

Université de Montréal

*Analyse de la distribution spatiale des communautés forestières de la  
Station de Biologie de l'Université de Montréal à l'aide d'un SIG*

Par

Pascale Roussel

Département de géographie

Faculté des Arts et Sciences

Mémoire présenté à la Faculté des études supérieures

En vue de l'obtention du grade de

Maître ès sciences (M.Sc.)

En géographie

Dépôt initial : juillet 2005

Dépôt final : mai 2006

© Pascale Roussel, 2005



G  
59  
UB4  
2006  
V.013



**Direction des bibliothèques**

**AVIS**

L'auteur a autorisé l'Université de Montréal à reproduire et diffuser, en totalité ou en partie, par quelque moyen que ce soit et sur quelque support que ce soit, et exclusivement à des fins non lucratives d'enseignement et de recherche, des copies de ce mémoire ou de cette thèse.

L'auteur et les coauteurs le cas échéant conservent la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent ce document. Ni la thèse ou le mémoire, ni des extraits substantiels de ce document, ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans l'autorisation de l'auteur.

Afin de se conformer à la Loi canadienne sur la protection des renseignements personnels, quelques formulaires secondaires, coordonnées ou signatures intégrées au texte ont pu être enlevés de ce document. Bien que cela ait pu affecter la pagination, il n'y a aucun contenu manquant.

**NOTICE**

The author of this thesis or dissertation has granted a nonexclusive license allowing Université de Montréal to reproduce and publish the document, in part or in whole, and in any format, solely for noncommercial educational and research purposes.

The author and co-authors if applicable retain copyright ownership and moral rights in this document. Neither the whole thesis or dissertation, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms, contact information or signatures may have been removed from the document. While this may affect the document page count, it does not represent any loss of content from the document.

Université de Montréal  
Faculté des études supérieures

Ce mémoire intitulé :  
Analyse de la distribution spatiale des communautés forestières à la Station de Biologie  
de l'Université de Montréal à l'aide d'un SIG

présenté par :  
Pascale Roussel

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Paul Comtois : président du jury (Université de Montréal)  
Danielle Marceau : directrice de recherche (Université de Montréal)  
André Bouchard : co-directeur de recherche (Université de Montréal)  
Jacques Brisson : membre du jury

## *Résumé*

---

Au Québec, à la limite du domaine climacique de l'érablière laurentienne et de l'érablière à bouleau jaune se trouve le territoire de la Station de Biologie de l'Université de Montréal (SBL), située dans la région de St-Hippolyte dans les Basses Laurentides. La SBL a une végétation caractéristique de l'interface entre ces deux domaines climaciques, lui permettant ainsi de faire ressortir le continuum des communautés végétales. Ce territoire est particulier par l'histoire de ses perturbations puisqu'il a connu certaines coupes et des feux de forêt qui ont modifié ses peuplements. Une étude récente à la SBL a permis d'identifier les variables environnementales responsables de la répartition de la végétation ainsi que de mieux comprendre le remplacement des espèces dans le temps à l'aide de vecteurs de succession. Cette étude n'a cependant pas abordé la dimension spatiale qui façonne cet arrangement de communautés forestières. L'objectif spécifique de ce projet est de comprendre les patrons de distribution spatiale actuels des communautés forestières et ce, à l'aide d'un système d'information géographique et au moyen d'une analyse canonique de redondance.

Les principales sources de données provenant de l'étude de Savage (2001) incluent une carte numérique des communautés forestières de la SBL, produite à partir de photos aériennes, et des données de terrain relatives à la topographie, au drainage et à la présence de feu recensées dans 100 quadrats localisés le long de transects à l'aide d'un système de positionnement global (GPS). Dans le but d'analyser les patrons de distribution spatiale, des calculs d'indices de caractérisation du paysage ont été exécutés

sur la carte des communautés forestières à l'aide du logiciel Fragstats 3.1. ©. Ces indices ont permis de connaître le nombre de communautés, leur aire, leur proportion, leur densité, la distance les séparant les unes des autres, leur forme et leur adjacence avec d'autres communautés. De plus, des matrices de contiguïté ont été réalisées à l'aide du logiciel IDL 5.6.© dans le but de connaître la connectivité existante entre les communautés forestières. Une analyse canonique réalisée au moyen du logiciel CANOCO version 4 © a permis de mettre en valeur les indices spatiaux les plus importants et représentatifs ainsi que les facteurs explicatifs responsables de la distribution des communautés, soient les variables environnementales et les variables indicatrices des perturbations. Une analyse à l'aide d'une grille de positionnement réalisée dans SIGIS 2.01© appuie l'analyse canonique et facilite l'interprétation des résultats. Les résultats obtenus suite au découpage territorial illustrent que la SBL est majoritairement recouverte d'espèces de fin de succession. Toutefois, la présence d'espèces pionnières demeure notable en raison des perturbations qui ont affecté le territoire. On note aucune différence en matière de composition d'espèces selon si celles-ci sont pionnières, transitoires ou matures entre le pourtour et le centre de la SBL. Selon les matrices de contiguïté, les peuplements pionniers sont caractérisés par une plus grande proximité avec les peuplements matures et les peuplements matures sont plus contigus entre eux. Les indices spatiaux calculés démontrent que les taches des peuplements matures sont plus morcelées tandis que les communautés pionnières sont plus adjacentes aux autres stades successionnels. Enfin, un gradient de maturité des communautés ressort de l'analyse canonique de redondance permettant ainsi de connaître la relation existante entre les indices spatiaux, les variables environnementales et la maturité des peuplements

forestiers sous-jacente aux variables indicatrices de perturbations. Le paysage de la SBL semble se réorganiser en effaçant les traces des perturbations antérieures.

Mots clés : Distribution spatiale, communautés forestières, forêt feuillue, système d'information géographique, analyse canonique, analyse spatiale, Station de Biologie de l'Université de Montréal (SBL).

## *Abstract*

---

In Quebec, at the limit of two climatic domains: the sugar maple-yellow birch and the Laurentian maple forest, is the deciduous forest from which the Biology Station of the University of Montreal (SBL) is a part of. Specifically, this station is located in St-Hyppolyte in the Laurentians Mountains. The vegetation at the SBL is characterized by the interface between the two domains that highlights the forest fires and the lodging activities that have modified the forest communities. A recent study made at the SBL has identified the environmental variables responsible for the distribution of the vegetation and has provided a better understanding of the replacement process of the vegetation over time with the use of species succession vectors. However, this study did not take into consideration the spatial dimension that shapes the forest communities. The main objective of this project is to understand the spatial pattern formed by the forest communities with the use of a geographical information system (GIS) and a canonical redundancy analysis.

The main data sources issued from Savage (2001) study include a digital map of the forest communities created from aerial photographs, graphs and field data related to the topography, drainage and the presence of forest fires collected for each quadrat along the transects that were located with a global positioning system (GPS). In order to analyze the spatial patterns, different spatial metrics were calculated on the forest community map with Fragstats 3.1.© The metrics selected were the patch area, their proportion, their density, the distance between each other, their shape and their

adjacency. Furthermore, a connectivity matrix was built with IDL 5.6. © to evaluate the connectivity between the forest communities. CANOCO version 4 was used to compute a canonical redundancy analysis to determine the metrics that are more important and representative, and to identify the factors responsible for the distribution of the communities. Finally, a positioning grid overlapping the digital map was created in Sigis 2.01.© in order to support the results derived from the canonical analysis. The results given by the positioning grid shows a majority of mature communities within the SBL. The presence of pioneer species is notable because of disturbances that affected the territory. There is no difference in terms of species composition (pioneer, transition or mature) between the center and the boundary of the territory. According to the connectivity matrix, pioneer communities are characterized by a higher level of proximity to mature communities and the mature communities are more contiguous between them. The spatial metrics show that mature communities are more fragmented and that the pioneer communities are closer to other successional stages. Finally, a gradient of maturity within the communities is brought out by the canonical redundancy analysis thereby allowing to see the relation between spatial metrics, environmental variables and the maturity of communities underlying the disturbance variables. Summarily, the landscape of the SBL seems to be reorganizing itself erasing the footprints of past disturbances.

Key words: Spatial distribution, forest communities, deciduous forest, geographical information system, canonical analysis, spatial analysis, Biology Station of the University of Montreal (SBL).

<b>Table des matières</b>	<b>Pages</b>
Résumé	3
Abstract	6
Table des matières	8
Liste des figures	10
Liste des tableaux	11
Remerciements	12
Avant-propos	13
<b>I. Introduction</b>	<b>14</b>
<b>II. Mise en contexte et revue de littérature</b>	<b>17</b>
1. Le rôle de l'écologie du paysage	17
2. Importance de la dimension spatiale en écologie	20
3. Études sur la distribution spatiale des communautés végétale	23
4. Caractéristiques particulières de la SBL	28
5. Analyses de végétation à la SBL	32
6. Contribution de l'étude	34
<b>III. Méthodologie</b>	<b>36</b>
1. Analyse par découpage territorial	38
2. Analyses de contiguïté	41
3. Analyse de la structure spatiale	42
4. Analyse canonique de redondance	44
<b>IV. Résultats et interprétation</b>	<b>47</b>
1. Analyse par découpage territorial	47
2. Analyse de contiguïté	50
3. Analyse de la structure spatiale	54
- Morcellement	54
- Aire	56

- Voisinage	57
- Forme	59
- Mélange	60
- Synthèse	61
4. Analyse canonique de redondance	62
5. Synthèse des résultats	68
<b>V. Conclusion</b>	<b>72</b>
<b>Références</b>	<b>75</b>
<b>Annexes</b>	<b>79</b>
<b>Annexe I</b> : Analyse de contiguïté (Pourcentage de contiguïté)	80
<b>Annexe II</b> : Indices spatiaux calculés à l'aide de Fragstats 3.1.©	81
<b>Annexe III</b> : Tableau synthèse des indices spatiaux obtenus pour les différentes communautés forestières de la SBL	83

## Liste des figures

---

	<b>Pages</b>
<b>Figure 1.</b> Patrons des vents et de la turbulence dans une ouverture (tirée de <i>Extension note : Biodiversity and Interior Habitats</i> , 1998)	20
<b>Figure 2 :</b> Localisation de la Station de Biologie de l'Université de Montréal	30
<b>Figure 3 :</b> Schéma méthodologique	37
<b>Figure 4.</b> Découpage territorial de la carte des communautés forestières (adaptée de la carte des communautés dressée par Savage et Bouchard, 2001)	39
<b>Figure 5.</b> Distribution spatiale des communautés forestières de la SBL selon leur stade successional	53
<b>Figure 6.</b> Distribution du nombre de taches selon les différentes classes de superficie des trois stades successionnels	57
<b>Figure 7.</b> Distribution de la proportion des taches selon la distance entre les différents stades successionnels et leur voisin de même classe le plus proche	58
<b>Figure 8.</b> Partition de la variance de la matrice-réponse des indices spatiaux entre les matrices explicatives environnementales et témoin des perturbations à partir des analyses de redondance du jeu de données	65
<b>Figure 9 :</b> Diagramme de double-projection de l'analyse canonique de redondance de la matrice-réponse des indices spatiaux et des matrices explicatives environnementales et témoin des perturbations	66
<b>Figure 10.</b> Diagramme synthèse des indices spatiaux selon le stade successional (adapté de Soucy-Gonthier, 2003)	69

## Liste des tableaux

---

	<b>Pages</b>
<b>Tableau 1.</b> Liste des communautés forestières de la Station de Biologie de l'Université de Montréal selon le type forestier et le stade successional (tiré de la carte des communautés forestières, Savage et Bouchard, 2001)	38
<b>Tableau 2.</b> Proportion des zones recouvertes par chacune des communautés	48
<b>Tableau 3.</b> Proportion des diverses communautés au sein des zones découpage	50
<b>Tableau 4 :</b> Pourcentage de contiguïté entre deux communautés forestières (%)	52
<b>Tableau 5.</b> Distribution du nombre de taches selon les différentes classes de superficie des trois stades successionnels	55
<b>Tableau 6 :</b> Mesures de tendance centrale pour l'indice de voisinage des divers stades successionnels	59
<b>Tableau 7.</b> Forme des principaux stades successionnels	60
<b>Tableau 8.</b> Indice de mélange pour les diverses communautés forestières	61
<b>Tableau 9.</b> Variance expliquée par chaque variable explicative environnementale et témoin des perturbations en termes d'effet conditionnel. La signification statistique a été évaluée à l'aide des tests de Monte Carlo (999 permutations)	64

## Remerciements

---

Ce mémoire n'aurait pu être possible sans le support de ma famille et de mes amis qui m'ont toujours encouragée à aller au-delà de l'impossible. Ils ont su me transmettre tout leur amour, leur encouragement et leur confiance à travers cette étape. Ma directrice, Danielle Marceau et mon co-directeur, André Bouchard, m'ont quant à eux, fourni un soutien technique et moral incomparable. Je tiens également à remercier le corps professoral du département de géographie de l'Université de Montréal ainsi que Monsieur Richard Carignan, directeur de la Station de Biologie de l'Université de Montréal, pour leur support financier. Plusieurs collègues, dont André Ménard, Rosalie Léonard, Jean Daoust, Caroline Savage ont aussi leur part dans ce travail grâce à leurs judicieux conseils, leur professionnalisme et leur collaboration. Il ne faut tout de même pas oublier les autres collègues du laboratoire qui ont occupé une place importante grâce à leur entrain et leurs conseils en début de projet. Enfin, je tiens à remercier tout particulièrement mon conjoint de tous les jours, Francis Meloche, pour son amour, sa patience, son appui et sa merveilleuse philosophie de vie.

## Avant-propos

---

*« L'histoire de la science est indispensable à celui qui veut établir sa pensée dans le domaine scientifique. L'histoire, en effet, nous rappelle sans cesse une notion fondamentale, que nous sommes toujours en train d'oublier, à savoir : la science n'est pas quelque chose de statique, de dogmatique, de révélé d'un bloc, mais bien plutôt quelque chose de dynamique, une marche ascensionnelle, longue et pénible, vers une vérité toujours incomplète et relative. Et c'est surtout à l'histoire de la science qu'il faut rapporter la magnifique conception pascalienne « que toute la suite des hommes, pendant le cours de tant de siècles, doit être considérée comme un même homme qui subsiste toujours et qui apprend continuellement. » (frère Marie-Victorin, tiré de la Flore Laurentienne, 1995)*

## I. Introduction

La lutte contre la perte de la biodiversité ou plus précisément de la forêt, constitue un enjeu mondial de premier ordre et le Québec ne fait pas exception à la règle. En effet, les forêts sont omniprésentes au Québec. Immenses, majestueuses, parsemées de milliers de lacs et de rivières, elles jouent un rôle de premier plan, tant du point de vue économique, social, qu'environnemental. Conserver la diversité biologique d'une forêt consiste autant à protéger la diversité des écosystèmes que la diversité des espèces et leur diversité génétique. La conservation de la diversité biologique implique aussi l'obligation de maintenir les interactions entre les espèces de même qu'entre les espèces et leur milieu. Ceci est dû au fait que les composantes de la diversité biologique sont organisées en plusieurs niveaux, depuis les écosystèmes jusqu'aux structures chimiques qui sont les bases de l'hérédité. La diversité biologique englobe donc les écosystèmes, les espèces, les gènes et leur abondance relative (Burel et Baudry, 1999). La discipline de l'écologie du paysage abonde dans le même sens que la diversité biologique puisqu'elle permet de comprendre la structure spatiale d'un paysage et ses effets sur les processus écologiques. Les organismes, l'énergie et les ressources sont répartis de façon inégale, soit sous forme de taches dans l'environnement. Cette distribution est importante pour les différents processus et patrons écologiques.

La recolonisation forestière suite à des perturbations a pareillement suscité beaucoup d'intérêt de la part des écologistes, autant au niveau des forêts boréales que pour les forêts de feuillus (Archambault et *al.*; 1997; Bergeron, 2000; Frelich et Reich, 1995). La forêt des Basses Laurentides, plus précisément à la Station de biologie de l'Université de Montréal (SBL), étudiée dans le cadre de ce projet, représente un bel

exemple de forêt ayant subi des perturbations. Toutefois, les études portant sur des communautés forestières comme celles de la SBL sont peu abondantes car, à première vue, elles sont constituées d'une mosaïque de peuplements d'espèces de début de succession sans intérêt et ayant une répartition difficile à comprendre (Grondin, 1996). La SBL n'en demeure pas moins un lieu idéal pour étudier cette recolonisation forestière étant donné les coupes et les feux qui ont influencé les processus de régénération et, par le fait même, l'arrangement spatial des communautés végétales (Gagnon, 1975). Dans le cadre de ce projet de recherche, une attention particulière est portée à ce phénomène de recolonisation en milieux forestiers antérieurement perturbés et plus particulièrement, à la dimension spatiale qui façonne l'arrangement des communautés forestières à la SBL suite à ces perturbations.

L'objectif de cette étude consiste à analyser les patrons de distribution spatiale des communautés forestière à la SBL à l'aide d'un système d'information géographique (SIG) et de diverses méthodes d'analyse spatiale. Ce projet, qui considère la dimension spatiale comme étant un élément fondamental, tente de comprendre les phénomènes de recolonisation forestière suite à diverses perturbations. On se questionne alors sur la distribution spatiale des communautés forestières de la SBL et à quoi elle ressemblera dans quelques années? On cherche donc à caractériser et à interpréter la structure spatiale des différentes communautés forestières, et ce, notamment au moyen d'indices spatiaux. Il importe aussi de savoir lequel des indices spatiaux calculés est significativement important par rapport aux autres lorsqu'il est question de définir la structure spatiale des différentes communautés forestières et quels sont les facteurs explicatifs responsables de cette distribution

La suite de ce mémoire est composée de quatre chapitres. Le chapitre II présente la mise en contexte et la revue de littérature. Le rôle de l'écologie du paysage ainsi que l'importance de la dimension spatiale en écologie y sont ainsi abordés. Une description des mesures de structure spatiale utilisées dans ce projet vient compléter cette section. La région d'étude ainsi que les différentes étapes méthodologiques sont exposées au chapitre III. La présentation des résultats et leur interprétation constituent le chapitre IV. Enfin, la conclusion du mémoire est présentée au chapitre V.

