

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

DISTRIBUTION, ABONDANCE ET ÉTAT DE SANTÉ DU NOYER CENDRÉ
(*JUGLANS CINEREA*) EN RELATION AVEC LES GRADIENTS ÉCOLOGIQUES
DANS LES CANTONS-DE-L'EST

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
CAROLINE TANGUAY

JUILLET 2011

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Premièrement, merci à mon directeur de recherche, Daniel Gagnon, sans qui le projet n'aurait pas vu le jour. J'ai particulièrement apprécié ton côté humain, ta compréhension, ta flexibilité et ton sens de l'humour, tu es un directeur extraordinaire. Merci de m'avoir guidée, conseillée et encouragée durant toutes les étapes de ce travail.

Benoît Truax, mon codirecteur, est une espèce en voie de disparition quant à son côté énergique et son entregent. Merci Benoit d'avoir concrétisé ce projet, merci pour ton aide lors de l'organisation des travaux de terrain et pour l'apprentissage du monde de la recherche! Merci également à France Lambert pour toutes les formalités associées au projet.

Merci à Joannie Lemelin qui a été une assistante de terrain hors pair. Toujours à l'heure et avec le sourire aux lèvres, tu embellissais mes journées lorsque nous travaillions ensemble. Merci pour ta patience, ton professionnalisme et ta détermination. Je retire de notre rencontre une expérience inoubliable, et bien sûr, une nouvelle amie.

Merci à Patrick Lupien, ingénieur forestier (Syndicat des producteurs de bois de la Mauricie) pour m'avoir accordé cette journée de visite et pour cette ouverture vers de nouvelles personnes ressources. Merci également à Michel Durand du Bureau d'Environnement et Terre de la communauté d'Odanak. Merci aux groupements forestiers St-François (Ken Dubé) et Des Sommets (Jean Tremblay). Merci à l'Association Forestière des Cantons-de-l'Est (Daniel Archambault). Merci à Pierre Cayer (ISE) et à Claire Vasseur (Biodôme de Montréal) pour leur assistance au

laboratoire pour l'analyse des sols. Merci au laboratoire d'analyse de sol de l'Université de Sherbrooke, pour l'analyse de l'azote et du Carbone des sols.

Merci à tous les propriétaires forestiers de m'avoir invitée sur leurs terres et de m'avoir donné la possibilité d'effectuer les relevés et de poursuivre le suivi à long terme des noyers.

Je remercie le Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada (CRSNG) et la Fiducie de recherche sur la forêt des Cantons-de-l'Est (FRFCE) pour leur aide financière et matérielle.

Un merci spécial et infini est dédié à mon ami et mentor Lionel Humbert. Merci Lionel pour ton aide inconditionnelle, ton soutien et tes encouragements. Grâce à toi, l'analyse des résultats aura été rapide et agréable! Je te suis entièrement reconnaissante de tout le temps que tu m'as accordé dans le cadre de mes travaux de maîtrise et de baccalauréat.

Merci aux professionnels du Centre d'étude de la forêt, plus particulièrement à Mélanie Desrochers pour son travail cartographique, mais également à Luc Lauzon et à Stéphane Daigle. Merci également à tous mes collègues, étudiants et professeurs, qui m'ont fait pleinement apprécier le temps passé à l'université.

En dehors des lieux d'étude, j'aimerais remercier ma famille et mes amis de m'avoir encouragée et divertie durant mon cheminement. Merci à tous d'avoir été là pour cette étape de vie qui fût aussi plaisante qu'enrichissante!

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	vi
LISTE DES TABLEAUX.....	vii
RÉSUMÉ	viii
CHAPITRE I	
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1.1 Le noyer cendré.....	2
1.2 Le chancre du noyer cendré	9
1.3 Situation du noyer cendré	12
1.4 Effort de conservation.....	14
CHAPITRE II	
DISTRIBUTION, ABONDANCE ET ÉTAT DE SANTÉ DU NOYER CENDRÉ (<i>JUGLANS CINEREA</i>) EN RELATION AVEC LES GRADIENTS ÉCOLOGIQUES DANS LES CANTONS-DE-L'EST, QUÉBEC	
2.1 Introduction.....	17
2.1.1 Espèce à l'étude	17
2.1.2 Principale menace	18
2.1.3 Objectifs et hypothèses	19
2.2 Méthodes.....	21
2.2.1 Description de la région d'étude	24
2.2.2 Caractérisation des sites.....	25
2.2.3 Échantillonnage et analyses des sols.....	26
2.2.4 Échantillonnage de la végétation	26
2.2.5 Évaluation de l'état de santé des noyers	27
2.2.6 Analyse des données	28

2.3 Résultats et discussion	31
2.3.1 Facteurs écologiques associés à la présence et l'abondance du noyer cendré	35
2.3.2 Incidence du chancre.....	48
2.4 Conclusion	54
CHAPITRE III	
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	56
RÉFÉRENCES.....	57

LISTE DES FIGURES

Figure		Page
1.1	Répartition mondiale du noyer cendré	3
1.2	Répartition du noyer cendré au Québec.....	4
1.3	Répartition du noyer cendré et du chancre du noyer cendré au Canada.....	13
2.1	Répartition des 35 sites échantillonnés dans la grande région des Cantons-de-l'Est et aux alentours.....	22
2.2	Ordination par analyse canonique des correspondances (ACC) de la végétation et des facteurs écologiques de 80 parcelles avec noyers et sans noyer échantillonnées en forêt privée des Cantons-de-l'Est.....	32
2.3	Accroissement en surface terrière moyen des noyers cendrés et de toutes les autres espèces d'arbres regroupées en fonction des types de milieux (surface terrière (mm ²) par 5 ans pour les 20 dernières années)	46
2.4	Pourcentage de noyers cendrés dans chaque classe de dommages au tronc et de mort en cime pour les plaines de débordement et les milieux mésiques riches.....	51

LISTE DES TABLEAUX

Tableau		Page
2.1	Moyennes des facteurs écologiques pour chaque type de milieu.....	33
2.2	Surface terrière relative (%) et constance (%) des espèces arborescentes (≥ 3 cm DHP) pour chaque type de milieu.....	36
2.3	Densité relative (%) et constance (%) des gaules (≥ 1 cm à < 3 cm DHP) pour chaque type de milieu.....	37
2.4	Densité relative (%) et constance (%) des semis d'arbre pour chaque type de milieu.....	38
2.5	Pourcentage moyen de recouvrement et constance (%) des herbacées et des arbustes par type de milieu.....	39
2.6	Accroissement en surface terrière ($\text{mm}^2/5\text{ans}$) des noyers et des autres espèces pour chaque type de milieu.....	45
2.7	Nombre de noyers dans chaque classe de dommage pour chaque type de milieu.....	49

RÉSUMÉ

Le noyer cendré (*Juglans cinerea*) a un statut d'espèce en voie de disparition au Canada depuis 2003 dû à la forte mortalité causée par un champignon pathogène, le chancre du noyer cendré (*Sirococcus clavigignenti-juglandacearum*). Cette étude vise à localiser les peuplements forestiers renfermant des noyers cendrés en forêt privée dans les Cantons-de-l'Est, afin de déterminer si l'espèce se retrouve dans plusieurs types de milieux et de communautés végétales. En deuxième lieu, il s'agit d'évaluer si l'état de santé du noyer diffère dans les types de milieux où il se trouve. La composition végétale (arbres et herbacées) et les facteurs écologiques (édaphiques et caractéristiques de sites) ont été évalués dans 35 parcelles (400 m²) comprenant des noyers, ainsi que dans 55 parcelles sans noyer localisées dans des milieux différents ou similaires aux parcelles comprenant des noyers. Une analyse canonique des correspondances a permis de séparer les peuplements échantillonnés en 4 types de milieux, soit les plaines de débordement, les milieux mésiques riches ayant beaucoup de calcium dans le sol (+Ca), les milieux mésiques riches ayant moins de calcium dans le sol (-Ca) et les milieux mésiques pauvres. L'état de santé des noyers a été évalué (circonférence du tronc affectée et pourcentage de mort en cime). Les noyers sont plus sévèrement affectés par le chancre dans les plaines de débordement (30%) que dans les forêts mésiques (11%). La mort en cime montre le même patron; dans les plaines de débordement, 24% des noyers présentent une mort en cime élevée (plus de 50% de branches mortes) comparativement à seulement 5% des noyers des forêts feuillues mésiques. D'après ces résultats, d'éventuelles plantations d'enrichissement ou de réintroduction auraient avantage à être réalisées dans les milieux mésiques riches (+Ca), là où la croissance du noyer est comparable à la croissance en plaine de débordement, mais où la maladie y est moins importante.

MOTS CLÉS: *Juglans cinerea*, espèce en voie de disparition, pathogène exotique, plaines de débordement, forêts mésiques riches, forêts privées.

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Le noyer cendré est gravement menacé par un champignon pathogène exotique (*Sirococcus clavigignenti-juglandacearum*), qui a été recensé dans plusieurs peuplements au Canada. Pour cette raison, cet arbre a été désigné comme espèce en voie de disparition en 2003 par le comité sur la situation des espèces en péril au Canada (COSEPAC, 2003). Malgré sa désignation comme espèce en voie de disparition, l'habitat du noyer cendré, ainsi que la localisation et l'état de santé des individus encore vivants sont peu connus. Il est donc pressant d'élargir nos connaissances sur le noyer cendré pour préserver cette espèce dans le paysage québécois et canadien.

Ce projet de recherche vise à déterminer l'habitat du noyer cendré, sa croissance et son état de santé face au chancre du noyer cendré. Au Québec, très peu de recherches sont menées concernant la localisation et la progression de la maladie. Pour pallier en partie à ce manque, nous proposons d'étudier le noyer cendré en forêt privée, dans la région des Cantons-de-l'Est, là où la majorité des forêts sont privées et où le noyer est encore abondant. Cette étude permettra de localiser et de caractériser des peuplements de noyer cendré, et de définir les gradients écologiques majeurs associés à la présence et à l'abondance du noyer cendré et du chancre du noyer cendré. Un suivi de l'état de santé des noyers sera réalisé pour évaluer l'évolution de la maladie dans cette région, mais surtout dans le but de trouver des individus résistants au chancre du noyer cendré, afin de les utiliser pour la production de semences et de plants, dans le but éventuel de restaurer l'espèce en milieu naturel.

1.1 Le noyer cendré

Le noyer cendré (*Juglans cinerea*) est une espèce d'arbre indigène de l'est du continent nord-américain. Sa limite nordique se situe au Canada, dans le sud des provinces de l'Ontario, du Québec et du Nouveau-Brunswick (Farrar, 1995), tandis qu'au sud, sa distribution couvre le nord des états de l'Arkansas, du Mississippi, de l'Alabama, de la Louisiane et de la Georgie (figure 1.1) (Ostry et Pijut, 2000, Ostry *et al.*, 1994).

Le noyer cendré est le seul noyer indigène qui se retrouve dans la province de Québec, mais son aire de répartition est restreinte à l'extrême sud de la province, dans la vallée de l'Outaouais, dans les Basses-Terres du Saint-Laurent et en Estrie (figure 1.2) (Majcen, 1995; Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, 2008). La distribution du noyer cendré au Québec correspond plus ou moins à la répartition des domaines bioclimatiques de l'érablière à caryer cordiforme et de l'érablière laurentienne à tilleul d'Amérique (Majcen, 1995). Au Québec, la présence du noyer cendré a été signalée dans 378 forêts, mais il constitue au moins le quart du couvert forestier dans seulement 10 % de ces forêts (COSEPAC, 2003; Rabaska, 2006). Les recherches qui ont été faites jusqu'à présent sur le noyer cendré ont été effectuées sur des terres fédérales, tandis que la majorité de l'aire de répartition du noyer cendré se situe sur des terres privées au Québec. De plus, il n'existe aucun suivi concernant les occurrences du noyer cendré au Québec par le centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (COSEPAC, 2003). C'est pour cette raison que nous proposons de mener cette étude, qui se déroulera dans des forêts privées, principalement dans la région des Cantons-de-l'Est.

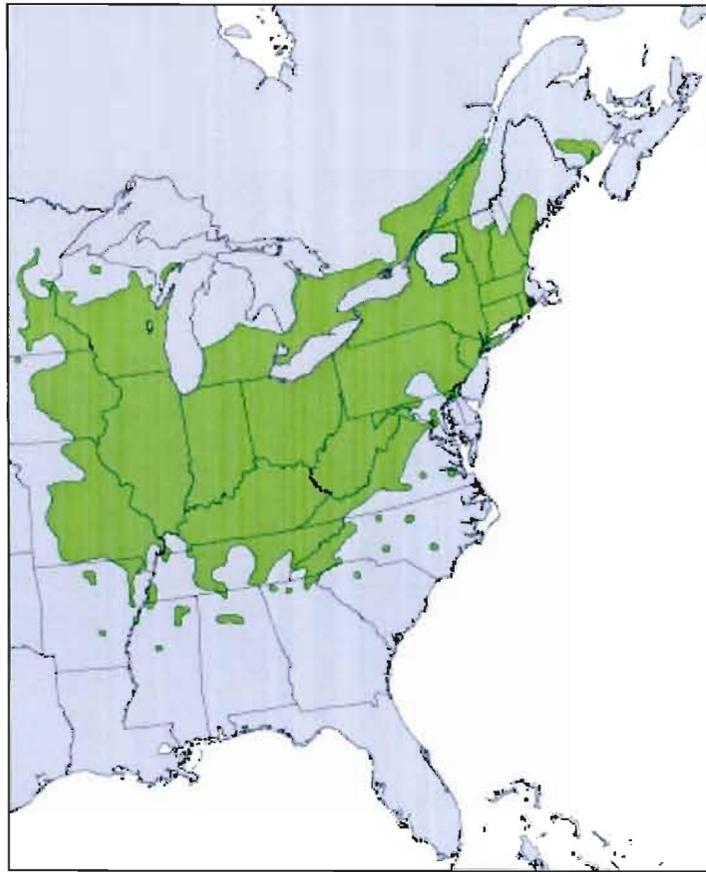


Figure 1.1 Répartition mondiale du noyer cendré (USGS, 2006)

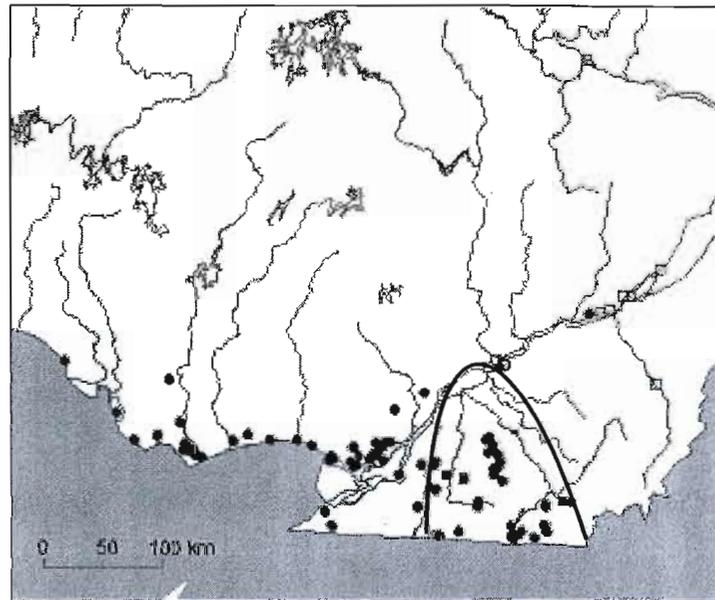


Figure 1.2 Répartition du noyer cendré au Québec (points noirs) (Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, 2008). La région d'étude (les Cantons-de-l'Est) est délimitée approximativement par le trait noir.

Le noyer cendré se retrouve de façon sporadique, individuellement ou en petits groupes dans les forêts de feuillus et les forêts mixtes. On peut aussi le retrouver le long des routes forestières et en bordure de forêts (Environnement Canada, 2010, Ostry *et al.*, 1994). Il côtoie généralement le caryer cordiforme (*Carya cordiformis*), l'érable à sucre (*Acer saccharum*), l'érable rouge (*Acer rubrum*), le frêne d'Amérique (*Fraxinus americana*), le cerisier tardif (*Prunus serotina*), l'orme d'Amérique (*Ulmus americana*), l'orme rouge (*Ulmus rubra*), le tilleul d'Amérique (*Tilia americana*), le chêne rouge (*Quercus rubra*) et le hêtre à grandes feuilles (*Fagus grandifolia*) (Doyon *et al.*, 1998; Ostry et Pijut, 2000; St-Jacques et Gagnon, 1988; Rink 1990).

Cette espèce est intolérante à l'ombre (Farrar, 1995; Ostry et Pijut, 2000) et elle est majoritairement retrouvée dans des peuplements jeunes. Elle est considérée comme une espèce de début de succession due à sa dynamique d'établissement et à sa faible plasticité quant à l'absorbance des feuilles (Doyon *et al.*, 1998). De ce fait, elle tolère difficilement la compétition, mais elle est tout de même en mesure de se maintenir dans les forêts de succession avancée, car elle peut atteindre une grande taille. Les jeunes noyers peuvent supporter la compétition lumineuse provenant de la périphérie de la cime, mais leur survie est précaire si l'ombre provient du haut. Le noyer doit donc faire partie de la strate arborescente dominante pour croître. De plus, la production de noix peut seulement être soutenue dans des peuplements ouverts ou dans des champs, là où l'ombre ne peut affecter le développement de l'arbre (Ostry *et al.*, 1994).

