

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

**RECONSTITUTION DU DEVELOPPEMENT DE DEUX FORÊTS DU BAS-
SAINT-LAURENT (QUÉBEC) EN RÉPONSE AUX PERTURBATIONS DU
XX^e SIÈCLE**

**RAPPORT PRESENTE À L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À RIMOUSKI
COMME EXIGENCE PARTIELLE DU PROGRAMME DE MAITRISE EN GESTION DE
LA FAUNE ET DE SES HABITATS**

PAR

YAN BOUCHER

OCTOBRE 2002



REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier M. Saulnier qui contribua à développer mon intérêt pour les sciences forestières. Également, je veux remercier ma famille et l'ensemble de mes amis qui m'ont accompagné durant mes études de maîtrise et qui m'ont aidé dans ce cheminement académique, particulièrement E. Boucher, D. Bourget, E. Dalpé-Charron, E. LeGoff, M.-A. Parisien et M. LeNuz. Je remercie grandement mon directeur de recherche Dominique Arseneault qui, par son enthousiasme, son professionnalisme et sa patience, a su me donner les outils adéquats pour mener à bien ce projet. Enfin, je veux souligner l'aide précieuse que m'ont fourni les assistants de terrain et de laboratoire qui ont participé à ce projet en les personnes de : A. Côté, J. Doucet, A. Gilbert, S. Morasse, J. Parent et J. F. Parent ainsi que deux personnes ressources indispensables aux étudiants gradués en A. Caron et Y. Lemay. Ce projet a été soutenu financièrement par le réseau des centres d'excellence du CRSNG en gestion durable des forêts, la Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent et la Chaire de Recherche sur la Forêt Habitée de l'UQAR.



TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS.....	ii
TABLE DES MATIÈRES.....	iii
Liste des tableaux.....	iv
Liste des figures.....	v
Liste des abréviations, sigles et acronymes.....	vii
RÉSUMÉ.....	1
INTRODUCTION.....	2
RÉGION D'ÉTUDE.....	7
MÉTHODES.....	10
RÉSULTATS.....	16
DISCUSSION.....	35
CONCLUSION.....	44
Liste des références.....	45

LISTE DES TABLEAUX

Tableau I	Densité des tiges dominantes et surcimées selon les classes de drainage aux sites MCP et SNR.....	17
Tableau II	Densité des plantules selon l'espèce et les classes de drainage au site MCP.....	18
Tableau III	Densité des plantules selon l'espèce et les classes de drainage au site SNR.....	22
Tableau IV	Densité des débris ligneux selon les catégories de forme et les classes de drainage au site MCP.....	23
Tableau V	Densité des souches selon les taxons et les classes de drainage au site MCP.....	24
Tableau VI	Densité des débris ligneux selon les catégories de forme et les classes de drainage au site SNR.....	27
Tableau VII	Densité des souches selon les taxons et les classes de drainage au site SNR.....	31

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation des deux sites d'étude dans la région du Bas-Saint-Laurent, Québec.....	9
Figure 2	Densité des arbres dominants et surcimés selon l'espèce et les classes de drainage au site MCP; a) rapide b) modéré et c) lent.....	16
Figure 3	Comparaison de l'abondance des arbres dominants a) résineux et b) feuillus entre les classes de drainage au site MCP.....	18
Figure 4	Distribution de fréquence du diamètre des arbres dominants et surcimés selon les classes de drainage au site MCP; a) rapide b) modéré et c) lent.....	19
Figure 5	Densité des arbres dominants et surcimés selon l'espèce et les classes de drainage au site SNR; a) rapide et b) modéré.....	20
Figure 6	Distribution de fréquence du diamètre des arbres dominants et surcimés selon les classes de drainage au site SNR; a) rapide et b) modéré.....	21
Figure 7	Abondance des arbres morts en fonction de l'abondance des arbres vivants (dominants et surcimés) selon les classes de drainage au site MCP; a) rapide b) modéré et c) lent.....	25
Figure 8	Distribution de fréquence du diamètre des principales espèces retrouvées dans chacune des trois catégories de forme d'arbres morts au site MCP.....	26

Figure 9	Abondance des arbres morts en fonction de l'abondance des arbres vivants (dominants et surcimés) selon les classes de drainage au site SNR; a) rapide et b) modéré.....	29
Figure 10	Distribution de fréquence du diamètre des principales espèces retrouvées dans chacune des trois catégories de forme d'arbres morts au site SNR.....	30
Figure 11	Structure d'âge des arbres dominants et surcimés d'essence a) feuillue et b) coniférienne au site MCP.....	32
Figure 12	Datation des perturbations du site MCP d'après les détentes de croissance chez les arbres épargnés par le feu de 1923	33
Figure 13	Comparaison entre la structure d'âge des arbres (dominants et surcimés) et la distribution de fréquence des dates de détente de croissance chez les arbres vivants du site SNR.....	34

LISTE DES ABREVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

SIGNIFICATION

CODE	NOM FRANÇAIS	NOM LATIN
EPN	Épinette noire	<i>Picea mariana</i> (Mill.) B. S. P.
PFT	Peuplier faux-tremble	<i>Populus tremuloides</i> Michx.
SAB	Sapin baumier	<i>Abies balsamea</i> (L.) Mill.
PPB	Peuplier baumier	<i>Populus balsamifera</i> L.
BOP	Bouleau à papier	<i>Betula papyrifera</i> Marsh.
ERR	Érable rouge	<i>Acer rubrum</i> L.
EPR	Épinette rouge	<i>Picea rubens</i> Sarg.
EPB	Épinette blanche	<i>Picea glauca</i> (Moench) Voss
FRN	Frêne noir	<i>Fraxinus nigra</i> Marsh.
THO	Thuja occidental	<i>Thuja occidentalis</i> L.
PIG	Pin gris	<i>Pinus banksiana</i> Lamb.
ERS	Érable à sucre	<i>Acer saccharum</i> Marsh.
ERP	Érable de Pennsylvanie	<i>Acer pensylvanicum</i> L.
BOJ	Bouleau jaune	<i>Betula alleghaniensis</i> Britt.
PIB	Pin blanc	<i>Pinus strobus</i> L.
PICEA SPP.	Épinettes spp.	<i>Picea</i> spp.
POPULUS SPP.	Peupliers spp.	<i>Populus</i> spp.

RÉSUMÉ

Dans la présente étude, nous examinons l'impact des coupes forestières et des perturbations naturelles sur la transformation du couvert forestier dans deux forêts de la sapinière à bouleau jaune de l'est du Québec, l'une à dominance feuillue (site SNR), l'autre à dominance coniférienne (site MCP). La dendrochronologie est utilisée en combinaison avec une analyse détaillée des débris ligneux afin de reconstituer l'évolution du couvert forestier au XX^e siècle. Les résultats montrent que l'exploitation forestière et le feu ont causé des changements importants au niveau de la composition et de la structure des forêts étudiées. Au site MCP, une coupe forestière vers 1896-1903 et un feu en 1923 ont provoqué la disparition du pin blanc et du thuya occidental et ainsi favorisé un renouvellement de la forêt par des essences bien adaptées au feu telles l'épinette noire, le peuplier faux-tremble et le peuplier baumier. Au site SNR, la composition et la structure de la forêt ont été fortement influencées par l'exploitation forestière. En effet, des coupes successives ont entraîné une augmentation de l'abondance de l'érable à sucre par rapport aux essences compagnes moins résilientes face à ce type de perturbation. La récolte prioritaire des essences résineuses a notamment réduit de manière importante l'abondance du sapin baumier et des autres conifères à l'échelle du site. En plus, dans les deux sites, les coupes forestières ont rajeuni la forêt et ont par conséquent diminué le diamètre des arbres.

INTRODUCTION

De plus en plus, le concept d'aménagement forestier écosystémique est reconnu comme une solution au maintien de l'intégrité biologique des écosystèmes forestiers face à l'exploitation forestière (Hunter 1990; Bergeron et Harvey 1997; Aber et al. 2000; Lorimer 2001). Cette nouvelle approche tente de reproduire, par l'exploitation forestière, la mosaïque d'écosystèmes forestiers retrouvée naturellement. Toutefois, ce concept est basé sur la connaissance des régimes de perturbations naturelles et de la mosaïque forestière qui en découlait avant l'introduction des coupes forestière (Gauthier et al. 1996; Bergeron et Harvey 1997; Aber et al. 2000; Lorimer 2001) et dans plusieurs régions, ces informations sont partielles et restent à documenter.

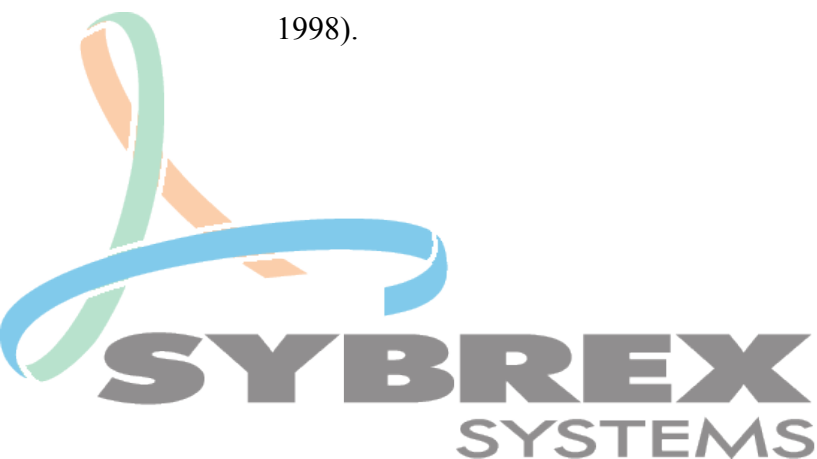
Dans la zone boréale, la dynamique naturelle des communautés forestières est fortement contrôlée par le régime des perturbations naturelles, notamment les feux, les épidémies d'insectes et les chablis (Heinselman 1973; Henry et Swan 1974; Oliver et Stephens 1977; Canham et Loucks 1984; Holling 1992). Ainsi dans chacune des régions de la zone boréale, la mosaïque forestière est étroitement associée au régime de perturbations régional (Kimmins 1997; Frelich et Reich 1995; Bergeron 2000; Frelich 2002). Par exemple, au nord et à l'ouest de la forêt boréale québécoise la fréquence et la sévérité élevée des feux déterminent la structure et la composition de la forêt tant au niveau des sites que des paysages (Payette 1992; Bergeron 1991, 2000). Les espèces dominantes sont représentées principalement par des feuillus intolérants ainsi que des conifères comme le pin gris et

l'épinette noire qui possèdent des cônes sérotineux (Bergeron et Dansereau 1993; Kimmins 1997). Dans l'est de la forêt boréale, là où les feux sont moins fréquents, les épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette (*Choristoneura fumiferana* Clemens) semblent agir comme le principal agent dynamisant de la forêt (Blais 1983; Morin et al. 1993). Les infestations récurrentes entraînent une succession cyclique des peuplements matures de sapin baumier, une espèce beaucoup mieux adaptée aux épidémies qu'aux incendies. En effet, les plantules de sapin sont généralement épargnées en grand nombre après les infestations de tordeuses, assurant ainsi le renouvellement de la forêt (Chevalier 1993). Après feu, la régénération du sapin dépend principalement des individus survivants, puisque l'espèce ne possède pas de cônes sérotineux (Furyaev et al. 1983; Heinselman 1981).

Le domaine de la sapinière à bouleau jaune (Richard 1993) marque la transition entre les forêts boréales conifériennes au nord et les forêts feuillues au sud. Ce domaine bioclimatique est composé d'une mosaïque de forêts feuillues, conifériennes et mélangées (Anseau et al. 1996; Bergeron 2000). Dans les forêts dominées par le sapin baumier, les principales perturbations sont vraisemblablement les épidémies de tordeuses (Blais 1961, 1983; Morin et al. 1999), tandis que dans les forêts à dominance feuillue, comme les érablières et les bétulaies, le renouvellement de la forêt semble s'effectuer par l'intermédiaire de la dynamique des trouées (Lorimer 1977; Runkle 1982; Canham et Louks 1984; Payette et al. 1990) où de petites ouvertures de la voûte forestière permettent l'établissement d'une forêt inéquienne (Runkle 1982; Payette et al. 1990). Le feu est probablement un agent important de la dynamique de la sapinière à bouleau jaune même si

son occurrence est moindre comparativement à ce qu'on retrouve en forêt boréale supérieure (Heinselman 1973; Payette et al. 1989; Anseau et al. 1996).

Par ailleurs, on sait que les coupes forestières ont entraîné un changement dans les patrons de succession. Les coupes de faible intensité tendent à favoriser les essences tolérantes à l'ombre et particulièrement celles installées en sous-étage tandis que les coupes totales favorisent la prolifération des essences pionnières (Smith et al. 1997). Ainsi l'exploitation forestière a modifié l'abondance relative des espèces arborescentes au sein des paysages forestiers à plusieurs endroits dans l'est de l'Amérique du Nord (Carleton et MacLellan 1994; Delong et Tanner 1996; De Grandpré et al. 2000; Jackson et al. 2000). L'abondance et la diversité des essences résineuses ont diminué au profit d'espèces feuillues pionnières comme les peupliers et les bouleaux qui profitent des ouvertures engendrées par les coupes forestières (Carleton et MacLellan 1994; Whitney 1994; Lorimer 2001). De plus, en ciblant préférentiellement les forêts les plus âgées, l'exploitation forestière a entraîné une diminution de l'abondance des peuplements matures au profit des stades successionnels jeunes (Whitney 1994; Frelich 1995; Delong et Tanner 1996; Lorimer 2001). La plupart des pratiques forestières sont beaucoup moins diversifiées de par leur étendue et leur intensité et ont par conséquent tendance à homogénéiser la végétation (Franklin et Forman 1987; Brumelis et Carleton 1988, 1989; Delong et Tanner 1996; Foster et al. 1998; Fuller et al. 1998).