## II. Mise en contexte et revue de littérature

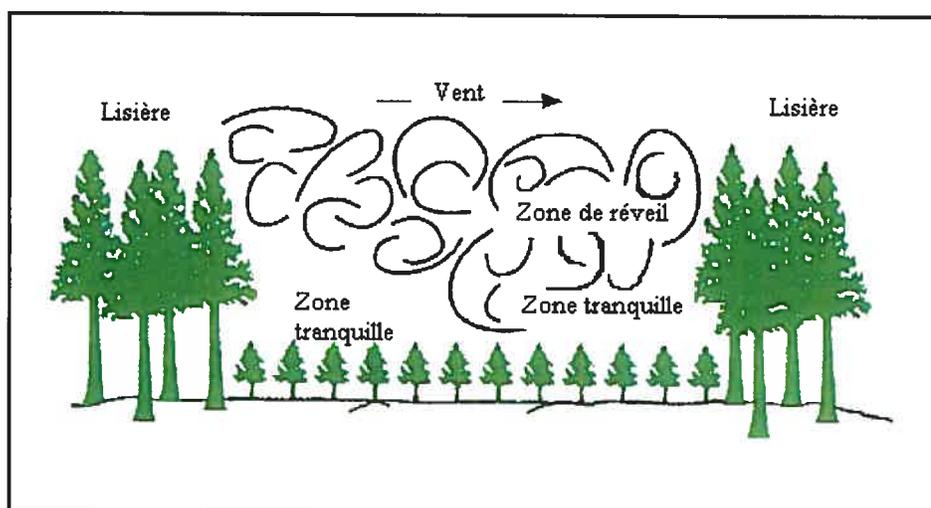
### *1. Le rôle de l'écologie du paysage*

L'écologie se définit comme étant l'étude des relations des organismes avec leur environnement ou comme l'étude des interactions qui déterminent la distribution et l'abondance des organismes. Le paysage est une sphère dans laquelle une multitude de processus sont actifs (Vink, 1983). Il est perçu comme un niveau d'organisation des systèmes écologiques ayant pour caractéristiques l'hétérogénéité, l'importance des actions humaines et la détermination spatiale (Burel et Baudry, 1999). Il ressort de cette définition que la transition qui apparaît entre l'écologie des écosystèmes et l'écologie du paysage résulte principalement d'échelles différentes. Ainsi, l'hétérogénéité se retrouve à tous les niveaux de l'organisation biologique ou spatiale (Pickett et Cadenasso, 1995). L'écologie du paysage étudie les interactions résultant de ces processus et aide à mieux comprendre les impacts de l'être humain sur l'environnement (Farina, 1998). L'écologie du paysage est l'étude des relations entre divers phénomènes et processus d'un paysage ou d'une géosphère incluant les communautés végétales, animales et humaines (Haines-Young *et al*, 1993). Forman et Godron (1986) définissent l'écologie du paysage comme l'étude des structures, des fonctions et des changements pour une aire hétérogène composée d'écosystèmes qui interagissent entre eux.

L'objectif premier en écologie du paysage est de déterminer quand et où l'hétérogénéité spatiale et temporelle d'un système priment et comment elles peuvent influencer les structures spatiales (Turner 1989, tiré de McGarigal, 2002). Le concept d'hétérogénéité fait référence au fait qu'un ensemble d'objets peut avoir une distribution irrégulière au sein d'un paysage quelconque. Burel et Baudry (1999) précisent que l'hétérogénéité, en écologie du paysage, intègre la diversité des éléments et leur arrangement spatial. Il est certain que le choix du chercheur quant à la mesure d'hétérogénéité utilisée influence les patrons spatiaux observés ainsi que les mécanismes impliqués comme étant des facteurs de causalité. L'échelle spatiale et les règles choisies dans le but de définir les variables sont aussi directement reliées aux patrons spatiaux observables ainsi qu'aux relations apparentes découlant des variables explicatives. Ainsi, les écologistes du paysage ont adopté le modèle de mosaïque selon lequel le paysage est constitué d'un assemblage d'éléments de nature différente soit dans ce cas-ci une collection de taches distinctes. Ce modèle utilisant la tache pour comprendre les processus écologiques fournit une structure d'exploitation simple et organisée qui facilite le design expérimental, les analyses ainsi que les méthodologies sous-jacentes telles que les analyses multivariées (Cushman et McGarigal, 2002). Une tache se définit donc comme une surface non-linéaire dont l'aspect diffère de son entourage (Forman et Godron, 1986). Burel et Baudry (1999) définissent plutôt la tache comme étant un espace continu dans lequel une population locale trouve toutes les ressources nécessaires à sa persistance et qui est séparé d'autres taches favorables par un espace défavorable. Une tache peut par le fait même varier en largeur, en forme, en grandeur, en hétérogénéité et en forme de frontière.

Les frontières présentes entre des communautés végétales sont prédisposées à l'effet de lisière. Une lisière se définit comme étant une frontière ou un interface entre deux communautés biologiques ou entre des éléments distincts du paysage. L'effet de lisière peut être de deux types : inhérent ou induit. La création de l'effet de lisière inhérent dépend de plusieurs facteurs tels que les différences topographiques, le type de sol, la présence d'eau libre (bordure de lacs et rivières) ainsi que les facteurs géomorphologiques (présence de crêtes, pente, etc.). L'effet de lisière induit, quant à lui, est causé par des perturbations naturelles ou anthropiques dont les feux, les coupes, les inondations, etc. L'influence microclimatique sur les habitats forestiers situés au pourtour de la forêt dépend de l'ouverture, de la forme, de l'orientation et de la topographie. L'ensoleillement et le vent sont responsables des gradients de température et d'humidité observés le long de la lisière. Généralement, l'intérieur de la forêt possède des températures plus froides et plus stables contrairement aux lisières exposées et dans les ouvertures, où les températures sont plus changeantes. Le vent et la turbulence varient habituellement à travers une ouverture (figure 1). À des élévations plus élevées par rapport au sol, le vent a tendance à souffler au-dessus de la canopée. À l'inverse, dans des ouvertures plus petites près du sol, une zone de « réveil » avec des courants d'air turbulents peut exister. Elle est alors accompagnée de zones tranquilles adjacentes aux frontières situées sous le vent et dans le même sens que ce dernier. En retour, la température de l'air et le degré d'humidité dans ces zones tranquilles peuvent être supérieurs. Or, dans le cas où l'ouverture est d'une taille et d'une orientation adéquates, le vent peut s'infiltrer pendant un certain temps à l'intérieur de la forêt avant que son intensité diminue. Ces vents peuvent également diminuer le taux d'humidité et augmenter l'évapotranspiration à l'intérieur de la forêt. L'humidité du sol varie aussi

selon un gradient, étant plus sec au pourtour à plus humide à l'intérieur. Somme toute, l'influence du vent dépend largement du type de végétation, du couvert sous l'étage inférieur et de la densité des peuplements. Enfin, les arbres peuvent croître plus rapidement s'ils sont situés en bordure. Toutefois, ils peuvent également subir de plus grands stress et par conséquent, une hausse du taux de mortalité le long des lisières peut se faire sentir.



**Figure 1.** Patrons des vents et de la turbulence dans une ouverture (tirée de *Extension note : Biodiversity and Interior Habitats*, 1998)

## 2. Importance de la dimension spatiale en écologie

Comme nous venons de le voir à travers l'écologie du paysage, les organismes vivants, tels les plantes et les arbres, s'organisent tous à une échelle précise et interagissent avec leur environnement dans un contexte spatial. « Deux raisons principales justifient l'incorporation du contexte spatial comme la distance ou la position, dans l'étude des systèmes écologiques. D'une part, l'intensité des interactions écologiques a tendance à diminuer en fonction de la distance et, d'autre part, l'environnement est

hétérogène dans l'espace, c'est-à-dire que les conditions biotiques et abiotiques sont fonction de la localisation » (Gilbert, 2001). Ainsi, ces deux éléments incluent l'espace dans l'analyse des écosystèmes et constituent le fondement d'une discipline émergente appelée « écologie spatiale » qui peut se définir comme étant une discipline tenant compte de l'espace pour l'analyse et la modélisation des interactions au sein de divers écosystèmes.

Plusieurs raisons complémentaires supportent la prise en compte de la dimension spatiale. Tout d'abord, les actions des individus et leurs interactions intra et inter-spécifiques dans un environnement hétérogène se traduisent en une distribution de structures données. Malgré le fait que plusieurs processus écologiques différents puissent donner lieu à des structurations spatiales similaires, l'étude de ces structures permet, dans un certain nombre de cas, de mieux comprendre les processus qui en sont responsables. La dépendance spatiale, c'est-à-dire le fait que des points échantillonnés dans l'espace soient statistiquement dépendants les uns des autres, représente un biais à l'hypothèse d'indépendance des échantillons qui doit être considéré lors de l'application de statistiques paramétriques à des données spatiales. « En troisième lieu, la modélisation de la structuration spatiale permet un certain nombre d'applications dérivées comme par exemple la prédiction de la valeur prise par une variable dans des points non-échantillonnés, la simulation de distributions spatiales, ou encore l'optimisation de plans d'échantillonnage. Enfin, la description, l'analyse et la modélisation de processus écologiques spatiaux peuvent servir de support à des systèmes d'aide à la décision » (Gilbert, 2001).

L'espace a longtemps été au cœur de l'écologie et a permis l'émergence de certains de ses concepts les plus innovants, tels que la dynamique prédateur-proie de l'expérience de Huffaker (1958) ou la théorie de Mac Arthur et Wilson (1967) sur l'effet de l'isolation. En statistiques spatiales, les travaux essentiels ont globalement été développés en parallèle : l'analyse de distribution de points (Morisita 1962, Greig-Smith 1964), l'autocorrélation spatiale (Student 1914, Moran 1950, Geary 1954) et les géostatistiques (Matheron 1965). Malgré tous ces travaux, la composante spatiale a été longtemps mise de côté en écologie expérimentale où elle s'est limitée à des mesures simples comme de déterminer le modèle régulier, aléatoire ou agrégatif d'une distribution de points. Ceci est essentiellement dû au fait que la prise en compte de l'espace complique fortement les recherches de terrain et l'analyse ainsi qu'au manque d'outils informatiques permettant ces analyses spatiales. Les vingt dernières années ont vu l'apparition d'une informatique puissante et peu coûteuse, de logiciels comme les systèmes d'information géographique (Burrough, 1986) et des systèmes d'acquisition de données comme la télédétection ou le GPS ( Global Positioning System ). « En écologie, ces techniques ont non seulement permis l'apparition de nouvelles approches expérimentales comme par exemple l'écologie quantitative du paysage, mais elles ont également augmenté la perception de l'importance de l'espace dans l'esprit de bon nombre d'écologistes. Cette prise en compte de l'importance de l'écologie spatiale se traduit par un nombre croissant d'études théoriques et expérimentales » ( Gilbert, 2001).

En effet, jusqu'à tout récemment, les écologistes du paysage n'étaient pas en mesure de répondre aux problèmes posés à l'échelle du paysage étant donné la faiblesse

de leurs outils analytiques. Depuis peu, beaucoup de progrès a été réalisé en analyse spatiale des phénomènes écologiques. Deux facteurs peuvent expliquer cette popularité ; d'une part les écologistes sont de plus en plus conscients de l'importance de la structure spatiale pour expliquer les phénomènes écologiques et du fait que les paysages sont sans cesse modifiés, ce qui nécessite un examen répété de leur hétérogénéité spatiale. D'autre part, l'intérêt pour les statistiques spatiales s'est également développé de même que la disponibilité des logiciels exécutant des analyses spatiales (Fortin, 2002). L'émergence des systèmes d'information géographique au cours de la dernière décennie permet aussi de modéliser la distribution spatiale des processus écologiques. Les systèmes d'information géographique sont d'ailleurs un moyen efficace de gérer un grand volume de données réparties sur plusieurs couches. La capacité des systèmes d'information géographique d'entreposer, de gérer et d'analyser des données écologiques selon des coordonnées géographiques ou selon des analyses de structure spatiale constitue une base solide pour l'étude d'un écosystème selon plusieurs échelles.

### *3. Études sur la distribution spatiale des communautés végétales*

Les phénomènes localisés dans l'espace présentent parfois des structures particulières qui font l'objet d'analyses spécifiques. Les différents organismes qui composent une communauté ne vivent pas nécessairement « en vrac » dans l'espace. En fait, ils y occupent des emplacements qui sont souvent bien définis, tout en étant variables dans le temps. Ainsi, il existe des liens multiples et complexes entre la biodiversité végétale et la structure spatiale des écosystèmes forestiers. La dimension spatiale demeure donc prioritaire dans le but de comprendre la régénération des communautés

forestières perturbées préalablement. Malgré les nombreuses études traitant de la recolonisation, la dimension spatiale n'a été que récemment étudiée en raison de l'insuffisance de méthodes.

Divers auteurs ont examiné les patrons de distribution des communautés végétales à l'aide d'analyses d'ordination. C'est le cas de Gauthier et Gagnon (1990) qui ont analysé la végétation forestière des contreforts des Laurentides dans le but de déterminer quels sont les facteurs écologiques corrélés à la variation de la végétation. Ils ont constaté que l'humidité et la richesse du sol, fortement associés aux variations topographiques, demeurent les facteurs qui rendent le mieux compte de la distribution de la végétation. Les communautés xériques occupent les sites élevés où les sols sont minces, bien drainés et pauvres en éléments minéraux. Les communautés de type mésiques se situent généralement sur les bas des versants où les sols sont profonds et riches. Toutefois, quelques communautés oligotrophes-mésiques se trouvent sur des sites relativement mal drainés et pauvres en éléments minéraux. Un indice du niveau successional des types de communautés basé sur l'homogénéité et la similarité des strates des arbres et des gaules montre que les perturbations naturelles ou anthropiques sont aussi responsables de la variation de la végétation. Les prucheraies et les hêtraies sont les communautés pour lesquelles le niveau successional est le plus avancé.

Gauvin et Bouchard (1983) ont, pour leur part, effectué une analyse des communautés végétales du parc du Mont-Orford d'après la structure, la composition floristique et la dynamique végétale en relation avec les facteurs écologiques. Ils ont également identifié les deux gradients environnementaux responsables de la distribution

spatiale des communautés à l'aide de l'ordination polaire. L'analyse effectuée à l'aide de cette technique a fait ressortir le gradient altitudinal et le gradient d'humidité comme principaux éléments responsables de la distribution des communautés végétales. Quelques forêts de succession occupent certains secteurs du parc perturbés par des feux de forêt ou la coupe forestière comme c'est le cas à la SBL.

Une analyse approfondie du dynamisme d'une mosaïque forestière complexe du Haut-Saint-Laurent due aux perturbations et à leur intensité a montré la grande amplitude des espèces de fin de succession (Bergeron *et al.* 1988). Les espèces successionales, quant à elles, ne possèdent généralement pas de patrons de distribution aussi distinctifs par rapport aux gradients environnementaux. Les chronoséquences successionales varient en fonction de l'intensité de la perturbation et de la disponibilité de la régénération locale. De plus, la vitesse avec laquelle la succession s'effectue varie selon le succès qu'auront les espèces de fin de succession à envahir le site. Dans certains cas, l'absence des espèces de fin de succession mène à la mise en place de communautés relativement stables dominées par des espèces mi-successionales à haut potentiel reproductif. À long terme, une composition stable unique est anticipée. Bref, la dynamique générale depuis le XIX<sup>e</sup> siècle met l'accent sur un remplacement graduel d'un système contrôlé par l'adaptation des espèces aux gradients environnementaux à un système contrôlé par des perturbations anthropiques.

Archambault *et al.* (1997) ont étudié l'importance des perturbations sur le façonnement et la distribution des communautés forestières. Ils ont étudié les successions forestières après un incendie survenu en 1932 sur des sites mésiques de la forêt boréale

mixte de la région du Bas Saint-Laurent. Ils ont conclu que la proportion des feuillus tolérants augmente en direction des hauts de pente alors que pour les résineux, la situation est l'inverse. La densité et le coefficient de distribution de la régénération des feuillus tolérants et des résineux suivent le même patron de distribution que celui de la strate arborescente.

Certains écologistes (Pan, 1999) considèrent le contexte spatial comme étant un élément plus important lors d'études traitant de la distribution des communautés végétales comme il en est question dans ce projet de recherche. C'est aussi le cas de Pastor et Broschardt (1990) qui ont utilisé un système d'information géographique (SIG), des analyses fractales ainsi que des méthodes d'analyses statistiques afin d'examiner la distribution spatiale de forêts de conifères, de feuillus, mixtes et de zones humides et ce, en considérant la topographie et les sols. Plus précisément, les auteurs ont effectué des analyses de photographies aériennes et ont identifié des zones de végétation homogènes pour ensuite les valider sur le terrain. Chacune des classes définies avait une signature caractéristique basée sur la couleur, la texture et la position topographique qui ont également été vérifiés sur le terrain. Les résultats de cette étude démontrent que les sols des forêts conifériennes et de feuillus pures possèdent un fragipan. Les forêts de conifères sont distribuées de façon indépendante, mais les forêts de feuillus et mixtes sont entourées de forêts de pruche. Les tourbières et les lacs sont entourés de conifères et dissociés des stations de feuillus et mixtes. La forme des taches de végétation varie d'extrêmement simple à extrêmement complexe avec une augmentation de complexité proportionnelle à la taille des taches avec une tendance générale des stations de feuillus à être plus sinueuses que les stations conifériennes.

