

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

ÉCOLOGIE DES CHAMPIGNONS ECTOMYCORHIZIENS COMESTIBLES EN
PEUPLEMENTS DE PIN GRIS (*PINUS BANKSIANA*).

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

DAVID MANELI

SEPTEMBRE 2008

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

AVANT-PROPOS

Directeur de maîtrise :

Yves Bergeron,

Centre d'étude de la forêt, Université du Québec à Montréal,

C.P. 8888, succursale Centre-Ville, Montréal, Québec

et

Chaire en aménagement forestier durable Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue,

445, boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec

Co-directeur de maîtrise :

Normand Villeneuve,

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la
protection des forêts,

880, chemin Sainte-Foy, local 6.50, Québec, Québec

REMERCIEMENTS

Je tiens spécialement à remercier Marie-Hélène Longpré, Daniel Lesieur et Danielle Charon pour leur aide constante. Merci aussi à Yves Bergeron et Normand Villeneuve de m'avoir choisi et permis de compléter ce projet scientifique. Vous m'avez fait confiance et je vous en suis très reconnaissant. Je remercie tous mes conseillers pour leur inestimable appui, dont Fernand Miron et Pierre Legendre.

Je tiens également à remercier tous les aides de terrain qui ont participé directement à la réussite de ce projet, Phong Vuong Nguyen et Simon Melançon-Bourgeois. Je n'aurais pas eu le privilège de poursuivre des études supérieures sans le support de ma famille. Merci à mon père, ma mère et mon frère qui sont tous responsables de mon succès. Finalement, j'aimerais souligner la contribution directe et indirecte de ma conjointe Marie-Ève Bellavance. Nous avons passé de merveilleux moments tous au long de ce périple et j'entrevois de nombreuses années de bonheur en ta compagnie. Ce projet a été financé par le Conseil de recherche en science naturelles et en génie.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES.....	vii
RÉSUMÉ.....	viii
CHAPITRE I : INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 LES CHAMPIGNONS COMESTIBLES: UN PRODUIT FORESTIER PEU EXPLOITÉ AU QUÉBEC	1
1.2 CONNAISSANCES ÉCOLOGIQUES DES CHAMPIGNONS COMESTIBLES, UN MANQUE À COMBLER.....	3
1.3 L'ÉTAT DES CONNAISSANCES	5
CHAPITRE II : ECOLOGY OF EDIBLE ECTOMYCORRHIZAL FUNGI OF PINUS BANKSIANA STANDS.	11
2.1 ABSTRACT/RÉSUMÉ	12
2.2 INTRODUCTION.....	13
2.3 MATERIALS AND METHODS.....	16
2.3.1 <i>Study Area</i>	16
2.3.2 <i>Experimental Design</i>	18
2.3.3 <i>Sampling Procedure</i>	19
2.3.4 <i>Statistical Analysis</i>	21
2.4 RESULTS.....	22
2.4.1 <i>Stand Spatial Scale Results</i>	22
2.4.2 <i>Intra Stand Spatial Scale Results</i>	25
2.4.2.1 <i>Tricholoma magnivelare</i>	25
2.4.2.2 <i>Tricholoma equestre</i>	26
2.4.2.3 <i>Sarcodon imbricatus</i>	26
2.4.2.4 <i>Leccinum aurantiacum</i>	27
2.4.2.5 <i>Cantharellus cibarius</i>	27

2.5 DISCUSSION.....	35
2.5.1 <i>Stand spatial scale: stand origin</i>	35
2.5.2 <i>Stand spatial scale: stand age</i>	37
2.5.3 <i>Intra-stand spatial scale: host and stand characteristics</i>	38
2.5.4 <i>Intra-stand spatial scale: soil characteristics</i>	40
2.5.5 <i>Intra-stand spatial scale: ground layer and understorey vegetation cover</i>	42
2.6 CONCLUSION	44
2.7 APPENDIX.....	46
<i>Appendix A: List of Ground Layer Classes</i>	46
<i>Appendix B: Fructification Abundance (number of sporocarps) by Species and Transect for 2006 and 2007</i>	47
<i>Appendix C: Transect stand characteristics (Average)</i>	48
<i>Appendix D: Transect Shrub Layer Cover and Constituents by Family (Average)</i>	49
<i>Appendix E: Transect Ground Layer Cover and Constituents (Average)</i>	50
<i>Appendix F: Transect Soil Characteristics (Average)</i>	51
CHAPITRE III : CONCLUSION GÉNÉRALE.....	52
LISTES DES RÉFÉRENCES	57

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
Figure 2.1: Location of study area, (Esker Berry)	17
Figure 2.2: Discriminant analysis for <i>Tricholoma magnivelare</i>	30
Figure 2.3: Discriminant analysis for <i>Tricholoma equestre</i>	31
Figure 2.4: Discriminant analysis for <i>Sarcodon imbricatus</i>	32
Figure 2.5: Discriminant analysis for <i>Leccinum aurantiacum</i>	33
Figure 2.6: Discriminant analysis for <i>Cantharellus cibarius</i>	34

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
Table 2.1: Abundances of fructification by age classes (Kruskal-Wallis Test).....	23
Table 2.2: Abundances of fructification by stand origin (Kruskal-Wallis Test)	24
Table 2.3: Mean comparison between fungi species and available environment for each ecological variable	28

LISTE DES ABRÉVIATIONS, SIGLES ET ACRONYMES

ANOVA	Analysis of variance
BOL	<i>Leccinum aurantiacum</i>
BS or EN	Black spruce, <i>Picea mariana</i>
CHAN	<i>Cantharellus cibarius</i>
CRSNG	Conseil de recherche en sciences naturelles et en génie du Canada
DA	Discriminant analysis
DBH	Diameter at breast height
DHP	Diamètre à hauteur de poitrine
EQ	<i>Tricholoma equestre</i>
ECM	Ectomycorrhizal fungi
FCOP	Fungal colony observation point
JP or PG	Jack pine, <i>Pinus banksiana</i>
MAT	<i>Tricholoma magnivelare</i>
NTFP	Non-timber forest product
PFNL	Produit forestier non-ligneux
ROP	Random observation point
SAR	<i>Sarcodon imbricatus</i>

RÉSUMÉ

La cueillette de champignon sauvage est une activité économique encore peu exploitée au Québec. Pourtant, cette pratique est répandue à travers le monde et est même florissante en Colombie-Britannique. Malgré une certaine abondance de champignons comestibles, le Québec connaît trop peu l'écologie des espèces présentes sur son territoire. Ce mémoire tente d'éclaircir et de définir l'habitat de 5 espèces de champignons comestibles ectomycorhiziens soit *Tricholoma magnivelare*, *Tricholoma equestre*, *Sarcodon imbricatus*, *Leccinum aurantiacum* et *Cantharellus cibarius*.

Le projet s'est effectué exclusivement dans les peuplements de pin gris sur l'esker de Berry en Abitibi-Témiscamingue. Chaque espèce a été étudiée individuellement pour définir quel est son écologie selon deux échelles d'observations. La première est associée aux cartes écoforestières du ministère des ressources naturelles et de la faune du Québec, permettant ainsi de lier la fructification des champignons avec des variables écologiques de cette échelle soit l'âge et le type de régénération (plantation ou feu) des peuplements de pin gris. La deuxième échelle tente de définir l'habitat des champignons avec plus de précision, en considérant certain facteur biotique ou abiotique influençant la distribution des champignons à l'intérieur même des peuplements.

Les résultats du projet démontrent clairement que les espèces sont influencées par les variables écologiques. À l'échelle du peuplement, l'âge de celui-ci semble avoir un effet sur la distribution du *Tricholoma magnivelare* et du *Sarcodon imbricatus*. Quant au type de régénération, seul ce dernier est influencé par cette variable. La seconde échelle d'observation a permis de préciser l'habitat des espèces. En résumé, le *Tricholoma magnivelare* est associé à des peuplements plus âgés où la canopée est plus ouverte. Le *Tricholoma equestre* est quant à lui associé à une perturbation du sol, préférant des sites où l'humus est mince et où la végétation muscinale et herbacée est peu présente. Tout comme l'espèce précédente, le *Cantharellus cibarius* semble apprécier la perturbation du sol, à un moindre degré toutefois. Le *Sarcodon imbricatus* se retrouve dans les peuplements plus jeunes où il y a forte présence de lichen. Le *Leccinum aurantiacum*, est plus omniprésent dans les peuplements de pin gris, conséquemment peu de variables significatives ont été sélectionnées par l'analyse de discriminance. Les résultats indiquent donc que la distribution des espèces de champignons ectomycorhiziens peut être expliquée par des variables écologiques.

Mots-clés : Champignon comestible, pin gris, ectomycorhizien, esker, macromycète.

CHAPITRE I :
INTRODUCTION GÉNÉRALE

La popularité des champignons comestibles a récemment explosée. Ce nouvel intérêt est aussi bien démontré par les consommateurs que par des entrepreneurs. La cueillette est un phénomène répandu dans plusieurs pays et peut même devenir une activité économique. L'importance de ce type de produit dans l'économie mondiale est négligeable mais indispensable considérant qu'il contribue directement aux communautés rurales (FAO, 2004).

1.1 Les champignons comestibles: un produit forestier peu exploité au Québec

Présentement, le Québec exploite très peu les champignons comestibles. Par contre, en Colombie Britannique, il existe déjà une industrie exploitant ces organismes. L'évaluation de celle-ci se situe aux alentours de 25-45 millions de dollars US avec une récolte annuelle de 250-400 tonnes de champignons (Wills et Lipsey, 1999). Non seulement cette activité permet la création d'emploi dans les communautés rurales mais elle offre aussi une diversification économique de ces mêmes régions.

Les champignons comestibles sont considérés comme faisant partie des produits forestiers non ligneux. Les Nations-Unie définissent ceux-ci comme étant des produits d'origines biologiques autres que le bois dérivé des forêts, des autres types de milieux forestiers et d'arbres croissants à l'extérieur des forêts. Ils peuvent être cueillis dans la nature ou produits dans des plantations forestières, des schèmes d'agroforesteries et d'arbres trouvés à l'extérieur des forêts (FAO, 2007).

Les produits forestiers non-ligneux et tout particulièrement les champignons comestibles peuvent apporter une contribution importante à l'économie québécoise. Les ressources d'une forêt ont une valeur inestimable, l'imagination est la seule limite lorsqu'il s'agit de l'exploitation de cette ressource. Par exemple, la valeur économique des champignons comestibles a récemment été comparée à la valeur économique de la ressource ligneuse dans l'État de l'Oregon. Les résultats de cette étude ont démontré clairement que certaines espèces de champignons, tel le matsutake américain (*Tricholoma magnivelare*) est aussi précieux que le bois (Alexander et al., 2002). Évidemment, certaines avaient une valeur marchande moindre que la ressource ligneuse (exemple : chanterelle et morille). La conclusion la plus intéressante est que l'addition des valeurs marchandes de toutes les ressources présentes dans un peuplement forestier résulte en une plus grande évaluation du territoire. Intuitivement cette conclusion est évidente, plus de ressources égalant à une augmentation de la valeur marchande du territoire. Certains types d'exploitation forestière sont incompatibles avec la cueillette de champignons comestibles. La coupe à blanc, par exemple transforme le territoire et la communauté fongique qui s'y trouve. C'est pour cette raison que des chercheurs tels que Kranabatter et al. (2002), Pilz et al. (1996), Amaranthus et al. (1998) et Alexander et al. (2002) ont proposé que les sites propices à la fructification de champignons comestibles soient gérés d'une façon qui marie l'exploitation ligneuse avec la récolte de champignons comestibles.

La récolte de champignons comestibles n'est pas la réponse au problème de l'industrie forestière mais elle fait partie de la gestion multi ressources, proposé par la Commission Coulombe (Coulombe, 2004). Ce type de gestion délaisse la maximisation de l'exploitation ligneuse pour une exploitation multi ressources qui prend en considération toutes les composantes d'un écosystème forestier. Puisque l'évolution et le changement sont des phénomènes naturels que nous ne pouvons pas éliminer, la seule solution est alors de s'adapter. Dans le contexte actuel, il paraît clair que l'avenir économique du Québec

passer par l'innovation, il faut offrir de nouveaux produits, de nouveaux services et plus encore il faut rapidement et efficacement intégrer les connaissances scientifiques dans la gestion des ressources.

1.2 Connaissances écologiques des champignons comestibles, un manque à combler

Au Québec, nous possédons présentement peu d'information qui permettrait une diversification des activités économiques en forêt. La cueillette des champignons existe ailleurs, elle constitue un potentiel au Québec, toutefois les connaissances manquent afin de lui donner une impulsion. Tôt ou tard au Québec, il y aura l'établissement d'une industrie qui exploite ce type de produits. Il est donc important que les connaissances écologiques soient adéquates pour permettre une récolte durable et profitable.

La présente étude a pour objectif de caractériser l'habitat des champignons ectomycorhiziens comestibles dans les pinèdes à pin gris de la région de l'Abitibi pour, par la suite, identifier les facteurs qui influencent leur distribution et leur abondance. Deux niveaux d'analyse sont utilisés afin d'identifier l'habitat des espèces comestibles de champignons. Le premier niveau est celui du peuplement forestier, identifié sur la carte écoforestière du gouvernement du Québec. À une échelle plus fine, on tentera de découvrir les relations existantes entre la présence de carpophores et les facteurs biotiques et abiotiques de l'environnement.