Même si l'exploitation forestière a vraisemblablement eu des impacts importants sur la dynamique des communautés forestières dans le sud de la zone boréale (Brumelis et Carleton 1988; Whitney 1996; Foster et al. 1998; De Grandpré et al. 2000; Jackson 2000; Lorimer 2001), on ne sait pas très bien comment la forêt d'origine a évolué vers la forêt actuelle sous l'influence de l'exploitation forestière, notamment dans la région du Bas-Saint-Laurent (Ansseau et al. 1996; Archambeault et al. 1998). En se basant sur les études réalisées dans les autres régions de la forêt boréale, des changements importants tant au niveau de la composition que de la structure des forêts ont probablement eu lieu. Au XIX^e siècle, l'exploitation forestière a visé prioritairement la récolte des forêts de pin blanc et de pin rouge (Fortin et Lechasseur 1993; Côté 1999), de sorte que la faible abondance de ces espèces dans le paysage actuel s'explique possiblement par l'histoire des coupes. D'autre part, l'exploitation intensive des épinettes et des sapins pour approvisionner l'industrie des pâtes et papiers du XX^e siècle (Fortin et Lechasseur 1993) a probablement eu un effet comparable sur l'abondance de ces essences. Les espèces forestières plus résilientes aux coupes forestières, tels les peupliers, les érables et les bouleaux ont probablement vu leur représentativité augmenter au détriment des essences résineuses (Whitney 1994; Jackson 2000; Lorimer 2001). De plus, en rajeunissant la forêt, l'exploitation forestière a déplacé la structure diamétrale vers les classes faibles (Whitney 1994).

L'objectif de cette étude est de documenter l'influence, au courant du XX^e siècle, de l'exploitation forestière et du feu sur le développement des forêts de la sapinière à bouleau jaune de l'est. En considérant cette région forestière comme une zone de transition entre la

forêt boréale coniférienne et la forêt feuillue, nous avons choisi de comparer l'évolution récente d'un site coniférien et d'un site feuillu. La dendrochronologie est utilisée en combinaison avec une analyse détaillée des débris ligneux afin de reconstituer la transformation du couvert forestier. Nous documentons les changements majeurs dans la composition et la structure de la forêt en comparant l'abondance des espèces entre la végétation actuelle et les arbres morts alors que nous utilisons la dendrochronologie pour dater les principales perturbations des sites au courant du XX^e siècle.

RÉGION D'ÉTUDE

L'aire d'étude est localisée dans le secteur du Bas-Saint-Laurent au Québec (Figure 1). Cette région appartient à la formation géologique des Appalaches, caractérisée par des roches sédimentaires coiffées d'un till mince à épais (Avramtchev 1985). La déglaciation du secteur a eu lieu vers 12 000 BP (Hétu 1998), et a été suivie de la transgression de la Mer de Goldthwait qui a atteint une altitude maximale de 140 m (Hétu 1994, 1998). La station météorologique de Mont-Joli, 30 km au nord-est de Rimouski, indique un climat tempéré froid sous l'influence de la masse d'eau de l'estuaire du fleuve Saint-Laurent. La température moyenne annuelle est de 2,5° C. Les précipitations totales sont de l'ordre de 1 000 à 1 100 mm, dont 30 % tombe sous forme de neige. La saison de croissance oscille entre 160 et 170 jours tandis que la période sans gel couvre en moyenne 125 jours (Robitaille et Saucier 1998). Le nombre de degrés-jours se situe entre 1 350 et 1 450 (Saucier, J. P. comm. pers. 2002). Ce territoire fait partie de la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent (Rowe 1972). Il correspond aussi à la région écologique 4f, comprise dans le domaine de la sapinière à bouleau jaune (Grondin et al. 1999). Cette région marque la transition entre les érablières nordiques et la forêt boréale coniférienne. Les érablières bien circonscrites dans le paysage, situées sur les sommets et les versants de collines, sont de plus en plus dispersées vers le nord-est. Dans la présente étude, deux sites distants de 15 km et représentant deux types forestiers contrastants de la région (érablière et forêt coniférienne) ont été sélectionnés sur un versant de colline exposé au sud-sud-est. Le premier site est localisé dans la Forêt d'enseignement et de recherche de Macpes (site MCP; 48°18'10'' N et 68°30'20'' O). L'altitude du site MCP varie entre 140 et 180 m. Ce site a été incendié en 1923 (Guimond 1992) et est actuellement dominé par l'épinette noire (*Picea*

mariana (Mill.) B.S.P.), le peuplier baumier (*Populus balsamifera* L.) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.). Le second site (site SNR; 48°12'30' N et 68°45'45'' O) est localisé au sein de la Seigneurie Nicolas-Riou, un territoire géré par la Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent. L'altitude du site oscille entre 190 et 290 m. Ce territoire a fait l'objet d'une exploitation forestière intense depuis le début du XX^e siècle (FMBSL 2002). La voûte forestière est largement dominée par l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.), une espèce absente du site MCP. D'ailleurs, les espèces dominantes au site MCP (épinette noire et peupliers) forment moins de 1% de la voûte forestière au site SNR.

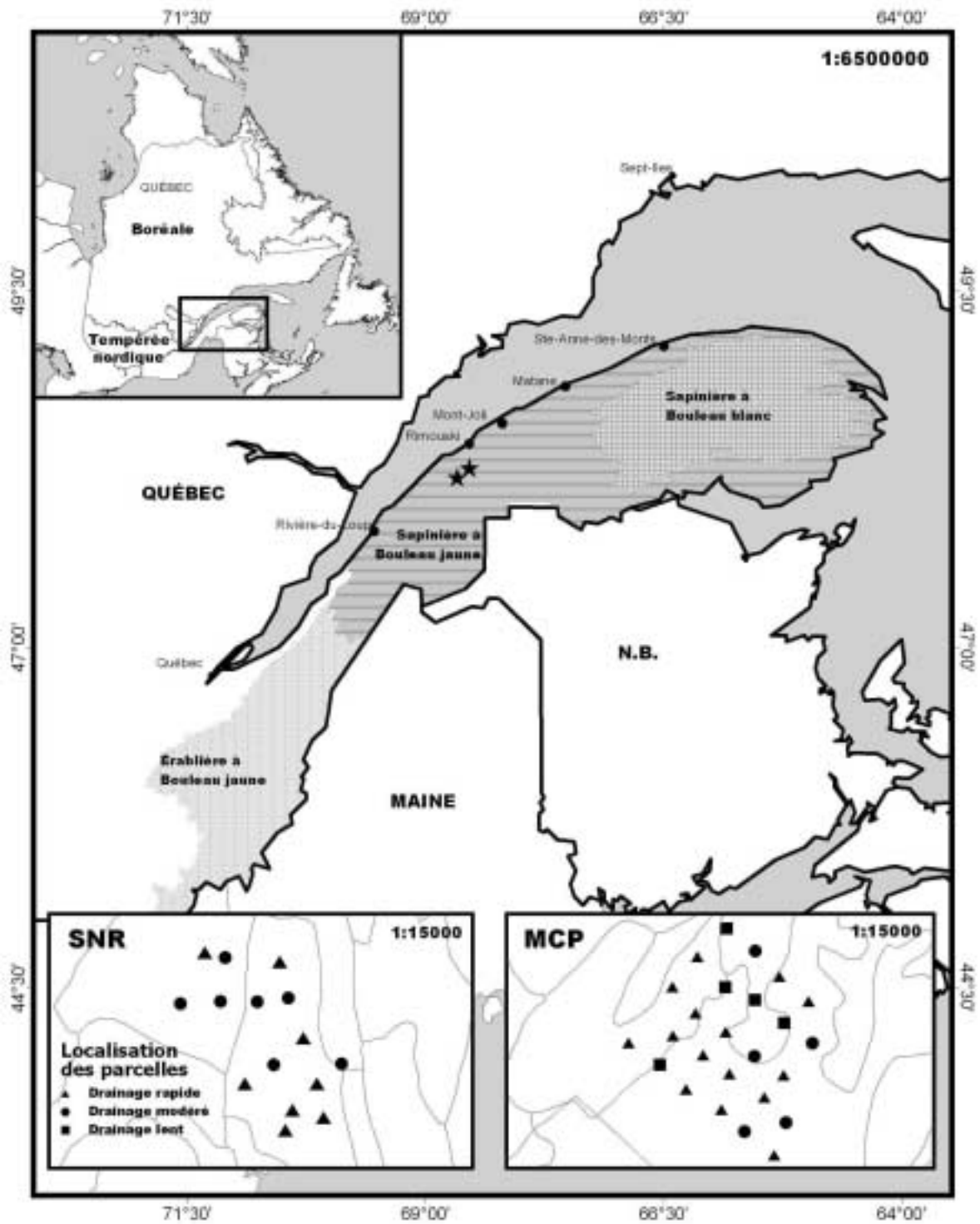


Figure 1. Localisation des deux sites d'étude, région du Bas-Saint-Laurent, Québec

MÉTHODES

Dispositif expérimental

Les territoires étudiés ont été sélectionnés afin de mettre en évidence l'impact des perturbations sur les principaux types forestiers de la région d'étude, l'un à dominance coniférienne (MCP) et l'autre à dominance feuillue (SNR). Dans chacun des sites, l'influence des perturbations sur l'évolution du couvert forestier a été étudiée à l'aide de placettes circulaires de 400 m² (0,04 ha) espacées de 100 m le long de transects perpendiculaires à la pente. Au site MCP, cinq transects ont été positionnés selon un espacement constant de 100 m, de sorte que 25 stations ont été réparties selon un quadrillage de 100 x 100 m sur une surface de 25 hectares. En plus, deux îlots forestiers épargnés du feu de 1923, l'un en milieu bien drainé en haut de versant, l'autre dans un site à drainage déficient en bas de pente, ont été échantillonnés à l'intérieur de la surface d'étude pour faciliter la datation des coupes survenus avant le feu. Afin d'assurer une disposition perpendiculaire à la pente des transects au site SNR, l'espacement entre les transects, fixé à 100 m en haut de pente, s'accroît vers le bas de la colline. Au total, 15 placettes ont été disposées dans une superficie totale d'environ 20 ha. Dans les deux sites, les placettes ont été classifiées *a posteriori* en trois classes de drainage: rapide (pente >10%); modéré (pente 0-10%); lent (pente nulle ou relief concave). Aucune placette du site SNR n'était localisée sur une pente nulle ou un relief concave.

Structure et composition de la forêt

La structure et la composition de la forêt actuelle ont été décrites à l'intérieur de chacune des placettes d'échantillonnage. Toutes les tiges vivantes ont été identifiées à l'espèce. Le diamètre à hauteur de souche (dhs) de tous les arbres vivants a été noté. Cette mesure a été employée afin de comparer le diamètre des arbres actuels à celui des arbres morts, représentés en bonne partie par des souches coupées à une hauteur inférieure à celle du diamètre à hauteur de poitrine (dhp), soit 1,3 m. Chacun des individus vivants a également été classifié selon sa position hiérarchique dans la voûte forestière. Les arbres dominants sont ceux dont plus de 50 % de la cime occupe le sommet de la voûte forestière tandis que les arbres surcimés ont une hauteur supérieure à 1 m et occupent moins de 50 % du sommet de la voûte forestière. Enfin, les plantules sont des tiges d'espèces arborescentes conifériennes ou décidues affichant une hauteur inférieure à 1 m. En raison de leur forte densité, ces plantules ont été répertoriées au centre du quadrat de 0,04 ha dans une sous-placette de 0,0025 ha (conifères) et 0,001 ha (espèces décidues).

L'année d'installation des individus vivants a été estimée à partir d'une section transversale de tronc coupée au niveau du sol chez les arbres de moins de 15 cm de dhp ou d'une carotte prélevée à la sonde de Pressler à 30 cm du sol chez les arbres de plus de 15 cm de dhp. Chacune des sections transversales et des carottes a été finement sablée afin de mettre en évidence et de dénombrer chacun des cernes annuels de croissance. Les arbres dont le centre de la section transversale était décomposé n'ont pas été considérés dans l'analyse. Par exemple, au site SNR la grande majorité des spécimens de sapin baumier dominants

(> 75 %) présentait des signes de carie rouge de la racine (*Stereum balsameum* Peck.) et n'ont pas été inclus dans la structure d'âge. Aucune correction de l'âge des arbres n'a été apportée pour tenir compte de la différence de hauteur entre les échantillons ou de la différence d'âge entre le niveau du sol et le collet racinaire (DesRochers et Gagnon 1997; Gutsell et Johnson 2002). Cependant, les données ont été compilées en classes de cinq ans afin de minimiser les erreurs associées à la détermination des années d'installation des individus (Payette et al. 1990).

Dans chaque placette, tous les arbres morts ou portions d'arbres morts, encore en position de vie ou couchés au sol, ont été décrits (dhs, hauteur) et regroupés en trois catégories de forme; les souches, les chicots et les arbres renversés. Les souches correspondent à des individus dont la tige a été prélevée lors d'une coupe forestière, comme l'indique la présence d'une coupure nette du tronc, généralement à moins de 1 m de hauteur. Les chicots englobent les débris ligneux encore en position de vie avec une hauteur supérieure à 1 m et ne possédant aucune trace de coupe. Les arbres renversés quant à eux correspondent aux arbres déracinés ou cassés à moins de 1 m de hauteur et tombés au sol. En plus, le niveau de décomposition des tiges mortes dans chacune des placettes a été évalué selon trois classes distinctes: *i*- tiges intactes, *ii*- tiges moyennement décomposées, *iii*- tiges fortement décomposées. Les tiges intactes représentent les arbres morts récemment dont l'écorce est présente et dont tous les anneaux de croissance sont distincts dans une section transversale de la tige. Les spécimens moyennement décomposés regroupent les tiges dont seulement une fraction des anneaux de croissance est visible ou celles dont l'écorce est partiellement

absente. Chez les débris ligneux fortement décomposés, l'écorce est absente et il est impossible de distinguer les anneaux de croissance. De plus, ces tiges fortement décomposées ne résistent pas à la pression manuelle.

Tous les arbres morts ont été identifiés à l'espèce ou au genre sur le terrain, par l'identification de l'écorce, ou en laboratoire, par l'analyse des structures anatomiques d'un échantillon de bois (Hoadley 1990). En considérant les espèces susceptibles d'être rencontrées dans la région d'étude, l'analyse anatomique a permis l'identification à l'espèce des spécimens de pin blanc (*Pinus strobus* L.), de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), de sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.) et de thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.). Les épinettes (*Picea* spp.), les peupliers (*Populus* spp.) et les bouleaux (*Betula* spp.) n'ont pu être identifiés à l'espèce et ont donc été regroupés au genre. Le genre *Acer* comprend le sous-groupe *saccharum* avec l'érable à sucre alors que le sous-groupe *rubrum* comprend l'érable rouge (*Acer rubrum* L.) et l'érable de Pennsylvanie (*Acer pensylvanicum* L.) (Hoadley 1990).