Dans la même veine, Frelich et Reich (1995) ont employé un SIG dans le but d'examiner les relations existantes entre les patrons spatiaux, l'échelle spatiale et la succession de la strate arborescente dans une forêt boréale du sud du Minnesota. Ils ont, par la suite, évalué sous quelles conditions la direction successioneuse peut devenir stable, convergente ou divergente. Les résultats de cette étude démontrent que la diminution de la fréquence des feux au cours des dernières années a changé considérablement le patron dominant de succession. Lorsque la fréquence des feux est élevée, les mêmes espèces recolonisent les sites. La succession est régie par les perturbations et la tolérance des semis-gaules au feu. La succession tend vers la convergence dans un environnement mixte d'espèces et vers la divergence pour quatre types de communautés.

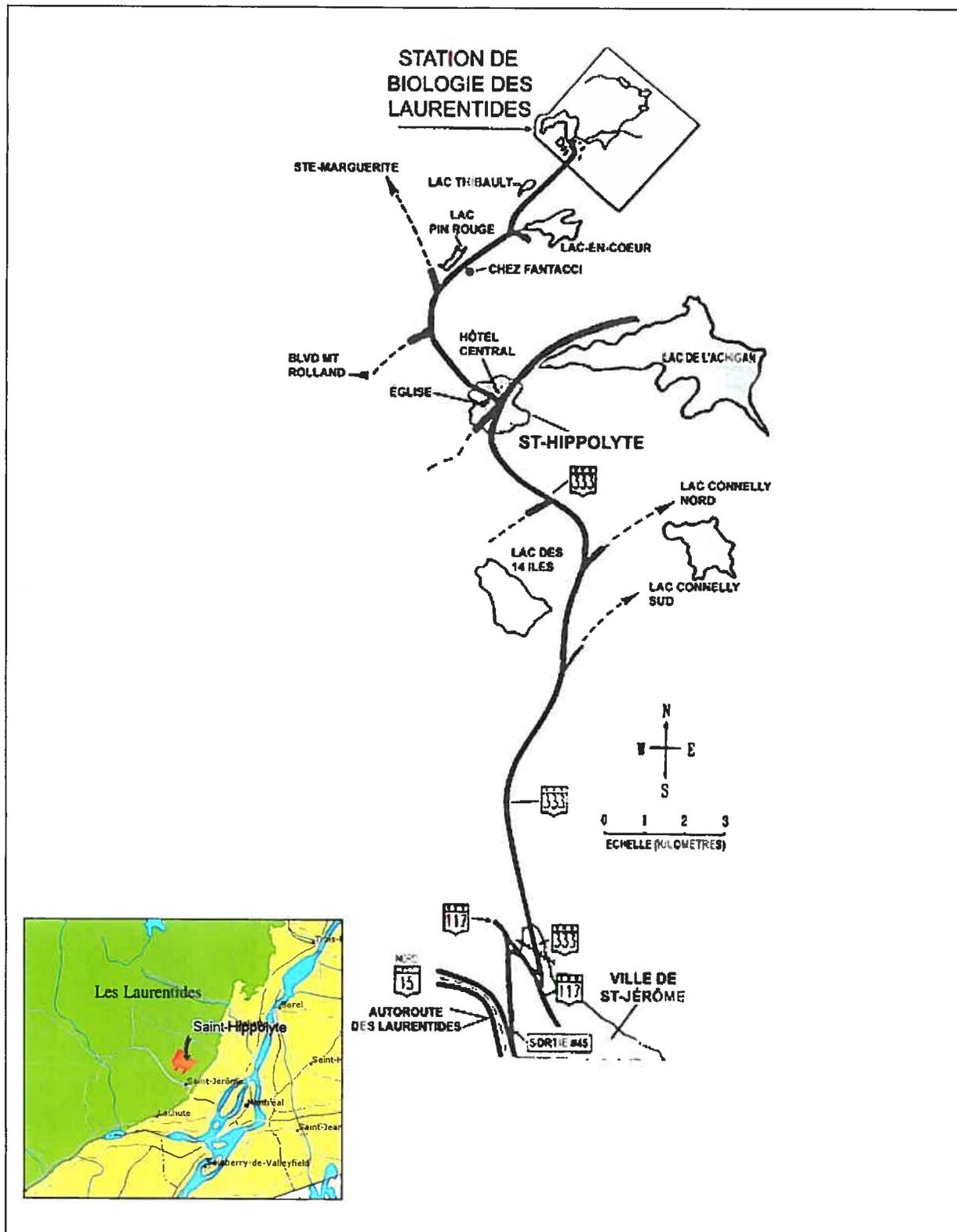
En résumé, ces études montrent que les forêts présentent de nombreuses spécificités, tant dans leur composition que par leur dynamisme. Elles révèlent aussi que la structure spatiale des peuplements forestiers joue un rôle déterminant dans leur dynamisme, aussi bien au niveau de la croissance que de la régénération et de la mortalité. Avec les nouvelles capacités de calcul des ordinateurs, les outils de modélisation et de simulation, il est possible d'étudier plus finement ces phénomènes. Il s'avère, de plus, essentiel de comprendre les phénomènes de perturbations sur les écosystèmes forestiers. En effet, les perturbations naturelles sont des mécanismes importants dans la régénération ainsi que dans l'évolution des mosaïques forestières.

#### 4. Caractéristiques particulières de la SBL

La région d'étude est la Station de Biologie de l'Université de Montréal (SBL) située dans les Basses Laurentides, au Québec (figure 2), à quelques kilomètres du village de St-Hippolyte. Le site couvre une superficie de 16.5 km<sup>2</sup>. Le type de relief dominant est représenté par des hautes collines, des buttes ainsi que par des vallées et des escarpements rocheux. La température moyenne annuelle est de 3° C et la période sans gel dure de 95 à 120 jours, tandis que la moyenne annuelle des précipitations varie de 900 à 1100 mm selon les années. Le territoire fait également partie de la région forestière des Grands Lacs et du Saint-Laurent, plus précisément de la section Algonquin Laurentie (Savage, 2001). Cette région se retrouve à la limite du domaine climacique de l'Érablière à bouleau jaune, caractérisé entre autres par la dominance de l'érable à sucre (*Acer saccharum* Marsh.) et par la co-dominance du bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britton) sur les sites mésiques, et du domaine de l'Érablière laurentienne (Grandtner, 1966).

Au cours du siècle dernier, le territoire a été soumis à une exploitation forestière qui a laissé des signes de coupe par endroits. Le territoire de la SBL n'est pas favorable à l'agriculture étant donné ses escarpements rocheux, ses collines et surtout son type de dépôt (till) très pierreux. De plus, il ne présente en aucun endroit des signes d'exploitation agricole. Selon Savage (2001), la plupart des propriétaires vivaient autrefois de l'agriculture et de l'élevage sur les terres les moins accidentées au pourtour du territoire et possédaient des terres à bois qu'ils exploitaient. L'histoire des perturbations de la SBL ne s'arrête pas là. En effet, le territoire a été modifié suite aux

feux de forêt de plus ou moins grande amplitude. On peut observer un tel phénomène de nos jours étant donné la présence de souches brûlées sur le terrain pouvant atteindre deux mètres de haut ainsi que par la présence de charbon mêlé à la litière. Selon l'âge des peuplements d'espèces pionnières carottées par Savage (2001), telles que le bouleau blanc et le peuplier à grandes dents, les perturbations semblent être originaires des années 1920.



Source : site Internet de la SBL et du Ministère des Ressources Naturelles Canada

**Figure 2.** Localisation de la Station de Biologie de l'Université de Montréal

Il est important de mentionner que les forêts feuillues ne sont généralement pas régies par les cycles de feu et ce, contrairement à la forêt boréale. D'ailleurs, les coupes sur le territoire auraient peut-être permis au feu de se propager à plus grande échelle, particulièrement sur les flancs de montagne. En effet, les coupes ont laissé beaucoup de matière ligneuse sèche au sol suite à la sortie du bois par chevaux, les branches étant laissées sur place. Ainsi, cette matière hautement inflammable aurait permis au feu de se répandre. L'année 1923 serait probablement l'année du feu de la SBL, car il s'agissait d'une année relativement sèche en plus d'être l'année des grands feux qui ont affecté le Québec en entier, principalement dans le bassin du St-Maurice et de la Rivière Rouge (Lortie, 1979).

La végétation de la Station de Biologie de l'Université de Montréal est particulièrement intéressante, car elle se trouve à la limite de deux domaines climaciques constituant le continuum des communautés végétales. Elle est, en effet, située au sud du domaine climacique de l'Érablière à bouleau jaune (Thibault, 1988) et au nord du domaine de l'Érablière laurentienne ou dite à Tilleul (Anseau *et al*, 1996). Le domaine bioclimatique de l'Érablière à bouleau jaune couvre les coteaux et les collines qui bordent le sud du plateau laurentidien et des Appalaches (Bérard et Côté, 1996). Il occupe la partie la plus nordique de la sous-zone de la forêt décidue. Moins diversifiée, à l'exception des meilleurs sites, la flore regroupe de nombreuses espèces boréales, largement répandues au Québec. Sur les sites mésiques, le bouleau jaune est l'une des principales essences compagnes de l'érable à sucre. Le domaine de l'Érablière à tilleul, pour sa part, s'étend au nord et à l'est de celui de l'Érablière à caryer cordiforme (Bouchard et Brisson, 1996). Ce domaine peuple les régions où l'on retrouve un sol bien

drainé au nord et au sud du fleuve Saint-Laurent. Plusieurs espèces y atteignent la limite septentrionale de leur aire de distribution. Sur les sites mésiques, le hêtre à grandes feuilles est l'une des espèces compagnes de l'érable à sucre. Selon les conditions de sol et de drainage, d'autres essences s'ajoutent. Dans les sites humides, le sapin et le thuya s'installent, tandis que le bouleau jaune et la pruche préfèrent les zones froides et situées en haut des pentes. Enfin, le chêne rouge et les pins profitent de sols plus secs et plus acides.

La SBL a échappé à l'agriculture à cause de sa topographie de collines, de buttes ainsi que par sa grande pierrosité. Certaines coupes et certains feux datant du début du 20<sup>e</sup> siècle ont également changé l'allure de cette forêt donnant ainsi une mosaïque de peuplements de début de succession. Finalement, depuis 1963, ce territoire est protégé à titre de station de recherche et d'enseignement et n'est donc plus exploité pour ses ressources forestières.

##### *5. Analyses de la végétation à la SBL*

Les communautés forestières qui ont été échantillonnées auparavant à la Station de Biologie des Laurentides de l'Université de Montréal ont été analysées à l'aide de méthodes quantitatives multivariées. Les communautés forestières ont ainsi été définies avec une analyse de correspondance qui montre bien des groupements distincts entre les érablières à sucre, communautés climaciques, et le groupe des bétulaies et peupleraies qui forment les communautés de début de succession (Savage, 2001). Cette étude a également noté un autre groupement composé de conifères. Une analyse canonique de

correspondance a permis d'identifier l'influence des variables environnementales sur la répartition des différentes espèces. Ainsi, le drainage, la submersion du site de même que la pierrosité sont les principaux facteurs responsables de la distribution de la végétation arborescente, arbustive et herbacée le long d'un bassin-versant qui varient selon que ce dernier ait été perturbé ou non. Une analyse de vecteurs de succession a permis de prédire la composition future des communautés, en présument que les plus petites classes de diamètre vont éventuellement constituer les futurs arbres matures dans une parcelle de forêt. Cette dernière analyse a montré deux directions de succession : vers des communautés de feuillus tolérants tels que l'hêtre, l'érable à sucre ou vers un enrésinement dans les bas de pente où les cédrières et les sapinières domineront. De plus, l'érable rouge semble posséder un rôle précis dans ces types de communautés. En fait, il est dominant dans certaines de ces communautés de sites mésiques, celles-ci se trouvant à une étape intermédiaire de la recolonisation forestière (Savage, 2001).

La SBL possède des peuplements de bouleaux blancs ( *Betula papyrifera* Marsh. ) et de peupliers à grandes dents ( *Populus grandidentata* Michx. ) qui proviennent de perturbations des deux derniers siècles, plus particulièrement du début du 20<sup>e</sup> siècle. La période actuelle, soit de 80 à 100 ans après les perturbations, constitue un intervalle intéressant dans la succession. En effet, les bouleaux blancs et les peupliers sont à la fin de leur vie et les arbres en sous-étage les remplacent successivement. Étant donné que ces forêts évoluent de façon constante, il importe d'étudier et ainsi de mieux comprendre les processus qui régissent cette recolonisation en espèces de milieu et de fin de succession (Savage, 2001). La répartition des communautés végétales se perçoit le long de gradients environnementaux. Dans les milieux perturbés par la coupe ou le feu, une

certaine difficulté à établir la distribution des communautés par rapport aux variables spatiales ressort. La difficulté réside surtout dans le fait que les milieux perturbés sont constitués d'espèces pionnières peu discriminantes à grande amplitude écologique par rapport aux espèces de fin de succession.

### *6. Contribution de l'étude*

Les données recueillies auparavant à la SBL l'ont été sous forme d'un plan d'échantillonnage géoréférencé et ont été analysées avec des méthodes statistiques (Savage, 2001). Par contre, la spatialité qui ressort visuellement de cet arrangement des communautés forestières sur la carte de Savage et Bouchard (2001) n'a pas fait l'objet d'une étude quantitative. Les analyses sur les points d'échantillonnage distribués dans l'espace n'ont pas été réalisées pour étudier l'organisation spatiale. En fait, peu de chercheurs ont évalué la structuration spatiale des forêts au Québec. En aucun cas, le rôle d'une tache sur une autre n'a été pris en considération. Ainsi, il s'avère fort intéressant de connaître les effets de cette structuration spatiale, c'est-à-dire de vérifier si cette spatialité coïncide avec la structure biophysique du paysage forestier. Les analyses canoniques de correspondance habituellement employées dans ce genre d'étude seront substituées par des analyses canoniques de redondance dans le but de savoir si les facteurs environnementaux et les indicateurs de la présence de perturbations sont responsables de différents processus qui régissent la distribution spatiale des communautés.

L'objectif premier de ce projet consiste à étudier les divers patrons spatiaux qui organisent les communautés forestières de la Station de Biologie de l'Université de

Montréal au moyen de méthodes d'analyse spatiale et à l'aide d'un SIG. Une question demeure : quelle est donc la distribution spatiale des communautés forestières de la SBL et à quoi ressemblera celle-ci dans quelques années? Il importe donc de déterminer les facteurs responsables de la distribution spatiale des communautés forestières établies sur ce territoire, notamment en raison de la présence de perturbations qui ont autrefois joué un rôle majeur en ce qui a trait à la répartition de ces groupements forestiers. Par conséquent, la caractérisation de l'aspect spatial d'une forêt suite à des perturbations pourra contribuer à une meilleure gestion des forêts feuillues perturbées au Québec.

### III. Méthodologie

La méthodologie employée est synthétisée à la figure 3 et comporte quatre étapes principales : 1) l'analyse par découpage territorial effectué à l'aide d'une grille qui permet de déterminer l'abondance, l'emplacement et la concentration des différentes communautés forestières selon les zones concentriques, 2) l'analyse de contiguïté qui permet d'estimer le degré d'adjacence entre les communautés, 3) l'analyse de la structure spatiale qui fournit des indications sur la formation et le dynamisme des taches ainsi que les interactions existantes entre celles-ci et 4) l'analyse canonique de redondance qui permet de déterminer si les indicateurs de la présence de perturbations et les facteurs environnementaux influencent les divers indices spatiaux. Ces étapes sont décrites en détails dans les sections suivantes.

Les principales sources de données utilisées pour ce projet sont la carte numérique des communautés forestières de la Station de Biologie de l'Université de Montréal ainsi que la base de données qui lui est associée, originalement produites par Savage (2001) puis revues et corrigées dans le cadre de ce projet. La carte numérique couvrant l'ensemble du territoire à l'étude a été créée à partir de zones de végétation homogènes (tableau 1) tracées sur des photographies aériennes (infrarouge couleur - 1 : 15 000) datant de 1994-1995 et ce, à l'aide du logiciel MapInfo<sup>TM</sup> (Savage, 2001). Cette carte a été validée à partir de quadrats sélectionnés et échantillonnés sur le terrain en employant deux stratificateurs afin de définir l'emplacement des transects : les bassins-versants des lacs ainsi que la pente (Savage, 2001). Le choix du second stratificateur permet de capter un plus grand gradient de communautés. Le positionnement des cent quadrats, d'une dimension de 20 mètres par 20 mètres chacun, a été fait de façon aléatoire quoiqu'ils

demeurent à l'intérieur des zones prédéterminées le long d'un transect et ce, du point le plus élevé du bassin-versant au point le plus bas et de façon perpendiculaire aux courbes de niveau (Savage, 2001).

