

1. INTRODUCTION GENERALE

1.1 LES MODELES DE SUCCESSION

La composition de la végétation et la distribution des espèces varient selon plusieurs échelles spatiales et temporelles. A une échelle géologique, la variation des conditions climatiques et la dérive des continents ont entraîné une multitude de changements dans la composition de la végétation. La distribution actuelle des espèces résulte en majeure partie de la dernière glaciation. On a pu déterminer, en Amérique du Nord, en Europe et en Asie, qu'il y avait eu une recolonisation vers le nord suivant la retraite progressive des glaciers. Il est même probable que la distribution de quelques espèces ne soit pas encore stabilisée, en réponse à un récent changement climatique (Petit Age Glaciaire) (Davis, 1981; Shuggart, 1984). A une échelle plus réduite, tant au niveau spatial que temporel, on observe aussi un changement dynamique dans la composition végétale. L'initiation de ce processus de transformation se caractérise, soit par la colonisation d'un nouveau site, ou tout simplement par la recolonisation d'un site suivant une perturbation. Ce phénomène de succession se définit comme un changement directionnel dans le temps, de la composition en espèces

et de la physionomie végétale d'un site particulier, où le climat demeure constant (Finegan, 1984).

Le développement de la théorie de la succession remonte au début du vingtième siècle. Clements (1916) fût l'un des premiers à élaborer les bases d'une théorie successioneuse qui, encore aujourd'hui malgré son âge, retient toujours l'attention.

Selon Clements (1916), suite à une perturbation, il y a invasion par vague d'un groupe d'espèces, qui pendant un certain temps domine l'habitat, tout en le modifiant profondément. Ces changements autogéniques se font au détriment des espèces dominantes, mais favorisent l'invasion et l'établissement du prochain groupe d'espèces (Weaver et Clements, 1938; Egler, 1954; Clements, 1963; Noble et Slatyer, 1980). Le climax est atteint quand l'occupation et la réaction de une ou des l'espèce(s) dominante(s) prévient l'invasion d'autres espèces. La succession selon Clements (1916) est directionnelle et prévisible, dans la mesure où elle converge vers un climax unique et stable (Whittaker, 1974). De plus, le climax est permanent, car seule la communauté climacique est en équilibre avec les conditions environnementales qui règnent (Noble et Slatyer, 1980). Ainsi, on suppose que pour une même

région géographique, on observe un seul et même climax (théorie du mono-climax), dont les caractéristiques sont uniquement déterminées par le climat (Whittaker, 1974). Les communautés qui ne correspondent pas au mono-climax, constituent des subclimax, préclimax, postclimax ou disclimax (Whittaker, 1974).

Toute communauté climacique est capable de se reproduire elle-même en répétant avec fidélité les stages de son développement. On se rend compte que la prémisse implicite à la théorie de Clements repose sur le fait qu'il considère la communauté comme un super-organisme et la succession comme une forme d'ontogénèse (Drury et Nisbet, 1973; Noble et Slatyer, 1980).

Gleason (1927) développa par la suite une nouvelle approche de la communauté végétale. Contrairement aux affirmations de Clements, Gleason considère la communauté comme un assemblage aléatoire de populations, ayant chacune un comportement propre. Le fondement de cette approche est supporté par l'évidence qu'il y a quelques alternatives de cheminement successional pour un même type de végétation (Finegan, 1984).

Ces propos furent partagés par Egler (1954), qui proposa un nouveau concept pour expliquer la succession. Ce concept, la composition floristique initiale, soutend

que suite à une perturbation toutes les espèces s'établissent immédiatement, ou très peu de temps après l'initiation de la succession (Egler, 1954; Finegan, 1984). Egler affirme que dans plusieurs situations, la composition floristique initiale détermine les changements futurs de dominance. Les changements de dominance sont associés aux stratégies vitales des espèces (Noble et Slatyer, 1980).

Contrairement à ce que pensait Clements, Egler conclut que le cheminement de la succession, du moins pour les premiers stages, est déterminé par la chance et la différence de longévité des plantes. Le cheminement successional n'est ni fixe ni prévisible (Barbour et al., 1980).

Au cours des trente dernières années, plusieurs modèles ont été élaborés pour tenter d'expliquer la succession, ou bien pour élucider certains mécanismes impliqués dans le cheminement successional. De ces modèles, on s'attardera surtout sur ceux de Connell et Slatyer (1977).

Ces chercheurs ont développé trois modèles pour expliquer, selon eux, tous les types de successions. Ces modèles sont: la facilitation, la tolérance et l'inhibition.

Le modèle de la facilitation, reprend essentiellement la théorie de Clements (Noble et Slatyer, 1980; Horn, 1981). Les changements autogéniques causés par la présence d'une espèce ou d'un groupe d'espèces, modifient l'environnement pour le rendre viable au prochain groupe d'espèces et ainsi faciliter le changement successional (Connell et Slatyer, 1977; Noble et Slatyer, 1980; Finegan, 1984). La succession est interprétée comme un procédé de développement d'un écosystème vers un maximum de stabilité et un maximum d'efficacité dans l'utilisation des ressources (Finegan, 1984).