Histoire des perturbations

En provoquant une ouverture de la voûte forestière, la plupart des perturbations déclenchent une détente de croissance (augmentation brusque de l'épaisseur des cernes annuels de croissance) chez les individus survivants (Lorimer 1985). Les détentes de croissance de tous les arbres de plus de 1 m de hauteur ont donc été compilées dans chaque placette, incluant

les deux placettes épargnées du feu au site MCP, afin de dater les perturbations. Suivant les critères définis par Cook (2000), un arbre est considéré avoir une détente de croissance lorsqu'il affiche une augmentation de croissance d'au moins 50 % durant une période d'au minimum cinq ans par rapport aux cinq années précédentes. Ce critère simple a permis de faire la compilation des détentes de croissance, à l'aide d'une loupe binoculaire, le grand nombre d'échantillons à analyser (130 au site MCP et 3453 au site SNR), ne permettant pas une mesure de la largeur de chacun des cernes. Les arbres morts des deux sites d'étude n'ont pas été considérés dans cette analyse étant donné la dégradation avancée d'une forte majorité de spécimens. La datation des coupes forestières a été confirmée grâce à la consultation du gestionnaire du territoire au site SNR (Lemay, C. comm. pers. 2000), ou par la datation d'une cicatrice de coupe chez des arbres survivants au site MCP.

Analyses statistiques

La densité des arbres dominants et surcimés au site MCP a été comparée entre chacune des classes de drainage à l'aide d'une Anova (MIXED PROCEDURE; SAS 8.1.2.) tandis qu'au site SNR un test de t pour échantillons appariés a été employé (Zar 1996). D'autre part, un test de comparaison des médianes (Velleman et Hoaglin 1981) a permis de déterminer s'il y avait une différence significative entre l'abondance des essences conifériennes et feuillues selon les classes de drainage du site MCP. La similarité de la structure diamétrale des parcelles des deux classes de drainage à SNR a été évaluée grâce à un test de Kolmogorov-Smirnov (Zar 1996). Une Anova (MIXED PROCEDURE; SAS 8.1.2.) a été utilisée pour

vérifier s'il y avait une différence significative dans l'abondance des catégories de forme d'arbres morts au site MCP et SNR. Lorsque les résidus ne respectaient pas la normalité ou l'homoscédasticité lors de l'Anova ou du test de Kolmogorov-Smirnov, les variables étaient transformées selon la fonction logarithmique naturel (Zar 1996). Au site MCP et SNR, le test du χ^2 a été employé afin de déterminer si la représentativité de chacun des niveaux de décomposition variait selon les espèces d'arbres morts. L'ensemble des tests statistiques a été réalisé grâce au logiciel SYSTAT 9.0 à l'exception des Anova qui furent produites par le progiciel SAS 8.1.2.

RÉSULTATS

La forêt du site MCP

L'épinette noire et les peupliers baumier et faux-tremble forment près de 70 % des arbres dominants au site MCP. Le sapin baumier, le bouleau à papier (*Betula papyrifera* Marsh.), l'érable rouge, l'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.), l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss), le frêne noir (*Fraxinus nigra* Marsh.), le thuya occidental (*Thuja occidentalis* L.) et le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) constituent le reste de la voûte forestière (Figure 2).

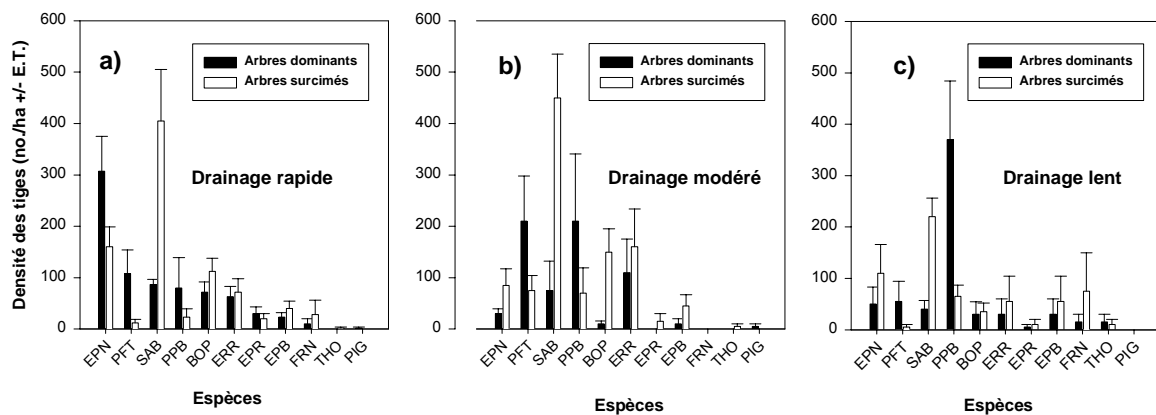


Figure 2. Densité des arbres dominants et surcimés selon l'espèce et les classes de drainage au site MCP; a) rapide b) modéré et c) lent.

Il n'existe aucune différence significative au niveau de la densité des tiges entre les trois classes de drainage, tant pour la strate dominante (Anova; $F_{2; 22; 0,05} = 1,863$ $p = 0,179$) que pour la strate surcimée (Anova; $F_{2; 22; 0,05} = 1,199$ $p = 0,321$). Ainsi, la densité des tiges dominantes varie entre 615 ± 100 tiges/ha (drainage lent) et 792 ± 53 tiges/ha (drainage

rapide), alors que celle des arbres surcimés se situe entre 565 ± 134 tiges/ha (drainage lent) et $1\ 050 \pm 221$ tiges/ha (drainage modéré) (Tableau I).

Tableau I. Densité des tiges dominantes et surcimées selon les classes de drainage aux sites MCP et SNR.

Drainage	MCP			SNR	
	Rapide	Modéré	Lent	Rapide	Modéré
Nombre de placettes	15	5	5	8	7
Densité des dominants (no. / ha \pm E.T.)	792 ± 53	675 ± 39	615 ± 100	$1\ 028 \pm 99$	825 ± 96
Densité des surcimés (no. / ha \pm E.T.)	858 ± 141	$1\ 050 \pm 221$	565 ± 134	$4\ 572 \pm 671$	$3\ 450 \pm 539$

Cependant, la composition de la strate dominante varie selon les classes de drainage. Ainsi, les parcelles à drainage rapide sont représentées principalement par des arbres dominants d'essences résineuses tandis que les tiges feuillues forment la vaste majorité de la voûte forestière dans les parcelles à drainage modéré et lent (Figure 3). En effet, l'épinette noire est très abondante dans les parcelles à drainage rapide (307 ± 64 tiges/ha) comparativement aux parcelles à drainage modéré (30 ± 9 tiges/ha) et lent (50 ± 33 tiges/ha) (Figure 2). Inversement, les peupliers (*P. balsamifera* et *P. tremuloides*) tendent à être plus nombreux dans les parcelles à drainage lent (425 ± 94 tiges/ha) et à drainage modéré (420 ± 103 tiges/ha) que dans celles à drainage rapide (188 ± 73 tiges/ha). Quant aux tiges surcimées, elles sont dominées par le sapin baumier dans les trois classes de drainage. La densité des sapins varie entre 220 ± 36 tiges/ha (drainage lent) et 450 ± 85 tiges/ha (drainage modéré) alors que la seconde espèce en importance, l'épinette noire, affiche une densité qui oscille entre 85 ± 32 tiges/ha (drainage modéré) et 160 ± 39 tiges/ha (drainage rapide) (Figure 2).

La strate en régénération est quant à elle fortement dominée par l'érable rouge, notamment dans les parcelles à drainage rapide et lent qui comportent plus de 300 000 tiges à l'hectare (Tableau II).

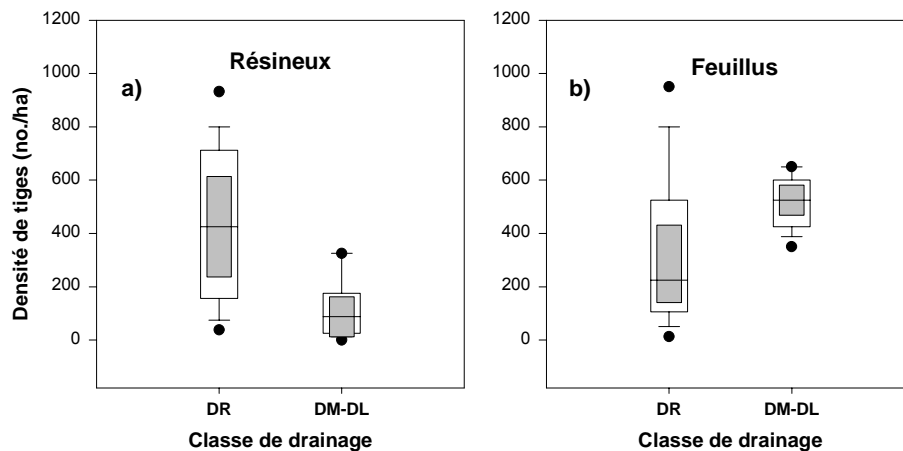


Figure 3. Comparaison entre l'abondance des arbres dominants a) résineux et b) feuillus entre les classes de drainage au site MCP. La ligne au centre de la boîte blanche représente la médiane, les extrémités de la boîte représentent les 25^e et 75^e percentiles, tandis que les traits horizontaux indiquent le 5^e et du 95^e percentiles. Les points noirs représentent les valeurs excenriques situées à l'extérieur du 5^e et du 95^e percentiles. L'absence de chevauchement entre les deux boîtes grises indique une différence significative ($p < 0,05$) entre les deux médianes (Velleman et Hoaglin 1981). Il est à noter que les parcelles à drainage modéré et lent ont été regroupées (DM-DL) dans cette analyse vu le faible nombre d'observations.

Tableau II. Densité des plantules (no./ha $\times 10^3 \pm E. T.$) selon l'espèce et les classes de drainage au site MCP. (Les nombres entre parenthèses représentent le coefficient de distribution de l'espèce.)

	Drainage		
	Rapide	Modéré	Lent
Érable rouge	450 \pm 200 (67 %)	200 \pm 57 (60 %)	300 \pm 89 (60 %)
Autres espèces	50 \pm 12	200 \pm 112	30 \pm 16

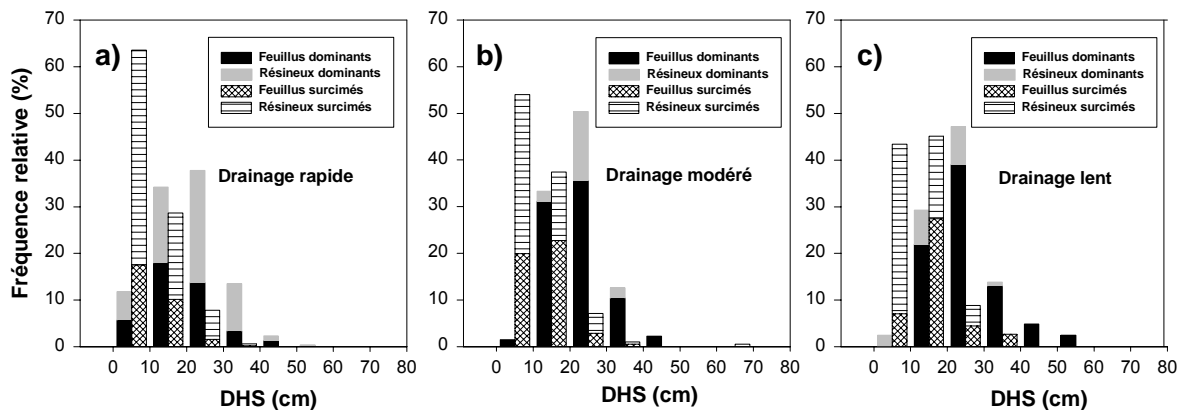


Figure 4. Distribution de fréquence du diamètre des arbres dominants et surcimés selon les classes de drainage au site MCP; a) rapide b) modéré et c) lent.

La structure diamétrale des arbres est comparable entre les classes de drainage du site MCP. En effet, la majorité des spécimens ($\approx 85\%$) ont un diamètre inférieur à 30 cm dans chacune des classes de drainage. Les arbres dominants possèdent un mode dans la classe de diamètre 20 à 30 cm, tandis que les arbres surcimés occupent davantage les classes inférieures de diamètre (Figure 4).

La forêt du site SNR

L'érable à sucre compose plus de 60 % des arbres dominants au site SNR. Les deux autres espèces en importance sont l'érable de Pennsylvanie dans les parcelles à drainage rapide et l'érable rouge dans celles à drainage modéré. Le sapin baumier, le bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britt.), le bouleau à papier et le peuplier faux-tremble constituent, par ordre d'importance, les autres espèces occupant la voûte forestière du site (Figure 5).

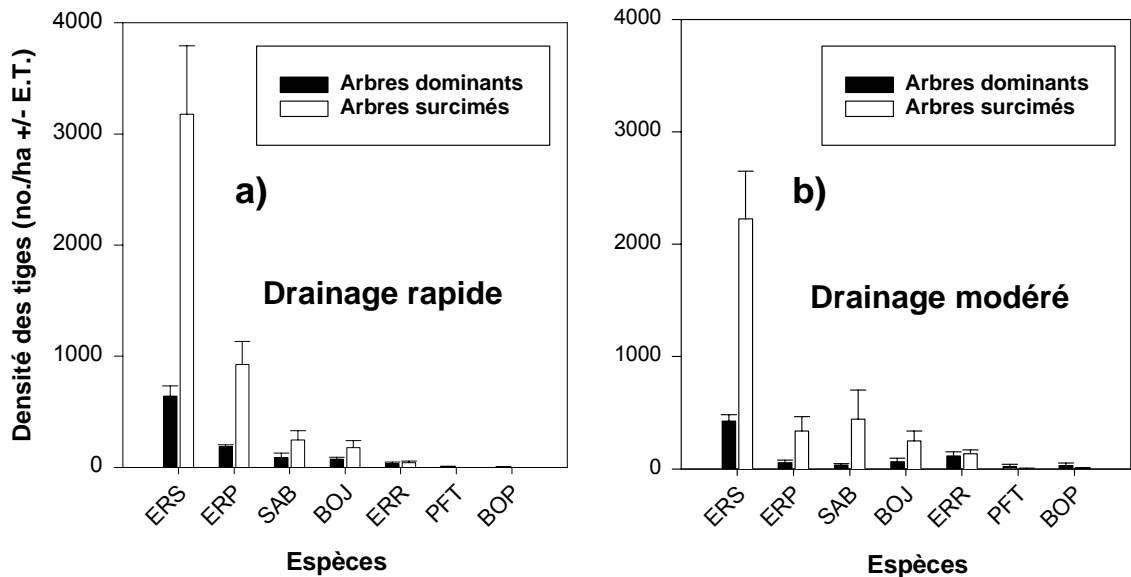


Figure 5. Densité des arbres dominants et surcimés selon l'espèce et les classes de drainage au site SNR; a) rapide et b) modéré.