Le noyer cendré peut tolérer une large gamme de types de sols, mais il pousse généralement sur des sols limoneux humides (mésiques) et fertiles, souvent le long des cours d'eau et des lacs. Il peut aussi se retrouver sur des sols bien drainés, rocheux ou d'origine calcaire. Il est habituellement retrouvé dans des vallées peu profondes et sur de faibles pentes. Même si cette situation est rare, il peut pousser sur des terrains rocheux, secs et pauvres en éléments nutritifs (COSEPAC, 2003; Ostry et

Pijut, 2000; Rink, 1990; Environnement Canada, 2010; Rabaska, 2006). Le noyer cendré préfère les sols ayant un pH neutre, préférablement de 5,5 à 8 (Lupien, 2006; Centre de ressources pour propriétaires fonciers, 1998). Les travaux de Truax et Gagnon (1993) et de Lambert *et al.* (1994) ont montré que le noyer cendré présente une teneur élevée en azote, en phosphore et en calcium dans ses tissus foliaires et une activité élevée de la nitratre réductase foliaire (assimilation de NO_3) en comparaison avec d'autres espèces de feuillus nobles en plantation. De plus, le noyer cendré répond très bien à un dégagement de la végétation concurrente, favorisant ainsi une croissance maximale pour cette espèce exigeante en éléments nutritifs et en eau.

Le noyer cendré a une longévité moyenne de 80 ans. Il commence à produire des noix vers l'âge de 20 ans et atteint une production maximale vers l'âge de 30 à 60 ans. Une grosse récolte est généralement produite tous les deux ou trois ans (Ostry *et al.*, 1994; Rink, 1990). Les fruits sont mûrs à l'automne et sont dispersés principalement par les écureuils et les tamias. Cette espèce est monoïque et les fleurs sont pollinisées par le vent. (Ostry *et al.*, 2003; Farrar, 1995).

Lorsque le noyer était plus abondant, au début de la colonisation, son bois était utilisé pour la finition intérieure (lambris), pour l'ébénisterie et la sculpture. Le noyer cendré était également utilisé par les Amérindiens à des fins médicinales et les noix étaient consommées. De ce fait, ces peuples ont planté des noyers près des villages où ils s'installaient. Finalement, le noyer a été utilisé pour teindre les uniformes de l'armée confédérée durant la guerre civile (Ostry et Pijut, 2000). D'un point de vue écologique, cette espèce a une grande importance due à sa production de noix comestibles et hautement nutritives pour la faune. Dans les endroits où des ressources d'une qualité nutritive similaire sont absentes, le noyer cendré joue un rôle écologique en contribuant au maintien de la biodiversité. Le noyer noir produit aussi des noix nutritives, mais il n'est pas indigène au Québec, par contre cette espèce peut

très bien pousser au Québec si elle est plantée sur des sites favorables (Ostry *et al.*, 1994).

La régénération du noyer cendré est difficile. Pour germer, les noix nécessitent un endroit exposé à la lumière, mais elles tombent généralement au pied de l'arbre à cause de leur masse. Les noix peuvent bénéficier de la dispersion par les rongeurs, mais il y a de très fortes probabilités que ceux-ci les consomment. Les insectes font aussi des dommages importants à bon nombre des noix produites. De plus, les noix ne survivent pas plus de deux ans dans le sol et ne supportent pas la déshydratation et les températures en dessous de -40 °C (COSEPAC, 2003; Environnement Canada, 2010).

Les noyers dont la tige a été tuée par le chancre font rarement des rejets de souche ou des drageons. Lorsqu'ils le font, les rejets ont de très fortes chances d'être infectés et n'atteignent généralement pas une taille convenable et ne produisent pas de noix (Tisserat et Kuntz, 1984; Environnement Canada, 2010; Ostry *et al.*, 2003). Un noyer infecté par le chancre peut diminuer sa production de noix, et cesser d'en produire lorsque la cime est trop affectée (COSEPAC, 2003). De plus, les noix peuvent être porteuses de la maladie et les semis peuvent donc être affectés en émergeant de la noix (Rainville *et al.*, 2001). Finalement, la survie des noyers cendrés est fragile face aux attaques du chancre, car sa longévité est relativement courte et sa régénération est difficile, car elle dépend des chablis et des autres perturbations qui créent des ouvertures dans la canopée (Environnement Canada, 2010).

Des études ont montré que le noyer cendré possède une diversité génétique plus faible que les espèces voisines, tel le noyer noir. De plus, la diversité génétique semblait être plus faible au Canada comparativement au sud de son aire de distribution (Morin *et al.*, 2000). Par contre, les résultats récents de Ross-Davis *et al.* (2008) ont montré que le noyer présentait une diversité génétique plus élevée que les résultats parus antérieurement. Il n'est donc pas trop tard pour entreprendre un programme de

conservation du noyer cendré au niveau local. Par ailleurs, s'il est vrai que la diversité génétique est plus faible dans le nord de l'aire de répartition, les efforts de restauration doivent se concentrer dans cette région pour éviter de perdre les individus adaptés aux conditions plus nordiques (Ross-Davis *et al.*, 2008), et susceptibles d'alimenter de futures migrations vers le nord suite au réchauffement climatique.

La pression de sélection imposée par le pathogène peut changer la fréquence des gènes et peut engendrer la perte de diversité génétique de l'espèce hôte, dans ce cas-ci, le noyer cendré (Altizer *et al.*, 2003). La perte de diversité génétique réduit la capacité de l'espèce hôte à s'adapter aux changements environnementaux. De plus, lorsque des populations entières sont éliminées, le flux génétique est interrompu et la diversité génétique des populations restantes se perd à travers les générations suivantes (Loo, 2009). La perte d'une espèce comme le noyer cendré, dont dépendent plusieurs autres espèces, peut engendrer un effet de cascade sur les animaux se nourrissant de ses noix (Ellison *et al.*, 2005). Par contre, lorsque l'espèce hôte constitue une partie mineure du couvert forestier, comme c'est le cas du noyer cendré, les impacts s'observeront à plus long terme. Toutefois, les impacts du déclin du châtaigner d'Amérique (*Castanea dentata*), à cause de la brûlure du châtaigner (*Cryphonectria parasitica*), ont été observés à court terme. En effet, cet arbre était dominant dans la région du sud des Appalaches aux États-Unis, et a été décimé par la brûlure dans les années 1900 à 1950. Comme dans le cas du chancre du noyer cendré, la brûlure du châtaigner, qui est aussi un champignon de type chancre, a été introduite d'Asie. De nos jours, les châtaigniers restants sont gravement affectés par la maladie ou proviennent de rejets de souche qui n'atteindront probablement pas une taille qui leur permettrait de produire des noix (Loo, 2008; COSEPAC, 2004).

1.2 Le chancre du noyer cendré

Le noyer cendré est aujourd'hui gravement menacé par un champignon exotique, le chancre du noyer cendré (*Sirococcus clavignenti-juglandacearum* Nair, Kostichka & Kuntz) (Nair *et al.*, 1979). Ce coelomycète (faisant partie des ascomycètes) est maintenant présent à travers toute l'aire de répartition naturelle du noyer cendré (Ostry et Woeste, 2004). Le noyer cendré est la seule espèce hôte qui peut subir de la mortalité suite à l'attaque de ce champignon (Ostry *et al.*, 1994). Par contre, d'autres espèces de noyer (dont le noyer noir) et certains hybrides de noyers peuvent être affectés à différents degrés lorsque ces arbres côtoient des noyers cendrés fortement infectés. En laboratoire, d'autres membres de la famille des Juglandacées ont été inoculés, dont le genre *Carya*. Aussi, les genres *Quercus* et *Prunus* sont des hôtes potentiels pouvant participer au maintien du pathogène dans le paysage (EPPO, 2005).

Le chancre peut s'infiltrer dans l'hôte par les cicatrices foliaires, les bourgeons, les lenticelles, le col des racines, les blessures à l'écorce (en incluant les blessures causées par les insectes et par les fentes naturelles de l'écorce), mais il peut également s'introduire à des endroits qui ne semblent pas avoir subi de dommages (Nair *et al.*, 1979). Le chancre du noyer cendré peut infecter les arbres de tous les âges (Ostry *et al.*, 1997, cité par Furnier *et al.*, 1999). Il affecte en premier lieu les parties inférieures de la cime et se répand, lors de périodes de pluie, autour des branches et du tronc et finit par tuer l'arbre par annélation du tronc (Tisserat et Kuntz, 1983; Ostry et al, 2003; Tisserat et Kuntz, 1984). L'infection par le champignon peut causer une nécrose du cambium (structure noire ou brune visible en retirant les lambeaux d'écorce), ce qui empêche les éléments nutritifs de circuler dans l'arbre. Un arbre infecté peut vivre aussi longtemps que 40 ans, mais généralement l'arbre meurt quelques années après avoir été infecté. Plus un arbre est gros, et moins il sera susceptible de mourir rapidement, car le champignon prendra plus de temps à anneler

le tronc (Environnement Canada, 2010). Les arbres infectés depuis longtemps par le chancre sont ainsi plus vulnérables à d'autres champignons, ce qui contribue à affaiblir l'arbre (Ressources Naturelles Canada, 2001).

Les jeunes chancres sont visibles aux points d'introduction du champignon par l'apparition de taches noirâtres. Les chancres plus développés sont plus aisément observables. Généralement présents sur le tronc, ils sont habituellement recouverts d'écorce qui se détache en lambeaux. Au printemps, les parties affectées par le chancre peuvent suinter un liquide noir comme de l'encre. En été, les blessures sont plutôt sèches et des taches ressemblant à de la suie peuvent être entourées d'une bande blanche (Nair *et al.*, 1979). Il est presque impossible de détecter l'infection à partir du sol pour un arbre récemment infecté due à l'inaccessibilité des premiers symptômes. L'identification du chancre peut également être difficile, car des dommages causés par d'autres pathogènes, tel *Fusarium* sp., sont semblables (Lupien et DesRochers, 2008; Cloutier *et al.*, 2007).

Les spores du champignon (pycnidiospores) se développent en dessous de l'écorce infectée, ils sont formés en amas gélatineux et sont dispersés par les gouttelettes de pluie formant des aérosols transportés par le vent (Tisserat et Kuntz, 1983; Ostry et Woeste, 2004). Tisserat et Kuntz (1983) affirment que les aérosols peuvent transporter les spores par le vent sur une distance de plus de 1 km. La formation d'aérosol et la longévité des conidies en milieu aérien sont des facteurs importants pour la dispersion du pathogène sur de longues distances. Les spores ont une longévité plus élevée lorsque la température est froide et que le ciel est couvert. Elles peuvent survivre au moins huit heures en suspension dans l'air. La densité des conidies contenues dans l'air diminue avec la distance de la source d'inoculum (Tisserat et Kuntz, 1983). Après la mort d'un arbre infecté, le champignon peut continuer à produire des conidies durant environ 20 mois (Tisserat et Kuntz, 1984).

Certains animaux peuvent agir comme vecteurs à la propagation du champignon. Par exemple, les oiseaux et les coléoptères comme les longicornes (Cerambycidae) et les charançons (Curculionidae) sont connus pour jouer un rôle dans la dispersion du chancre du noyer cendré (Halik et Bergdahl, 2002; Ostry et Woeste, 2004). Les humains sont aussi des vecteurs importants, car ils transportent des plants ou des parties de plants infectés, comme des boutures et des graines. La récolte et le transport du bois d'œuvre (ou de chauffage) peuvent aussi participer à la propagation du chancre du noyer cendré (Ostry et Woeste, 2004).

Certains chercheurs sont persuadés que le chancre du noyer cendré provient d'Asie, car les espèces de noyers originaires de l'Asie possèdent la plus grande résistance à la maladie (Furnier *et al.*, 1999). En effet, les pathogènes introduits sont généralement plus virulents pour les espèces congénères de l'espèce-hôte dans le milieu d'introduction (Amérique du Nord), que pour l'espèce-hôte elle-même dans son milieu d'origine (Asie). Ceci s'explique par la co-adaptation entre le pathogène et l'espèce hôte qui ont évolué ensemble durant des millénaires (Loo, 2008).

Le stade sexuel du pathogène n'est pas connu et le champignon ne présente qu'une très faible diversité génétique, ce qui laisse croire qu'un seul inoculum a été introduit en Amérique du Nord. Cette diversité génétique limitée suggère que la recombinaison de gènes (reproduction sexuée) est peu probable, ce qui empêche la formation de nouveau matériel génétique qui serait en mesure de surmonter la résistance des noyers (Furnier *et al.*, 1999; Ostry et Woeste, 2004). Donc, si des individus résistants de noyer cendré sont découverts, il est probable que le pathogène ne soit pas en mesure de développer rapidement de nouveaux génotypes capables d'attaquer les noyers résistants (Furnier *et al.*, 1999). La possibilité qu'une souche issue de mutations soit en mesure de se multiplier, de se disperser et de coloniser avec succès des hôtes susceptibles est faible. Certains noyers cendrés résistants ont été observés parmi des noyers infectés, mais cette situation est rare (Ostry *et al.*, 2003; Ostry et

Woeste, 2004) et aucune résistance génétique n'a été identifiée jusqu'à maintenant (Ostry et Woeste, 2004; Morin *et al.*, 2000). De plus, les populations qui reposent sur une diversité génétique faible sont perdues rapidement, ce qui est le cas pour les populations isolées (Schlarbaum *et al.*, 1997).

1.3 Situation du noyer cendré

La maladie a été détectée en premier aux États-Unis dans l'état du Wisconsin en 1967 et elle se propage rapidement depuis sa découverte. Le chancre a complètement éliminé le noyer cendré dans les deux Carolines (Sinclair *et al.* 1987, cité par Innes et Rainville, 1996) et a presque entraîné sa disparition au Wisconsin, au Minnesota, au Michigan, en Illinois et en Virginie (Ostry *et al.*, 1994; Ostry et Woeste, 2004; COSEPAC, 2003).

Au Canada, le chancre a été identifié pour la première fois au Québec en 1990 et ensuite en Ontario en 1991, puis au Nouveau-Brunswick où il a été détecté seulement qu'en 1997 (Innes et Rainville, 1996; COSEPAC, 2003). Au Québec, le chancre du noyer cendré a été détecté en premier lieu au sud-ouest de la province, en Outaouais (Waltham et Fort-Coulonge). Il est maintenant présent dans toute l'aire de répartition du noyer cendré au Québec (figure 1.3) (Innes et Rainville, 1996; Rainville *et al.*, 2001). Les taux d'infection et de mortalité dus au chancre du noyer cendré ne sont pas connus pour le Canada (Environnement Canada, 2010).

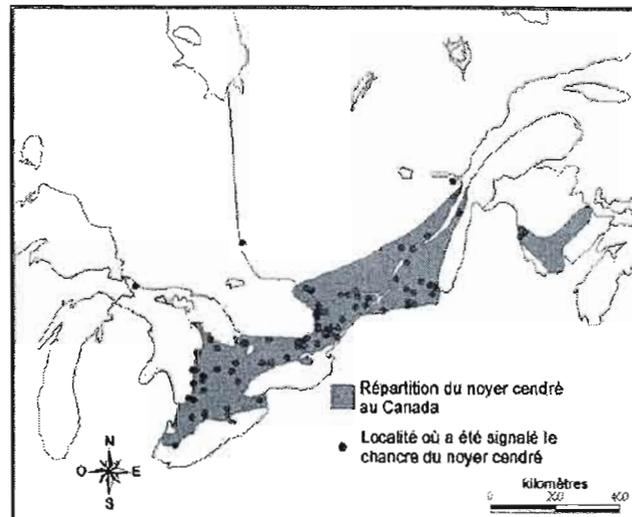


Figure 1.3 Répartition du noyer cendré (zone grise) et du chancre du noyer cendré (points noirs) au Canada (Hopkin *et al.*, 2001)

Le comité sur la situation des espèces en péril au Canada a désigné le noyer cendré comme une espèce en voie de disparition en novembre 2003, car les taux de mortalité observés aux États-Unis ont été détectés en Ontario et sont prévus pour le reste des provinces canadiennes (COSEPAC, 2003; Environnement Canada, 2010; Rabaska, 2006). Par contre, au Québec, le noyer cendré ne figure pas encore sur la liste des espèces menacées ou vulnérables, mais il est susceptible d'être désigné menacé (Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, 2008; Environnement Canada, 2010). De plus, aucun suivi des noyers cendrés n'est effectué par le centre de données sur le patrimoine naturel du Québec (COSEPAC, 2003).

1.4 Effort de conservation

Aux États-Unis, plusieurs mesures de conservation ont été mises en œuvre pour maintenir le noyer cendré dans le paysage. Entre autres, certains territoires publics ont fait l'objet de restrictions particulières quant à la récolte du noyer cendré et des directives sylvicoles ont été établies (Ostry *et al.*, 1994). De plus, beaucoup d'études concernant la génétique et la reproduction du noyer ont été effectuées. Par exemple, des noyers potentiellement résistants ont été bouturés et plantés dans différentes régions des États-Unis dans le but de les reproduire sexuellement (Ostry et Pijut, 2000). La conservation (cryopréservation) et les cultures *in vitro* de tissus provenant de différentes espèces de noyers et la production de noyers hybrides sont des approches ayant eu un certain succès, mais des recherches plus approfondies sur la résistance génétique restent à venir (Pijut, 1997).

