, conditions édaphiques peu variables, etc.). Toutefois, selon les ACRs (figures 18-20) l'élévation et l'humidité du sol étaient toujours parmi les facteurs les plus importants, sinon les plus importants, pour expliquer la variation de la croissance des trois espèces considérées. La microtopographie du champ est donc un facteur essentiel à considérer afin d'optimiser le succès de futures plantations d'arbres feuillus au parc des îles-de-Boucherville. En effet, notre étude semble démontrer que contrairement à ce que l'on croyait, le déficit en eau n'était pas être un facteur limitant important pour la croissance des arbres; le contraire semblait plutôt se produire. Dans les dépressions, il semble que l'eau peut s'accumuler en quantité trop importante pour permettre une croissance optimale des arbres, même si aucune eau de surface n'est visible. De façon générale, la biomasse herbacée était aussi moindre dans les endroits moins élevés, probablement à cause du sol trop humide. La texture du sol était aussi bien corrélée à l'élévation dans notre champ: les zones les plus basses avaient plus d'argile, alors que les zones plus élevées avaient une plus grande quantité de sable. Bref, nous croyons donc qu'une considération de la microtopographie devrait être le premier critère à considérer pour l'établissement de futures plantations d'arbres aux îles-de-Boucherville. Afin de caractériser cette microtopographie, il existe plusieurs façons de procéder. Dans notre étude, nous avons utilisé la technologie SPG à haute précision, mais des techniques traditionnelles d'arpentage pourraient être utilisées. De plus, des techniques de photo-interprétation à partir de photos aériennes pourraient être aussi utilisées, car il semble avoir une bonne correspondance entre notre modèle numérique d'élévation (MNE) et des photos aériennes prises à des époques différentes; cette correspondance entre notre MNE et les photos aériennes est présentée à la figure 21. On voit bien dans cette figure que les zones les plus basses (en bleu et mauve dans notre MNE) sont très bien représentées par les zones plus foncées des photos aériennes, tant en noir et blanc qu'en infra-rouge. Les zones plus humides apparaissant plus foncées sur les photos aériennes, il serait donc possible de les localiser relativement facilement par photo-interprétation. Ces endroits seraient les moins propices à l'établissement de plantations d'arbres et devraient être écartés comme futurs sites de plantation.

Projet pilote de restauration de paysages forestiers : Rapport final

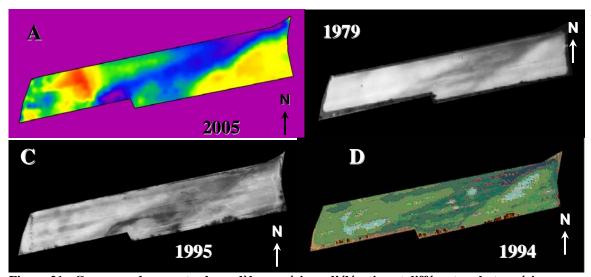


Figure 21 : Correspondance entre le modèle numérique d'élévation et différentes photos aériennes. A : Modèle numérique d'élévation de 2005 (voir figure 2 pour détails). B : Photo aérienne prise le 20 juin 1979. On remarque une correspondance entre les zones plus foncées dans la photo et les zones de dépressions du modèle numérique d'élévation en A (bleus et mauves). De plus, les zones plus élevées apparaissent plus claires. C : Photo aérienne prise le 2 mai 1995. Tout comme pour la photo de 1979, on voit une correspondance entre les zones plus foncées de la photo et les zones de dépression du modèle numérique. D : Photo aérienne infrarouge prise le 3 juillet 1994. Encore une fois, on voit la même tendance qu'en B et C. La photo infrarouge confirme que les différences de tonalité dans les photos de B, C et D sont dues une humidité du sol accrue dans les zones de dépressions Note : l'apparence moins lisse de la photo infrarouge (D) est due à l'étape d'interpolation lors de la rectification géométrique.

