

Université de Montréal

Démographie de la colonisation arborescente
dans une emprise de ligne à haute tension, dans le sud-ouest du Québec

par

Charles Mercier

Département de sciences biologiques

Faculté des arts et sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures

en vue de l'obtention du grade de

Maître ès sciences

Juin 1999

© Charles Mercier 1999



5. 0255 11 m 2

QK

3

U54

1999

v.006



Page d'identification du jury

Université de Montréal
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé:

Démographie de la colonisation arborescente
dans une emprise de ligne à haute tension, sud-ouest du Québec

présenté par

Charles Mercier

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes:

- Dr. Luc Brouillet, président du jury
- Dr. André Bouchard, directeur de recherche
- Dr. Jacques Brisson, codirecteur de recherche
- Dr. Danielle Marceau, membre du jury

Mémoire accepté le:.....1999-09-29.....

SOMMAIRE

Une étude démographique des populations d'arbres d'une emprise de ligne à haute tension a été réalisée dans la municipalité régionale de comté (MRC) du Haut-Saint-Laurent. Au total, 175 stations ont été échantillonnées et regroupées en six types: communautés à *Clematis-Rubus* (type C), communautés d'espèces hygrophiles (type H), communautés d'espèces mésophiles (type M), communautés d'espèces oligophiles (type O), quenouillaies (type Q) et roselières (R). Ensuite, d'une part, la colonisation arborescente a été comparée entre les types de communautés, selon la classe d'âge des individus arborescents. D'autre part, les courbes démographiques des populations arborescentes de chacun des six types ont été analysées. Trois patrons de dynamique de la colonisation arborescente ont été mis en évidence:

Premièrement, la majorité des communautés d'espèces oligophiles (sur sol organique, acide) ont été abondamment colonisées par l'Érable rouge, au moins durant les douze années précédant l'année d'échantillonnage (1985-1996); cet envahissement efficace est peut-être dû aux conditions environnementales spécifiques à ce milieu, qui avantageraient directement ou indirectement l'Érable rouge.

Deuxièmement, dans les communautés d'espèces hygrophiles et celles d'espèces mésophiles, l'analyse des courbes démographiques a révélé un pic d'abondance durant la période 1985-1987 (individus âgés de 10-12 ans), qui suit immédiatement le troisième et dernier traitement chimique appliqué en 1984 à l'emprise. Ce maximum a été interprété comme étant le résultat de l'action perturbatrice des herbicides sur la végétation herbacée et arbustive entourant les individus arborescents: pendant les années suivant un traitement chimique, la végétation partiellement endommagée aurait offert une résistance moindre à la colonisation arborescente, facilitant temporairement l'établissement d'individus arborescents.

Troisièmement, les communautés à *Clematis-Rubus*, les quenouillaies et les roselières contiennent peu d'individus arborescents, presque tous établis entre 1979 et 1990. La colonisation arborescente y a été quasi-nulle durant les six années précédant la période d'échantillonnage (1991-1996). Parmi les six types, ces trois-là s'avèrent les plus résistants à la colonisation arborescente, probablement parce qu'ils accaparent efficacement l'espace et les ressources disponibles, inhibant la germination des graines et/ou la survie des semis d'arbres.

En somme, la végétation arborescente apparaît problématique dans trois communautés sur six: les types H, M et O, représentant 148 des 175 stations échantillonnées. Dans les communautés de type H et M (134 stations), l'envahissement

repose principalement sur le phénomène de persistance des individus arborescents et secondairement sur l'invasion de nouveaux individus. Au contraire, dans les communautés de type O, peu répandues dans l'emprise (14 stations), une invasion active par de nouveaux individus se produit et requiert une attention spéciale centrée sur le processus d'établissement.

Des principes ont été proposés afin d'intégrer ces trois patrons de dynamique dans la gestion des populations arborescentes de l'emprise échantillonnée: (1) utiliser le traitement le plus sélectif possible, pour éviter de perturber la résistance naturelle des communautés en place; (2) développer des méthodes plus efficaces d'élimination de la végétation arborescente, pour éviter la répétition des traitements sur les mêmes individus; (3) ajuster le temps de retour et l'intensité des traitements au contexte écologique des communautés de l'emprise.

TABLE DES MATIÈRES

INTRODUCTION	1
RÉGION D'ÉTUDE	3
MÉTHODOLOGIE	
Prise de données	6
Traitement des échantillons	8
Analyse des données	8
RÉSULTATS	
Composition des populations d'arbres de l'emprise	10
Classification écologique des stations	11
Densité d'individus arborescents de différents âges, selon le type de communauté	13
Analyse de la dynamique de la colonisation à partir d'une courbe démographique statique	14
Dynamique de la colonisation arborescente dans les six types de communautés	15
DISCUSSION	
Composition des populations d'arbres de l'emprise	24
Classification écologique des stations	25
Densité d'individus arborescents de différents âges, selon le type de communauté	26
L'envahissement intensif des communautés d'espèces oligophiles (type O)	26
Colonisation arborescente en décroissance dans les communautés d'espèces hygrophiles (type H) et mésophiles (type M)	28
Faible colonisation dans les communautés à <i>Clematis-Rubus</i> (type C), les quenouillaies (type Q) et les roselières (type R)	30
Effets possibles des traitements passés de maîtrise de la végétation sur la dynamique de la colonisation arborescente	32
CONCLUSION	33
SOURCES DOCUMENTAIRES	ix
APPENDICE 1	xiii
REMERCIEMENTS	xx

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I	Chronologie des traitements de maîtrise de la végétation effectués dans l'emprise depuis sa création.	3
Tableau II	Abondance et constance des espèces arborescentes échantillonnées dans l'emprise.	10
Tableau III	Abondance de la colonisation arborescente, selon le type de communauté végétale et la classe d'âge. Les nombres entre crochets sont respectivement: le premier décile, la médiane et le neuvième décile de la distribution du nombre d'individus par station. Dans une classe d'âge donnée, les types de communautés identifiés par la même lettre ne sont pas significativement différents. Codes des types de communautés: C = communautés à <i>Clematis-Rubus</i> , H = communautés d'espèces hygrophiles, M = communautés d'espèces mésophiles, O = communautés d'espèces oligophiles, Q = quenouillais, R = roselières.	13
Tableau IV	Correspondance entre les classes d'âge des individus arborescents et la chronologie des traitements appliqués à l'emprise de la ligne 7040.	26
Tableau V	Liste et emplacement des stations échantillonnées.	xvi

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Carte montrant la localisation de l'emprise de ligne à haute tension échantillonnée dans le cadre de cette étude.	4
Figure 2	Six types de communautés végétales obtenus par l'analyse de groupement hiérarchique par association moyenne (UPGMA). Chaque groupe est défini par ses espèces indicatrices, désignées par le logiciel IndVal au seuil de signification de 0,05. La valeur indicatrice de chaque espèce, donnée entre parenthèses, peut varier de 0 à 100, une valeur de 100 signifiant une espèce indicatrice parfaite, restreinte à un seul groupe et présente dans toutes les stations de ce groupe.	1 2
Figure 3	Courbe démographique théorique de l'abondance des individus d'une population arborescente, suivant l'hypothèse d'un taux d'établissement constant et d'un taux de mortalité cumulatif de 50% pour chaque classe d'âge.	1 5
Figure 4	Courbes démographiques (A) et composition en espèces (B) des populations arborescentes dans les communautés d'espèces oligophiles (type O). La classe >21 figure à part parce qu'elle regroupe tous les individus dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise.	1 6
Figure 5	Courbes démographiques (A) et composition en espèces (B) des populations arborescentes dans les communautés d'espèces hygrophiles (type H). La classe >21 figure à part parce qu'elle regroupe tous les individus dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise.	1 8

Figure 6	Courbes démographiques (A) et composition en espèces (B) des populations arborescentes dans les communautés d'espèces mésophiles (type M). La classe >21 figure à part parce qu'elle regroupe tous les individus dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise.	19
Figure 7	Courbes démographiques (A) et composition en espèces (B) des populations arborescentes dans les communautés à <i>Clematis-Rubus</i> (type C). La classe >21 figure à part parce qu'elle regroupe tous les individus dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise.	21
Figure 8	Courbes démographiques (A) et composition en espèces (B) des populations arborescentes dans les quenouillaies (type Q). La classe >21 figure à part parce qu'elle regroupe tous les individus dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise.	22
Figure 9	Courbes démographiques (A) et composition en espèces (B) des populations arborescentes dans les roselières (type R). La classe >21 figure à part parce qu'elle regroupe tous les individus dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise.	23
Figure 10	Disposition des stations à partir d'un pylône de référence, selon un plan d'échantillonnage systématique. Le schéma est à l'échelle, sauf en ce qui concerne la surface occupée par le pylône.	xv

INTRODUCTION

Les emprises de corridors de lignes à haute tension sont des milieux naturels perturbés qui posent des défis en matière de gestion de la végétation. Pour remplir pleinement leur rôle, elles doivent être maintenues à un stade de début de succession; en effet, il est nécessaire d'empêcher la (re)colonisation de l'emprise par la végétation arborescente si l'on veut garantir un accès facile aux pilônes et aux fils, et éviter la formation d'arcs électriques entre la cîme des arbres et les fils à haute tension. Le contrôle de la végétation arborescente dans les emprises a originellement été réalisé par l'épandage d'herbicides et/ou la coupe mécanique, de façon plus ou moins sélective (Carvell 1976; Bramble, Byrnes et Hutnik 1987; Luken 1990). Parallèlement, des études descriptives ont mis en évidence des communautés végétales qui avaient été favorisées par ces traitements et qui offraient une certaine résistance à la colonisation arborescente, suivant le modèle d'inhibition de la succession végétale tel que formulé par Connell et Slatyer (1977). Ces nombreux travaux avaient pour objet des communautés non seulement arbustives (entre autres: Niering et Goodwin 1974; Dreyer et Niering 1986; Bramble, Byrnes et Hutnik 1990; Meilleur, Véronneau et Bouchard 1994; Berkowitz, Canham et Kelly 1995), mais aussi herbacées (entre autres: White 1965; Grime 1973; Bazzaz 1996; Davis, Wrage et Reich 1998). À partir de ces observations, plusieurs chercheurs ont étudié les mécanismes possiblement impliqués dans le phénomène de résistance des communautés végétales à l'envahissement arborescent: la compétition aérienne et/ou racinaire (Burton et Bazzaz 1991, Gill et Marks 1991, Putz et Canham 1992, Burton et Bazzaz 1995), la prédation exercée par les petits rongeurs sur les graines et les semis d'arbres (Ostfeld et Canham 1993; Bramble, Byrnes, Hutnik et Liscinsky 1996; Manson, Ostfeld et Canham 1998), le rôle-barrière de la litière (Facelli 1994, Myster 1994), les interactions allélopathiques (Tillman 1987; Monk 1983; Byrnes, Bramble, Hutnik et Liscinsky 1993).

Les études énumérées ci-dessus ont permis, d'une part, de classifier plusieurs communautés végétales les unes par rapport aux autres en termes de résistance à la colonisation arborescente et, d'autre part, de comprendre davantage les composantes de ce phénomène complexe. Mais elles reposaient sur un échantillonnage effectué pendant une ou deux années seulement, ou sur une plus longue période mais sans tenir compte de l'âge des individus arborescents. De telles données ne peuvent nous éclairer sur la dynamique globale de la colonisation arborescente. Par exemple, cette approche ne permet pas la mise en évidence de variations dans l'intensité de la colonisation entre différentes époques de

l'existence de l'emprise. Dans ce cas, une approche démographique est requise, car la connaissance de la structure démographique d'une population arborescente à une époque donnée permet de déduire certains éléments de la dynamique passée de la colonisation.

Hill, Canham et Wood (1995) ont utilisé un modèle démographique basé sur des paramètres mesurés sur le terrain pour quantifier la résistance d'une variété de communautés végétales à la colonisation arborescente. En fait, cette approche suppose que les paramètres mesurés sont à l'équilibre et donc qu'il est possible de les utiliser dans un modèle destiné à prévoir le comportement à long terme des communautés végétales dans des conditions d'invasion arborescente. Cela est utile pour connaître l'avenir des communautés d'une emprise, mais pas pour comprendre leur passé, car il est possible que la dynamique prévalant dans les conditions actuelles soit différente de la dynamique passée, notamment à cause de changements dans les traitements appliqués à la végétation ou à cause de phénomènes successionnels.

Pour avoir une vue d'ensemble de la colonisation arborescente d'une emprise, telle qu'elle a eu lieu de la création de l'emprise jusqu'au présent, il faut décrire la structure démographique actuelle des populations arborescentes, qui est la résultante de toutes les vagues d'invasion ayant touché l'emprise depuis sa création. La colonisation arborescente d'une emprise a une histoire dont l'étude soulève plusieurs questions: Est-ce que le taux d'invasion arborescente a toujours été le même depuis la création de l'emprise? Quelle est l'importance relative des jeunes et des vieux individus dans les populations d'arbres actuellement présentes dans l'emprise? Comment les multiples traitements appliqués aux populations arborescentes ont-ils affecté leur structure démographique actuelle? Quel est l'avenir probable des populations d'arbres de l'emprise d'après leur structure démographique actuelle? De telles questions, essentielles à la compréhension de la dynamique des emprises et à la conception de traitements efficaces, ne peuvent être abordées que par une étude démographique.

Les études successionnelles portant sur la structure d'âge des populations arborescentes en milieu non forestier sont rares. Rankin et Pickett (1989) ont échantillonné la végétation arborescente d'un champ abandonné depuis 14 ans afin de déterminer la séquence d'invasion des espèces d'arbres. Toutefois, dans les emprises, aucune recherche semblable n'a été rapportée. La présente étude vise à comprendre la dynamique historique de la colonisation arborescente dans une emprise créée en 1977, d'après la structure

démographique actuelle des populations d'arbres qui y sont établies. Les questions suivantes seront abordées:

- 1) Est-ce que la densité d'individus arborescents diffère selon l'âge considéré et selon le type de communauté végétale?
- 2) Quelle est la dynamique de l'envahissement arborescent dans les différents types de communautés végétales de l'emprise?
- 3) Est-ce que la nature des traitements appliqués à la végétation de l'emprise dans le passé a eu une influence sur la démographie des populations arborescentes?
- 4) Comment peut-on améliorer les traitements de maîtrise de la végétation à partir des connaissances apportées par l'analyse de la colonisation arborescente dans l'emprise?