La composition et la structure de la forêt sont remarquablement homogènes entre les parcelles des deux classes de drainage rencontrées au site SNR. En effet, il n'existe aucune différence statistiquement significative de la densité des tiges entre les parcelles à drainage rapide et celles à drainage modéré, autant pour les arbres dominants (respectivement $1\,028 \pm 99$ tiges/ha et 825 ± 96 tiges/ha; $T_{0,05; 13} p = 0,167$) que pour les surcimés ($4\,572 \pm 671$ tiges/ha vs $3\,450 \pm 539$ tiges/ha; $T_{0,05; 13} p = 0,223$). Dans les deux classes de drainage, les arbres surcimés présentent une densité de tiges près de 4 fois supérieure à celle des arbres dominants (Tableau I).

De plus, la distribution de fréquence de diamètre des tiges entre les deux classes de drainage tant pour les feuillus que les conifères ne présente aucune différence significative ($K_s =$

0,125 p = 1,000) (Figure 6). Dans l'ensemble du site, la majorité des tiges (> 90 %) est distribuée dans les classes de diamètre inférieures à 30 cm. Les arbres dominants ont une classe modale de 10-20 cm tandis que les arbres surcimés se distribuent principalement dans la classe inférieure, soit 0-10 cm (Figure 6).

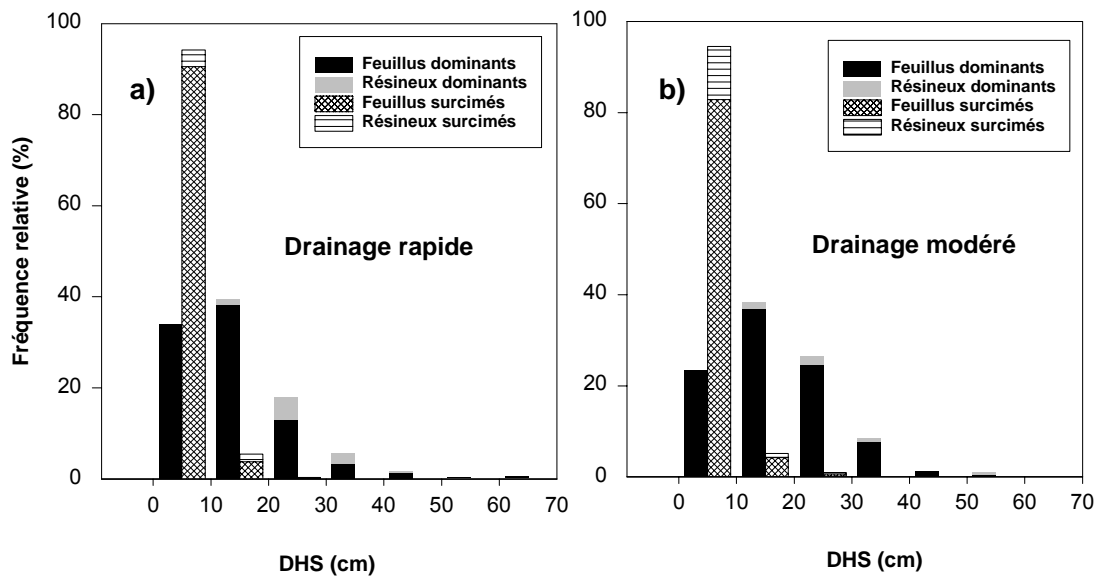


Figure 6. Distribution de fréquence du diamètre des arbres dominants et surcimés selon les classes de drainage au site SNR; a) rapide et b) modéré.

La strate dominante est largement dominée par une seule espèce (Figure 5), soit l'érable à sucre, qui montre une densité de tiges variant de 425 ± 56 tiges/ha (drainage modéré) à 640 ± 91 tiges/ha (drainage rapide). Les espèces les plus abondantes après l'érable sucre dans cette strate sont l'érable de Pennsylvanie (184 ± 19 tiges/ha) dans les parcelles à drainage rapide et l'érable rouge (114 ± 39 tiges/ha) dans les parcelles à drainage modéré (Figure 5). Les tiges surcimées sont également largement représentées par l'érable à sucre dans les deux classes de drainage avec des densités variant entre 225 ± 423 tiges/ha

(drainage modéré) et $3\,175 \pm 619$ tiges/ha (drainage rapide). L'érable de Pennsylvanie avec 925 ± 207 tiges/ha dans les parcelles à drainage rapide et le sapin baumier avec 336 ± 130 tiges/ha dans les parcelles à drainage modéré sont des composantes mineures de la strate surcimée (Figure 5). La régénération est également dominée exclusivement par l'érable à sucre dans les deux classes de drainage. En effet, cette espèce avec des densités de $900 \times 10^3 \pm 212 \times 10^3$ et $830 \times 10^3 \pm 165 \times 10^3$ tiges/ha est près de 8 à 9 fois plus abondante que toutes les autres espèces de plantules réunies (Tableau III).

Tableau III. Densité des plantules (no./ha $\times 10^3 \pm E. T.$) selon l'espèce et les classes de drainage au site SNR. (Les nombres entre parenthèses représentent le coefficient de distribution de l'espèce.)

	Drainage	
	Rapide	Modéré
Érable à sucre	900 ± 212 (100 %)	830 ± 165 (100 %)
Autres espèces	100 ± 26	100 ± 34

Débris ligneux au site MCP

Dans le site MCP, les arbres morts se répartissent uniformément entre les catégories de forme (Anova $F_{0,05; 2; 66} = 2,03$ $p = 0,139$) et les classes de drainage (Anova $F_{0,05; 2; 66} = 0,31$ $p = 0,733$). Par exemple, leur densité varie entre 220 ± 73 tiges/ha pour les chicots dans les parcelles à drainage lent à 360 ± 71 tiges/ha pour les souches dans ces mêmes parcelles (Tableau IV).

Tableau IV. Densité des débris ligneux selon les catégories de forme et les classes de drainage au site MCP.

Catégorie	Drainage rapide (Tiges/ha ± E. T.)	Drainage modéré (Tiges/ha ± E. T.)	Drainage lent (Tiges/ha ± E. T.)
Souche	227 ± 34	355 ± 78	360 ± 71
Chicot	228 ± 38	230 ± 57	220 ± 73
Renversé	322 ± 54	225 ± 29	270 ± 46

Toutefois, en considérant séparément les différentes espèces ou groupes taxonomiques, l'abondance des débris ligneux (toutes catégories confondues) augmente avec l'abondance des arbres vivants (dominants et surcimés) (Figure 7), selon un ratio s'approchant de 3 : 1 pour les trois classes de drainage. Cette relation exclut le pin blanc et le thuya occidental qui présentent des densités relativement élevées de débris ligneux mais qui sont absents de la végétation arborée actuelle. Les peupliers s'écartent également de ce ratio en présentant une plus grande abondance d'arbres morts que les autres espèces. En fait, le pin blanc et le thuya occidental ont tendance à être représentés par une plus forte proportion de débris moyennement et fortement décomposés que les autres espèces ($\chi^2_{0,05} = 365,04$ p < 0,0001) qui sont surtout constituées de débris faiblement décomposés comme les peupliers (Figure 7). Le pin blanc (73 ± 15 souches/ha dans les parcelles à drainage rapide) et le thuya occidental (115 ± 42 souches/ha dans les parcelles à drainage modéré et 85 ± 51 souches/ha dans les parcelles à drainage lent) présentent également une plus forte densité de souches que les autres espèces du site (Tableau V) et aussi une plus forte proportion de souches parmi les débris ligneux que les autres espèces (Tableau V). En plus, une part

importante des souches de pin blanc (45 %) et de thuya occidental (47 %) ont un diamètre égal ou supérieur à 30 cm (Figure 8) tandis qu'actuellement moins de 10 % des arbres dominants présentent un diamètre supérieur à 30 cm (Figure 4).

Tableau V. Densité des souches selon les taxons et les classes de drainage au site MCP. (Les nombres entre parenthèses représentent le pourcentage des souches par rapport à l'ensemble des débris ligneux de l'espèce.)

Taxons	Drainage rapide (Tiges/ha ± E.T.)	Drainage modéré (Tiges/ha ± E.T.)	Drainage lent (Tiges/ha ± E.T.)
Pin blanc	73 ± 15 (79)	30 ± 12 (67)	30 ± 20 (86)
Sapin baumier	50 ± 13 (36)	25 ± 11 (22)	55 ± 20 (92)
Thuya occidental	35 ± 12 (38)	115 ± 42 (64)	85 ± 51 (47)
<i>Picea</i> spp.	40 ± 19 (17)	20 ± 9 (44)	30 ± 12 (50)
<i>Populus</i> spp.	3 ± 2 (4)	15 ± 10 (5)	25 ± 16 (6)

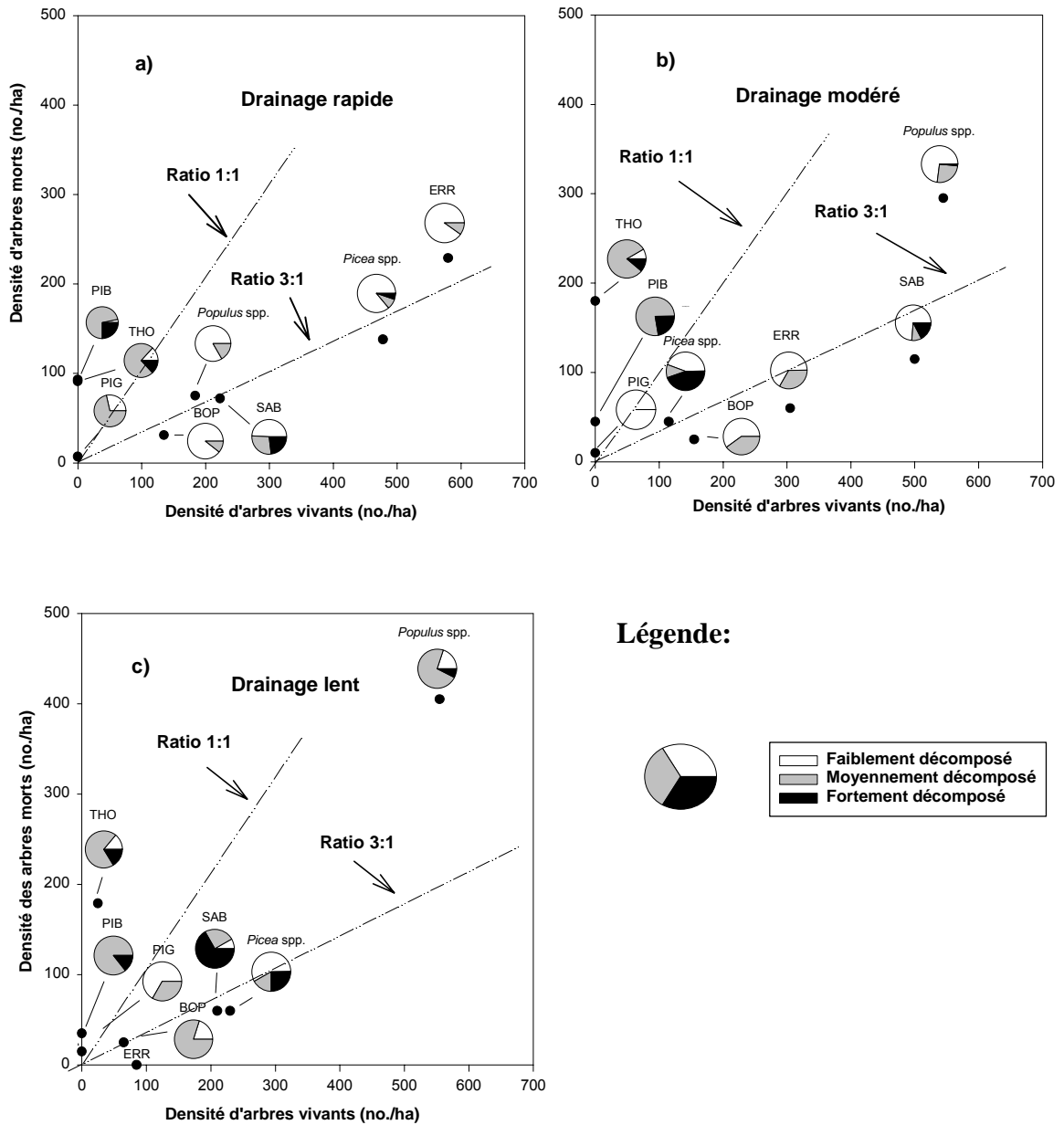


Figure 7. Abondance des arbres morts en fonction de l'abondance des arbres vivants (dominants et surcimés) selon les classes de drainage au site MCP; a) rapide b) modéré et c) lent. Le graphique à pointe de tarte montre la répartition des arbres morts dans chaque niveau de décomposition (faiblement, moyennement et fortement décomposé). L'érable rouge n'est pas représenté dans les morts au drainage lent.