Les modèles de tolérance et d'inhibition sont par contre des sous-divisions du concept de la composition floristique initiale. Ce qui distingue les deux modèles résulte des changements autogéniques qui peuvent être neutres ou inhibiteurs (Finegan, 1984). La théorie met l'emphase sur la disponibilité des ressources, qui peut diminuer au cours de la succession à cause d'une augmentation de densité des individus. Les espèces pionnières sont considérées comme opportunistes, exploitant un environnement sans compétition, tandis que les arbres de forêt sont efficaces et conservateurs dans leur utilisation des ressources (Connell et Slatyer, 1977; Finegan, 1984).

Le modèle de la tolérance décrit la situation selon laquelle les espèces de fin de succession vont s'établir avec succès, peu importe que les pionnières les aient précédées. Elles peuvent s'établir et croître à maturité avec la présence d'autres espèces, car elles peuvent croître à un niveau moins élevé de ressources (Connell et Slatyer, 1977; Noble et Slatyer, 1980). Bien que cette tolérance peut être en partie dû à des facteurs affectant la disponibilité en eau et en éléments minéraux du sol, la tolérance est devenue synonyme, pour la théorie successionnelle, à la capacité de survivre ou de croître à l'ombre (Finegan, 1984).

Le modèle de l'inhibition décrit la situation où les espèces pionnières et de fin de succession ne peuvent croître en présence de la communauté établie (Connell et Slatyer, 1977; Noble et Slatyer, 1980). Tant qu'il n'y aura pas de perturbations de la communauté, les espèces pionnières et de fin de succession ne pourront croître ou envahir le milieu (Connell et Slatyer, 1977). Certains types de végétation, principalement des peuplements monospécifiques d'arbustes à propagation végétative empêchent l'établissement des espèces du climax (Finegan, 1984).

1.2 PERTURBATIONS ET SUCCESSION EN FORET BOREALE

La forêt boréale constitue un écosystème dont les processus sont dominés par les perturbations, principalement le feu (Rowe, 1961). Le feu représente un élément essentiel de l'écosystème boréal qui contribue à conserver la diversité au niveau du paysage par le maintien d'un assemblage de plusieurs communautés successionales de différents âges (Rowe et Scotter, 1973; White, 1979; Heinselman, 1981). Le feu peut être caractérisé par son intensité, sa fréquence et son étendue, des facteurs contrôlés à la fois par le macroclimat, la topographie des sites et la mosaïque végétale (Knight, 1987; Bergeron, 1991). Ainsi, le cycle des feux peut varier sensiblement d'une région à l'autre et même à l'intérieur d'une région. Par exemple, dans des forêts du sud-est du Labrador, où les précipitations sont abondantes, le cycle des feux est d'environ 500 ans (Foster et King, 1986), en comparaison avec le nord-ouest du Québec à climat plus sec, où il est d'environ 100 ans (Bergeron, 1991).

Les types de succession décrits pour la forêt boréale s'apparentent surtout au modèle de la composition floristique initiale de Egler (1954) et à celui de la tolérance de Connell et Slatyer (1977)

(Bergeron et Dubuc, 1989; Sirois et Payette, 1989; Morneau et Payette, 1989; Taylor et al., 1987; Foster, 1985; Viereck, 1983; Dix et Swan, 1971). La majorité des espèces de la forêt boréale peuvent survivre au feu et ainsi recoloniser rapidement après l'initiation de la succession (Rowe, 1983; Flinn et Pringle, 1983; Carleton et Maycock, 1980; Alghren, 1960). D'autre part, certaines espèces peuvent recoloniser après feu grâce à la survie de propagules enfouies (Rowe, 1983; Archibold, 1979) ou réenvahir rapidement par dispersion de leurs graines en provenance d'autres sites.

L'étude de la succession après feu de la strate arborescente dans la région de l'Abitibi a permis de décrire les types de succession selon les différents dépôts de surface (Bergeron et Dubuc, 1989). Ainsi, la succession caractéristique en milieu mésique et sur dépôt argileux met en évidence une succession directionnelle avec remplacement d'espèces qui se dirige vers une forêt dominée par Abies balsamea et Thuja occidentalis (Bergeron et Dubuc, 1989). Une autre étude, sur l'historique des feux de forêt dans la même région, a permis de déterminer les dates et la localisation des différents feux ayant eu lieu sur une période d'environ 300 ans (Bergeron et Gagnon, 1987; Bergeron, 1991). Enfin, une étude préliminaire de Marise Rochefort, dans

le cadre d'un projet d'initiation à la recherche, a permis de choisir les sites avec plus de précisions (au niveau de la grandeur des quadrats et de la localisation de ceux-ci) et d'identifier certains paramètres important à mesurer. Ses outils nécessaires pour entreprendre une étude sur la succession après feu des espèces des strates arbustive, herbacée et muscinale sont donc disponibles. Nous pourrons ainsi décrire les changements observés dans la composition et l'abondance des strates de sous-bois dans une succession après feu sur dépôt argileux de même que d'identifier les principaux facteurs écologiques responsables de ces changements.