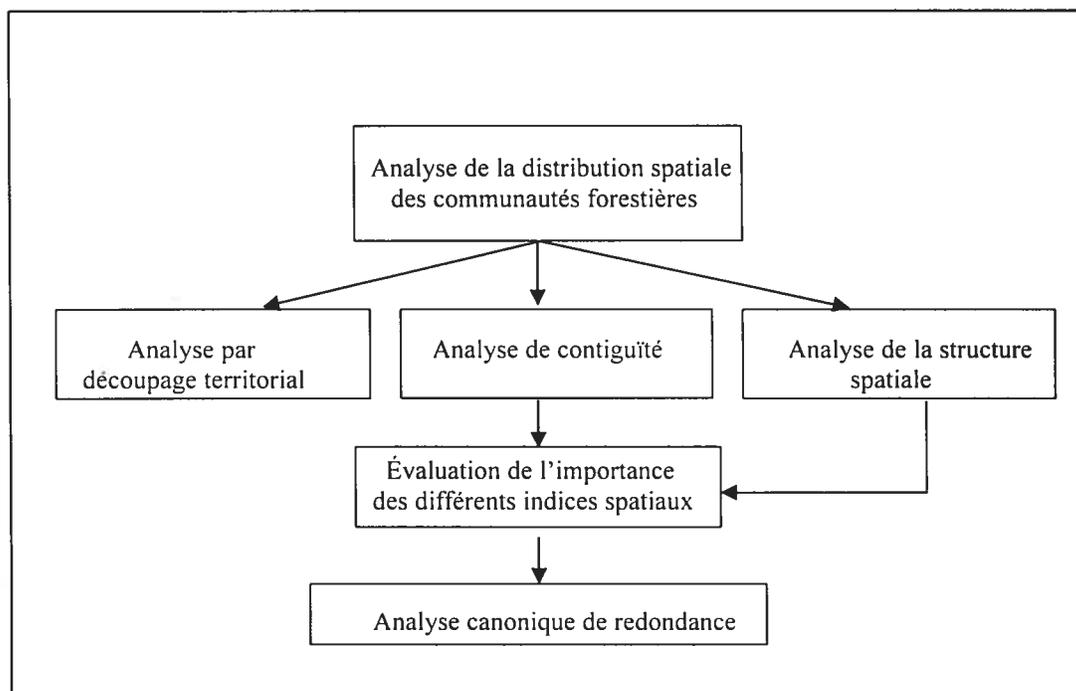


Figure 3. Schéma méthodologique

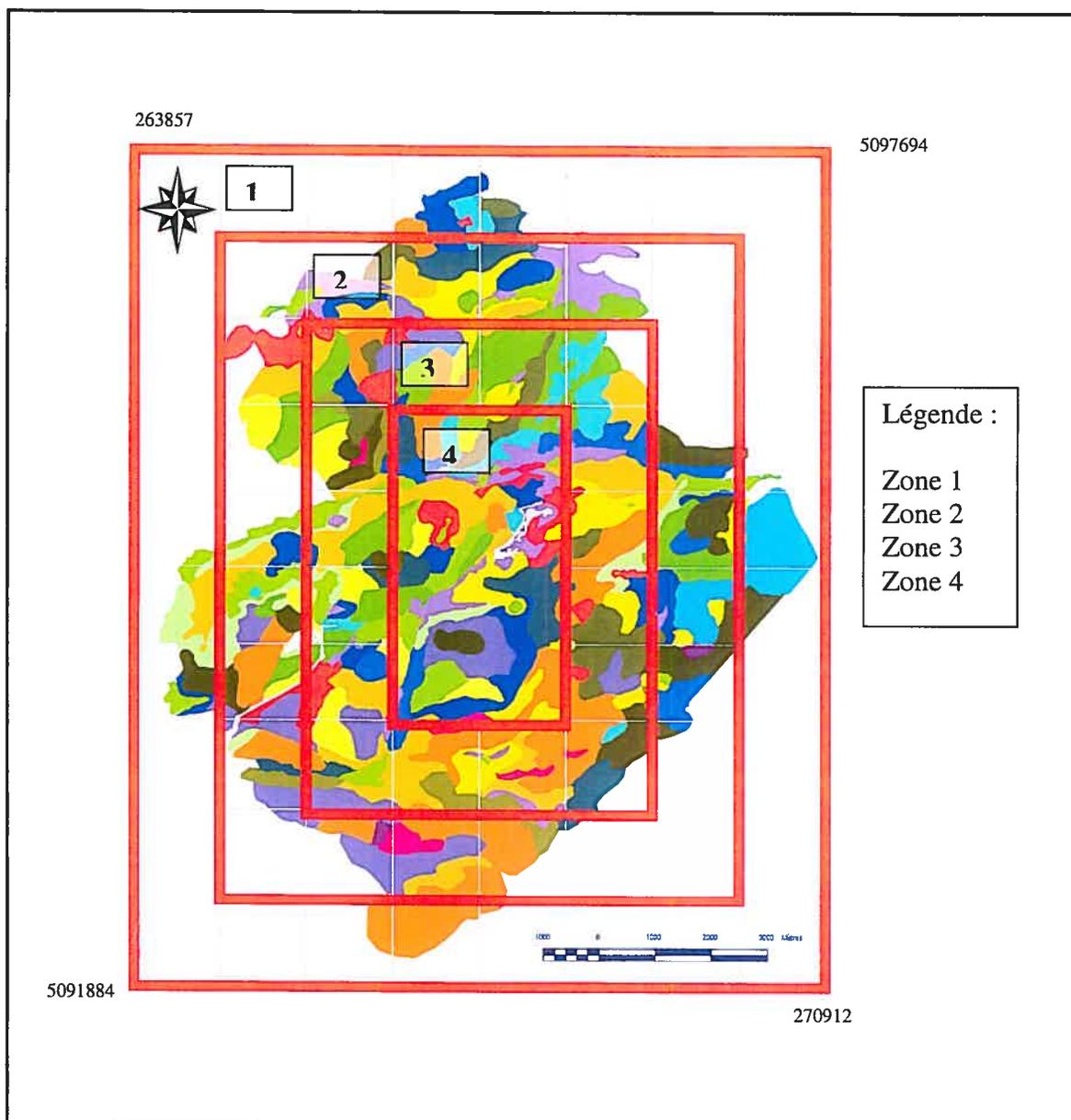
Les points des quadrats déterminés aléatoirement le long du transect ont été géopositionnés sur le terrain au moyen d'un GPS (Global Positioning System) différentiel d'une précision de deux mètres (Savage, 2001). Enfin, en plus de posséder la localisation des cent quadrats par GPS sur la carte numérique, des données de terrain telles que le drainage, la submersion, le degré et l'orientation de la pente, la situation topographique, la position sur la pente, la forme de la pente, la pierrosité et la présence de charbon, ont été recueillies pour chaque quadrat et compilées dans Access<sup>TM</sup> (Savage, 2001).

**Tableau 1.** Liste des communautés forestières de la Station de Biologie de l'Université de Montréal selon le type forestier et le stade successional (tiré de la carte des communautés forestières, Savage et Bouchard, 2001)

<b>Communauté</b>	<b>Stade successional</b>
Bétulaie à peuplier	Pionnier
Peupleraie à érable	Pionnier
Bétulaie à sapin baumier	Pionnier
Bétulaie à érable rouge	Pionnier
Peupleraie à sapin baumier	Pionnier
Bétulaie à érable à sucre	Pionnier
Érablière à érable rouge	Transition
Érablière rouge à bouleau blanc	Transition
Érablière rouge à peuplier	Transition
Érablière à hêtre	Mature
Sapinière à bouleau blanc	Mature
Cédrière à épinette rouge	Mature
Pinède blanche à épinette rouge	Mature
Érablière à chêne rouge	Mature
Cédrière à sapin baumier	Mature
Cédrière à bouleau blanc	Mature
Érablière à bouleau jaune	Mature
Prucheraie à bouleau jaune	Mature
Bétulaie jaune à sapin baumier	Mature
Lacs	Autre
Tourbière à éricacées	Autre

### *1. Analyse par découpage territorial*

La première étape méthodologique consiste à caractériser de façon générale la structure spatiale des communautés forestières. Cette technique visuelle consiste à découper le territoire analysé en superposant une carte de zones concentriques. Ainsi, l'analyse par découpage territorial (figure 4) a pour but de connaître l'emplacement dans



**Figure 4.** Découpage territorial de la carte des communautés forestières (adaptée de la carte des communautés dressée par Savage et Bouchard, 2001)

l'espace des principales communautés forestières selon des zones concentriques. Les quatre zones représentent la répartition spatiale des communautés à partir du point central du territoire à l'étude vers ses frontières. Le découpage territorial est abordé selon l'idée attestant qu'une forêt peut être visualisée comme une île intérieure entourée par une lisière. Selon Savage (2001), la plupart des propriétaires vivaient de l'agriculture et de l'élevage sur les terres moins accidentées au pourtour du territoire et possédaient des terres à bois qu'ils exploitaient pour leurs besoins de chauffage ainsi que pour la vente de produits forestiers. De plus, en 1887, la majeure partie des lots appartenaient à la Couronne. Ainsi, le découpage des quatre zones concentriques est basé sur l'hypothèse selon laquelle le pourtour de la SBL a été plus sujet aux activités anthropiques et par le fait même, aux effets de lisière et que ces lisières forestières sont caractérisées par des conditions biophysiques nettement différentes de celles retrouvées dans la partie centrale du territoire. Il est possible d'évaluer le positionnement des communautés forestières selon ces zones et par le fait même, de déterminer lesquelles se situent davantage en périphérie. Cette méthode fournit également de l'information quant à la localisation des communautés les unes par rapport aux autres.

Dans un premier temps, une conversion de la carte vectorielle des communautés forestières en carte matricielle a été effectuée grâce au logiciel SIGIS 2.01. Par la suite, un carré recouvrant la superficie totale de la carte a été créé. Le carré couvrant le secteur de la SBL a été subdivisé en 80 carrés d'une dimension de 450 mètres par 450 mètres. Un tableau de contingence a été créé afin de connaître le nombre de cellules de chaque communauté et ce, pour chacun des carrés. Pour ce faire, une superposition de la couche

contenant les communautés forestières de la SBL avec celle caractérisée par les 80 carrés a été produite.

Cette superposition de cartes a permis de construire une base de données contenant l'espèce dominante, le nombre total de cellules, le nombre de cellules pour chacun des carrés et le nombre de cellules pour chacune des quatre zones concentriques, permettant ainsi de connaître le pourcentage de recouvrement des 21 communautés à l'intérieur des quatre zones concentriques. Il est important de noter que le pourcentage total représente le rapport entre le nombre de cellules total pour chacune des communautés et le nombre de cellules total pour l'ensemble des communautés du territoire à l'étude. Ainsi, la distribution spatiale des communautés forestières est définie par la concentration des communautés en périphérie et au centre du territoire de la SBL.

## *2. Analyse de contiguïté*

La deuxième étape méthodologique consiste à générer une matrice de contiguïté. Les relations d'adjacence et de contiguïté renvoient à des notions qui insistent sur les positions relatives des objets au lieu de leurs positions absolues et de leurs distances entre eux. En d'autres termes, l'adjacence constitue la propriété de lieux voisins qui se touchent soit par un point ou par un segment linéaire. Dans un SIG, l'adjacence entre les différents polygones doit être définie par une base géographique de façon explicite ou implicite et ce, soit par le partage d'une limite commune ou par la coïncidence parfaite des points qui composent cette limite commune. L'adjacence sert ainsi à déterminer les zones voisines. La notion de contiguïté est plutôt reliée à celle de topologie et elle ne

tient pas compte des formes géométriques et des déformations qu'elles peuvent subir. Dans cette étude, la matrice de contiguïté permet de connaître l'adjacence entre les divers types de communautés forestières. Dans le but de connaître et de caractériser le degré d'adjacence des communautés forestières, la carte matricielle ayant pour dimensions 3643 colonnes et 3815 lignes, a été importée à l'intérieur du logiciel IDL 5.6©. Par la suite, la matrice de contiguïté (annexe I) a été construite à partir d'un programme qui a été créé, à son tour, à l'aide de ce logiciel. La matrice a été générée à partir du nombre de cellules adjacentes entre deux communautés forestières de type différent. Enfin, le pourcentage de contiguïté a été pondéré selon le périmètre total des taches appartenant à la communauté.

### *3. Analyse de la structure spatiale*

Les taches demeurent des éléments dynamiques du paysage et peuvent se présenter à différentes échelles d'analyse (McGarigal *et al.* 2002). En effet, on sait que les taches, au cours du temps, ont tendance à apparaître et à disparaître. Le dynamisme des taches est évalué selon l'événement ou l'agent responsable de la formation ou de la disparition des taches, ainsi que les types d'espèces à l'intérieur des taches qui changent constamment. Plusieurs attributs similaires caractérisent les taches telles qu'une forme allongée ou ronde, une petite ou grande taille et des frontières convolutées ou droites. Ainsi, Forman et Godron (1986) affirment que la structure d'une mosaïque de taches ou d'une tache isolée doit être définie selon leur grandeur, leur forme, le nombre de taches et leur répartition.

Le logiciel Fragstats 3.1.© développé par McGarigal et Marks (1995) offre la possibilité d'analyser les patrons spatiaux entre autres, ceux relatifs à la forêt. De façon générale, il quantifie la distribution spatiale ainsi que l'étendue des polygones (taches) selon une échelle et un thème indiqués par l'utilisateur. Les unités ou les thématiques d'entrée sont associées aux valeurs de couverture des taches dérivées à partir d'une image matricielle. De ce fait, il existe trois échelles de mesure possibles soient : 1) les mesures selon chaque tache; 2) les mesures selon les classes de taches et 3) les mesures appliquées au paysage en entier. Ainsi, si l'on considère un paysage comme étant un ensemble de taches où chacune d'entre elles peut être analysée, il existe alors plusieurs catégories de mesure. Les indices disponibles peuvent se diviser en deux catégories, c'est-à-dire la composition ou la configuration. La notion de composition fait référence à la variété et l'abondance des taches. De fait, elle ne renvoie pas à la spatialité des taches. La configuration spatiale du paysage examine l'arrangement, la position et l'orientation des taches. Dans ce projet de recherche, les indices qui présentent un intérêt sont ceux relatifs aux taches soient: le morcellement, la superficie (aire), le voisinage, la forme et le mélange (annexes II et III). L'indice de morcellement se calcule à l'aide du rapport entre la superficie totale d'une communauté et le nombre de taches de celle-ci. Il renseigne sur l'importance de l'effet de lisière au sein d'un paysage. Le voisinage, qui décrit le degré d'isolement d'une tache au sein des classes, se calcule grâce à l'*Euclidean Nearest-Neighbour Distance Index*, c'est-à-dire en ligne droite entre l'écotone d'une tache et celui de sa plus proche voisine de même classe. La forme des taches est calculée à partir du *Shape Index* qui évalue la complexité des taches en rapport avec la forme conventionnelle ou dite standard. Plus le *Shape Index* est élevé et plus la tache s'éloigne d'une forme circulaire. Enfin, le mélange est calculé à partir de l'*Interspersion and Juxtaposition*

*Index* en se basant sur une matrice d'adjacence entre les différentes classes de taches. Le résultat nul, qui est présenté en pourcentage, signifie qu'un type de tache est adjacent à seulement un autre type de tache. Ces indices spatiaux fournissent donc de l'information quant à la distribution spatiale des communautés forestières de la SBL.

#### *4. Analyse canonique de redondance*

Les méthodes d'analyses multivariées s'avèrent très utiles lorsqu'on cherche à expliquer au mieux la répartition d'un groupe d'espèces (Peet, 1977). L'analyse canonique de redondance (ter Braak, 1986) met explicitement en relation deux matrices, soient celles à expliquer et celle contenant les variables explicatives. En effet, lors d'une analyse canonique de redondance (ACR), le processus d'ordination est directement influencé par l'action d'un ensemble de variables explicatives : l'ordination cherche les axes qui sont exprimés le mieux possible par une combinaison linéaire de variables environnementales. Une fois que la combinaison de variables est trouvée, un deuxième axe, linéairement indépendant de cette dernière et expliquant de façon optimale la variation restante de la matrice nommée « espèces », doit être créé. C'est la matrice de variables explicatives qui établit les valeurs propres, la direction et l'orthogonalité que prendront les axes. Ainsi, on a autant d'axes contraints que de variables explicatives. Toutefois, il est important de noter que chaque axe est en fait une combinaison linéaire ou en d'autres mots, un modèle de régression multiple de toutes les variables explicatives sélectionnées. Les valeurs propres des axes fournissent la quantité de variation des données expliquée par l'axe correspondant. Normalement, ce genre d'analyse utilise des données relatives à l'abondance de différentes espèces (Legendre et Legendre, 1998).

Néanmoins, dans cette présente étude, l'utilisation de l'analyse canonique de redondance a servi à évaluer l'importance des différents indices spatiaux calculés à l'aide du logiciel Fragstats 3.1. © Ainsi, dans ce cas-ci les indices spatiaux recueillis constituent la matrice à expliquer tandis que la matrice explicative est caractérisée par les variables associées à la présence d'une perturbation et les facteurs environnementaux responsables de la distribution spatiale.

Préalablement, le territoire à l'étude avait été délimité en 100 quadrats de 20 mètres par 20 mètres (Savage, 2001). Des données associées à ces quadrats telles que le drainage, la pierrosité, la submersion des sites, la situation topographique, la position sur la pente, la forme de la pente ont également été recueillies et ce, selon le type de végétation dominante et co-dominante (Savage, 2001). Au moyen d'un SIG, les données recueillies pour chaque quadrat ont été associées aux communautés végétales. Pour ce faire, la couche des quadrats a été superposée à celle des communautés végétales. De cette manière, il a alors été possible d'interpoler l'information contenue sur les quadrats à celle des groupements forestiers. Toutefois, étant donné l'échantillonnage, plus d'un quadrat pouvaient être au sein d'une même communauté forestière. Afin de contrer ce problème, le quadrat le plus représentatif de la communauté forestière a été sélectionné et ce, selon le type de végétation dominante associée au quadrat. Sur un total de 208 taches, 64 ont été retenues, soient celles pourvues d'un quadrat. Il est important de noter que les peuplements forestiers dont le pourcentage de recouvrement total est inférieur à 1 % et ceux n'ayant qu'une seule tache ont été éliminés. Des numéros associés à ces communautés ont ensuite été créés afin de les distinguer. Des indices spatiaux ont alors

été calculés pour toutes les communautés à l'aide de Fragstats 3.0.© et celles associées aux quadrats ont été retenues.

L'analyse canonique de redondance est composée de trois matrices. Les indices spatiaux constituent la variable expliquée tandis que les variables indicatrices de perturbations ainsi que les facteurs environnementaux recueillis par quadrat forment les matrices explicatives. Ainsi, la matrice environnementale est constituée des variables suivantes : dépression, topographie (haut de versant, mi-versant et bas de versant), altitude, drainage (interne et externe), escarpement, sommet, terrain plat ou replat, submersion, ensoleillement, pierrosité (sol et de surface) et pente. Les variables relatives à l'âge de l'espèce dominante qui renvoie à celui de la communauté, la dominance en espèces pionnières versus matures (présence de bouleau blanc, peuplier à grandes dents, érable à sucre, hêtre, érable rouge, thuya, pin blanc, sapin baumier, chêne rouge, bouleau jaune et épinette rouge), la présence de charbon et le pourcentage de chablis constituent la matrice-témoin de perturbations. La présence d'espèces pionnières indique qu'une perturbation aurait eu lieu contrairement aux espèces matures qui permet de supposer qu'elles y sont installées depuis un certain temps. Enfin, les indices spatiaux associés aux taches et non aux classes de taches choisis sont l'aire, le périmètre, l'indice fractal de forme, le cercle circonscrivant et l'indice de voisinage (ENN).