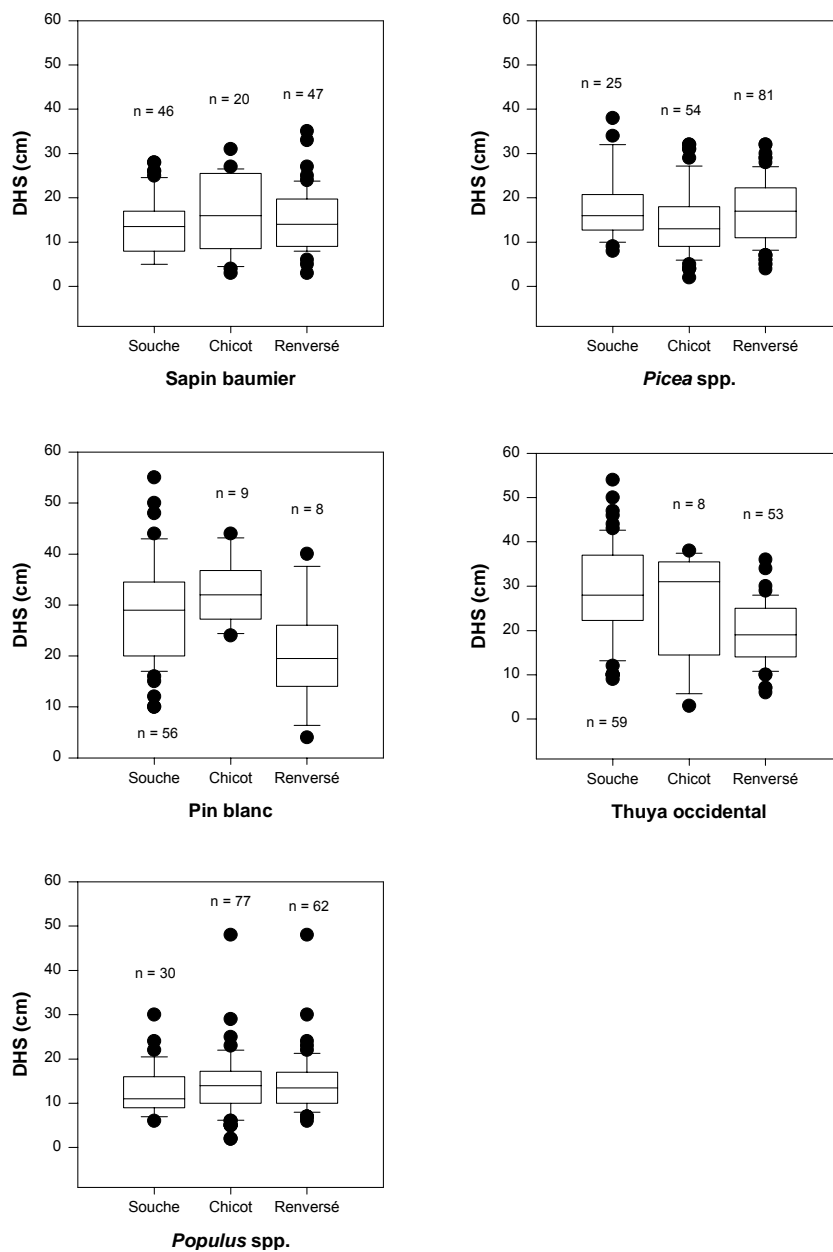


Figure 8. Distribution de fréquence du diamètre des principales espèces retrouvées dans chacune des trois catégories de forme d'arbres morts au site MCP. La ligne au centre de la boîte représente la médiane, les extrémités de la boîte représentent les 25^e et 75^e percentiles, tandis que traits horizontaux indiquent les 5^e et 95^e percentiles. Les points noirs représentent les valeurs excentriques situées à l'extérieur des 5^e et du 95^e percentiles.

Débris ligneux au site SNR

L'abondance des catégories d'arbres morts varie au site SNR (Anova $F_{0,05; 2; 39} = 9,85$; $p = 0,0003$). Les chicots présentent une densité supérieure (496 ± 116 à 806 ± 151 tiges/ha) par rapport aux souches (286 ± 70 à 400 ± 54 tiges/ha) ($p = 0,0001$) et aux arbres renversés (228 ± 43 à 229 ± 41 tiges/ha) ($p = 0,0151$) (Tableau VI). L'abondance entre les souches et les arbres renversés ne présente toutefois aucune différence significative ($P = 0,0677$).

Tableau VI. Densité des débris ligneux selon les catégories de forme et les classes de drainage au site SNR.

Catégorie	Drainage rapide (Tiges/ha \pm E. T.)	Drainage modéré (Tiges/ha \pm E. T.)
Souche	400 ± 54	286 ± 70
Chicot	806 ± 151	496 ± 116
Renversé	228 ± 43	229 ± 41

Comme au site MCP, la densité des débris ligneux augmente avec la densité des arbres vivants. Cet accroissement avoisine un ratio de 1,6 : 1 pour les sites à drainage rapide et 2,0 : 1 dans les sites à drainage modéré. Par contre, l'érable à sucre présente une densité très élevée d'arbres vivants par rapport à la densité de débris ligneux avec un ratio de 13,9 : 1 dans les parcelles à drainage rapide et de 10,0 : 1 dans celles à drainage modéré. Cette espèce est aussi représentée par la deuxième plus forte proportion de débris ligneux faiblement décomposés du site SNR, après l'érable rouge ($\chi^2_{0,05} = 613,11$ $p < 0,0001$) (Figure 9). De plus, les souches d'érable à sucre forment une plus faible proportion des

arbres morts que chez les autres espèces (Tableau VII). Le sapin baumier (225 ± 42 souches/ha dans les parcelles à drainage rapide et 161 ± 67 souches/ha dans celles à drainage modéré), l'érable à sucre (78 ± 18 souches/ha dans les parcelles à drainage rapide et 29 ± 18 souches/ha dans celles à drainage modéré) et le groupe des bouleaux (38 ± 12 souches/ha dans les parcelles à drainage rapide et 43 ± 9 souches/ha dans les parcelles à drainage rapide) présentent les plus fortes densités de souches (Tableau VII). Bien que totalement absents de la végétation actuelle, les épinettes, le thuya occidental et le pin blanc sont tout de même faiblement représentés parmi les débris ligneux (Figure 9). D'autre part, le diamètre des souches d'érable à sucre et de sapin baumier tend à surpasser le diamètre des tiges actuelles. En effet, on observe chez l'érable à sucre des souches dont le diamètre varie entre 20 et 50 cm, alors que chez le sapin baumier, il oscille entre 10 et 30 cm (Figure 10). Actuellement, la vaste majorité ($\approx 90\%$) des arbres dominants du site SNR ont un diamètre inférieur à 30 cm. Les chicots affichent un diamètre beaucoup plus petit que les souches ou les arbres renversés (Figure 10).

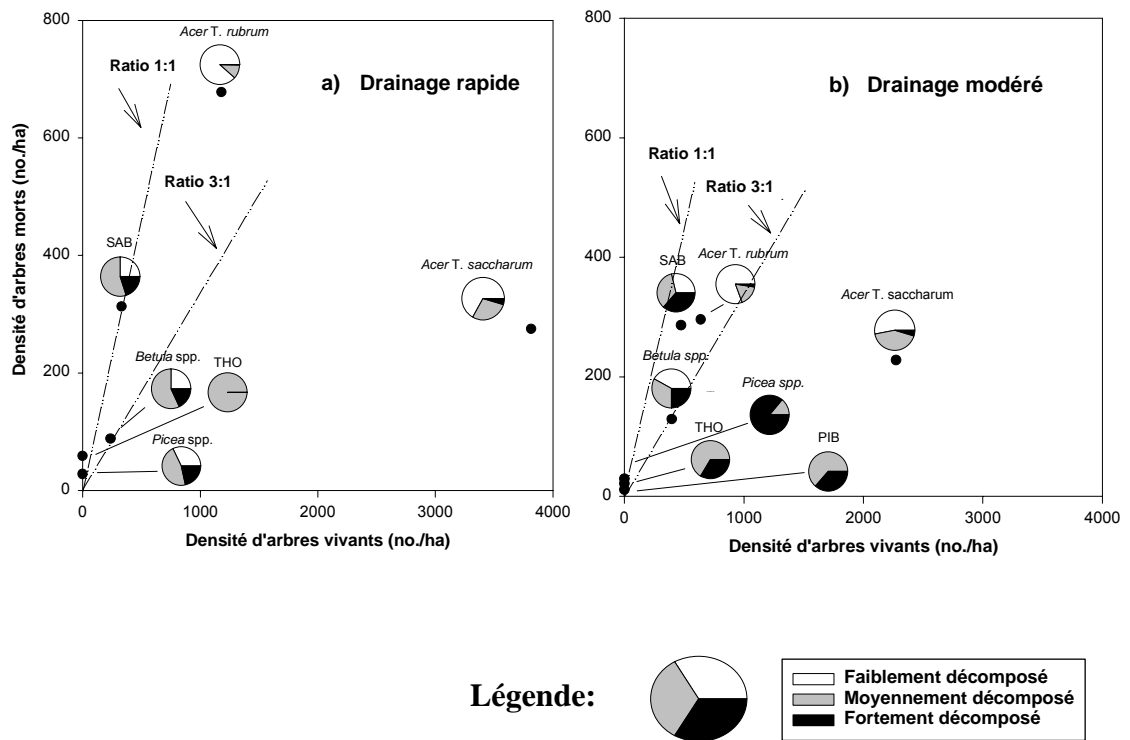


Figure 9. Abondance des arbres morts en fonction de l'abondance des arbres vivants (dominants et surcimés) selon les classes de drainage au site SNR; a) rapide et b) modéré. Le graphique à pointe de tarte illustre la répartition des arbres morts dans chaque niveau de décomposition (faiblement, moyennement et fortement décomposé).

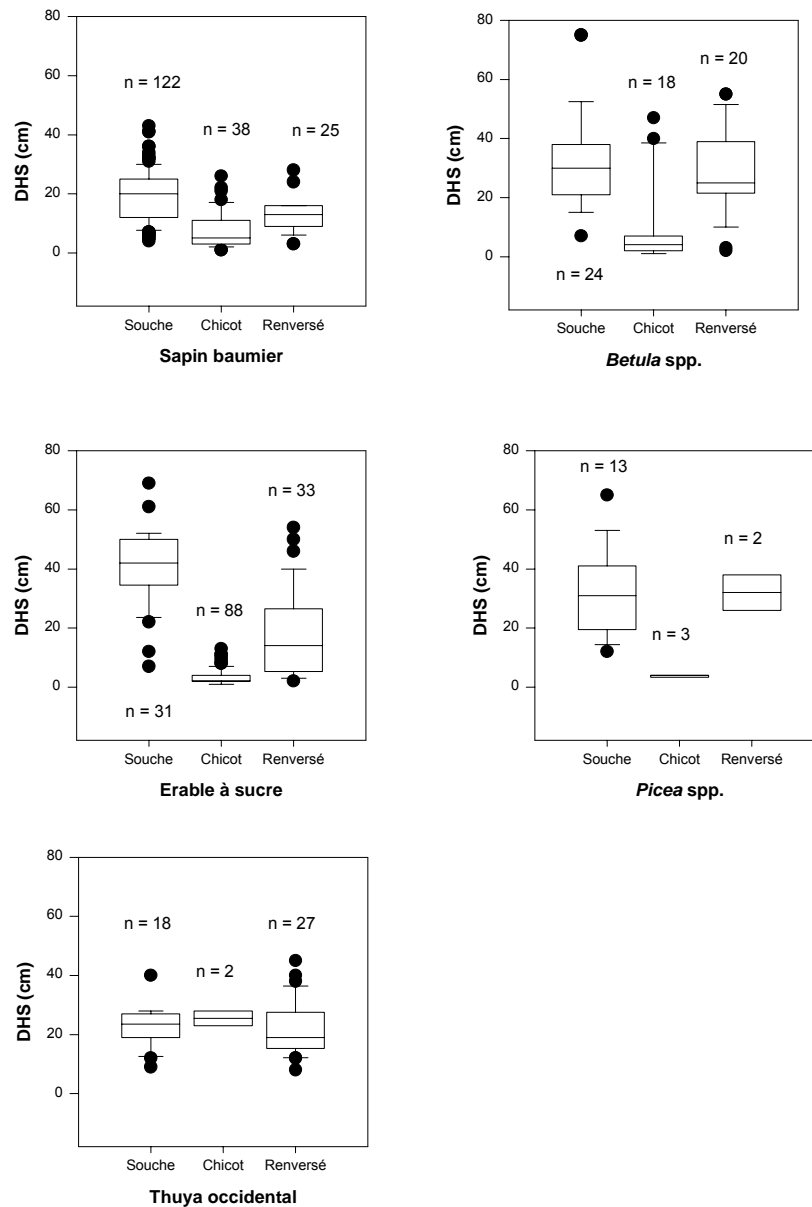


Figure 10. Distribution de fréquence du diamètre des principales espèces retrouvées dans chacune des trois catégories de forme d'arbres morts au site SNR. La ligne au centre de la boîte représente la médiane, les extrémités de la boîte représentent les 25^e et 75^e percentiles, tandis que les traits horizontaux indiquent les 5^e et 95^e percentiles. Les points noirs représentent les valeurs excentriques situées à l'extérieur des 5^e et 95^e percentiles.

Tableau VII. Densité des souches selon les taxons et les classes de drainage au site SNR. (Les nombres entre parenthèses représentent le pourcentage des souches composant l'ensemble des débris ligneux de l'espèce.)

Taxons	Drainage rapide (Tiges/ha ± E. T.)	Drainage modéré (Tiges/ha ± E. T.)
Sapin baumier	225 ± 42 (72)	161 ± 67 (57)
Érable à sucre	78 ± 18 (28)	29 ± 18 (10)
<i>Betula</i> spp.	38 ± 12 (43)	43 ± 9 (33)
Thuya occidental	31 ± 11 (53)	11 ± 7 (52)
<i>Picea</i> spp.	16 ± 8 (57)	25 ± 8 (86)
Pin blanc	Nil	14 ± 14 (100)

Perturbations récentes

La structure d'âge de la forêt au site MCP (Figure 11) confirme le passage d'un incendie sévère en 1923, comme le rapportent les documents historiques (Guimond 1992). Seulement un individu, soit un peuplier faux-tremble initié en 1905, a survécu au feu dans l'ensemble des 25 placettes échantillonnées. Même si l'établissement des arbres ne peut être déterminé précisément (voir section Méthodes), toutes les stations présentent une structure d'âge équienne caractérisée par un établissement des arbres dominants dans les années (espèces feuillues) ou décennies (espèces conifériennes) suivant l'incendie. Les arbres surcimés semblent s'être établis 5 à 15 ans après les dominants (Figure 11).