1.3 SUCCESSION APRES FEU CHEZ LES PLANTES DE SOUS-BOIS EN FORET BOREALE.

La tendance actuelle, pour les études de la végétation forestière est d'intégrer le régime des perturbations comme élément structurant majeur de la mosaïque végétale (Pickett et White, 1985). La nature des perturbations (type, fréquence, intensité et superficie) est un élément essentiel qui aura des implications directes sur la structure des populations et sur le cours de la succession (Harnett et Richardson, 1989). La forêt boréale constitue un exemple d'un écosystème dont les processus écologiques sont dominés

par les perturbations (Rowe, 1961). Le feu, principal agent perturbateur, couvre généralement de grandes superficies et est de forte intensité (Rowe, 1983; Van Wagner, 1983). Les cycles des feux décrits pour certaines régions de la forêt boréale démontrent des variations très importantes (Wein et MacLean, 1983). La fréquence des feux peut varier de 100 ans dans le nord-ouest du Québec (Bergeron, 1991) à 500 ans dans le sud-est du Labrador (Foster et King, 1986). Ces variations de fréquence des feux sont attribuables régionalement au macroclimat (Rowe, 1983), tandis que localement elles peuvent dépendre de la topographie des sites et de la mosaïque végétale (Heinselman, 1981; Knight, 1987; Bergeron, 1991).

Les espèces des strates de sous-bois de la forêt boréale possèdent différentes stratégies pour recoloniser un site après feu. La plus importante de ces stratégies, pour un grand nombre d'espèces, est sans doute la résistance au feu par la survie de parties végétatives ou de propagules enfouis (Rowe, 1983; Flinn et Pringle, 1983; Carleton et Maycock, 1980; Archibold, 1979; Alghren, 1960). Certains ont démontré qu'il y avait peu de changements dans la composition des strates de sous-bois après la fermeture du couvert forestier (Shafi et Yarranton, 1973a, 1973b). Par contre, d'autres études,

dans le nord de la forêt boréale où Picea mariana est l'espèce dominante de la strate arborescente, ont démontré des processus successionnels seulement chez les mousses et les lichens après la fermeture du couvert forestier (Morneau et Payette, 1989; Taylor et al., 1987; Foster, 1985; Clayden et Bouchard, 1983; Viereck, 1983; Black et Bliss, 1978; Dix et Swan, 1971). Dans le sud de la forêt boréale, le cycle des feux plus long permet une succession directionnelle et l'établissement de vieilles communautés successionnelles, dominées par Abies balsamea et Thuja occidentalis (Bergeron et Dubuc, 1989). Ce développement vers un stade successional stable devrait avoir des implications directes sur les strates de sous-bois, où l'on devrait observer des changements plus prononcés dans la composition et l'abondance des espèces arbustives et herbacées.

La fermeture et le changement dans la composition du couvert forestier entraînent des changements des conditions abiotiques des sites. Le taux de décomposition de la litière et le recyclage des éléments minéraux varient en fonction du type de couvert forestier. En forêt boréale, pour un site dominé par des feuillus, les temps de résidence des éléments minéraux, de même que le temps de décomposition de la litière seront environ 10 fois inférieurs à ceux d'une

forêt dominée par des conifères (Kozlowski et al., 1991). La quantité d'éléments minéraux retournée au sol par la litière et par la chute des feuilles est plus importante pour une forêt dominée par les feuillus que par les conifères (Kozlowski et al., 1991). Avec la fermeture du couvert forestier, les espèces de sous-bois doivent être adaptées à de faibles intensités lumineuses et à différentes qualités spectrales, elles seront cependant moins soumises à des stress hydriques et pourront bénéficier d'un apport plus important d'éléments nutritifs (Anderson et al., 1969).

Puisqu'il est rarement possible de suivre la succession sur une longue période de temps, les changements doivent plutôt être déduits à partir d'un continuum de communautés successionales sur des sites semblables. Des analyses d'ordination nous permettront d'identifier les principaux facteurs écologiques associés à la succession.

Les principaux objectifs de cette étude sont de (1) décrire le cheminement successional des strates arbustive, herbacée et muscinale après feu en utilisant des communautés de différents âges situées sur un même type de dépôt de surface, et (2) d'identifier les facteurs écologiques associés à la succession et

d'évaluer leur effet sur les changements observés dans la composition végétale.

2. AIRE D'ETUDE

La majorité du territoire à l'étude est concentré sur les berges du lac Duparquet, dans la région de l'Abitibi, au nord-ouest du Québec (figure 1). Un seul site d'échantillonnage se situe à quelques kilomètres au nord-ouest du lac. Le lac Duparquet, couvrant une superficie de 50km², fait partie d'un vaste bassin versant qui se draine vers le nord, à travers le lac Abitibi, jusqu'à la Baie James.

Des dépôts lacustres, qui datent de l'extension maximale, après la glaciation, au Post-Wisconsin des lacs post-glaciaux Barlow et Ojibway, caractérisent cette vaste région physiographique, aussi connue sous le nom de ceinture d'argile du Québec et de l'Ontario (Vincent et Hardy, 1977). La station météorologique la plus près est située à LaSarre, 35km au nord du lac Duparquet. La température annuelle moyenne est de 0,6°C et les précipitations moyennes annuelles sont de 822,7mm. La période annuelle moyenne sans gel (température de l'air au dessus de 0°C à 1,5m au-dessus du sol) est de 64 jours. Cependant, des températures sous le point de congélation peuvent survenir à toute période de l'année (Anonyme, 1982).