RÉGION D'ÉTUDE

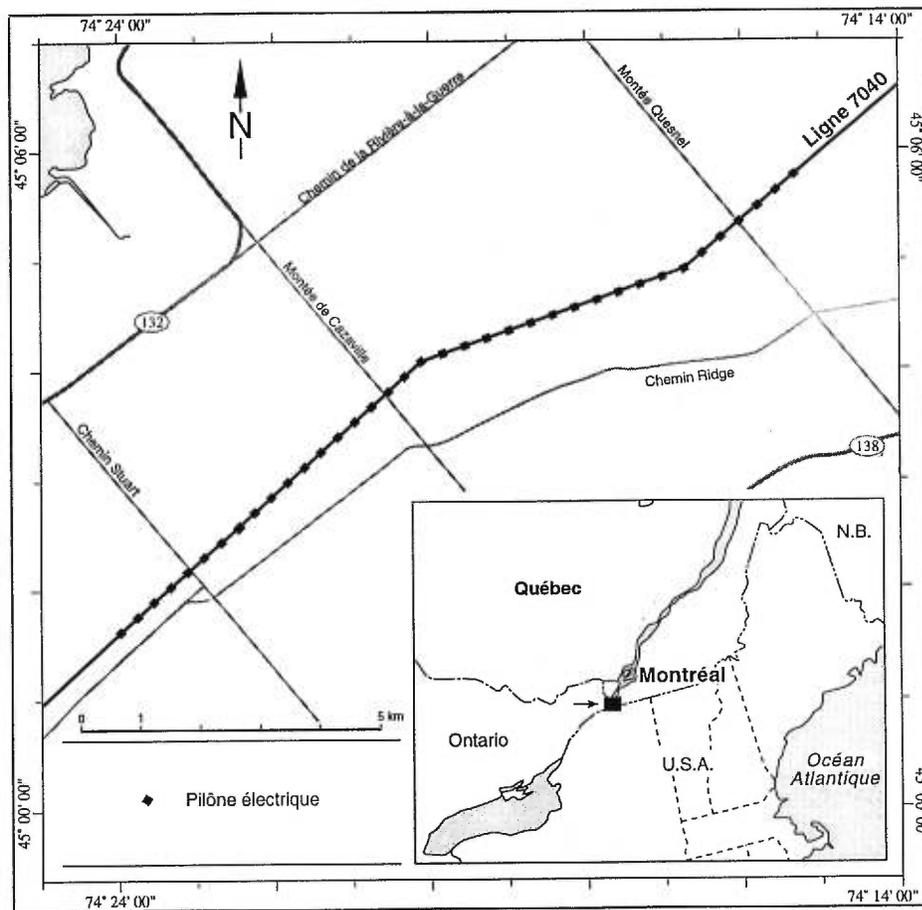
La ligne de transport d'électricité (7040) qui fait l'objet de cette recherche traverse la municipalité régionale de comté (MRC) du Haut-Saint-Laurent suivant un axe nord-est sud-ouest. Cette MRC est située à l'extrême sud-ouest de la province de Québec, à 70 km de Montréal, Québec, Canada; elle est bordée au nord par le fleuve Saint-Laurent et au sud par l'état de New York, États-Unis (Figure 1). Le corridor occupé par l'emprise de la ligne a été déboisé en 1977 sur une largeur de 60 m (Meilleur et Bouchard 1989).

Depuis la création de l'emprise, de nombreux traitements de contrôle de la végétation ont été effectués (Tableau I). Trois applications d'herbicides par vaporisation manuelle ont eu lieu en 1978, 1981 et 1987, la première utilisant du picloram (Tordon™, Dow Agroscience LLC) et les deux autres un mélange de 2,4-D et de picloram (Tordon RTU™, Dow Agroscience LLC). Quatre traitements de coupe mécanique ont été effectués en 1987, 1990, 1993 et 1996 (Meilleur et Bouchard 1989; A. Meilleur, comm. pers.).

Tableau I. Chronologie des traitements de maîtrise de la végétation effectués dans l'emprise depuis sa création.

Année	Événements
1977	Déboisement du corridor de l'emprise
1978	Premier traitement chimique
1981	Deuxième traitement chimique
1984	Troisième traitement chimique
1987	Premier traitement mécanique
1990	Deuxième traitement mécanique
1993	Troisième traitement mécanique
1996	Quatrième traitement mécanique

Figure 1. Carte montrant la localisation de l'emprise de ligne à haute tension échantillonnée dans le cadre de cette étude.



La région d'étude a un climat continental humide. La température annuelle moyenne est de 6,1° C à Huntingdon (altitude: 75 m), avec une moyenne mensuelle de -10° C en janvier et de 20,8° C en juillet (Anonyme 1982). La période moyenne sans gel est de 140 jours à Huntingdon. Le total annuel de degrés-jours de croissance est environ 2093° (Wilson 1971).

Le socle rocheux est constitué majoritairement de grès de Potsdam au sud et de dolomie de Beekmantown au nord, et ces roches constituent les éléments dominants des dépôts morainiques du territoire (Globensky 1981). Les gleysols et les sols organiques dominent dans la plaine argileuse, alors que les brunisols mélaniques et les podzols humo-ferriques occupent les moraines (Rowe 1972).

La région d'étude fait partie du domaine climacique de l'érablière à Caryer (Grantner 1966), dans la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent (Rowe 1972). Les forêts mésiques sont généralement dominées par l'Érable à sucre (*Acer saccharum*), avec le Caryer cordiforme (*Carya cordiformis*), l'Ostryer de Virginie (*Ostrya virginiana*), le Frêne blanc (*Fraxinus americana*), le Tilleul (*Tilia americana*), le Hêtre (*Fagus grandifolia*) et la Pruche (*Tsuga canadensis*). L'Érable rouge (*Acer rubrum*), le Peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*) et le Bouleau gris (*Betula populifolia*) peuvent occuper les sites bien drainés et perturbés, de même que les sites xériques avec le Pin blanc (*Pinus strobus*). Le Frêne rouge (*F. pennsylvanica*), l'Érable rouge, le Bouleau jaune (*B. alleghaniensis*) et l'Érable argenté (*A. saccharinum*) occupent les sites mal drainés (Meilleur, Bouchard et Bergeron 1994).

Depuis le début du XIX^e siècle, le territoire du Haut-Saint-Laurent a subi de profondes transformations. Il en résulte une mosaïque complexe, les plaines étant utilisées pour l'agriculture alors que les dépôts morainiques sont colonisés par les forêts. Sur ces dépôts glaciaires, il y a aussi une déprise agricole augmentant les superficies forestières (Bouchard et Domon 1997).

MÉTHODOLOGIE

Prise des données

La prise de données fut effectuée durant les mois de juin à août 1997 à l'intérieur d'une portion d'emprise longue d'environ 20 km. Les sites d'échantillonnage sélectionnés devaient comporter une bordure arborescente continue au nord comme au sud; ce choix a été fait dans le but d'étudier le phénomène de colonisation arborescente là où la pression d'envahissement est la plus forte, étant donné la proximité des semenciers arborescents. De plus, pour ne pas introduire dans les données une variabilité additionnelle due aux perturbations humaines, les endroits suivants ont été systématiquement évités: l'espace carré délimité par les points d'ancrage des fils qui soutiennent les pylônes (parce que l'érection des pylônes y a vraisemblablement perturbé le sol plus intensément qu'ailleurs dans l'emprise) et les zones sensibles que sont les bords de route et les rivages de cours d'eau (parce qu'elles ont fait l'objet de traitements spéciaux par rapport au reste de l'emprise, ce qui a pu favoriser le développement de communautés végétales distinctes). Suivant ces critères, onze zones de taille variable ont été retenues; elles se situent entre les pylônes 99 et 141 de la ligne de transport 7040.

Dans chacune de ces zones, un protocole d'échantillonnage systématique a été appliqué. À partir d'un pylône de départ (point de référence), une distance de 52,5 m était mesurée parallèlement aux fils conducteurs, sous le fil central. Le point ainsi localisé était le centre d'un quadrat central de 5 m par 5 m. Ensuite, suivant une ligne perpendiculaire aux fils conducteurs, deux points étaient localisés à 22,5 m au nord et au sud du centre du quadrat central; ces deux points marquaient les centres des quadrats de bordure, mesurant aussi 5 m par 5 m. Ce transect de 3 quadrats était répété à tous les 50 m dans chaque zone sélectionnée, jusqu'à ce que soient atteintes (1) la zone à éviter du prochain pylône ou (2) une zone sensible ou dépourvue de bordure d'arbre. Enfin, chaque fois que le quadrat se trouvait directement dans le chemin de service de l'emprise, il était déplacé perpendiculairement aux fils conducteurs, dans une direction déterminée aléatoirement. Les détails de ce plan d'échantillonnage se trouvent dans l'Appendice 1, en annexe: un diagramme illustre la disposition des stations selon le protocole d'échantillonnage systématique décrit ci-dessus (Figure 10) et une liste des stations avec leurs coordonnées géographiques précises est fournie (Tableau 5).

Au total, 175 quadrats de 5 m par 5 m ont été échantillonnés. Dans chacun d'eux, le recouvrement de toutes les espèces arbustives et herbacées présentes a été estimé à l'aide d'une échelle semi-quantitative de recouvrement: 1 = 0-1%, 2 = 1-5%, 3 = 5-15%, 4 = 15-25%, 5 = 25-50%, 6 = 50-75%, 7 = 75-100%; ces données ont été récoltées pour effectuer une classification écologique des stations d'échantillonnage. Pour ce qui est de la végétation arborescente, les individus arborescents présents dans les quadrats ont été identifiés, récoltés (en sectionnant les racines, dans le but de garder le collet intact pour l'étape de datation), étiquetés, et leur hauteur a été mesurée en excluant la croissance de la saison présente. Les espèces *Fraxinus americana* et *F. pennsylvanica* ont été regroupées parce que l'identification systématique des jeunes individus présents dans l'emprise s'est avérée trop incertaine; toutefois, il faut noter que les identifications certaines montraient que le *F. americana* avait une préférence pour les sols bien drainés alors que le *F. pennsylvanica* colonisait les sols plus humides. Les semis datant de l'année présente, reconnaissables à l'absence de tissu ligneux et de cicatrice de bourgeon de croissance, n'ont pas été considérés dans l'étude parce que leur présence dans un site donné dépendait en partie de la date à laquelle avait lieu l'échantillonnage; ainsi un site échantillonné au début de l'été et dépourvu de semis arborescents pouvait en être dépourvu parce que la dispersion des graines et leur germination n'avaient pas encore eu lieu à cette époque de la saison.

Enfin, il a été décidé de ne pas récolter les espèces arborescentes présentes dans l'emprise sous formes de drageons (*Populus* spp., *Prunus pennsylvanica*). Ce mode d'invasion, par lequel les racines de certains arbres en bordure de l'emprise entrent dans le corridor de l'emprise et émettent des tiges aériennes, n'est pas influencé par les mêmes facteurs que l'invasion par semis; la survie de ces derniers dépend de multiples facteurs biotiques et abiotiques limitants, alors que les drageons sont avantagés par le lien nourricier qui les unit à leur arbre-parent. Au cours de l'échantillonnage, quelques centaines de drageons ont été observés dans moins de cinq stations, toujours en bordure du corridor de l'emprise. Ce type d'envahissement suit une dynamique distincte de la colonisation par graines, qui ne sera pas touchée ici.

La nomenclature botanique suit Marie-Victorin (1995) et Gleason et Cronquist (1992).

Traitement des échantillons

Une galette a été sciée sur chacun des 1799 individus arborescents récoltés, au niveau du collet. Après sablage fin, les cernes de croissance ont été comptés sous un microscope. En raison des imprécisions de lecture, chaque individu, plutôt que d'être daté à l'année près, a été assigné à l'une des classes d'âge suivantes: 1 à 3 ans, 4 à 6 ans, 7 à 9 ans, 10 à 12 ans, 13 à 15 ans, 16 à 18 ans, 19 à 21 ans, plus de 21 ans. Les sept premières classes couvrent l'ensemble de l'existence de l'emprise, créée en 1977.

Analyse des données

Les données décrivant la végétation arbustive et herbacée dans les 175 stations échantillonnées ont été utilisées pour obtenir une classification floristique globale des communautés de la portion étudiée de l'emprise. La matrice des données brutes contenait 178 espèces. Afin de réduire l'interférence causée par les espèces rares, les espèces présentes dans trois quadrats ou moins ont été retirées, de même que celles dont l'identification était incertaine; il en a résulté une matrice contenant 133 espèces.

Une matrice de similarité entre les 175 stations a été calculée à l'aide du programme Simil 1.01 du progiciel R (Legendre et Vaudor 1991). L'indice de similarité de Steinhaus (S_{17}) a été adopté parce qu'il convient aux données d'abondance d'espèces exprimées sur une échelle semi-quantitative et parce qu'il traite également toutes les espèces (Legendre et Legendre 1984). Ensuite, plusieurs méthodes de groupement agglomératif hiérarchique ont été appliquées à la matrice de similarité. C'est avec l'association moyenne (UPGMA) qu'ont été obtenus les résultats les plus fidèles à la matrice de similarité initiale; le groupement obtenu par cette méthode a été adopté comme partition des stations échantillonnées.

La caractérisation des groupes obtenus a été effectuée par le logiciel IndVal β (Dufrene et Legendre 1997) qui permet d'identifier les espèces significativement associées aux différents groupes d'une typologie de stations. L'association de chaque espèce avec chaque groupe est quantifiée par une valeur indicatrice qui atteint 100 lorsqu'une espèce se retrouve dans un seul groupe et dans toutes les stations appartenant à ce groupe. La classification écologique est ici un outil permettant de regrouper les stations en un petit

nombre de types de communautés qui pourront ensuite être comparés en termes de colonisation arborescente.

Pour étudier l'effet du type de végétation sur l'intensité de l'envahissement, les sept classes d'âges ont été soumises séparément à un test pour déterminer si le nombre d'individus par station diffère selon le type de communauté végétale. Des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis, adaptés aux données dont la distribution est éloignée de la normalité, ont été effectués avec le logiciel JMP IN (SAS Institute 1989-1997). Les différences significatives individuelles entre les types de communautés ont été identifiées à l'aide de tests de comparaisons multiples de Tukey-Kramer (*Tukey-Kramer honestly significant difference*), effectués sur les données transformées en rangs.

La dynamique spatio-temporelle de la colonisation arborescente dans l'emprise a été étudiée séparément pour chaque type de communauté végétale. Pour permettre d'analyser qualitativement les patrons de colonisation, deux courbes démographiques ont été calculées pour chaque type: une première montrant la distribution des individus dans chaque classe d'âge (courbe d'abondance) et une deuxième montrant la proportion du nombre total de stations où chaque classe d'âge est présente (courbe de répartition spatiale ou de constance). De cette façon, il est possible de comparer les valeurs d'abondance relative de chaque classe d'âge en les pondérant avec l'étendue de leur répartition dans les stations d'échantillonnage. Les courbes de chacun des type ont été interprétées en comparaison avec une courbe démographique théorique décrivant un processus de colonisation à l'équilibre (courbe en «J inversé»). Les tendances de la dynamique spatiotemporelle des population d'arbres durant l'existence de l'emprise ont été identifiées et reliées à l'effet des traitements passés de gestion de la végétation.