La majorité des espèces comestibles d'intérêt économique sont des champignons ectomycorhiziens. Ces champignons sont des organismes qui ont une relation symbiotique avec certaines espèces d'arbres. Les espèces d'importance pour cette étude sont les suivantes :

1. Chanterelle commune : *Cantharellus cibarius* Fr. :Fr.
2. Bolet orangé : *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray
3. Tricholome à grand voile : *Tricholoma magnivelare* (Pk) Redh.
4. Tricholome équestre : *Tricholoma equestre* (Linn.: Fr.)
5. Hydne imbriqué : *Sarcodon imbricatus* (Linn.:Fr.) Karst.

(Nomenclature selon McNeil, 2006)

Ces espèces ont été choisies car elles sont présentes dans les forêts de la région et qu'elles présentent un intérêt économique (Miron, 1994). Il est important de préciser que ce mémoire s'intéresse uniquement au macromycètes, soit les champignons produisant des fructifications visibles à la surface du sol. Les champignons sont des organismes très complexes qui ont un cycle vital particulier. La majorité de la biomasse d'un champignon est représentée par le mycélium. Le carpophore n'est en fait qu'une structure qui permet la dispersion des spores et ne représente qu'une petite proportion de la biomasse du champignon. Donc, lorsque les termes champignons, carpophores ou macromycètes, sont utilisés ils sous-entendent seulement les fructifications et non le mycélium. Notre étude se limite à cet aspect du cycle vital des champignons.

1.3 L'état des connaissances

L'écosystème boréal est souvent caractérisé comme étant un milieu pauvre où il y a peu de diversité végétale. Selon Read et al. (2004) cela vient de la dominance des organismes mycorhiziens qui permettent aux hôtes de prospérer dans des milieux difficiles. En effets, les symbiontes sont très efficaces dans l'obtention de phosphore et de l'azote, des composées chimiques relativement inaccessibles dans la forêt boréale. Ainsi, les plantes qui peuvent s'associer avec un organisme capable d'avoir accès à des nutriments essentiels auraient un avantage important. En conséquence, il n'est pas surprenant de constater que la forêt boréale est dominée par des plantes qui ont des associations symbiotiques avec des organismes mycorhiziens. De plus, la faible diversité végétale du milieu boréal n'est en aucun cas représentative de la diversité observée chez les champignons ectomycorhiziens. Leurs nombres ont été quantifiés aux alentours de 6000 espèces, dont la majorité aurait la capacité de s'associer avec des arbres situés en forêt boréale (Molina et al., 1992). Par conséquent, cela se transcrit par un potentiel non-négligeable d'espèces comestibles à l'intérieur de cet immense écosystème.

Ce projet fait suite aux efforts du biologiste Fernand Miron qui, durant les années 1993 et 1994, a effectué un inventaire des champignons forestiers comestibles en Abitibi. Miron (1994) a concentré ses efforts dans la région d'Amos. En plus de mettre à jour le potentiel économique de la cueillette de champignons sauvages dans cette région, ses résultats montrent que les peuplements de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) sont parmi les plus prometteurs. En effet, la communauté fongique trouvée en association avec le pin gris exhibe une très grande productivité et les espèces présentes dans ces peuplements sont parmi les plus recherchées. Les travaux de Danielson (1984) ont également suggéré que la communauté de champignons ectomycorhiziens du pin gris présentait un très grand nombre d'espèces lorsque comparé à d'autres types forestiers. En effet, il a trouvé 56 espèces associées avec ce peuplement, dont une dizaine sont comestibles. Les résultats de Miron

(1994) et de Danielson (1984) dévoilent que le pin gris est un excellent hôte pour plusieurs types de champignons ectomycorhiziens. Pour cette raison, les efforts seront concentrés sur la caractérisation des peuplements de pin gris.

Le pin gris est l'espèce de pin la plus répandue au Canada. Il est présent de la Nouvelle-Écosse jusqu'en Colombie-Britannique ainsi que dans les Territoires du Nord-Ouest et du Yukon (Cayford et McRae, 1983). Le feu est la principale cause de la régénération de cette espèce (Cayford et McRae, 1983). En effet, le pin gris possède des cônes sérotineux qui ne s'ouvrent que lorsqu'ils sont exposés à des températures élevées. Par contre, en l'absence de feu, les espèces de sous étage, comme l'épinette noire, l'épinette blanche et le sapin baumier, finissent par le remplacer. Le pin gris croît sur des sites peu fertiles comme les terrains sableux, les sols peu profonds et même les pergélisols (Farrar, 1995).

La présence de peuplements de pin gris est due principalement aux feux de forêt ou à la plantation dans d'anciennes aires de coupes. Contrairement, à la stratégie de leurs hôtes, les champignons ectomycorhiziens ne sont pas favorisés par le feu (Dahlberg, 2002). Il semblerait qu'ils sont détruits par les flammes et qu'ils sont graduellement capables de coloniser l'aire perturbée par expansion du mycélium ou par germination des spores à partir des zones non perturbées ou légèrement perturbées (Dahlberg, 2002). Une étude intéressante révèle que les feux de forêts ne détruisent pas toute la forêt lors de leur passages, et il semblerait que des zones non brûlées et légèrement brûlées soit abondantes (Bergeron et al., 2002). Ainsi, la variabilité de la perturbation est très différente lorsque l'on compare coupe et feu. De plus, la coupe avec rétention d'arbre mature a significativement conservé plus d'espèces de champignons ectomycorhiziens dans le sol que sous une coupe totale (Dahlberg et al., 2001).

Également, des études sur le sujet révèlent que les conditions sur un site après un incendie sont différentes de celles retrouvées après une coupe (Simard, 1998; Nguyen et al., 2000). En effet, les travaux de Nguyen et al. (2000) mentionnent entre autres que la densité d'arbres, le pourcentage de recouvrement de la végétation et l'épaisseur de l'humus sont différents selon le type de perturbation. De plus, ils indiquent que le sol est plus perturbé par un incendie que par une coupe et que la composition de la strate herbacée qui en résulte est différente. Ces conclusions suggèrent que le type de perturbation d'origine d'un peuplement forestier pourrait directement ou indirectement avoir une influence sur la distribution des champignons.

En effet, Wilkins et al. (1937) ont montré l'importance de la composition et de la densité de la strate herbacée pour la présence de macromycètes. Plusieurs études (Tyler, 1985; Ruhling et Tyler, 1990 et Harrington, 2003) ont trouvé des relations entre les variables du sol et la communauté fongique. Villeneuve et al. (1989) et Harrington (2003) ont illustré le rôle des espèces hôtes dans la distribution des champignons ectomycorhiziens. Tous ces travaux suggèrent qu'un changement des conditions abiotiques ou biotiques d'un site causé par le type de perturbation pourrait influencer la distribution des champignons. Les transects de recherche seront donc choisis pour détecter l'effet sur la communauté fongique des sites régénérés après feu et après coupe (plantation).

De plus, l'étude effectuée par Visser (1995) a montré des différences dans la communauté fongique du pin gris selon l'âge du peuplement. La combinaison de la fermeture de la canopée, le changement dans la physiologie de l'hôte et le développement d'un environnement hétérogène relatif au sol lors du vieillissement d'un peuplement forestier pourrait promouvoir l'établissement d'une plus grande diversité de champignons qu'un environnement récemment perturbé (Visser, 1995). Les résultats de cette étude indiquent que la communauté fongique évolue avec le changement des caractéristiques du site. Elle classifie les espèces en trois catégories: les champignons pionniers, qui

s'établissent rapidement après le feu, les champignons multi stades, qui sont présents dans plusieurs classes d'âge et les champignons tardifs, qui préfèrent les peuplements plus âgés. Afin de déterminer dans quelle catégorie les espèces étudiées se retrouvent, nos sites d'échantillonnages seront également dispersés sur plusieurs classes d'âge. En résumé, l'échelle spatiale des peuplements considère deux variables soit le type de perturbation d'origine (feu ou coupe) et l'âge du peuplement, lors de l'implantation des transects.

Au Québec, peu d'études se sont penchées sur la compréhension des communautés fongiques. L'étude de Villeneuve et al. (1989) a été la première à considérer l'écologie, la diversité et la fréquence des champignons ectomycorhiziens et saprophytes au Québec. Ces chercheurs ont considéré quatre types de forêt: l'érablière à bouleau jaune, la sapinière à bouleau blanc, la pessière à mousse et la pessière à lichen. Ces travaux ont permis d'identifier des relations existantes entre les macromycètes (fructifications des champignons), les plantes vasculaires et les facteurs abiotiques des quatre types de forêt. Les résultats obtenus indiquent que la distribution des espèces ectomycorhiziennes est majoritairement expliquée par le pourcentage de couverture des espèces hôtes. De plus, ils ont décrit la diversité et la fréquence des macromycètes des quatre types de forêts.

Les travaux de Nantel et Neumann (1992) se sont également effectués au Québec sur les communautés fongiques. Contrairement à l'étude de Villeneuve et al. (1989), ils se sont concentrés uniquement sur les espèces ectomycorhiziennes. Les résultats sont similaires à ceux obtenus par Villeneuve et al. (1989). Par contre, ils mentionnent que les champignons ectomycorhiziens suivent la distribution de leur hôte seulement sur une partie de leur habitat. Gehring et al. (1998) suggèrent que la composition de plantes hôtes peut ne pas décrire précisément la communauté fongique, particulièrement dans des environnements qui subissent des conditions abiotiques différentes. Cela implique que leur distribution n'est pas seulement influencée par la présence des hôtes mais aussi par d'autres

facteurs environnementaux. Il est donc primordial de découvrir quels facteurs environnementaux affectent les espèces à l'étude.

Certaines études mettent en évidence ces facteurs environnementaux. Par exemple, Tyler (1985) associe la distribution et la quantité de carpophores avec les paramètres du sol et de la végétation tels que la qualité de l'humus ou la strate herbacée. Bonet et al. (2004) suggèrent que les changements associés avec la fermeture de la canopée (température, humidité, lumière, condition du sol, vent) pourraient en partie expliquer la productivité, la composition et la dynamique des champignons forestiers ectomycorhiziens. Wiklund et al. (1995) et Termorshuizen (1993) montrent une relation négative existant entre l'application d'azote et la production de carpophores ectomycorhiziens. Également, Arnolds (1991) suggère que le déclin des champignons ectomycorhiziens en Europe serait lié à l'augmentation de la déposition en azote (N) et en soufre (S). Trudell et Edmonds (2004) ont quant à eux corrélé la communauté de macromycètes avec l'humidité et l'abondance d'azote présent dans le sol. Toutes ces observations indiquent que les carpophores ectomycorhiziens sont influencés par une panoplie de facteurs et que la somme totale de tous ces facteurs pourrait être responsable de la distribution et l'abondance des macromycètes.

De plus, la littérature scientifique mentionne que la communauté de champignons n'est pas seulement influencée par son environnement immédiat mais aussi par le climat. Une étude effectuée en Suisse sur une période de 21 années indique que la diversité et la productivité sont principalement influencées par les précipitations (Straatsma et al., 2001). Cette même étude révèle que la température joue également un rôle important dans la productivité des macromycètes. En effet, le développement des fructifications de *Cantharellus cibarius* s'arrête complètement lors de températures élevées. De plus, les observations faites par Ohenoja (1984) montrent que la température peut soit accélérer ou ralentir la fructification. Wiklund et al. (1995) montrent, par l'irrigation et la sécheresse

artificielle, l'importance des conditions météorologiques dans la composition des champignons ectomycorhiziens. L'influence du climat sur la fructification des champignons est évidente mais, pour qu'elle soit quantifiée dans le cadre de ce projet, il faudrait effectuer des relevés sur plusieurs années. Villeneuve (1993) mentionne que même deux années d'échantillonnages sont insuffisantes pour évaluer la fructification des macromycètes, surtout si la communauté fongique est sujette à des conditions difficiles et variables. Il ajoute que la fructification des espèces mycorhiziennes est plus variable que celle des saprophytes. Il est donc primordial de se rappeler que la fructification des champignons peut varier d'année en année selon le climat et que les résultats obtenus relatifs à la productivité doivent être considérés seulement pour l'année en question. Pour bien représenter la productivité des champignons ectomycorhiziens, un minimum de trois années d'échantillonnage doit être effectué.

En conclusion, les paramètres abiotiques tels la température, les précipitations, la nature du dépôt meuble et le drainage sont tous des facteurs qui influencent la distribution et l'abondance des champignons ectomycorhiziens. Également, les perturbations peuvent aussi influencer les macromycètes car elles sont responsables de changements dans les conditions abiotiques et biotiques d'un site. De plus, les conditions biotiques telle que la densité et la composition d'espèces hôtes, la densité et la composition de la strate herbacée et muscinale, l'âge d'un peuplement forestier, les conditions de l'humus et la luminosité sont toutes des variables importantes qui influencent les carpophores. Il faudra donc toutes les considérer dans cette étude pour bien décrire l'habitat des espèces choisies.

CHAPITRE II :

ECOLOGY OF EDIBLE ECTOMYCORRHIZAL FUNGI OF PINUS
BANKSIANA STANDS.