Le lac Duparquet est situé à la limite sud de la

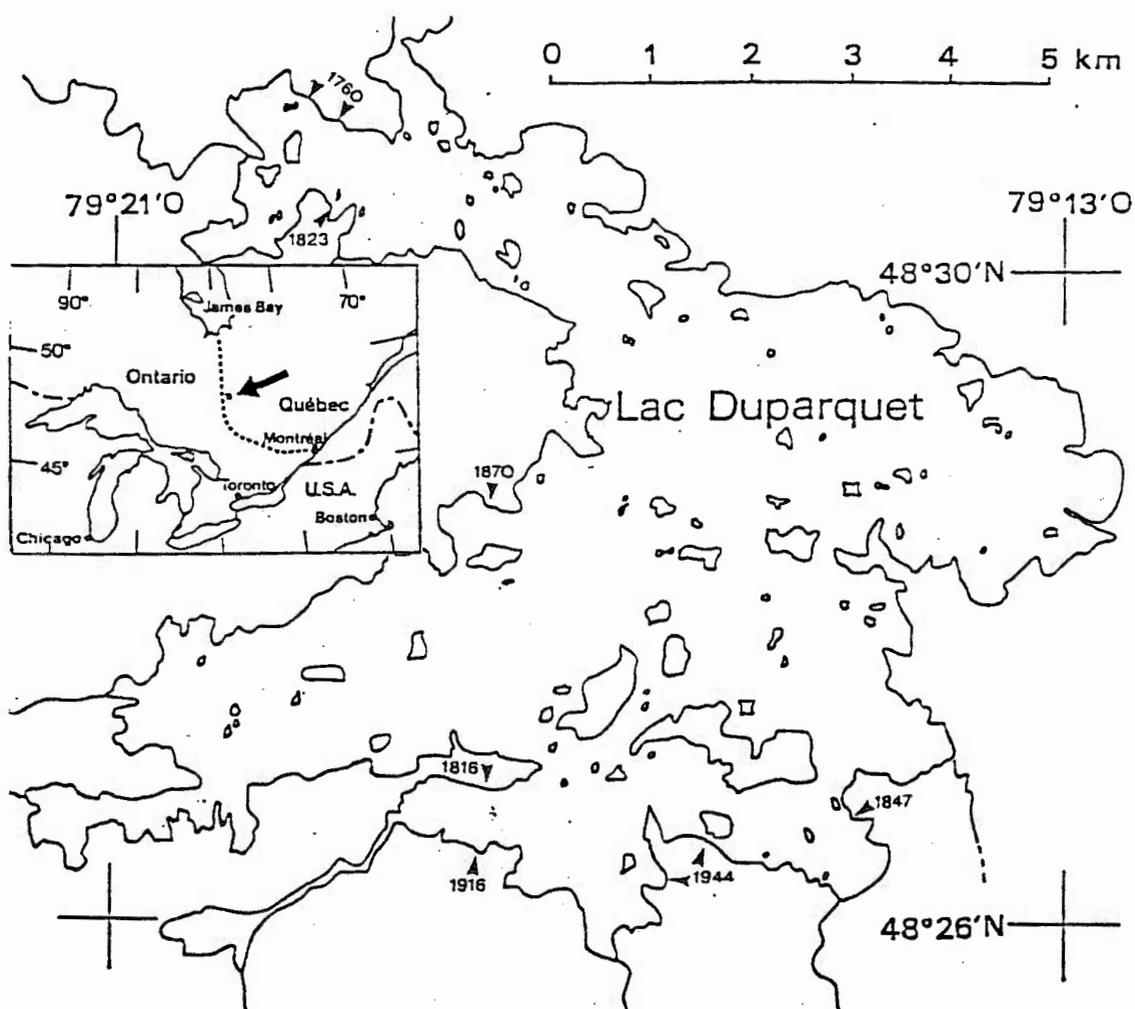


Figure 1 Localisation des sites d'échantillonnage sur les berges du lac Duparquet.

forêt boréale, où une association de Abies balsamea, Picea mariana et Betula papyrifera domine avec Picea glauca et Populus tremuloides (Rowe, 1972). La végétation qui entoure le lac est composée d'Abies balsamea et Betula papyrifera en association avec Picea glauca sur les sites mésiques. Picea mariana, Thuja occidentalis et Larix laricina dominant les sites hydriques et les tourbières. Fraxinus nigra et Ulmus americana se retrouvent sur les plaines inondables. Picea mariana et Pinus strobus se retrouvent généralement sur les sites xériques (Bergeron et Bouchard, 1984).

Les feux de forêt ont engendré plusieurs communautés successionnelles dominées par Populus tremuloides et Betula papyrifera sur les sites mésiques, par Populus balsamifera sur les sites hydriques et Pinus banksiana sur les sites xériques (Bergeron et Bouchard, 1984).