En deuxième lieu, il serait aussi important de considérer la végétation herbacée en place lors de l'établissement de futures plantations sur le territoire du parc, bien que ceci semble, selon nos résultats, d'une importance moins cruciale que la microtopographie (si bien sûr, un minimum d'interventions de maîtrise de la compétition herbacée est effectuée, tel que la pose de paillis de plastique à la base de chaque arbre). Il est généralement reconnu que la végétation herbacée a généralement des effets négatifs sur la croissance des arbres [59-61], par deux mécanismes principaux : par la compétition pour l'eau (mécanisme considéré comme le plus important dans la littérature) et par la réduction de l'intensité et de la qualité de la lumière disponible (dans le cas d'herbacées hautes, telles que celle présentes dans notre champ). Pour ce qui est de la compétition pour l'eau, il semble que dans notre cas ce facteur n'a pas été crucial puisque les endroits plus humides étaient généralement les endroits où la croissance était la moins bonne (figures 18-20). En fait, la biomasse herbacée, de même que la hauteur moyenne des herbacées, sont des facteurs qui ont rarement produit une influence significative sur la croissance et les autres variables réponses (suite au procédé de sélection progressive des variables explicatives en ACR). Toutefois, il est possible que sans l'utilisation des paillis de plastique, l'eau aurait été moins disponible pour les arbres, ce qui aurait potentiellement révélé des effets négatifs des herbacées sur la croissance. Selon nos résultats, les effets négatifs des herbacées sur la croissance des arbres, lorsque présents, semblaient se manifester plutôt par une réduction de la lumière disponible que par une compétition pour l'eau. Ces effets étaient surtout présents pour une espèce, soit l'érable argenté (forte corrélation positive entre RRRL à hauteur de cime et la croissance en diamètre et en biomasse aérienne; voir figures 18a-b) et dans une moindre mesure pour le chêne à gros fruits (corrélation positive entre le RRRL à hauteur de cime et la croissance

en diamètre; voir figures 19a-b). Pour le frêne de Pennsylvanie, il n'y avait pas de lien entre la quantité et qualité de lumière disponible et la croissance; cette espèce semblait donc montrer une meilleure tolérance à l'ombre que les autres et il semble que pour le frêne la lumière n'était pas un facteur limitant pour la croissance. À la lumière de ces résultats, les sites ayant une végétation herbacée qui bloque moins la lumière (herbacées basses) devraient être favorisés comme sites éventuels de plantation d'arbres, par rapport à des sites ayant une végétation herbacée plus haute (et qui bloquerait donc plus de lumière). Ce critère devrait cependant être secondaire à celui portant sur la microtopographie.

Évidemment, la durée de la période d'abandon de l'agriculture devrait être aussi un facteur important à considérer pour l'établissement de plantations d'arbres aux îles-de-Boucherville. Dans la mesure du possible, il faudrait coordonner l'abandon éventuel d'un site par l'agriculture avec la plantation d'arbres dès la saison suivante, avant qu'une compétition herbacée trop dense ait le temps de s'installer. On pourrait ainsi profiter d'une « fenêtre d'opportunité » pour la croissance des arbres en phase d'établissement, là où ils sont le plus vulnérables à la compétition herbacée. Pour cette raison, un abandon graduel des parcelles agricoles serait peut-être une option plus souhaitable qu'un abandon total (effectué sur une courte période). En effet, cela permettrait de répartir les ressources disponibles pour le reboisement sur plusieurs années, tout en s'assurant qu'à chaque phase de plantation la compétition herbacée est peu importante.

Un autre facteur spatial à considérer lors de l'établissement de plantations est celui-ci : devrait-on favoriser une densité de plantation plus faible afin de couvrir de plus grandes superficies, ou devrait-on favoriser une densité plus élevée sur une surface plus faible? Nous croyons que cette deuxième option devrait être favorisée, pour les raisons suivantes. La plantation à faible densité implique une fermeture lente de la canopée, ce qui en retour ne permet pas la création rapide d'une ambiance forestière. En effet, une telle plantation ne permettra pas un changement notable dans la composition herbacée avoisinante, puisque l'ombre projetée par une canopée très ouverte ne sera pas assez dense pour empêcher des espèces herbacées à forte croissance (*Phragmites*, *Solidago*, etc.) de pousser. Les semences d'espèces forestières n'arriveront donc pas à s'établir dans ces conditions et la succession du champ vers la forêt se fera donc beaucoup moins rapidement. De plus, les arbres isolés sont plus susceptibles aux petits rongeurs, puisque ces derniers privilégient les prairies herbacées comme habitat. Bref, vaut mieux effectuer des plantations plus denses, afin de permettre plus rapidement la fermeture de la canopée et modifier ainsi significativement la dynamique du sous-bois par la réduction de la lumière qui y est associée.

Finalement, suite aux différentes recommandations énumérées ci haut, une question demeure, à savoir où exactement devrait-on établir ces plantations qui deviendront les futurs îlots forestiers : près des boisés existants, afin de les consolider ou le plus loin possible? Ici, différents facteurs sont à considérer, qui sont reliés à tant à l'écologie, à la récréation qu'à l'esthétique du paysage. Au point de vue purement écologique, nous croyons que les futures plantations auraient avantage à être établies le plus loin possible de boisés existants, afin d'augmenter au maximum le potentiel futur de régénération naturelle d'arbres dans les champs abandonnés présents sur le territoire des îles-de-Boucherville. En effet, en milieu tempéré, la succession d'un champ vers la forêt est fortement limitée par la dispersion des semences. Or, les semences de nombreuses espèces d'arbres ne voyagent en général pas très loin des semenciers (environ 100 m) [62]. En établissant donc des îlots forestiers par la plantation d'arbres qui se situent loin des boisés, on favorise la croissance d'arbres dans les endroits pour lesquelles la régénération naturelle d'arbres se ferait le plus lentement; de plus, ces arbres deviendront semenciers à leur tour une fois qu'ils