RÉSULTATS

Composition des populations d'arbres de l'emprise

Les espèces dites de mi-succession forment la majeure partie de la végétation arborescente de l'emprise, avec *Acer rubrum* et *Fraxinus americana*-*F. pennsylvanica* qui représentent plus de 60% des 1797 individus récoltés, toutes classes d'âge confondues (Tableau II). Les espèces pionnières établies par graines, comme *Betula populifolia* et *B. papyrifera*, ne comptent que pour 6% de ce total (il faut noter que seules les espèces s'établissant par semis ont été récoltées; les espèces envahissant par drageonnement ont été exclues de l'échantillonnage). Et les espèces de fin de succession sont aussi très peu répandues, avec moins de 4% du total pour les deux espèces principales, *Acer saccharum* et *Tsuga canadensis*.

Tableau II. Abondance et constance des espèces arborescentes échantillonnées dans l'emprise.

Espèce	Abondance		Constance
	N	%	%
<i>Acer rubrum</i>	670	37,3	30,9
<i>Fraxinus</i> spp. (<i>F. americana</i> et <i>F. pennsylvanica</i>)	456	25,4	49,1
<i>Carya cordiformis</i>	111	6,2	27,4
<i>Thuja occidentalis</i>	107	6,0	11,4
<i>Betula populifolia</i>	106	5,9	17,7
<i>Ostrya virginiana</i>	94	5,2	18,9
<i>Acer saccharum</i>	62	3,5	12,0
<i>Prunus serotina</i>	52	2,9	14,9
<i>Ulmus americana</i>	38	2,1	14,3
<i>Juglans cinerea</i>	21	1,2	10,9
<i>Tilia americana</i>	20	1,1	4,6
<i>Betula allegheniensis</i>	17	0,9	4,6
<i>Carpinus caroliniana</i>	13	0,7	5,1
<i>Quercus macrocarpa</i>	13	0,7	4,6
<i>Fraxinus nigra</i>	5	0,3	2,3
<i>Betula papyrifera</i>	3	0,2	1,1
<i>Abies balsamea</i>	2	0,1	1,1
<i>Larix laricina</i>	2	0,1	1,1
<i>Tsuga canadensis</i>	2	0,1	1,1
<i>Ulmus thomasi</i>	2	0,1	0,6
<i>Pinus strobus</i>	1	0,1	0,6
Total	1797	100,0	

Classification écologique des stations

L'analyse de groupement par association moyenne (UPGMA) a mené à la classification des 175 stations échantillonnées en 6 types écologiques. La figure 2 décrit ces six types de communautés végétales en donnant leurs espèces indicatrices, désignées par le logiciel IndVal au seuil de signification de 5% après 1000 permutations.

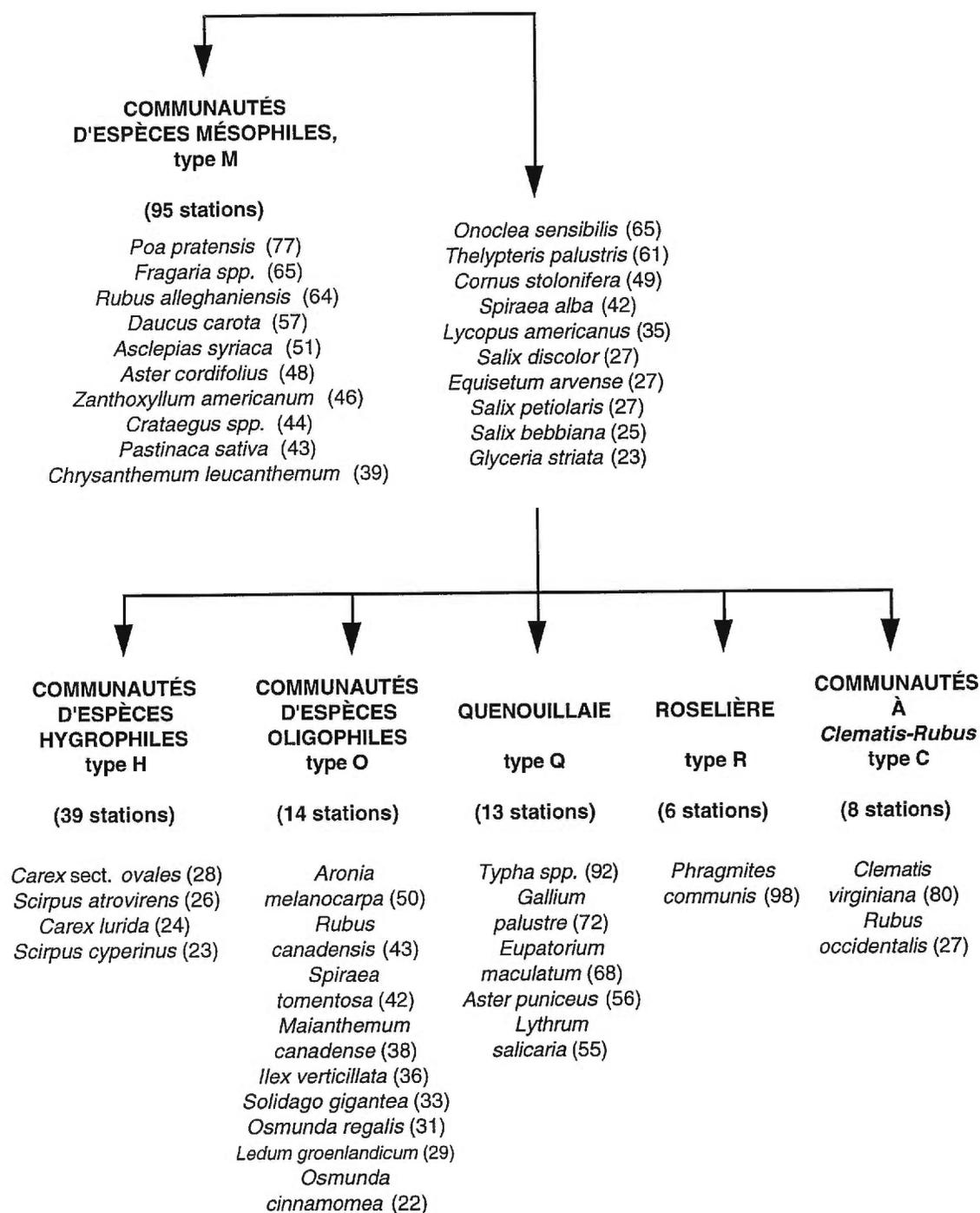
Les **communautés d'espèces mésophiles (type M)** sont les plus répandues dans la partie échantillonnée de l'emprise (95 stations sur 175); elles se définissent par une couverture herbacée de densité variable composée principalement de *Poa pratensis*, *Fragaria americana*, *Daucus carota*, *Asclepias syriaca*, *Aster cordifolius*, *Pastinaca sativa*, et interrompu par des îlots arbustifs plus ou moins étendus dont les espèces les plus fréquentes sont *Rubus alleghaniensis*, *Zanthoxylum americanum* et *Crataegus spp.*

Les stations appartenant aux cinq autres types se retrouvent dans des conditions relativement plus humides et partagent par le fait même des espèces indicatrices; les plus importantes sont *Onoclea sensibilis*, *Thelypteris palustris* et *Cornus stolonifera*, abondantes et ubiquistes dans les portions plus humides de l'emprise. En plus de ces espèces, les cinq autres types de communautés ont chacun leurs espèces indicatrices.

Les **communautés d'espèces hygrophiles (type H)**, présentes dans 39 stations sur 175, sont caractérisées par quelques espèces de faible valeur indicatrice, appartenant aux genres *Carex* et *Scirpus*. En fait, elles seraient mieux définies par la présence des espèces indicatrices communes à tous les milieux humides, combinée à l'absence des espèces indicatrices associées aux quatre autres types (C, O, Q, R) décrits ci-dessous.

Les **communautés d'espèces oligophiles (type O)**, moins fréquentes dans l'emprise (14 stations sur 175), possèdent plusieurs espèces indicatrices exclusives qui distinguent nettement ce type: *Aronia melanocarpa*, *Rubus canadensis*, *Spiraea tomentosa*, *Maianthemum canadense*, *Ilex verticillata*. La plupart de ces espèces affectionnent les milieux tourbeux (Marie-Victorin 1995, Gleason et Cronquist 1992), ce qui explique le néologisme oligophile utilisé pour désigner ces espèces adaptées aux milieux pauvres qui poussent dans les sols organiques, acides.

Figure 2. Six types de communautés végétales obtenus par l'analyse de groupement hiérarchique par association moyenne (UPGMA). Chaque groupe est défini par ses espèces indicatrices, désignées par le logiciel IndVal au seuil de signification 0,05. La valeur indicatrice de chaque espèce, donnée entre parenthèses, peut varier de 0 à 100, une valeur de 100 signifiant une espèce indicatrice parfaite, restreinte à un seul groupe et présente dans toutes les stations de ce groupe.



Les **quenouillais (type Q)** et les **roselières (type R)**, représentées respectivement par 13 et 6 stations sur 175, se définissent clairement par une dominance importante par *Typha sp.* et par *Phragmites australis*, respectivement. Enfin, les **communautés à Clematis-Rubus (type C)**, représentées par 8 stations sur 175, restreintes à une seule portion de l'emprise, se distinguent par une association peu commune dans laquelle l'arbuste *Rubus idaeus* et la vigne *Clematis virginiana* sont étroitement liés pour former une dense couverture ligneuse, haute de 50 à 100 cm.

Densité d'individus arborescents de différents âges, selon le type de communauté

Le tableau III compare les différences entre les six types de communautés pour chaque classe d'âge. Dans les trois premières classes d'âge (1-3 ans, 4-6 ans et 7-9 ans), le type O est significativement plus envahi par la végétation arborescente que les cinq autres (C, H, M, Q et R), qui ne diffèrent pas significativement entre eux. Ce contraste s'estompe dans les classes d'âge de 10-12 ans et de 13-15 ans; seules subsistent les différences suivantes: le type O est significativement plus envahi que les type C et Q dans la classe 10-12 ans, et significativement plus envahi que le type C dans la classe 13-15 ans. Les autres types se chevauchent et se ressemblent. Dans les plus vieilles classes (16-18 ans et 19-21 ans), tous les types se ressemblent, vraisemblablement en raison de la faiblesse générale des effectifs.

Tableau III. Abondance de la colonisation arborescente, selon le type de communauté végétale et la classe d'âge. Les nombres entre crochets sont respectivement: le 1er décile, la médiane et le 9e décile de la distribution du nombre d'individus par station. Dans une classe d'âge donnée, les types de communautés identifiés par la même lettre ne sont pas significativement différents. Codes des types de communautés: C = communautés à Clematis-Rubus, H = communautés d'espèces hygrophiles, M = communautés d'espèces mésophiles, O = communautés d'espèces oligophiles, Q = quenouillais, R = roselières.

Types de communautés	Nombre de stations	Classe d'âge						
		1-3 ans	4-6 ans	7-9 ans	10-12 ans	13-15 ans	16-18 ans	19-21 ans
C	8	[0-0-1]a	[0-0-0]a	[0-0-0]a	[0-0-1]ab	[0-0-0]a	[0-0-0]a	[0-0-0]a
H	39	[0-0-6]a	[0-0-2]a	[0-0-3]a	[0-1-4]bc	[0-0-2]ab	[0-0-2]a	[0-0-1]a
M	95	[0-0-3]a	[0-0-3]a	[0-0-3]a	[0-1-5]abc	[0-1-3]ab	[0-0-2]a	[0-0-2]a
O	14	[0-18-62]b	[0-6-17]b	[0-4-24]b	[0-2-11]c	[0-1-6]b	[0-0-2]a	[0-0-1]a
Q	13	[0-0-1]a	[0-0-1]a	[0-0-5]a	[0-0-2]a	[0-0-3]ab	[0-0-1]a	[0-0-0]a
R	6	[0-0-1]a	[0-0-0]a	[0-0-2]a	[0-0-2]abc	[0-0-0]a	[0-1-2]a	[0-0-0]a

Analyse de la dynamique de la colonisation à partir d'une courbe démographique statique

L'analyse qualitative de la composition démographique actuelle des populations d'arbres présentes dans l'emprise permet de reconstituer certaines tendances de la dynamique passée de l'envahissement. Mais la prudence dans l'interprétation s'avère de mise lorsque cette approche statique est utilisée:

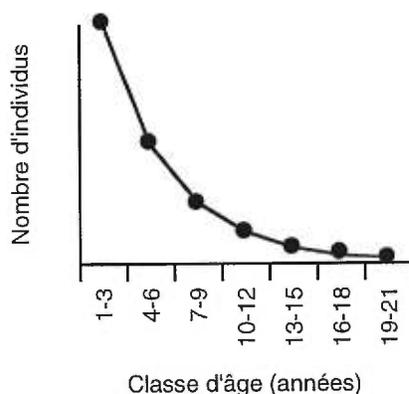
“The biggest problem in interpreting age distributions made at one point in time is the impossibility of determining how much mortality has occurred in the past history of the stand. (...) The age structure at one point in time is the age structure of survivors — it is past births minus past deaths — and a number of assumptions have to be made about past recruitment and mortality before an age structure can be interpreted.” (Harper 1977)

Le problème est évident ici, dans le cas de populations d'arbres ayant subi une série de traitements chimiques et mécaniques qui, s'ajoutant aux causes naturelles de mortalité, ont éliminé une fraction inconnue des cohortes d'individus arborescents établis tout au long de l'histoire de l'emprise. Ainsi, plus une classe d'âge est ancienne, plus elle a subi dans le passé des perturbations qui ont réduit son effectif et plus son effectif actuel a de chance de constituer une sous-estimation de son effectif initial. Les individus âgés de 1 à 3 ans n'ont eu à subir qu'un seul traitement de coupe mécanique (qui les a vraisemblablement peu affectés vu leur petite taille) et leurs effectifs au moment de l'échantillonnage étaient les plus rapprochés de leur valeur réelle, comparativement aux autres classes d'âge.

Dans un tel contexte de perturbations périodiques, comment interpréter raisonnablement une courbe démographique avec l'objectif de comprendre la dynamique spatio-temporelle de la colonisation arborescente dans l'emprise? Tout d'abord, déterminons une courbe théorique («courbe en J inversé») qui serait le résultat d'une colonisation constante depuis la création de l'emprise. En prenant comme prémisses que (1) le nombre initial d'individus établis est le même pour chaque classe d'âge, c'est-à-dire que le taux d'invasion arborescente est constant, et que (2) chaque traitement de maîtrise de la végétation, qu'il soit chimique ou mécanique, tue une partie des arbres touchés, la courbe démographique théorique présenterait les caractéristiques suivantes: un maximum dans la classe d'âge 1-3 ans, qui décroîtrait exponentiellement jusqu'à un minimum dans la classe 19-21 ans. La principale caractéristique de cette courbe est que l'effectif d'une classe d'âge donnée doit toujours être supérieur à celui de la classe d'âge qui la précède chronologiquement. À titre d'exemple, la figure 3 illustre une courbe théorique qui résulte

d'un recrutement constant pour chaque classe d'âge et d'un taux cumulatif de mortalité de 50%. Pour une courbe d'abondance relative donnée, tout écart qualitatif clair (absence de fonction monotonique, plateaux, modes, inversion) avec la courbe théorique signifierait qu'au moins une des prémisses est fautive. Il sera ainsi possible de reconstituer sommairement l'histoire de l'envahissement de l'emprise telle que contenue dans la structure démographique actuelle de ses populations arborescentes.