David Maneli^{1,2}, Yves Bergeron^{1,2} and Normand Villeneuve³

¹ Centre d'étude de la forêt

Université du Québec à Montréal

C.P. 8888, succursale Centre-Ville, Montréal, Québec

² Chaire en aménagement forestier durable

Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

445, boulevard de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec

³ Ministère des Ressources naturelles et de la Faune
Direction de l'environnement et de la protection des forêts
880, chemin Sainte-Foy, local 6.50, Québec, Québec

2.1 Abstract/Résumé

Edible fungi have been subject to increasing economic activity in Eastern Canada. Despite this trend little information is known about the habitat requirements of the major commercial species. The Berry esker, a fluvial-glacial structure, is under observation due to the high proportion of *Pinus banksiana* (Lamb) stands, a great environment for edible fungi. The purpose of this study is to identify the main environmental parameters influencing the distribution of five edible fungi species: *Tricholoma magnivelare*, *Tricholoma equestre*, *Sarcodon imbricatus*, *Leccinum aurantiacum* and *Cantharellus cibarius*. In addition, the project has focused on stand and intra-stand spatial scales. Two variables were studied at the stand scale: age and stand origin (fire or plantation). The intra-stand scale, 1 m² plots were installed where basidiomata were present and absent, hence enabling comparison of used versus unused habitat. Numerous parameters were surveyed such as: canopy cover, mean tree species DBH, mean distance between trees, composition and cover of understorey vegetation, composition and cover of the ground layer, mineral soil pH, mineral soil composition and organic soil thickness. The stand spatial scale data was analyzed using the Kruskal-Wallis' one way ANOVA, a non-parametric test and the discriminant analysis for the intra-stand spatial scale. The results indicate that age has an influence on the distribution of the fungi species *Tricholoma magnivelare* and *Sarcodon imbricatus*, while stand origin only affects the latter. The second analysis offers a finer description of each species habitat. *Tricholoma magnivelare* is found in older jack pine stands where canopy is more open. *Tricholoma equestre* is associated with soil perturbation, it seems to prefer areas where organic soil is thin and the ground and vegetation layer is sparse. *Sarcodon imbricatus* is found in young stands where the ground layer is dominated by lichen species. *Leccinum aurantiacum* is a species that is broadly distributed in jack pine stands; in fact few variables were selected by the discriminant analysis. The last species *Cantharellus cibarius* shows some similarity with *Tricholoma equestre* due to its preference for disturbance, however to a lesser degree.

2.2 Introduction

Non timber forest products (NTFP) are extremely popular, especially edible fungi. Strangely, even though the Quebec culture is of French origin the culinary interest for edible fungi is only now beginning to establish itself in the province. As globalization and international trade flourishes so does the demand for specialty products such as wild edible fungi. The cumulated demand by both local and international markets renders the edible fungi industry quite attractive. This has been reinforced by the challenges faced by the Canadian timber industry. Traditionally, rural areas in Quebec have been dominated by the timber industry; in fact most rural communities are still dependent on only this economic activity (Coulombe, 2004). The need for diversification of economic activities in the forest landscape is evident, and edible fungi are an important component of a diversified forest resource.

However, very little ecological information is available on these species. Most of the scientific research has been done on forestry issues; edible fungi have received little attention. According, to Miron (1994) in the eastern boreal forest the most promising forest type in terms of edible fungi species assemblage and production are jack pine (*Pinus banksiana* Lamb) stands. The interesting edible species of the region are all or mostly ectomycorrhizal fungi (ECM). In light of these results, the study focuses on jack pine stands and on ectomycorrhizal fungi. A study in Northeastern Alberta has revealed that 56 ECM were associated with jack pine stands (Danielson, 1984), which suggests that the number of ectomycorrhizal symbionts appears higher in jack pine stands than other forest systems. The high diversity of ECM in this particular forest type is likely due to the habitat characteristics of the host. Jack pine thrives in dry, sandy, poor soils, therefore ectomycorrhizal association are needed to enable the colonization of these sites.

The objective of the study was to describe the ecological habitat of the five most promising edible ectomycorrhizal fungi: *Tricholoma magnivelare* (Pk) Redh., *Tricholoma equestre* (Linn.:Fr.), *Sarcodon imbricatus* (Linn.:Fr.) Karst., *Leccinum aurantiacum* (Bull.) Gray and *Cantharellus cibarius* Fr.:Fr.. Ecological habitat descriptions will be applied at both the stand and the intra-stand scales.

The stand spatial scale was selected based on its use by government agencies, researchers and foresters in management of forest ecosystems. Stand age and origin were evaluated for their influences on ECM distribution. Numerous studies have identified stand age as an important explanatory variable in fungi ecology (Termorshuizen, 1991; Visser, 1995; Rao et al., 1997; Bonet et al., 2004; Trappe, 2004 and Dunham et al., 2006). Therefore, jack pine stands of different ages were surveyed during the field season in order to verify the hypothesis of stand age influence on ECM distribution in Quebec. Jack pine can either regenerate naturally after fire or can be planted on harvested territories; both stand origins were included in the study to test for significant differences in the edible ECM communities of fire regenerated versus plantation stands. Unfortunately, it is impossible to verify the influence of stand origin on edible fungi for all age classes due to the lack of plantations older than 30 years. Nevertheless, the stands that are included can still offer insight into potential similarities or difference between ECM communities.

Intra stand spatial scale, was selected because the distribution of ECM fructification appears non-random within a stand (Mehus, 1986). ECM species favor certain areas due to the variation of environmental conditions inside a forested stand. Therefore many variables will be assessed in order to illustrate habitat preference of edible species at finer scale. Researchers have associated the fructification of ECM to variables such as, canopy cover (Bonet et al., 2004; Richard et al., 2004; Kranabetter and Wylie, 1998), host density, age and distribution (Richard et al., 2004; Kernaghan et al., 2003; Gehring et al., 1998; Sastad, 1995; Visser, 1995; Nantel and Neumann, 1992 and Villeneuve, 1993), understorey

vegetation composition and abundance (Kranabetter et al., 2002; Sastad, 1995; Termorshuizen, 1991; Wilkins et al., 1937), moss layer composition and abundance (Kranabetter et al., 2002), mineral soil texture and pH (Harrington, 2003; Kranabetter et al., 2002; Tyler, 1985; Ruhling and Tyler, 1990) and forest floor thickness (Kranabetter et al., 2002; Nantel et Neumann, 1992). All of these variables were tested for their influence on ECM fructifications.

Since the research is focused on economic species, the ECM assessment will be concentrated only on fructification. Even though the usage of sporocarps clearly has its disadvantages (proper representation of the ECM community is not attained through sporocarp observation (Straatsma and Krisai-Greilhuber, 2003; Straatsma et al., 2001 and Gehring et al., 1998)), it is much simpler than mycorrhizal identification and much more appropriate for this particular study.

2.3 Materials and Methods

2.3.1 Study Area

Research was conducted in the “Municipalité régionale de comté d’Abitibi”, Québec. The research area is located between the towns of La Motte and Joutel, near the town of Amos. All stands were situated on the Saint-Nazaire-de-Berry Esker extending about 120 kilometers from north to south. The Esker is a glacial structure formed during the melting of the glacier about 9000 years ago (Veillette, 2000). The water movement created a long sinuous deposit formed mostly of sand and gravel. The Esker (figure 2.1) is dominated by jack pine stands (*Pinus banksiana*) of various ages. The area is subject to human activity in the form of logging, excavation and recreation.

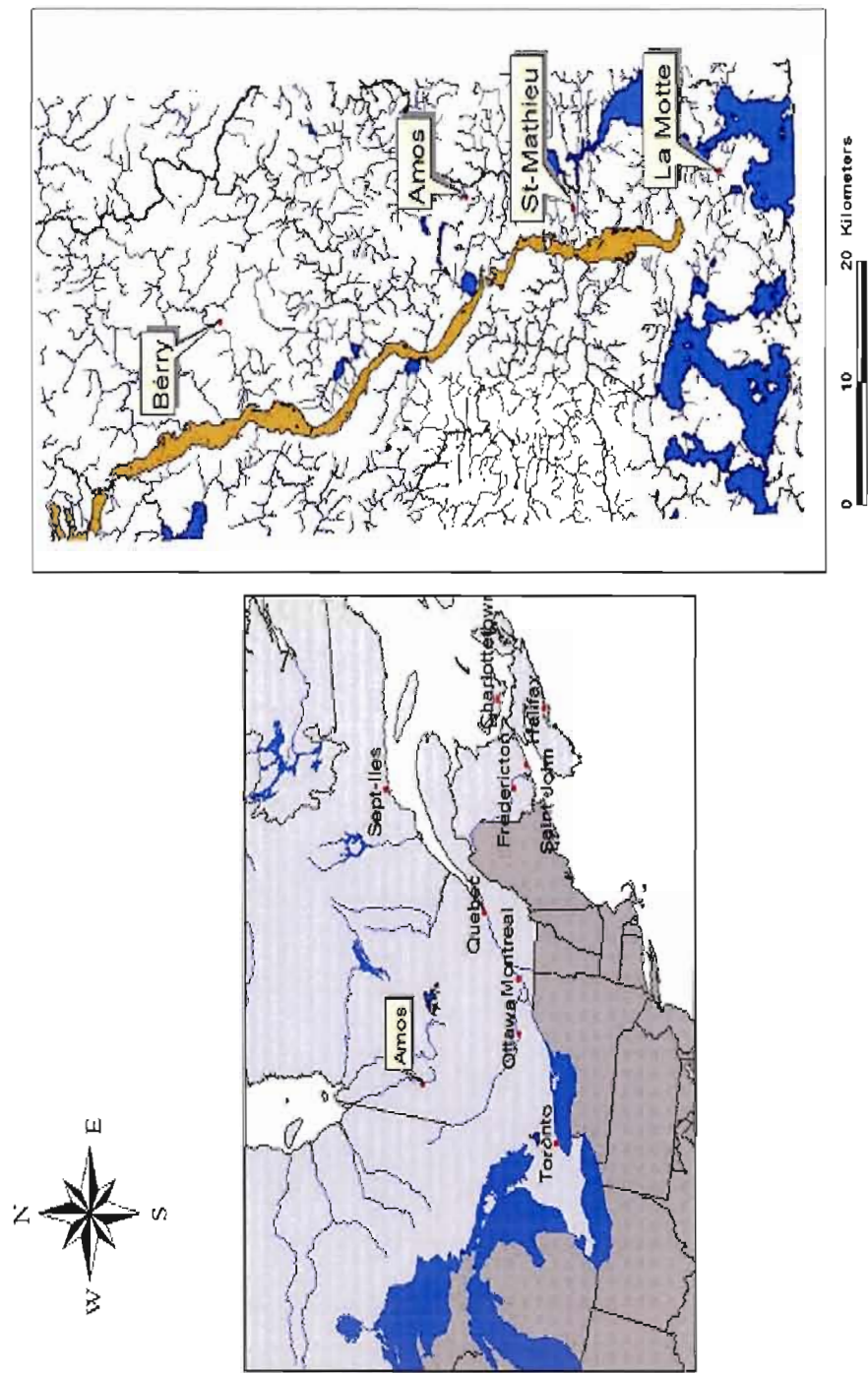


Figure 2-1: Location of study area, (Esker Berry).

2.3.2 Experimental Design

During the 2006 field season, 18 transects (500 m x 4 m) were installed on the Esker. All research was done exclusively in jack pine stands. Transects were distributed to represent different age classes: (1) less than 20 years, (2) 20 to 40 years, (3) 40 to 60 years and (4) over 60 years and either fire vs plantation regeneration types. Seven of the eighteen transects address regeneration: three that regenerated naturally with fire and four are plantations installed on old harvested areas. Only the 20-40 years age classes were used due to the lack of older plantations in the Abitibi region and of young (less than 20 years) fire regenerated stands. Transects were chosen to represent the variability of jack pine stands in the territory. The ultimate goal is to describe the distribution of five edible fungi species with regards to environmental variables in two spatial scales. The first spatial scale to be verified is the stand level. The aim was to relate the abundances of each species of edible fungi to the environmental characteristics age class and stand origin these variables are described on the Quebec forest maps (MRNFP, 2003). The second spatial scale will describe the presence or absence of fungi inside the stands in accordance to the ecological variables (intra-stand spatial scale). Therefore the sampling procedure was adjusted appropriately, enabling the description of both spatial scales.

2.3.3 Sampling Procedure

To obtain an accurate representation of the environmental conditions in the transects, 30 random observation points (ROP) were installed. Consequently, there were 540 ROP in all of the experimental design. At these locations a range of environmental variables was measured. The age of the stand was calculated by using a Pressler increment borer at every 100 meters in the stand, on mature trees at breast height.

The point-centered plot technique was used to determine stand characteristics at each ROP (Cottam et al., 1953). A flag indicating the point-plot center was inserted in the soil and the distance from the point-plot to four trees, distributed according to the cardinal points, was measured. The diameter at breast height (DBH) of the trees was also measured. The data was then averaged and arranged in relation to the different species present, jack pine and black spruce in majority. The point center plot technique is most often used to calculate basal area and number of stem per hectare for a particular stand. However, for the finer scale analysis, the mean distance and mean DBH were used rather than the number of stems per hectare and basal area. The mean distance variable is a factor that expresses stand density while mean DBH is a representation of tree age and size. Intra-stand spatial scale sampling was designed to highlight the environmental conditions responsible for the presence of fructification in a particular area in a forested stand.

Canopy cover was observed with a spherical densiometer. The composition and cover of the ground layer was measured using 11 classes similar to Simard et al. (1998, Appendix A). The understorey vegetation composition and cover was characterized and percent cover was estimated for each species found in a 1m by 1m plot, before subsequent arrangement by families for simplification. Soil samples were then taken to determine the sand, silt and clay percentage and pH value of the mineral soil. These two ecological variables were subsequently processed in a laboratory using the techniques described in

McKeague (1978). Lastly, the thickness of the forest floor was measured. This sampling procedure was used for all 30 ROP's in each site, but also for the fungal colonies found along the transects during the autumn fruiting seasons. This shared methodology allows for direct comparisons between random observation points (ROP) and fungal colony observation points (FCOP).