auront atteint leur maturité sexuelle. On maximise ainsi le potentiel de régénération naturelle de la forêt sur le territoire du parc. Compte tenu du fait qu'en général le parc des îles-de-Boucherville ne possède pas actuellement une importante « banque » d'arbres semenciers, déjà bien répartis sur le territoire, cette stratégie de plantation semble la meilleure afin d'accélérer le retour de la forêt dans la paysage. Finalement, nous croyons que la considération du potentiel de récréation et de l'esthétique du paysage sont très aussi importants dans le choix de la localisation de futures plantations d'arbres au parc des îles-de-Boucherville, étant donné que grand nombre de visiteurs y viennent avant tout pour des fins de récréation. Évidemment, nous sommes ici moins bien placés que les gestionnaires du parc eux-mêmes pour émettre des recommandations au niveau de ces facteurs.

Conclusion

Les résultats de ce projet ont permis de répondre aux objectifs spécifiques initiaux du projet et ainsi répondre à des objectifs d'aménagement et de gestion pour le parc national des îles-de-Boucherville, dans l'optique d'éventuels travaux de reboisement à plus grande échelle. Après de saisons de croissance, nos résultats indiquent qu'il est absolument essentiel de protéger les arbres plantés contre le broutage par le cerf de Virginie. De futures plantations d'arbres qui seraient réalisées sans considérer cet important facteur seraient vouées à un échec certain. De nombreuses avenues sont possible quant aux espèces et aux types de matériel végétal sont possibles, mais l'utilisation de plants enracinés est l'option qui est la moins risquée. Malgré des résultats mitigés dans notre étude, nous croyons que la propagation végétative du peuplier deltoïde par plançons demeure une avenue intéressante pour le reboisement de champs abandonnés au parc des îles-de-Boucherville, particulièrement lorsque protégés par des manchons protecteurs. L'importante hauteur initiale de tels plançons leur confère une meilleure résistance à la compétition herbacée et au cerf de Virginie. Toutefois, il faudra considérer effectuer un enracinement préalable de ces plançons afin de favoriser une meilleure reprise après plantation. Les boutures de frêne de Pennsylvanie et de peuplier deltoïde quant à eux, n'ont pas donné les résultats escomptés et ne sont donc pas recommandées. Si ces options devaient être utilisées dans le futur, une autre source de matériel végétal devrait être utilisée dans le cas du frêne et pour les deux espèces, les boutures devraient être préalablement enracinées.

Au niveau du type de protection contre le cerf à privilégier, nos résultats démontrent que les manchons et les exclos sont tous deux également efficaces pour protéger les arbres contre le cerf, mais les manchons peuvent en plus avoir un effet bénéfique sur la croissance initiale en hauteur et en biomasse aérienne. Ces effets bénéfiques des manchons semblent induits par une variation de l'allocation des ressources. Les manchons protecteurs sont donc l'option à privilégier pour l'établissement de futures plantations au parc des îles-de-Boucherville. Ils sont notamment plus faciles à installer et sont plus facilement réutilisables que les exclos.

Finalement, nos résultats de 2005 démontrent l'importante influence de certaines variables environnementales sur la croissance des arbres plantés. L'élévation, qui elle-même est négativement corrélée à l'humidité du sol, est la variable la plus importante à considérer lors de l'établissement de futures plantations d'arbres. De façon générale, nos résultats indiquent qu'il est essentiel de considérer la microtopographie d'un champ avant l'établissement d'une plantation et éviter de planter des arbres dans les dépressions, qui sont trop humides pour permettre une croissance optimale. De plus, nous avons démontré que la compétition herbacée dans notre dispositif agissait surtout au niveau de la lumière, du moins pour l'érable argenté et dans une moindre mesure pour le chêne à gros fruits. Dans la mesure du possible, des plantations devraient donc être placées là où la végétation est basse et laisse passer un maximum de lumière. Ces facteurs permettront aux gestionnaires de faire des choix éclairés pour spatialiser l'établissement de futures plantations d'arbres au parc national des îles-de-Boucherville.

