

Tableau 7 Résistance au feu et mode de recolonisation des arbustes et des herbacées retrouvés le long du gradient de succession.

	Première presence	Presence en 1823	Presence en 1760	Résistance au feu	Mode de recolonisation
<i>Acer spicatum</i>	26 ans	oui	oui	non†	G
<i>Actaea rubra</i>	26 ans	oui	non	oui†	V-6
<i>Amelanchier</i> spp.	26 ans	non	non	oui	V
<i>Aralia nudicaulis</i>	26 ans	oui	oui	oui (F)	V (g)
<i>Aster macrophyllus</i>	26 ans	oui	oui	oui (F)	V (g)
<i>Athyrium filix-femina</i>	26 ans	oui	non	oui†	V
<i>Botrychium virginianum</i>	26 ans	non	non	oui†	V
<i>Carex</i> spp.	26 ans	non	non	oui	V-6
<i>Cinna latifolia</i>	26 ans	non	non	non	G
<i>Circaea alpina</i>	120 ans	oui	oui	non	G
<i>Cirsium muticum</i>	26 ans	non	non	non	G
<i>Clintonia borealis</i>	26 ans	oui	oui	oui (f)	V (g)
<i>Coptis groenlandica</i>	26 ans	oui	oui	non†	G
<i>Cornus canadensis</i>	46 ans	oui	oui	oui	V-6(b)
<i>Cornus stolonifera</i>	26 ans	oui	non	non	G(b)
<i>Corylus cornuta</i>	26 ans	oui	non	oui	V (g)
<i>Diervilla lonicera</i>	26 ans	oui	oui	oui	V (g)
<i>Dryopteris disjuncta</i>	26 ans	oui	oui	oui†	V
<i>D. noveboracensis</i>	46 ans	oui	non	oui†	V
<i>D. phegopteris</i>	74 ans	oui	oui	oui†	V
<i>D. spinulosa</i>	26 ans	oui	oui	oui	V (g)
<i>Equisetum sylvaticum</i>	26 ans	oui	non	oui	V
<i>Galium triflorum</i>	26 ans	oui	oui	non	G
<i>Goodyera repens</i>	143 ans	oui	oui	non	G
<i>Goodyera tessellata</i>	74 ans	oui	oui	non	G
<i>Impatiens capensis</i>	26 ans	non	non	non	G
<i>Linnaea borealis</i>	46 ans	oui	oui	non	G
<i>Lonicera canadensis</i>	26 ans	oui	oui	oui (f)	G (v)
<i>Lonicera hirsuta</i>	26 ans	non	non	oui	G (v)
<i>Lycopodium annotinum</i>	167 ans	oui	oui	oui	V
<i>Lycopodium clavatum</i>	120 ans	oui	non	oui	V
<i>Maianthemum canadense</i>	26 ans	oui	oui	oui (f)	V (g)
<i>Mertensia paniculata</i>	26 ans	non	non	?	G
<i>Mitella nuda</i>	26 ans	oui	oui	non	G
<i>Moneses uniflora</i>	120 ans	oui	oui	non	G
<i>Petasites palmatus</i>	167 ans	oui	non	oui†	V

Tableau 7 suite

	Premiere presence	Presence en 1823	Presence en 1760	Resistance au feu	Mode de recolonisation
<i>Prunus virginiana</i>	26 ans	non	non	non*	G
<i>Pteridium aquilinum</i>	26 ans	non	non	oui	V
<i>Pyrola asarifolia</i>	26 ans	oui	oui	non*	G
<i>Pyrola secunda</i>	26 ans	oui	oui	non*	G
<i>Ribes glandulosum</i>	26 ans	oui	oui	non	G(b)
<i>Ribes lacustre</i>	26 ans	oui	oui	non	G(b)
<i>Rosa acicularis</i>	26 ans	oui	non	non	G(b)
<i>Rubus idaeus</i>	26 ans	non	oui	oui	V-G
<i>Rubus pubescens</i>	26 ans	oui	oui	oui	V-G
<i>Solidago rugosa</i>	26 ans	non	non	non	G
<i>Streptopus roseus</i>	26 ans	oui	oui	oui	V-G
<i>Taxus canadensis</i>	46 ans	oui	oui	?	G
<i>Trientalis borealis</i>	26 ans	oui	oui	oui	V (g)
<i>Vaccinium angustifolium</i>	26 ans	oui	oui	oui	V (g)
<i>Viburnum edule</i>	26 ans	oui	non	non	G(b)
<i>Viola incognita</i>	26 ans	oui	oui	oui	V (g)
<i>V. renifolia</i>	26 ans	oui	oui	non	G
<i>V. selkirkii</i>	26 ans	oui	oui	non	G

Légende: V= espèces pouvant se régénérer de façon végétative.

G= espèces pouvant se régénérer par graines.
(g) ou (v)= mode de régénération secondaire.
(b)= régénération à partir de la banque de graines.

F= très bonne résistance au feu.

f= faible résistance au feu.

*= déduit à partir d'observations personnelles, de données d'espèces du même genre ou selon la flore Laurentienne.

Tiré de: Archibold (1989), Rowe (1983), Archibold (1979) et Ahlgren (1960).

pas conclure, à une corrélation entre la strate arborescente et les espèces de sous-bois, mais plutôt à des différences dans les conditions abiotiques des sites qui favorisent la présence conjointe de certaines espèces de sous-bois et de certaines espèces arborescentes (Carleton et Maycock, 1981).