En Ontario, « The forest gene conservation association » (FGCA) guide les efforts de conservation et d'aménagement du noyer cendré depuis 1993, tout en sensibilisant et en encourageant le partenariat des propriétaires des terres forestières. Cette

association tente également de trouver des noyers cendrés qui semblent résistants à la maladie pour en récolter les semences (FGCA, 2005).

Au Québec, en 1994, le Service canadien des forêts et le ministère des Ressources naturelles et de la faune ont évalué la diversité génétique des noyers cendrés et les différences de susceptibilité à la maladie. Une des approches a été de récolter des graines dans différentes localités à travers la province afin de produire des semis pour les planter en dehors de l'aire de répartition connue du pathogène. Dans toutes ces plantations, la maladie a été éventuellement détectée. En 1996, des plantations hors de l'aire de répartition du noyer cendré ont été établies et les relevés subséquents ont noté la présence du champignon. Le ministère des Ressources naturelles exige désormais une preuve que les noyers sont exempts de la maladie afin d'obtenir le certificat d'inspection phytosanitaire nécessaire pour la livraison des plants de noyer. Cette nouvelle contrainte a incité les pépinières à arrêter de produire des noyers cendrés. Différentes méthodes de décontamination des semences ont été testées afin de permettre la production de semis de noyers cendrés. Plonger les noix dans l'eau bouillante durant une minute est la meilleure méthode de décontamination, car elle élimine le chancre du noyer et *Fusarium* sp, tout en maintenant une bonne viabilité des noix. Par contre, le «Tree Seed Center staff» affirme que cette méthode est dangereuse pour les travailleurs et qu'elle est impraticable (Rainville *et al.*, 2001).

Le plan de rétablissement du noyer cendré (Environnement Canada, 2010) indique qu'il n'existe pas assez d'information disponible quant à la répartition et l'abondance du noyer cendré au Canada, ainsi que sur l'occurrence et la sévérité de la maladie. Il est important de connaître davantage la répartition du noyer cendré, ses préférences d'habitat et son état de santé. Il est également primordial d'identifier des individus qui sont possiblement résistants à la maladie pour être en mesure de favoriser le rétablissement de l'espèce (Environnement Canada, 2010).

CHAPITRE II

DISTRIBUTION, ABONDANCE ET ÉTAT DE SANTÉ DU NOYER CENDRÉ (*JUGLANS CINEREA*) EN RELATION AVEC LES GRADIENTS ÉCOLOGIQUES DANS LES CANTONS-DE-L'EST, QUÉBEC

Caroline TANGUAY^{1,2}, Daniel GAGNON^{1,2}, Benoit TRUAX²

¹Centre d'étude de la forêt
Département des sciences biologiques
Université du Québec à Montréal
C.P. 8888, Succ. Centre-Ville
Montréal, Qc.
H3C 3P8

²Fiducie de recherche sur la forêt des Canton-de-l'Est
1 rue Principale
Saint-Benoît-du-Lac, Qc.
J0B 2M0

2.1 Introduction

2.1.1 Espèce à l'étude

Le noyer cendré (*Juglans cinerea*) est une espèce d'arbre indigène de l'est du continent nord-américain. Il est le seul noyer indigène qui se retrouve au Québec, mais son aire de répartition est restreinte à l'extrême sud de la province, dans la vallée de l'Outaouais, dans les Basses-Terres du Saint-Laurent et en Estrie (Majcen, 1995; Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec, 2008).

Le noyer cendré peut tolérer une large gamme de types de sol, mais il pousse généralement sur des sols limoneux humides et fertiles, souvent le long des cours d'eau et des lacs. Il peut aussi se retrouver sur des sols bien drainés, rocheux ou d'origine calcaire. Il est habituellement retrouvé dans des vallées peu profondes et sur de faibles pentes (Ostry et Pijut, 2000; Rink, 1990; Environnement Canada, 2010; Rabaska, 2006; COSEPAC, 2003). Le noyer cendré préfère les sols ayant un pH neutre, préférentiellement de 5,5 à 8 (Lupien, 2006; Centre de ressources pour propriétaires fonciers, 1998).

Le noyer cendré est majoritairement retrouvé dans les peuplements jeunes; c'est une espèce de début de succession intolérante à l'ombre (Farrar, 1995; Ostry et Pijut, 2000; Doyon *et al.*, 1998). Les jeunes noyers peuvent tolérer la compétition lumineuse provenant de la périphérie de la cime, mais leur survie est précaire si l'ombre provient du haut. De plus, la production de noix peut seulement être soutenue dans des peuplements ouverts ou dans des champs, là où l'ombre ne peut affecter le développement de l'arbre (Ostry *et al.*, 1994; Rink, 1990). La régénération du noyer cendré est peu fréquente. Pour germer, les noix nécessitent un endroit exposé à la lumière, alors qu'elles tombent généralement au pied de l'arbre à cause

de leur forte masse. Les noix peuvent bénéficier de la dispersion par l'eau et les rongeurs, mais il y a de très fortes probabilités que ces derniers consomment les noix. De plus, les noix ne survivent pas plus de deux ans dans le sol et ne supportent pas la déshydratation et les températures en dessous de -40 °C (Ostry *et al.* 2003; COSEPAC, 2003; Environnement Canada, 2010).

2.1.2 Principale menace

Le noyer cendré (*Juglans cinerea*) est en voie de disparition au Canada à cause d'un champignon pathogène, fort probablement exotique, le chancre du noyer cendré (*Sirococcus clavigignenti-juglandacearum* Nair, Kostichka & Kuntz) (Nair *et al.*, 1979). Ce pathogène est maintenant répandu dans la totalité de l'aire de répartition du noyer cendré (Ostry et Woeste, 2004; Innes et Rainville, 1996; Rainville *et al.*, 2001). Aux États-Unis, des populations entières ont presque disparu à cause de ce pathogène, notamment au Wisconsin, au Minnesota, au Michigan, en Illinois et en Virginie (Ostry *et al.*, 1994; Ostry et Woeste, 2004; COSEPAC, 2003).

Le chancre du noyer cendré peut infecter les arbres de tous les âges (Ostry *et al.*, 1997, cité par Furnier *et al.*, 1999). Il affecte en premier lieu les parties inférieures de la cime et se répand, lors de périodes de pluie, autour des branches et du tronc et finit par tuer l'arbre par annélation du tronc (Tisserat et Kuntz, 1983; Ostry et al, 2003; Tisserat et Kuntz, 1984). Un arbre infecté peut vivre aussi longtemps que 40 ans, mais généralement l'arbre meurt quelques années après avoir été infecté. Plus un arbre est gros, et moins il sera susceptible de mourir rapidement, car le champignon prendra plus de temps à anneler le tronc (Environnement Canada, 2010).

Les spores du champignon (pycnidiospores) se développent en dessous de l'écorce infectée. Ils sont formés en amas gélatineux et sont dispersés par les gouttelettes de

pluie formant des aérosols transportés par le vent (Tisserat et Kuntz, 1983; Ostry et Woeste, 2004). Tisserat et Kuntz (1983) affirment que les aérosols peuvent transporter les spores par le vent sur une distance de plus de 1 km et que la densité des conidies contenues dans l'air diminue avec la distance de la source d'inoculum. Après la mort d'un arbre infecté, le champignon peut continuer à produire des conidies durant environ 20 mois (Tisserat et Kuntz, 1984).

2.1.3 Objectifs et hypothèses

Au Canada, très peu d'information est disponible concernant la répartition et l'abondance du noyer, ainsi que sur la virulence de la maladie et la résistance possible de certains individus face au chancre du noyer cendré (Environnement Canada, 2010). Au Québec, peu de recherches sont menées concernant la localisation et la progression de la maladie. Quelques études ont été effectuées dans la province sur les terres fédérales (Cloutier *et al.*, 2007). Nous proposons donc d'étudier le noyer cendré en forêts privées, car la majeure partie de l'aire de répartition du noyer cendré au Québec est en terres privées (COSEPAC, 2003). L'étude se déroulera dans la région des Cantons-de-l'Est, là où la majorité des forêts sont privées.

Cette étude vise deux objectifs principaux, le premier est de caractériser l'habitat du noyer cendré (communautés végétales, caractéristiques des sites et des sols). L'étude permettra d'identifier les facteurs écologiques qui sont les plus étroitement associés à la présence du noyer cendré. Il faut d'abord localiser les peuplements forestiers renfermant des noyers cendrés, afin de déterminer si l'espèce se retrouve dans plusieurs types de milieux et de communautés végétales. Il est effectivement nécessaire de mieux connaître l'habitat de l'espèce pour être en mesure de la protéger adéquatement et favoriser son rétablissement (Environnement Canada, 2010).

On peut s'attendre à ce que la distribution du noyer cendré dans le paysage soit associée à certains facteurs écologiques (le pH du sol, la concentration d'éléments nutritifs du sol, la texture du sol, la topographie, le drainage, la pente, etc.). En d'autres mots, certains facteurs écologiques seront différents entre les parcelles contenant du noyer et celles où le noyer est absent. Plus précisément, on s'attend à ce que les noyers soient plus abondants et aient une meilleure croissance sur les sols riches en éléments nutritifs (en particulier l'azote et le phosphore) (Rink, 1990). De plus, la croissance du noyer peut être plus importante lorsque le noyer est près d'un cours d'eau, grâce à l'apport en eau et en éléments nutritifs des ruisseaux et des rivières (Piégay *et al.*, 2003; Verry *et al.*, 2000). Il est également possible que les facteurs ou événements qui déterminent l'établissement des semis (ex : dispersion par les animaux, proximité des géniteurs, perturbations ouvrant le couvert forestier) expliquent mieux, dans certains cas, la répartition des noyers. Dans cette optique, les noyers ne présenteraient pas de patron particulier face aux facteurs édaphiques.

Le deuxième objectif est de déterminer l'état de santé des noyers cendrés dans la région des Cantons-de-l'Est. Il s'agit de voir si l'état de santé du noyer diffère selon les milieux où il se trouve, et ainsi cibler les sites où la maladie est moins importante, afin de diriger les efforts de conservation et de rétablissement de l'espèce. Un suivi à long terme (après 3 ans, 6 ans, etc.) permettra d'identifier des arbres potentiellement résistants à la maladie afin de les utiliser pour produire de nouveaux plants pour le rétablissement de l'espèce. De plus, le contact avec les propriétaires permettra de les sensibiliser à la situation du noyer et à les aider à mieux gérer l'espèce sur leurs terres. Notons enfin que les principaux objectifs de cette étude font partie des objectifs à court et à long terme du plan de rétablissement canadien du noyer cendré (Environnement Canada, 2010).

On peut poser l'hypothèse que la maladie soit davantage présente lorsque les conditions du milieu ne sont pas favorables au noyer. Les noyers qui poussent sur des

sites favorables (éléments nutritifs, pH, humidité) pourraient avoir plus de ressources et d'énergie à allouer à la défense contre le pathogène (Portela *et al.*, 1999; Coley *et al.*, 1985). Il est donc probable que les symptômes dus au chancre soient moins importants dans les sites favorables à la croissance et au développement du noyer. Par exemple, l'acidité du sol peut entraver la croissance par la diminution de la disponibilité des éléments nutritifs et pourrait réduire l'immunité des noyers (Morot-Gaudry, 1997). Ensuite, les effets de la maladie peuvent s'avérer plus importants lorsque la compétition est forte (densité d'arbres élevée) et lorsque l'arbre n'est pas dominant dans la canopée, car ces conditions ne sont pas favorables au noyer (Ostry *et al.*, 1994). Finalement, les symptômes dus au chancre pourraient être plus importants là où les noyers sont plus densément répartis. La maladie peut dans ce cas se propager plus facilement. En effet, la densité des conidies contenues dans l'air diminue avec la distance d'un noyer infecté (source d'inoculum) (Tisserat et Kuntz, 1983).

2.2 Méthodes

L'étude a été effectuée à l'été 2009 sur des terres forestières privées, la majorité sont situés dans la région des Cantons-de-l'Est. Il a été nécessaire d'élargir le territoire d'étude jusqu'à la région du Centre-du-Québec pour compléter l'échantillonnage en plaine de débordement, car ce milieu était plus rare et les stations difficiles à trouver. Les sites d'échantillonnage s'étendent du nord au sud, de Grand-Mère jusqu'à Stanstead, et de l'ouest à l'est, de Granby jusqu'à Victoriaville. La plupart des sites font partie de la région administrative de l'Estrie, mais s'étendent aussi dans les régions administratives adjacentes de la Montérégie et du Centre-du-Québec (figure 2.1).

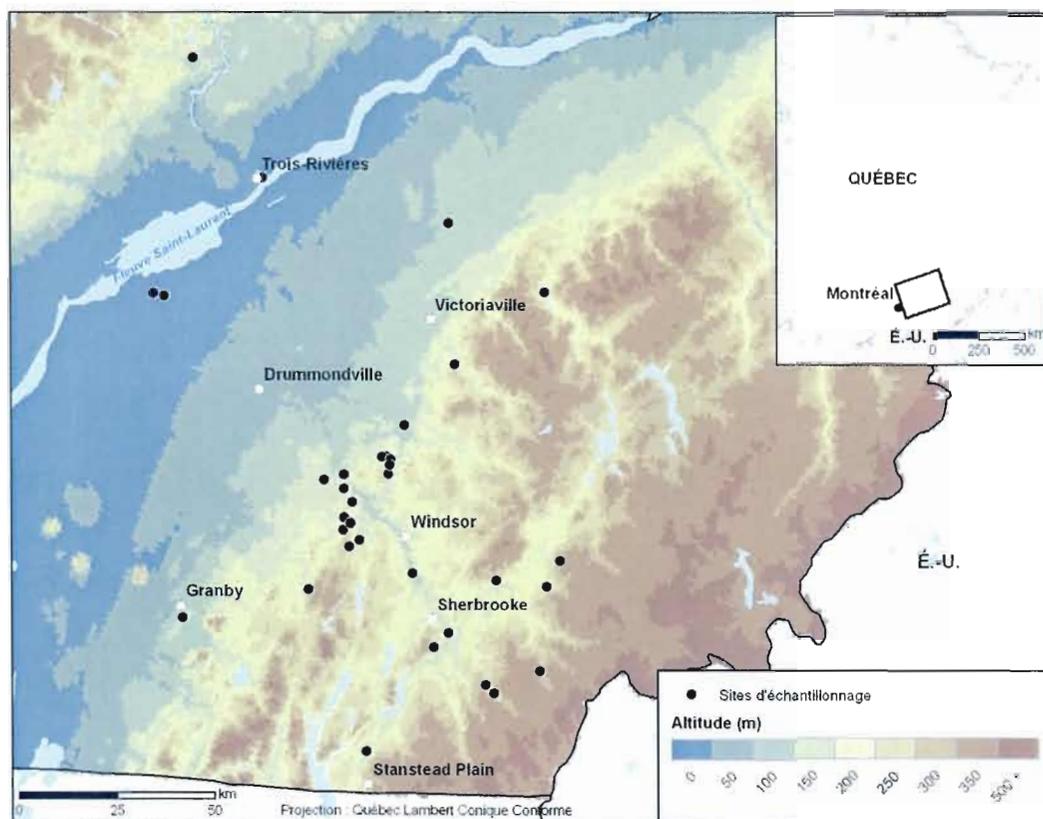


Figure 2.1 Répartition des 35 sites échantillonnés dans la grande région des Cantons-de-l'Est et aux alentours. Dans ces sites, 35 parcelles contenant du noyer et 55 parcelles sans noyer ont été échantillonnées.

Une soixantaine de propriétaires de terres forestières comprenant du noyer ont été contactés et leurs terrains ont été visités. Parmi tous ces sites visités, 35 ont été retenus principalement en fonction du caractère naturel du site; les sites les moins perturbés à proximité des noyers ont été retenus. Les perturbations sont fréquentes sur les terres privées; les sites montrant des signes de perturbations récentes, comme la coupe de jardinage ou l'entretien du terrain, ont donc été rejetés. La présence sur les sites de différents types de milieux et de peuplements a aussi été prise en compte pour le choix des sites d'échantillonnage.

Sur chaque site, une parcelle de 400 m² où le noyer est présent a été échantillonnée, pour un total de 35 parcelles avec du noyer cendré. L'emplacement de cette parcelle a été déterminé de façon à inclure un maximum de noyers (au moins deux) et éviter les effets de lisière et les signes de récolte ou d'autres perturbations (ex. sentiers). Pour chacune des parcelles avec du noyer, une à deux autres parcelles adjacentes sans noyer cendré ont aussi été échantillonnées à l'intérieur d'un rayon de 100 à 300 m. Lors de la sélection des parcelles adjacentes (55 au total), nous avons choisi au moins une parcelle sur deux qui possédait certains facteurs écologiques (communauté végétale, pente, drainage, etc.) différents de la parcelle avec des noyers. La sélection des parcelles sans noyer était influencée par l'aspect naturel du peuplement, l'absence de noyer autour de cette parcelle, la distance avec la parcelle comprenant du noyer et la diversité des milieux à échantillonner (gradients écologiques). Parfois, la configuration de certains sites (champs, bord de rivière) ne permettait pas l'échantillonnage de deux parcelles sans noyer; dans ce cas, seulement une parcelle sans noyer a été échantillonnée. Lorsque le terrain le permettait, des parcelles carrées de 20 m par 20 m étaient échantillonnées. Mais, dans certains cas, la présence de sentiers ou d'autres perturbations nous contraignaient à établir des parcelles de forme rectangulaire de même superficie. Cette méthode d'échantillonnage a permis de faire une analyse des gradients écologiques, afin d'identifier les facteurs

environnementaux les plus fortement associés à la présence et à l'abondance du noyer cendré.