Bibliographie

- 1. Laliberté, E., A. Cogliastro, and A. Bouchard, *Proposition de projet pilote de restauration de paysages forestiers au Parc des Îles-de-Boucherville*. 2004, Institut de recherche en biologie végétale (IRBV): Montréal, QC.
- 2. Li, T. and P. Beauchesne, *Portrait du déboisement pour les périodes 1990-1999 et 1999-2002 pour les régions administratives de la Chaudière-Appalaches, du Centre-du-Québec, de la Montérégie et de Lanaudière (Rapport synthèse).* 2003, Direction du patrimoine écologique et du développement durable, Ministère de l'Environnement du Québec et Marie-Josée Osmann, Direction des politiques du secteur municipal, Ministère de l'Environnement du Québec. Mai 2003.
- 3. Soucy-Gonthier, N., et al., *Détection de l'évolution des superficies forestières en Montérégie entre juin 1999 et août 2002 à partir d'images satellitaires Landsat-TM*. 2003, Institut de Recherche en Biologie Végétale: Montréal, QC, Canada. p. 34 pp.
- 4. Laliberté, E., A. Cogliastro, and A. Bouchard, *Projet pilote de restauration de paysages forestiers au parc national des îles-de-Boucherville: rapport annuel 2004-2005.* 2005, Institut de recherche en biologie végétale (IRBV): Montréal, QC.
- 5. Tuley, G., *Shelters improve the growth of young trees in forest.* Quarterly Journal of Forestry, 1983. **58**: p. 181-195.
- 6. Davies, R.J., The importance of weed control and the use of tree shelters for establishing broadleaved trees on grass-dominated sites in England. Forestry, 1985. **58**(2): p. 167-180.
- 7. Witmer, R.K., H.D. Gerhold, and E.R. Ulrich, *Tree shelters accelerate slow-growing species in nurseries*. Journal of Arboriculture, 1997. **23**(1): p. 40-48.
- 8. Tuley, G., *The growth of young oak trees in shelters*. Forestry, 1985. **58**(2): p. 181-195.
- 9. Potter, M.J., *Treeshelters Improve Survival and Increase Early Growth-Rates*. Journal of Forestry, 1988. **86**(8): p. 39-41.
- 10. Davies, R.J. and H.W. Pepper, *The influence of small plastic guards, tree-shelters and weed control on damage to young broadleaved trees by field voles (Microtus agrestis)*. Journal of Environmental Management, 1989. **28**(2): p. 117-125.
- 11. Lantagne, D.O., C.W. Ramm, and D.I. Dickmann, *Tree shelters increase heights of planted oaks in a Michigan clearcut*. Northern Journal of Applied Forestry, 1990. **7**: p. 24-26.
- Dubois, M.R., et al., *Tree shelters and weed control: effects on protection, survival and growth of cherrybark oak seedlings planted on a cutover site.* New Forests, 2000. **20**(2): p. 105-118.
- 13. Sweeney, B.W., S.J. Czapka, and T. Yerkes, *Riparian forest restoration: Increasing success by reducing plant competition and herbivory.* Restoration Ecology, 2002. **10**(2): p. 392-400.
- 14. Burger, D.W., P. Svihra, and R. Harris, *Treeshelter use in producing container-grown trees*. Hortscience, 1992. **27**: p. 30-32.
- 15. Minter, W.F., R.K. Myers, and B.C. Fischer, *Effects of tree shelters on northern red oak seedlings planted in harvested forest openings*. Northern Journal of Applied Forestry, 1992. **9**(2): p. 58-63.
- 16. Potter, M.J., *Treeshelters*. 1991, HMSO Publications Centre: London, UK.