## IV. Résultats et interprétation

### *1. Analyse par découpage territorial*

Le tableau 2 indique la proportion de la zone recouverte par chaque communauté. Par exemple, la zone 4 est occupée à 4,1 % par la bétulaie à peuplier alors que 11,9 % de cette même zone est occupée par la peupleraie à érable. Le pourcentage total représente la proportion qu'occupe chacune des communautés dans le territoire. Le découpage territorial permet ainsi de constater que la SBL est majoritairement recouverte d'érablières à hêtre avec un pourcentage total de 14,2 % et de bétulaies à sapin baumier avec un pourcentage de 11 %. Les communautés forestières se retrouvant majoritairement dans la zone 4, c'est-à-dire la zone centrale, sont la peupleraie à érable, l'érablière à hêtre ainsi que la bétulaie à sapin baumier (figure 4). La zone 3 est également dominée par l'érablière à hêtre, suivi de la bétulaie à érable rouge et de la bétulaie à sapin baumier. L'érablière à hêtre, la bétulaie à érable rouge, la bétulaie à sapin baumier ainsi que l'érablière à bouleau jaune se concentrent dans la zone 2. Enfin, la zone 1 est en grande partie recouverte d'érablière à érable rouge et d'érablière rouge à peuplier.

Tableau 2. Proportion des zones recouvertes par chacune des communautés

Communauté	zone 1 (%)	zone 2 (%)	zone 3 (%)	zone 4 (%)	% total
Bétulaie à peuplier	0	3,9	4,2	4,1	3,6
Peupleraie à érable	0	0	1,3	11,9	1,8
Érablière à hêtre	5,0	15,6	16,6	11,1	14,2
Lacs	8,0	5,0	3,7	1,6	4,5
Bétulaie à sapin baumier	6,5	12,7	10,9	11,0	11,0
Bétulaie à érable rouge	4,0	8,9	12,5	2,5	9,0
Tourbière à éricacées	7,1	6,1	4,5	7,2	5,7
Sapinière à bouleau blanc	2,6	4,5	4,6	7,6	4,7
Cédrière à épinette rouge	4,1	4,4	3,2	4,6	3,9
Pinède blanche à épinette rouge	0	1,2	3,7	4,6	2,4
Peupleraie à sapin baumier	3,2	3,3	2,3	2,9	2,9
Érablière à chêne rouge	0	0,1	1,8	2,5	1,0
Cédrière à sapin baumier	3,1	5,8	6,2	7,3	5,9
Cédrière à bouleau blanc	10,2	3,7	0,6	2,5	3,2
Érablière à érable rouge	24,4	5,3	2,2	3,2	6,2
Bétulaie à érable à sucre	1,2	3,6	6,3	2,3	4,2
Érablière à bouleau jaune	1,9	8,9	6,4	9,5	7,2
Érablière rouge à bouleau blanc	0,1	4,8	5,2	3,5	4,2
Prucheraie à bouleau jaune	0,9	0,1	0,3	0	0,2
Érablière rouge à peuplier	17,7	0,6	0	0	2,4
Bétulaie jaune à sapin baumier	0	1,5	3,7	0	2,0
Total	100	100	100	100	100

L'érablière à hêtre est composée en grande partie d'érables à sucre et de hêtres à grandes feuilles. Le chevauchement des domaines climatiques de l'érablière laurentienne et de l'érablière à bouleau jaune expliquerait l'abondance de hêtre à grandes feuilles dans les érablières (Savage, 2001). Les trois dernières zones sont dominées par l'érablière à hêtre et la bétulaie à sapin qui constituent les deux peuplements les plus représentés sur le territoire de la SBL. La zone 1 est majoritairement recouverte d'érables rouges. L'érable rouge constitue une espèce bimodale, opportuniste et peut se retrouver dominante autant dans les milieux xériques qu'humides. Elle est donc en moyen de recoloniser des milieux variés. Sur le territoire de la SBL, les érablières rouges ont été favorisées par les perturbations et sont partie intégrante des peuplements transitoires.

Le tableau 3 affiche la proportion de chacune des communautés au sein des zones. Par exemple, 13 % des bétulaies à peuplier et 73 % des peupleraies à érable occupent la zone 4. Selon une perspective d'ensemble, si l'on tente de situer les communautés selon les zones au sein desquelles elles y sont le plus présentes (tableau 3), on remarque que les communautés pionnières sont répertoriées dans les zones 2, 3 et 4, les communautés transitoires dans les zones 1, 2 et 3 et enfin, les communautés matures, dans les zones 2 et 3. Finalement, tel qu'attendu, les communautés présentes dans les milieux humides, comme les cédrières, se retrouvent dans la zone 2, qui est caractérisée par la présence de lacs et de tourbières.

Il s'avère donc impossible de dire qu'un gradient de maturité des peuplements est présent du centre au pourtour de la SBL. Il est plus juste d'énoncer qu'un mélange des types de communautés soit présent. De plus, on constate que les coupes effectuées en périphérie de la station n'étaient possiblement pas d'une envergure si éminente, quoiqu'elles demeurent probablement à l'origine des espèces transitoires localisées à ces endroits. Le mélange des communautés serait plutôt le résultat des feux de forêt additionnés aux coupes forestières. On aurait pu s'attendre à apercevoir une différence significative en termes de composition d'espèces selon si on se trouve en bordure de la SBL ou au cœur de la forêt, puisque la partie centrale de la forêt ne possède aucune bordure comparativement aux zones externes, qui sont plus sujettes à l'effet de bordure. Toutefois, à la lumière des résultats obtenus grâce au découpage territorial, aucune différence majeure n'est notable entre le pourtour du territoire et le centre de celui-ci et ce, malgré le fait qu'il constitue un endroit à vocation de recherche protégé depuis plus de 40 ans.

**Tableau 3.** Proportion des diverses communautés au sein des zones de découpage

Communauté	Zone 1 (%)	Zone 2 (%)	Zone 3 (%)	Zone 4 (%)	Zone dominante
Bétulaie à peuplier	0	42,2	44,8	13,0	<b>2 et 3</b>
Peupleraie à érable	0	0	27,0	73,0	<b>1</b>
Érablière à hêtre	4,2	42,2	44,7	8,8	<b>2 et 3</b>
Lac	21	43,2	31,3	4,0	<b>3</b>
Bétulaie à sapin baumier	7,1	44,0	37,6	11,3	<b>2 et 3</b>
Bétulaie à érable rouge	5,4	38,2	53,3	3,1	<b>2</b>
Tourbière à éricacées	15	41,1	29,9	14,2	<b>3</b>
Sapinière à bouleau blanc	6,7	37,0	37,7	18,6	<b>2 et 3</b>
Cédrière à épinette rouge	13,0	42,9	31,0	13,5	<b>3</b>
Pinède blanche à épinette rouge	0	19,1	59,0	21,9	<b>2</b>
Peupleraie à sapin baumier	13,0	44,6	30,5	11,6	<b>3</b>
Érablière à chêne rouge	0	2,8	68,1	29,1	<b>2</b>
Cédrière à sapin baumier	6,4	38,2	41,1	14,2	<b>2 et 3</b>
Cédrière à bouleau blanc	39,0	45,4	6,8	9,0	<b>3</b>
Érablière à érable rouge	48,0	33,0	13,5	5,9	<b>4</b>
Bétulaie à érable à sucre	3,5	32,7	57,6	6,3	<b>2</b>
Érablière à bouleau jaune	3,2	47,6	34,1	15,2	<b>3</b>
Érablière rouge à bouleau blanc	0,2	43,6	46,8	9,4	<b>2 et 3</b>
Prucheraie à bouleau jaune	45,0	9,6	45,5	0	<b>2 et 4</b>
Érablière rouge à peuplier	90,0	9,7	0	0	<b>4</b>
Bétulaie jaune à sapin baumier	0	29,0	71,0	0	<b>2</b>

## 2. Analyse de contiguïté

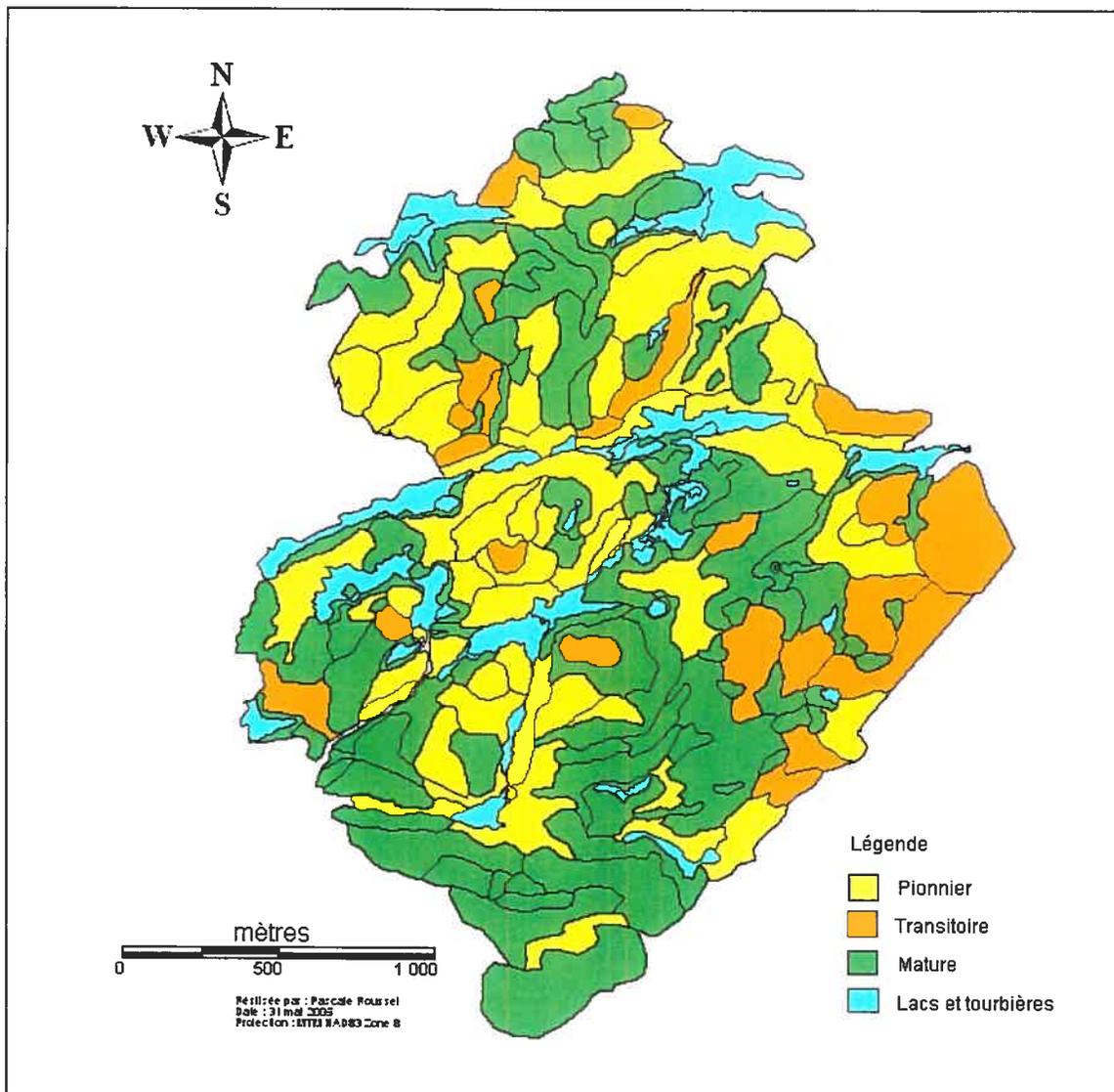
Dans l'optique de caractériser la structure spatiale du territoire à l'étude et, par le fait même, de connaître le degré d'adjacence entre les différentes communautés forestières, une analyse de contiguïté a été exécutée. Les résultats obtenus tiennent compte d'un facteur de pondération, soit le périmètre de la communauté. On constate que deux communautés pionnières, soient la peupleraie à érable et la bétulaie à érable rouge, sont davantage contiguës entre elles avec un pourcentage respectif de 16 % (tableau 4). La peupleraie à sapin baumier, qui demeure une communauté pionnière, est contiguë à une communauté transitoire, c'est-à-dire l'érablière à érable rouge avec 13,7 %. Dans un même ordre d'idées, 13,2 % de la bétulaie à peuplier est adjacente à la bétulaie à érable rouge. Les érablières à chêne rouge et à bouleau jaune sont contiguës et ce, avec un pourcentage de 12 %. La bétulaie à érable rouge est contiguë à 11,8 % à la

pinède blanche à épinette rouge. Les lacs sont contigus à 11 % avec les tourbières, ce qui est attendu, et il en est de même pour les cédrières à bouleau blanc contigus aux lacs à 11,3 %. Enfin, les deux communautés forestières recouvrant les plus grandes superficies, c'est-à-dire l'érablière à hêtre suivie de la bétulaie à sapin baumier sont contiguës à 10,8. Si l'on examine les pourcentages de contiguïté plus élevés que 6 % (indices surlignés dans le tableau 4), on remarque que les communautés pionnières ont en fait surtout tendance à être contiguës aux peuplements matures. Les communautés matures sont, pour leur part, majoritairement contiguës entre elles. Il est possible de visualiser, au moyen de la carte de distribution spatiale des communautés forestières de la SBL selon leur stade successional (figure 5), les patrons de perturbation possibles sur le territoire. En effet, on constate sur la carte que les peuplements matures s'agglomèrent majoritairement dans la partie méridionale de la SBL, tandis que les communautés pionnières, quoiqu'elles demeurent contiguës entre elles, ont également tendance à se rapprocher des communautés matures.

**Tableau 4.** Pourcentage de contiguïté entre deux communautés forestières (unité = %)

1 : Bétulaie à peuplier ; 2 : Peupleraie à érable ; 3 : Érablière à hêtre ; 4 : Lac ; 5 : Bétulaie à sapin baumier ; 6 : Bétulaie à érable rouge ; 7 : Tourbière à éricacées ; 8 : Sapinière à bouleau blanc ; 9 : Cédrière à épinette rouge ; 10 : Pinède blanche à épinette rouge ; 11 : Peupleraie à sapin baumier ; 12 : Érablière à chêne rouge ; 13 : Cédrière à sapin baumier ; 14 : Cédrière à bouleau blanc ; 15 : Érablière à érable rouge ; 16 : Bétulaie à érable à sucre ; 17 : Érablière à bouleau jaune ; 18 : Érablière rouge à bouleau blanc ; 19 : Prucheraie à bouleau jaune ; 20 : Érablière rouge à peuplier ; 21 : Bétulaie jaune à sapin baumier (Note : l'analyse a tenu compte d'un facteur de pondération i.e. le périmètre total de la communauté ; les indices surlignés en bleu représentent les pourcentages de contiguïté supérieurs à 6 %)

Comm.	Pionnière						Transitoire			Mature											Lacs et tourbières	
	1	2	5	6	11	16	15	18	20	3	8	9	10	12	13	14	17	19	21	4	7	
<b>Pionnière</b>																						
1	-	4.2	5.7	13.2	2.8	2.1	4.3	1.1	0	0.3	7.7	5.0	0	0.4	0	4.0	4.8	0	0	4.5	0	
2	-	-	4.8	16.1	5.3	1.7	0.2	5.1	0	3.8	7.3	2.0	5.5	0	3.0	0	5.0	0	0	0	2.7	
5	-	-	-	5.9	4.9	1.8	1.1	0.9	0	-	4.4	5.0	1.5	1.7	5.9	5.3	5.7	0	1.6	-	5.9	
6	-	-	-	-	2.3	1.6	2.3	4.0	2.3	-	2.9	1.4	11.3	0	3.2	4.0	1.7	0	1.9	-	5.9	
11	-	-	-	-	-	2.1	13.7	0.3	0	-	-	-	-	0	0.8	0.8	1.6	0	2.3	-	-	
16	-	-	-	-	-	-	-	2.8	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0	7.0	-	-	
<b>Transition</b>																						
15	-	-	-	-	-	4.1	-	2.9	3.2	-	-	-	-	-	-	-	5.8	1.7	3.0	-	-	
18	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	0	0.8	-	-	
20	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	
<b>Mature</b>																						
3	-	-	10.3	3.8	0.6	5.2	2.5	4.9	0	-	2.2	2.1	2.4	4.8	9.3	4.0	7.1	0.5	3.3	0	0	
8	-	-	-	-	1.1	4.7	3.0	1.9	1.5	-	-	4.7	2.8	1.3	5.4	2.1	3.5	0	0.7	-	-	
9	-	-	-	-	0	1.1	0	3.4	0	-	-	-	1.0	0	4.5	2.2	3.3	0	0.2	-	-	
10	-	-	-	-	3.1	2.3	1.8	5.7	0	-	-	-	-	0	0	0	0	0	0	-	-	
12	-	-	-	-	-	0	9.3	1.5	0	-	-	-	-	-	3.1	0	12.1	3.3	0	-	-	
13	-	-	-	-	-	5.6	3.9	4.9	3.5	-	-	-	-	-	-	0.6	3.3	0.3	1.6	-	-	
14	-	-	-	-	-	0	3.2	0	0	-	-	-	-	-	-	-	5.1	0	0	-	-	
17	-	-	-	-	-	-	-	4.6	0	-	-	-	-	-	-	-	-	0.8	2.8	-	-	
19	-	-	-	-	-	-	-	-	9.3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	
21	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
<b>Lacs et tourbières</b>																						
4	-	-	9.3	1.4	2.1	0.5	0.8	0	0	-	7.1	2.1	1.5	0	5.5	11.3	0	0	0.2	-	11.0	
7	-	-	-	-	5.2	1.0	0	1.1	0	-	6.5	9.0	3.6	0	7.3	2.8	0.3	0	2.0	-	-	



**Figure 5.** Distribution spatiale des communautés forestières de la SBL selon leur stade successional

### *3. Analyse de la structure spatiale*

#### *Le morcellement*

Le morcellement des diverses communautés forestières présentes à la SBL, qui se veut une mesure de densité des taches au sein d'un paysage, est présenté dans le tableau 5. Le morcellement est élevé lorsque le rapport entre la superficie totale de la classe et le nombre de taches est petit. Le morcellement est un indicateur de l'importance de l'effet de lisière au sein d'un paysage. L'érablière rouge à peuplier présente le morcellement le moins élevé, car elle n'est représentée que par une seule tache. À l'exception de cette communauté, l'érablière à hêtre demeure la classe la moins fragmentée avec une superficie équivalente à 26,8 hectares occupant 13,5 % du territoire et possédant 10 taches. La bétulaie à érable rouge occupe le second rang en termes de morcellement avec une superficie égale à 17,7 hectares suivie de l'érablière à bouleau jaune (15,5 hectares) et de la bétulaie à sapin baumier (14,4 hectares). Par ailleurs, on remarque que les hauts niveaux de morcellement sont surtout associés aux communautés matures. En ordre croissant de morcellement, on retrouve la pinède blanche à épinette rouge (5,7 ha) suivie de l'érablière à chêne rouge (3,9 ha) et de la prucheraie à bouleau jaune (2,4 ha).