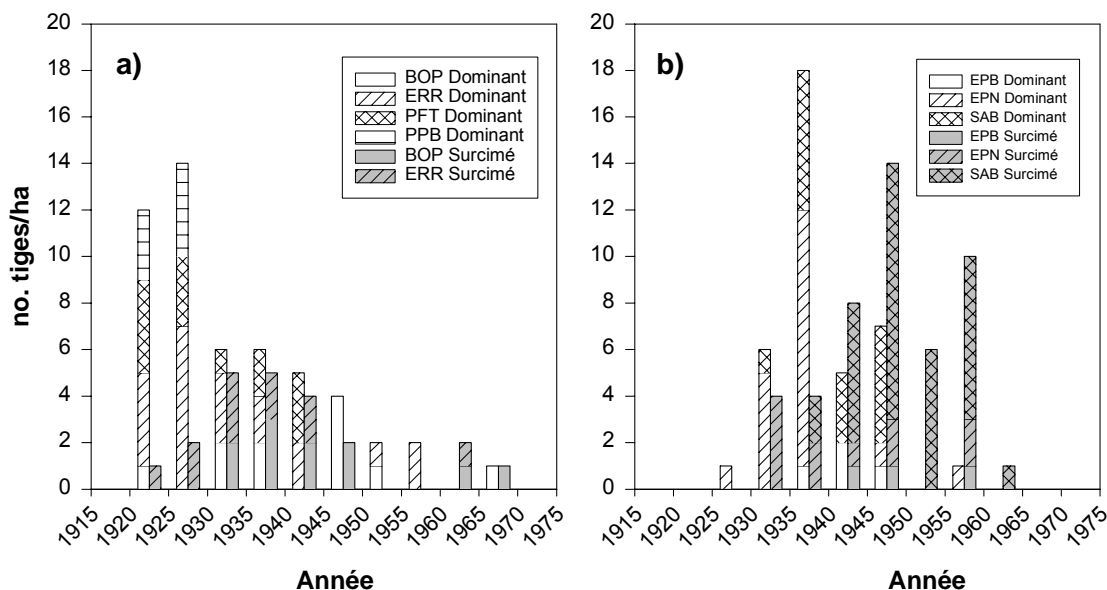


Figure 11. Structure d'âge des arbres dominants et surcimés d'essences a) feuillue et b) coniférienne au site MCP.

La présence de nombreuses souches dont la section transversale est calcinée dans la plupart des placettes indique une coupe forestière antérieure au feu. En fait, deux indices suggèrent un épisode de coupe vers 1896-1903. Premièrement, la compilation des détentes de croissance des arbres dans les îlots forestiers épargnés du feu, lesquels comportent aussi des souches anciennes, met en évidence une ouverture du couvert forestier autour de 1902-1903, soit une vingtaine d'années avant le feu (Figure 12). De plus, une cicatrice de croissance résultant d'un coup de hache en 1896 ou 1897 a été découverte sur un arbre mort lors du feu à environ 500 m du site d'étude.

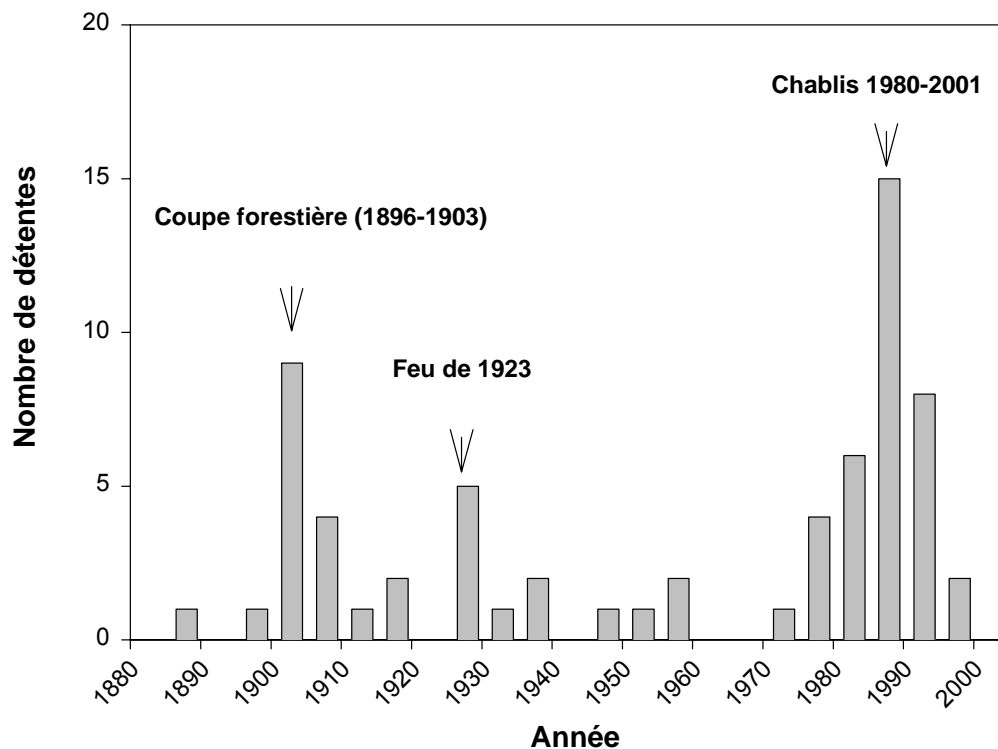


Figure 12. Datation des perturbations du site MCP d'après les détentes de croissance chez les arbres épargnés par le feu de 1923.

Aucun indice de perturbation reliée au feu n'a été détecté au site SNR. Toutefois, la distribution des individus entre les classes d'âge est fortement liée à la fréquence des détentes de croissance dénotées dans l'ensemble des parcelles, soulignant l'influence déterminante des ouvertures de la voûte forestière sur l'historique de recrutement des arbres (Figure 13). Les données d'exploitation forestière du secteur et les pics de détentes de croissance permettent de dater les deux derniers épisodes de coupe en 1976 et 1987. En fait, ces deux coupes forestières ont permis le recrutement de plus de 40 % des arbres dominants et de 70 % des arbres surcimés (Figure 13). Bien que ces deux coupes aient probablement détruit des indices de coupes antérieures, une autre coupe en 1948 a été inférée à partir d'un

troisième pic de détentes de croissance, lequel correspond à l'année d'installation des arbres trouvés au sein d'un bâtiment effondré probablement associé à un ancien camp de bûcherons. Un autre pic de détentes vers 1938, combiné à un fort recrutement d'arbres dominants vers 1938-1948 (Figure 13) suggèrent une autre coupe plus ancienne. De plus, les résultats d'une étude indépendante dans le même secteur, montrent une ouverture extensive de la voûte forestière en 1938 (Sorel, C. en préparation). Au site SNR, les arbres dominants ont un âge moyen de 40 ± 16 ans.

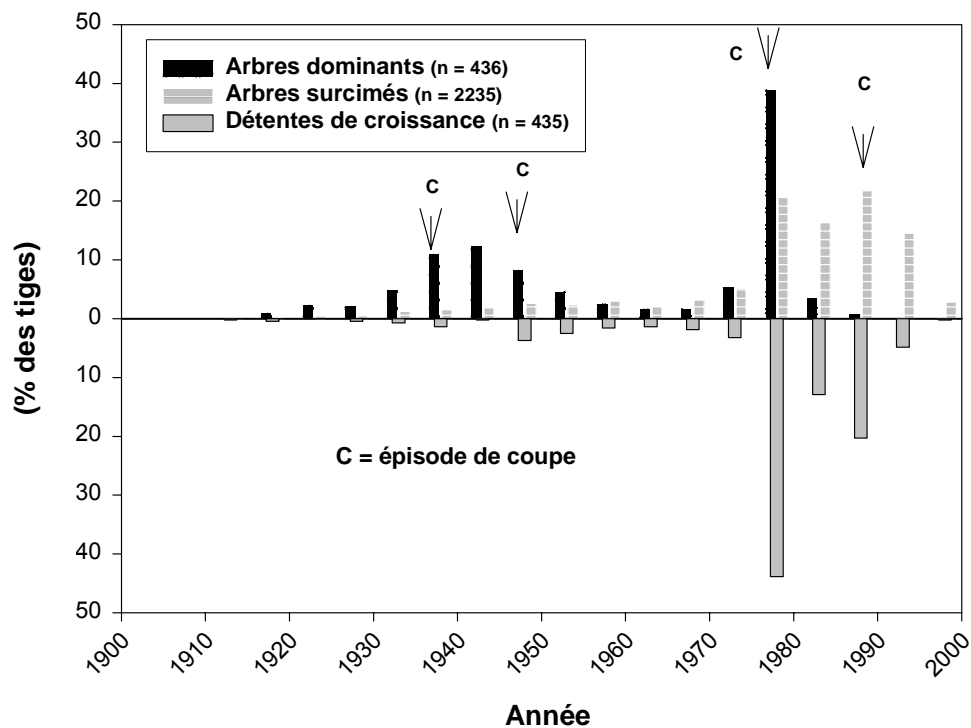


Figure 13. Comparaison entre la structure d'âge des arbres (dominants et surcimés) et la distribution de fréquence des dates de détente de croissance chez les arbres vivants du site SNR.

DISCUSSION

Les résultats de cette étude mettent en évidence un changement important au XX^e siècle de la composition et de la structure forestière des territoires étudiés. Les facteurs déterminants de cette transformation du couvert forestier semblent avoir été l'exploitation forestière au site SNR et la combinaison du feu et de la coupe forestière au site MCP.

Végétation actuelle au site MCP

La structure d'âge de la forêt confirme que la végétation arborée au site MCP est issue de l'incendie forestier de 1923. Aucun indice ne permet toutefois de déterminer la cause (anthropique ou naturelle) de ce feu. Néanmoins, la présence d'essences dépendantes du feu pour se reproduire, notamment le pin gris, et d'espèces bien adaptées au feu, comme l'épinette noire et le peuplier faux-tremble, de même que la découverte d'une tige calcinée sous l'humus, à l'intérieur d'un des îlots forestiers épargnés par le feu de 1923, confirment que le site a été influencé à plus d'une reprise par les incendies au cours de son histoire récente.

L'épinette noire est une espèce qui se régénère efficacement après feu grâce à ses cônes sérotineux qui s'ouvrent et libèrent une forte quantité de graines sous l'action de la chaleur des incendies (St-Pierre et al. 1992; Zasada 1992 et al.; Sirois 1995). L'installation de la vaste majorité des plantules d'épinettes s'effectue généralement durant les cinq années

suivant le passage de l'incendie (Heinselman 1981; St-Pierre et al. 1992; Zasada et al. 1992). De même, les peupliers faux-tremble et baumier produisent d'importantes quantités de drageons immédiatement après feu, ce qui permet une régénération abondante des sites brûlés (Brown et DeByle 1987; Zasada et al. 1992). Le délai de régénération entre les peupliers et les conifères observé dans la structure d'âge au site MCP résulterait donc de la méthode employée pour déterminer l'âge des arbres. En effet, le phénomène serait imputable à la mesure de l'âge à 30 cm qui sous-estime l'année d'installation des conifères à cause de leur taux de croissance inférieur à celui des feuillus (Viereck 1983; Zasada et al. 1992; Gutsell et Johnson 2002). D'ailleurs, Zasada et al. (1992) a observé que l'épinette noire peut mettre de 15 à 20 ans avant de parvenir à une hauteur de 1,5 m tandis que les drageons de peuplier peuvent atteindre cette taille en moins d'un an.

D'autre part, le sapin baumier est l'une des essences coniférienne nord-américaine les moins résistantes aux feux (Johnson 1992). L'abondance du sapin baumier dans la strate inférieure au site MCP suggère donc une recolonisation du site à partir des zones épargnées par le feu (Heinselman 1981; Galipeau et al. 1997). De plus, la germination du sapin baumier requiert un substrat composé de mousses et de bois mort qui n'est pas disponible immédiatement après feu (Bergeron et Dubuc 1989). Le temps nécessaire pour réunir les conditions de germination adéquates pourrait aussi expliquer le délai d'installation observé par rapport à l'épinette noire et la grande abondance du sapin baumier dans la strate surcimée au site MCP (Bergeron 2000; Gutsell et Johnson 2002).

Bien que l'érable rouge ne soit représenté que par des individus épars dans la strate dominante, il domine nettement la régénération au site MCP. Une grande production de graines des érables dominants, jumelée à un taux de germination élevé des graines (Abbott 1974; Godman et Mattson 1976; Walters et Yawney 1990) et une grande amplitude écologique permettant à l'espèce d'occuper des conditions variées de sols et d'humidité (Lorimer 1984; Nowacki et Abrams 1990; Abrams et Nowacki 1992; Abrams 1998), expliquent l'abondance élevée de l'érable rouge par rapport aux autres espèces dans la strate en régénération. Par ailleurs, la plupart des érables rouges dominants présentaient une forme en bouquet et un établissement rapide après le feu de 1923, indiquant une origine par multiplication végétative à partir d'individus incendiés (Swan 1970; Scheiner et al. 1988).

Alors que l'épinette noire est la principale espèce de la strate dominante dans les parcelles à drainage rapide, les peupliers baumier et faux-tremble dominent la forêt dans les parcelles à drainage modéré et lent. Cette répartition des espèces reflète probablement la composition de la forêt incendiée en 1923 (Bergeron 2000). En effet, la colonisation de l'épinette noire après feu ne peut se faire que sur de courtes distances étant donné la faible dispersion des graines (Johnston et Smith 1983). En ce qui a trait aux peupliers, le drageonnement requiert nécessairement la présence d'individus avant feu pour permettre la multiplication végétative (Zasada et al. 1992). Cette répartition des espèces pourrait aussi être attribuable aux conditions de régénération différentes associées au drainage des parcelles. Par exemple, le drainage influence la sévérité du feu en contrôlant le niveau d'humidité des combustibles (Johnson 1992; Barbour et al. 1999). Selon la sévérité du feu, la régénération sera dominée

par les essences les mieux adaptées aux sites à régénérer. La multiplication végétative des peupliers est abondante lorsque l'intensité du feu ne détruit pas les bourgeons racinaires dormants (Brown et DeByle 1987; Zasada et al. 1992), de sorte qu'à long terme les parcelles à drainage lent et modéré ont pu favoriser le développement des peupliers par rapport à l'épinette noire. Dans les parcelles à drainage plus rapide, une sévérité plus élevée des feux pourrait défavoriser la survie des bourgeons racinaires au profit de l'épinette noire, mieux adaptée à des feux sévères.