Figure 3. Courbe démographique théorique de l'abondance des individus d'une population arborescente, suivant l'hypothèse d'un taux d'établissement constant et d'un taux de mortalité cummulatif de 50% pour chaque classe d'âge.

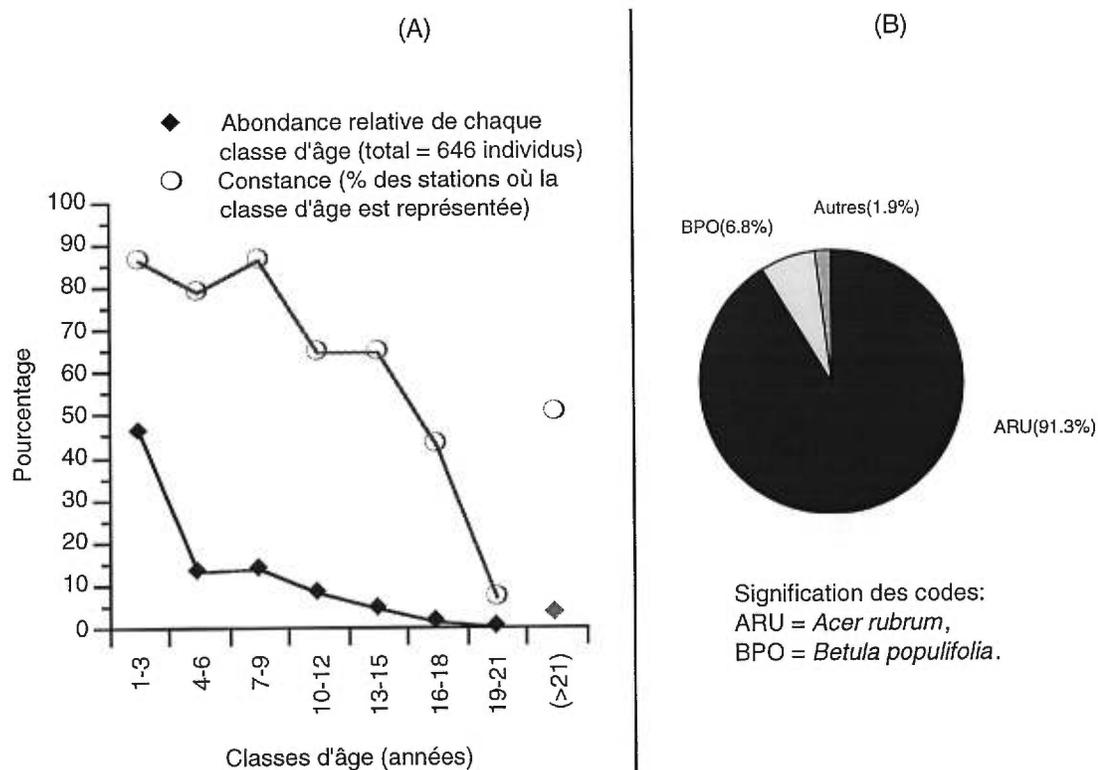


Dynamique de la colonisation arborescente dans les six types de communautés

Dans les communautés de type O, les courbes démographiques d'abondance relative et de répartition sont conformes aux courbes théoriques, ce qui pourrait être le résultat d'une colonisation arborescente relativement constante depuis la création de l'emprise (Figure 4a). Les trois plus jeunes classes d'âge (les moins affectées par les traitements de contrôle de la végétation) illustrent une colonisation récente ubiquiste, touchant entre 80 et 90% des stations de ce type. *Acer rubrum* est ici la principale espèce envahissante (Figure 4b).

Notons ici que la classe >21 ans réunit tous les individus d'âges variés dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise; son effectif ne peut donc pas être comparé à celui des autres classes d'âge dans l'interprétation de la dynamique temporelle à partir de la courbe démographique. Il en va de même dans les courbes démographiques des cinq autres types.

Figure 4. Courbes démographiques (A) et composition en espèces (B) des populations arborescentes dans les communautés d'espèces oligophiles (type O). La classe >21 figure à part parce qu'elle regroupe tous les individus dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise.



Dans les cinq autres types de communautés de l'emprise (C, H, M, Q et R), les courbes démographiques ne sont pas conformes aux courbes théoriques.

Dans les communautés de type H (Figure 5a), les courbes d'abondance relative et de répartition présentent un pic évident dans la classe 10-12 ans. De plus, dans les deux courbes, la tendance à la décroissance observée de la classe 10-12 ans à la classe 1-3 ans correspond à un patron exactement contraire à la courbe théorique. Par ailleurs, la composition des populations arborescentes est plus diversifiée dans les communautés de type H: les trois principales espèces sont, en ordre décroissant d'importance, *Fraxinus spp.* (probablement surtout du *F. pennsylvanica*), *Acer rubrum* et *Thuja occidentalis* (Figure 5b).

Dans les communautés de type M, on observe d'abord une stabilité générale dans les courbes démographiques, surtout dans les quatre plus jeunes classes d'âge (Figure 6a). L'abondance relative des effectifs de ces classes oscille faiblement entre 14 et 18% de l'effectif total. Quant à la répartition, elle diminue de 55 à 40% des stations à partir de la classe 10-12 ans jusqu'à la classe 1-3 ans. Un maximum peu marqué est présent dans la classe 10-12 ans pour l'abondance, et dans les classes 10-12 ans et 13-15 ans pour la répartition. Ces courbes démographiques, malgré leur forme plus aplatie, semblent suivre le même patron général que celles des communautés de type H. Elles présentent (1) un maximum d'abondance relative et de répartition plus ou moins intense dans la classe 10-12 ans et (2) une stabilité ou une décroissance de l'abondance relative et de la répartition entre la classe 10-12 ans et la classe 1-3 ans. Ce patron diffère considérablement de celui de la courbe théorique, qui montre une croissance de la classe 10-12 ans à la classe 1-3 ans. Au niveau de la composition en espèces, les effectifs des stations du type M sont dominés à 40% par les Frênes (surtout du *Fraxinus americana*), suivis en ordre décroissant par le Caryer cordiforme, l'Ostryer de Virginie, l'Érable rouge et plus de cinq autres espèces (Figure 6b). Les Frênes rouge et blanc constituent 40% de l'envahissement dans les types H et M.

Figure 5. Courbes démographiques (A) et composition en espèces (B) des populations arborescentes dans les communautés d'espèces hygrophiles (type H). La classe >21 figure à part parce qu'elle regroupe tous les individus dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise.

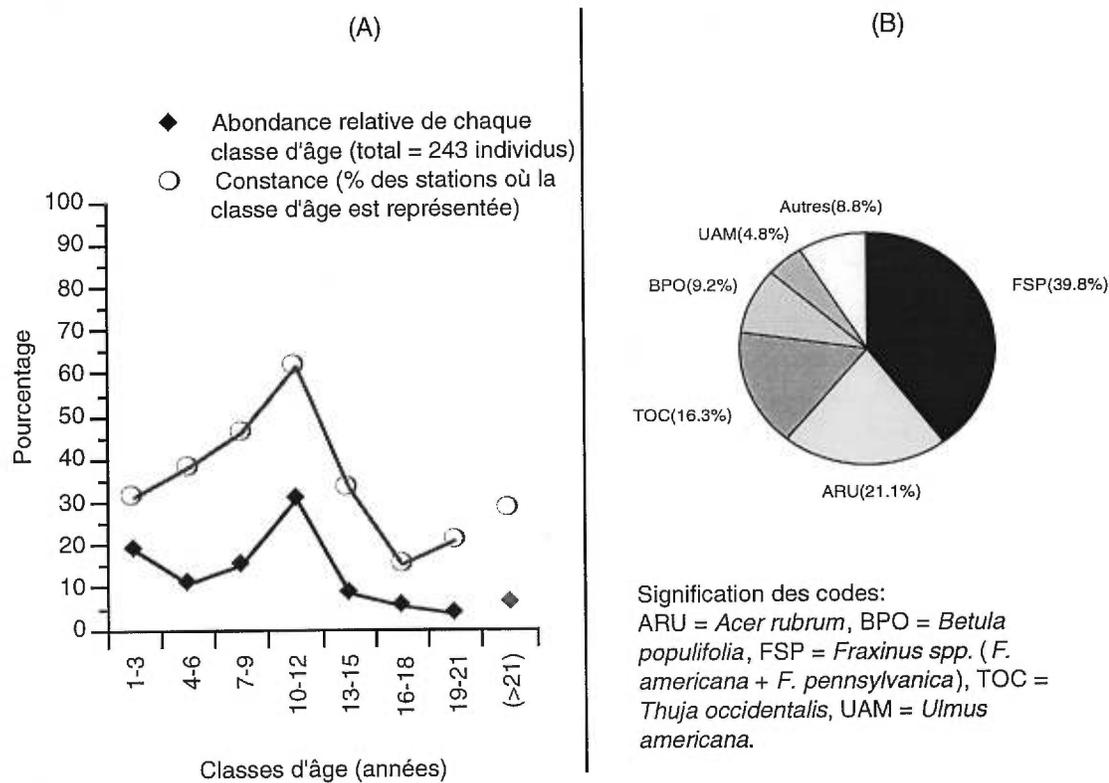
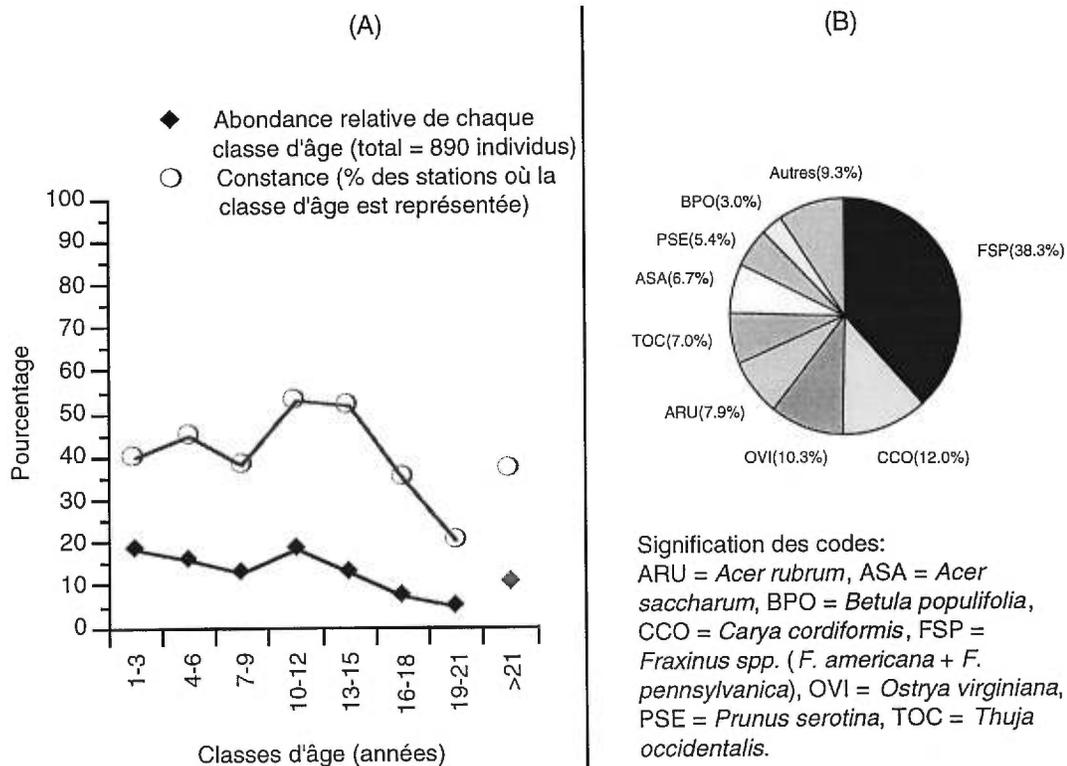


Figure 6. Courbes démographiques (A) et composition en espèces (B) des populations arborescentes dans les communautés d'espèces mésophiles (type M). La classe >21 figure à part parce qu'elle regroupe tous les individus dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise.



Dans le cas des communautés végétales de type C, Q et R, l'examen des courbes démographiques révèle que celles-ci contiennent substantiellement moins d'individus arborescents que les communautés de types H et M, malgré les résultats des tests statistiques de comparaisons multiples qui n'ont pas décelé de différences significatives entre ces cinq types (Tableau III).

Dans les communautés à *Clematis-Rubus*, un total de sept individus a été récolté dans huit stations (Figure 7a). Étant donné que quatre d'entre eux ont plus de 21 ans, la colonisation arborescente depuis la création de l'emprise semble avoir été pratiquement nulle. On y retrouve surtout de l'Orme d'Amérique, une espèce peu répandue dans l'emprise (Figure 7b)

Dans les quenouillaies, la majorité des individus sont âgés de 7 à 18 ans (Figure 8a). Le nombre d'individus âgés de 1 à 6 ans se chiffre à deux seulement dans les 13 stations échantillonnées, ce qui suggère une régénération récente presque inexistante. La principale espèce envahissante est le Bouleau jaune, rare dans l'emprise, suivi de l'Orme d'Amérique (Figure 8b).

Dans les roselières, la majorité des rares individus arborescents récoltés est âgée de 7 à 18 ans (Figure 9a), comme dans les quenouillaies. De même, la régénération récente est quasi-nulle dans les 6 stations échantillonnées.

Figure 7. Courbes démographiques (A) et composition en espèces (B) des populations arborescentes dans les communautés à *Clematis-Rubus* (type C). La classe >21 figure à part parce qu'elle regroupe tous les individus dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise.