2.2.1 Description de la région d'étude

La région des Cantons-de-l'Est est située à l'extrémité Sud-Est de la province de Québec. Cette région fait partie de la zone de végétation tempérée nordique et de la sous-zone de la forêt décidue. La partie Ouest de la région est comprise dans le sous-domaine bioclimatique de l'érablière à tilleul, tandis que l'Est fait partie du sous-domaine de l'érablière à bouleau jaune (Gosselin, 2005; Gosselin, 2007).

Les terres boisées occupent plus de 70% du territoire de la région et elles sont en majorité des forêts privées. Les peuplements de feuillus, principalement des érablières, occupent près de 50% du couvert forestier, tandis que les peuplements mixtes, dominés par le sapin baumier (*Abies balsamea*), couvrent plus de 35 % du territoire forestier. Les peuplements résineux sont généralement dominés par le sapin, le thuya (*Thuja occidentalis*) et l'épinette rouge (*Picea rubens*) et occupent environ 15 % du territoire boisé. Ces derniers sont habituellement présents sur les sites moins bien drainés. Dans les vallées les plus larges, l'agriculture domine le paysage (Gosselin, 2007).

Dans les Cantons-de-l'Est, l'assise géologique est principalement de nature sédimentaire, mais le substrat rocheux est aussi formé de roches métamorphiques, incluant la roche serpentine (Gosselin, 2007). Les dépôts de surface dominants sont des dépôts glaciaires de till indifférencié épais (plus de 1m) (Bérard et Côté, 1996). Des dépôts glacio-lacustres sableux sont présents sur les reliefs de plaine (Gosselin, 2007). Les sols dans l'Est de la région sont de type podzol humo-ferrique, tandis que

dans l'extrême Ouest de cette région les sols sont de type brunisol dystrique (Lemay, 2008).

La température moyenne annuelle est de 5° C, les précipitations totales moyennes annuelles se situent entre 1 000 et 1 100 mm. La longueur de la saison de croissance se situe entre 180 et 190 jours (Gosselin, 2007). Plus précisément, pour la ville de Sherbrooke, la température moyenne annuelle quotidienne est de 4,1° C, avec une moyenne quotidienne de -11,9° C en janvier et de 15,5° C en juillet. Le maximum quotidien moyen pour juillet est de 24,7° C et le minimum quotidien moyen pour janvier est de -18,0° C. Les chutes de pluie annuelles moyennes sont de 873,9 mm et les chutes de neige sont de 294,3 cm. Au total, les précipitations totales moyennes annuelles sont de 1144 mm. Les vents dominants proviennent de l'ouest (Environnement Canada, 2004).

2.2.2 Caractérisation des sites

Plusieurs données ont été recueillies sur le terrain afin de caractériser les sites : altitude, pourcentage de pente, situation topographique (1 = haut de pente, 2 = mi-pente, 3 = terrain plat ou bas de pente, 4 = dépression ouverte ou fermée) (Gosselin, 2007), classes de drainage (1 = rapide, 2 = bon, 3 = modéré, 4 = imparfait), le pourcentage de pierrosité en surface. La hauteur moyenne des arbres a été mesurée à l'aide d'un clinomètre. Les origines du site et les perturbations antérieures ont été identifiées en notant les signes présents sur le terrain (ex : souches, clôture de roche, etc.) et en consultant les propriétaires. Un point GPS de chaque parcelle d'échantillonnage a été enregistré pour faciliter le suivi à long terme de la santé des noyers.

2.2.3 Échantillonnage et analyses des sols

Cinq échantillons de sol minéral (sous la litière) ont été prélevés de façon systématique dans chaque parcelle à une profondeur située entre 5 à 15 cm. Les échantillons provenant d'une même parcelle ont été combinés et homogénéisés pour les analyses au laboratoire (pH, C, N, P, K, Ca, Mg, granulométrie). Les échantillons recueillis ont été séchés à l'air libre et tamisés avec un tamis de 2 mm. Une analyse de pH a été effectuée (pH-mètre à électrode de verre) avec une solution d'eau et de sol (rapport 2:1) (Soltner, 2005). Les cations (Ca^{++} , Mg^{++} et K^+) ont été extraits à l'aide d'une solution de chlorure de baryum (BaCl_2) et leur concentration respective a été mesurée à l'aide d'un spectrophotomètre à absorption atomique. Le phosphore assimilable a été extrait selon la méthode de Bray (Bray et Kurtz, 1945). Les concentrations en phosphore assimilable ont été déterminées par colorimétrie avec de l'acide ascorbique (John, 1970). La méthode pour l'analyse de l'azote total est une variante de la méthode Dumas (McGill et Figueiredo, 1993). Le carbone et l'azote total furent déterminés par combustion suivie d'une réduction à haute température des produits de cette combustion. La détection de l'azote et du carbone total a été réalisée avec un analyseur automatisé (vario MACRO, Elementar Analysensysteme GmbH, Hanau, Germany). La texture du sol (granulométrie) a été déterminée par la méthode Bouyoucos (Bouyoucos, 1961).

2.2.4 Échantillonnage de la végétation

Les parcelles échantillonnées ont toutes une superficie de 400 m². Dans chaque parcelle, l'espèce et le diamètre à la hauteur de poitrine (DHP) de chaque arbre de plus de 1cm de DHP ont été notés. Les semis d'espèces arborescentes mesurant moins de 1,3 m de hauteur ont été dénombrés par espèce sur toute la superficie de la parcelle. Le pourcentage de recouvrement individuel de chacune des espèces végétales (herbacées et arbustes) du sous-bois a été estimé. Les noms des espèces

végétales sont tirés de la troisième édition de la Flore Laurentienne du frère Marie-Victorin (1995).

Dans chacune des parcelles, deux à trois carottes ont été prélevées dans les plus gros arbres sains. Lorsqu'il y avait présence de noyer dans la parcelle, au moins un individu de cette espèce a été sondé. Les carottes permettent d'évaluer l'âge du peuplement et de mesurer la croissance du noyer et des autres espèces présentes dans les parcelles. Les sondes qui ont été utilisées pour sonder les noyers ont été stérilisées avec de l'alcool à 70 % avant d'être utilisées à nouveau pour le noyer, afin d'éviter la propagation de la maladie. Les autres espèces à sonder ont été choisies par ordre de fréquence d'occurrence (ex : érable à sucre, frêne d'Amérique, etc.). Les carottes ont été collées sur un support de bois et sablées finement pour la détermination de l'âge et de la croissance. L'accroissement moyen en surface terrière des vingt dernières années a été déterminé en incluant toutes les espèces sondées ($\text{mm}^2/5$ ans). L'accroissement en surface terrière des noyers cendrés a été calculé séparément pour des fins de comparaison. Le plus gros noyer recensé mesurait 111 cm de diamètre tandis que le plus petit mesurait 2,2 cm de diamètre. Le noyer le plus âgé qui a été sondé avait 111 ans.

2.2.5 Évaluation de l'état de santé des noyers

Chacun des noyers présents dans les parcelles a été inspecté minutieusement afin de décrire leur vigueur, leur classe de cime et leur état de santé. La vigueur est une évaluation de l'état global de l'arbre et tient compte du feuillage anormal, des branches mortes ou brisées, et si l'arbre est mort ou vivant. La classe de cime est déterminée selon que la cime est aérée (0), dominante (1), co-dominante (2), intermédiaire (3) ou dominée (4). L'état de santé des noyers a été évalué à l'aide de deux caractéristiques : la mort en cime et les dommages au tronc. La mort en cime est

évaluée par le pourcentage de rameaux dénudés sur le pourtour et dans la cime de l'arbre, mais pas sous la cime, car cela pourrait être dû à un élagage naturel. Les dommages au tronc furent premièrement localisés et caractérisés selon leur apparence (chancre « suintant » (liquide noir), poudreux (blanc), en phase de cicatrisation, présence de lambeaux d'écorce). Ensuite, la circonférence du tronc qui est affectée par le chancre a été évaluée à partir d'une échelle de dommages allant de 0 (pas de dommage) à 4 (tronc annelé sur plus de $\frac{3}{4}$ de la circonférence) (Cloutier *et al.*, 2007).

Enfin, les noyers vivants retrouvés dans les parcelles ont été numérotés (étiquettes de métal clouées) et répertoriés pour débiter un suivi à long terme de leur état de santé. Des photos numériques de la cime, du tronc et des chancres de chaque noyer numéroté ont été prises et répertoriées. Un croquis de chaque parcelle a été dessiné en indiquant l'emplacement des noyers et certains points de repère. Dans quelques années (3 ans, 6 ans, etc.) une réévaluation de l'état de santé pourra être effectuée et appuyée par une comparaison avec les photos prises durant l'été 2009.

2.2.6 Analyse des données

Les données qui ont été recueillies sur le terrain durant l'été 2009 ont fait l'objet d'une analyse de gradient afin de répondre au premier objectif, qui est de déterminer les facteurs écologiques associés à la présence et à l'abondance du noyer dans le paysage (caractérisation de l'habitat). Pour ce faire, une analyse canonique des correspondances (ACC) a été effectuée, soit une analyse directe des gradients. Cette méthode d'analyse permet d'identifier directement les facteurs écologiques qui régissent les gradients de composition et de structure des communautés végétales. L'ACC produit une ordination à l'aide d'une matrice des données de végétation et une matrice de variables écologiques en effectuant des régressions linéaires multiples (McCune *et al.*, 2002). Les parcelles ayant des caractéristiques et des communautés

végétales similaires sont rapprochées l'une de l'autre sur l'ordination produite par l'ACC.

Pour produire la matrice de données de végétation, les différents stades de croissance des arbres (toutes espèces) furent considérés comme des espèces différentes (pseudo-espèces) pour faire ressortir les tendances successionnelles. Les arbres de plus de 1 cm de DHP ont été subdivisés en quatre classes de DHP (1 : < 3 cm; 2 : ≥ 3 cm et < 10 cm; 3 : ≥ 10 cm et < 19 cm; 4 : ≥ 20 cm). La surface terrière relative de chaque pseudo-espèce par classe de DHP pour chaque parcelle a été utilisée dans la matrice de végétation. Les semis sont inclus dans la matrice de végétation en valeur de densité relative, tandis que les espèces herbacées et arbustives sont incluses en valeur de pourcentage de recouvrement. Les variables qui ont été insérées dans la matrice des variables écologiques sont l'altitude, le pourcentage de pente, la situation topographique, la classe de drainage, le pourcentage de pierrosité en surface, le pourcentage de sable, le pH et les principaux indicateurs de la richesse du sol (C, N, C:N, P, Ca) et l'âge des peuplements. D'autres ordinations ont aussi été effectuées et, en tenant compte de certaines observations sur le terrain, il a été possible de séparer plus adéquatement les parcelles des milieux mésiques riches en retirant les parcelles de plaine de débordement (caractéristiques les plus particulières). Ainsi, il a été possible d'identifier des patrons écologiques additionnels. Les milieux mésiques riches ont été séparés en fonction de la quantité de calcium, du pH et du rapport C/N du sol. Il a donc été possible d'identifier quatre types de milieux forestiers :

- Plaine de débordement
- Mésique riche, avec plus de calcium (+Ca)
- Mésique riche, avec moins de calcium (-Ca)
- Mésique pauvre

Certaines parcelles échantillonnées ont été retirées des analyses, car elles présentaient des caractéristiques uniques (facteurs écologiques particuliers et végétation particulière). Ainsi, 80 parcelles sur 90 parcelles échantillonnées ont été retenues pour l'ordination. Ces analyses ont été effectuées avec le logiciel R (CRAN 2009) et la librairie (Package) Vegan (Oksanen 2009).

Afin de vérifier comment l'abondance, la croissance des noyers, ainsi que l'incidence du chancre du noyer diffèrent selon les facteurs écologiques à l'étude, des tests non-paramétriques ont été effectués pour comparer les types de milieux forestiers entre eux, soit des tests de Wilcoxon suivis d'un test de Tukey, à l'aide du logiciel JMP 7 (JMP 1989). Pour les variables catégoriques, des tests de χ^2 ont été effectués. Ces analyses permettent de faire ressortir si des différences significatives existent entre les types de milieux qui ont préalablement été définis à l'aide de l'ACC (Legendre et Legendre, 1998).

2.3 Résultats et discussion

Les données de végétation et de facteurs écologiques des parcelles échantillonnées ont fait l'objet d'une analyse canonique des correspondances (ACC) (figure 2.2). Des ordinations subséquentes ont permis de départager les 80 parcelles retenues en quatre types de milieux forestiers soit, les plaines de débordement ($n = 15$), les milieux mésiques riches ayant plus de Ca ($n = 24$), les milieux mésiques riches ayant moins de Ca ($n = 27$) et les milieux mésiques pauvres ($n = 14$), qui ne contiennent pas de noyer cendré. L'axe principal de variation est fortement associé à un gradient topo-édaphique, où les parcelles situées à gauche de l'ordination se trouvent sur des sites à pente plus forte et avec un pH plus faible, que les parcelles qui se trouvent à droite de l'ordination. Ces dernières se situent dans les plaines de débordement, en position topographique basse, avec une pente nulle et sur des sols à pH plus élevé et à faible pierrosité (figure 2.2). C'est dans ce type de milieux que les noyers sont les plus abondants, mais ils sont également plus jeunes (DHP) (tableau 2.1) que dans les milieux mésiques riches.

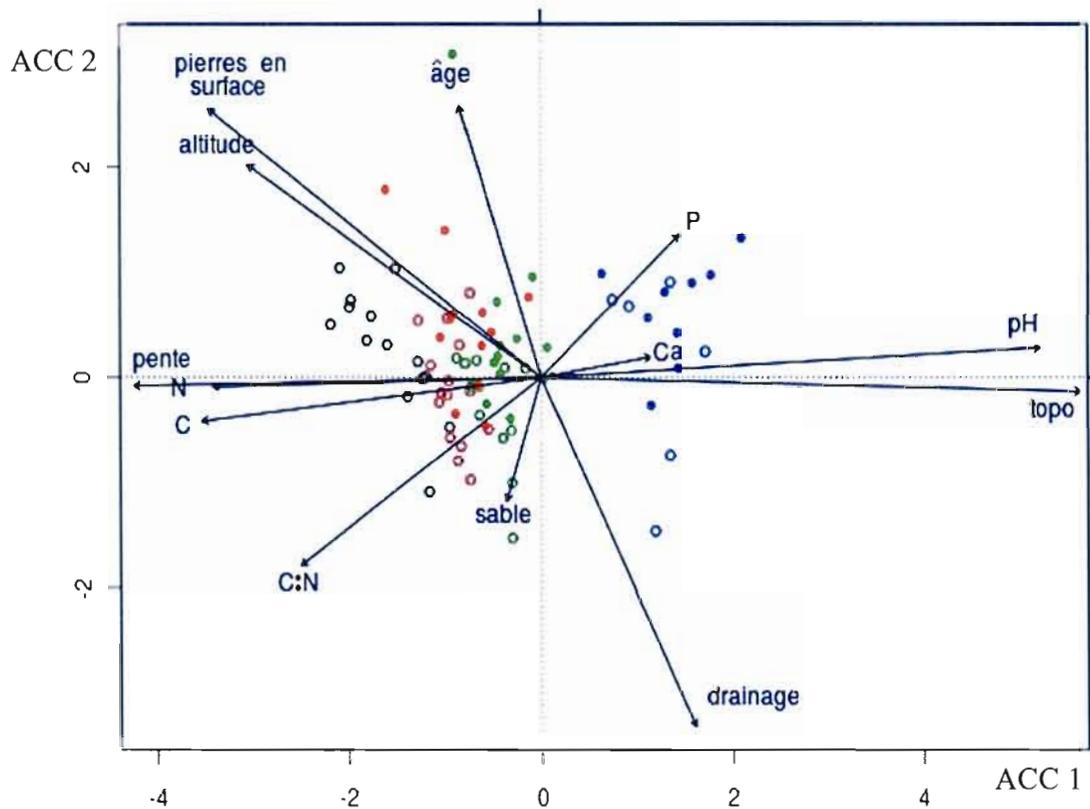


Figure 2.2 Ordination par analyse canonique des correspondances (ACC) de la végétation et des facteurs écologiques de 80 parcelles avec noyers et sans noyer échantillonnées en forêt privée des Cantons-de-l'Est (variance expliquée : axe 1 (ACC 1) = 8,4% ; axe 2 (ACC 2) = 3,5%). Les cercles pleins représentent les parcelles avec noyers et les cercles vides représentent les parcelles sans noyer. Type de milieu : plaines de débordement (bleu), milieux mésiques riches ayant beaucoup de Ca (vert), milieux mésiques riches ayant peu de Ca (rouge), milieux mésiques pauvres (noir). Variables écologiques : altitude, % de pente, situation topographique, classe de drainage, % de pierrosité en surface, âge des peuplements, % de sable, pH, C, N, P, Ca et C:N. Données de végétation : surface terrière relative des arbres de plus de 1 cm de DHP selon leur stade de croissance (semis, gaulis et 3 classes d'arbres), % de recouvrement des espèces herbacées et arbustives.