Végétation actuelle au site SNR

Au site SNR la végétation arborée présente une forte similitude entre les classes de drainage. La très forte dominance de l'érable à sucre dans la voûte forestière, la strate surcimée et en régénération s'explique par la grande amplitude écologique de l'espèce. En effet, l'érable à sucre peut occuper une multitude de sols à drainage bon ou modéré (Bergeron et al. 1988). De plus, un taux élevé de production et de germination des graines, combiné à une grande tolérance à l'ombre et à un taux de croissance accéléré dans les trouées, permettent à l'érable à sucre de maintenir une abondante banque de plantules et de réoccuper les ouvertures après le passage d'une perturbation (Runkle 1982; Canham et Loucks 1984; Canham 1988; 1989; Brisson et al. 1988). Les coupes forestières de 1987, 1976, et sans doute de 1948 et 1938, en retirant prioritairement les essences résineuses, notamment le sapin baumier, les épinettes, le thuya occidental et le pin blanc ont

certainement contribué à augmenter l'abondance relative de l'érable à sucre dans l'étage dominant en plus de favoriser le développement des érables surcimés à partir des plantules.

La relative abondance de l'érable de Pennsylvanie dans la strate dominante des parcelles à drainage rapide contraste avec sa distribution habituelle en forêt mature. En effet, l'érable de Pennsylvanie est un arbre de faible dimension qui n'atteint normalement pas l'étage supérieur de la forêt (Eyre 1980; Hibbs et Wilson 1980). Cette répartition de l'espèce semble avoir été provoquée par les ouvertures du couvert qui ont permis l'installation et la dominance des plantules qui étaient surcimées avant coupe au site SNR. D'ailleurs, 95 % des érables de Pennsylvanie dominant la voûte forestière ont un âge variant entre 25 et 30 ans, ce qui semble indiquer que la coupe intense de 1976 a eu un impact important sur la mise en place de ces tiges. Ce constat est en accord avec les études menées par Hibbs et Wilson (1980) et Hannah (1999) qui montrent que l'établissement des plantules est favorisé lors de coupes forestières.

Abondance des débris ligneux et évolution de la forêt aux sites MCP et SNR

L'abondance des arbres vivants par rapport aux arbres morts montre une relation densité-dépendante variant selon un ratio oscillant entre 1,5 à 3,5 : 1 pour la majorité des taxons dans les deux sites. Plusieurs études ont montré que l'abondance des débris ligneux dans un site forestier dépend de la densité des arbres vivants (Harmon et al. 1986), des causes et des taux de mortalité (Harcombe et Marks 1983; Franklin et al. 1984; Harmon et al. 1986), de

même que du taux de décomposition du bois mort (Grier 1978; MacMillan 1981). Bien que les facteurs influençant la production et la décomposition du bois mort dans nos sites d'étude ne puissent être quantifiés précisément, les taxons qui s'éloignent du ratio 1,5-3,5 : 1 peuvent être séparés en trois catégories. La première catégorie comprend les taxons qui présentent une plus grande abondance parmi les débris ligneux que parmi les tiges vivantes. Au site MCP, ce groupe renferme le thuya occidental et le pin blanc dans les trois classes de drainage, alors qu'au site SNR, il inclut les épinettes et le thuya occidental. La faible densité ou l'absence de ces espèces dans la végétation actuelle, combinée à leur forte représentation parmi les souches et leur état de décomposition généralement plus prononcé que celui des autres espèces, suggèrent fortement une diminution d'abondance liée à l'exploitation forestière.

D'ailleurs, la majorité des coupes forestières de la fin du XIX^e et du début du XX^e siècle dans la région du Bas-Saint-Laurent étaient concentrées sur les tiges résineuses de grandes dimensions comme le thuya occidental et les pins (Fortin et Lechasseur 1993). D'ailleurs plusieurs pins blanc et thuya occidental au site MCP présentaient des traces de feu interne suggérant une mort avant le passage du feu, probablement relié à la coupe forestière. Les tiges vivantes de thuya occidental et de pin blanc épargnées par la coupe et qui auraient pu servir d'arbres semenciers, ont probablement été tuées lors du passage du feu en 1923. En fait, le thuya occidental est une espèce sensible au feu à cause de son écorce mince, de son système racinaire superficiel et de son contenu élevé en huile qui le rend vulnérable aux flammes (Johnston 1990). Quant aux pins blanc, les individus de grandes tailles sont en

mesure de résister à des feux de surface grâce à leur écorce épaisse et à l'élagage naturel de leurs branches, mais ils résistent cependant mal aux feux de cimes (Wendel et Smith 1990) comme celui ayant sévi en 1923.

Un autre facteur ayant pu nuire au rétablissement du thuya occidental et du pin blanc au site MCP est la déprédation causée par le cerf de Virginie (*Odocoileus virginianus*) sur les jeunes arbres. En effet, le broutage par le cerf de Virginie peut engendrer de sérieux problèmes de régénération, principalement chez ces deux espèces qui sont consommées préférentiellement (Ross et al. 1970; Cornett et al. 2000; Frelich 2002). D'ailleurs en 2001, le site MCP faisait partie d'un important ravage qui comptait plus de 2 000 individus (Breton 2002).

La seconde catégorie de taxons inclut le groupe des peupliers qui montre une densité élevée de tiges mortes par rapport aux tiges vivantes dans les sites à drainage modéré et lent au site MCP. Le grand nombre de peupliers morts semble attribuable à la sénescence de la cohorte issue de l'incendie de 1923, en effet l'âge de susceptibilité aux insectes et maladies (maturité pathologique) du peuplier faux-tremble se situe entre 55 et 60 ans (Doucet et al. 1996). En plus, les peupliers morts comprennent une grande proportion de tiges faiblement décomposées confirmant leur mort récente.

La troisième catégorie de taxons ne renferme que l'érable à sucre qui présente un ratio vivants : morts beaucoup plus élevé que 3 : 1. En effet, avec des ratios de 13,9 : 1 (drainage

rapide) et 10,0 : 1 (drainage modéré), cette espèce se démarque grandement de l'ensemble des autres essences arborescentes des deux sites. À cause de la faible proportion de souches parmi les débris ligneux et la faible décomposition de ces derniers, cet écart par rapport aux autres espèces ne peut être attribuable qu'à une importante augmentation récente de la densité de l'érable à sucre. Ainsi, en créant des ouvertures dans la voûte forestière, les coupes récurrentes semblent avoir augmenté la densité de l'érable à sucre en favorisant la mise en place d'une abondante quantité de tiges surcimées et de semis (Brisson et al. 1988; Doucet et al. 1996). La mortalité liée à l'éclaircissement naturel de la forêt par suite de l'établissement massif des individus expliquerait l'abondance élevée de chicots de petite taille parmi les arbres morts au site SNR (Doucet et al. 1996).

Par ailleurs, le sapin baumier présente un ratio vivant : mort voisin de 1 : 1, et montre la plus forte densité de souches parmi les espèces du site SNR. En fait, les souches de sapins présentent une plus forte densité que les sapins dominants, autant dans les parcelles à drainage rapide (225 ± 42 vs 88 ± 39 tiges/ha) que dans celles à drainage modéré (161 ± 67 vs 32 ± 15 tiges/ha), suggérant une chute d'abondance depuis l'introduction des coupes forestières. Les coupes de récupération des peuplements atteints par la dernière épidémie de tordeuse des bougeons de l'épinette (1975-1985) ont pu cibler le sapin baumier et diminuer considérablement son abondance (Morin 1994). Toutefois les données d'exploitation forestière dans le secteur font mention de telles interventions seulement au début des années 1980, soit après la coupe de 1976 qui semble avoir été la plus importante au site SNR (FMBSL 2002).

L'exploitation forestière au site SNR n'a pas seulement entraîné une transformation de la composition forestière, elle a également modifié la structure de la forêt. Le synchronisme des périodes de détentes et de recrutement dans l'ensemble des parcelles (Figure 13) démontre l'importance des épisodes de coupes forestières sur le développement structurel de la forêt. En effet, les arbres dominants y présentent un âge peu élevé (40 ± 16 ans) comparativement à des âges variant entre 100 à 300 ans pour les arbres d'érablières matures (Leak 1975; Payette et al. 1990). Par conséquent, le diamètre moyen des arbres dominants de la forêt a aussi diminué.

CONCLUSION

L'exploitation forestière et les perturbations naturelles ont amené des changements importants au niveau de la composition et de la structure des forêts étudiées. Au site MCP, une coupe forestière vers 1896-1903 et un feu en 1923 ont provoqué la disparition du pin blanc et du thuya occidental et favorisé un renouvellement de la forêt par des essences bien adaptées au feu, notamment l'épinette noire, le peuplier faux-tremble et le peuplier baumier. La composition et la structure forestière au site SNR semblent avoir été davantage influencées par l'exploitation forestière qu'au site MCP. En effet, des coupes successives en 1938, 1948, 1976 et 1987 ont entraîné une augmentation de la représentativité de l'érable à sucre par rapport aux essences compagnes moins résilientes face à ce type de perturbation. Ainsi, la récolte prioritaire des essences résineuses lors des opérations forestières a notamment réduit l'abondance du sapin baumier et des autres essences conifériennes à l'échelle du site. En plus, les coupes forestières tant au site MCP qu'au site SNR ont rajeuni la forêt et ont par conséquent diminué le diamètre des arbres.

Afin de permettre un rapprochement envers les conditions prévalant avant l'exploitation forestières, l'aménagement forestier devrait favoriser une augmentation de la représentativité des espèces affectées par les coupes forestières (pin blanc, thuya occidental, sapin baumier, épinettes spp.) ainsi qu'un accroissement de la structure diamétrale des peuplements.

LISTE DES REFERENCES

- ABBOTT, H. G. 1974. Some characteristics of fruitfulness and seed germination in red maple. *Tree Planters' Notes* 25(2): 25-27
- ABER, J, CHRISTENSEN, N., FERNANDEZ, I., FRANKLIN, J., HIDINGER, L., HUNTER, M., MacMAHON, J., MLADENOFF, D., PASTOR, J. PERRY, D., SLANGEN, R. et H. van MIEGROET. 2000. Applying ecological principles to management of the U. S. national forest. *Issue in ecology. Ecological Society of America* 6: 1-18
- ABRAMS, M. D. 1998. The red maple paradox: What explain the widespread expansion of red maple in eastern forests ? *Bioscience* 48 (5): 355-364
- ABRAMS, M. D. et G. J. NOWACKI. 1992. Historical variation in fire, oak recruitment and post-logging accelerated succession in central Pennsylvania. *Bulletin of the Torrey Botanical Club* 119: 19-25
- ANSSEAU, C., BÉLANGER, L., BERGERON, J. F., BERGERON, Y., BOUCHARD, A., BRISSON, J., DE GRANPRÉ, L., GAGNON, G., GRONDIN, P., LAVOIE, C., LESSARD, G., PAYETTE, S., RICHARD, P. J. H., SAUCIER, J. P., SIROIS, L. et L. VASSEUR. 1996. Écologie forestière p. 133-329. *In: Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (éditeurs). Manuel d'aménagement forestier. Les Presses de l'Université Laval, Québec*
- ARCHAMBEAULT, L., MORISSETTE, J. et M. BERNIER-CARDOU. 1998. Forest succession over a 20-year period following clearcutting in balsam-fir-yellow birch ecosystems of eastern Québec, Canada. *Forest Ecology and Management* 102: 61-74
- AVRAMTCHEV, L. 1985. Carte géologique du Québec, carte n^o 2 du DV 84-02. Direction générale de l'exploration géologique et minière, Ministère Énergie et Ressources, Québec
- BARBOUR, M. G., BURK, J. H., PITTS, W. D., GILIAM, F. S., et M. W. SCHWARTZ. 1999. *Terrestrial plant ecology. Troisième édition. Benjamin Cummings, California*
- BERGERON, Y., BOUCHARD, A. et A. LEDUC. 1988. Les successions secondaires dans les forêts du Haut-Saint-Laurent, Québec. *Naturaliste canadien* 115: 19-38
- BERGERON, Y. et M. DUBUC. 1989. Succession in the southern part of the boreal forest. *Vegetatio*. 79: 51-63
- BERGERON, Y. 1991. The influences of island in mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. *Ecology* 72: 1980-1992
- BERGERON, Y. et P. DANSEREAU. 1993. Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles. *Journal of Vegetation Science* 3: 827-832

- BERGERON, Y. et B. HARVEY. 1997. Basing sylviculture on natural ecosystem dynamics: An approach to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* 92(1-3): 235-242
- BERGERON, Y. 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology* 81 (6): 1500-1516
- BLAIS, J. R. 1961. Spruce budworm outbreaks in the Lower St. Lawrence and Gaspé regions. *The Forestry Chronicle* X: 192-202
- BLAIS, J. R. 1983. Trends in the frequency, extent, and severity of spruce budworm outbreaks in eastern Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 13: 539-547
- BRETON, S. 2002. Estimation de la mortalité du cerf et des taux d'utilisation des ramilles suite a un hiver difficile dans le ravage Duchénier. Le territoire populaire Chénier inc, Québec
- BRISSON, J., BERGERON, Y. et A. BOUCHARD. 1988. Les successions secondaires sur sites mésiques dans le Haut-Saint-Laurent, Québec, Canada. *Canadian Journal of Botany* 66 : 1192-1203
- BROWN, J. K. et N. V. DEBYLE. 1987. Fire damage, mortality, and suckering in aspen. *Canadian Journal of Forest Research* 17: 1100-1109
- BRUMELIS, G. et T. J. CARLETON. 1988. The vegetation of postlogged black spruce lowlands in central Canada. I. Trees and tall shrubs. *Canadian Journal of Forest Research* 18: 1470-1478
- BRUMELIS, G. et T. J. CARLETON. 1989. The vegetation of postlogged black spruce lowlands in central Canada. II. Understory plant cover. *Journal of Applied Ecology* 26: 321-339
- CANHAM, C. D. et O. L. LOUCKS. 1984. Catastrophic windthrow in the presettlement forests of Wisconsin. *Ecology* 65 (3): 803-809
- CANHAM, C. D. 1988. Growth and canopy architecture of shade-tolerant trees: Response to canopy gaps. *Ecology* 69 (3): 786-795
- CANHAM, C. D. 1989. Different responses to gaps among shade-tolerant tree species. *Ecology* 70 (3): 548-550
- CARLETON, T. J. et P. MACLELLAN. 1994. Woody vegetation responses to fire versus clear-cutting logging: A comparative survey in the central Canadian boreal forest. *Écoscience* 1: 141-152
- CHEVALIER, P. 1993. Gestion des ressources renouvelables: secteur agricole et forestier. Télé-Université. Ste-Foy, Québec
- COOK, J. M. 2000. Disturbance history of two natural areas in Wisconsin: implication for management. *Natural Areas Journal* 20: 24-35