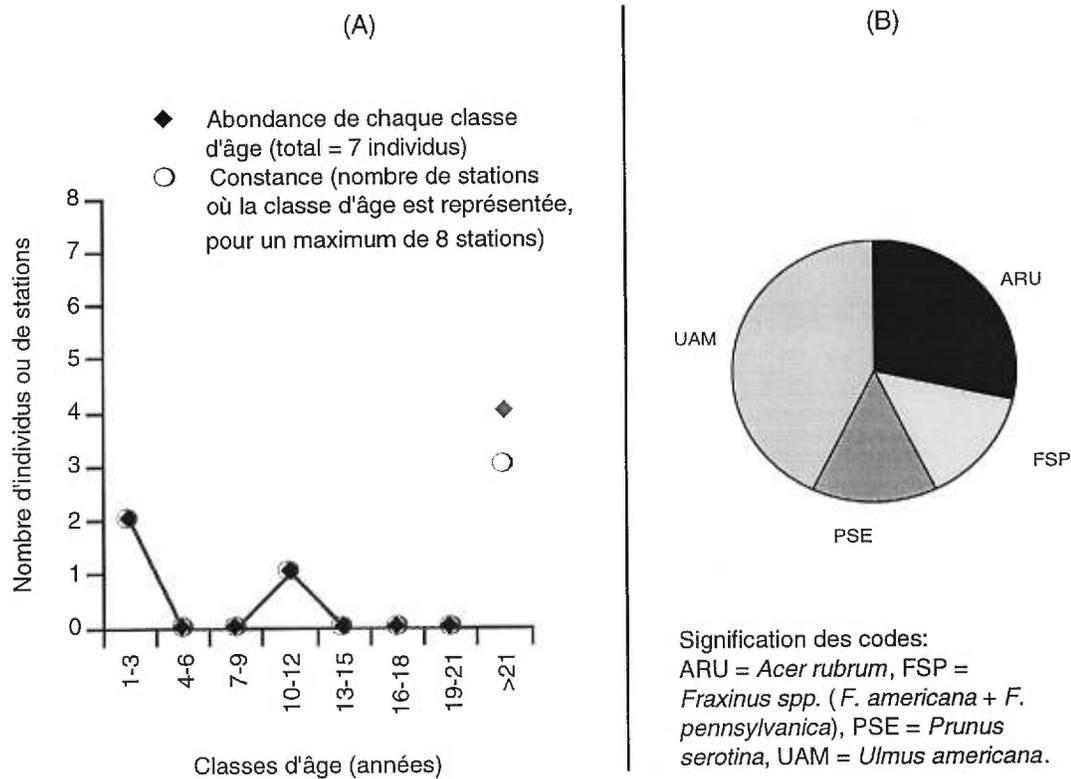


Figure 8. Courbes démographiques (A) et composition en espèces (B) des populations arborescentes dans les quenouillaies (type Q). La classe >21 figure à part parce qu'elle regroupe tous les individus dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise.

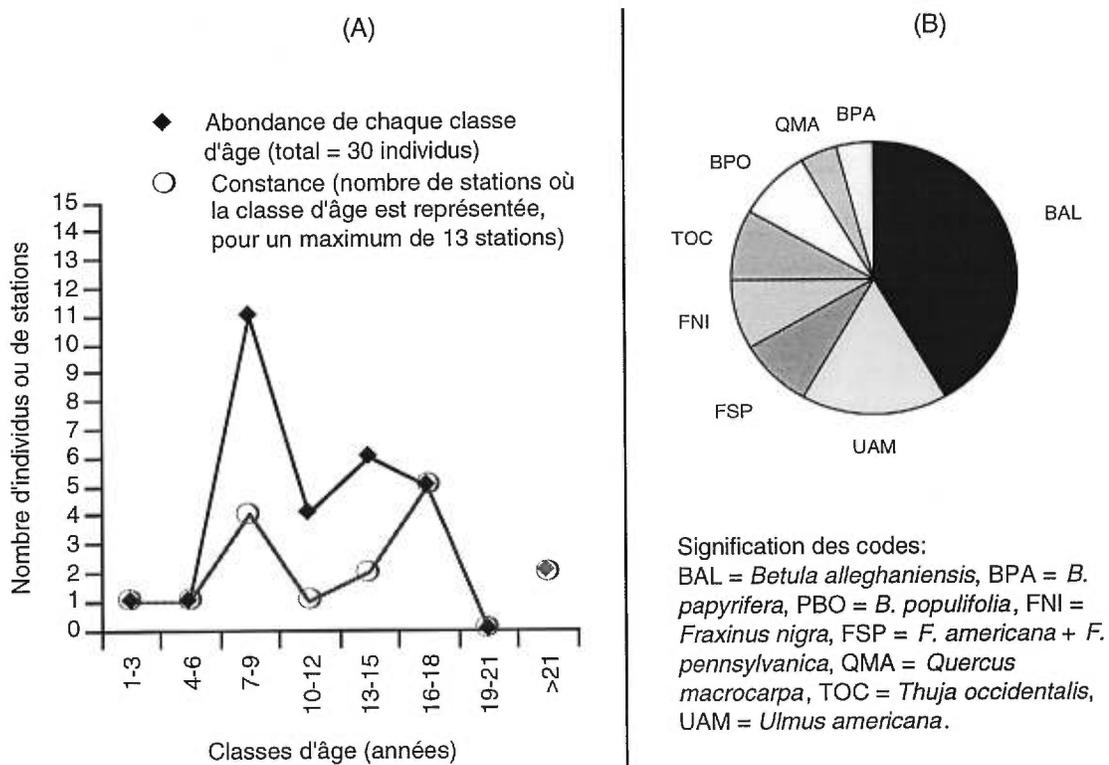
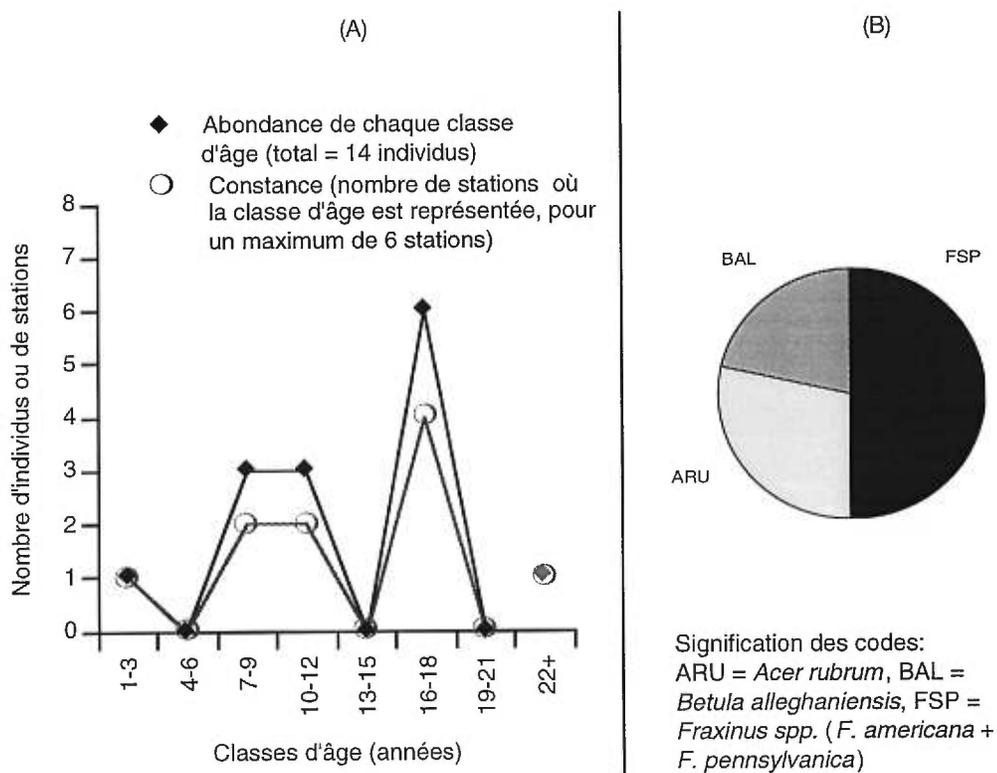


Figure 9. Courbes démographiques (A) et composition en espèces (B) des populations arborescentes dans les roselières (type R). La classe >21 figure à part parce qu'elle regroupe tous les individus dont l'établissement est antérieur à la création de l'emprise.



DISCUSSION

Composition des populations d'arbres de l'emprise

La faible proportion d'espèces pionnières établies par graines dans l'emprise (Tableau I) pourrait à première vue paraître inattendue, étant donné que l'emprise est un milieu de début de succession et que des sources de graines sont présentes partout dans les bordures de l'emprise (observation personnelle). Cela suggère que les communautés végétales de l'emprise exercent, en leur état actuel, un blocage efficace contre l'invasion des espèces pionnières à graines légères (Canham 1993); au sein des communautés végétales en place, les microsites offrant un sol exposé nécessaire à la germination des graines et à la survie des jeunes semis d'espèces pionnières sont pratiquement absents. Cependant, il est possible que les travaux de création de l'emprise, avec les importantes perturbations du sol qu'ils ont entraînées, aient pu créer à cette époque des conditions favorables à l'établissement d'importantes cohortes d'arbres pionniers; si ce phénomène a eu lieu, il n'en reste pas de traces dans la composition actuelle des populations d'arbres de l'emprise, très probablement à cause des traitements répétés de contrôle de la végétation qui ont réussi à éliminer la majorité des individus installés dans l'emprise dans les années qui ont suivi sa création en 1977.

La majeure partie des effectifs est en fait composée d'espèces mi-successionnelles (Tableau I), *Acer rubrum*, *Fraxinus americana* et *F. pennsylvanica*, une situation rapportée dans d'autres régions de l'Amérique du Nord: l'Ontario (Brown 1994), les états américains de New York (Hill, Canham et Wood 1995) et de Pennsylvanie (Byrnes, Bramble, Hutnik et Liscinsky 1993). Plus particulièrement, l'abondance de l'Érable rouge peut s'expliquer par plusieurs de ses attributs: maturité sexuelle atteinte à un très jeune âge (moins de 10 ans), graines dispersées par le vent, abondante production de graines en moyenne à tous les deux ans, faibles exigences environnementales quant à la germination, système racinaire plastique, excellente capacité à produire des rejets de souche, bonne tolérance à l'ombre (Burns et Honkala 1990). Dans le contexte particulier de l'emprise, ces caractéristiques lui confèrent un statut supérieur aux autres espèces arborescentes: il peut se disperser efficacement dans l'emprise, s'y établir et tolérer les conditions compétitives créées par les communautés végétales en place. Nous verrons plus tard que le potentiel d'invasion ne se réalise pas partout dans l'emprise avec la même efficacité.

Classification écologique des stations

La classification écologique des 172 stations échantillonnées vise à définir un cadre de comparaison permettant d'examiner si la colonisation arborescente diffère selon le type de communauté végétale en place. Les communautés végétales de l'emprise ne sont pas seulement indicatrices des gradients environnementaux, susceptibles d'influencer la colonisation arborescente. Elles représentent des milieux récepteurs offrant, par leur capacité à accaparer plus ou moins efficacement les ressources du milieu (lumière, humidité, nutriments), des conditions d'établissement et de croissance variables aux espèces arborescentes colonisatrices (Burton et Bazzaz 1991, 1995). Par conséquent, la classification des stations basée sur des données floristiques permet d'examiner l'effet combiné des conditions environnementales et de certaines physionomies de communautés végétales sur l'envahissement par les espèces arborescentes.

Il faut noter que les six types de communautés végétales obtenus par l'analyse de groupement présentent des degrés différents de diversité floristique et de variabilité morphologique, ce qui a des conséquences sur la compréhension des interactions entre les individus arborescents et la végétation en place. Ainsi, les communautés à *Clematis-Rubus* (type C), les quenouillaies (Q) et les rosellières (R) présentent une structure homogène offrant des conditions d'établissement relativement constantes, contrairement aux autres types de communautés végétales. En effet, les communautés d'espèces hygrophiles (H), mésophiles (M) et oligophiles (O), arborent une structure plus hétérogène: elles forment une mosaïque de portions herbacées et arbustives qui peuvent offrir des conditions d'établissement variées aux individus arborescents. Étant donné cette variété morphologique, le phénomène de colonisation arborescente ne pourra pas y être discuté aussi spécifiquement que dans le cas des types C, Q et R.

Il aurait été impossible de diviser les deux grands groupes (types H et M) en groupes plus petits et plus spécifiques: la division entraînait la perte d'espèces indicatrices, obscurcissant la réalité floristique des groupes et rendant ainsi difficile leur reconnaissance sur le terrain.

Densité des individus arborescents de différents âges, selon le type de communauté

Le faible nombre de différences significatives détecté par les tests non paramétriques de Kruskal-Wallis et les tests de comparaisons multiples subséquents est justifiable par certaines caractéristiques incontournables des données. Premièrement, le nombre élevé de tests individuels (15) entre les six types de communautés rend très strict le seuil de décision à atteindre pour obtenir une différence significative lors d'un test individuel. Deuxièmement, les six types de communautés étaient représentés dans l'emprise par un nombre inégal de stations (allant de 6 pour les roselières à 95 pour les communautés d'espèces mésophiles), ce qui contribuait aussi à rendre moins probable la mise en évidence de différences statistiquement significatives. Il n'en demeure pas moins que les différences significatives identifiées nous renseignent sur les différences entre les types. Le patron selon lequel le type O est plus envahi que les cinq autres est clair dans les trois premières classes d'âge mais il s'estompe dans les classes suivantes. De là, on peut supposer que les conditions d'établissement n'ont pas été les mêmes pour les envahisseurs arborescents durant la période 1988-1996 (correspondant aux âges 1-9 ans) que lors de la période 1982-1987 (âges 10-15 ans). L'analyse des courbes démographiques, qui sera effectuée plus loin, permettra de préciser davantage cette interprétation.

Tableau IV. Correspondance entre les classes d'âge des individus arborescents et la chronologie des traitements appliqués à l'emprise de la ligne 7040.

Classe d'âge	Années	Événements
19-21 ans	1976-1978	Déboisement (1977), premier traitement chimique (1978)
16-18 ans	1979-1981	Deuxième traitement chimique (1981)
13-15 ans	1982-1984	Troisième traitement chimique (1984)
10-12 ans	1985-1987	Premier traitement mécanique (1987)
7-9 ans	1988-1990	Deuxième traitement mécanique (1990)
4-6 ans	1991-1993	Troisième traitement mécanique (1993)
1-3 ans	1994-1996	Quatrième traitement mécanique (1996)

D'après Meilleur et Bouchard 1989; A. Meilleur, comm. pers.

L'envahissement intensif des communautés d'espèces oligophiles (type O)

La tableau IV présente la chronologie des traitements de maîtrise de la végétation appliqués à l'emprise côte à côte avec les classes d'âge des individus arborescents, ceci dans le but de faciliter l'analyse et la discussion des courbes démographiques.

L'abondante colonisation arborescente ($n = 646$) observée dans les communautés de type O est unique dans l'emprise (Figure 4). *Acer rubrum*, qui représente 91% de ces effectifs, semble clairement favorisé par les conditions qui prévalent dans le type O. Les courbes démographiques sont conformes au modèle théorique d'une régénération à l'équilibre, avec un taux d'établissement constant et élevé dans chaque classe d'âge. Plusieurs facteurs peuvent entrer en jeu dans ce phénomène.