- 17. Kjelgren, R., *Growth and water relations of Kentucky coffee tree in protective shelters during establishment.* Hortscience, 1994. **29**(7): p. 777-780.
- 18. Bellot, J., et al., *The effects of treeshelters on the growth of Quercus coccifera L. seedlings in a semiarid environment.* Forestry, 2002. **75**(1): p. 89-105.
- 19. Kjelgren, R., B. Cleveland, and M. Foutch, *Establishment of white oak seedlings with three post-plant handling methods on deep-tilled minesoil during reclamation.* Journal of Environmental Horticulture, 1994. **12**(2): p. 100-103.
- 20. Kittredge, D.B., Jr., M.J. Kelty, and P.M.S. Ashton, *The use of tree shelters with northern red oak natural regeneration in southern New England*. Northern Journal of Applied Forestry, 1992. **9**: p. 141-145.
- 21. Ponder, F., Jr., *Tree shelters: Central Hardwood Notes*. North Central Forest Experiment Station, 1994. **3**(11): p. 1-4.
- 22. Ward, J.S. and G.R. Stephens. *Protection of tree seedlings from deer browsing*. in *10th Central Hardwood Forest Conference*. 1995. Morgantown, West Virginia: Northeastern Forest Experiment Station, USDA Forest Service.
- 23. Conner, W.H., L.W. Inabinette, and E.F. Brantley, *The use of tree shelters in restoring forest species to a floodplain delta: 5-year results.* Ecological Engineering, 2000. **15**(Suppl 1): p. S47-S56.
- 24. Potter, J., *Treeshelters improve survival and increase early growth rates*. Journal of Forestry, 1988. **86**: p. 39-41.
- 25. Davis, M.A., K.J. Wrage, and P.B. Reich, *Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation: support for a theory of resource supply and demand.* Journal of Ecology, 1998. **86**(4): p. 652-661.
- 26. Davis, M.A., et al., Survival, growth and photosynthesis of tree seedlings competing with herbaceous vegetation along a water-light-nitrogen gradient. Plant Ecology, 1999. **145**(2): p. 341-350.
- 27. Belsky, A.J., *Influences of trees on savanna productivity: tests of shade, nutrients and tree-grass competition.* Ecology, 1994. **75**(4): p. 922-932.
- 28. Burton, P.J. and F.A. Bazzaz, *Ecophysiological responses of tree seedlings invading different patches of old-field vegetation.* Journal of Ecology, 1995. **83**(1): p. 99-112.
- 29. Gordon, D.R., et al., Competition for soil water between annual plants and blue oak (Quercus douglasii) seedlings. Oecologia, 1989. **79**: p. 533-541.
- 30. Danner, B.T. and A.K. Knapp, *Carbon and water relations of juvenile Quercus species in tall-grass prairie*. Journal of Vegetation Science, 2001. **12**(6): p. 807-816.
- 31. McPherson, G.R., *Effects of herbivory and herb interference on oak establishment in a semi-arid temperate savanna*. Journal of Vegetation Science, 1993. **4**: p. 687-692.
- 32. Clark, T.H., *Rapport géologique #66: Région de St-Jean-Beloeil*. 1955, ministère des Mines, Québec.
- 33. Pilon, C., et al., *Les îles du St-Laurent de Boucherville à Contrecoeur: environnement biophysique*. 1980, Centre de recherche écologique de Montréal (CREM). p. 295 pages.
- 34. Giroux, L., Synthèse et cartographie du potentiel biophysique et humain du Parc des îlesde-Boucherville, in Département des sciences de l'environnement. 1986, Université du Québec à Montréal (UQAM): Montréal, Québec, Canada. p. 200.
- 35. Ross, M., Étude sur l'évolution de boisé Grosbois au Parc des îles-de-Boucherville. 1990, Parcs de la Montérégie, Service de la gestion des ressources naturelles.

- 36. Kjelgren, R. and L.A. Rupp, *Establishment in treeshelters I: shelters reduce growth, water use, and hardiness, but not drought avoidance.* Hortscience, 1997. **32**(7): p. 1281-1283.
- 37. Boyer, J.S., *Measuring the water status of plants and soils*. 1995, San Diego, CA, USA: Academic Press.
- 38. Turner, N.C. and M.J. Long, *Errors arising from rapid water loss in the measurement of leaf water potential by the pressure chamber technique*. Australian journal of plant physiology, 1980. **7**: p. 527-537.
- 39. Lambers, H. and H. Poorter, *Inherent variation in growth rate between higher plants: a search for physiological causes and ecological consequences.* Advances in Ecological Research, 1992. **23**: p. 187-261.
- 40. Johansson, T., *Changes in stem taper for birch plants growing in tree shelters*. New Forests, 2004. **27**(1): p. 13-24.
- 41. Parent, S. and C. Messier, *A simple and efficient method to estimate microsite light availability under a forest canopy.* Canadian Journal of Forest Research, 1996. **26**: p. 151-154.
- 42. Smith, H., Sensing the light environment: the functions of the phytochrome family, in *Photomorphogenesis in plants, 2nd edition*, R.E. Kendrick and G.H.N. Kronenberg, Editors. 1994, Kluwer Academic Publishers: Dordrecht, Netherlands. p. 374-416.
- 43. Corré, W.J., *Growth and morphogenesis of sun and shade plants II. The influence of light quality.* Acta Botanica Neerlandica, 1983. **32**(3): p. 185-202.
- 44. Ashworth, J., et al., *Standard Procedure in the Hydrometer Method for Particle Size Analysis*. Communications in Soil Science and Plant Analysis, 2001. **32**(5 & 6): p. 633-642.
- 45. Bouyoucos, G., *Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils.* Agronomy Journal, 1962. **54**: p. 464-465.
- 46. SAS, JMP IN: The Statistical Discovery Software. 2003.
- 47. Rao, C.R., *The use and interpretation of principal component analysis in applied research.* Sankhayaa, Ser. A, 1964. **26**: p. 329-358.
- 48. Legendre, P. and L. Legendre, *Numerical Ecology*. Second ed. 1998, Amsterdam, Netherlands: Elsevier.
- 49. Legendre, P. and P. Peres-Neto, *Using distance-based eigenvector maps (DBEM) in multivariate variation partitioning. Part 2: An adjusted bimultivariate redundancy statistic to replace the traditional but biased R-square*, in *ESA-INTECOL 2005 Joint Meeting: Special Session "Spatial statistics at multiple scales". Available at http://biol10.biol.umontreal.ca/ESA SS/.* 2005: Montréal, Québec, Canada.
- 50. ter Braak, C.J.F. and P. Smilauer, *CANOCO: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5)*. 2002, Microcomputer Power: Ithaca, New York, USA.
- 51. Marineau, K., et al., Restauration des paysages végétaux du Parc des Îles-de-Boucherville: stratégie de réhabilitation de la végétation naturelle. 2000: Montréal, QC.
- 52. Kennedy, H.E., Jr., *Planting depth and source affect survival of planted green ash cuttings*. 1977, USDA Forest Service, Southern Forest Experiment Station: New Orleans, LA, USA.
- 53. Kennedy, H.E., Jr., *Horizontal planting of Green Ash cuttings on a Sharkey clay site*, in *1974 Southeastern Nurserymen's Conferences*. 1974, USDA Forest Service: Southeastern Area, State & Private Forestry, Atlanta, Georgia. p. 7-11.