**Tableau 5.** Distribution du nombre de taches selon les différentes classes de superficie des trois stades successionnels (Note : les valeurs surlignées en vert représentent les superficies moyennes les plus élevées et les valeurs surlignées en jaune représentent les superficies moyennes les moins élevées.)

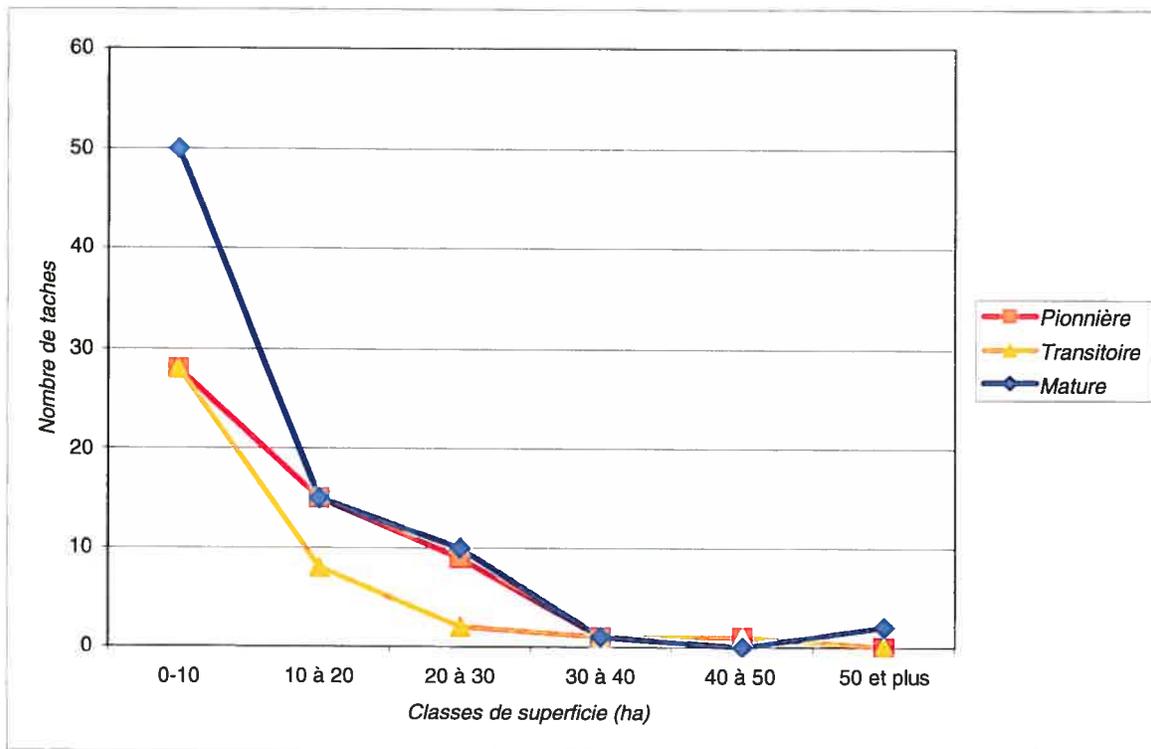
Communautés	Nombre de taches	Superficie des communautés (ha)	Superficie moyenne des taches (ha)	% du territoire
<b>Pionnières</b>				
Bétulaie à peuplier	11	70,5	6,4	3,5
Peupleraie à érable	4	36,0	9,0	1,8
Bétulaie à sapin baumier	15	216,2	14,4	10,9
Bétulaie à érable rouge	10	177,0	17,7	8,8
Peupleraie à sapin baumier	6	63,1	10,5	3,1
Bétulaie à érable à sucre	7	84,2	12,0	4,2
<b>Transitoires</b>				
Érablière à érable rouge	10	115,6	11,6	5,8
Érablière rouge à bouleau blanc	7	82,5	11,8	4,1
Érablière rouge à peuplier	1	62,7	62,7	3,1
<b>Matures</b>				
Érablière à hêtre	10	268,0	26,8	13,5
Sapinière à bouleau blanc	14	114,6	8,2	5,7
Cédrière à épinette rouge	12	81,5	6,8	4,1
Pinède blanche à épinette rouge	10	57,3	5,7	2,9
Érablière à chêne rouge	5	19,7	3,9	1,0
Cédrière à sapin baumier	15	115,6	7,7	5,8
Cédrière à bouleau blanc	8	62,1	7,8	3,1
Érablière à bouleau jaune	9	139,7	15,5	7,0
Prucheraie à bouleau jaune	2	4,8	2,4	0,2
Bétulaie jaune à sapin baumier	5	39,5	7,9	2,0
<b>Lacs et tourbières</b>				
Lac	24	94,6	3,9	4,7
Tourbière à éricacées	23	95,1	4,1	4,9
<b>Total</b>	<b>208</b>	<b>2000,3</b>	-	<b>100</b>

Tel que mentionné plus haut, si l'on regroupe les communautés forestières selon leur stade successional, on constate que les peuplements matures possèdent un degré de morcellement supérieur aux autres communautés. Certes, les valeurs extrêmes présentes au sein de ce type successional, soient celles correspondant à l'érablière à hêtre et à l'érablière à bouleau jaune, influencent la moyenne des valeurs de morcellement. Or, si l'on calcule la médiane pour chaque type successional et ce, afin d'éliminer ces valeurs

comparaison, la médiane des peuplements pionniers équivaut à 11,3 tandis que celle des peuplements transitoires est de 11,8. Ainsi, les peuplements matures constituent le stade successional étant le plus morcelé.

### L'aire

La comparaison entre la distribution du nombre de taches selon la superficie des trois types successionnels (figure 6) permet de constater que les communautés matures constituent le type successional ayant la proportion de petites taches la plus élevée. On remarque également que plus les superficies augmentent et plus l'écart entre le nombre de taches des divers stades successionnels diminue. Les communautés pionnières et de transition sont toutes deux caractérisées par des courbes similaires et ce, à des superficies se situant au-delà de 30 hectares. Les communautés transitoires sont situées sous la barre des deux autres types de communautés en raison de leur nombre de taches peu élevé sur le territoire. Enfin, la majorité du territoire à l'étude est composé de petites taches allant de 0 à 20 hectares.

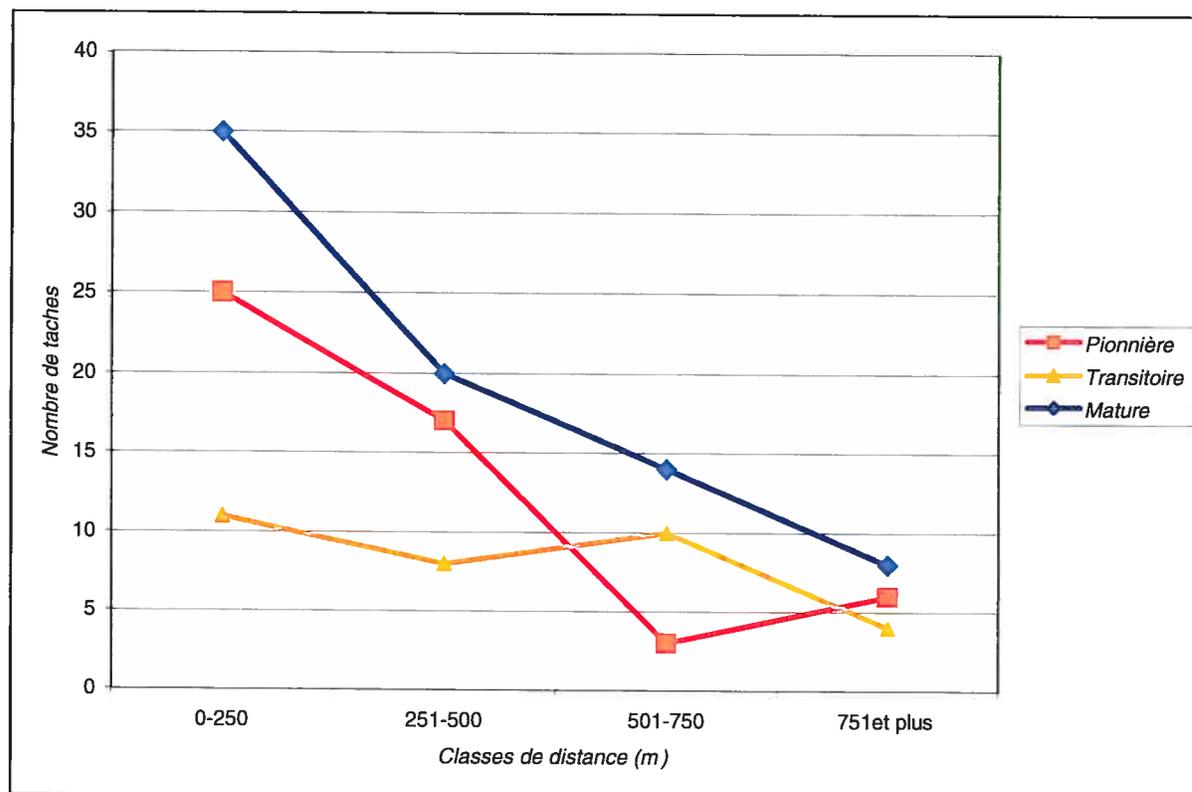


**Figure 6.** Distribution du nombre de taches selon les différentes classes de superficie des trois stades successionnels

### Le voisinage

En comparant la proportion du nombre de taches selon la distance entre les divers stades successionnels et leur plus proche voisin de même classe (figure 7), on remarque que ce sont les communautés matures qui possèdent le plus de taches (35) dont la distance avec une tache de même classe est inférieure à 250 mètres. Elles sont suivies de près par les communautés pionnières avec un total de 25 taches. La pente de la courbe associée aux communautés transitoires présente une moins grande variation. On comprend donc que les taches de ces communautés regroupées par classes de distance sont caractérisées par une répartition plus homogène au sein du territoire. Une proportion élevée de taches appartenant aux communautés matures et pionnières, qui possèdent une

distance inférieure à 250 mètres, sous-entend que ces communautés sont plus regroupées entre elles.



**Figure 7.** Distribution de la proportion des taches selon la distance entre les différents stades successionnels et leur voisin de même classe le plus proche

Le tableau 6 présente les différentes mesures de tendance centrale pour l'indice de voisinage calculé pour les stades successionnels relatifs aux communautés de la SBL. À prime abord, la faiblesse de la médiane par rapport à l'étendue sous-entend que les valeurs extrêmes influence directement la mesure du voisinage des stades de succession. Les communautés pionnières (261,3 m) constituent le stade de maturité étant le moins isolé, suivi des lacs et des tourbières (293,4 m). Ensuite, viennent les communautés transitoires et les communautés matures avec une moyenne respective de 393,0 et 493,7 mètres. Les communautés pionnières, matures et de transition ont un indice de symétrie équivalent à 1,8, 2,4 et -0,5, tandis que leur coefficient d'aplatissement respectif est 3,3,

5,9 et -0,8. L'étendue calculée permet de noter que les stades successionnels dont les valeurs varient le moins sont les communautés pionnières (1500,1 m), les lacs et les tourbières (1275,4 m) et les communautés dites de transition (2287,5 m) suivies par les peuplements matures (2751,8 m).

**Tableau 6.** Mesures de tendance centrale pour l'indice de voisinage des divers stades successionnels

Coefficients / Stades successionnels	Mature	Pionnier	Transitoire	Lacs et Tourbières
Moyenne	493,7	261,3	393,0	293,4
Médiane	293,3	251,4	424,2	88,9
Étendue	2751,8	1500,1	2287,5	1275,4
Aplatissement	5,9	3,3	-0,8	1,5
Symétrie	2,4	1,8	-0,5	1,4

### La forme

L'indice de forme (*Shape index*) suggère que les taches comprises sur le territoire à l'étude possèdent des frontières relativement irrégulières (tableau 7). À première vue, les communautés matures et pionnières possèdent un indice de forme identique. Ces résultats laissent sous-entendre que la forme des taches de ces communautés s'éloigne d'une apparence circulaire. Toutefois, les communautés transitoires se démarquent des autres types successionnels avec des taches plus compactes (1,5), c'est-à-dire de forme plus précise par rapport aux autres taches de communautés des divers stades successionnels. Les communautés situées à proximité des lacs et des tourbières, sont caractérisées par un indice de forme élevé (tableau 4). Il est possible de conclure que le stade successionnel n'a pas un grand rôle à jouer sur la forme des taches, mais que celle-ci semble plutôt fonction d'une part, de la proximité des lacs et tourbières, et d'autre part, des facteurs environnementaux tels que la pente, le drainage, la submersion et la pierrosité.

**Tableau 7.** Forme des principaux stades successionnels (Note : les indices surlignés en jaune représentent les valeurs les plus élevées donc les formes les plus complexes.)

Communauté	Indice de forme
<b>Pionnière</b>	
Bétulaie à peuplier	1,5
Peupleraie à érable	1,6
Bétulaie à sapin baumier	2,1
Bétulaie à érable rouge	1,9
Peupleraie à sapin baumier	1,8
Bétulaie à érable à sucre	1,9
<b>Moyenne</b>	<b>1,8</b>
<b>Transitoire</b>	
Érablière à érable rouge	1,6
Érablière rouge à bouleau blanc	1,5
Érablière rouge à peuplier	1,4
<b>Moyenne</b>	<b>1,5</b>
<b>Mature</b>	
Érablière à hêtre	1,7
Sapinière à bouleau blanc	1,8
Cédrière à épinette rouge	2,0
Pinède blanche à épinette rouge	1,7
Érablière à chêne rouge	1,6
Cédrière à sapin baumier	1,9
Cédrière à bouleau blanc	2,6
Érablière à bouleau jaune	1,8
Prucheraie à bouleau jaune	1,3
Bétulaie jaune à sapin baumier	1,8
<b>Moyenne</b>	<b>1,8</b>
Lac	2,0
Tourbière à éricacées	2,5
<b>Moyenne</b>	<b>2,3</b>

### Le mélange

Avec une valeur IJI (indice *Interspersion and Juxtaposition*) de 82,9 %, les communautés forestières définies comme pionnières demeurent le groupement où les taches sont les plus susceptibles d'être adjacentes à celles des autres types de communautés (tableau 8). Elles sont suivies de près par les communautés matures (IJI =

75,9 %) et par les communautés transitoires (IJI = 74,2 %). Finalement, le dernier rang appartient aux lacs et tourbières (IJI = 74,0 %).

**Tableau 8.** Indice de mélange pour les diverses communautés forestières (Note : les indices surlignés en jaune représentent les valeurs les plus élevées donc un mélange plus important.)

Communauté	IJI
<b>Pionnière</b>	
Bétulaie à peuplier	79,5
Peupleraie à érable	80,4
Bétulaie à sapin baumier	89,2
Bétulaie à érable rouge	89,7
Peupleraie à sapin baumier	78,1
Bétulaie à érable à sucre	80,4
<b>Moyenne</b>	<b>82,9</b>
<b>De Transition</b>	
Érablière à érable rouge	91,4
Érablière rouge à bouleau blanc	82,3
Érablière rouge à peuplier	48,9
<b>Moyenne</b>	<b>74,2</b>
<b>Mature</b>	
Érablière à hêtre	84,0
Sapinière à bouleau blanc	92,0
Cédrière à épinette rouge	79,2
Pinède blanche à épinette rouge	71,1
Érablière à chêne rouge	60,1
Cédrière à sapin baumier	85,5
Cédrière à bouleau blanc	70,1
Érablière à bouleau jaune	83,3
Prucheraie à bouleau jaune	56,7
Bétulaie jaune à sapin baumier	77,3
<b>Moyenne</b>	<b>75,9</b>
Lac	70,3
Tourbière à éricacées	77,7
<b>Moyenne</b>	<b>74,0</b>

### Synthèse

Essentiellement, les indices spatiaux ont permis d'étudier les divers patrons spatiaux ainsi que la structure globale des communautés forestières présentes à la SBL. En outre, la catégorisation des communautés selon leur stade successional a permis de

constater que le territoire à l'étude est majoritairement composé de communautés matures et pionnières. Les communautés matures sont caractérisées par une forte proportion de petites taches. L'analyse de voisinage, visant à connaître la distance moyenne entre les taches d'un même genre de communauté, révèle que les communautés matures et pionnières apparaissent comme étant les plus rapprochées les unes des autres, avec une proportion élevée de taches ayant une distance de 250 mètres et moins avec une tache du même type de communauté. D'un autre côté, le grand nombre de petites taches de communautés pionnières, considérées comme très opportunistes et à grande amplitude écologique, semble également favoriser le mélange de celles-ci avec les autres stades successionnels. Enfin, l'analyse de la forme des taches ne semble pas avoir été en mesure de distinguer les stades successionnels. Malgré cela, on a tout de même noté des formes plus compactes pour les communautés transitoires, et ce, comparativement aux deux autres stades successionnels.