Fungus fructification sampling was conducted every two weeks between mid August and the end of October in 2006 and 2007. Fructifications were counted every 500 meters using 4 meter transects for the stand spatial scale analysis. The intra-stand spatial scale used fungal colonies, which are defined for this particular study as a group of fructifications within one meter of each other. Data was arranged in four tables: a fungus fructification abundance table (transects by species), a transect stand characteristics table (transect by stand age and stand origin), an environmental variables table for the available environment not colonized by fungi (composed of the ROP data), and the environmental variables for the fungi utilized environment (composed of the FCOP data), the latter two tables were contrasted to highlight the differences and similarities of the available versus the used habitat.

2.3.4 Statistical Analysis

To test the stand level spatial scale, the Kruskal-Wallis one way ANOVA by ranks test was used. Non-parametric tests are the solution of choice when dealing with semi-quantitative data and small samples with non-normal distribution (Scherrer, 1984). Explanatory variables are the following: stand age and stand origin. All of these variables were used individually to determine if they explain the variation in abundance of the five fungi species among the 18 transects.

The second spatial scale was tested using discriminant analysis (DA) which is akin to logistic regression although the latter is used predominantly to build predictive models (McCune and Grace, 2002). This analysis was employed to compare the used versus unused habitat in order to describe species preferences. The analysis determines to what extent the user defined grouping (in this case used versus unused habitat) is explained by quantitative ecological variables (Legendre and Legendre, 1998). An advantage of DA is that it enables the determination of the relative contributions of each environmental variable. This study is not designed to produce a predictive model for the fructification of the ECM species but rather to identify the important variables influencing presence.

The main difference between the two spatial scale analyses is that one deals with the abundance of fungi, while the other uses the presence or absence of fungi to discern the importance of the ecological variables. All statistical calculation was carried out using the SAS program JMP 7.

2.4 Results

2.4.1 Stand Spatial Scale Results

Results indicate that stand age and origin both have an effect on the distribution of ECM depending on the species observed. The Kruskal-Wallis test demonstrated a significant influence of age class (Table 2.1) on the abundance of *Tricholoma magnivelare*, a species most commonly found in older stands (Table 2.1). Stand origin had no significant effect on this species (Table 2.2). The distribution of *Sarcodon imbricatus* was significantly influenced by stand origin and age class. The majority of fructifications were observed in plantations and younger stands (Table 2.1), though the Kruskal-Wallis test (Table 2.1) did not reveal significant differences between stands of fire or plantation origin. *Leccinum aurantiacum* and *Cantharellus cibarius* showed no significant influence of stand age or origin. Both species seemed to be evenly distributed across all sites (Table 2.1 and 2.2).

Table 2.1: Abundances of fructification by age classes (Kruskal-Wallis Test)

Significance level: (*) = $P < 0.05$, Mean: average number of fructification per age class, P: Probability, Std: standard deviation per age class, Sum: total number of fructification per age class.

Species	< 20 Years			20 – 40 Years			40 – 60 Years			> 60 Years			Chi ²	P
	Sum	Mean	Std	Sum	Mean	Std	Sum	Mean	Std	Sum	Mean	Std		
<i>Tricholoma magnivelare</i>	0	0.0	0.0	9	1.3	3.4	10	2.5	3.1	105	26.3	19.9	7.88	0.049 *
<i>Tricholoma equestre</i>	7	2.3	4.1	511	73.0	174.4	13	3.3	6.5	0	0.0	0.0	5.23	0.156
<i>Sarcodon imbricatus</i>	2	0.7	1.2	260	37.1	46.4	0	0.0	0.0	0	0.0	0.0	10.59	0.014 *
<i>Leccinum aurantiacum</i>	20	6.7	0.6	86	12.3	10.6	36	9.0	2.0	17	4.3	4.1	4.60	0.204
<i>Cantharellus cibarius</i>	0	0.0	0.0	21	3.0	5.1	75	18.8	36.2	19	4.8	5.5	2.06	0.559

Table 2.2: Abundances of fructification by stand origin (Kruskal-Wallis Test)

Significance level: (*) = $P < 0.05$, Mean: average number of fructification per stand origin, P: Probability, Std: standard deviation per stand origin, Sum: total number of fructification per stand origin.

Species	Fire			Plantation			Chi ²	P
	Sum	Mean	Std	Sum	Mean	Std		
<i>Tricholoma magnivelare</i>	9	3.0	5.2	0	0.0	0.0	1.33	0.248
<i>Tricholoma equestre</i>	38	12.7	11.2	473	118.3	233.2	0.51	0.476
<i>Sarcodon imbricatus</i>	2	0.7	0.6	258	64.5	44.5	4.58	0.032 *
<i>Leccinum aurantiacum</i>	20	6.7	1.5	66	16.5	12.9	0.29	0.593
<i>Cantharellus cibarius</i>	11	3.7	6.4	10	2.5	5.0	0.19	0.659

2.4.2 Intra Stand Spatial Scale Results

2.4.2.1 *Tricholoma magnivelare*

The discriminant analysis selected mineral soil pH, jack pine mean DBH, canopy cover, needle litter cover, mean distance, moss on rotten log cover and percent clay in mineral soil as significant variables for the presence of *Tricholoma magnivelare* (presented in decreasing order of influence) (Table 2.3). The two dimensional graphic representation of the DA indicates the partition of the two groups (fungal colonies versus available environment) (Figure 2.2). The circle surrounding the groups is a region containing 50 % of the group population and the spatial positioning of the groups implies that there are differences between occupied and unoccupied habitat. Comparing the available environment to species means, revealed differences between the selected ecological variables of the two groups (Table 2.3). The most influential variables for *Tricholoma magnivelare* were mineral soil pH, jack pine mean DBH, canopy cover and needle litter cover. *Tricholoma magnivelare* was found in areas characterized by jack pine with a large DBH, broken canopy cover and elevated soil pH.

2.4.2.2 *Tricholoma equestre*

The *Tricholoma equestre* DA, favored 14 environmental variables: forest floor thickness, mineral soil pH, firemoss cover, needle litter cover, total understorey cover, *Ericaceae* shrub cover, percent clay in mineral soil, moss cover, percent sand in mineral soil, mineral soil cover, jack pine mean DBH, canopy cover, black spruce mean DBH and mixed litter cover (Table 2.3). Similarly to the previous species the DA graph shows the divergences between used and unused habitat (Figure 2.3). The large number of environmental factors selected by the analysis demonstrates that this species habitat is different from the available habitat in many aspects. The DA graph shows that the variables that best discriminate between the two groups are the forest floor thickness, the mineral soil pH and the firemoss cover. The DA characterizes the *Tricholoma equestre*'s habitat as shallow humus, soil constituted mostly of sand, minor presence of understorey vegetation and moss species, ground layer constituted mostly of needle and firemoss, trees with lower DBH and mineral soil pH value greater than the average.

2.4.2.3 *Sarcodon imbricatus*

The *Sarcodon imbricatus* DA selected 10 variables: lichen cover, moss cover, percent clay in mineral soil, jack pine mean DBH, percent sand in mineral soil, mineral soil pH, canopy cover, black spruce mean DBH, mean distance and mixed litter cover (Table 2.3). The DA graph indicates a division between the two groups used versus available habitat (Figure 2.4). However, there is notable overlap, indicating that the groups share common characteristics. The habitat for the *Sarcodon imbricatus*, although distinct, spans a large gradient. Lichen cover is the mainfactor responsible for the discrimination between the groups. The ecological niche of this particular species is characterized a ground layer dominated by lichens, mineral soil with high sand and low clay components, an open canopy, low jack pine mean DBH and high mineral soil pH.

2.4.2.4 *Leccinum aurantiacum*

Mineral soil composition and pH, canopy cover, and understorey vegetation cover differentiated the groups for the *Leccinum aurantiacum* DA (Table 2.3). The high prevalence of this species is highlighted by the large area used by the species in relation to the available sampled habitat. Field observations validate the statistical results; it was impossible to describe this species habitat due to its widespread presence. The DA graph shows an influence of the understorey vegetation as the main discriminating variable (Figure 2.5). Observation of the group means illustrates the ecological habitat of this species. *Leccinum aurantiacum* favored high understorey cover, open canopy cover, mineral soil with low clay and high sand components and high mineral soil pH.

2.4.2.5 *Cantharellus cibarius*

The DA showed much better results in describing the habitat selection of the *Cantharellus cibarius* than the stand spatial scale Kruskal-Wallis test. Mineral soil pH, clay percentage in mineral soil, forest floor thickness, mineral soil cover and mean distance were found to be significant discriminating factors by the analysis (Table 2.3). The DA graph shows a clear separation of used and available habitat points, there is little overlap between the groups and the *Cantharellus* points are fairly clustered in comparison with the general environment (available habitat points) (Figure 2.6). Ecological parameters indicate preference for shallow humus, low clay component in mineral soil, high mineral soil pH, exposed mineral soil and low stand density (Table 2.3).

Table 2.3: Mean comparison between fungi species and available environment for each ecological variable. Significance level: (**) = $\alpha < 0.05$, (***) = $\alpha < 0.01$

Ecological variables	<i>Tricholoma magnivelare</i>	<i>Tricholoma equestre</i>	<i>Sarcodon imbricatus</i>	<i>Leccinum aurantiacum</i>	<i>Cantharellus cibarius</i>	Available environment
Count	46	56	85	101	16	540
Stand characteristics						
Mean DBH <i>Pinus banksiana</i> (cm)	17.3 ***	9.8 ***	9.1 ***	12.6	13.6	12.9
Mean DBH <i>Picea mariana</i> (cm)	0.9	0.1 ***	0.4 ***	1.3	0.5	1.6
Mean distance (cm)	308.3 ***	241.3	199.5 ***	244.1	312.6 **	244.7
Canopy cover (%)	38.8 ***	40.2 ***	40.0 ***	41.2 ***	42.3	46.6
Ground layer characteristics						
Firemoss spp. (%)	0.0	12.2 ***	0.4	2.6	0.0	1.1
Moss spp. (%)	53.9	2.1 ***	6.5 ***	49.7	42.2	47.0
Mixed litter (%)	4.9	0.0 **	0.8 **	2.8	4.7	5.1
Needle litter (%)	7.9 ***	59.1 ***	20.1	20.3	29.7	21.0
Sphagnum spp. (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.2
Mineral soil (%)	2.5	7.2 ***	0.0	1.7	4.4 **	0.6
Lichen spp. (%)	26.7	19.0	71.8 ***	21.3	19.1	21.6
Log (%)	0.5	0.0	0.0	0.3	0.0	1.1
Rotten log (%)	1.2	0.5	0.4	0.9	0.0	1.0
Moss on log (%)	0.6	0.0	0.0	0.3	0.0	0.3
Moss on rotten log (%)	1.9**	0.0	0.0	0.0	0.0	0.5
Soil characteristics						
Organic soil thickness (cm)	13.1	3.0 ***	12.8	13.7	9.0 ***	13.3
Clay in mineral soil (%)	34.0 **	30.2 ***	31.8 ***	31.3 ***	32.4 ***	35.0
Sand in mineral soil (%)	61.429	65.736 ***	64.238 ***	62.364 **	60.1	60.9
Mineral soil pH	4.674 ***	4.923 ***	4.598 ***	4.689 ***	4.9 ***	4.5

Table 2.3: Continued.

Ecological variables	<i>Tricholoma magnivelare</i>	<i>Tricholoma equestre</i>	<i>Sarcodon imbricatus</i>	<i>Leccinum aurantiacum</i>	<i>Cantharellus cibarius</i>	Available environment
Understorey vegetation characteristics						
Caprifoliaceae (%)	0.0	0.0	0.0	0.7	0.0	0.2
Cornaceae (%)	1.7	0.0	0.1	1.9	0.0	0.9
Cyperaceae (%)	0.2	0.0	0.0	0.0	0.0	0.3
Ericaceae (%)	37.1	8.5 ***	49.5	51.0	54.7	45.5
Liliaceae (%)	0.3	0.5	0.5	2.8	0.0	2.0
Lycopodiaceae (%)	0.0	0.1	0.2	0.1	0.0	0.1
Myricaceae (%)	0.1	0.1	0.0	0.9	2.5	0.6
Orchidaceae (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Pinaceae (%)	2.5	0.7	0.3	2.4	2.2	2.3
Poaceae (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Polypodiaceae (%)	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
Primulaceae (%)	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0	0.1
Rosaceae (%)	0.8	0.0	0.2	0.0	0.0	0.5
Salicaceae (%)	0.0	0.0	0.0	1.0	0.0	0.3
Total understorey cover (%)	49.5	10.6 ***	51.8	65.1 ***	59.4	56.8