Pour le site du feu de 74 ans on note une diminution importante de la variabilité entre les stations. Ce phénomène apparaît étroitement lié à la convergence observée pour la strate arborescente. Bergeron et Dubuc (1989), dans une étude de la succession de la strate arborescente dans la même région, ont observé que pour des conditions abiotiques uniformes, les communautés convergent, quelque soit l'espèce dominante immédiatement après le feu. Ce patron est étroitement relié à l'augmentation en abondance des espèces d'arbres tolérantes à l'ombre, dont principalement Abies balsamea et Thuja occidentalis. Ainsi, avec des compositions arborescentes relativement semblables entre les quadrats, on observe une diminution de l'hétérogénéité de la végétation des strates inférieures.

B) IMPACT DES PERTURBATIONS DE LA STRATE
ARBORESCENTE SUR LA STRUCTURE DES STRATES
INFÉRIEURES

La succession apparaît linéaire en fonction du temps

pour la période de 26 à 74 ans après feu. La fermeture du couvert forestier, de même que le remplacement progressif des feuillus par les conifères semblent responsables de cette situation. Par contre, pour la période de 120 ans à 174 ans après feu, à l'exception du site du feu de 143 ans, on observe un regain d'abondance pour certaines espèces pionnières, de même qu'une augmentation importante de la richesse et de la diversité.

Deux facteurs peuvent expliquer cette situation. Dans un premier temps, selon Bergeron et Dubuc (1989), on observe une diminution de l'abondance de Populus tremuloides environ 150 ans après feu. La mortalité de quelques arbres de cette espèce crée des ouvertures dans le couvert forestier et permet le retour à de fortes abondances pour certaines espèces pionnières et des augmentations de la diversité. Cependant, ces ouvertures sont de courte durée, car Abies balsamea profitera de la lumière disponible pour augmenter sa croissance et fermer à nouveau le couvert forestier. Bormann et Likens (1979) ont émis l'hypothèse que la suppression de la croissance et la mortalité d'espèces arborescentes pionnières créent de petites ouvertures dans le couvert forestier, ce qui favoriseraient une augmentation de la croissance des espèces tolérantes présentes sous le couvert. Peet

(1981) a observé ce phénomène d'accélération de la succession dans des forêts de Pinus contorta, où des arbres sont déracinés par le vent et rapidement remplacés par des espèces plus tolérantes à l'ombre, qui profitent de ces ouvertures pour croître rapidement. On souligne un phénomène semblable dans des forêts mésiques du sud-est des Etats-Unis, où les feuillus tolérants sous couvert forestier, profitent de petites perturbations qui entraînent la mort de conifères de début de succession (Pinus spp.) pour accélérer leur croissance (Quaterman et Keever, 1962; Blair et Brunett, 1976).

De plus, une épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette (Choristoneura fumiferana) a fait rage dans la région vers la fin des années soixante-dix (H. Morin, communication personnelle) et a créé des ouvertures considérables dans le couvert forestier et ce principalement pour le site du feu de 174 ans.

La réaction des espèces des strates de sous-bois à ces ouvertures dans le couvert forestier a été très différente selon les sites. L'âge du feu, la composition floristique avant le feu et la proximité d'espèces qui pouvaient potentiellement envahir les endroits brûlés semblent expliquer les différences observées entre les sites.

Pour le site du feu de 120 ans, on remarque que la réaction la plus importante à l'ouverture du couvert forestier, se caractérise par une augmentation importante des espèces de la strate arbustive. Acer spicatum semble avoir le plus bénéficié des trouées. Par contre, on observe aucune augmentation importante de recouvrement pour la strate herbacée. Ceci peut être attribuable au fait que Taxus canadensis dominait le sol forestier et par le fait même empêchait la croissance de toute espèce herbacée. La forte abondance de Taxus canadensis dans ce site est sans doute relié à la perturbation d'origine, où des parcelles contenant cette espèce ont pu échapper au feu et par la suite envahir rapidement le site perturbé. Aussi, il se peut tout simplement que les endroits échantillonnés, de même que la façon d'échantillonner, n'ont pas permis une représentation adéquate de l'abondance réelle de l'espèce. Taxus canadensis est une espèce où la propagation végétative est importante et présente donc une distribution contagieuse.

Malgré l'impact important de l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, le site du feu de 143 ans ne présente que de très faibles taux de recouvrement et une faible richesse. Ceci peut s'expliquer par l'isolement du site par rapport au reste de la forêt environnante. Il est situé sur une pointe

dans le lac Duparquet. Les possibilités d'invasion par les propagules des plantes des zones avoisinantes sont restreintes et la forêt environnante est relativement vieille.

On peut aussi supposer que le feu a été très intense. L'intensité de la perturbation est un élément clé qui a un impact majeur sur la régénération (Archibold, 1979; Pickett et White, 1985; Noble et Slatyer, 1980). Le degré selon lequel la communauté se rétablit après une perturbation, de même que le taux de changement dans la composition végétale, peuvent dépendre des caractéristiques de l'assemblage végétal avant feu et des caractéristiques de la perturbation elle-même (Halpern, 1988).