#### *4. Analyse canonique de redondance*

Dans le cadre de ce projet, l'analyse canonique de redondance permet de positionner la matrice-réponse qui est composée des différents indices spatiaux calculés pour différentes taches de communautés forestières par rapport aux variables environnementales et témoin des perturbations qui constituent les matrices explicatives. Les variables environnementales et témoin des perturbations étant considérées comme significatives selon les résultats des tests de permutation de Monte Carlo sont les variables dépression, celles relatant la présence de hêtre, d'érable rouge et de peuplier à grandes dents ainsi que le pourcentage de chablis.

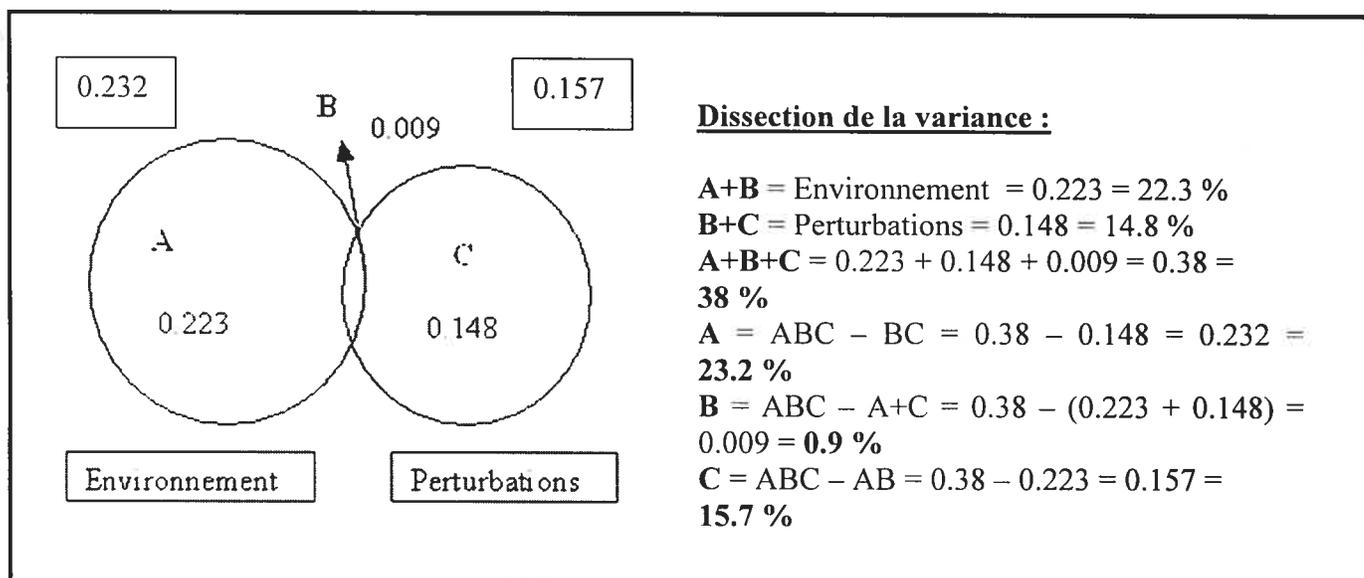
Tel qu'indiqué dans le tableau 9, la seule variable environnementale significative demeure la présence d'une dépression. Néanmoins, il s'avère important de constater que cette variable explique une proportion élevée de la variance à elle seule, soit 23,2 %. En ce qui a trait aux variables-témoin de perturbation, la présence de hêtre explique 6 % de la variance, tandis que les variables indicatrices de la présence de peuplier à grandes dents et d'érable rouge sont caractérisées par des effets conditionnels respectifs de 3 % et 4 %. L'effet marginal représente la variance expliquée par chaque variable associée à la présence d'une perturbation ainsi que chaque facteur environnemental et ce, de façon individuelle. L'effet conditionnel représente la variance supplémentaire qui est expliquée par l'ajout d'une autre variable au modèle. Le pourcentage de chablis, quant à lui, explique 3 % de la variance. L'ensemble des variables-témoins des perturbations à la SBL explique environ 16 % de la variance totale.

La figure 8 présente la dissection de la variance de la matrice à expliquer, qui est constituée des indices spatiaux et les matrices explicatives environnementales et témoin des perturbations, à partir des analyses de redondance du jeu de données. La figure présente trois fractions distinctes pour l'analyse des résultats, soient la fraction A qui représente la matrice-environnement, la fraction B qui compose la matrice-témoin des perturbations et finalement, la fraction C qui est en fait l'intersection entre les deux matrices existantes. La matrice-réponse explique 38 % de la variance. La fraction représentant l'intersection entre les deux matrices explicatives est minime, ce qui signifie que la variation due à la matrice environnementale ne peut être expliquée en même temps par la matrice-témoin des perturbations et vice-versa. En raison de l'interaction négligeable entre les deux matrices, on peut conclure qu'elles interagissent davantage de

façon indépendante. Par exemple, les sites dont les indices sont décrits par une perturbation ne correspondent pas nécessairement à ceux reliés aux variables environnementales. D'une part, le pourcentage de la variance expliquée dans le cas où la matrice environnementale inclut cette portion caractérisée par l'interaction entre celle-ci et la matrice-témoin des perturbations est équivalent à 22,3 %. D'autre part, la fraction totale entre la variable-témoin des perturbations et l'intersection avec la matrice explicative environnementale correspond à 14,8 % de la variance totale.

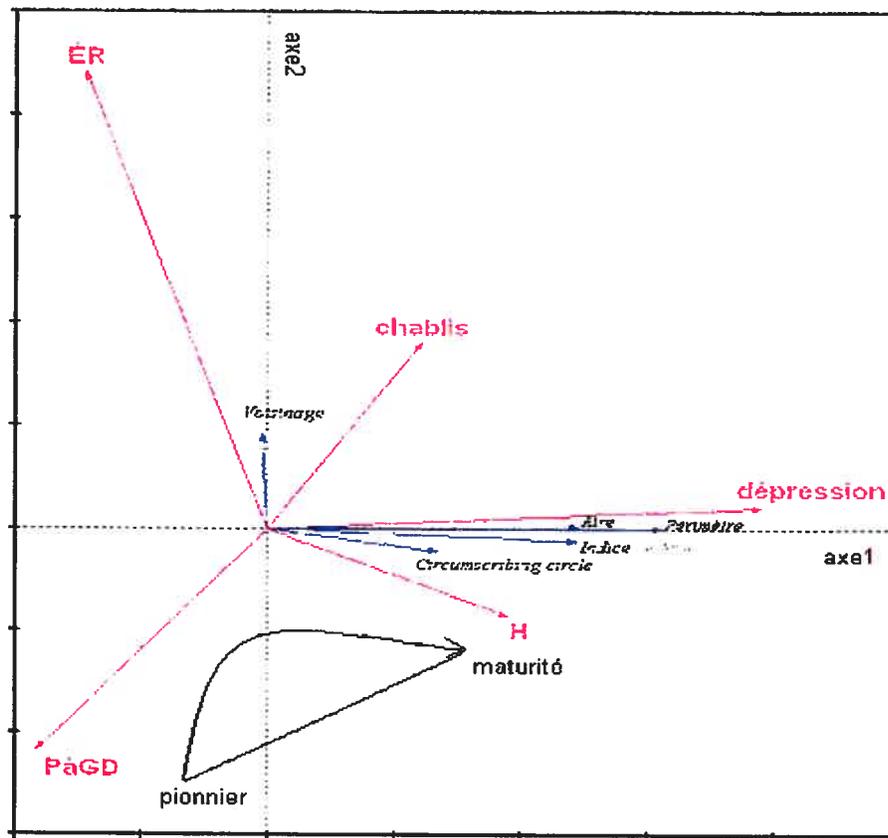
**Tableau 9.** Variance expliquée par chaque variable explicative environnementale et témoin des perturbations en termes d'effet conditionnel. La signification statistique a été évaluée à l'aide des tests de Monte Carlo (999 permutations).

Variables	Effet marginal	Effet conditionnel	P
<b>Environnementales</b>			
Dépression	0,23	0,23	0,001
Haut de versant	0,05	0,02	0,206
Mi-versant	0	0	0,771
Bas de versant	0	-	-
Altitude	0,05	0,01	0,807
Drainage interne	0,02	0	0,762
Drainage externe	0,02	0,02	0,115
Escarpement	0,02	0,02	0,283
Submersion	0,01	0	0,911
Sommet	0,01	0,02	0,296
Ensoleillement	0,01	0,03	0,124
Plat (terrain plat ou replat)	0	0,01	0,526
Pierrosité sol	0	0	0,802
Pierrosité surface	0	0	0,691
Pente	0	0	0,406
<b>Perturbations</b>			
Hêtre	0,06	0,06	0,056
Peuplier à grandes dents	0,05	0,03	0,106
Érable rouge	0,03	0,04	0,119
Érable à sucre	0,01	0	0,727
Bouleau blanc	0	0,01	0,422
Pin blanc	0	0,01	0,736
Épinette rouge	0	0	0,623
Bouleau jaune	0	0	0,705
Thuya	0	0,01	0,813
Sapin baumier	0	0,01	0,305
Chablis	0,02	0,03	0,119
Charbon	0,01	0	0,573
Âge	0,03	0,02	0,264



**Figure 8.** Partition de la variance de la matrice-réponse des indices spatiaux entre les matrices explicatives environnementales et témoin des perturbations à partir des analyses de redondance du jeu de données. Trois fractions pour l'analyse des résultats sont présentées : A représente la matrice-environnement ; B = matrice-témoin des perturbations et C = intersection entre les deux matrices.

Le diagramme de double-projection (figure 9) affiche les résultats de l'analyse canonique de redondance lorsque toutes les fractions de la variance (A,B,C) sont considérées, c'est-à-dire la matrice-réponse des indices spatiaux et les matrices explicatives relatives aux variables environnementales et celles indicatrices de perturbations. La quasi-totalité de l'explication de la variance peut se faire à partir de l'axe premier (38 %). Le seuil acceptable en termes de probabilité est équivalent à 0.001 après 999 permutations.



**Figure 9.** Diagramme de double-projection de l'analyse canonique de redondance de la matrice-réponse des indices spatiaux et des matrices explicatives environnementales et témoin des perturbations. Le modèle explique 38 % de la variance. L'axe 1 = 0,380 de la variance ( $P = 0.001$  après 999 permutations); l'axe 2 = 0,001 ( $P = 0.001$  après 999 permutations). (Note : ÉR : érable rouge; H : hêtre; PaGD : peuplier à grandes dents)

À première vue, on remarque que le diagramme présente un gradient de maturité des peuplements forestiers en fonction de l'axe premier. En effet, les espèces résultantes soient le hêtre, l'érable rouge et le peuplier à grandes dents, représentent en quelque sorte les différents stages d'évolution de la végétation forestière de la SBL. Le hêtre constitue

le peuplement mature. L'érable rouge est une espèce bimodale qui compose le peuplement transitoire et le peuplier à grandes dents correspond au groupement pionnier.

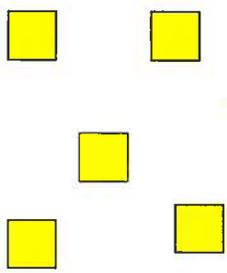
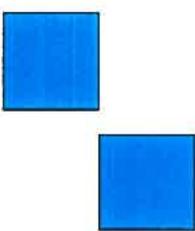
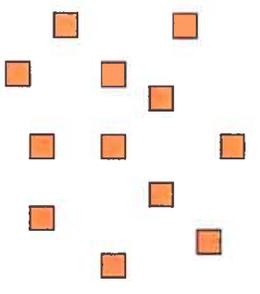
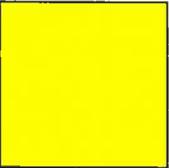
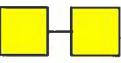
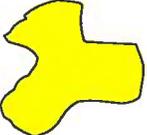
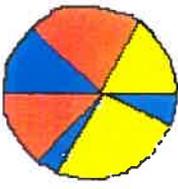
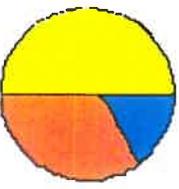
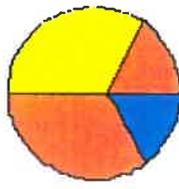
On remarque la relation toute particulière entre le peuplier à grandes dents et la variable chablis. Les chablis permettent la transition entre les peuplements et ce, en permettant généralement le renouvellement d'une partie du peuplement. On constate ainsi que les peupliers auraient par conséquent été victimes des vents. Les peupliers possèdent une architecture au long tronc droit avec une cime aplatie en parasol et leurs racines demeurent très peu profondes, ils sont donc très vulnérables aux grands vents (Burns et Honkala, 1990). Il va de soi que les chablis sont fréquents dans les communautés caractérisées par les peupliers. Dans ce cas-ci, les trouées créées seraient bénéfiques au développement des érables, déjà établis en sous-bois. Par ailleurs, on remarque que la présence de communautés matures est corrélée avec la forme des taches (figure 9). En fait, une perturbation de plus petite envergure serait la source de l'implantation des peuplements matures, ce qui expliquerait ses formes plus complexes. Les macro-perturbations, pour leur part, créent des espaces ouverts de superficie supérieure produisant ultérieurement des taches majoritairement circulaires. De plus, ces peuplements matures sont caractérisés par une étroite corrélation avec l'aire. Ceci est pareillement représenté à l'aide de l'analyse spatiale qui démontre que le territoire de la SBL est majoritairement composé de taches de petite taille de communautés ayant atteint un état de climax.

## 5. Synthèse des résultats

Dans un premier volet, le découpage spatial de la SBL en différentes zones permet de caractériser, en termes de pourcentage de recouvrement, la constitution exacte de celle-ci. Les résultats illustrent que la composition en termes de communautés forestières n'est pas très différente entre le pourtour du territoire et le centre de celui-ci.

Dans un deuxième volet, la matrice de contiguïté révèle le degré d'adjacence entre les diverses communautés. On remarque que les peuplements matures ont tendance à avoir un pourcentage de contiguïté supérieur tandis que les communautés pionnières sont plus contiguës aux peuplements matures.

La caractérisation de la structure spatiale demeure un atout important lorsqu'il est question de valorisation du territoire. Les indices spatiaux calculés résument bien la structuration dans l'espace de la forêt de la SBL (figure 10). En ce sens, l'analyse de la structure spatiale soulève quelques tendances quant au gradient de succession des espèces. Les résultats illustrent que les communautés matures et pionnières définies par de petites taches composent une grande partie du territoire. Le haut niveau de morcellement des communautés matures corrèle avec sa quantité élevée de petites taches à l'intérieur du territoire. Les taches de communautés pionnières sont également rapprochées les unes des autres et leur degré d'adjacence aux taches des autres communautés est supérieur.

<i>Stade successional / Indices spatiaux</i>	<b>Pionnier</b>	<b>Transitoire</b>	<b>Mature</b>
<b>Morcellement</b>			
<b>Aire</b>			
<b>Voisinage</b>			
<b>Forme</b>			
<b>Mélange</b>			

**Figure 10.** Diagramme synthèse des indices spatiaux selon le stade successional (adapté de Soucy-Gonthier, 2003)

Le haut degré de mélange des communautés pionnières est explicable par l'analyse précédente de contiguïté qui soutient que les taches de ces peuplements, souvent de petite taille, tendent à être adjacentes aux taches des peuplements matures. Les formes les plus complexes et irrégulières caractérisent également les taches de communautés pionnières et matures, tandis que les taches des communautés transitoires, qui sont situées en grande partie au pourtour de la SBL, possèdent des formes plus compactes et moins complexes. Les taches des communautés de transition apparaissent comme étant les moins fragmentées.

L'analyse canonique de redondance a permis de démontrer la présence d'un gradient de maturité des peuplements. De plus, les taches des peuplements matures sont caractérisées par des taches de petite taille. Enfin, les chablis sont majoritairement constitués de peupliers à grandes dents, espèce qui par sa physionomie est sujette au renversement par grands vents.

Malgré le fait que l'information relative aux signes de perturbations demeure difficile à échantillonner, il est incontestable de dire qu'elles ont bel et bien eu lieu, étant donné entre autres le recensement d'espèces pionnières sur le territoire à l'étude. Ainsi, lorsque l'on fait un survol des résultats, on constate que de façon générale, le paysage actuel est en train de se restructurer de façon naturelle. Les résultats démontrent que l'impact résultant des perturbations tend à se dissimuler de plus en plus dans le paysage, étant donné l'ampleur des populations végétales matures vis-à-vis les communautés

pionnières qui s'installent peu d'années après la perturbation (de Blois et Bouchard, 1995).

## IV. CONCLUSION

L'étude de la recolonisation forestière suite à des perturbations a suscité beaucoup d'intérêt de la part des écologistes. Toutefois, il y avait nécessité de mieux comprendre la répartition spatiale des communautés à l'échelle d'une forêt feuillue; une analyse portant sur cette distribution spatiale des peuplements forestiers de la Station de Biologie de l'Université de Montréal a donc été proposée. Le choix de la SBL demeure intéressant : d'une part, en raison des perturbations ayant façonné le paysage que l'on connaît actuellement et, d'autre part, puisque ce territoire est situé à la limite de deux domaines climatiques.

Si l'on considère le paysage comme Dajoz (1996) le suggère, soit en tant que « une surface hétérogène constituée par un ensemble d'écosystèmes qui se répètent ça et là sous des formes identiques et qui sont en interaction », il demeure important de comprendre comment les organismes s'organisent et interagissent avec leur environnement immédiat et ce, dans un contexte spatial. La discipline de l'écologie spatiale procure un cadre théorique qui permet une meilleure connaissance de la distribution de la structure donnée suite aux interactions dans un environnement hétérogène. Par ailleurs, l'émergence des systèmes d'information géographique au cours des dernières années permet de modéliser la distribution spatiale des processus écologiques. La mesure d'hétérogénéité au sein du paysage conduit à l'adoption du modèle de mosaïque selon lequel le territoire est composé d'un assemblage d'éléments de nature différente soit, dans le cas présent, d'une collection de taches distinctes.