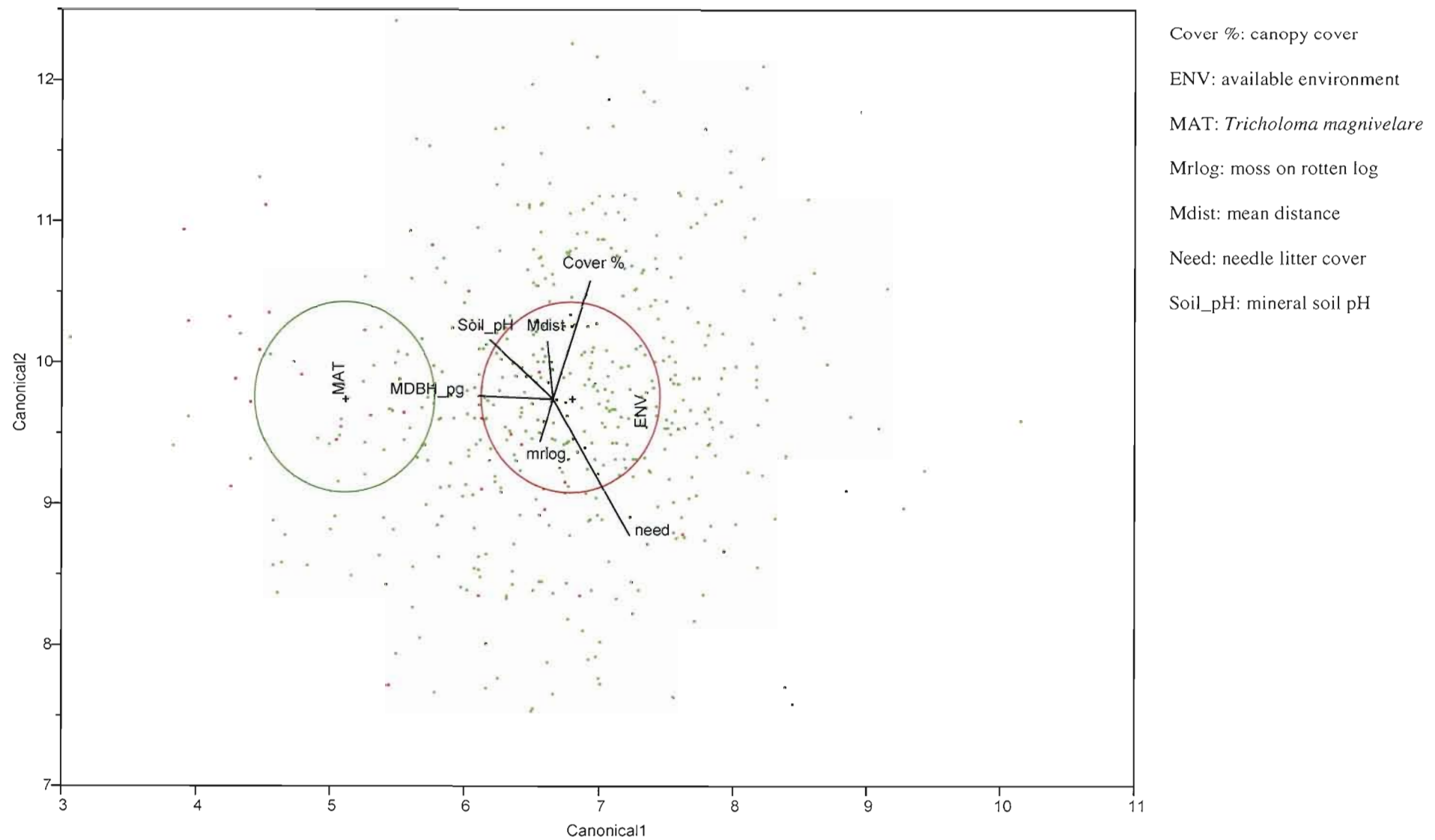


Figure 2.2 Discriminant analysis for *Tricholoma magnivelare*, *Tricholoma magnivelare* points (MAT, ■) and available environment points (ENV, ■).

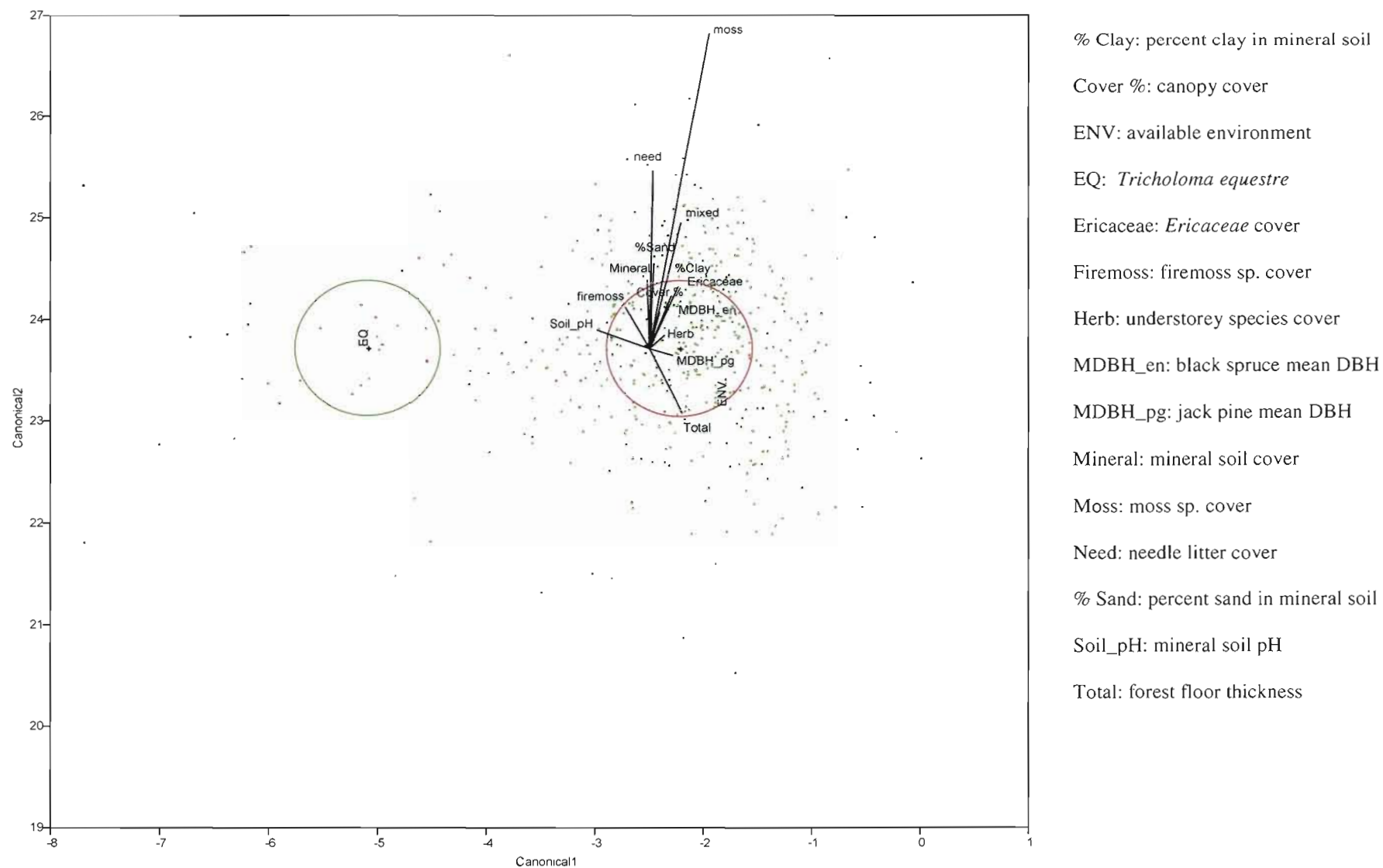


Figure 2.3 Discriminant analysis for *Tricholoma equestre*, *Tricholoma equestre* points (EQ, ■) and available environment points (Env, ■).

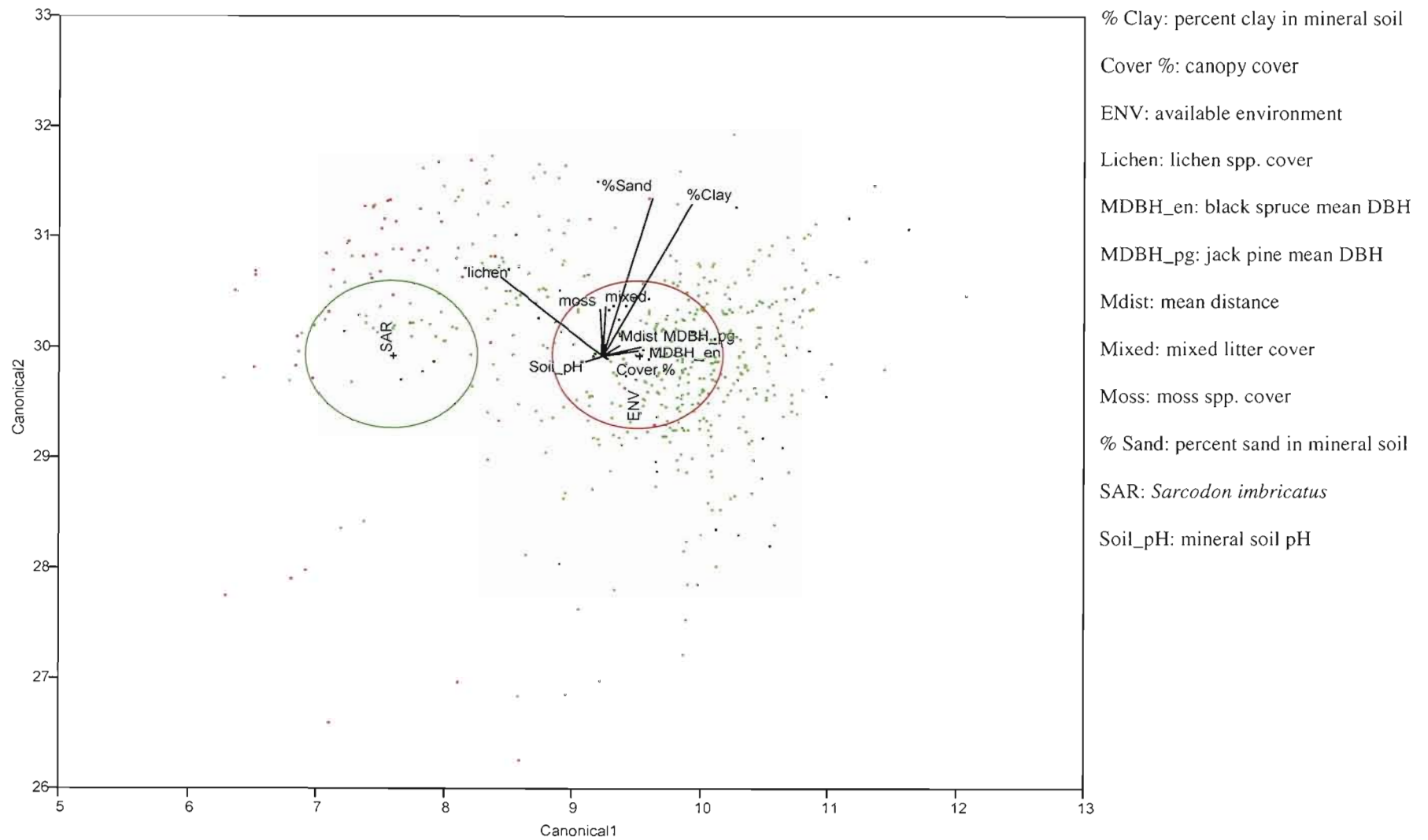
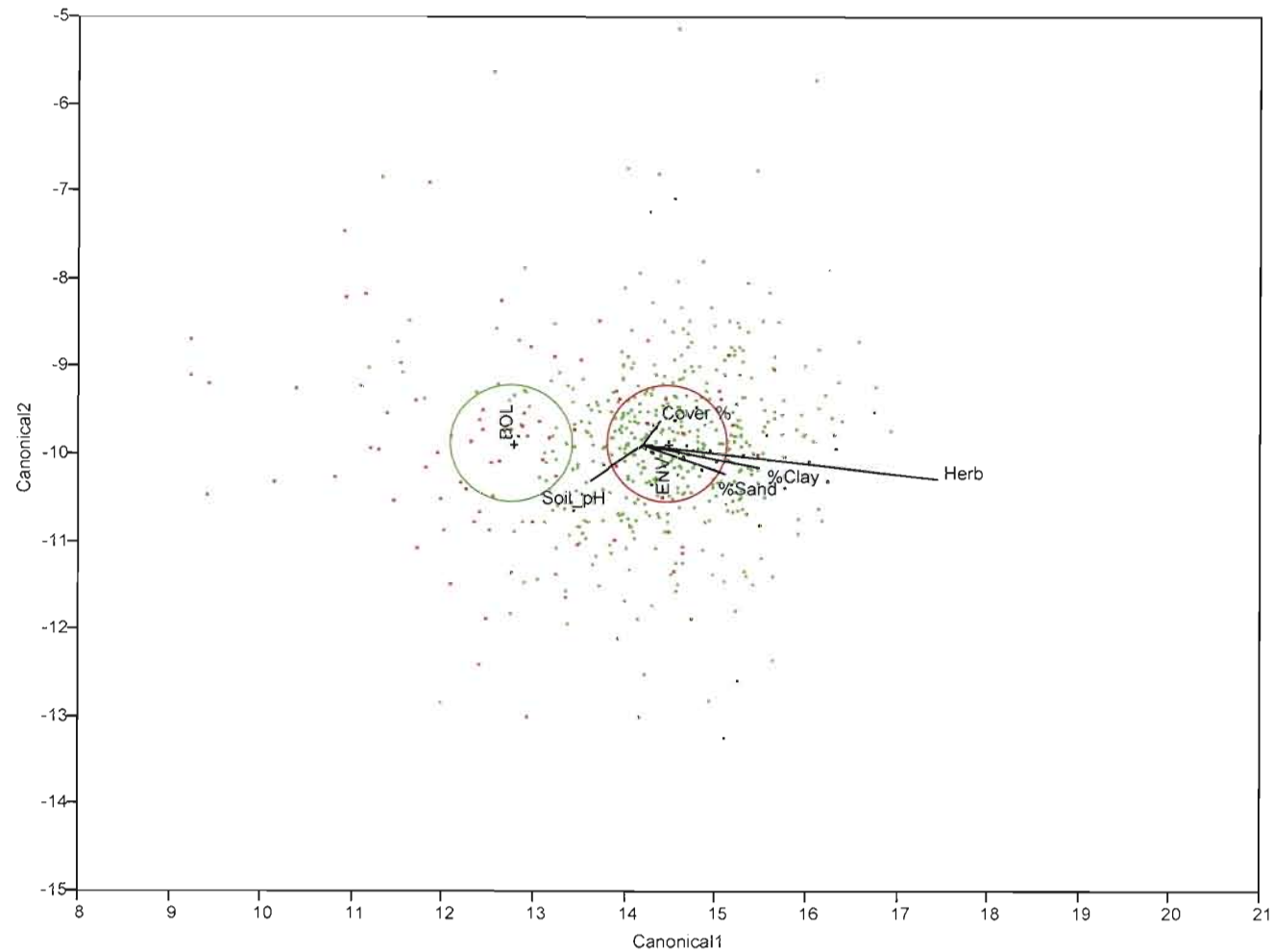


Figure 2.4 Discriminant analysis for *Sarcodon imbricatus*, *Sarcodon imbricatus* points (SAR, ■) and available environment points (ENV, ■).