La faible diversité et le faible recouvrement des plantes vasculaires pourraient être expliqués par le fait que la forêt présente avant la perturbation était très âgée et que probablement certaines espèces étaient disparues du site. La faible diversité et le faible recouvrement pour plusieurs espèces du site de feu de 1760 semblent appuyer cette hypothèse. De plus, Rowe (1983) mentionne qu'avec le temps, des espèces qui étaient à l'origine enracinées dans le sol minéral pourront être enracinées dans les horizons organiques,

où leur susceptibilité aux dommages par le feu sera grandement augmentée.

Les ouvertures dans le couvert forestier entraînent une augmentation de l'abondance des espèces des strates de sous-bois; les espèces pionnières qui persistent dans les sites réagissent aux nouvelles conditions lumineuses en augmentant leur croissance. En l'absence de Taxus canadensis, les espèces herbacées ont pu se maintenir longtemps sous couvert forestier et ainsi profiter des ouvertures dans le milieu pour augmenter de façon importante leur recouvrement. Horn (1974) affirme que les espèces pionnières peuvent persister dans la forêt climax tant et aussi longtemps que des ouvertures surviennent de temps en temps dans le couvert forestier.

Aralia nudicaulis et Aster macrophyllus, deux espèces qui se maintiennent après fermeture du couvert de façon végétative, ont le plus profité des ouvertures en augmentant considérablement leur recouvrement moyen (figure 1.10). Des études sur la dynamique des populations de certaines espèces clonales ont démontré que la propagation des clones se fait en fonction des variations micro-climatiques des sites (Cook, 1983). Slade et Hutchings (1987a) ont démontré de façon expérimentale, avec Glechoma hederacea, que les stolons

établissent plus de nouveaux clones dans des sites riches en éléments nutritifs que dans des sites pauvres. Le même patron de croissance s'exprime aussi en fonction des conditions lumineuses (Slade et Hutchings, 1987b). Ainsi, les espèces qui ont pu se maintenir longtemps sous couvert forestier profiteraient des nouvelles conditions de lumière pour augmenter sensiblement leur recouvrement.

Le site du feu de 230 ans semble avoir été plus faiblement touché par l'épidémie de la tordeuse des bourgeons de l'épinette. La présence d'une forte abondance dans le couvert forestier de Thuja occidentalis, une espèce non hôte, est probablement la raison principale. Maclean et Ostaff (1989) soulignent que la mortalité d'Abies balsamea est moindre dans des sites immatures, ou dans des peuplements mixtes, que dans des peuplements purs. Comme Thuja occidentalis est très abondant dans ce site, la susceptibilité du site à l'épidémie devait s'être trouvée considérablement réduite.

5.3 CHANGEMENT DU CYCLE DES FEUX

Une étude récente de Bergeron (1991) démontre que depuis la fin du Petit Age glaciaire, le cycle des feux pour la région de l'Abitibi a été modifié. D'une longueur moyenne de 63 ans avant 1870, il est passé à au

moins 99 ans après 1870. Ce changement de longueur du cycle de feu a des implications directes sur la succession arborescente et implicitement sur les strates inférieures. Le cycle plus long permet une succession directionnelle et l'établissement de communautés successioneelles stables, principalement dominées par Abies balsamea et Thuja occidentalis.

Une étude en cours sur l'historique des épidémies de tordeuse des bourgeons de l'épinette dans la région du lac Duparquet révèle que quatre épidémies ont fait rage au 20e siècle, comparativement à aucune pour le 19e siècle (H. Morin, communication personnelle).

Le changement du cycle des feux semble avoir eu comme conséquence d'augmenter l'incidence des épidémies d'insectes. Nos résultats montrent que les épidémies d'insectes ont pour effet d'augmenter sensiblement la diversité et le recouvrement des espèces de sous-bois.

On peut aussi penser que si un feu survenait dans un site qui a été affecté par la tordeuse des bourgeons de l'épinette, un plus grand nombre d'espèces de sous-bois pourraient survivre et recoloniser rapidement ce dernier, que si un feu survenait dans un site peu ou pas affecté, comme celui de 1760 (tableau 7). Si on prend l'exemple des sites de 1823 et de 1760, on remarque que

près de 70% des espèces du site de 1823 peuvent survivre au feu et recoloniser de façon végétative ou par des propagules enfouies, contrairement à 60% des espèces du site de 1760. Si en plus on tient compte de la fréquence et du recouvrement de ces espèces dans chacun des sites, on peut penser que le taux de recolonisation du site de feu de 1760 sera grandement réduit en comparaison à celui de 1823.

Connell (1978) a émis l'hypothèse que des perturbations de niveau intermédiaire (superficie, fréquence et intensité) conduisent à un maximum de diversité végétale, à cause de la présence conjointe des espèces successioneuses et climaciques. Selon Suffling et al. (1988) et Dix et Swan (1971), la diversité végétale au niveau du paysage est plus faible sous un régime de perturbation à forte récurrence. Il semble ainsi probable que la diversité arbustive et herbacée soit supérieure à ce qu'elle était avant la modification du cycle des feux.