3. METHODES

3.1 ECHANTILLONNAGE

Le choix des sites d'échantillonnage a été orienté en fonction d'une étude sur l'historique des feux de forêt sur les berges du lac Duparquet (Bergeron et Gagnon, 1987; Bergeron, 1991). Parmi les feux les plus importants, sept ont été retenus pour la chronoséquence, soit ceux de 1944, 1916, 1870, 1847, 1823, 1816, 1760 (figure 1.1). Un dernier site, à proximité des autres, a été choisi en consultant le registre des feux de forêt du Ministère des Forêts. Ce feu récent, qui date de 1964, se situe à quelques kilomètres au nord-ouest du lac Duparquet. Tous les sites sont situés sur des emplacements à régime hydrique mésique, sur dépôt argileux. Leur type écologique selon Bergeron et al. (1983) est la sapinière à bouleau blanc et épinette blanche (A3), qui se caractérise par un luvisol gris orthique. Les sites représentent les différents stades d'une succession arborescente qui se dirige vers une forêt dominée par Abies balsamea et Thuja occidentalis (Bergeron et Dubuc, 1989).

Pour chacun des sites, 10 quadrats de 10m par 10m (80 au total) ont été établis. Le pourcentage de

recouvrement des arbustes, des herbacées et des bryophytes terricoles a été estimé par classe de recouvrement (1:0-1%, 2:1-5%, 3:5-25%, 4:25-50%, 5:50-75%, 6:75-100% et 7:100%) pour 20 micro-quadrats de 1m^2 à l'intérieur des quadrats de 100m^2 . Ces micro-quadrats étaient distribués aléatoirement par groupes de 5 à l'intérieur de 4 divisions ($5\text{m} \times 5\text{m}$) du quadrat principal (figure 2). Une valeur minimale de recouvrement était donnée aux espèces présentes à l'extérieur des micro-quadrats, mais à l'intérieur du quadrat. Le dénombrement des semis d'arbres a aussi été fait pour chacun des micro-quadrats, de même qu'une mesure de l'épaisseur des horizons organiques (LFH). Les arbres et les gaulis ont été répertoriés par classe de diamètre à hauteur de poitrine (DHP) dans chacun des quadrats. Le pourcentage de pente, l'orientation, l'ouverture (estimation visuelle du pourcentage d'ouverture pour 5 points du quadrat de 100m^2), la situation topographique (1:sommet vif; 2:haut de versant; 3:mi-versant; 4:bas de versant; 5:terrain plat; 6:dépression) et la hauteur maximale du couvert forestier ont été aussi mesurés dans tous les quadrats. Un profil de sol a été creusé sur chacun des sites, et des analyses du pH et des concentrations de NO_3 , PO_4 , Ca, K, Mg ont été effectuées pour tous les horizons selon la méthode d'injection par flux avec l'appareil Tecator