BOL: *Leccinum aurantiacum*

% Clay: percent clay in mineral soil

Cover %: canopy cover

ENV: available environment

Herb: understorey species cover

% Sand: percent sand in mineral soil

Soil_pH: mineral soil pH

Figure 2.5 Discriminant analysis for *Leccinum aurantiacum*, *Leccinum aurantiacum* points (BOL, ■) and available environment points (ENV, ■).

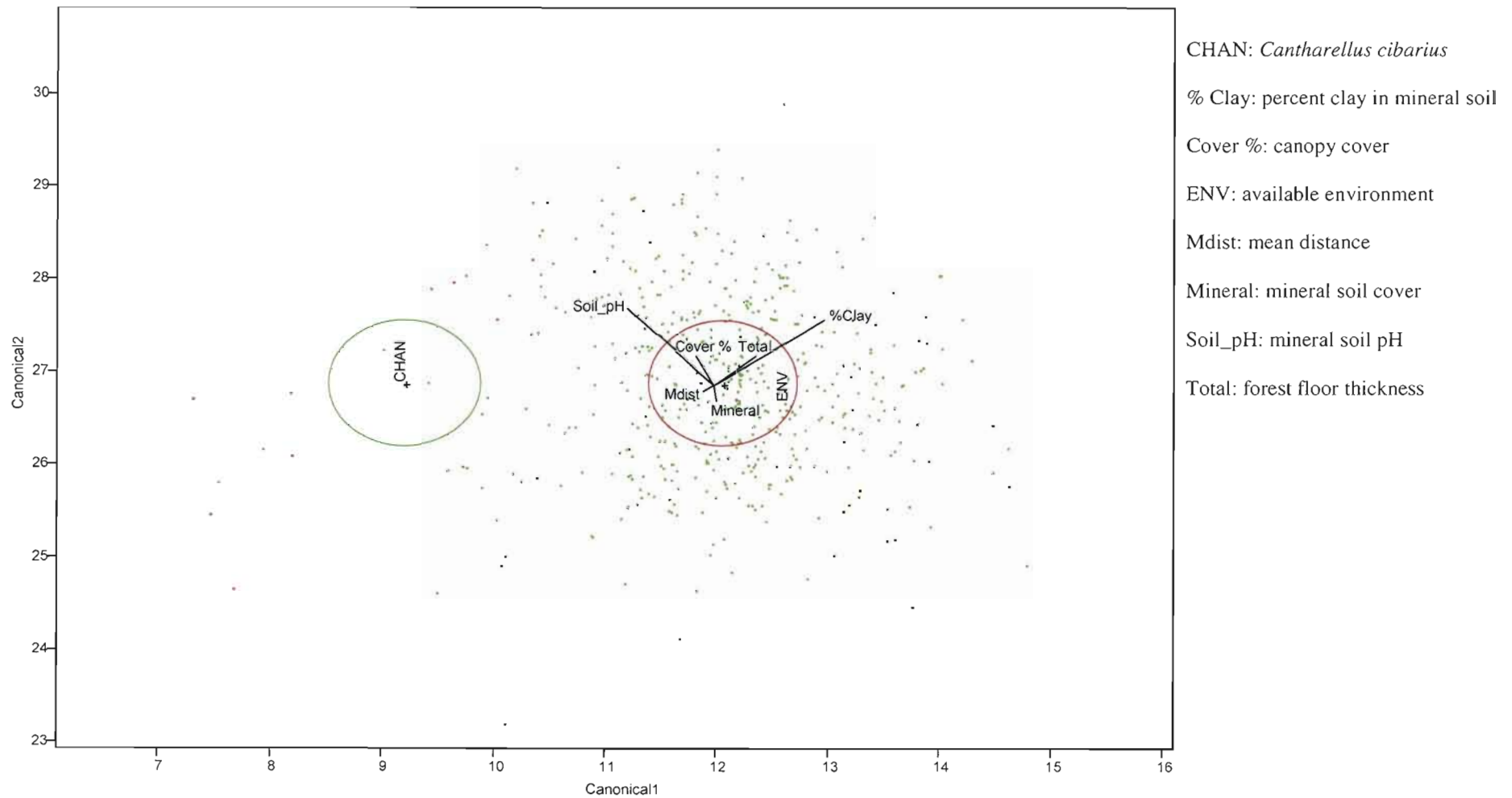


Figure 2.6 Discriminant analysis for *Cantharellus cibarius*, *Cantharellus cibarius* points (CHAN, ■) and available environment points (ENV, ■)

2.5 Discussion

2.5.1 Stand spatial scale: stand origin

Jack pine naturally regenerates after wildfires and has physiological adaptations, such as serotinous cones, that allow it to take advantage of recent burns. Strangely, ECM symbionts of jack pine do not have the same capabilities. Experiments have demonstrated that few ECM species are favored by burned sites (Dahlberg, 2002). Most ECM seem to be destroyed by fire and are able to gradually recolonize burned areas by expansion of mycelia or by spores from unburned or lightly burned adjacent sites (Dahlberg, 2002). As a result, natural settlement of an ECM species is largely influenced by the proximity of established ECM communities and by the severity of disturbance. Commercial exploitation of the boreal forest has potential to transform the ECM community of the boreal forest since the environmental pressures resulting from clear cuts a priori does not seem to be similar (Nguyen, 2000). There have been numerous comparative studies of fire versus clear cut regenerated stands for the vegetation community of the boreal forest (Noble et al., 1977; Carleton and MacLellan, 1994; Johnson and Elliot, 1996; Nguyen, 2000) however the ECM community has not received the same attention (Jones et al., 2003). The differences found by these studies suggest that the communities resulting from fire and harvesting disturbances may be quite different.

Significant differences in edible ECM abundance were found between plantation and fire regenerated stands. The null hypothesis was rejected by the results of the Kruskal-Wallis test for the stand's origin. Significant difference of edible ECM abundance was found between plantation and fire regenerated stands. Interestingly, plantations had higher abundance of fungi fructification than fire regenerated stands (Table 2.2).

The higher abundance of the *Tricholoma equestre* and the *Sarcodon imbricatus* (Table 2.2) hints at an influence of site preparation. Although the results for *Tricholoma equestre* is not significant, the abundance of this species in a stand which had clear evidence of site preparation reveals the habitat preferences of this species. Both may be favored by site preparation that reduces forest floor thickness which usually occurs in plantations. Results of the DA will help to shed some light on the influence of fine scale variables in the distribution of ECM,

The study was biased by a lack of age class representation across the entire study design. There were no old plantations or very young fire regenerated jack pine stands in the Amos region. Clearly, before any conclusions are made concerning this important variable, a proper study must be undertaken with all the age classes represented. With time the young plantations will mature and this question could be addressed properly. A proper comparison of the ECM community between plantations versus fire regenerated stands would be welcomed.

2.5.2 Stand spatial scale: stand age

Previous studies on ECM ecology have revealed that stand age is an important variable in distribution of these organisms (Termorshuizen, 1991; Visser, 1995; Rao et al., 1997; Bonet et al., 2004; Trappe, 2004; Dunham et al., 2006). Termorshuizen (1991) has debated that the ageing of the soil rather than of the trees is responsible for the succession patterns of ECM. Nevertheless, the temporal evolution of the stand seems to cause changes in the ECM community. Danielson (1991), talks about an orderly replacement of ECM as the forest develops and ages.

Our results (Table 2.1) indicate that *Tricholoma magnivelare* is significantly associated with older stands while *Sarcodon imbricatus* is associated with younger stands. The other species were not significantly associated with a particular age class possibly suggesting that they are multi stage ECM. Visser (1995) produced the most complete study of jack pine ECM community succession. She demonstrated the preference of ECM species for stages of stand development. For the species included in this study, she found similar results in that *Tricholoma magnivelare* was observed in old stands (late stage), and *Leccinum aurantiacum* was present in both the youngest and the oldest stands (multi stage).

There are some slight differences since *Tricholoma equestre* was found in the three youngest age class while Visser (1995) found that this species was present in the 65 and 122 years class. However, a Spanish study found that it was most abundant in the 11-to 20 and 21 to 40 year old stands (Fernandez-Toiran et al. (2006)), almost the same age class found by the present study. This classification of species according to stand development preferences should not be considered a rigid rule but rather a guideline to help understand ECM community dynamics. A forest stand is a heterogeneous environment which offers a range of ecological conditions, the habitat preferred by a certain species could possibly be found in many forest developments stages.

2.5.3 Intra-stand spatial scale: host and stand characteristics

The discriminant analysis performed with the available data offers insights into the respective influence the environmental components have on the habitat preference of each ECM species under review. It is common knowledge with mushroom pickers that fructifications are present under a relatively narrow set of ecological conditions; they are certainly not randomly distributed (Sastad, 1995). With regards to the host and stand characteristics the results indicate that canopy cover seems to be an important variable. In fact, the mean canopy cover for each species was lower than in the available environment (Table 2.3), although not all differences were significant this indicates that fructification is more abundant in areas that are more open. An interesting explanation for this behavior is given by Hosford et al. (1997) in his description of optimal *Tricholoma matsutake* stands, according to these authors the canopy should be open to allow light to penetrate and heat the forest floor, keeping it dry and warm. Under these conditions pine roots are able to proliferate near the surface while competitors such as, nonhost roots, bacteria, and saprobic and other mycorrhizal fungi, decline (Ogawa, 1982 in Hosford et al., 1997). It seems as though heat is an important element for mycelium growth while moisture is more important in fructification development. Therefore, canopy cover indirectly through control of the heat that reaches the forest floor, influences the mycelium. This phenomenon was observed for the Japanese matsutake however it seems to be present in other species as well.

Concerning the other significant results of the DA for the host and stand characteristics (Table 2.3), they are merely the representation of the results found by the Kruskal-Wallis test. The *Tricholoma magnivelare* preference for areas with higher jack pine mean DBH and higher distance between trees (Table 2.3) is basically equivalent to the association of this species to older stands (see results for *Tricholoma magnivelare* stand spatial scale). The DA has expressed this feature by associating *Tricholoma magnivelare* with areas that have bigger trees and higher mean distance between trees than the available

environment. Bigger trees are usually older and a higher mean distance suggest a lower number of stems a conditions usually associated to older stands.

In addition, the DA highlights *Sarcodon imbricatus* selection of young stands, similarly to the stand spatial scale analysis. This is shown by the selection of the jack pine mean DBH and mean distance parameter (Table 2.3 and Table 2.4), a variable which measures the distance between the point center and trees. In other words it's an expression of number of the stem per hectare. As the stand ages, the number of stems decreases and the stems become bigger. Therefore, a low mean distance implies that there are more stems per hectare in a stand, a condition associated to young stands.

2.5.4 Intra-stand spatial scale: soil characteristics

In previous studies, parameters of the soil have been found to influence the distribution of the ECM community (Hansen, 1988; Ruhling and Tyler, 1990; Nantel et Neumann, 1992; Rosling et al., 2000 and Kernaghan and Harper, 2001). The findings indicate that the pH of the mineral soil in the used habitat was significantly higher than in the available environment for all species (Table 2.3). Suppression of soil microorganisms through the production of volatile antibiotics has been documented by Ogawa (1977) in Wang et al. (1997). It was suggested by Wang et al. (1997) that dense fungal colonies influence soil pH by the production of organic acids. Rosling (2003) later proved that ectomycorrhizal fungi exhibit plasticity in their tendency to acidify mineral soil substrates depending on the soil composition. These observations indicate that the presence of ECM in the soil has a direct effect on the mineral soil pH. The results of the DA can be interpreted as the expression of ECM habitat preferences or the direct influence of ECM on their environment. There are unfortunately a lot of “unknowns” when dealing with soil parameters such as, mineral soil pH. Caution must be exerted in the interpretation of these results.

The percent sand and clay content of the mineral soil were also significant factors for almost all the ECM species studied. The clay content was always slightly lower where fungi colonies occurred than in the available environment. Our results hint at a habitat preference by the ECM species for areas that have either low clay content or high sand content. It is way beyond the scope of this study to hypothesize on the potential influence of ECM activity on soil constitution. Clearly, ECM communities have an effect on the soil environment their presence modifies soil processes of mineral weathering and nutrient uptake (Arocena et al. 1999). The work of Arocena et al. (1999) comparing soil characteristics in areas where ECM were visually present or absent quantified the influence of ECM on this ecological component. Their results support our observations and explain

the processes of these organisms. However, studies exist that have proven the importance of mineral soil composition on the distribution of ECM. In fact, most ecological description of ECM species includes a description of mineral soil habitats (Hosford et al., 1997; Bergius and Danell, 2000, Kranabetter et al., 2002).