6. CONCLUSION

On remarque qu'en général en forêt boréale, suite à une perturbation, la recolonisation d'un site se fait rapidement, car la majorité des espèces présentes avant le feu se régénèrent végétativement ou envahissent par graines à partir de sites à proximité. La variabilité observée au début de la succession entre les stations d'une même date de feu semble étroitement liée à la composition du site avant le feu et à des différences locales d'intensité. Avec la fermeture du couvert forestier, on observe cependant que la variabilité diminue à mesure que la strate arborescente converge vers une forêt dominée par Abies balsamea et Thuja occidentalis. Le remplacement des feuillus par les conifères et les épidémies d'insectes viennent par la suite bouleverser le patron successional chez les strates inférieures. La réaction de celles-ci est très différente selon la composition végétale des sites. On remarque cependant que la richesse et la diversité augmentent généralement pour ces sites.

Enfin, avec la dominance croissante de Thuja occidentalis sur les plus vieux sites, on observe à nouveau une diminution de l'abondance et de la diversité des strates arbustive et herbacée. Il apparaît probable

que si ces vieilles communautés ne sont pas perturbées dans un court laps de temps, que la diversité diminuera encore, car plusieurs espèces herbacées n'étaient que très faiblement représentées dans les quadrats du feu de 230 ans. Thuja occidentalis pouvant pousser très densément, réduira de plus en plus la quantité de lumière parvenant au sol. L'accumulation de la litière de cette espèce pourrait aussi avoir des conséquences sur les espèces de sous-bois.

Le changement du cycle des feux depuis la fin du Petit Age Glaciaire a entraîné des modifications importantes au niveau des communautés végétales. L'apparition des épidémies de la tordeuse des bourgeons de l'épinette depuis le début du 20e siècle semble avoir contribué à l'augmentation de la richesse, de la diversité et du recouvrement des plantes vasculaires. L'augmentation de la richesse semble attribuable au fait que dans des sites d'âge intermédiaire, affectés par la tordeuse des bourgeons de l'épinette, on observe la présence à la fois des espèces pionnières et de fin de succession.

Dans une perspective de modification du cycle des feux, il serait intéressant de faire une étude sur la dynamique des populations de certaines espèces pionnières

et de fin de succession du sous-bois. Ces études pourraient permettre de mieux comprendre l'effet des types de perturbations (feu et épidémies d'insectes), de la fréquence de celles-ci et de la période successionale à laquelle elles surviennent, sur les réactions des espèces telles que décrites dans ce mémoire.

7. BIBLIOGRAPHIE

- Ahlgren, C.E. 1960. Some effects of fire on reproduction and growth of vegetation in northeastern Minnesota. *Ecology*. 41: 431-445.
- Anonyme. 1982. Canadian climate normals. Canadian climate program. Environment Canada, Atmospheric Environment Service. Downsview, Ontario.
- Anderson, R.C., O.L. Loucks et A.M. Swain. 1969. Herbaceous responses to canopy cover, light intensity, and throughfall precipitation in coniferous forests. *Ecology*. 50: 255-263.
- Archibold, O.W. 1989. Seed banks and vegetation processes in coniferous forests. Dans: *Ecology of soil seed banks*. M.A. Leck, V.T. Parker et R.L. Simpson (Eds). Academic Press. p. 107-122.
- Archibold, O.W. 1979. Buried viable propagules as a factor in postfire regeneration in northern Saskatchewan. *Can. J. Bot.* 57: 54-58.
- Barbour, M.G., J.H. Burk et W.D. Pitts. 1980. *Terrestrial plant ecology*. The Benjamin Cumming publishing company. California. 604p.
- Bergeron, Y., Bouchard, A., Gangloff, P. et Camiré, C. 1983. La classification écologique des milieux forestiers de la partie Ouest des Cantons d'Hébécourt et de Roquemaure, Abitibi, Québec. 169p.
- Bergeron, Y. et A. Bouchard. 1984. Use of ecological groups in analysis and classification of plant communities in a section of western Quebec. *Vegetatio*. 56: 45-63.
- Bergeron, Y. et D. Gagnon. 1987. Age structure of red pine (*Pinus resinosa*) at its northern limit in Québec. *Can. J. For. Res.* 17: 129-137.
- Bergeron, Y. et M. Dubuc. 1989. Succession in the southern part of the boreal forest. *Vegetatio* 79: 51-63.
- Bergeron, Y. 1991. The influence of lake and mainland landscapes on the fire regime of the boreal forest. *Ecology*. Sous-presse.

- Black, R.A. et L.C. Bliss. 1978. Recovery sequence of Picea mariana - Vaccinium uliginosum forests after burning near Inuvik, Northwest Territories, Canada. Can. J. Bot. 56: 2020-2030.
- Blair, R.M. et L.E. Brunett. 1976. Phytosociological changes after timber harvest in a southern pine ecosystem. Ecology. 57: 18-32.
- Bormann, F.H. et G.E. Likens. 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. Springer-Verlag, New York, New York, USA.
- Carleton, T.J. et P.J. Maycock. 1980. Vegetation of the boreal forests south of James Bay: non-centered component analysis of the vascular flora. Ecology. 61: 1199-1212.
- Carleton, T.J. et P.J. MayCock. 1981. Understorey-affinities in boreal forest vegetation. Can. J. Bot. 59: 1709-1716.
- Clayden, S. et A. Bouchard. 1983. Structure and dynamics of conifer-lichen stands on rock outcrops of Lake Abitibi, Québec. Can. J. Bot. 61:850-871.
- Clements, F.E. 1916. Plant succession. An Analysis of the Development of Vegetation. Carnegie Inst. Washington. No. 242: 512p.
- Clements, F.E. 1963. Plant succession and indicators: A definitive edition of plant succession and indicators. Hafner Press. New-York. 453p.
- Connell, J.H. 1978. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science. 199: 1302-1310.
- Connell, J.H. et R.O. Slatyer. 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. Am. Nat. 111: 1119-1144.
- Cook, R.E. 1983. Clonal plant populations. American Scientist. 71: 244-253.
- Crum, H.A. et L.E. Anderson. 1981. Mosses of eastern North America. Vols. 1 et 2. Columbia University Press, New York.