Tableau 2.1 Caractéristiques écologiques des milieux. Pour chaque milieu, la moyenne, l'écart-type (valeurs entre parenthèses) et le résultat du test de Tukey (lettres) sont donnés. La probabilité que les moyennes soient significativement différentes est donnée par le test de Wilcoxon. Le mode (et non la moyenne) est donné pour les 3 variables catégoriques dont les classes vont de 1 à 4, soit la dominance (1 = dominant, 2 = codominant, 3 = intermédiaire, 4 = supprimé), la situation topographique (1 = haut de pente, 2 = mi-pente, 3 = terrain plat et bas de pente, 4 = plaine inondable en bord de rivière) et le drainage (1 = rapide, 2 = Bon, 3 = modéré, 4 = imparfait) (Gosselin, 2007).

Variables	Plaine de débordement (n = 15)	Mésique riche (+Ca) (n = 24)	Mésique riche (-Ca) (n = 27)	Mésique pauvre (n = 14)	Prob.
Nombre de noyers	4,2 (3,8) a	1,8 (2,4) b	1,8 (2,1) b		0,001
DHP noyers (cm)	28,6 (15,9) b	37,5 (16) a	33,0 (14,3) ab		0,028
Dominance noyers	2 (0,9)	2 (0,5)	2 (0,6)		0,671
Hauteur arbres (m)	22,8 (5,9)	23,3 (5,3)	22,7 (4,1)	23,7 (1,9)	0,760
Âge du peuplement (années)	67,7 (23,5) ab	60,5 (20,4) b	69,6 (29,1) ab	83,5 (27,3) a	0,048
Altitude (m)	158,2 (109,4) b	252,2 (59,5) a	257,3 (68,3) a	245,7 (58,7) a	0,011
Situation topographique	4 (0,4)	2 (0,6)	2 (0,6)	2 (0,3)	< 0,0001
Pente (%)	1,5 (2,9) b	9,7 (5,6) a	14,3 (10,4) a	16,6 (9,1) a	< 0,0001
Pierrosité (%)	0,4 (0,8) b	16,6 (16,6) a	15,2 (17,3) a	21,6 (20,6) a	< 0,0001
Classe de drainage	3 (0,7)	2 (0,8)	2 (0,6)	2 (0,7)	0,014

Tableau 2.1 (suite)

Variables	Plaine de débordement (n = 15)	Mésique riche (+Ca) (n = 24)	Mésique riche (-Ca) (n = 27)	Mésique pauvre (n = 14)	Prob.
pH	5,5 (0,6) a	4,9 (0,6) b	4,3 (0,3) c	3,7 (0,3) d	< 0,0001
Sable (%)	48,1 (18,2)	43,2 (10,5)	48,2 (13,1)	52,3 (10,5)	0,304
Limon (%)	41,4 (13,8)	42,4 (6,2)	39,8 (10,5)	35,6 (9,3)	0,155
Argile (%)	10,5 (4,9)	14,4 (12,4)	12,0 (5,4)	12,1 (4,7)	0,930
C (mg/g)	29,8 (19,2) b	63,8 (31,8) a	46,4 (11,9) b	72,7 (26,2) a	< 0,0001
N (mg/g)	2,6 (1,5) b	5,1 (2,0) a	4,0 (1,1) a	5,3 (1,6) a	< 0,0001
P (ppm)	39,2 (13,1) a	21,5 (8,6) b	21,7 (4,7) b	25,8 (10,5) b	< 0,0001
K (ppm)	39,2 (20,9) ab	45,7 (19,9) a	30,7 (11,1) b	52,2 (26,7) a	0,005
Ca (ppm)	1231,6 (376,2) b	2047,9 (1459,3) a	533,5 (338,3) bc	241,4 (147,6) c	< 0,0001
Mg (ppm)	105,8 (63,0) a	118,5 (69,9) a	48,3 (42,7) b	40,6 (22,5) b	< 0,0001
C:N	11,2 (2,6) b	12,1 (1,4) b	11,6 (1,1) b	13,6 (1,9) a	0,001
Densité de tiges/ha	1210 (800) b	3008 (1136) a	2943 (1858) a	3068 (1149) a	< 0,0001
Surface terrière (m ² /ha)	32,2 (13,3)	34,8 (9,0)	34,2 (9,5)	32,4 (7,0)	0,865

* Certaines valeurs considérées anormales n'ont pas été utilisées pour les tests non-paramétriques correspondants. C'est le cas des parcelles 30N et 26A2 qui ont été retirées pour le test avec le phosphore, la parcelle 4A2, pour le test avec le potassium, et les parcelles 23N et 8A1, pour le calcium.

** Les probabilités associées aux variables catégoriques sont données par le test du χ^2 .

2.3.1 Facteurs écologiques associés à la présence et l'abondance du noyer cendré

Dans les plaines de débordement, les principales espèces arborescentes recensées sont le noyer cendré, l'érable argenté (*Acer saccharinum*) et le peuplier deltoïde (*Populus deltoides*). Certaines autres espèces sont fréquentes, mais ne contribuent pas à l'augmentation de la surface terrière. C'est le cas du tilleul (*Tilia americana*), du frêne noir (*Fraxinus nigra*), du frêne de Pennsylvanie (*Fraxinus pennsylvanica*), de l'érable du Manitoba (*Acer negundo*), de l'érable à sucre (*Acer saccharum*) et de l'orme d'Amérique (*Ulmus americana*) (tableau 2.2). Les gaules de noyer cendré ne sont présents que dans les milieux de plaine de débordement. Dans les autres milieux, les noyers sont matures ou à l'état de semis (tableau 2.3 et 2.4). Les semis de noyer cendré sont plus fréquents dans les milieux mésiques riches que dans les autres types de milieux, mais ils ont une densité relative plus importante en plaine de débordement (tableau 2.4). Les semis de frêne noir sont présents dans plus de la moitié des parcelles de ce type de milieu (tableau 2.4). La fougère à l'autruche (*Matteuccia struthiopteris*) y est très abondante; elle couvre en moyenne plus de 80 % de la surface du sol (tableau 2.5). Plusieurs autres espèces facultatives de milieux humides (MDDEP, 2009) sont fréquemment retrouvées dans les plaines de débordement étudiées, dont parmi elles *Onoclea sensibilis*, *Impatiens capensis*, *Laportea canadensis* et *Thalictrum pubescens* (tableau 2.5).

Tableau 2.2 Surface terrière relative (%) et constance (%) (valeurs entre parenthèses) des espèces d'arbres (≥ 3 cm DHP) pour chaque type de milieu. La constance est la fréquence relative d'occurrence de chaque espèce dans chaque type de milieu exprimé en %. Le symbole (+) réfère à moins de 1% de recouvrement.

Espèces	Plaine de débordement (n = 15)	Mésique riche (+Ca) (n = 24)	Mésique riche (-Ca) (n = 27)	Mésique pauvre (n = 14)
<i>Abies balsamea</i>	2 (13)	10 (67)	3 (48)	1 (29)
<i>Acer negundo</i>	2 (27)			
<i>Acer rubrum</i>	1 (13)	8 (54)	7 (67)	25 (86)
<i>Acer saccharinum</i>	23 (27)			
<i>Acer saccharum</i>	+ (33)	18 (100)	35 (96)	40 (100)
<i>Betula alleghaniensis</i>	2 (13)	6 (67)	7 (59)	2 (64)
<i>Betula papyrifera</i>	1 (7)	1 (17)	1 (30)	
<i>Betula populifolia</i>	+ (13)	1 (33)	+ (26)	
<i>Carpinus caroliniana</i>	1 (13)			
<i>Fagus grandifolia</i>		1 (29)	1 (52)	13 (79)
<i>Fraxinus americana</i>	+ (7)	13 (92)	11 (78)	4 (57)
<i>Fraxinus nigra</i>	2 (53)	1 (42)	+ (11)	+ (7)
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	5 (33)			
<i>Juglans cinerea</i>	27 (67)	16 (50)	13 (44)	
<i>Ostrya virginiana</i>		1 (46)	3 (63)	1 (50)
<i>Picea glauca</i>	1 (7)	4 (25)	1 (19)	1 (14)
<i>Picea rubens</i>		+ (4)	1 (22)	+ (7)
<i>Populus balsamifera</i>	3 (7)	+ (13)		
<i>Populus deltoides</i>	14 (13)	+ (4)		
<i>Populus grandidentata</i>		3 (17)	4 (4)	1 (14)
<i>Populus tremuloides</i>	1 (7)	1 (17)	3 (19)	
<i>Prunus serotina</i>	3 (13)	1 (21)	1 (37)	2 (64)
<i>Quercus rubra</i>			1 (4)	4 (21)
<i>Thuja occidentalis</i>	2 (13)	8 (25)	1 (11)	+ (14)
<i>Tilia americana</i>	6 (33)	+ (21)	1 (19)	+ (14)
<i>Tsuga canadensis</i>		3 (33)	1 (19)	6 (50)
<i>Ulmus americana</i>	2 (60)	2 (54)	1 (30)	+ (7)

Tableau 2.3 Densité relative (%) et constance (%) (valeurs entre parenthèses) des gaules d'arbre (≥ 1 cm à < 3 cm DHP) pour chaque type de milieu. La constance est la fréquence relative d'occurrence de chaque espèce dans chaque type de milieu exprimée en %. Le symbole (+) réfère à moins de 1% de recouvrement.

Espèces	Plaine de débordement (n = 15)	Mésique riche (+Ca) (n = 24)	Mésique riche (-Ca) (n = 27)	Mésique pauvre (n = 14)
<i>Abies balsamea</i>	+ (7)	14 (54)	1 (19)	5 (29)
<i>Acer negundo</i>	8 (20)			
<i>Acer pennsylvanicum</i>		1 (17)	5 (33)	25 (86)
<i>Acer rubrum</i>		1 (25)	3 (11)	9 (36)
<i>Acer saccharinum</i>	15 (20)			
<i>Acer saccharum</i>	1 (13)	23 (83)	64 (85)	11 (71)
<i>Acer spicatum</i>	5 (7)		4 (7)	1 (7)
<i>Amelanchier</i> spp.	5 (7)			
<i>Betula alleghaniensis</i>		2 (25)	+ (7)	+ (7)
<i>Betula populifolia</i>	+ (7)	+ (4)		
<i>Carpinus caroliniana</i>	9 (13)			
<i>Crataegus</i> spp.	3 (13)	+ (4)	1 (7)	
<i>Fagus grandifolia</i>		10 (21)	5 (26)	31 (71)
<i>Fraxinus americana</i>	1 (7)	43 (63)	7 (33)	7 (36)
<i>Fraxinus nigra</i>	18 (27)	1 (17)	+ (4)	+ (7)
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	16 (27)			
<i>Juglans cinerea</i>	+ (7)			
<i>Ostrya virginiana</i>		2 (13)	8 (41)	3 (43)
<i>Picea glauca</i>			+ (7)	
<i>Picea rubens</i>		+ (4)	+ (11)	
<i>Pinus strobus</i>			+ (4)	
<i>Populus balsamifera</i>		+ (4)		
<i>Populus tremuloides</i>		1 (4)		
<i>Prunus serotina</i>	3 (13)		+ (15)	7 (36)
<i>Quercus rubra</i>				1 (7)
<i>Thuja occidentalis</i>		+ (8)		
<i>Tilia americana</i>	8 (20)	+ (13)		
<i>Tsuga canadensis</i>		+ (4)	+ (11)	
<i>Ulmus americana</i>	5 (20)	+ (8)	1 (11)	

Tableau 2.4 Densité relative (%) et constance (%) (valeurs entre parenthèses) des semis d'arbres pour chaque type de milieu. La constance est la fréquence relative d'occurrence de chaque espèce dans chaque type de milieu. Le symbole (+) réfère à moins de 1% de recouvrement.

Espèces	Plaine de débordement (n = 15)	Mésique riche (+Ca) (n = 24)	Mésique riche (-Ca) (n = 27)	Mésique pauvre (n = 14)
<i>Abies balsamea</i>	25 (7)	28 (38)	2 (26)	10 (43)
<i>Acer negundo</i>	25 (20)		+ (4)	
<i>Acer pennsylvanicum</i>	5 (7)	2 (29)	10 (44)	20 (93)
<i>Acer rubrum</i>		6 (17)	5 (26)	5 (36)
<i>Acer saccharinum</i>	19 (13)			
<i>Acer saccharum</i>	14 (33)	26 (50)	37 (93)	22 (71)
<i>Acer spicatum</i>	8 (13)	4 (4)	9 (19)	17 (7)
<i>Amelanchier</i> spp.	7 (7)	16 (4)	6 (37)	1 (29)
<i>Carpinus caroliniana</i>	40 (13)			
<i>Carya cordiformis</i>	15 (7)			
<i>Betula alleghaniensis</i>		1 (21)	1 (11)	1 (7)
<i>Betula papyrifera</i>			7 (7)	
<i>Crataegus</i> spp.	35 (33)		2 (19)	1 (7)
<i>Fagus grandifolia</i>		9 (29)	4 (59)	36 (93)
<i>Fraxinus americana</i>	20 (20)	54 (75)	34 (89)	10 (64)
<i>Fraxinus nigra</i>	34 (53)	16 (38)	1 (15)	
<i>Fraxinus pennsylvanica</i>	28 (27)			
<i>Juglans cinerea</i>	15 (13)	3 (33)	3 (7)	
<i>Ostrya virginiana</i>		15 (38)	15 (59)	4 (50)
<i>Picea glauca</i>		+ (8)	2 (15)	1 (21)
<i>Picea rubens</i>			8 (4)	
<i>Populus grandidentata</i>			11 (7)	
<i>Populus tremuloides</i>		2 (8)	5 (15)	
<i>Prunus pennsylvanica</i>	9 (7)			
<i>Prunus serotina</i>	3 (13)	10 (33)	13 (70)	22 (64)
<i>Quercus rubra</i>	25 (7)		3 (15)	8 (21)
<i>Sorbus</i> sp.		11 (8)	3 (11)	+ (7)
<i>Thuja occidentalis</i>	25 (7)	1 (4)		+ (7)
<i>Tilia americana</i>	30 (40)	1 (25)	2 (15)	
<i>Tsuga canadensis</i>		+ (8)	+ (7)	
<i>Ulmus americana</i>	38 (13)	2 (4)	5 (11)	+ (7)

Tableau 2.5 Pourcentage de recouvrement moyen et constance (%) (valeurs entre parenthèses) des herbacées et des arbustes par type de milieu. Seulement les espèces ayant une constance d'au moins 25 % dans au moins un type de milieu sont incluses dans ce tableau.

Espèces	Plaine de débordement (n = 15)	Mésique riche (+Ca) (n = 24)	Mésique riche (-Ca) (n = 27)	Mésique pauvre (n = 14)
<i>Actaea pachypoda</i>	5 (7)	2 (17)	2 (26)	1 (7)
<i>Agrimonia gryposepala</i>	2 (27)	2 (29)	1 (15)	
<i>Allium tricoccum</i>	4 (27)	2 (17)	2 (7)	
<i>Aralia nudicaulis</i>	2 (7)		2 (4)	2 (36)
<i>Arctium minus</i>	4 (27)			
<i>Arisaema atrorubens</i>	3 (93)	2 (92)	3 (100)	1 (64)
<i>Athyrium filix-femina</i>	5 (67)	5 (96)	6 (96)	4 (79)
<i>Athyrium thelypteroides</i>	15 (13)	7 (50)	4 (11)	
<i>Carex debilis</i>	4 (13)	5 (21)	4 (37)	3 (21)
<i>Carex gracillima</i>		7 (38)	5 (48)	5 (7)
<i>Carex intumescens</i>	3 (33)	3 (38)	2 (30)	3 (21)
<i>Caulophyllum thalictroides</i>	4 (40)	4 (54)	3 (26)	
<i>Circaea lutetiana</i>	5 (80)	2 (46)	2 (22)	
<i>Clematis virginiana</i>	5 (40)	1 (8)	1 (7)	2 (7)
<i>Cornus alternifolia</i>	8 (33)	2 (58)	2 (78)	1 (43)
<i>Corylus cornuta</i>	9 (60)	3 (25)	6 (26)	3 (14)
<i>Dennstaedtia punctilobula</i>		15 (4)	8 (37)	17 (93)
<i>Dryopteris cristata</i>	1 (7)	1 (29)	2 (30)	1 (7)
<i>Dryopteris spinulosa</i>	2 (47)	4 (92)	7 (93)	8 (86)
<i>Echinocystis lobata</i>	2 (33)			
<i>Elymus virginicus</i>	2 (40)			
<i>Epipactis helleborine</i>	2 (47)	1 (75)	1 (52)	
<i>Galeopsis tetrahit</i>	5 (33)	6 (50)	2 (41)	1 (29)
<i>Galium triflorum</i>	10 (13)	1 (13)	2 (30)	
<i>Geum canadense</i>	4 (60)	2 (33)	2 (19)	
<i>Glechoma hederacea</i>	21 (27)			

Tableau 2.5 (suite)