- 54. Kennedy, H.E., Jr., *Horizontal planting of Green Ash cuttings looks promising*. 1972, USDA Forest Service Research Note Southern Forest Experiment Station. 1972. No. SO-147 3 pp. 1 ref.
- 55. Randall, W.K. and R.M. Krinard, *First-year growth and survival of long cottonwood cuttings*. 1977, USDA Forest Service Southern Research Station: New Orleans, LA, USA. p. 3 pp.
- 56. Allen, J.A., et al., *A guide to bottomland hardwood restoration*. 2001, USDA Forest Service, Southern Research Station: Asheville, NC, USA. p. 132.
- 57. Lockhart, B.R., et al., Comparing regeneration techniques for afforesting previously farmed bottomland hardwood sites in the Lower Mississippi Alluvial Valley, USA. Forestry, 2003. **76**(2): p. 169-180.
- 58. Burger, D.W., G.W. Forister, and P.A. Kielh, *Height, caliper growth, and biomass response of ten shade tree species to treeshelters.* Journal of Arboriculture, 1996. **22**: p. 161-166.
- 59. Cogliastro, A., et al., Response of seven hardwood tree species to herbicide, rototilling and legume cover at two southern Quebec plantation sites. Canadian Journal of Forest Research, 1990. **20**(8): p. 1172-1182.
- Davies, R.J. and J.B.H. Gardiner, *The effects of weed competition on tree establishment*. Arboriculture Research Note Department of the Environment, UK, 1987. **59** (**rev.**): p. 4.
- 61. von Althen, F.W., *Revitalizing a black walnut plantation through weed control and fertilization*. Forestry Chronicle, 1985. **61**: p. 71-74.
- 62. McEuen, A.B. and L.M. Curran, *Seed dispersal and recruitment limitation across spatial scales in temperate forest fragments.* Ecology, 2004. **85**(2): p. 507-518.

Annexe 1. Description détaillée de la méthode utilisée pour la correction des mesures de %DFPP et de RRRL obtenues sur le terrain.

Puisque les manchons eux-mêmes pouvaient obstruer une partie de la lumière atteignant la sonde, nous avons *a posterieri* testé l'effet individuel du manchon sur les mesures de DFPP et de RRRL (à la même distance de 20 cm), en absence de végétation herbacée. Les manchons, à une distance de 20 cm des sondes, avaient une influence significative sur la mesure de DFPP (p < 0.0001), mais non sur le RRRL (p = 0.9999). Par la suite, nous avons calculé un modèle de l'effet de réduction du %DFPP du manchon en fonction de la hauteur de la sonde, à une distance constante de 20 cm. Le modèle était hautement significatif (p < 0.0001) et prédisait très bien la réduction du %DFPP par le manchon en fonction de la hauteur de la sonde ($R_a^2 = 0.94$). L'équation du modèle était la suivante :

$$\%DFPP_{Ext20cm} = 85.823 + 0.091 H$$

où $\%DFPP_{Ext20cm}$ est le pourcentage de DFPP transmis à 20 cm de distance du manchon et H la hauteur (en cm). Nous avons donc pu corriger les valeurs du %DFPP transmis par la végétation avoisinante pour chacun des arbres poussant dans un manchon, à l'aide de cette équation :

$$\%DFPP_{V\acute{e}g^{30cm}} = \left(\frac{100*DFPP_{30cm}}{\%DFPP_{Ext^{20cm}}*DFPP_{Ref}}\right)*100$$

où $\%DFPP_{V\acute{e}g30cm}$ est le pourcentage de DFPP transmis par la végétation avoisinante (à une hauteur de 30 cm), $DFPP_{30cm}$ la mesure de DFPP obtenue sur le terrain pour un arbre donné et $DFPP_{Ref}$ la mesure de DFPP obtenue sur la sonde référence au moment de la lecture de $DFPP_{30cm}$.