- Davis, M.B. 1981. Quaternary history and the stability of forest communities. Dans: Forest succession: concepts and application. pp: 132-151. Springer-Verlag. New-York.
- Dix, R.L. et J.M.A. Swan. 1971. The roles of disturbance and succession in upland forest of Candle lake, Saskatchewan. Can. J. Bot. 49: 657-676.
- Drury, W.H. et C.T. Nisbet. 1973. Succession. J. Arnold Arb. 54: 331-368.
- Egler, F.E. 1954. Vegetation science concepts I: Initial floristic composition, a factor in old field vegetation development. Vegetatio 4: 412-417.
- Finegan, B. 1984. Forest succession. Nature (Lond). 312:109-114.
- Flinn, M.A. et J.K. Pringle. 1983. Heat tolerance of rhizomes of several understory species. Can. J. Bot. 61: 452-457.
- Foster, D.R. 1985. Vegetation development following fire in Picea mariana (Black spruce)-Pleurozium forests of southeastern Labrador, Canada. J. Ecol. 73: 517-534.
- Foster, D.R. et G.A. King. 1986. Vegetation pattern and diversity in S.E. Labrador, Canada: Betula papyrifera (Birch) forest development in relation to fire history and physiography. J. Ecol. 74: 465-483.
- Halpern, C.B. 1988. Early successional pathways and the resistance and resilience of forest communities. Ecology. 69: 1703-1715.
- Halpern, C.B. 1989. Early successional patterns of forest species: interactions of life history traits and disturbance. Ecology. 70: 704-720.
- Harnett, C.D. et D.R. Richardson. 1989. Population biology of Bonamia grandiflora (Convolvulaceae): effects of fire on plant and seed bank dynamics. Am. J. Bot. 76: 361-369.

- Heinselman, M.L. 1981. Fire and succession in the conifer forests of northern North America. In: West, D.C. et Botkin, D.B. (eds), Forest succession: concepts and application, pp. 374-406. Springer-Verlag, New-York.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University. Ithaca, New York.
- Hill, M.O. et H.G. Gauch Jr. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio*. 42: 47-52.
- Horn, H.S. 1974. The ecology of secondary succession. *Annual Review of Ecology and Systematics*. 5: 25-37.
- Horn, H.S. 1981. Some causes of variety in patterns of secondary succession. Dans: Forest succession: concepts and application. pp 24-35. Springer-Verlag, New-York.
- Knight, D.H. 1987. Parasites, lightning and vegetation mosaic in wilderness landscape. Pages 59-83. Dans: M. Goigel Turner, (ed). Landscape heterogeneity and disturbance. *Ecological studies* 64. Springer-Verlag, New-York.
- Kozlowski, T.T., P.J. Kramer et S.G. Pallardy. 1991. The physiological ecology of woody plants. Academic Press inc. 657p.
- Krebs, C.J. 1978. *Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance*, second edition. Harper et Row publishers. New York.
- MacLean, D.A. et D.P. Ostaff. 1989. Patterns of balsam fir mortality caused by an uncontrolled spruce budworm outbreak. *Can. J. For. Res.* 19: 1087-1095.
- Marie-Victorin, F. 1964. *Flore laurentienne*. 2e édition (revue et mise à jour par E. Rouleau). Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal.
- Morneau, C. et S. Payette. 1989. Postfire lichen - spruce woodland recovery at the limit of the boreal forest in northern Quebec. *Can. J. Bot.* 67: 2770-2782.

- Noble, I.R. et R.O. Slatyer. 1980. The use of vital attributes to predict successional changes in plant community subject to recurrent disturbances. *Vegetatio*. 43: 5-21.
- Peet, R.K. 1981. Forest vegetation of the Colorado Front Range: composition and dynamics. *Vegetatio*. 45:63-75.
- Peet, R.K. et N.L. Christensen. 1980. Succession: a population process. *Vegetatio*. 43: 131-140.
- Pickett, S.T.A. et P.S. White. (Eds). 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic press.
- Quateman, E. et C. Keever. 1962. Southern mixed hardwood forest: climax in the southeastern coastal plain, USA. *Ecological Monographs*. 32: 167-185.
- Rowe, J.S. 1961. Critique of vegetational concepts as applied to forests of northwestern Alberta. *Can. J. Bot.* 39: 1007-1015.
- Rowe, J.S. 1972. Forest regions of Canada. Environment Canada, Ottawa.
- Rowe, J.S. et G.W. Scotter. 1973. Fire in the boreal forest. *Quat. Res.* 3: 444-464.
- Rowe, J.S. 1983. Concepts of fire effects on plant individuals and species. In: Wein, R.W. et MacLean, D.A. (eds). The role of fire in northern circumpolar ecosystems. *Scope*. 18: 135-154. Wiley, New-York.
- Shafi, M.I. et G.A. Yarranton. 1973a. Diversity, floristic richness, and species evenness during a secondary (post-fire) succession. *Ecology*. 54:897-902.
- Shafi, M.I. et G.A. Yarranton. 1973b. Vegetational heterogeneity during a secondary postfire succession. *Can. J. Bot.* 51: 73-90.
- Shuggart, H.H. 1984. A theory of forest dynamics. Springer-Verlag. New-York. 278p.