Dans le but de mieux comprendre la répartition des peuplements forestiers, une carte numérique des communautés forestières de la SBL ainsi que la base de données qui lui est associée ont été employées. Dans un premier temps, le découpage du paysage en zones a permis de déterminer l'emplacement exact des communautés de même que leur pourcentage de recouvrement au sein du territoire. Ainsi, le territoire de la SBL est majoritairement recouvert de peuplements matures et on note un mélange des communautés à travers les zones. L'analyse de contiguïté, pour sa part, suggère une caractérisation du degré d'adjacence entre les groupements forestiers et permet de constater que les peuplements matures ont tendance à être plus contigus. Le logiciel Fragstats 3.1.© a permis, d'analyser les patrons spatiaux relatifs au territoire. Les taches de peuplements matures sont plus morcelées et majoritairement de petite taille. Un grand nombre de taches associées aux communautés matures sont plus distancées entre elles. Le mélange au sein des communautés pionnières est plus élevé, ce qui concorde avec l'analyse de contiguïté qui stipule que ces peuplements sont contigus aux peuplements matures. Enfin, l'analyse canonique de redondance a permis d'expliquer la relation entre les indices spatiaux et les variables environnementales ainsi que les variables indicatrices de perturbations. Un gradient de maturité des peuplements émerge de cette analyse. En effet, l'analyse de redondance révèle que, pareillement à celle utilisant des indices spatiaux, les taches des communautés matures sont caractérisées par de petites superficies et des formes complexes. Les peupliers à grandes dents, soit une espèce pionnière, concordent avec la présence de chablis.

Notre étude indique que la SBL est sujette à un réaménagement naturel. En fait, les communautés forestières semblent se réorganiser de façon à ce que les peuplements matures l'emportent d'ici quelques années sur les communautés pionnières. L'impact suite aux perturbations est moins percevable aujourd'hui et ne semble plus être la cause première de l'organisation spatiale des communautés.

L'approche employée au cours de cette étude est facilement réutilisable dans le cadre d'autres études portant sur la distribution spatiale de la végétation et est également applicable à d'autres régions du Québec. Une analyse plus approfondie sur la propagation des semis permettrait d'éclaircir les processus de recolonisation selon d'autres facteurs tels que le vent, les animaux, etc.

## RÉFÉRENCES

---

Anseau, C., G. Gagnon et L. Vasseur. 1996. Domaine de l'érablière à tilleul. Pages 183-196 in Bérard et Côté (éditeurs). Manuel de foresterie. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Les Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy, Québec.

Archambault, L., J. Morissette et M. Bernier-Cardou. 1997. Succession forestière après feu dans la sapinière à bouleau jaune du Bas-Saint-Laurent, Québec. *The Forestry Chronicle* **73** (6) : 702-710.

Bérard, J. et M. Côté (éditeurs). 1996. Manuel de foresterie. Les Presses de l'Université Laval, Québec, Québec, Canada.

Bergeron, Y., 2000. Species and stand dynamics in the mixed woods of Quebec's southern boreal forest. *Ecology* **81** (6) : 1500-1516

Bergeron, Y., A. Bouchard et A. Leduc. 1988. Les successions secondaires dans les forêts du Haut-Saint-Laurent, Québec. *Naturaliste canadien* **115** : 19-38.

Bouchard, A. et J. Brisson. 1996. Domaine de l'érablière à caryer. Pages 160-170 in Bérard et Côté (éditeurs). Manuel de foresterie. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Les Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy, Québec.

Burel, F. et J. Baudry. 1999. *Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Lavoisier. Paris. 359 p.

Burns, R.M. et B.H. Honkala (éditeurs). 1990. *Silvics of North America*. Forest Service, U.S.D.A. Agr. Handbook. 654 p.

Burrough, P.A. 1986. *Principles of geographical information systems for land resources assessment*. Clarendon Press. Oxford University Press, Oxford (Oxfordshire), New York, 193 p.

Cushman, S.A. et K. McGarigal. 2002. Hierarchical, Multi-scale decomposition of species-environment relationships. *Landscape Ecology* **17** : 637-646.

Dajoz, R., 1996. *Précis d'écologie*. Dunod, Paris. 551 p.

de Blois, S. et A. Bouchard. 1995. Dynamics of *Thuja occidentalis* in an agricultural landscape of southern Quebec. *Journal of Vegetation Science* **6** : 531-542.

Farina, A. 1998. *Principles and methods in Landscape Ecology*. Chapman & Hall, New York. 235 p.

Forman, R.T.T. et M. Godron. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York. 619 p.

- Frelich, L.E. et P.B. Reich. 1995. Spatial patterns and succession in a Minnesota southern-boreal forest. *Ecological Monographs* **65** (3) : 325-346.
- Gagnon, R. 1975. Flore de la Station de Biologie de l'Université de Montréal. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, Montréal, Québec, Canada.
- Gauthier, S. et D. Gagnon. 1990. La végétation des contreforts des Laurentides : une analyse des gradients écologiques et du niveau successional des communautés. *Canadian Journal of Botany* **68** : 391-401.
- Gauvin, C. et A. Bouchard. 1983. La végétation forestière du Parc du Mont-Orford, Québec. *Canadian Journal of Botany* **61** : 1522-1547.
- Geary, R.C. 1954. The contiguity ratio and statistical mapping. *The Incorporated Statistician*. pp. 115-145.
- Gilbert, M. 2001. Spatial Ecology of *Dendroctonus micans* (Kug.) (Coleoptera : Scolytidae). Ph.D. Thesis, Free University of Brussels, Brussels, Belgium.
- Grandtner, M.M. 1966. La végétation forestière du Québec méridional. Les Presses de l'Université Laval, Québec.
- Greig-Smith, P. 1964. Quantitative plant ecology. 2<sup>e</sup> édition. Butterworths. London. 256 p.
- Grondin, P. 1996. Domaine de l'érablière à bouleau jaune. Pages 183-196 *in* Bérard et Côté (éditeurs). Manuel de Foresterie. Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. Les Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy, Québec.
- Haines-Young, R., D.R. Green et S. Cousins. 1993. Landscape ecology and geographic information systems. Taylor & Francis, New York, 288 p.
- Huffaker, C. B. 1958. Experimental studies on predation: dispersion factors and predator-prey oscillations. *Hilgardia* **27** (14) : 343-383.
- Legendre, P. et L. Legendre. 1998. Numerical Ecology. 2<sup>e</sup> édition. Elsevier. Amsterdam. The Netherlands.
- Lortie, M. 1979. Arbres, forêts et perturbations naturelles au Québec. Les Presses de l'Université Laval.
- MacArthur, R.H. et E.O. Wilson. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, 203 p.
- Marie-Victorin. 1995. Flore Laurentienne, 3<sup>e</sup> édition par L. Brouillet, S.G. Hay et I. Goulet. Les Presses de l'Université de Montréal, Montréal, Québec.

- Matheron, G. 1965. Les variables régionalisées et leur estimation. Masson, Paris, 305 p.
- McGarigal, K., B.J. Marks. 1995. FRAGSTATS : Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure. US Forest Service General Technical Report PNW 351.
- McGarigal, K., S.A. Cushman, M.C. Neel et E. Ene. 2002. Fragstats : Spatial Pattern Analysis Program for Categorical Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site : [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html)
- Ministry of Forests research Program (British Columbia). 1998. Extension Note : Biodiversity and Interior Habitats : the need to minimize edge effects (part 6 of 7). Biodiversity. Management Concepts in Landscape Ecology. Victoria. pp. 1-8.
- Moran, P.A.P. 1950. Notes on continuous stochastic phenomena, *Biometrika* **37** : 17-23.
- Morisita, M. 1962. Id-index, a measure of dispersion of individuals. *Researches in Population Ecology* **4** : 1-7.
- Pan, D., G. Domon, S. de Blois et A. Bouchard. 1999. Temporal (1958-1993) and spatial patterns of land use changes in Haut-saint-Laurent (Québec, Canada) and their relation to landscape physical attributes. *Landscape Ecology* **14** : 35-52.
- Pastor, J. et M. Broschardt. 1990. The spatial pattern of a northern conifer-hardwood landscape. *Landscape Ecology* **4** : 55-68.
- Peet, R.K. et O.L. Loucks. 1977. A gradient analysis of southern Wisconsin forests. *Ecology* **58** : 485-499.
- Pickett, S.T.A. et M.L. Cadenasso. 1995. Landscape ecology: spatial heterogeneity in ecological systems. *Science* **269** : 331-334.
- Savage, C. 2001. Recolonisation forestière dans les Basses Laurentides au sud du domaine climacique de l'érablière à bouleau jaune. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, Montréal, Québec, Canada.
- Savage, C. et A. Bouchard. 2001. Carte de végétation : Station de Biologie des Laurentides (Université de Montréal) in Savage, C. Recolonisation forestière dans les Basses Laurentides au sud du domaine climacique de l'érablière à bouleau jaune. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, Montréal, Québec, Canada.
- Student. 1914. The elimination of spurious correlation due to position in time or space. *Biometrika* **10** : 179-180.
- Soucy-Gonthier, N. 2003. Cartographie et analyse spatiale des friches dans une région agro-forestière du sud-ouest du Québec à l'aide d'une image du satellite IKONOS. Mémoire de maîtrise, Université de Montréal, Montréal, Québec, Canada.

Ter Braak, C.J.F. 1986. Canonical correspondence analysis: A new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* **67** : 1167-1179.

Thibault, M. 1988. Description du milieu forestier du Québec méridional par domaine ou sous-domaine climacique. Rapport 309. Service de la recherche appliquée - Ministère de L'Énergie et des Ressources, Québec.

Turner, M.G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* **20** : 171-197.

Vink, A.P.A. 1983. Landscape ecology and land use, Longman, New York, 260 p.

**ANNEXE**

---



## Annexe II. Indices spatiaux calculés à l'aide de Fragstats 3.1. ©

Indice spatial	Catégorie d'indice	Formule	Explications	Utilité / Note importante
<i>AREA</i>	Aire des taches	$AREA = a_{ij} \left( \frac{1}{10,000} \right)$	où $a_{ij}$ est l'aire en $m^2$ d'une tache $ij$ . La valeur est divisée par 10 000 dans le but d'obtenir la mesure en hectares.	Elle renseigne sur la richesse des espèces, sur l'occupation des taches et sur la structure de distribution des espèces végétales. Le grain ainsi que l'étendue de la matrice à analyser auront un effet direct sur le minimum et le maximum du <i>Patch Area</i> .
<i>Class Area (CA)</i>	Aire des classes de taches	$CA = \sum_{j=1}^n a_{ij} \left( \frac{1}{10,000} \right)$	où $a_{ij}$ représente l'aire ( $m^2$ ) d'une tache $ij$ . Le <i>Class Area</i> contrairement au <i>Patch Area</i> calcule la somme de l'aire des taches appartenant toutes à un type de tache donné. Encore une fois, le tout est divisé par 10 000 afin d'obtenir une valeur en hectares.	À l'échelle de la classe; détermine la partie du paysage qui est comprise à l'intérieur d'un type de tache précis.
PERIM	Périmètre d'une tache	$PERIM = P_{ij}$	où $P_{ij}$ représente le périmètre (m) d'une tache $ij$ .	Le périmètre (PERIM) d'une tache est évalué comme s'il s'agissait d'une bordure. La distribution et l'intensité de ces bordures contribuent à un aspect important des structures spatiales du paysage. De plus, la relation entre l'aire et le périmètre des taches constitue la base de plusieurs indices spatiaux.
<i>Shape Index</i>	Forme des taches	$SHAPE = \frac{.25 p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$	où $p_{ij}$ représente le périmètre (m) de la tache $ij$ et où $a_{ij}$ correspond à l'aire ( $m^2$ ) de la tache $ij$ . La constante utilisée permet d'ajuster l'équation selon un standard carré, puisque le ratio aire-périmètre varie selon la grandeur de la tache. Par exemple, si une forme demeure constante, une augmentation de la grandeur de la tache causera une diminution du ratio aire-périmètre	Le <i>Shape Index</i> (SHAPE) suggère une évaluation de la complexité des taches en rapport avec la forme conventionnelle ou dite standard. Plus le <i>Shape Index</i> (SHAPE) est élevé et plus la tache s'éloigne d'une forme circulaire.
<i>ENN (Euclidean Nearest-Neighbour Distance)</i>	Voisinage entre les taches de même classe	$ENN = h_{ij}$	Où $h_{ij}$ représente la plus courte distance en mètres et ce, en ligne droite entre l'écotone d'une tache et celui de sa voisine de même classe la plus proche.	Cet indice décrit l'isolement qu'a une tache au sein des classes.

<p><i>Le Related Circumscribing Circle (CIRCLE)</i></p>	<p>Forme entre les taches</p>	$CIRCLE = 1 - \left[ \frac{a_{ij}}{a_{ij_s}} \right]$	<p>où <math>a_{ij_s}</math> représente l'aire (<math>m^2</math>) de la tache <math>ij</math> et <math>a_{ij}</math> indique l'aire (<math>m^2</math>) de plus petit cercle autour de la tache <math>ij</math>. Il est important de noter que cet indice n'est pas influencé par la grandeur de la tache.</p>	<p><i>Le Related Circumscribing Circle (CIRCLE)</i> permet de distinguer les taches les plus allongées. Un résultat près de zéro indique que la tache est circulaire et un résultat de un signifie que la tache possède une forme étroite.</p>
<p><i>Number of Patch (NP)</i></p>	<p>Morcellement des taches et des classes de taches</p>	<p><math>NP = n_i</math></p>	<p>Il calcule le nombre de taches appartenant à une classe spécifique (<math>n_i</math>)</p>	<p>Quoique le nombre taches d'une classe peut s'avérer un indice important pour un bon nombre de processus écologiques, il apporte une interprétation limitée puisqu'il ne fournit aucune information sur l'aire, la distribution ou la densité des classes de taches. Ainsi, il a été utilisé avec le CA et le PLAND. Le morcellement sert à expliquer la configuration d'une matrice en opposition à sa composition.</p>
<p><i>Interspersion and Juxtaposition Index (IJI)</i></p>	<p>Mélange des classes de taches</p>	$IJI = - \sum_{k=1}^m \left[ \frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right] \ln \left[ \frac{e_{ik}}{\sum_{k=1}^m e_{ik}} \right] (100)$	<p>où <math>e_{ik}</math> correspond au total de la longueur (<math>m</math>) des écotones appartenant aux taches des classes <math>i</math> à <math>k</math> et <math>m</math> représente le nombre de taches dans la matrice. La somme de la longueur des écotones d'une classe <math>i</math> à <math>k</math> est divisée par la somme de la longueur des écotones de toutes les classes de taches qui est multipliée par le logarithme de la même valeur. L'opération est répétée pour toutes les classes en calculant la somme des résultats (en lui donnant une valeur négative). Celle-ci est divisée par le log du nombre de classes moins 1 et le tout est multiplié par 100 afin d'obtenir un pourcentage.</p>	<p>L'<i>Interspersion and Juxtaposition Index (IJI)</i> se base sur une matrice d'adjacence entre les différentes classes de taches, contrairement au voisinage. Le degré de mélange est présenté en pourcentage. Ainsi, un résultat de zéro indique qu'un type de taches est adjacent à seulement un autre type de tache. À l'inverse, si l'indice IJI se rapproche de 100, cela signifie que la classe analysée est adjacente avec tous les autres types de taches.</p>

Annexe III. Tableau synthèse des indices spatiaux obtenus pour les différentes communautés forestières de la SBL.

Indice spatial/ Communautés	Superficie moyenne des taches (ha)	Superficie classes de tache (ha)	Périmètre moyen d'une tache (m)	Indice de forme	Distance euclidienne entre les taches de même type (m)	Nombre de tache	Mélange des classes de taches (%)
Bétulaie à peuplier	7,0	70,3	14649,0	1,5	202,8	10	79,5
Peupleraie à érable	9,1	36,3	7353,0	1,6	396,0	4	80,4
Érablière à hêtre	27,0	270,0	37563,0	1,7	301,7	10	84,0
Lac	3,9	94,5	31407,0	2,0	341,2	24	70,3
Bétulaie à sapin baumier	15,6	217,7	44631,0	2,1	147,0	14	89,2
Bétulaie à érable rouge	17,7	176,5	33174,0	1,9	292,2	10	89,7
Tourbière à éricacées	4,2	97,3	32661,0	2,5	212,8	23	77,7
Sapinière à bouleau blanc	8,2	114,1	27303,0	1,8	419,2	14	91,9
Cédrière à épinette rouge	7,4	81,9	22743,0	2,0	366,6	11	79,2
Pinède blanche à épinette rouge	5,8	58,2	15048,0	1,7	455,6	10	71,1
Peupleraie à sapin baumier	10,4	62,1	14022,0	1,8	476,4	6	78,1
Érablière à chêne rouge	3,9	19,5	5871,0	1,6	708,6	5	60,1
Cédrière à sapin baumier	8,3	115,8	29412,0	1,9	172,9	14	85,5
Cédrière à bouleau blanc	8,8	61,9	21603,0	2,6	344,9	7	70,1
Érablière à érable rouge	11,6	116,0	20634,0	1,6	319,8	10	91,4
Bétulaie à érable à sucre	12,1	85,0	15732,0	1,9	547,7	7	80,4
Érablière à bouleau jaune	17,5	139,7	24510,0	1,8	575,6	8	83,3
Érablière rouge à bouleau blanc	11,8	82,4	15447,0	1,5	435,0	7	82,3
Prucheraie à bouleau jaune	2,2	4,5	1482,0	1,3	2800,7	2	56,7
Érablière rouge à peuplier	62,9	62,9	5871,0	1,4	0	1	48,9
Bétulaie jaune à sapin baumier	8,0	39,9	9747,0	1,8	594,6	5	77,3