Une première interprétation serait que les conditions environnementales qui prévalent dans le type O sont grandement favorables à l'érable rouge. Plusieurs espèces indiquent que le sol y est de nature organique, avec un pH plus faible qu'ailleurs dans l'emprise: *Aronia melanocarpa*, normalement présent dans les lieux humides, surtout acides, *Ledum groenlandicum* et *Rubus canadensis*, caractéristiques des tourbières (Marie-Victorin 1995); *Osmunda regalis* et *O. cinnamomea*, associées aux sols acides (Gleason et Cronquist 1991). Or, dans la municipalité régionale de comté du Haut-Saint-Laurent, Bergeron, Bouchard et Leduc (1988) ont observé que l'Érable rouge atteint ses valeurs d'importance maximales sur sol organique, ce qui appuie l'interprétation de son succès par le pH du sol. On le retrouve aussi ailleurs dans l'emprise — il représente 21% des effectifs dans les communautés de type H — mais la dynamique décrite ci-dessus est unique aux stations de type O; cela renforce l'idée du comportement spécial de l'Érable rouge dans les communautés de type O.

Des effets indirects pourraient aussi être impliqués. Par exemple, ce type de végétation pourrait offrir un habitat moins attrayant aux populations d'herbivores que les autres types de l'emprise, ce qui y favoriserait indirectement l'implantation de la végétation arborescente.

Malgré la possibilité d'autoréplication (les 14 stations de type O sont concentrées dans seulement deux sites spatialement indépendants), la constance de l'association entre la présence d'espèces indicatrices de conditions acides et l'abondance de l'Érable rouge suggère fortement que les stations de type O subissent un envahissement d'une intensité unique dans l'emprise, aussi actif récemment que dans la dernière décennie. Pourtant, d'autres phénomènes spatialement restreints aux communautés de type O (comme par exemple, des traitements moins fréquents appliqués aux populations arborescentes ou des perturbations récurrentes subies par les communautés végétales en place) pourraient être reliés au succès de l'Érable rouge, mais c'est peu probable. Un échantillonnage plus

étendu, dans le cadre d'une étude plus contrôlée et plus ciblée, pourrait déterminer la validité des hypothèses présentées ici.

Colonisation arborescente en décroissance dans les communautés d'espèces hygrophiles (type H) et mésophiles (type M)

Dans ces deux types de végétation, importants parce qu'ils représentent la majorité des stations échantillonnées dans l'emprise (134 sur 175), un certain envahissement est observé. Mais celui-ci est significativement moins abondant que dans les stations du type O, comme l'ont démontré les tests statistiques (Tableau III). Il est aussi beaucoup moins répandu dans l'espace: le pourcentage de stations où une classe d'âge est présente ne dépasse jamais 60% dans les types H et M, quelle que soit la classe d'âge considérée (Figures 5a et 6a), alors que dans les stations de type O, il peut atteindre 90% (Figure 4a). Cet écart est le plus manifeste dans la classe d'âge 1-3 ans, correspondant à l'établissement récent, survenu en 1994-1996: dans le type O, les effectifs sont répartis dans près de 90% des stations, alors qu'ils sont restreints à 30% et 40% respectivement, dans les types H et M.

La dynamique spatio-temporelle de la colonisation arborescente n'est clairement pas à l'équilibre dans les types H et M: leurs courbes s'éloignent de la distribution théorique en «J inversé» caractéristique d'un taux d'établissement constant dans chaque classe d'âge.

Dans les communautés de type H, le pic observé dans la classe 10-12 ans (individus établis entre 1985 et 1987) suit immédiatement le dernier traitement chimique qui a eu lieu en 1984. Cette séquence temporelle suggère l'idée suivante: l'accroissement de la colonisation arborescente pourrait être relié au traitement chimique. C'est plausible car, bien que les herbicides soient utilisés pour éliminer la végétation arborescente, ils affectent aussi les espèces désirables (herbacées et arbustives) entourant les arbres; Luken, Beiting, Kareth, Kumler, Liu et Seither (1994) ont testé plusieurs traitements faisant usage d'herbicides (parmi lesquels figurait le picloram, utilisé dans le traitement de l'emprise faisant l'objet de la présente étude) et ont montré que tous affectaient à un certain point la végétation désirable non-visée. De telles perturbations ont donc pu, en créant des «trous» dans les communautés végétales en place, favoriser la germination des graines et la survie des jeunes semis d'arbres durant les années suivant immédiatement le traitement chimique.

Le fait que le pic ne soit observé qu'à la classe 10-12 ans et pas dans les classes 13-15 ans et 16-18 ans, alors que l'emprise a fait l'objet de trois traitements chimiques (1978, 1981 et 1984), est sans doute dû au phénomène suivant. Chaque traitement chimique détruisait une partie de la couverture végétale herbacée et arbustive entourant la végétation arborescente, ce qui intensifiait l'invasion du milieu par de nouveaux individus arborescents. Cependant, ceux-ci étaient éliminés par le traitement chimique suivant. Suivant ce raisonnement, l'effet facilitateur des traitements chimiques ne peut être apparent dans une courbe démographique qu'à la suite du dernier traitement. Cela expliquerait pourquoi un pic est observé seulement dans la classe 10-12 ans. La repousse et la fermeture progressive de la couverture végétale, durant les années qui ont suivi le dernier traitement chimique, peuvent expliquer la baisse graduelle d'abondance relative et de répartition spatiale des individus arborescentes entre les classes 10-12 ans et 1-3 ans. Comme une couverture végétale intacte impose presque toujours une mortalité et une réduction de croissance plus sévères aux jeunes individus arborescents que ne le ferait une couverture végétale perturbée ou absente (Berkowitz, Canham et Kelly 1995), le rétablissement de la résistance des communautés à la colonisation arborescente peut très bien être à l'origine de la décroissance observée de la classe 10-12 ans à la classe 1-3 ans.

Cette interprétation s'applique aussi à la dynamique des communautés de type M. Le pic d'abondance et de répartition spatiale observé dans la classe d'âge 10-12 ans n'y est pas aussi proéminent que pour le type H, mais la stabilité de l'abondance relative entre les classes 10-12 et 1-3 ans suggère qu'entre ces quatre périodes (1985-1987, 1988-1990, 1991-1993, 1994-1996), la colonisation a été maximale en 1985-1987. En effet, pour avoir une quantité semblable d'individus de 10-12 et de 1-3 ans, il faut que l'effectif initial de la cohorte de 10-12 ans ait été substantiellement plus élevé. Ainsi, la structure démographique des quatre plus récentes classes d'âge dans le type M appuie l'hypothèse d'une intensification de la colonisation arborescente à l'époque correspondant à la classe 10-12 ans. Une interprétation alternative, selon laquelle la colonisation arborescente aurait été constante et le taux de mortalité pratiquement nul durant ces années, est très peu plausible étant donné l'action létale des herbicides. Bien que les herbicides entraînent des taux de mortalité très variables chez les espèces arborescentes traitées, aucune espèce n'est complètement résistante, sauf certaines à l'état de gros arbre (Luken 1990), une situation que l'on ne retrouve pas dans l'emprise. Par ailleurs, il faut noter l'étonnante persistance d'une certaine quantité d'individus âgés ayant survécu à plusieurs traitements en produisant des rejets de souche. Cela nous amène à constater que les traitements

chimiques puis mécaniques appliqués jusqu'ici à la végétation arborescente de l'emprise ont eu un succès partiel en termes de contrôle de l'envahissement.

D'autre part, les courbes démographiques des types H et M, malgré leur ressemblance globale, diffèrent clairement dans le segment reliant les classes 10-12 ans et 1-3 ans. Le pic plus élevé et la décroissance abrupte décrits pour le type H suggèrent que les traitements chimiques, en perturbant la couverture végétale, y ont davantage favorisé la colonisation arborescente que dans le type M. En d'autres mots, dans les communautés du type H, les perturbations ont permis l'entrée de plus d'individus et la période qui a suivi l'arrêt des traitements chimiques s'est accompagnée d'une réduction plus marquée de l'établissement arborescent; cela signifierait que les communautés végétales d'espèces hygrophiles, c'est-à-dire de milieu humide, montrent une capacité de résistance supérieure à l'envahissement. La forme plus aplatie des courbes démographiques dans le type M, au contraire, suggère que les perturbations de la couverture végétale y ont eu moins d'impact sur le succès de l'envahissement arborescent.

Une compétition supérieure entre les envahisseurs arborescents et la végétation en place pourrait exister dans les communautés d'espèces hygrophiles; Berkowitz, Canham et Kelly (1995) ont mis en évidence, en plantant des semis d'arbres dans diverses communautés végétales, que la compétition que devaient supporter les semis était plus sévère dans les sites riches en ressources (eau, nutriments) que dans les sites pauvres. Ce mécanisme appuie l'interprétation selon laquelle une couverture végétale intacte en milieu humide (plus riche en eau, en nutriments) offre une résistance plus active à la colonisation arborescente.

Faible colonisation dans les communautés à Clematis-Rubus (type C), les quenouillais (type Q) et les roselières (type R)

La rareté des effectifs dans ces trois types de communautés, même pondérée par la faiblesse de leur représentation en terme de stations échantillonnées, montre clairement que c'est dans ces stations que la colonisation arborescente semble être la moins intense à l'échelle de l'emprise; ce phénomène est très clair dans les deux plus jeunes classes d'âge, mais il s'applique moins en ce qui a trait aux classes d'âge plus anciennes (Figures 7a, 8a et 9a), phénomène qui sera analysé plus tard.

La couverture végétale dans ces communautés (C, Q et R) présente des caractéristiques suggérant qu'en leur état actuel celles-ci offrent la plus grande résistance à la germination des graines et/ou à la survie des semis d'arbres, comparativement aux communautés de type H, M et O.

Dans le cas des communautés à *Clematis-Rubus* (type C), la végétation en place est une arbustaie de Framboisier recouverte d'un dense réseau de Clématite de Virginie, une vigne rampante; cette communauté occupe efficacement toute la surface disponible, et ce jusqu'à une hauteur variant de 0,5 à 1,0 mètre. Dans de telles conditions, le manque de lumière au sol apparaît comme le principal facteur pouvant affecter la germination des graines et aussi causer une forte mortalité chez les jeunes semis arborescents.

Dans les communautés de type Q, la quasi-absence de régénération arborescente pourrait s'expliquer par la litière épaisse produite par les quenouilles. Mais la présence d'un sous-étage composé de *Eupatorium maculosum*, *E. perfoliatum* et *Aster puniceus* indique que la colonie de quenouilles seule ne bloque pas complètement l'établissement des plantes. Cependant, les tiges de quenouilles et leur sous-étage herbacé pourraient interagir au niveau racinaire pour créer des conditions d'intense compétition. En effet, les rhizomes des quenouilles ont la capacité de former un réseau dense qui s'empare du sol (Grace et Wetzel 1998); ainsi, la compétition souterraine, combinée à la présence d'une litière épaisse, pourrait expliquer la colonisation récente quasi-nulle observée dans les quenouillaies.

Dans les communautés de type R, le Roseau commun est une espèce agressive qui colonise efficacement un milieu par voie végétative et forme des colonies très denses (Ricard 1996). Le sol y est recouvert d'une épaisse couche de tige mortes accumulées qui est susceptible d'empêcher les graines arborescentes d'atteindre le sol et/ou de germer efficacement.

D'autres facteurs, autres que la végétation en place, pourraient être à l'origine du faible envahissement de ces communautés. La composition des bordures dans ces trois types de communautés (C, Q et R) pourrait être différente de celle du reste de l'emprise (types H, M et O), mais des données qualitatives confirment la ressemblance des peuplements forestiers en bordure des six types de communautés, entre autres en ce qui concerne l'Érable rouge, ubiquiste dans les bordures. D'autres facteurs pourraient aussi entrer en ligne de compte, comme un régime de traitements plus efficaces là qu'ailleurs, ou

une activité plus intensive des herbivores. Parmi ces possibilités, dans l'état actuel de nos connaissances, c'est la résistance de la végétation en place, appuyée par une analyse morphologique des communautés, qui reste l'explication la plus plausible de la faible colonisation arborescente observée.

Malgré la quasi-absence des cohortes d'individus établis entre 1991 et 1996 (âges 1-6 ans), un certain nombre d'individus établis entre 1979 et 1990 (âges 7 à 18 ans) ont été observés, surtout dans les quenouillais et les roselières. C'est possiblement attribuable au fait que la couverture végétale dans ces communautés était moins fermée à cette époque qu'elle ne l'est aujourd'hui.

Effets possibles des traitements passés de maîtrise de la végétation sur la dynamique de la colonisation arborescente

Le type d'information contenu dans les courbes démographiques ne permet pas de comparer l'efficacité relative des traitements chimique et mécanique appliqués à plusieurs reprises à la végétation indésirable de l'emprise depuis sa création en 1977. La courbe démographique d'une population d'arbres en 1997 ne montre que l'effet cumulatif des traitements et il est pratiquement impossible de déterminer l'effet individuel de chacun d'eux, en termes de taux de mortalité chez les individus traités, par exemple.

Toutefois, dans les deux types de communautés les plus communs de l'emprise (type H et M), nous avons observé un patron clair permettant de contraster l'effet des traitements chimique et mécanique sur la dynamique de la colonisation arborescente. Dans les types H et M, l'interprétation des courbes démographiques a mis en évidence un maximum de colonisation arborescente survenu durant la période 1985-1987 (classe d'âge 10-12 ans), c'est-à-dire durant les années qui ont suivi le dernier traitement chimique effectué en 1984.

Une interprétation plausible serait que les traitements chimiques, en plus de remplir leur objectif visé (éliminer la végétation arborescente présente), favoriseraient l'établissement de nouveaux individus lors des années suivantes. Cet effet facilitateur de l'établissement serait probablement relié aux dommages causés à la végétation herbacée et arbustive par l'herbicide; pendant le temps nécessaire au rétablissement de la couverture

végétale dans les «trous» ainsi créés, une fenêtre d'invasion temporaire favoriserait l'entrée de nouveaux individus.

Si le lien entre l'intensification de la colonisation arborescente et l'utilisation de traitements chimiques est juste, il nous est permis de conclure que les traitements mécaniques sont préférables parce que, selon les données récoltées, il n'ont pas tendance à favoriser la colonisation dans les années suivant l'intervention. Cela vaut pour les communautés de types H et M, auxquelles appartiennent 134 des 175 stations échantillonnées.

En ce qui a trait aux communautés d'espèces oligophiles (type O), il n'a pas été possible de mettre en évidence un écart clair entre les courbes démographiques des populations arborescentes et la courbe théorique en J-inversé. Le processus de colonisation semble avoir été intense et constant depuis la création de l'emprise. Selon les données récoltées, le changement du type de traitement utilisé (de chimique à mécanique) n'a pas entraîné de changement notable dans la dynamique de la colonisation arborescente dans ces milieux à sol acide.

CONCLUSION

1) La densité d'individus arborescents diffère selon l'âge considéré et selon le type de communauté végétale.