- Sirois, L. et S. Payette. 1989. Postfire black spruce establishment in subarctic and boreal Quebec. *Can. J. For. Res.* 19: 1571-1580.
- Slade, A.J. et M.J. Hutchings. 1987a. The effects of nutrient availability on foraging in the clonal herb Glechoma hederacea. *Journal of Ecology*. 75: 95-112.
- Slade, A.J. et M.J. Hutchings. 1987b. The effects of light intensity on foraging in the clonal herb Glechoma hederacea. *Journal of Ecology*. 75: 639-650.
- Suffling, R., C. Lihou et Y. Morand. 1988. Control of landscape diversity by catastrophic disturbance: A theory and a case study of fire in a canadian boreal forest. *Env. Man.* 12: 73-78.
- Taylor, S.I., T.J. Carleton et S.J. Adams. 1987. Understorey vegetation change in a Picea mariana chronosequence. *Vegetatio*. 73: 63-72.
- Van Wagner, C.E. 1983. Fire behaviour in northern conifer forest and shrublands. In: Wein, R.W. et D.A. MacLean (eds), *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. *Scope*, 18: 65-80. Wiley, New York.
- Viereck, L.A. 1983. The effects of fire in black spruce ecosystems of Alaska and northern Canada. In: Wein, R.W. & MacLean, D.A. (eds), *The role of succession in northern circumpolar ecosystems*. *Scope*. 18: 202-220. Wiley, New York.
- Vincent, J.S. et L. Hardy. 1977. L'évolution et l'extinction des lacs glaciaires Barlow et Ojibway et territoire québécois. *Géogr. Phy. Quat.* 31: 357-372.
- Weaver, J.E. et F.E. Clements. 1938. *Plant ecology*. McGraw-Hill book company. New-York. 601p.
- Wein, R.W. et D.A. MacLean. 1983 *Fire in northern circumpolar ecosystems*. *Scope*, 18. Wiley, New-York.
- White, P.S. 1979. Pattern, process, and natural disturbance in vegetation. *Bot. Rev.* 45: 229-299.
- Whittaker, R.H. 1974. Climax concepts and recognition. In: *Vegetation dynamics*. Ed: R.Knapp. p123-136.

8.1 ANNEXE A Liste des espèces utilisée pour l'analyse d'ordination (ACD).

<i>Acer spicatum</i>	<i>Hylocomnium splendens</i>
<i>Actaea rubra</i>	<i>Impatiens capensis</i>
<i>Amelanchier</i> spp.	<i>Linnaea borealis</i>
<i>Aralia nudicaulis</i>	<i>Lonicera canadensis</i>
<i>Aster macrophyllus</i>	<i>Lonicera hirsuta</i>
<i>Aster puniceus</i>	<i>Lycopodium annotinum</i>
<i>Athyrium filix-femina</i>	<i>Lycopodium clavatum</i>
<i>Botrychium virginianum</i>	<i>Maianthemum canadense</i>
<i>Brachythecium</i> spp.	<i>Mertensia paniculata</i>
<i>Carex</i> 1	<i>Mitella nuda</i>
<i>Carex</i> 2	<i>Mnium</i> spp.
<i>Carex</i> 3	<i>Moneses uniflora</i>
<i>Carex arctata</i>	<i>Monotropa uniflora</i>
<i>Carex leptalea</i>	<i>Petasites palmatus</i>
<i>Carex pedunculata</i>	<i>Pleurozium shreberi</i>
<i>Cinna latifolia</i>	<i>Polygonum cilinode</i>
<i>Circaea alpina</i>	<i>Polythricum juniperinum</i>
<i>Cirsium auticum</i>	<i>Prunus virginiana</i>
<i>Cladina rangiferina</i>	<i>Pteridium aquilinum</i>
<i>Cladonia coniocraea</i>	<i>Ptilium crista-castrensis</i>
<i>Clintonia borealis</i>	<i>Pyrola asarifolia</i>
<i>Coptis groenlandica</i>	<i>Pyrola secunda</i>
<i>Cornus canadensis</i>	<i>Pyrola virens</i>
<i>Cornus stolonifera</i>	<i>Ribes glandulosum</i>
<i>Coralorrhiza trifida</i>	<i>Ribes lacustre</i>
<i>Corylus cornuta</i>	<i>Rosa acicularis</i>
<i>Dicranum polysetum</i>	<i>Rubus idaeus</i>
<i>Dicranum</i> spp.	<i>Rubus pubescens</i>
<i>Diervilla lonicera</i>	<i>Sambucus pubens</i>
<i>Drepanocladus</i> spp.	<i>Solidago rugosa</i>
<i>Dryopteris disjuncta</i>	<i>Sorbus americana</i>
<i>Dryopteris noveboracensis</i>	<i>Sorbus decora</i>
<i>Dryopteris phegopteris</i>	<i>Streptopus roseus</i>
<i>Dryopteris spinulosa</i>	<i>Taxus canadensis</i>
<i>Epilobium angustifolium</i>	<i>Trientalis borealis</i>
<i>Equisetum sylvaticum</i>	<i>Vaccinium angustifolium</i>
<i>Galium triflorum</i>	<i>Viburnum edule</i>
<i>Goodyera repens</i>	<i>Viola incognita</i>
<i>Goodyera tessellata</i>	<i>Viola renifolia</i>
<i>Hepathique</i> spp.	<i>Viola selkirkii</i>