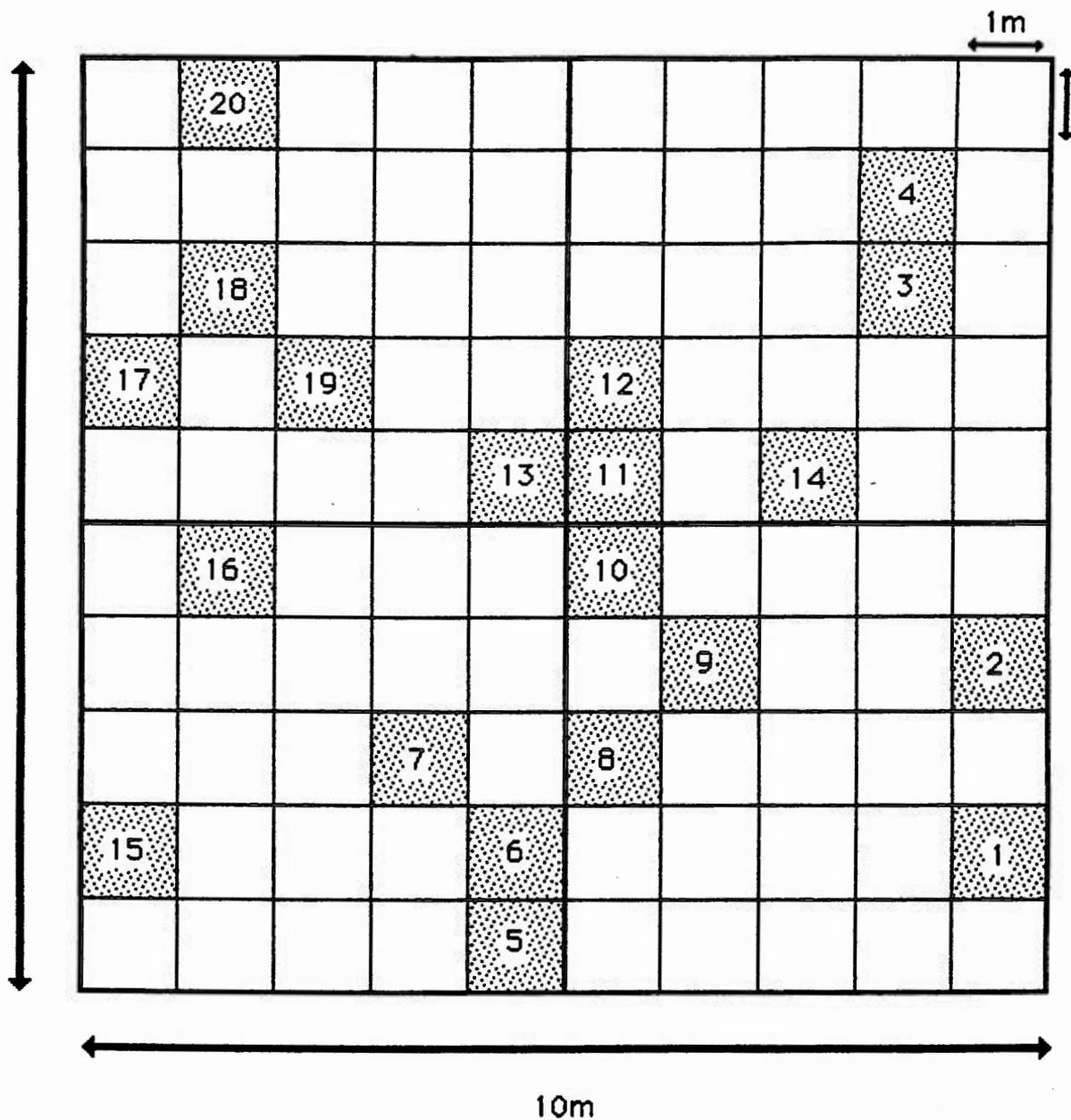


Figure 2 Schéma du plan d'échantillonnage d'un quadrat de 10mX10m.

FIAstar. La nomenclature des plantes vasculaires est celle de Marie-Victorin (1964). La nomenclature des bryophytes est celle de Crum et Anderson (1981).

3.2 ANALYSE DES DONNEES

Des analyses d'ordination (logiciel DECORANA, Hill, 1979) ont été effectuées avec les données de végétation des strates arbustive, herbacée et muscinale. L'analyse des correspondances détendancées (ACD; Hill et Gauch, 1980) a été préférée à l'analyse des correspondances (RA), car elle réduit l'effet d'arche qui était relativement prononcé pour cet ensemble de données. Une première analyse a été faite avec la moyenne de recouvrement (de 20 micro-quadrats) des espèces dans chacun des 80 quadrats. Une autre analyse d'ordination a été effectuée à partir des moyennes de recouvrement pour chacun des sites (10 quadrats par site).

Au niveau de la strate arborescente, une valeur d'importance a été calculée pour chacune des espèces, tenant compte à la fois de la densité relative et de la surface terrière relative. On a aussi calculé des indices de richesse (nombre total d'espèces), de diversité ($H = -\sum p_i \ln p_i$) et d'équitabilité (H / \ln richesse) (Krebs, 1978) pour l'ensemble des espèces arbustives et herbacées dans chacun des quadrats, et pour

l'ensemble des quadrats d'une même date de feu. Ces valeurs, de même que l'ensemble des facteurs écologiques, ont par la suite été corrélés (corrélations de rang de Spearman) avec les deux premiers axes de l'ordination de l'ensemble des quadrats.

4. RESULTATS

4.1 ORDINATION DE LA VEGETATION: LA VARIABILITE

Une première ordination a été réalisée avec l'ensemble des 80 quadrats. Un quadrat appartenant au feu de 1847 a été éliminé car il n'était pas représentatif de l'ensemble, et contribuait à comprimer de façon importante la variabilité sur l'axe 2 de l'ordination. L'ordination a donc été reprise avec les autres 79 quadrats. Seuls les deux premiers axes de l'ordination seront analysés puisqu'ils contiennent le maximum d'information (valeurs propres de 0.63 pour l'axe 1 et 0.31 pour l'axe 2).

La représentation graphique de l'ensemble des quadrats sur les deux premiers axes de l'ordination met en évidence un gradient temporel (figure 3). A l'exception des quadrats du site de 26 ans, qui semble se distinguer comme un groupe relativement indépendant, la majorité des autres quadrats ne forment pas de groupements distincts en fonction de leur âge successional. Néanmoins, les quadrats qui appartiennent aux sites les plus jeunes sont retrouvés majoritairement à la gauche de l'axe 1. Les quadrats du site du feu de 230 ans sont regroupés à la droite de l'axe 1. Pour ce

qui est des stations qui appartiennent aux sites d'âges intermédiaires, on les retrouve soit majoritairement à la gauche de l'axe 1 pour ceux de 167 et 174 ans, ou soit au centre et à la droite pour ceux de 120 et 143 ans. On remarque une forte variabilité, s'exprimant sur l'axe 2, pour les quadrats appartenant à une même date de feu. Cette variabilité semble cependant diminuer à mesure que l'on progresse vers la droite de l'axe 1, vers les sites relativement plus vieux (figure 3).