The final soil characteristic considered by this study was the forest floor thickness. *A priori* this variable was thought to be the most important parameter pertaining to the distribution of ECM fructification, and the observations made during sampling infused the team with the idea that thick humus inhibited fructification. Contrarily, to the field observations the statistical result indicates that only *Tricholoma equestre* and *Cantharellus cibarius* seems to prefer a thin humus layer. The other species were not associated with thin humus. Researchers are now exploring the possibility of positive effects of small scale soil disturbances on the productivity of fructification. In fact, the removal of the understorey vegetation and the humus layer increased sporocarp density and diversity in a *Pinus sylvestris* stand (Baar and ter Braak, 1996). In a forest stand these particular conditions could be the result of mechanical scarification in plantations, from tree uprooting in older stands or any actions that causes local soil disturbances. *Tricholoma equestre* was especially associated with a certain degree of soil perturbation, in fact it was found only in regions with thin humus and low understorey vegetation.

2.5.5 Intra-stand spatial scale: ground layer and understorey vegetation cover

As far back as 1937, it was thought that dominant understorey vegetation negatively influenced the fructification of fungi (Wilkins et al., 1937). Studies have reinforced the idea that an abundant understorey vegetation presence inhibits the fructification of ECM (Wilkins et al., 1937; Villeneuve, 1993; Termoshuizen 1991; Baar and ter Braak, 1996). It is possible that competition exists between ectomycorrhizal fungi and ericoid mycorrhizal fungi, the latter being associated with plants of the *Ericaceae* family. Also, the root system of *Ericaceous* plants, the most dominant group in the boreal, is usually very dense and that alone could negatively affect fructification. The species most negatively influenced by a high understorey vegetation cover was *Tricholoma equestre*, which is not surprising considering the field observations and other statistical results. In the previous sections, it was debated whether this species is associated with soil disturbances. In fact, there is a considerable contrast between the available environment and the used environment by this species (Table 2.3 and Figure 2.3).

Unfortunately the ground layer has not received the same attention as the understorey vegetation layer however the results indicate that some species might be associated with these parameters. The ground layer of the boreal forest is mostly covered by mosses, with a smaller proportion of needle litter and lichen (Table 2.3). With the exception of *Leccinum aurantiacum*, the field observations seemed to associate fructifications with areas of the forest floor that were strikingly different from the surroundings. This overall theme was noticed by the field team however each species had its specificity. *Cantharellus cibarius* and *Tricholoma equestre* were both found in areas with abnormally high levels of needle litter and exposed mineral soil. This strengthens the conclusion that they are species that thrive in soil perturbed areas. Contrastingly, *Tricholoma magnivelare* is found in stands that have a somewhat mature ground layer, in fact the moss and lichen components are both higher than in the available environment.

The presence of *Sarcodon imbricatus* was significantly connected to the lichen cover. This particular association has unearthed the possibility of indicator organisms. Indicator plants have been documented for individual fungi species, in fact *Allotropia virgata* is thought to be an indicator plant for the *Tricholoma magnivelare* in the Pacific region of the US and Canada while *Juniperus rigida* has had similar designation in Korea and Japan for the *Tricholoma matsutake* (Wang et al., 1997). It can be debated whether these organisms, *Sarcodon imbricatus* and the lichen, share similar habitat requirements. In fact, a study correlated lichen mats with variables such as canopy cover, tree density and basal area (Coxson and Marsch, 2001). Interestingly most of these variables were associated with *Sarcodon imbricatus* by either the DA or the Kruskal-Wallis test (Table 2.1 and 2.3). Therefore, a greater presence of lichen on the forest floor in young jack pine stands could be an indication of *Sarcodon imbricatus*.

2.6 Conclusion

The hypothesis for the stand spatial scale variables: stand age and stand origin can be accepted for *Tricholoma magnivelare* (stand age) and *Sarcodon imbricatus* (stand age and stand origin). As for the other species, the Kruskal-Wallis test results do not indicate that they are influenced by these variables. However, there are some clear hints as to their influence; the abundance *Tricholoma equestre* in plantations might suggest a preference for site preparation. As for the hypothesis concerning variables from the intra-spatial scale analysis, the DA has highlighted the influence of most variables (Table 2.3).

Pending the results of both the Kruskal-Wallis test and the DA, the habitat preferences for each species seems clearer. *Tricholoma magnivelare*'s habitat could be described as areas of old jack pine stands that allow a higher degree of light to reach the forest floor. The second species, *Tricholoma equestre*, would be associated with jack pine stands that have endured some significant soil disturbance, resulting in a thin humus, a low presence of understorey vegetation and a ground layer dominated by needle litter. In fact, this species seemed to appreciate plantations with soil preparation where both the humus and the understorey vegetation layer have been removed. As for *Sarcocon imbricatus*, it would be found in lichen rich areas of young jack pine stands that allow more light to reach the forest floor. *Leccinum aurantiacum* is omnipresent in jack pine stands, the characterization of this species habitat is tricky due to the lack of visually assessable ecological parameters, in fact most of the variables selected by the DA are soil related factors. The final species *Cantharellus cibarius* was also strongly influenced by soil characteristics, this ECM was included in the study regardless of the fact that it was somewhat rare; the field team has noted only 16 FCOP (Table 2.3) in the entire sampling design. Therefore the results for this species should be viewed as preliminary.

All five of the ECM under review displayed strong associations with soil characteristics; unfortunately soil parameters are impossible to observe without laboratory analysis rendering them useless for the mushroom picker. It would be quite interesting to use plants as an indicator of ECM fructification. Indicator plants have been described by researchers for both the Asian and the American matsutake (Wang et al., 1997) and this should be explored in order to identify potential indicator organisms for valuable Quebec ECM. In order, to do so the sampling protocol should emphasize the identification of every plant, fungi, moss, etc, present in the vicinity of the fungi colonies. Unfortunately, it was not the case in this particular study, since the species were usually assessed in classes rather than by species.

The study has produced an ecological description of the habitat for the five species under review. Armed with this information it seems easier to integrate edible fungi harvesting into silvicultural practices. The inevitable goal would be to favor the establishment of an industry that harvests edible fungi. It is therefore critical to continue the study of edible ECM fungi. The boreal forest offers an infinity of products and services, it is up to us to recognize them and exploit them in a sustainable way.

2.7 Appendix

Appendix A: List of Ground Layer Classes

1. Moss species associated to disturbances (Firemoss species): *Polytrichum commune*, *Polytrichum juniperinum* and *Ceratodon purpureus*;
2. Exposed mineral soil (Mineral);
3. Needles of coniferous trees on forest floor humus (Need);
4. Leaves of mixed deciduous broad-leaved and needles of conifers on forest floor humus (Mixed);
5. Moss on forest floor humus (Moss sp.): *Dicranum sp.*, *Thuidium delicatulum*, *Ptilium crista-castrensis*, *Pleurozium Schreberi* and *Hylocomium splendens*;
6. Bare undecomposed logs (Log);
7. Bare decomposed logs (Rotten log);
8. Undecomposed logs covered with moss (Moss on log);
9. Decomposed logs covered with moss (Moss on rotten log);
10. Lichen cover (Lichen sp.): *Cladina sp.* and *Cladonia sp.*;
11. Sphagnum species (Sphagnum): *Sphagnum spp.*

Adapted from Simard et al., 1998.

Appendix B: Fructification Abundance (number of sporocarps) by Species and Transect for 2006 and 2007

	Tricholoma magnivelare	Tricholoma equestre	Sarcodon imbricatus	Leccinum aurantiacum	Cantharellus cibarius	Age Class	Stand Origin
TW	0	0	108	7	0	20-40	Plantation
YW	0	5	81	30	10	20-40	Plantation
WE	2	13	0	8	0	40-60	N.A. (Fire)
SE	0	0	66	4	0	20-40	Plantation
VS	7	0	0	8	0	40-60	N.A. (Fire)
BE	39	0	0	9	9	>60	N.A. (Fire)
ME	44	0	0	6	0	>60	N.A. (Fire)
CE	22	0	0	0	0	>60	N.A. (Fire)
GW	9	25	1	8	11	20-40	Fire
NW	0	10	0	7	0	20-40	Fire
PW	0	468	3	25	0	20-40	Plantation
EW	0	0	0	7	0	<20	N.A. (Plantation)
DW	0	0	2	7	0	<20	N.A. (Plantation)
UN	1	0	0	8	73	40-60	N.A. (Fire)
OW	0	0	0	2	10	>60	N.A. (Fire)
XW	0	0	0	12	2	40-60	N.A. (Fire)
QE	0	7	0	6	0	<20	N.A. (Plantation)
RW	0	3	1	5	0	20-40	Fire

N.A.: not applicable: fire or plantation regenerated stands that cannot be compared within similar age classes

Appendix C: Transect stand characteristics (Average)

	Canopy cover (%)	Number of stems per hectare	Basal area per hectare
TW	46.31	2844.95	18.57
YW	52.62	2496.05	22.32
WE	51.69	1116.00	40.89
SE	66.70	3236.88	32.09
VS	49.99	1928.46	25.78
BE	44.51	1341.76	32.01
ME	35.71	1017.48	22.43
CE	47.87	1304.86	24.01
GW	51.31	3424.86	28.45
NW	48.12	2658.63	24.15
PW	47.18	2300.32	21.01
EW	38.32	2027.46	11.30
DW	29.80	1949.66	9.21
UN	42.05	878.00	18.74
OW	35.98	626.17	14.60
XW	53.18	1423.10	43.02
QE	39.00	3248.27	26.91
RW	45.93	1188.99	11.40

Appendix D: Transect Shrub Layer Cover and Constituents by Family (Average)

	Ericaceae (%)	Pinaceae (%)	Betulaceae (%)
TW	44.67	0.50	0.00
YW	61.00	0.50	0.00
WE	60.67	0.33	9.67
SE	35.00	1.67	0.00
VS	58.83	11.33	0.00
BE	49.99	0.83	11.17
ME	32.17	2.50	7.67
CE	30.16	13.00	8.00
GW	59.67	2.00	0.83
NW	38.34	0.50	3.33
PW	7.00	0.00	16.50
EW	63.00	1.75	0.00
DW	42.50	0.50	0.00
UN	63.50	1.84	0.00
OW	59.25	3.00	0.00
XW	57.83	0.33	0.83
QE	42.83	0.00	0.00
RW	27.66	0.00	9.17

Only major family shown (mean percentage higher than 5%)

Appendix E: Transect Ground Layer Cover and Constituents (Average)

	Moss sp. (%)	Mixed litter (%)	Needle litter (%)	Lichen sp. (%)	Total log (%)
TW	2.83	0.00	17.33	79.33	0.50
YW	26.17	3.33	21.67	45.67	3.17
WE	41.83	13.83	13.83	24.50	6.00
SE	21.50	3.67	19.50	55.33	0.00
VS	60.83	4.00	13.50	8.33	3.34
BE	79.00	2.33	6.50	10.50	1.66
ME	57.33	3.33	12.33	20.00	4.67
CE	80.00	12.50	1.67	0.00	3.00
GW	50.67	3.00	26.67	17.83	1.84
NW	59.00	5.17	19.67	14.83	2.33
PW	2.17	22.33	49.17	16.50	0.83
EW	36.00	0.00	42.25	2.75	8.25
DW	4.00	5.00	47.75	39.75	3.50
UN	60.17	3.33	17.67	4.83	4.83
OW	75.75	0.00	6.25	18.00	0.00
XW	85.00	0.00	9.67	0.00	5.00
QE	40.33	0.00	45.17	13.33	1.17
RW	50.83	7.17	18.17	16.00	2.84

Only major classes shown (mean percentage higher than 5%)

Appendix F: Transect Soil Characteristics (Average)

	Forest floor thickness (cm)	% Clay	% Sand	Mineral soil pH
TW	12.33	34.40	63.00	4.42
YW	13.37	39.20	54.00	4.53
WE	16.00	32.20	63.20	4.38
SE	13.98	31.40	66.40	4.43
VS	17.67	36.20	59.40	4.24
BE	14.20	36.60	60.40	4.36
ME	13.77	34.80	61.60	4.69
CE	17.23	35.81	58.84	4.59
GW	12.70	36.80	59.40	4.53
NW	13.07	35.80	60.20	4.34
PW	3.83	34.80	60.40	4.39
EW	13.80	35.40	58.40	4.66
DW	10.00	32.50	65.40	4.86
UN	10.20	34.80	60.00	4.27
OW	16.45	36.80	59.80	4.72
XW	18.10	35.80	58.40	4.30
QE	13.07	33.20	63.80	4.57
RW	10.40	34.20	64.00	4.18

CHAPITRE III :
CONCLUSION GÉNÉRALE

De façon générale, les résultats démontrent que la fructification des champignons comestibles à l'étude est influencée par des paramètres environnementaux. Ainsi, l'ensemble des résultats dresse le portrait des habitats pour chacune des espèces suivantes: *Tricholoma magnivelare*, *Tricholoma equestre*, *Sarcodon imbricatus*, *Leccinum aurantiacum* et *Cantharellus cibarius*.

Le *Tricholoma magnivelare* est clairement associé à la forêt mature en milieu boréal. De plus, l'espèce se retrouve où la canopée est plus ouverte et la végétation muscinale est bien établie. De façon pratique, les résultats présentent d'intéressantes avenues. Quoique moins fréquentes dans le paysage abitibien, les forêts matures de pin gris sont facilement reconnaissables, ce qui permet l'identification de peuplements propices au *Tricholoma magnivelare*, une espèce très recherchée.