8.2 ANNEXE B Caractéristiques édaphiques des sites d'échantillonnage.

	feu 1964	b85 1944	b98 1944	b115 1916	b115 1916	b224 1870
pH LFH		5.10	4.30	5.50	5.10	4.80
LFH (cm)	1.00	4.80	4.50	5.60	5.50	6.00
Ae (cm)	6.50	4.00	20.50	6.00	5.00	9.50
Bt (cm)	36.00	26.50	25.00	10.00	17.50	16.50
BC (cm)	59.00	18.50	18.50	57.00	44.50	53.00
P04 Ae	17.52	25.00	23.00	134.60	55.20	124.80
P04 Bt	25.60	42.60	131.60	76.60	55.20	199.60
P04 BC	8.94	172.80	52.80	2.28	239.20	194.80
P04 C	34.40	2.50	118.80		117.00	142.80
N03 Ae	4.95	15.00	17.50	13.00	11.50	17.50
N03 Bt	3.30	13.00	11.00	9.00	12.00	12.50
N03 BC	4.50	12.50	8.50	14.50	15.50	9.50
N03 C	21.90	12.00	12.00	14.50	14.50	14.50
Ca Ae	608.30	169.50	48.90	221.10	128.70	83.70
Ca Bt	502.30	257.70	41.10	237.30	197.70	113.10
Ca BC	600.70	419.40	132.90	848.70	455.40	222.30
Ca C	646.10	780.30	138.90	788.40	273.90	189.90
Mg Ae	123.40	42.17	8.17	38.90	32.58	14.25
Mg Bt	125.60	79.61	12.30	54.58	70.96	26.03
Mg BC	70.90	117.74	54.81	66.90	141.14	127.75
Mg c	70.10	67.91	68.46	56.37	79.85	87.18
K Ae	30.30	56.63	27.38	51.00	54.38	32.13
K Bt	33.60	63.00	25.38	58.13	58.88	40.50
K BC	36.70	56.25	32.50	56.25	60.75	54.00
K C	33.10	55.50	40.88	51.00	48.75	43.50

ANNEXE B Suite

b72 1847 b266 1823 b266 1823 b128 1816 b300 1760 b300 1760 P2

pH LFH	4.90	4.20	4.40	5.30	4.70	4.60
LFH (cm)	5.00	6.00	3.50	3.50	8.00	6.50
Ae (cm)	7.50	9.00	14.00	12.00	12.00	6.00
Bt (cm)	7.00	21.50	14.00	18.00	19.00	20.00
BC (cm)	47.50	30.00	44.50	31.00	42.50	32.50
P04 Ae	107.20	88.40	92.60	134.20	34.40	45.00
P04 Bt	88.80	135.80	143.20	110.20	26.20	107.60
P04 BC	170.20	171.00	107.80	156.00	183.60	4.62
P04 C	3.38	5.22	145.20	156.20	223.20	14.48
NO3 Ae	12.50	11.50	7.50	14.00	64.00	15.50
NO3 Bt	13.00	8.00	11.50	42.50	17.00	9.50
NO3 BC	13.00	10.00	13.50	42.50	8.50	11.00
NO3 C	49.50	13.50	12.00	12.50	15.00	14.00
Ca Ae	206.10	150.30	53.10	125.10	185.70	263.70
Ca Bt	253.50	198.90	99.90	183.30	216.90	195.90
Ca BC	824.40	212.70	164.70	206.70	428.40	814.50
Ca C	777.60	669.60	144.90	198.30	494.10	704.70
Mg Ae	43.34	42.56	8.24	31.49	42.33	47.01
Mg Bt	63.39	69.16	40.22	64.40	51.92	52.47
Mg BC	84.45	75.40	83.12	89.36	129.18	64.09
Mg c	44.12	84.06	72.67	87.57	120.47	67.06
K Ae	42.38	45.00	28.00	54.00	40.25	60.00
K Bt	53.63	42.38	26.25	54.38	49.13	47.25
K BC	59.25	40.13	30.13	52.13	58.13	61.13
K C	54.00	42.00	27.13	45.38	55.50	57.38