L'axe 1 est fortement corrélé avec l'épaisseur des horizons organiques et à l'âge des sites (tableau 1). La surface terrière totale des arbres est corrélée avec l'axe 1, mais on observe des corrélations beaucoup plus fortes entre la surface terrière des feuillus (corrélation négative) et des conifères (corrélation positive) et l'axe 1. Les deux espèces d'arbres dont la valeur d'importance est la plus fortement corrélées avec l'axe 1 sont Populus tremuloides (corrélation négative) et Abies balsamea (corrélation positive). Les indices de richesse, de diversité et d'équitabilité sont tous corrélés négativement avec l'axe 1 (tableau 1).

L'axe 2 est faiblement corrélé avec l'âge des sites. On note aussi que le pourcentage de pente et la situation topographique sont corrélés significativement avec l'axe

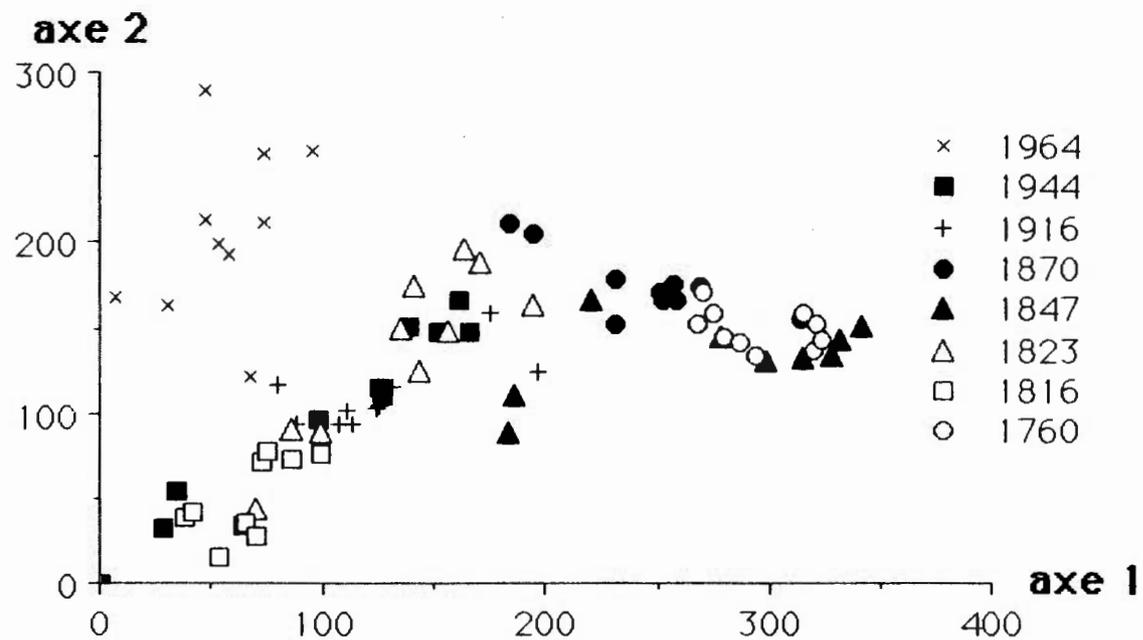


Figure 3 Ordination (ACD) de la végétation de sous-bois de 79 quadrats provenant de 8 sites d'âges différents après feu.

Tableau 1 Coefficients de corrélation de Spearman entre les deux premiers axes de l'ordination des 79 quadrats et les facteurs écologiques, les caractéristiques des communautés et l'abondance des espèces d'arbres.

	AXE 1	AXE 2
Epaisseur des horizons organiques	0,60 ***	0,03
Age des sites	0,43 ***	-0,28 *
Pente	-0,02	-0,35 **
Ouverture du couvert forestier	-0,25 *	-0,25 *
Situation topographique	0,10	0,52 ***
Surface terrière totale	0,30 **	-0,19
Surface terrière totale (feuillus)	-0,41 ***	-0,01
Surface terrière totale (conifères)	0,59 ***	-0,22
Richesse	-0,39 ***	0,04
Diversité	-0,44 ***	0,11
Equitabilité	-0,29 **	0,11
<u>Populus tremuloides</u>	-0,62 ***	0,15
<u>Abies balsamea</u>	0,63 ***	-0,02
<u>Picea glauca</u>	0,18	-0,36 **
<u>Thuja occidentalis</u>	0,30 **	-0,13