Espèces	Plaine de débordement (n = 15)	Mésique riche (+Ca) (n = 24)	Mésique riche (-Ca) (n = 27)	Mésique pauvre (n = 14)
<i>Glyceria striata</i>	5 (40)	17 (29)	3 (30)	
<i>Hieracium</i> spp.		2 (29)	2 (11)	
<i>Huperzia lucidula</i>				2 (29)
<i>Impatiens capensis</i>	10 (87)	4 (50)	3 (11)	
<i>Laportea canadensis</i>	6 (53)	5 (8)		
<i>Lycopodium obscurum</i>			1 (11)	2 (50)
<i>Lysimachia nummularia</i>	36 (47)			
<i>Maianthemum canadense</i>	1 (13)	1 (38)	2 (78)	3 (93)
<i>Matteuccia struthiopteris</i>	84 (93)	6 (29)	1 (4)	
<i>Mitchella repens</i>		1 (4)	1 (41)	2 (29)
<i>Monotropa uniflora</i>	1 (7)	1 (25)	1 (33)	1 (43)
<i>Oclemena acuminata</i>		1 (4)	2 (26)	2 (57)
<i>Onoclea sensibilis</i>	14 (87)	5 (71)	2 (48)	
<i>Osmunda cinnamomea</i>		3 (38)	5 (48)	3 (21)
<i>Osmunda claytoniana</i>	4 (20)	7 (71)	7 (63)	4 (43)
<i>Oxalis stricta</i>	1 (33)	1 (33)	1 (15)	
<i>Parthenocissus quinquefolia</i>	2 (60)	2 (8)	2 (11)	
<i>Phegopteris connectilis</i>	2 (7)	5 (63)	5 (44)	2 (29)
<i>Polygonatum pubescens</i>	2 (20)	1 (21)	1 (15)	1 (71)
<i>Polystichum acrostichoides</i>	1 (7)	4 (58)	5 (59)	2 (36)
<i>Prenanthes altissima</i>		1 (33)	1 (30)	1 (36)
<i>Prunus virginiana</i>	9 (73)	4 (71)	6 (67)	2 (50)
<i>Pyrola elliptica</i>		1 (29)	1 (26)	1 (7)
<i>Rhamnus frangula</i>	18 (20)	3 (17)	7 (59)	2 (36)
<i>Ribes lacustre</i>	2 (7)	5 (17)	2 (30)	
<i>Rubus idaeus</i>	3 (33)	3 (25)	2 (26)	2 (7)
<i>Rubus occidentalis</i>	2 (27)	3 (33)	2 (33)	3 (14)
<i>Rubus pubescens</i>	3 (27)	3 (38)	1 (4)	1 (7)
<i>Sambucus racemosa</i>		3 (29)	2 (33)	2 (50)
<i>Sanguinaria canadensis</i>	2 (40)	2 (8)		
<i>Smilacina racemosa</i>	1 (27)	1 (33)	1 (59)	1 (43)

Tableau 2.5 (suite)

Espèces	Plaine de débordement (n = 15)	Mésique riche (+Ca) (n = 24)	Mésique riche (-Ca) (n = 27)	Mésique pauvre (n = 14)
<i>Solanum dulcamara</i>	2 (27)			
<i>Solidago flexicaulis</i>	16 (27)	3 (38)	1 (7)	1 (7)
<i>Solidago rugosa</i>	3 (20)	3 (46)	2 (41)	1 (29)
<i>Steironema ciliatum</i>	2 (27)			
<i>Symphyotrichum lateriflorum</i>	3 (27)	1 (4)	2 (7)	
<i>Thalictrum pubescens</i>	4 (73)	2 (25)	2 (7)	
<i>Thelypteris noveboracensis</i>		6 (63)	15 (85)	4 (50)
<i>Tiarella cordifolia</i>	4 (27)	3 (33)	2 (33)	1 (7)
<i>Toxicodendron radicans</i>	5 (27)	1 (4)		
<i>Trientalis borealis</i>		1 (25)	1 (7)	1 (14)
<i>Trillium erectum</i>	1 (47)	1 (46)	1 (59)	1 (93)
<i>Urtica dioica</i>	7 (33)			
<i>Veratrum viride</i>	26 (40)	3 (8)		
<i>Veronica serpyllifolia</i>		1 (42)	2 (41)	
<i>Viburnum trilobum</i>	3 (47)	1 (13)	1 (7)	
<i>Vitis riparia</i>	3 (33)			

Les plaines de débordement sont des milieux qui sont inondés de façon périodique du à un excédent d'eau dans une rivière ou dans un lac, ou à une accumulation des précipitations ou des eaux souterraines (Junk *et al.*, 1989). L'approvisionnement en eau des arbres et des plantes est le meilleur dans les plaines de débordement, presque toutes situées près de cours d'eau importants, telle la rivière Saint-François. Ce type de milieu est surtout approvisionné en eau par la montée des eaux causée par la fonte des neiges, et il est fréquent (à tous les 2 à 5 ans) que le milieu soit inondé brièvement tôt au printemps. Cet apport annuel en eau procure du même coup un apport en éléments nutritifs (N et P) (Piégay *et al.*, 2003; Verry *et al.*, 2000). Les plaines de débordement sont généralement plus fertiles que d'autres milieux naturels productifs dus à cet apport annuel d'éléments nutritifs (Bayley, 1995).

Les noyers cendrés ont une densité plus élevée dans les plaines de débordement comparativement aux autres milieux forestiers ayant un couvert arborescent plus fermé. En accord avec les hypothèses émises, les noyers cendrés sont plus abondants dans les milieux aux sols les plus riches et aux communautés ayant une densité totale de tiges moins élevée (tableau 2.1). En effet, un peu plus du quart (27%) de la surface terrière totale dans les plaines de débordement est occupée par le noyer cendré et il est présent dans 2 parcelles sur 3 (67%) (tableau 2.2). Gagnon (1980) a trouvé que le noyer cendré est très fréquent et deuxième en importance dans les plaines de débordement de la rivière des Outaouais, dans un type de communauté végétale dominée par le tilleul d'Amérique avec un sous-bois couvert presque à 100 % par la fougère à l'autruche. L'humidité et la richesse du sol en plaine de débordement fournissent les conditions idéales pour la croissance de cette fougère (Lamoureux *et al.*, 1993).

Dans la présente étude, les plaines de débordement sont les milieux avec les sols les plus riches, car le pH et le phosphore y sont les plus élevés. Les analyses montrent que le pH est significativement différent d'un milieu à l'autre, les plaines de

débordement ayant le pH le plus élevé (pH = 5,5) et les milieux mésiques pauvres, le pH le plus faible (pH = 3,7) (tableau 2.1). Le pH est un bon indicateur de la richesse du sol car il est d'une grande importance pour la disponibilité et la facilité d'assimilation des éléments nutritifs par les racines des végétaux (Soltner, 2005; Morot-Gaudry, 1997). L'azote se retrouve en plus faible quantité dans les sols de plaine de débordement que dans les autres milieux, mais c'est aussi dans les plaines de débordement que le phosphore est en plus grande quantité (tableau 2.1). Des études montrent que la croissance en plaines de débordement est généralement limitée par l'azote (Antheunisse *et al.*, 2006; Ogden *et al.*, 2002) et non par le phosphore. Par contre, le phosphore y est abondant due à la grande quantité apportée par les crues, tandis que le nitrate est perdu en azote atmosphérique par le processus de dénitrification en sols saturés en eau (Olde Venterink *et al.*, 2006). Les plaines de débordement sont donc moins limitées par le phosphore que les autres milieux, dû à l'apport de cet élément par les crues. Les sols de plaine de débordement étant plus riches, le taux de décomposition de la matière organique est aussi plus élevé (rapport C/N plus faible (tableau 2.1)) et l'azote est fortement utilisé. De plus, l'azote doit se trouver surtout sous sa forme nitrate (NO_3) dans ces sols, une forme plus facilement assimilable par les plantes. Un pH élevé favorisant la dominance de la forme NO_3 de l'azote dans un sol, les autres milieux, avec des pH beaucoup plus faibles, auront sans doute de l'ammonium (NH_4) comme forme dominante d'azote dans le sol (Soltner, 2005).

L'accroissement moyen en surface terrière des arbres sondés (28 espèces) est plus élevé en plaine de débordement que dans tous les autres milieux (tableau 2.6 et figure 2.3), ce qui confirme les résultats obtenus quant à la fertilité des milieux de plaine de débordement. Par contre, les noyers sondés présentent un accroissement moyen semblable en plaine de débordement et dans les milieux mésiques riches (+Ca), mais plus faible dans les milieux mésiques riches (-Ca) (tableau 2.6 et figure 2.3). La forte teneur en potassium, en calcium et en magnésium du sol, ainsi qu'un pH plus élevé, peut expliquer la différence de croissance du noyer entre les sites mésiques riches (+Ca) et les sites mésiques riches (-Ca) (tableau 2.1). Effectivement, la quantité de potassium et de magnésium est significativement plus élevée dans les milieux mésiques riches (+Ca) que dans les milieux mésiques riches (-Ca). La quantité de calcium du sol est plus élevée dans les milieux mésiques riches (+Ca) que dans les trois autres types de milieux forestiers (tableau 2.1).

Les deux milieux forestiers mésiques riches (+Ca et -Ca) sont très semblables quant à leur composition végétale. L'érable à sucre, le noyer cendré et le frêne d'Amérique (*Fraxinus americana*) sont les espèces ayant la plus grande surface terrière moyenne (tableau 2.2). Les semis d'érables à sucre et de frêne d'Amérique sont très fréquents et abondants dans ces deux types de milieux (tableau 2.4) et les mêmes espèces de plantes herbacées y sont souvent retrouvées (tableau 2.5). Par contre, une plus forte abondance de certaines espèces (*Matteuccia struthiopteris*, *Athyrium thelypteroides*, *Onoclea sensibilis*) confirme le caractère plus riche et plus humide (Lamoureux et al., 1993) des milieux mésiques riches (+Ca) comparativement aux milieux mésiques riches (-Ca) (tableau 2.5).

Tableau 2.6 Accroissement en surface terrière ($\text{mm}^2/5$ ans) des noyers et de toutes les espèces sondées pour chaque type de milieu. Pour chaque milieu, la moyenne, l'écart-type et le résultat du test de Tukey sont donnés. La probabilité que les moyennes soient significativement différentes est donnée par le test de Wilcoxon.

Années	Espèces	Type de milieu				Prob.
		Plaine de débordement	Mésique riche (+Ca)	Mésique riche (-Ca)	Mésique pauvre	
2008-1989	Toutes	151 (53,1) a	101,4 (34) b	95,7 (28,5) b	90,3 (31,4) b	0,002
	Toutes sans le noyer	141,6 (58) a	89,5 (44) b	96,6 (28,7) b	90,3 (31,4) b	0,008
	Noyer	164,7 (39,6) a	155,7 (32,3) a	94,3 (52,8) b		0,004
2008-2004		162,5 (62,2) a	148,1 (65,1) ab	89,8 (67,2) b		0,041
2003-1999		174,7 (62,9) a	148,3 (52,9) a	60,5 (43) b		< 0,0001
1998-1994	Noyer	165,7 (44,6) a	174,8 (60,5) a	105,8 (61,5) b		0,013
1993-1989		156,2 (61)	151,8 (57,4)	120,9 (79,8)		0,326

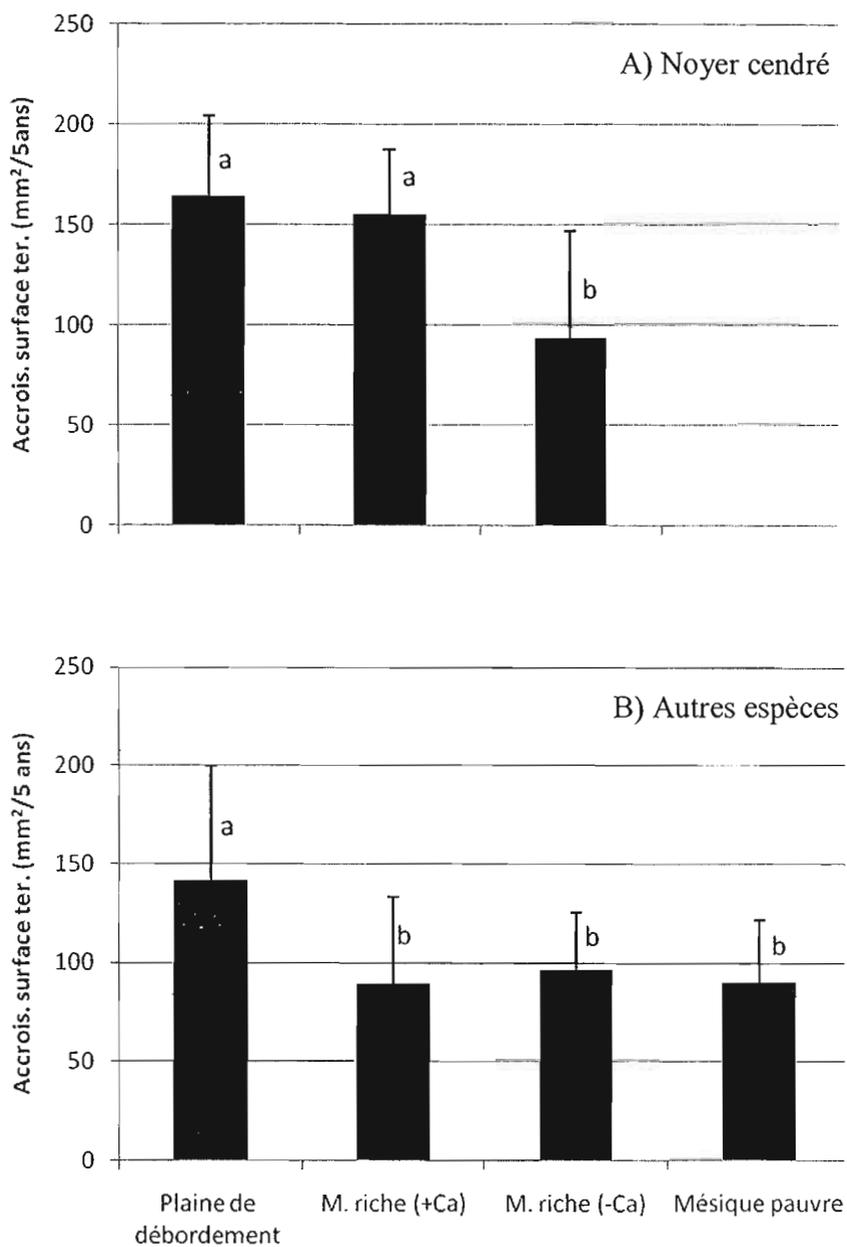


Figure 2.3 Accroissement en surface terrière moyen a) du noyer cendré b) de toutes les autres espèces d'arbres regroupées, en fonction des types de milieux (surface terrière (mm²) par 5 ans pour les 20 dernières années). L'accroissement est significativement différent entre les types de milieux avec une probabilité de 0,004 pour le noyer et de 0,008 les autres espèces (test de Wilcoxon).

Quant aux milieux mésiques pauvres, ils présentent le plus faible pH (3,7) et une très faible quantité de calcium du sol (tableau 2.1). De plus, le rapport carbone/azote, qui est un indicateur de la lenteur de la décomposition de la matière organique, est plus élevé dans les milieux mésiques pauvres que dans les 3 autres milieux forestiers (tableau 2.1). Dans ce type de milieu, l'érable à sucre, l'érable rouge (*Acer rubrum*), le hêtre à grande feuille et la pruche (*Tsuga canadensis*) sont les espèces ayant la plus grande surface terrière. Le chêne rouge (*Quercus rubra*), le cerisier tardif (*Prunus serotina*), le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis*) et le frêne d'Amérique sont également fréquents (tableau 2.2). La dennstaedtie à lobules ponctués (*Dennstaedia punctilobulata*), une fougère qui croit généralement sur des sols bien drainés, montre une constance de 93% dans ces milieux (13 parcelles sur 14) (tableau 2.5). (Lamoureux et al., 1993). Le lycopode obscur (*Lycopodium obscurum*) est également présent dans 50 % des parcelles attribuées aux milieux mésiques pauvres (tableau 2.5), cette espèce est connue pour pousser sur des sols bien drainés et plutôt acides (Lamoureux et al., 1993). Aucun noyer n'a été observé dans les milieux mésiques pauvres (tableaux 2.1 à 2.4). Le caractère bien drainé de ces sites (pente forte, pierrosité élevée) et l'acidité du sol (tableau 2.1), qui diminue la disponibilité des éléments nutritifs, expliqueraient l'absence du noyer dans ce type de milieu.

2.3.4 Incidence du chancre

Au total, 163 noyers ont fait l'objet d'une évaluation détaillée de leur état de santé. Parmi eux, seulement 5% des noyers ne présentaient aucun signe détectable de maladie, 55 % des noyers présentaient des symptômes sur moins du quart de la circonférence du tronc, tandis que 40% des noyers évalués présentaient des dommages sur plus du quart de la circonférence du tronc (tableau 2.7). Ces résultats sont comparables aux données divulguées par le conseil régional de l'environnement du Centre-du-Québec (CRECQ), où 56 % des noyers étaient sains ou légèrement infectés et 44 % étaient fortement infectés (Lachance et Blais, 2010). Un pourcentage élevé des noyers dans la province de Québec sont infectés par le chancre du noyer cendré (Lachance et Blais, 2010; Cloutier *et al.*, 2007), ce qui n'aide pas du tout la situation, car les noyers infectés allouent moins d'énergie à la production de fleurs et de noix, ce qui diminue les chances de reproduction, tout en considérant que l'auto-pollinisation n'est pas observée chez cette espèce (Woeste et Pijut, 2009).