8.3 ANNEXE C Liste des facteurs abiotiques pour l'ensemble des quadrats.

STATION	LFH (cm)	age	pente %	orient. degre	ouvert. %	topo	hauteur arbres
q2 1944	4.8	46	5.00	112	13.00	3	25.1
q3 1944	5.3	46	4.00	98	15.00	3	26.0
q4 1944	5.8	46	11.00	143	17.00	3	22.9
q6 1944	5.7	46	12.00	267	16.00	3	14.1
q7 1944	5.2	46	3.00	168	16.00	4	12.4
q8 1944	5.0	46	12.00	274	21.00	3	11.9
q9 1944	5.9	46	10.00	265	15.00	3	13.8
q20 1944	5.4	46	15.00	168	11.00	3	17.5
q21 1944	4.7	46	14.00	104	23.00	4	20.0
q22 1944	5.1	46	4.00	101	22.00	4	20.2
q10 1916	6.0	74	2.00	91	13.00	4	20.6
q11 1916	7.6	74	5.00	14	15.00	3	18.2
q12 1916	6.8	74	4.00	84	19.00	4	21.9
q13 1916	6.6	74	12.00	56	13.00	3	23.0
q14 1916	6.6	74	3.00	119	19.00	4	19.2
q15 1916	6.9	74	6.00	78	18.00	3	25.9
q16 1916	6.2	74	6.00	98	19.00	3	21.6
q17 1916	5.9	74	12.00	63	18.00	3	23.4
q18 1916	7.3	74	12.00	86	19.00	3	26.1
q19 1916	6.5	74	10.00	103	24.00	3	21.3
q23 1847	7.7	143	9.00	266	14.00	2	16.6
q24 1847	6.3	143	6.00	117	27.00	2	22.5
q25 1847	6.5	143	14.00	191	12.00	2	21.8
q26 1847	6.7	143	24.00	88	14.00	2	22.0
q27 1847	5.4	143	8.00	261	27.00	2	23.5
q28 1847	5.4	143	7.00	163	14.00	4	18.0
q55 1847	4.6	143	6.00	243	16.00	4	17.1
q56 1847	4.9	143	7.00	208	17.00	4	17.7
q57 1847	4.9	143	6.00	159	29.00	4	19.5
q76 1847	4.3	143	17.00	256	8.00	2	21.8
q29 1870	7.1	120	10.00	162	17.00	4	21.1
q30 1870	7.3	120	18.00	121	20.00	3	18.2
q31 1870	6.0	120	9.00	185	21.00	4	19.0
q32 1870	6.6	120	2.00	98	12.00	5	18.7
q33 1870	5.5	120	1.00	165	16.00	5	18.7
q34 1870	5.3	120	2.00	163	16.00	5	18.2
q35 1870	6.9	120	5.00	155	17.00	5	22.7
q36 1870	5.7	120	7.00	180	19.00	4	20.9
q37 1870	6.9	120	5.00	197	27.00	4	21.9
q38 1870	6.8	120	15.00	152	19.00	4	20.5

ANNEXE C Suite

STATION	LFH (cm)	age	pente %	orient. degre	ouvert. %	topo	hauteur arbres
q39 1760	5.8	230	5.00	274	18.00	5	19.3
q40 1760	5.6	230	3.50	257	23.00	5	19.5
q41 1760	6.3	230	2.00	244	12.00	5	17.5
q42 1760	8.0	230	14.00	262	9.00	4	16.5
q43 1760	4.6	230	8.00	241	15.00	2	20.3
q44 1760	5.7	230	10.00	241	21.00	2	16.9
q45 1760	6.5	230	20.00	253	15.00	4	17.1
q46 1760	6.6	230	1.00	202	14.00	5	15.1
q47 1760	5.9	230	18.00	212	11.00	2	14.9
q48 1760	5.9	230	3.00	239	14.00	2	21.1
q49 1823	5.1	167	0.00		28.00	5	16.2
q50 1823	5.4	167	5.50	6	20.00	2	17.9
q51 1823	4.7	167	13.00	50	15.00	3	16.6
q52 1823	5.6	167	19.00	350	13.00	3	17.8
q53 1823	4.8	167	3.00	27	15.00	5	25.3
q54 1823	4.4	167	23.00	355	22.00	4	18.2
q58 1823	5.5	167	1.00	14	28.00	5	23.4
q59 1823	5.8	167	1.00	131	19.00	5	21.7
q60 1823	5.6	167	2.00	129	12.00	5	20.1
q61 1823	7.2	167	5.00	176	11.00	5	20.3
q66 1816	3.9	174	10.00	193	18.00	2	21.7
q67 1816	3.8	174	10.00	172	15.00	2	22.5
q68 1816	3.9	174	2.00	184	18.00	2	19.0
q69 1816	3.8	174	9.00	215	14.00	2	19.9
q70 1816	4.1	174	11.00	277	14.00	2	21.4
q71 1816	4.2	174	27.00	194	18.00	3	20.4
q72 1816	3.9	174	15.00	169	11.00	3	21.3
q73 1816	3.6	174	19.00	220	13.00	3	21.8
q74 1816	3.6	174	19.00	228	12.00	3	21.6
q75 1816	3.5	174	6.00	98	11.00	2	21.4
077 1964	2.0	26	5.00	223	21.00	3	14.2
078 1964	1.8	26	7.00	198	21.00	4	16.2
079 1964	1.4	26	4.00	176	23.00	4	15.4
080 1964	1.5	26	5.00	160	27.00	4	13.6
081 1964	1.9	26	5.00	165	24.00	4	14.8
082 1964	1.7	26	4.50	182	21.00	4	15.2
083 1964	1.4	26	8.00	165	19.00	3	14.2
084 1964	1.7	26	5.00	134	30.00	4	13.8
085 1964	2.3	26	11.00	198	21.00	3	16.2
086 1964	1.8	26	9.00	183	27.00	3	13.4