Par la suite, nous avons aussi testé l'effet du manchon sur la DFPP et le RRRL, cette fois-ci à l'intérieur du manchon. Cela fut réalisé afin de pouvoir estimer la quantité et la qualité de lumière réellement disponible pour un arbre dans un manchon. Les manchons avaient un effet très significatifs sur la DFPP (p < 0.0001) et le RRRL (p < 0.0001). Des modèles furent donc construits pour voir l'effet du manchon sur le %DFPP et sur le %RRRL à l'intérieur, en fonction de la hauteur. Ces deux modèles étaient hautement significatifs (p < 0.0001) et prédisaient bien l'effet du manchon sur le %DFPP et du %RRRL transmis ($R_a^2 = 0.88$, dans les deux cas). Les équations associées à chacun de ces modèles étaient :

$$\%DFPP_{Int} = 35.852 + 0.094 H$$

$$%RRRL_{Int} = 91.621 + 0.026 H$$

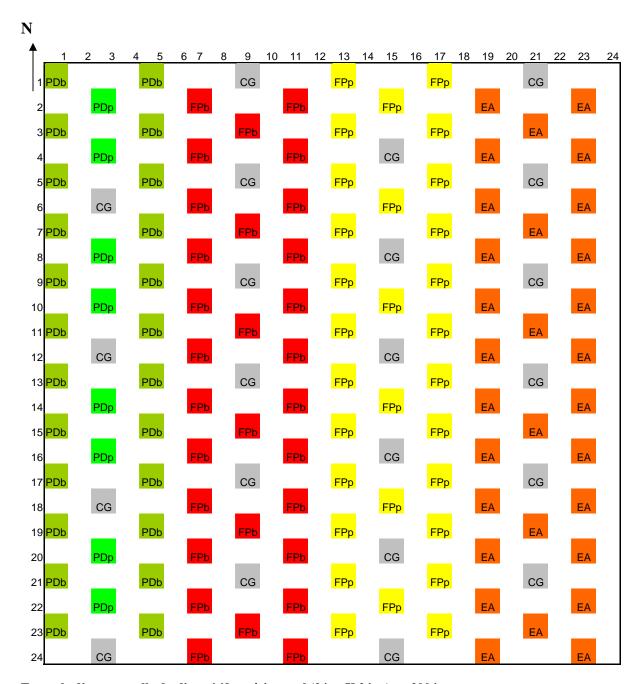
où $\%DFPP_{Int}$ et $\%RRRL_{Int}$ sont les pourcentages de DFPP et de RRRL transmis à l'intérieur du manchon, respectivement, et H la hauteur (en cm). Afin d'obtenir les %DFPP et RRRL (à hauteur de cime) réellement transmis pour un arbre donné poussant dans un manchon, nous avons finalement utilisé les équations suivantes :

$$\%DFPP_{R\acute{e}el} = \left(\frac{100*DFPP_{Cime}}{\%DFPP_{Ext20cm}*DFPP_{Ref}}\right)*\%DFPP_{Int}$$

$$RRRL_{R\acute{e}el} = \frac{RRRL_{Cime}*\%RRRL_{Int}}{100}$$

où $\%DFPP_{R\acute{e}el}$ et $RRRL_{R.\acute{e}el}$ sont les %DFPP et RRRL réellement disponible pour un arbre dans un manchon, $DFPP_{Cime}$ et $RRRL_{Cime}$ les mesures de DFPP et de RRRL (à hauteur de cime) obtenues sur le terrain et $DFPP_{Ref}$ la mesure de DFPP obtenue sur la sonde référence au moment de la lecture de $DFPP_{Cime}$.

Annexe 2. Schéma d'une parcelle du dispositif expérimental.



Exemple d'une parcelle du dispositif expérimental (24 m X 24 m) en 2004.

Chaque carré représente 1m². Trois blocs de trois parcelles représentant les différents modes de protection contre le cerf (manchons protecteurs, exclos, témoin) sont établis le long du site, pour un total de 9 parcelles. Toutes les parcelles seront orientées selon un axe nord-sud. PDb: peuplier deltoïde (bouture); PDp: peuplier deltoïde (plançon); FPb: frêne de pennsylvanie (bouture); FPp: frêne de pennsylvanie (plant); EA: érable argenté (plant); CG: chêne à gros fruits (plant). Au printemps 2005, toutes les boutures de frêne de Pennsylvanie (FPb), ainsi que le boutures et plançons de peuplier deltoïde (PDb et PDp) mortes en 2004 furent remplacées par des boutures de peuplier deltoïde. Note: le rang n°2 diffère des rangs n°5, 8 et 11 car nous voulions agrandir le plus possible l'effectif des plançons de peuplier deltoïde.