Le nombre de noyers pris en compte dans l'analyse de comparaison entre les milieux est diminué (151 noyers) du fait que certaines parcelles n'ont pas été incluses dans un type de milieu identifié à l'aide de l'ACC. Pour cette analyse statistique, les classes de dommage définies par Cloutier *et al.* (2007) ont été combinées (classes 1 et 2 regroupées, classes 3 et 4 regroupées) pour montrer plus clairement le patron observé. D'après la même logique, les pourcentages de mort en cime ont été regroupés en 3 classes (classes : 0 = 0 %, 1 = ≤ 50 %, 2 = ≥ 50 %). De même, les types de milieux mésiques riches +Ca et -Ca ont été combinés pour faire ressortir les différences entre les milieux forestiers et les milieux plus ouverts de plaine de débordement. Les milieux mésiques pauvres ne sont pas été considéré ici, car ils ne contiennent pas de noyer cendré.

Tableau 2.7 Nombre de noyers cendrés dans chaque classe a) de dommages au tronc et b) de mort en cime pour chaque type de milieu. Les noyers contenus dans les parcelles qui n'ont pas été incluses dans un type de milieu sont placés dans la colonne « non classées ».

A) Circonférence affectée

Circonférence attequée	Plaine de débordement	Mésique riche (+Ca)	Mésique riche (-Ca)	Parcelles non classées	Total
Aucun dommage	2	2	2	2	8
< 1/4	29	23	31	6	89
1/4 à 1/2	13	8	12	2	35
1/2 à 3/4	6	5	1	1	13
>3/4	13	1	3	1	18
Total	63	39	49	12	163

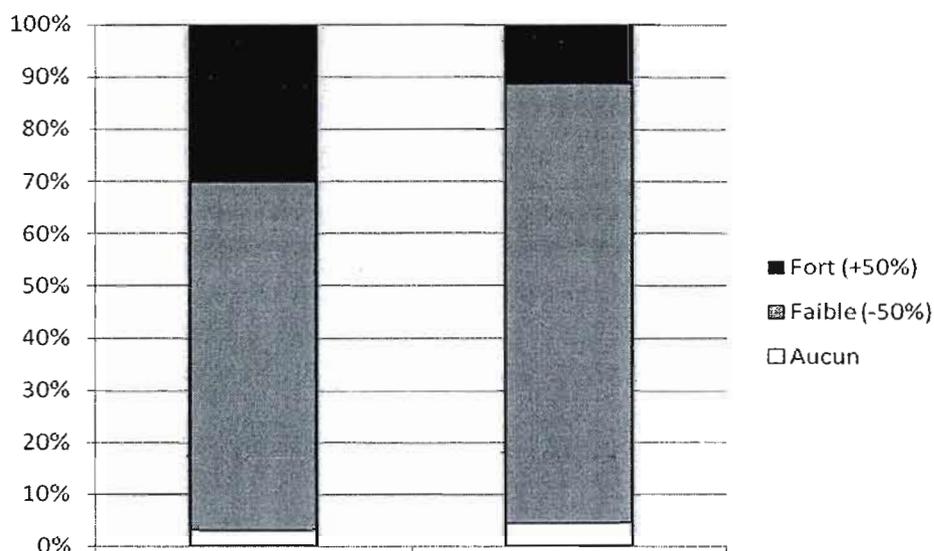
B) Mort en cime

Pourcentage de mort en cime	Plaine de débordement	Mésique riche (+Ca)	Mésique riche (-Ca)	Parcelles non classées	Total
0 %	12	6	3	5	26
5 à 24%	32	30	32	5	99
25 à 49%	4	4	9	1	18
50 à 74%	7	1	1	1	10
75 à 100%	8	1	1	0	10
Total	63	42	46	12	163

Le pourcentage de noyers fortement attaqués (dommages sur plus de 50 % de la circonférence du tronc) est significativement plus élevé dans les plaines de débordement (30%) que dans les milieux forestiers mésiques (11%) (figure 2.4). Les mêmes conclusions peuvent être tirées à partir des estimations de mort en cime. Dans les plaines de débordement, 24% des noyers présentent une mort en cime élevée (mort en cime de plus de 50%), comparativement à seulement 5% dans les milieux mésiques (figure 2.4). D'autres chercheurs ont aussi remarqué cette prédominance du chancre du noyer cendré dans les milieux de plaine de débordement (M. E. Ostry, communication pers.).

Contrairement à la première hypothèse émise, l'incidence du chancre du noyer cendré s'avère plus importante dans les stations aux sols les plus riches, soit les plaines de débordement (figure 2.4). Plusieurs explications sont possibles. L'importance de la maladie en plaine de débordement peut être tout simplement associée à une plus forte densité des noyers. En accord avec la dernière hypothèse émise, la maladie est plus importante là où les noyers sont le plus densément répartis, soit dans les plaines de débordement (tableau 2.1). Les sources d'inoculum (noyers infectés) sont donc plus élevées comparativement aux milieux forestiers, où les noyers y sont plus dispersés dans le paysage. La densité des conidies (propagules) dans l'air diminue avec l'augmentation de la distance des noyers infectés (Tisserat et Kuntz, 1983).

A) Circonférence affectée



B) Mort en cime

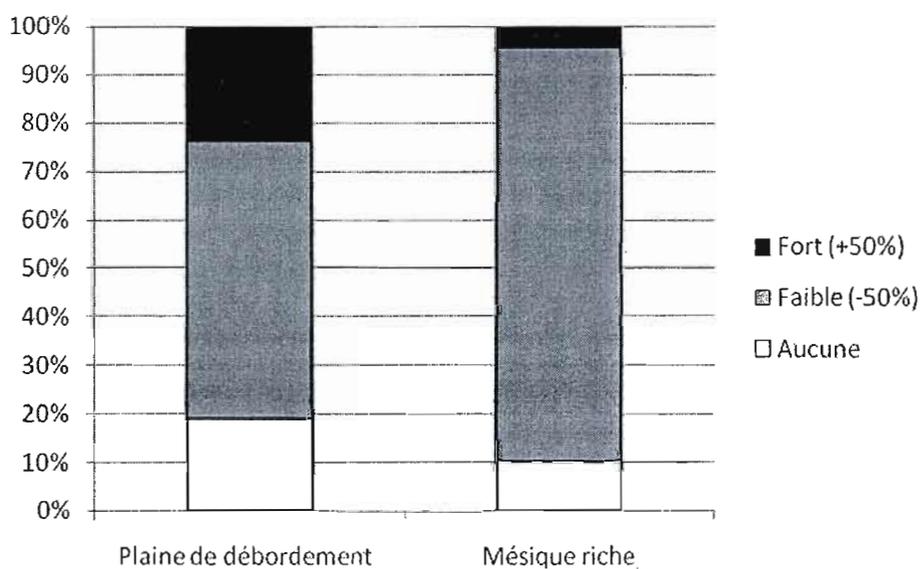


Figure 2.4 Pourcentages de noyers cendrés (N = 151, excluant les parcelles non classées) dans chaque classe a) de dommages au tronc et b) de mort en cime pour les plaines de débordement et les milieux mésiques riches. L'importance des dommages est significativement différente entre ces deux types de milieux avec une probabilité de 0,02 pour les dommages au tronc et de 0,0002 pour la mort en cime (test de Wilcoxon).

Il se peut aussi que les noyers en plaine de débordement aient été colonisés par le chancre plus tôt que les noyers en forêt mésique plus fermée, où la densité des tiges d'autres arbres est plus élevée. En effet, dans un milieu plus ouvert, les noyers sont plus susceptibles d'être inoculés rapidement et fréquemment par le chancre, dont les conidies (propagules) sont transportées dans des particules d'aérosol (Tisserat et Kuntz, 1983). De façon semblable, Schreiner (1925) a trouvé que les symptômes du chancre hypoxylonien s'attaquant au peuplier deltoïde (*Populus deltoides*) est près de trois fois plus important dans les peuplements ouverts comparativement aux peuplements plus fermés.

Les plaines de débordement, tel que mentionné ci-haut, sont situées en bordure de cours d'eau majeurs, qui eux-mêmes forment de grands corridors ouverts le long desquels peuvent librement circuler des masses d'air humides chargées de conidies de chancre. Le chancre se serait donc implanté dans ce milieu depuis plus longtemps et les noyers présenteraient donc plus de symptômes que dans les milieux forestiers de l'intérieur des terres, moins susceptibles d'être inoculés. La maladie peut également être dispersée par les noix qui sont transportées par les cours d'eau (Woeste et Pijut, 2009; M. E. Ostry, communication pers.).

Il est également possible que le chancre profite, lui aussi, de la fertilité du site. En effet, plus le site est fertile, plus les arbres transportent de substances nutritives dans leurs vaisseaux, ce qui a été démontré pour certains conifères tels que l'épinette de Norvège (*Picea abies*) (Dambrine *et al.*, 1995) et le pin Loblolly (*Pinus taeda*) (Carter et Larsen, 1995). Si ce phénomène est possible chez le noyer cendré, il se peut que l'abondance de nutriments présents dans la sève puisse favoriser la croissance du chancre, puisque le noyer ne semble pas posséder de défenses contre le chancre. Toutefois, aucun cas semblable n'a été rapporté dans la littérature.

C'est dans les plaines de débordement que les noyers ont les cimes les moins dominantes de la canopée, mais ce résultat peut-être expliqué par la plus faible taille (dhp) des noyers dans ces milieux (tableau 2.1). Même si la densité totale de tiges est plus faible dans les plaines de débordement, la surface terrière totale n'est pas significativement différente d'un milieu à l'autre (tableau 2.1). Il serait donc prématuré de conclure qu'il existe une association entre la compétition intraspécifique du noyer cendré et la virulence du chancre.

L'identification du chancre est une tâche ardue, car certains pathogènes comme *Fusarium* sp. et *Melanconis juglandis* peuvent être confondus avec ce dernier (Lupien et Desrochers, 2008; Cloutier *et al.*, 2007; Ostry et al., 1994). *Melanconis* et *Armillaria* sp. (une pourriture des racines qui engendre la mort en cime) sont associés aux arbres qui sont soumis à des conditions de stress (Cummings-Carlson, 2004). Heureusement, des chercheurs ont développé une méthode d'identification du chancre afin de diagnostiquer les arbres malades et ainsi diminuer la propagation de la maladie (Broder et Boland, 2010a). Les prochaines études pourront donc bénéficier de cette découverte et ainsi diminuer les incertitudes reliées à la reconnaissance du chancre du noyer. Toutefois, aucune autre espèce d'arbre échantillonné au cours de cette étude n'a montré autant d'individus atteints par un chancre, ni même le dixième du nombre d'arbres atteints trouvés chez le noyer cendré. Les symptômes du chancre du noyer (blessures noires, liquide noir) sont suffisamment évidents et peu variables. Nous sommes convaincus que le nombre de noyers cendrés atteints par d'autres champignons que le chancre du noyer est extrêmement faible dans notre étude.

Dans de futures études, il serait intéressant de tester les différentes hypothèses (densité d'inoculum, corridor de dispersion, richesse du site) sur l'importance du chancre en plaine de débordement afin de mieux comprendre l'écologie du champignon et les facteurs qui influencent sa virulence. Des études phylogéniques

récentes ont permis de classer le chancre du noyer cendré dans un autre genre, soit *Ophiognomonia*, et l'espèce sera bientôt désignée comme *Ophiognomonia clavignenti-juglandacearum*. En comparant les espèces de chancre appartenant au même genre, il est possible d'obtenir des indices pour trouver les structures reproductrices (encore inconnues) et obtenir des pistes concernant les mesures de contrôles appropriées. Cette découverte pourrait changer nos perceptions sur l'écologie, la reproduction, la dispersion et la virulence du pathogène (Broders et Boland, 2010b).

2.4 Conclusion

Le faible nombre de noyers sains qui ont été repérés durant cette étude est de mauvais augure pour la persistance à moyen terme du noyer cendré dans le paysage des Cantons-de-l'Est. Par contre, certains noyers potentiellement résistants sont occasionnellement trouvés dans des peuplements où la maladie est importante (Woeste *et al.*, 2009). Le suivi des noyers étiquetés au cours des prochaines années sera primordial pour détecter des individus qui auront résisté au chancre (cicatrisation des blessures). Si une certaine résistance est découverte, il se peut que l'on puisse identifier le microhabitat nécessaire pour maintenir ou faciliter la résistance (Environnement Canada, 2010). De plus, le contact avec les propriétaires a permis de les sensibiliser à la situation du noyer en les aidant à mieux gérer l'espèce sur leurs terres forestières. En effet, lorsque des propriétaires forestiers apprennent la venue de la maladie, ils peuvent être tentés de les récolter avant que la maladie ne se manifeste de façon trop importante et diminue la qualité du bois. Parmi ces arbres abattus, certains noyers auraient pu être résistants à la maladie. Il faut donc aviser les propriétaires de garder leurs noyers et de ne couper que ceux qui semblent déjà fortement attaqués.

Ostry et ses collaborateurs (1994) ont établi des directives pour identifier les individus sains et les noyers potentiellement résistants. Selon ces directives, les noyers ayant plus de 70% de cime vivante et moins de 20% du tronc principal affecté par le chancre sont considérés comme sains. Au même titre que les noyers qui ont au moins 50% de cime vivante et ne présentent aucun signe d'infection par le chancre au niveau du tronc. Il est très important d'éviter d'abattre les noyers qui possèdent des caractéristiques d'individus potentiellement résistants à la maladie. Les arbres exempts de chancre, ou qui présentent des chancres cicatrisés, et ayant un diamètre de 25 centimètre sont possiblement résistants au chancre, d'autant plus s'ils sont situés dans un peuplement avec une forte incidence de la maladie (à moins de 30 m d'un arbre malade) (Environnement Canada, 2010).

Cette étude a permis d'améliorer les connaissances quant à la répartition, l'écologie et la croissance du noyer cendré, ainsi que sur l'incidence du chancre du noyer cendré en fonction des conditions du milieu. Les résultats montrent clairement que dans les sites mésiques riches, la croissance du noyer est comparable à sa croissance dans les plaines de débordement (tableau 2.6 et figure 2.3), mais que l'incidence de la maladie y est moins importante (figure 2.4). On pourrait dès lors recommander que des éventuelles plantations d'enrichissement ou de restauration soient effectuées surtout dans les sites mésiques riches ayant une forte teneur en calcium du sol. La plantation de noyers est souhaitable afin de donner du temps aux chercheurs pour étudier davantage l'écologie du chancre du noyer cendré et de trouver des arbres résistants à la maladie.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

Le noyer cendré est une espèce de début de succession qui tolère difficilement la compétition. En plus d'être affligée par le chancre du noyer cendré, la régénération de cette espèce n'est pas chose courante, car les semis exigent une lumière directe et ces conditions ne sont habituellement rencontrées que dans des sites perturbés. L'aménagement actuel des terres publiques et privées favorise un minimum de perturbations. Ces pratiques sylvicoles entraînent donc la diminution des espaces pouvant permettre la régénération du noyer cendré. De plus, lorsque les sites permettent la régénération, les cerfs menacent la survie des semis par le broutage et le frottement de leurs bois sur les jeunes arbres (Woeste *et al.*, 2009; Ostry *et al.* 2003). Due à leur masse importante, les noix tombent directement sous l'arbre semencier et leur dispersion dépend des animaux, qui souvent consomment la noix. Ces facteurs réunis contribuent à la faible régénération observée chez le noyer cendré (Ostry *et al.* 2003; COSEPAC, 2003; Environnement Canada, 2010). Les noix peuvent également être dispersées par l'intermédiaire des cours d'eau par flottaison, ce qui peut expliquer l'abondance des noyers dans ce type de milieu. En effet, le noyer cendré est particulièrement abondant dans des milieux inondables au printemps (Gagnon, 1980), mais c'est aussi dans ce type de milieu que la maladie s'avère la plus importante.

Le chancre du noyer cendré est présent dans toute l'aire de répartition du noyer et des taux élevés d'infection et de mortalité sont observés aux États-Unis et en Ontario. Toutefois, dans ces régions, des noyers qui semblent résistants ont été découverts dans des peuplements où les noyers sont fortement attaqués (FGCA, 2005). Il y a donc une lueur d'espoir qui indique qu'il existe peut-être des individus génétiquement résistants, mais cette résistance n'a pas encore été démontrée au Québec. Il est donc primordial de poursuivre dans cette direction en revisitant les noyers qui ont été marqués à l'été 2009, afin de déterminer si les symptômes observés ont évolué au fil du temps. Des arbres qui restent sains, ou qui semblent cicatriser les chancres, peuvent être considérés comme potentiellement résistants (Ostry *et al.*, 1994). Si cette recherche d'individus possédant une certaine résistance ne porte pas fruit, nous pouvons appréhender la disparition du noyer de la région d'étude, ou même à l'échelle du paysage canadien (Environnement Canada, 2010). Les méthodes d'hybridation par rétro-croisement peuvent être une solution de rechange dans le cas où la résistance génétique espérée n'est finalement pas suffisante. Il s'agit de croiser successivement le noyer cendré avec une espèce de noyer plus résistante au chancre, tel le noyer du Japon (*Juglans ailantifolia*), tout en conservant le maximum de gènes provenant du noyer cendré. Cette méthode a été utilisée pour le rétablissement du châtaigner d'Amérique (*Castanea dentata*), suite à sa quasi extinction à cause de la brûlure du châtaigner (*Cryphonectria parasitica*) (Diskin *et al.*, 2006; Schlarbaum *et al.*, 1997). Des efforts de conservation soutenus et une collaboration étroite des chercheurs sont indispensables afin de s'assurer de la survie du noyer cendré.