* = $p < 0.05$
 ** = $p < 0.01$
 *** = $p < 0.001$

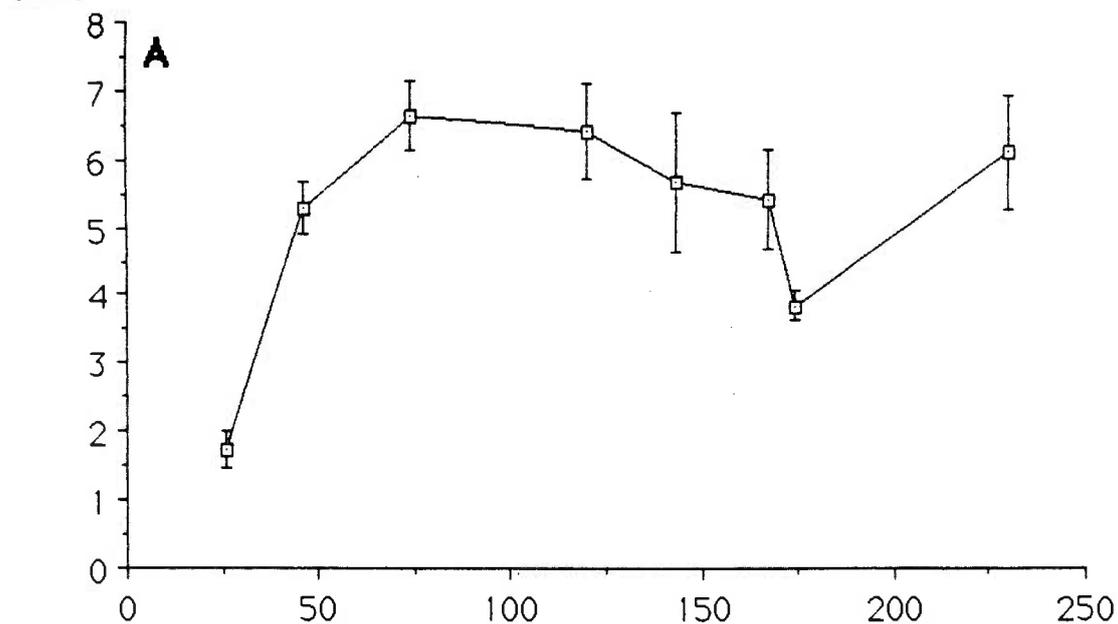
2. L'axe 2 est aussi corrélé significativement avec la valeur d'importance de Picea glauca (tableau 1).

Une analyse plus approfondie des facteurs abiotiques nous révèle que pour certaines dates de feu, la variabilité exprimé sur le graphique d'ordination semble associée à l'ouverture du couvert forestier et à l'épaisseur des horizons organiques. Pour ces deux facteurs, on note un écart-type plus important pour les quadrats des sites de feu de 120, 143 et 167 ans (figure 4). On note aussi une forte variabilité pour la pente et la situation topographique (tableau 2)

Les quadrats du site de feu de 26 ans présentent une forte variabilité sur l'axe 2 de l'ordination. On ne peut cependant associer cette variabilité à des différences dans les conditions abiotiques des sites, car ces dernières semblent relativement homogènes pour l'ensemble des quadrats (figure 4 et tableau 2).

Les quadrats du site de feu de 46 ans ont en réalité été échantillonnés sur deux sites différents. Un de ces sites se situe à proximité d'un cap rocheux et est beaucoup plus élevé que l'autre. L'ordination rend compte de cette situation en positionnant les quadrats échantillonnés près du cap rocheux à l'extrême gauche de l'axe 1 et au bas de l'axe 2 (figure 3).

Horizons organiques
(cm)



% d'ouverture

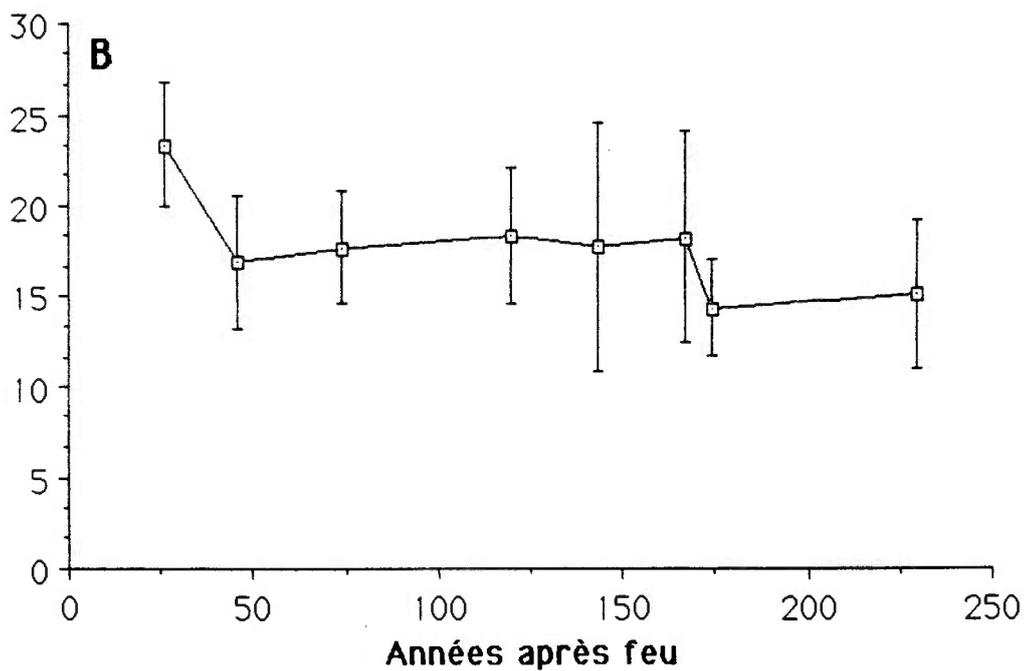


Figure 4 Epaisseur des horizons organiques (A) et pourcentage d'ouverture du couvert forestier (B), en fonction de l'âge des sites après feu.