Annexe 3. Résultats des ANOVAs pour les variables de croissance.

	Variables de croissance					
	TCR-D [§]	TCR-H [§]	TCR-BA [†]	CroisD [§]	CroisH [§]	CroisBA [†]
R ² ajusté	0.538	0.675	0.451	0.582	0.599	0.153
В	****	****	****	****	****	****
T	****	****	*	****	****	*
ВхТ	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	*	N.S.
E	****	****	****	****	****	**
ВхЕ	*	****	0.052 ‡	**	****	N.S.
ТхЕ	****	****	***	****	****	N.S.
B x T x E	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.

Résultats des ANOVAs pour les taux de croissance relatifs et les croissances absolues.

On remarque une bonne correspondance entre les taux de croissance relatifs et les croissances absolues, en particulier pour les croissances en hauteur et en diamètre. B = bloc (3 niveaux), T = traitement (2 ou 3 niveaux, dépendamment des variables), E = espèce (3 niveaux). TCR-D = taux de croissance relatif (diamètre), TCR-H = taux de croissance relatif (hauteur), TCR-BA = taux de croissance relatif (biomasse aérienne), CroisD = croissance absolue en diamètre, CroisH = croissance absolue en hauteur, CroisBA = croissance absolue en biomasse aérienne. Pour ces variables, le facteur T (traitement) avait trois niveaux, soit « manchon », « exclos » et « témoin ». Pour ces variables, le facteur T était composé seulement des deux niveaux « manchon » et « exclos ». * p < 0.05, ** p < 0.01, *** p < 0.001, **** p < 0.0001, N.S. = non significatif. Dien qu'en dessous du seuil $\alpha = 0.05$, cette valeur de p fut inclue ici car situées très près de ce seuil et donc considérée significative.

Photos de terrain

1) Établissement du dispositif expérimental en mai 2004



Débroussaillage avant la pose des paillis.



Raclage des résidus végétaux avant la pose des paillis.



Ameublissement du sol avant la pose de paillis.



Paillis de plastique noir de 1m².



Construction des exclos.



Exclos en métal de 25 m x 24 m.



Pose des tuteurs pour les manchons protecteurs.



Manchons protecteurs de 1,5 m de hauteur.

2) Plantation des boutures, des plançons et des plants en mai / juin 2004



Utilisation de la tarrière pour la plantation des plançons.



Plantation des plançons de peuplier, à 80 cm de profondeur.



Plantation des plants de frêne.



Plant de frêne en phase de débourrement.



Utilisation d'une perceuse pour la plantation de boutures.



Bouture de peuplier en phase de débourrement.

3) Boutures, plançons et plants en période de croissance active, été 2004



Boutures de peuplier deltoïde, juin 2004.



Bouture de frêne de Pennsylvanie, juin 2004.



Boutures de peuplier deltoïde dans un manchon, juin 2004.



Plant d'érable argenté entouré de chiendent, septembre 2004.



Plant d'érable argenté entouré de verge d'or, septembre 2004.



Plant de frêne de Pennsylvanie entouré de verge d'or, septembre 2004.



Plant de chêne à gros fruits entouré de chiendent, septembre 2004.



Plançon de peuplier deltoïde dans un manchon, septembre 2004.



Importante compétition de verge d'or dans un exclos, septembre 2004.

4) Plants et plançons en période de croissance active, été 2005



Plant de chêne à gros fruits atteignant 2 m de hauteur dans un manchon, septembre 2005.



Plançon de peuplier deltoïde dans un manchon, septembre 2005.



Plant de frêne de Pennsylvanie dans un manchon, septembre 2005.



Plant d'érable argenté atteignant 2.5 m de hauteur dans un manchon, septembre 2005.



Plant d'érable argenté dans un exclos, septembre 2005.



Plant de chêne à gros fruits dans un exclos, septembre 2005.

5) Récolte de données sur le terrain



Récolte de feuilles pour la mesure du potentiel hydrique en après midi, juillet 2005.



Mesure du potentiel hydrique à l'aide d'une bombe à pression, juillet 2005.



Mesure de l'humidité du sol à l'aide d'une sonde TDR.



Mesure de la conductance stomatique des feuilles en après-midi à l'aide d'un poromètre.



Sonde référence pour le système de positionnement géographique (SPG) à haute précision.



Mesure de l'élévation et de la position à l'aide du SPG.



Pédon creusé pour la récolte d'échantillons de sol.



Séchage des échantillons de biomasse herbacée dans une serre.