RÉFÉRENCES

- Altizer, S., D. Harvell et E., Friedle. 2003. «Rapid evolutionary dynamics and disease threats to biodiversity». *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 18, p. 589-596.
- Antheunisse, A. M., R. Loeb, L. P. M. Lamers et J. T. A. Verhoeven. 2006. «Regional differences in nutrients limitation in floodplains of selected European rivers: Implication for rehabilitations of characteristic floodplain». *River Research and Applications*, vol. 22, p. 1039-1055.
- Bayley, P. B. 1995. «Understanding Large River - Floodplain Ecosystems». *BioScience*, vol. 45, no. 3, p. 153-158.
- Bérard, J. et M. Côté. 1996. «Manuel de foresterie». Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy. 1428 p.
- Bouyoucos, G.J. 1961. «Hydrometer method improved for making particle size analysis of soils». *Agronomy Journal*, vol. 54, p. 464-465.
- Bray, R. H. et L. T. Kurtz. 1945. «Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils». *Soil Science*, vol. 59, no. 1, p. 39-45.
- Broder, K. D. et G. L. Boland. 2010a. «Molecular Diagnostic Assay for Detection of the Butternut Canker Pathogen *Sirococcus clavigignenti-juglandacearum*». *Plant Disease*, vol. 94, no. 8, p. 952-958.
- Broder, K. D. et G. L. Boland. 2010b. «Reclassification of the butternut canker fungus, *Sirococcus clavigignenti-juglandacearum*, into the genus *Ophiognomonina*». *Phytopathology*, vol. 100, no. 6, suppl. 1, p. S17.
- Carter, M. C. et H. S. Larsen. 1995. «Soil nutrients and Loblolly pine xylem sap composition». *Forest Science*, vol. 11, no. 2, p. 216-220.
- Centre de données sur le patrimoine naturel du Québec. 2008. «Les plantes vasculaires menacées ou vulnérables du Québec», 3e édition. Gouvernement du Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du patrimoine écologique et des parcs, Québec. 180 p.

- Centre de ressources pour propriétaires fonciers. 1998. «Bulletin de diffusion : Plantation et entretien arbre à noix». Ministère des richesses naturelles de l'Ontario. 4 p.
- Cloutier, D., J. Thibault et P. DesRochers. 2007. «État de santé du noyer cendré (*Juglans cinerea* L.) sur les terres fédérales au Québec». Document non publié. SCF-CFL, Sainte-Foy, Québec. 229 p.
- Coley, P.D, J.P. Bryant et F.S Chapin. 1985. «Resource Availability and Plant Antiherbivore Defense». *Science*, vol. 230, no. 4728 (novembre), p. 895-899.
- Comité sur la situation des espèces en périls au Canada (COSEPAC). 2003. «Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le noyer cendré (*Juglans cinerea*) au Canada». Comité sur la situation des espèces en péril au Canada. Ottawa. 37 p. En ligne : www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm.
- Comité sur la situation des espèces en périls au Canada (COSEPAC). 2004. «Évaluation et Rapport de situation du COSEPAC sur le châtaignier d'Amérique (*Castanea dentata*) au Canada», Mise à jour. Comité sur la situation des espèces en péril au Canada, Ottawa, 23 p. En ligne : www.registrelep.gc.ca/Status/Status_f.cfm.
- Cummings Carlson, J. 2004. «Butternut in Wisconsin: Ecology, History, Surveys». Dans : Butternut Canker in New Brunswick: Workshop Minutes. New Brunswick. Department of Natural Resources and Canadian Wildlife Service, Environment Canada, February 27, 2004. Fredericton, New Brunswick.
- Dambrine, E., F. Martin, N. Carisey, A. Granier, J-E. Hallgren et K. Bishop .1995. «Xylem sap composition : A tool for investigating mineral uptake and cycling in adult spruce». *Plant and Soil*, vol. 68-169, p. 233-241.
- Diskin, M., K. C. Steiner et F. V. Hebard. 2006. «Recovery of American chestnut characteristics following hybridization and backcross breeding to restore blight-ravaged *Castanea dentata*». *Forest Ecology and Management*, vol. 223, p. 439-447.
- Doyon, F., A. Bouchard et D. Gagnon. 1998. «Tree productivity and successional status in Québec northern hardwood». *Ecoscience*, vol. 5, no. 2, p. 222-231.

- Ellison, A. M., M. S. Bank, B. D. Clinton, E. A. Colburn, K. Elliot, C. R. Ford, D. R. Foster, B. D. Kloeppel, J. D. Knoepp, G. M. Lovett, J. Mohan, D. A. Orwig, N. L. Rodenhouse, W. V. Sobczak, K. A. Stinson, J. K. Stone, C. M. Swans, J. Thompson, B. V. Holle et J. R. Webster. 2005. «Loss of foundation species: consequences for the structure and dynamics of forested ecosystems». *Frontiers in Ecology and the Environment*, vol. 3, no. 9, p. 479-486.
- Environnement Canada. 2004. «Normale et moyenne climatique au Canada 1971-2000 ; Sherbrooke, Québec». Archives nationales d'information et de données climatologiques. En ligne : <http://climate.weatheroffice.ec.gc.ca>.
- Environnement Canada. 2010. «Programme de rétablissement du noyer cendré (*Juglans cinerea*) au Canada». Série de programmes de rétablissement de la loi sur les espèces en péril, Environnement Canada, Ottawa. Vii+29 p.
- European and Mediterranean Plant Protection Organization (EPPO). 2005. «*Sirococcus clavignenti-juglandacearum*». Data sheets on quarantine pests. OEPP/EPPO Bulletin, vol. 35, p. 459-463.
- Farrar, J.L. 1995. «Les arbres du Canada». Publication Fitzhenry et Whiteside Ltd. 502 p.
- Forest gene conservation association (FGCA). 2005. «Butternut (*Juglans cinerea*)». Peterborough, ON, Canada. En ligne : <http://www.fgca.net/conservation/sar/butternut.aspx>.
- Furnier, G.R., A. M. Stolz, R. M. Mustaphi et M. E. Ostry. 1999. «Genetic evidence that butternut canker was recently introduced into North America». *Canadian Journal of Botany*, vol. 77, p. 783-785.
- Gagnon, D. 1980. Inventaire des ressources naturelles des boisés de la région de Hull. Rapport remis au Service de l'interprétation, Commission de la capitale nationale, Ottawa, 84 p.
- Gosselin, J. 2005. «Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 3d - Coteaux des basses Appalaches». Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations. 186 p.
- Gosselin, J. 2007. «Guide de reconnaissance des types écologiques de la région écologique 2c - Coteaux de l'Estrie». Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Forêt Québec, Direction des inventaires forestiers, Division de la classification écologique et productivité des stations. 186 p.

- Halik, S. et D. R. Bergdahl. 2002. «Potential Beetle Vectors of *Sirococcus clavigignenti-juglandacearum* on Butternut». *Plant Disease*, vol. 86, p. 521-527.
- Hopkin, A., L. Innes et K. Harrison. 2001. «Distribution of butternut canker (*Sirococcus clavigignenti-juglandacearum*) in eastern Canada». Inventaire des maladies des plantes au Canada. Agriculture et Agroalimentaire Canada, Dir. gén. de la recherche, London (Ontario), vol. 81, p. 154-157.
- Innes, L. et A. Rainville. 1996. «Distribution et détection du *Sirococcus clavigignenti-juglandacearum* au Québec». *Phytoprotection*, vol. 77, no. 2, p. 75-78.
- John, M.K. 1970. «Colorimetric determination of phosphorus in soil and plant materials with ascorbic acid». *Soil Science*, vol. 109, no. 4, p. 214-220.
- Junk, W.J., P. B. Bayley et R. E. Sparks. 1989. «The flood pulse concept in river – Floodplain systems». P. 110-127. Dans : Dodge, D.P (Éditeur). Proceeding of the international large river symposium. *Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 106.
- Lambert, F., B. Truax, D. Gagnon et N. Chevrier. 1994. «Growth nutrition monitored by enzyme assays in a hardwood plantation: effects of mulching materials and glyphosate application». *Forest Ecology and Management*, vol.70, p.231-244.
- Lamoureux, G., S. Lamoureux, R. F. Gauthier, S. Banville et M-E. Charbonneau. 1993. «Fougères, prêles et lycopes». Guide d'identification Fleurbec. 511 p.
- Lachance, A. et A. Blais. (CRECQ). 2010. «L'état de santé des noyers cendrés dans le Centre-du-Québec». *Flora Quebeca*, vol 15, no.2, p. 14-15.
- Legendre P. et L. Legendre. 1998. «Numerical ecology». 2e Édition Elsevier Science BV, Amsterdam. 853 p.
- Lemay, Y. 2008. «Carte des grands groupes de sols dominants du Québec méridional». Institut de recherche et de développement en agroenvironnement (IRDA). En ligne : http://www.irda.qc.ca/_ftbFiles/documents%20sur%20les%20sols/Carte4_grand-groupe.pdf.
- Loo, J.A. 2008. «Ecological impacts of non-indigenous invasive fungi as forest pathogens». Review Paper. *Biological Invasions*, vol. 11, no. 1, p. 81-96.

- Lupien, P. 2006. «Des feuillus nobles en Estrie et au Centre du Québec : Guide de mise en valeur». Association forestière des cantons de l'est, Sherbrooke, 268 p.
- Lupien, P. et P. DesRochers. 2008. «La sylviculture et la santé du noyer cendré». Les colloques du SCF-CFL. Sainte-Foy, Québec (20 novembre 2008).
- Majcen, Z. 1995. «Le noyer cendré au lac Tapani». Ministère des ressources naturelles du Québec, Gouvernement du Québec. Direction de la recherche forestière, Sainte-Foy, Québec. Note de recherche forestière no. 64, 6p.
- Marie-Victorin, FR. 1995. «Flore laurentienne». 3e édition mise à jour par L. Brouillet, S.G. Hay et I. Goulet en collaboration avec M. Blondeau, J. Cayouette et J. Labrecque. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal. 1093 p.
- McCune, B., J. B. Grace et D. L. Urban. 2002. «Analysis of Ecological Communities». MjM Software Design. 300 p.
- McGill, W.B. et C. T. Figueiredo. 1993. «Total Nitrogen». Dans: Soil Sampling and Methods of Analysis, M.R Carter (éditeur). Lewis Publishers, Boca Raton, FL. p. 201-211.
- Ministère du développement durable, de l'environnement et des parcs (MDDEP). 2008. «Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables». Notes explicatives sur la ligne naturelle des hautes eaux : la méthode botanique experte. Mise à jour en juillet 2009. Québec. 8p. + annexes. En ligne : <http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/rives/note-explic.pdf>
- Morin, R., J. Beaulieu, M. Deslauriers, G. Daoust et J. Bousquet. 2000. «Low genetic diversity at allozyme loci in *Juglans cinerea*». *Canadian Journal of Botany*, vol. 78, p. 1238-1243.
- Morot-Gaudry, J-F. 1997. «Assimilation de l'azote chez les plantes : aspect physiologique, biochimique et moléculaire». Editions Quae. 422 p.
- Nair, V. M. G., C. J. Kostichka et J. E. Kuntz. 1979. «*Sirococcus clavignenti-juglandacearum*: an undescribed species causing canker on butternut». *Mycologia*, vol. 71, p. 641-646.
- Ogden, R. W., M. C. Thoms et P. L. Levings. 2002. «Nutrient limitation of plant growth on the floodplain of the Narran River, Australia: growth experiments and a pilot soil survey». *Hydrobiologia*, vol. 489, no 1-3, p. 277-285.

- Olde Venterink, H., J. E. Vermaat, M. Pronk, F. Wiegman, G. E. M. Van Der Lee, M. W. Van Der Hoorn, L. W. G. Higler et J. T. A. Verhoeven. 2006. «Importance of sediment deposition and denitrification for nutrient retention in floodplain wetlands». *Applied Vegetation Science*, vol. 9, p. 163-174.
- Ostry, M.E., M. E Mielke et D. D. Skilling. 1994. «Butternut--strategies for managing a threatened tree». *General technical report*, NC-165. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station. 7 p.
- Ostry, M.E. et P. M. Pijut. 2000. «Butternut : An underused resource in North America». USDA Forest Service, North Central Research Station. *Hortechology*, vol. 10, no. 2. p. 302-306.
- Ostry, M.E. et K. Woeste. 2004. «Spread of butternut canker in North America, host range, evidence of resistance within butternut populations and conservation genetics». Proceedings of the 6th Walnut Council research symposium (2004 July 25-28), Lafayette, IN. *General technical report*, NC-243. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station. p. 114-120.
- Ostry, M.E., B. Ellingson, D. Seekings et W. Ruckheim. 2003. «The need for silvicultural practices and collection of *Juglans cinerea* germplasm for species conservation». Proceedings of the 13th Central hardwood forest conference; Urbana-Champaign, IL. *General technical report*, NC-234. St. Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Research Station. p. 601-606.
- Ostry, M. E. 2010. Communication personnelle.
- Piégay, H., G. Pautou et C. Ruffinoni. 2003. «Les forêts riveraines des cours d'eau: écologie, fonctions et gestion». Forêt privée française. 463 p.
- Pijut, P. M. 1997. «Micropopagation of *Juglans cinerea* L. (Butternut)». *Biotechnology in Agriculture and Forestry*, vol. 39, p. 345-357.
- Portela, E., J. Aranha, A. Martin et A. L. Pires. 1999. «Soil factors, farmer's practices and chestnut ink disease : some interactions». Dans : International symposium on Chestnut, ISHS Acta Horticulturae 494.

- Rabaska (projet). 2006. «Étude d'impact sur l'environnement : description de l'environnement». Tome 3, vol. 1, chap. 2, 127p. En ligne : http://www.rabaska.net/pdf_toc1.html
- Rainville, A., L. Innes, F. Colas, M. Bettez et S. Mercier. 2001. «Butternut canker in Québec: A 5-year history that led to seed treatments». Canadian tree improvement association, The seed working group, no. 34, p. 13-16.
- Ressources naturelles Canada. 2001. «Distribution du chancre du noyer cendré (*Sirococcus clavigignenti-juglandacearum*) dans l'est du Canada». Service Canadien des Forêts, Centre de foresterie de Grand Lacs. Nouvelles Express, Bulletin no. 2, 2 p. En ligne : <http://scf.mcan.gc.ca/nouvelles/275>.
- Rink, G. 1990. «*Juglans cinerea* L. Butternut. Silvics of North America». Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, vol. 2, p. 386-390.
- Ross-Davis, A., M. E. Ostry et K. E. Woeste. 2008. «Genetic diversity of butternut (*Juglans cinerea*) and implication for conservation». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 38, p. 899-907.
- Schlarbaum, S. E., F. Hebard, P. C. Spaine et J. C. Kamalay. 1997. «Three American tragedies: Chestnut blight, butternut canker and Dutch elm disease». Proceedings, exotic pests of Eastern forests, Nashville, TN. Tennessee Exotic Plant Pest Council, p. 45-54.
- Schreiner, E. J. 1925. «Preliminary survey of hypoxylon poplar canker in Oxford county, Maine». *Mycologia*, vol. 17, no. 5, p. 218-220.
- Soltner, D. 2005. «Les bases de la production végétale, tome 1 : Le sol et son amélioration». Sciences et techniques agricoles. 471 p.
- St-Jacques, C. et D. Gagnon. 1988. «La végétation du secteur nord-ouest de la vallée du Saint-Laurent, Québec». *Canadian Journal of Botany*, vol. 66, no. 4, p. 793-804.
- Tisserat, N. et J. E. Kuntz. 1983. «Longevity of conidia of *Sirococcus Clavigignenti-juglandacearum* in a simulated airborne state». *Phytopathology*, vol. 73, p. 1628-1631.
- Tisserat, N. et J. E. Kuntz. 1984. «Butternut Canker : Development on individual trees and increase within a plantation». *Plant Disease*, vol. 66, no. 7, p. 613-616.

- Truax, B. et D. Gagnon. 1993. «Effects of straw and black plastic mulching on the initial growth and nutrition of butternut, white ash and bur oak». *Forest Ecology and Management*, vol. 57, p. 17-27.
- U.S. Geological Survey (USGS). 2006. «Digital Representations of Tree Species». Range Maps from "Atlas of United States Trees" by Elbert L. Little, Jr. 1971. En ligne : <http://esp.cr.usgs.gov/data/atlas/little/>
- Verry, E.S., J. W. Hornbeck et C. A. Dolloff. 2000. «Riparian Management in Forests of the Continental Eastern United States». Lewis Publishers, Washington, D.C. 402 p.
- Woeste, K., L. Farlee, M. Ostry, J. McKenna et S. Weeks. 2009. A «Forest manager's guide to butternut». *Northern Journal of Applied Forestry*, vol. 26, no. 1, p. 9-14.
- Woeste, K et P. M. Pijut. 2009. «The peril and potential of Butternut». *Arnoldia*, vol. 66, no. 4, p. 2-12.