Les tests statistiques ont mis en évidence le fort contraste existant entre les communautés de type O, activement envahies, et les cinq autres types pour la période couvrant les neuf années précédant l'échantillonnage (1988-1996), qui correspondent aux classes d'âge 1-3 ans à 7-9 ans. Ce patron s'estompe dans la période 1985-1987 (classe d'âge 10-12 ans) et disparaît dans la période 1976-1984 (classes d'âge 13-21 ans). D'autres différences moins marquées ont été identifiées par des analyses démographiques qualitatives.

2) *L'analyse des courbes démographiques a révélé des différences dans la dynamique de la colonisation arborescente dans l'emprise.*

L'analyse qualitative des courbes démographiques statiques des populations d'arbres établies dans six types de communautés végétales a mis en évidence trois patrons de dynamiques spatiotemporelles:

- i) Une colonisation arborescente intense et généralisée dans les communautés d'espèces oligophiles (type O), qui s'est effectuée de façon continue durant les douze dernières années (période 1985-1996).
- ii) Un envahissement en régression dans les communautés d'espèces hygrophiles et celles d'espèces mésophiles (types H et M), qui depuis 1984, année du dernier traitement chimique, diminue progressivement. L'interprétation suivante est proposée pour ce phénomène: quand des traitements chimiques étaient utilisés, les communautés herbacées et arbustives entourant la végétation arborescente étaient partiellement endommagées et devenaient, le temps de reconstituer leur couverture végétale, moins résistantes à la colonisation arborescente. Mais l'intensité moindre de la colonisation récente par rapport à la situation qui remonte aux années 1985-1987 ans ne doit pas occulter le fait que, pour la période 1994-1996 (classe d'âge 1-3 ans), la colonisation arborescente s'est effectuée dans 30% des stations de type H et 40% des stations de type M.
- iii) Une colonisation récente pratiquement nulle dans les communautés à *Clematis-Rubus*, les quenouillaies et les roselières, durant la période 1991-1996. Ces trois types de communautés se démarquent comme étant les plus résistantes à la colonisation arborescente.

3) *La nature des traitements appliqués à la végétation de l'emprise dans le passé a vraisemblablement eu une influence sur la démographie des populations arborescentes, dans certains types de végétation.*

L'analyse des courbes démographiques des communautés de type H et M révèle que les traitements ont pu, en affectant la végétation non visée, favoriser temporairement l'établissement de nouveaux individus dans l'emprise. Des études expérimentales seraient nécessaires pour confirmer cette conclusion indirecte.

4) La compréhension de la dynamique spatiotemporelle de la colonisation suggère des pistes pour améliorer les traitements de maîtrise de la végétation indésirable dans l'emprise.

Les connaissances acquises dans cette étude ont permis de décrire avec plus de subtilité la problématique de l'envahissement dans le corridor de la ligne de transport 7040. L'envahissement est pratiquement nul dans 27 des 175 stations échantillonnées (types C, Q et R). Il est actif dans 148 des 175 stations échantillonnées (types H, M et O), à intensité variable toutefois. Dans les communautés de types H et M (134 stations), la colonisation récente est en décroissance et ne touche plus que 30-40% des stations, alors que les effectifs des individus ayant survécu à plusieurs traitements de maîtrise de la végétation sont majoritaires. Au contraire, dans les stations de type O qui sont peu répandues dans l'emprise (14 stations sur 175), on retrouve la courbe théorique en J inversé dans la structure démographique des populations d'arbres, ce qui indique une régénération efficace par invasion constante de nouveaux individus. Ce constat nous amène à proposer trois pistes susceptibles d'améliorer la maîtrise de la végétation indésirable:

- i) Il faut minimiser les perturbations infligées aux communautés végétales herbacées et arbustives, car celles-ci offrent une résistance naturelle à la colonisation arborescente. Dans ce contexte, il est conseillé d'éviter les traitements chimiques qui affectent la végétation non-visée.
- ii) Il est nécessaire de développer des méthodes plus efficaces pour l'élimination des espèces arborescentes ayant la capacité de produire des rejets de souche (par exemple: coupe suivie de la destruction des racines, double coupe, triple coupe), si l'on veut éviter la répétition des traitements sur les mêmes individus qui, au fil des années, survivent aux méthodes conventionnelles.
- iii) Il faut ajuster le temps de retour des traitements et leur intensité au contexte écologique des communautés de l'emprise. Ainsi, les communautés résistantes comme celles des types C, Q et R, pourraient être traitées moins souvent que les autres. De même, les communautés activement envahies devraient être l'objet de traitements soit plus intensifs, soit différents comme par exemple la propagation artificielle d'espèces végétales résistantes déjà en place, la plantation ou l'ensemencement de telles espèces.

SOURCES DOCUMENTAIRES

- Anonyme. 1982. *Normales climatiques du Canada 1951-1980. Températures et précipitations—Québec. Service de l'environnement atmosphérique*. Environnement Canada, 216 pp.
- Bazzaz, F. A. 1996. *Plants in Changing Environments: Linking Physiological, Population, and Community Ecology*. Cambridge University Press, New York, 320 pp.
- Bergeron, Y., A. Bouchard et A. Leduc. 1988. Les successions secondaires dans les forêts du Haut-Saint-Laurent, Québec. *Naturaliste canadien* **115**: 19-38.
- Berkowitz, A. R., C. D. Canham et V. R. Kelly. 1995. Competition vs. facilitation of tree seedling growth and survival in early successional communities. *Ecology* **76**: 1156-1168.
- Bouchard, A., et G. Domon. 1997. The transformation of the natural landscapes of the Haut-Saint-Laurent (Québec) and their implications on future resource management. *Landscape and Urban Planning* **37**: 99-107.
- Bramble, W. C., W. R. Byrnes et R. J. Hutnik. 1987. Development of plant cover diversity on an electric transmission right-of-way. Pages 89-93 in W. R. Byrnes and H. A. Holt (dir.), *Proceedings of the 4th Symposium on Environmental Concerns in Right-of-Way Management*, Indianapolis IN, pp. 89-93.
- Bramble, W. C., W. R. Byrnes et R. J. Hutnik. 1990. Resistance of plant cover types to tree seedling invasion on an electric transmission right-of-way. *Journal of Arboriculture* **16**: 130-135.
- Bramble, W. C., W. R. Byrnes, R. J. Hutnik et S. A. Liscinsky. 1996. Interference factors responsible for resistance of forb-grass cover types to tree invasion on an electric utility right-of-way. *Journal of Arboriculture* **22**: 99-105.
- Brown, D. 1994. The development of woody vegetation in the first 6 years following clear-cutting of a hardwood forest for a utility right-of-way. *Forest Ecology and Management* **65**: 171-181.
- Burns, R. M., et B. H. Honkala (coordonnateurs). 1990. *Sylvics of North America*. USDA Forest Service, Washington DC.
- Burton, P. J., et F. A. Bazzaz. 1991. Tree seedling emergence on interactive temperature and moisture gradients and in patches of old-field vegetation. *American Journal of Botany* **78**: 131-149.
- Burton, P. J., et F. A. Bazzaz. 1995. Ecophysiological responses of tree seedlings invading different patches of old-field vegetation. *Journal of Ecology* **83**: 99-112.

- Byrnes, W. R., W. C. Bramble, R. J. Hutnik et S. A. Liscinsky. 1993. Right-of-way site factors responsible for resistance of certain plant cover types to tree invasion. Pages 76-80 in: Doucet, J., C. Séguin and M. Giguère (dir.), *Fifth International Symposium on environmental concerns in right-of-way management*, Sept. 19-22, 1993, Hydro-Québec, Montréal, Québec.
- Canham, C. D. 1993. *Vegetation dynamics along utility rights-of-way: factors affecting the ability of shrub and herbaceous communities to resist invasion by trees*. Final technical report. Empire State Electric Energy Research Corporation, 347 pp.
- Carvell, K. L. 1976. Effects of herbicidal management of electric transmission line rights-of-way on plant competition. Pages 178-181 in *Proceedings of the 1st Symposium on Environmental Concerns in Right-of Way Management*, Mississippi State University.
- Connell, J. H. O., et R. O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organisation. *American Naturalist* **111**: 1119-1144.
- Davis, M. A., K. J. Wrage et P. B. Reich. 1998. Competition between tree seedlings and herbaceous vegetation — support for a theory of resource supply and demand. *Journal of Ecology* **86**: 652-661.
- Dreyer, G. D., et W. A. Niering. 1986. Evaluation of two herbicide techniques on electric transmission right-of-way: development of relatively stable shrublands. *Environmental Management* **10**: 113-118.
- Dufrêne, M., et P. Legendre. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecological Monographs* **67**: 345-366.
- Facelli, J. M. 1994. Multiple indirect effects of plant litter affect the establishment of woody seedlings in old fields. *Ecology* **75**: 1727-1735.
- Gill, D. S., et P. L. Marks. 1991. Tree and shrub seedling colonization of old fields in central New York. *Ecological Monographs* **61**: 183-205.
- Grime, J. P. 1973. Competitive exclusion in herbaceous vegetation. *Nature* **242**: 344-347.
- Gleason, H. A., et A. Cronquist. 1991. *Manual of vascular plants of northeastern United States and adjacent Canada*. The New York Botanical Garden, New York.
- Globensky, Y. 1981. *Région de Huntingdon*. Rapp. géol. n° 198. Ministère de l'énergie et des ressources, Québec, 53 pp.
- Grace, J. B., et Wetzel, R. G. 1998. Long-term dynamics of *Typha* populations. *Aquatic Botany* **61**: 137-146.
- Harper, J. L. 1977. *Population Biology of Plants*. Academic Press, London, 892 pp.

- Hill, J. D., C. D. Canham et D. M. Wood. 1994. Patterns and causes of resistance to tree invasion in rights-of-way. *Ecological Applications* **5**: 459-470.
- Legendre, L., et P. Legendre. 1984. *Écologie numérique*, 2e édition. *Tome 1: Le traitement multiple des données écologiques. Tome 2: La structure des données écologiques*. Collection d'écologie, 12 et 13. Masson, Paris and Presses de l'Université du Québec. xv + 260 pp., viii + 335 pp.
- Legendre, P., et A. Vaudor. 1991. *The R package: multidimensional analysis, spatial analysis*. Département de sciences biologiques, Université de Montréal, Montréal, Québec.
- Luken, J. O. 1990. *Directing Ecological Succession*. Chapman and Hall, London, 251 pp.
- Luken, J. O., S. W. Beiting, S. K. Kareth, R. L. Kumler, J. H. Liu et C. A. Seither. 1994. Target and nontarget discrimination of herbicides applied to vegetation in a power-line corridor. *Environmental Management* **18**: 251-255.
- Manson, R. H., R. S. Ostfeld et C. D. Canham. 1998. The effects of tree seed and seedling density on predation rates by rodents in old fields. *Écoscience* **5**: 183-190.
- Marie-Victorin. 1995. *Flore laurentienne*. Troisième édition. Mise à jour et annotée par Luc Brouillet et Isabelle Goulet. Presses de l'Université de Montréal, Montréal.
- Meilleur, A., et A. Bouchard. 1989. *Le contrôle biologique de la végétation incompatible sous les lignes de transport d'électricité d'Hydro-Québec. Cas de la MRC du Haut-Saint-Laurent*. Pour le service Recherches en environnement et santé publique, vice-présidence Environnement, Hydro-Québec. Par le groupe de recherche Haut-Saint-Laurent, écologie et aménagement, Université de Montréal, 83 pp.
- Meilleur, A., A. Bouchard et Y. Bergeron. 1994. The relation between geomorphology and forest community types of the Haut-Saint-Laurent, Québec. *Vegetatio* **111**: 173-192.
- Meilleur, A., H. Véronneau et A. Bouchard. 1994. Shrub communities as inhibitors of plant succession in southern Quebec. *Environmental Management* **18**: 907-921.
- Monk, C. D. 1983. Relationship of life forms and diversity in old field succession. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **112**: 383-392.
- Myster, R. W. 1994. Contrasting litter effects on old field tree germination and emergence. *Vegetatio* **114**: 169-174.
- Niering, W. A., et R. H. Goodwin. 1974. Creation of relatively stable shrublands with herbicides: arresting "succession" on right-of-way and pastureland. *Ecology* **55**: 784-795.

- Ostfeld, R. S., et C. D. Canham. 1993. Effects of meadow vole density on tree seedling survival in old fields. *Ecology* **74**: 1792-1801.
- Putz, F. E., et C. D. Canham. 1992. Mechanisms of arrested succession in shrublands: root and shoot competition between shrubs and tree seedlings. *Forest Ecology and Management* **49**: 267-275.
- Rankin, W. T., et S. T. A. Pickett. 1989. Time of establishment of red maple (*Acer rubrum*) in early oldfield succession. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* **116**: 182-186.
- Ricard, J.-P. 1996. *La maîtrise du Phragmite commun*. Étude présentée à la Vice-présidence Environnement et Colectivités d'Hydro-Québec. 49 pages et annexe.
- Rowe, J. S. 1972. *Les régions forestières du Canada*. Publ. n° 1300f. Service canadien des forêts, Canada, 172 pp.
- SAS Institute. 1989-1997. *JMP IN version 3.2.1*. Distribué par Duxbury Press.
- Tillman, D. 1987. Secondary succession and the pattern of plant dominance along experimental nitrogen gradient. *Ecological monographs* **57**: 189-214.
- White, K. L. 1965. Shrub-carr of southeastern Wisconsin. *Ecology* **46**: 286-304.
- Wilson, C. V. 1971. *Le climat du Québec*. Atlas climatologique, 1ère partie. Études climatologiques. Service météorologique du Canada.

APPENDICE 1

DESCRIPTION GRAPHIQUE DU PLAN D'ÉCHANTILLONNAGE

ET

LOCALISATION DES STATIONS ÉCHANTILLONNÉES

Cet appendice contient les informations nécessaires à la relocalisation de toutes les stations échantillonnées sur l'emprise de la ligne 7040 dans le cadre de cette étude.

La figure 10 montre graphiquement comment sont disposées les stations pour un échantillonnage systématique débutant à partir d'un pylône de référence donné, comme décrit dans la sous-section «Prise de données» dans la section «MÉTHODOLOGIE».

Le tableau V donne pour chaque station échantillonnée les informations nécessaires à sa localisation dans l'emprise. Voici des précisions sur la signification des trois premières colonnes de ce tableau:

i) Le numéro de station:

Assigné à chaque station lors de l'échantillonnage et utilisé sur les feuilles de terrain, il est utile pour avoir accès aux données brutes énumérant les espèces herbacées et arbustives présentes dans une station donnée, avec leur recouvrement sur une échelle semi-quantitative de 1 à 7, et les individus arborescents récoltés dans cette même station.

ii) Le type de communauté végétale:

Les codes correspondent à ceux utilisés tout au long de ce mémoire: C = communautés à *Clematis-Rubus*, H = communautés d'espèces hygrophiles, M = communautés d'espèces mésophiles, O = communautés d'espèces oligophiles, Q = quenouillais et R = roselières. Le code «DEL» indique une station qui a été retirée des analyses de groupement en raison de sa trop grande hétérogénéité.

iii) Numéro du pylône de référence:

Les numéros correspondent à ceux utilisés par Hydro-Québec. Pour une station donnée, ce pylône est le point de référence de la distance exprimée dans la colonne suivante.