- CORNETT, M. W., FRELICH, L. E., PUETTMANN, K. J. et P. B. REICH. 2000. Conservation implications of browsing by *Odocoileus virginianus* in remnant upland *Thuja occidentalis* forests. *Biological Conservation* 93 (3): 359-369
- CÔTÉ, D. 1999. Histoire de l'industrie forestière du Saguenay-Lac-Saint-Jean: Au cœur de l'économie régionale depuis plus de 150 ans 1838-1988. Publication n° 17. Société d'histoire du Lac-Saint-Jean, Alma, Québec
- DE GRANDPRÉ, L., ARCHAMBEAULT, L. et J. MORISSETTE. 2000. Early understory successional changes following clearcutting in the balsam fir-yellow birch forest. *Écoscience* 7(1): 92-100
- DELONG, S. C. et D. TANNER. 1996. Managing the pattern of forest harvest: lessons from wildfire. *Biodiversity and Conservation* 5: 1191-1205
- DESROCHERS, A. et R. GAGNON. 1997. Is ring count at ground level a good estimation of black spruce age ? *Canadian Journal of Forest Research* 27: 1263-1267
- DOUCET, R., PINEAU, M., RUEL, J. C. et G. SHEEDY. 1996. Sylviculture appliquée. Page 966-1004 *In*: Ordre des ingénieurs forestiers du Québec (éditeurs). Manuel d'aménagement forestier. Les Presses de l'Université Laval, Québec
- EYRE, F. H. 1980. Forest cover types of the United States and Canada. Society of American Foresters. Washington, DC
- FORÊT MODÈLE DU BAS-SAINT-LAURENT. (Page consultée le 2 mars 2002). Les territoires. [En ligne] <http://www.foret.fmodbsl.qc.ca/>
- FORTIN, J. C. et A. LECHASSEUR. 1993. L'histoire du Bas-Saint-Laurent. Les presses de l'Université Laval, Québec
- FOSTER, D. R., MOTZKIN, G. et B. SLATER. 1998. Land-use history as long-term broad-scale disturbance: regional forest dynamics in central New England. *Ecosystems* 1: 96-119
- FRANKLIN, J. F., KLOPSH, M. et K. J. LUCHESSA. 1984. Timing and causes of mortality in natural coniferous forest of Oregon and Washington. *Bulletin of the Ecological Society of America* 65: 206-207
- FRANKLIN, J. R. et R. T. T. FORMAN. 1987. Creating landscape patterns by forest cutting: Ecological consequences and principles. *Landscape Ecology* 1 (1): 5-18
- FRELICH, L. E. 1995. Old forest in the Lake States today and before European settlement. *Natural Areas Journal* 15: 157-167
- FRELICH, L. E. 2002. Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press, Cambridge, United kingdom

- FRELICH, L. E. et P. B. REICH. 1995. Spatial patterns and succession in a Minnesota southern-boreal forest. *Ecological Monograph* 65: 325-346
- FULLER, J. L., FOSTER, D. R., McLACHLAN, J. S. et N. DRAKE. 1998. Impact of human activity on regional forest composition and dynamics in central New England. *Ecosystems* 1: 76-95
- FURYAEV, V. V., WEIN, R. W., et D. A. MACLEAN. 1983. Fire influences in *Abies* dominated forest. *In: The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. éditeurs: R. W. Wein et D. A. Maclean. *Scope* 18: 221-234
- GALIPEAU, C., KNEESHAW, D. et Y. BERGERON. 1997. White spruce and balsam fir colonization in the southeastern boreal forest as observed 68 years after fire. *Canadian Journal of Forest Research* 27: 139-147
- GAUTHIER, S., LEDUC, A., et Y. BERGERON. 1996. Forest dynamics modelling under a natural fire cycle : A tool to define natural mosaic diversity in forest management. *Environmental Monitoring Assessment* 39: 417-434
- GODMAN, R. M. et G. A. MATTSON. 1976. Seed crops and vegetation problems of 19 species in northeastern Wisconsin. USDA Forest Service, Research Paper NC-123. North Central Forest Experiment Station, St. Paul, MN.
- GRONDIN, P., BLOUIN, J. et P. RACINE. 1999. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau jaune de l'est. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers, Québec
- GRIER, C. C. 1978. A *Tsuga heterophylla*-*Picea sitchensis* ecosystem of coastal Oregon: Decomposition and nutrient balances of fallen logs. *Canadian Journal of Forest Research* 8: 198-206
- GUIMOND, G. 1992. Plan général d'aménagement. Forêt d'enseignement et de recherche de Macpès du Cegep de Rimouski. Rimouski, Québec
- GUTSELL, S. L. et E. A. JOHNSON. 2002. Accurately ageing trees and examining their height-growth rates: implications for interpreting forest dynamics. *Journal of Ecology* 90: 153-166
- HANNAH, P. R. 1999. Species composition and dynamics in two hardwood stands in Vermont: a disturbance history. *Forest Ecology and Management* 120 (1-3): 105-116
- HARCOMBE, P. A. et P. L. MARKS. 1983. Five years of tree death in a *Fagus-Magnolia* forest, southeast Texas, USA. *Oecologia* 57: 49-64

- HARMON, M. E., FRANKLIN, J. F., SWANSON, F. J., SOLLINS, P., GREGORY, S. V., LATTIN, J. D., ANDERSON, N. H., CLINE, S. P., AUMEN, N. G., SEDELL, J. R., LIENKAEMPER, G. W., CROMACK, K. et K. W. CUMMINS. 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15: 133-302
- HEINSELMAN, M. L. 1973. Fire in the virgin forest of the Boundary Waters Canoe Area, Minnesota. *Quaternary Research* 3: 329-382
- HEINSELMAN, M. L. 1981. Fire and succession in the conifer forests of northern North America. *In: Forest succession, concepts and application*. D.C. West, H.H. Shuggart et D.B. Botkin (éditeurs). Springer-Verlag, New York
- HENRY, J. D. et J. M. A. SWAN. 1974. Reconstructing forest history from live and dead plant material—an approach to the study of forest succession in southwest New Hampshire. *Ecology* 55: 772-783
- HÉTU, B. 1994. Déglaciation, émergence des terres et pergélisol tardiglaciaire dans la région de Rimouski, Québec. *Paléo-Québec* 22: 3-48
- HÉTU, B. 1998. La déglaciation de la région de Rimouski, Bas-Saint-Laurent (Québec): indices d'une récurrence glaciaire dans la Mer de Goldthwait entre 12 400 et 12 000 BP. *Géographie physique et Quaternaire* 52(3): 1-30
- HIBBS, D. E. et B. F. WILSON. 1980. Habitat requirements and growth of striped maple (*Acer pensylvanicum* L.). *Ecology* 61(3): 490-496
- HOADLEY, R. B. 1990. Identifying wood. Accurate results with simple tools. The Taunton Press, Mass.
- HOLLING, C. S. 1992. The role of forest insects in structuring the boreal landscape. Page 170-191 *In: H. H. Shugart, R. Leemans et G. B. Bonan (éditeurs). A system analysis of the Global boreal forest*. Cambridge university press, Cambridge
- HUNTER, M. L. 1990. Maintaining biodiversity in forest ecosystems. Cambridge university press. Cambridge
- JACKSON, S. M., PINTO, F., MALCOLM, J. R. et E. R. WILSON. 2000. A comparison of pre-european settlement and current (1881-1995) forest composition in central Ontario. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 605-612
- JOHNSON, E. A. 1992. Fire and vegetation dynamics. Studies from the North American boreal forest. Cambridge university press, Cambridge, United Kingdom
- JOHNSTON, W. F. et T. M. SMITH. 1983. Black spruce. *In: Silvicultural systems for the major forest types of the United States*. Pages 96-98. Russell M. Burns, tech. comp. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook 445. Washington, DC

- JOHNSTON, W. F. 1990. *Thuja occidentalis* L. northern white-cedar. *In*: Burns, Russell M.; Honkala, Barbara H., technical coordinators. Silvics of North America. Volume 1. Conifers. Agric. Handb. 654. Washington, DC
- KIMMINS, J. P. 1997. Forest ecology: a foundation for sustainable management. Deuxième édition. Prentice-Hall inc. New-Jersey
- LEAK, W. B. 1975. Age distribution in virgin red spruce and northern hardwoods. *Ecology* 56: 1451-1454
- LORIMER, C. G. 1977. The presettlement forest and natural disturbance cycle of northeastern Maine. *Ecology* 58: 139-148
- LORIMER, C. G. 1984. Development of the red maple understory in northeastern oak forests. *Forest Science* 30: 3-22
- LORIMER, C. G. 1985. Methodological considerations in the analysis of forest disturbance history. *Canadian Journal of Forest Research* 15: 200-213
- LORIMER, C. G. 2001. Historical and ecological roles of disturbances in eastern North American forests: 9, 000 years of change. *Wildlife Society Bulletin* 29 (2): 425-439
- MACMILLAN, P. C. 1981. Thermal conductivity of wood. *Heating, Piping Air Condition* 13: 380-391
- MORIN, H. 1994. Dynamics of balsam fir forests in relation to spruce budworm outbreaks in the boreal zone, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 24: 730-741
- MORIN, H., KRAUSE, C., JARDON, Y., PARENT, S., DESLAURIERS, A., GIONEST, F., SIMARD, I., LEVASSEUR, V. et O. DESJARDINS. 1999. Dynamique spatio-temporelle des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (tbe) dans la zone boréale de l'est de l'Amérique du Nord (Ont., Qc., T.N. et N.B.). Réseau des centres d'excellence en développement durable des forêts, Alberta
- NOWACKI, G. J. et M. D. ABRAMS. 1990. Composition, structure, and historical development of northern red oak stands along an edaphic gradient in north-central Wisconsin. *Forest Science* 36: 276-292
- OLIVER, C. D. et E. P. STEPHENS. 1977. Reconstruction of a mixed-species forest in central New England. *Ecology* 58: 562-572
- PAYETTE, S., MORNEAU, C., SIROIS, L. et M. DESPONTS. 1989. Recent fire history of the northern Quebec biomes. *Ecology* 70: 656-673
- PAYETTE, S., FILLION, L. et A. DELWAIDE. 1990. Disturbance regime of a cold temperate forest as deduced from ring patterns: The Tantaré ecological reserve, Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 20: 1228-1241

- PAYETTE, S. 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. *In: A systems analysis of the global boreal forest*. Éditeurs: H.H. Shugart, R. Leemans, and G. B. Bonan. Cambridge University Press, New York
- RICHARD, J. P. H. 1993. Origine et dynamique postglaciaire de la forêt mixte au Québec. *Review of Paleobotany and Palynology* 79: 31-68
- ROBITAILLE, A. et J. P. SAUCIER. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les publications du Québec Ste-foy, Québec
- ROSS, B. A., BRAY, J. R. et W. H. MARSHALL. 1970. Effects of a long-term deer exclusion on a *Pinus resinosa* forest in north-central Minnesota. *Ecology* 51: 1088-1093
- ROWE, J. S. 1972. Forest regions of Canada. Environment Canada, Ottawa
- RUNKLE, J. R. 1982. Patterns of forest disturbance in some old-growth mesic forests of eastern North America. *Ecology* 63(5): 1533-1546
- SCHEINER, S. M., SHARIK, T. L., ROBERTS, M. R. et R. VANDE KOPPLE. 1988. Tree density and modes of tree recruitment in a Michigan pine-hardwood forest after clear cutting and burning. *Canadian Field-Naturalist* 102(4): 634-638
- SIROIS, L. 1995. Initial phase of postfire forest regeneration in two lichen woodlands of northern Quebec. *Écoscience* 2: 177-183
- SMITH, D. A., LARSON, B.C., KELTY, M.J. et P. M. S. ASHTON. 1997. The practice of silviculture. Applied forest ecology. John Wiley and sons. New York
- ST-PIERRE, H., GAGNON, R. et P. BELLEFLEUR. 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale. *Canadian Journal of Forest Research* 22: 474-481
- SWAN, F. R. 1970. Post-fire response of four plant communities in south-central New York state. *Ecology*: 51(6): 1074-1082
- VIERECK, L. A. 1983. The effects of fire in black spruce ecosystems of Alaska and northern Canada. Page 201-220. *In: R.W. Wein and D. A. MacLean (éditeurs). The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. John wiley et Sons. New York, New York
- VELLEMAN, P. F. et P. F. HOAGLIN. 1981. Applications, basics, and computing of exploratory data analysis. Duxbury press, Boston, MA
- WALTERS, R. S. et H. W. YAWNEY. 1990. *Acer rubrum* L. red maple. *In: Burns, Russell M.; Honkala, Barbara H., technical coordinators. Silvics of North America. Volume Conifers. Agric. Handb. 654. U. S. Department of Agriculture, Forest service, Washington, DC*

- WENDEL, G. W. et H. C. SMITH. 1990. *Pinus strobus* L. eastern white pine. *In*: Burns, Russell M. ; Honkala, Barbara H. , technical coordinators. *Silvics of North America. Volume Conifers. Agric. Handb. 654.* U. S. Department of Agriculture, Forest service Washington, DC
- WHITNEY, G. G. 1994. From coastal wilderness to fruited plain. A history of environmental change in temperate North America from 1 500 to present. Cambridge University press. Cambridge
- ZAR, J. H. 1996. Biostatistical analysis. 3^e édition. Prentice-Hall Canada inc, Toronto
- ZASADA, J., SHARIK, T. L. et M. NYGREN. 1992. The reproductive process in boreal forest trees. Page 85-125 *In*: H. H. Shugart, R. Leemans et G. B. Bonan (éditeurs). *A system analysis of the global boreal forest.* Cambridge university press, Cambridge