Figure 10. Disposition des stations à partir d'un pilône de référence, selon un plan d'échantillonnage systématique . Le schéma est à l'échelle, sauf en ce qui concerne la surface occupée par le pilône.

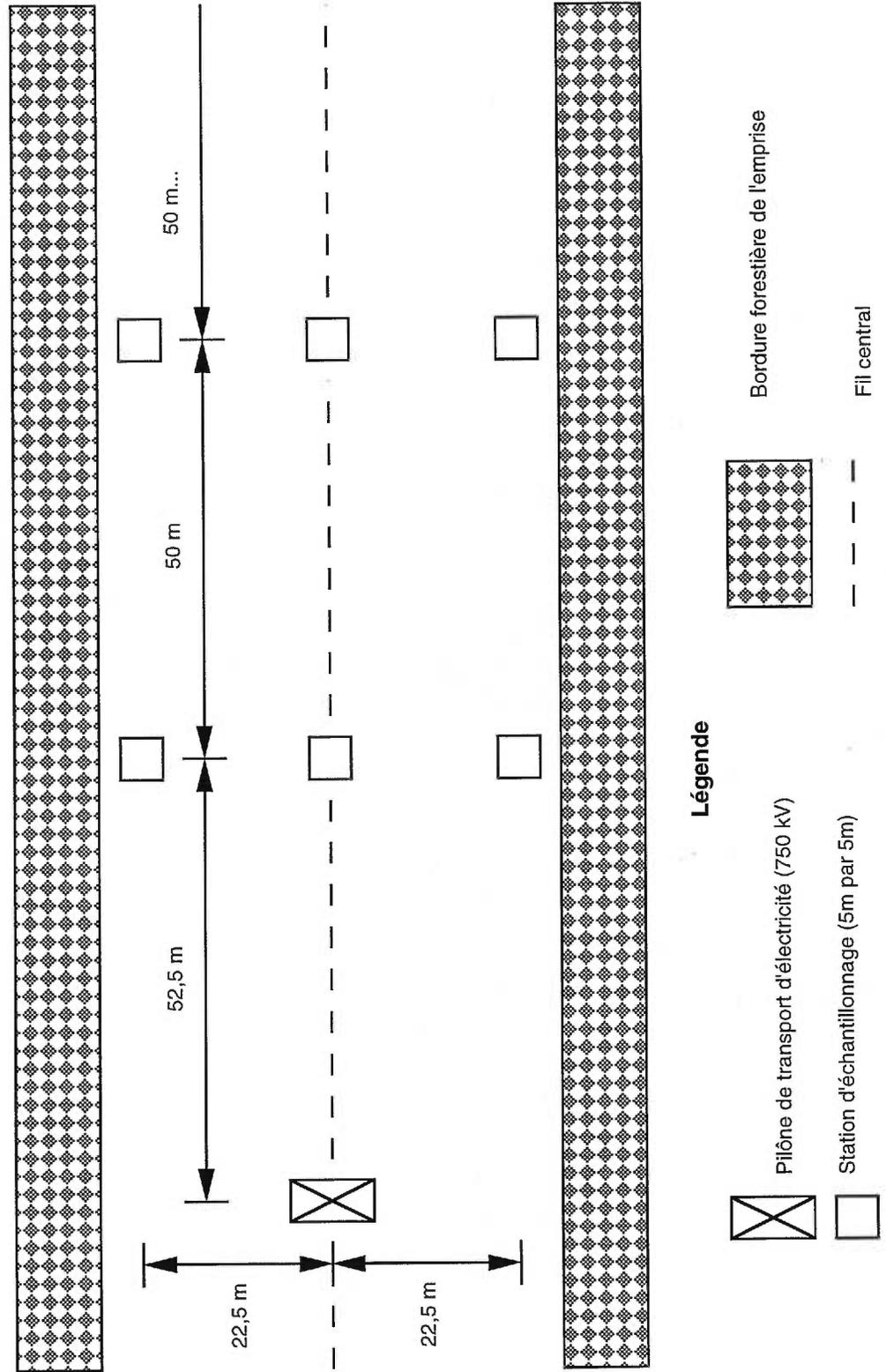


Tableau V. Liste et emplacement des stations échantillonnées

Numéro de station, utilisé dans les données brutes (feuilles de terrain)	Type de communauté végétale (voir texte accompagnant le tableau)	Numéro du pilône de référence (ligne 7040, H.-Q.)	Distance de la station (m) par rapport au pilône de référence, parallèlement aux fils (positive: vers l'est; négative: vers l'ouest)	Distance de la station (m) par rapport au fil central de la ligne, perpendiculairement (positive: vers le nord; négative: vers le sud)
1	M	133	-62,5	0,0
2	H	133	-62,5	22,5
3	M	133	-62,5	-22,5
4	M	133	-112,5	-3,0
5	DEL	133	-112,5	22,5
6	M	133	-112,5	-22,5
7	M	133	-167,5	0,0
8	R	133	-162,5	22,5
9	M	133	-157,5	-22,5
10	M	133	-212,5	0,0
11	R	133	-212,5	22,5
12	H	133	-212,5	-22,5
13	R	133	-262,5	-2,5
14	R	133	-262,5	22,5
15	H	133	-262,5	-22,5
16	M	133	-312,5	0,0
17	R	133	-312,5	22,5
18	H	133	-312,5	-22,5
19	M	133	-362,5	0,0
20	DEL	133	-362,5	22,5
21	M	133	-362,5	-22,5
22	H	133	-415,0	0,0
23	M	133	-415,0	22,5
24	H	133	-415,0	-22,5
25	M	115	62,5	5,0
26	M	115	62,5	22,5
27	M	115	62,5	-22,5
28	H	115	112,5	8,5
29	M	115	112,5	22,5
30	M	115	112,5	-22,5
31	M	115	162,5	-5,0
32	M	115	162,5	22,5
33	M	115	158,5	-25,5
34	M	115	212,5	0,0
35	M	115	212,5	22,5
36	M	115	212,5	-22,5
37	Q	113	62,5	0,0
38	Q	113	62,5	-22,5
39	M	113	62,5	22,5
40	Q	113	112,5	0,0
41	Q	113	112,5	-22,5
42	H	113	112,5	22,5
43	Q	113	162,5	0,0
44	Q	113	162,5	-22,5
45	M	113	162,5	22,5
46	H	113	212,5	0,0

Tableau V. Liste et emplacement des stations échantillonnées (suite)

Numéro de station, utilisé dans les données brutes (feuilles de terrain)	Type de communauté végétale (voir texte accompagnant le tableau)	Numéro du pilône de référence (ligne 7040, H.-Q.)	Distance de la station (m) par rapport au pilône de référence, parallèlement aux fils (positive: vers l'est; négative: vers l'ouest)	Distance de la station (m) par rapport au fil central de la ligne, perpendiculairement (positive: vers le nord; négative: vers le sud)
47	Q	113	212,5	22,5
48	Q	113	212,5	-22,5
49	Q	113	262,5	0,0
50	R	113	262,5	-22,5
51	Q	113	262,5	22,5
52	H	113	312,5	0,0
53	Q	113	312,5	22,5
54	Q	113	312,5	-22,5
55	M	140	-52,5	4,5
56	M	140	-52,5	22,5
58	M	140	-102,5	5,0
59	M	140	-102,5	-22,5
60	M	140	-102,5	22,5
61	M	140	-152,5	5,0
62	M	140	-152,5	-22,5
63	M	140	-152,5	22,5
64	M	140	-202,5	-2,5
65	M	140	-202,5	-22,5
66	M	140	-202,5	22,5
67	M	140	-252,5	-3,5
68	M	140	-252,5	-22,5
69	M	140	-252,5	22,5
70	M	140	-302,5	2,5
71	M	140	-302,5	22,5
72	M	140	-302,5	-22,5
73	M	140	-352,5	2,5
74	M	140	-352,5	22,5
75	M	111	62,5	-2,5
76	M	111	62,5	-22,5
77	M	111	62,5	22,5
78	M	111	112,5	0,0
79	M	111	112,5	-20,0
80	M	111	112,5	22,5
81	M	111	162,5	0,0
82	M	111	162,5	-17,5
83	M	111	162,5	22,5
84	M	111	212,5	-2,5
85	M	111	212,5	22,5
86	M	111	212,5	-22,5
87	M	111	262,5	0,0
88	M	111	262,5	22,5
89	M	111	262,5	-22,5
90	M	111	312,5	0,0
91	M	111	312,5	22,5
92	M	111	312,5	-22,5
93	M	132	62,5	-4,5

Tableau V. Liste et emplacement des stations échantillonnées (suite)

Numéro de station, utilisé dans les données brutes (feuilles de terrain)	Type de communauté végétale (voir texte accompagnant le tableau)	Numéro du pilône de référence (ligne 7040, H.-Q.)	Distance de la station (m) par rapport au pilône de référence, parallèlement aux fils (positive: vers l'est; négative: vers l'ouest)	Distance de la station (m) par rapport au fil central de la ligne, perpendiculairement (positive: vers le nord; négative: vers le sud)
94	M	132	62,5	-22,5
95	M	132	62,5	20,0
96	M	132	112,5	-3,5
97	M	132	112,5	-22,5
98	M	132	112,5	19,5
99	M	132	162,5	2,5
100	M	132	162,5	22,5
101	M	132	162,5	-22,5
102	H	132	205,5	-2,5
103	M	132	212,5	22,5
104	M	132	212,5	-22,5
105	M	140	-352,5	-17,5
106	H	140	77,5	0,0
107	H	140	77,5	22,5
108	H	140	77,5	-20,5
109	H	140	127,5	0,0
110	H	140	127,5	22,5
111	H	140	127,5	-22,5
112	H	140	177,5	0,0
113	M	140	177,5	-22,5
114	H	140	177,5	22,5
115	Q	140	227,5	0,0
116	H	140	227,5	22,5
117	O	123	52,5	0,0
118	O	123	52,5	22,5
119	O	123	52,5	-25,0
120	O	123	102,5	0,0
121	O	123	102,5	-22,5
122	O	123	102,5	22,5
123	H	123	152,5	0,0
124	O	123	152,5	-22,5
125	H	123	152,5	22,5
126	H	123	187,5	0,0
127	M	123	187,5	22,5
128	O	123	187,5	-22,5
129	O	123	252,5	-2,5
130	O	123	252,5	-22,5
131	M	123	252,5	22,5
132	M	123	302,5	-6,5
133	H	123	302,5	-22,5
134	M	123	302,5	22,5
135	M	123	352,5	4,0
136	M	123	352,5	20,5
137	M	123	352,5	-22,5
138	M	122	62,5	2,5
139	M	128	-62,5	0,0

Tableau V. Liste et emplacement des stations échantillonnées (suite et fin)

Numéro de station, utilisé dans les données brutes (feuilles de terrain)	Type de communauté végétale (voir texte accompagnant le tableau)	Numéro du pilône de référence (ligne 7040, H.-Q.)	Distance de la station (m) par rapport au pilône de référence, parallèlement aux fils (positive: vers l'est; négative: vers l'ouest)	Distance de la station (m) par rapport au fil central de la ligne, perpendiculairement (positive: vers le nord; négative: vers le sud)
140	O	128	-62,5	22,5
141	DEL	128	-62,5	-22,5
142	M	128	-112,5	0,0
143	DEL	128	-112,5	-20,0
144	O	128	-112,5	22,5
145	O	128	-162,5	-2,5
146	DEL	128	-162,5	-22,5
147	O	128	-162,5	22,5
148	M	128	-212,5	4,0
149	H	128	-212,5	-22,5
150	H	128	-212,5	22,5
151	H	128	-262,5	0,0
152	H	128	-262,5	-22,5
153	H	128	-262,5	22,5
154	H	128	-312,5	4,0
155	H	128	-312,5	22,5
156	H	128	-312,5	-22,5
157	H	128	-362,5	0,0
158	DEL	128	-362,5	22,5
159	H	128	-362,5	-22,5
160	H	128	-412,5	-22,5
161	DEL	128	-412,5	22,5
162	C	119	-62,5	0,0
163	C	119	-55,5	-22,5
164	C	119	-62,5	22,5
165	H	119	-112,5	0,0
166	C	119	-112,5	-22,5
167	C	119	-112,5	22,5
168	C	119	-162,5	0,0
169	C	119	-162,5	-22,5
170	H	119	-162,5	22,5
171	C	119	-212,5	0,0
172	H	119	-212,5	22,5
173	H	119	-212,5	-22,5
175	M	100	-62,5	0,0
176	M	100	-62,5	-22,5
177	M	100	-62,5	22,5
178	M	100	-112,5	2,5
179	M	100	-112,5	22,5
180	M	100	-112,5	-22,5
181	M	100	-162,5	2,5
182	M	100	-162,5	22,5
183	M	100	-162,5	-22,5
184	M	100	-212,5	0,0

REMERCIEMENTS

J'aimerais en premier lieu remercier André Bouchard, professeur titulaire au département de sciences biologiques de l'Université de Montréal, qui a assuré la direction de cette recherche en m'accordant sa confiance et son soutien. Je tiens aussi à exprimer toute ma gratitude à Jacques Brisson, chercheur au Jardin botanique de Montréal et co-directeur de cette maîtrise, avec qui j'ai eu plusieurs discussions cruciales sur l'orientation et la pertinence de ma démarche scientifique. Aussi, je remercie Sylvie de Blois et Louise Lebrun pour leurs chaleureux encouragements tout au long de ce projet; des remerciements supplémentaires sont de mise pour Sylvie de Blois qui m'a grandement assisté dans la recherche de littérature.

Le travail de terrain n'aurait pu être mené à bien sans l'ardeur au travail, le sens de l'organisation et la bonne humeur de mon aide de terrain, Sophie Dallaire. L'étape suivante de traitement des échantillons (coupe des galettes et datation) s'est effectuée sans problèmes grâce à l'aide de Nadine Bachand. Je tiens aussi à remercier M. Claude Lafleur pour l'aide qu'il m'a apportée en taillant à la scie ronde les galettes des plus grosses souches. L'analyse des données a été facilitée par les conseils de M. Stéphane Daigle, spécialiste en statistiques. Et l'interprétation finale des résultats n'aurait pu se faire sans les informations que m'a apportées Alain Meilleur grâce à sa connaissance pratique de la zone d'étude. Ce projet de maîtrise a été subventionné par Hydro-Québec et par le Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie (CRSNG n° 9595).