La seconde espèce, le *Tricholoma equestre*, apprécie la perturbation du sol. Un grand nombre de variable écologique révèlent les conditions propices à la présence de fructification : l'humus mince, la couche muscinale composée de mousses associées à la perturbation, une forte présence d'aiguilles de pin sur le parterre forestier et une absence peu commune de plante herbacée et arbustives.

Le *Sarcodon imbricatus* se retrouve quant à lui dans les jeunes forêts. De plus, il affectionne les plantations plutôt que les peuplements régénérés après feu. Cette espèce est facilement localisée car elle se retrouve souvent dans les peuplements où le lichen est dominant (*Cladonia spp.* et *Cladina spp.*). Les zones de lichen en forêt boréale de l'Abitibi sont assez rares, la couche muscinale étant majoritairement constituée de mousses. Ainsi, lorsqu'une forêt est approximativement âgée de trente ans et que le parterre forestier regorge de lichens, il y a beaucoup de chances de trouver du *Sarcodon imbricatus*.

L'espèce suivante est toute particulière car elle est omniprésente dans les peuplements de pin gris. L'absence d'une association claire du *Leccinum aurantiacum* avec

une ou des variables écologiques laisse croire que cette espèce se retrouve en petit nombre un peu partout dans les peuplements de pin gris. Lors d'absence de résultats convaincants, il faut être très prudent pour ne penser qu'il y a preuve d'absence. Une étude avec une plus grande précision permettrait de cerner les variables écologiques qui influencent la fructification du champignon.

Finalement, le petit nombre d'observation faite sur le *Cantharellus cibarius* rend la description de son habitat ardu. Par contre, l'information disponible décrit son écologie comme étant similaire au *Tricholoma equestre*, quoique moins extrême. La couche muscinale à une forte composante en sol minéral exposé et l'humus est relativement mince, tous deux étant des signes de perturbations du sol. En effet, il n'était pas rare de trouver cette espèce dans ou près de chemins de véhicule tout-terrain.

Précédemment, il a été question d'une estimation économique de la valeur commerciale des peuplements propices à la fructification de champignons. Les résultats d'Alexander et al. (2002) ont révélé que l'exploitation multi ressources d'un territoire ne fait qu'augmenter la valeur de celui-ci. Il serait donc souhaitable que l'écologie des champignons comestibles soit prise en considération lors de la planification de l'exploitation forestière au Québec.

En ce qui a trait aux organismes sous observation, le système d'exploitation actuel comporte de sérieuses lacunes. En effet, le manque de connectivité entre les peuplements pourrait menacer la survie à long terme de certaines espèces. Contrairement, à la stratégie de leurs hôtes, les champignons ectomycorhiziens ne sont pas favorisés par le feu (Dahlberg, 2002). Il semblerait que les champignons ectomycorhiziens sont détruits par les flammes et qu'ils recolonisent graduellement l'aire perturbée par expansion du mycélium ou par germination des spores à partir des zones non perturbées et des zones légèrement perturbées (Dahlberg, 2002).

Une étude intéressante révèle que les feux de forêts ne détruisent pas toute la forêt lors de leur passage, ce qui est tout le contraire lors d'une coupe totale. En effet, il semblerait que des zones non brûlées ou légèrement brûlées soient abondantes (Bergeron et al., 2002). La variabilité de la perturbation est donc très différente lorsque l'on compare les coupes et les feux. De plus, la rétention d'arbres matures lors de la coupe a significativement conservé plus d'espèces de champignons ectomycorhiziens dans le sol que sous une coupe totale (Dahlberg et al., 2001). Les conclusions de Dahlberg et al. (2001) exposent l'importance de la connectivité et de zones de refuges pour la conservation des champignons ectomycorhiziens.

Les travaux de Straatsma et al. (2001) et Straatsma et Krisai-Greilhuber (2003) en Europe spécifient que l'évaluation écologique de la communauté fongique est une tâche qui se doit d'être poursuivie sur de longues périodes de temps. Leurs résultats démontrent que malgré leurs efforts qui s'étendent sur une période allant de 7 à 21 ans, la communauté fongique est encore mal connue.

Il sera donc impératif de continuer le recensement des champignons au Québec. L'étude des plantes indicatrices de la présence des champignons comestibles, la compréhension des effets des traitements sylvicoles sur la fructification et la modélisation à l'aide de systèmes d'information géographique semblent être des champs de recherche très intéressants et prometteurs pour le futur.

En effet, l'utilisation de plantes et autres organismes comme indicateurs de la présence de *Tricholoma magnivelare* est bien documentée dans la région pacifique des États-Unis et du Japon (Wang et al., 1997). Pour le Québec, ces indicateurs restent à être déterminés. L'utilisation de paramètres environnementaux tel les caractéristiques du sol sont inutiles dans la détection d'habitats propices pour un cueilleur de champignons. Il faut utiliser des variables facilement repérables, tels que des plantes indicatrices.

Les traitements sylvicoles peuvent avoir des effets positifs sur la fructification des champignons tels qu'en témoigne la riche tradition japonaise dans le domaine de la production de *Tricholoma matsutake* (une espèce très similaire au *Tricholoma magnivelare*). Par le contrôle minutieux des conditions environnementales des peuplements de pin rouge japonais, ils sont capables d'augmenter la production de champignons. Conséquemment, si l'établissement d'une industrie exploitant les champignons comestibles est envisagé, il serait normal de guider la recherche scientifique pour mieux comprendre et apprivoiser les effets des traitements sylvicoles sur la fructification.

Finalement, les travaux de Yang et al. (2006), sur la modélisation du *Tricholoma matsutake* en Chine semblent très prometteurs considérant la place de plus en plus importante de l'informatique dans les décisions reliés à la gestion du territoire. Cet outil représente un bel espoir pour la gestion et la conservation de populations biologiques.

L'étude s'inscrit dans un projet beaucoup plus vaste qui comporte plusieurs volets, et qui tente d'améliorer les connaissances écologiques, génétiques et commerciales des ectomycorhiziens champignons comestibles du Québec. Les québécois ont l'unique chance de posséder une ressource immense, il faut l'exploiter convenablement.

LISTES DES RÉFÉRENCES

- Alexander, S. J., Pilz, D., Weber, N. S., Brown, E. and Rockwell, V. A. 2002. Mushrooms, Trees and Money: Value Estimates of Commercial Mushrooms and Timber in the Pacific Norwest. *Environmental Management* 30 (1): 129-141.
- Amaranthus, M. P. 1998. The importance and conservation of ectomycorrhizal fungal diversity in forest ecosystems: lessons from Europe and the Pacific Northwest. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-431. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 15 p.
- Arnolds, E. 1991. Decline of ectomycorrhizal fungi in Europe. *Agriculture Ecosystems and Environment* 35: 209-244.
- Arocena, J. M., Glowa, K.R., Massicote, H.B. and Lakkulich, L. 1999. Chemical and mineral composition of ectomycorrhizosphere soils of subalpine fir (*Abies lasiocarpa* (Hook.) Nutt.) in the Ae horizon of a Luvisol. *Canadian Journal of Soil Science*: 79:25-35.
- Baar, J. and ter Braak, C. J. F. 1996. Ectomycorrhizal sporocarp occurrence as affected by manipulation of litter and humus layers in Scots pine stands of different ages. *Applied Soil Ecology* 4(1): 61-73.
- Bergeron, Y., Leduc, A., Harvey, B. D. and Gauthier, S. 2002. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36(1): 81-95.
- Bergius, N and Danell, E. 2000. The Swedish matsutake (*Tricholoma nauseosum* syn. *T. matsutake*): Distribution, abundance and ecology. *Scandinavian Journal of Forest Research* 15: 318-325.
- Bonet, J. A., Fischer, C. R. and Colinas, C. 2004. The relationship between forest age and aspect on the production of sporocarps of ectomycorrhizal fungi in *Pinus sylvestris* forests of the central Pyrenees. *Forest Ecology and Management* 203: 157-175.
- Carleton, T. J. and MacLellan, P. 1994. Woody vegetation responses to fire versus clearcutting: a comparative survey in central Canadian boreal forest. *Écoscience* 1 (2): 141-152.

- Cayford, J. H. and McRae, D. J., 1983. The ecological role of fire in jack pine forest. In: Wein R., W., Maclean, D., A., Eds. *The role of fire in Northern circumplar ecosystems*. New York: J. Wiley and Sons, pp. 183-199
- Cottam, G., Curtis, J. T. and Wilde Hale, B. 1953. Some samplings characteristics of a population of randomly dispersed individuals. *Ecology* 34(4): 741-757.
- Coulombe. 2004. Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise
Dépôt légal : Bibliothèque nationale du Québec, 2004
- Coxson, D. S. and Marsh, J. 2001. Lichen chronosequences (postfire and postharvest) in lodgepole pine (*Pinus contorta*) forests of northern interior British Columbia. *Canadian Journal of Botany* 79(2):1449-1464.
- Dahlberg, A., Schimmel, J., Taylor, A. F. and Johannesson, H. 2001. Post-fire legacy of ectomycorrhizal fungal communities in the Swedish boreal forest in relation to fire severity and logging intentisy. *Biological Conservation* 100: 151-161.
- Dahlberg, A., 2002. Effects of fire on ectomycorrhizal fungi in fennoscandian boreal forests. *Silva Fennica* 36(1): 69-80
- Danielson, R. M., 1984. Ectomycorrhizal associations in jack pine stands in northeastern Alberta. *Canadian Journal of Botany* 62: 932-939.
- Danielson, R. M., 1991. Temporal changes and effects of amendments on the occurrence of sheathing (ecto-)myccorrhizas of conifers growing in oil sands tailings and coal spoil. *Agricultural, Ecosystems and Environment* 35: 261-281.
- Dunham, S. M., O'Dell, T. E. and Molina, R. 2006. Forest stand age and the occurrence of chanterelle (*Cantharellus*) species in Oregon's central Cascade Mountains. *Mycological research* 110: 1433-1440.
- FAO, 2007, Food and Agriculture Organizations of the United Nations, *What are non-wood forest products?* Consulté en septembre 2007: <http://www.fao.org/forestry/site/nwfp/en/>
- FAO, 2004, Food and Agriculture Organizations of the United Nations, *Wild Edible fungi a global overview of their use and importance to people*. Consulté en septembre 2007: <http://www.fao.org/docrep/007/y5489e/y5489e00.htm>

- Farrar, J. L., 1995. *Trees in Canada*. Markham: Fitzhenry and Whiteside limited and Canadian Forest Service, pp. 58-59
- Fernandez-Toiran, L. M., Agreda, T. and Olano, J. M. 2006. Stand age and sampling year effect on the fungal fruit body community in *Pinus pinaster* forests in central Spain. *Canadian Journal of Botany*. 84: 1249-1258.
- Gehring, C. A., Theimer, T. C., Whitham, T. G. and Keim, P. 1998. Ectomycorrhizal fungal community structure of pinyon pines growing in two environmental extremes. *Ecology* 79(5): 1562-1572.
- Hansen, P. 1988. Prediction of macrofungal occurrence in Swedish beech forests from soil and litter variable models. *Vegetatio* 78: 31-44.
- Harrington, T. J., 2003. Relationships between macrofungi and vegetation in the burren. *Biology and Environment* 103B: 147-159
- Hosford, D., Pilz, D., Molina, R. and Amaranthus, M. 1997. Ecology and management of commercially harvested American matsutake mushroom. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-412. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 68 p.
- Johnston, M., H. and Elliott, J., A. 1996. Impacts of logging and wildfire on an upland black spruce community in northwestern Ontario. *Environmental Monitoring and Assessment* 39: 282-297.
- Jones, M., D., Durall, D., M. and Cairney, J., W., G. 2003. Ectomycorrhizal fungal communities in young forest stands regenerating after clearcut logging. *New Phytologist* 157: 399-422.
- Kernaghan, G. and Harper, K. A. 2001. Community structure of ectomycorrhizal fungi across an alpine/subalpine ecotone. *Ecography* 24: 181-188.
- Kernaghan, G., Widden, P., Bergeron, Y., Légaré, S., and Paré, D. 2003. Biotic and abiotic factors affecting ectomycorrhizal diversity in boreal mixed-woods. *Oikos*, 102: 497-504.
- Kranabetter, J. M. and Wylie, T. 1998. Ectomycorrhizal community structure across forest openings on naturally regenerated western hemlock seedlings. *Canadian Journal of Botany* 76: 189-196.
- Kranabetter, J. M., Trowbridge, R., Macadam, A., McLennan, D. and Friesen, J., 2002. Ecological description of pine mushroom (*Tricholoma magnivelare*) habitat and

- estimates of its extent in northwestern British Columbia. *Forest Ecology and Management* 158: 249-261.
- Legendre, P. and Legendre, L. 1998. Numerical Ecology. 2nd. Ed. Elsevier Science BV, Amsterdam. 853p.
- McCune, B. and Grace, J. B. 2002. Analysis of Ecological Communities. 2nd Ed. MJM software, Oregon.
- McKeague, J.A. 1978. Manuel de méthodes d'échantillonnage et d'analyse des sols. 2^{ième} édition Société canadienne de la science du sol, Ottawa.
- McNeil, R. 2006. Le grand livre des champignons du Québec et de l'est du Canada. Éditions Michel Quintin, Waterloo, Québec.
- Mehus, H., 1986. Fruit body production of macrofungi in some North Norwegian forest types. *Nordic Journal of Botany*. 6: 679-702.
- Miron, F., 1994. Champignons forestiers sauvages: potentiel de cueillette et de mise en marché, projet 4050 phase 2. Ressources naturelles Canada, CFS, Sainte-Foy, PQ, 56p.
- MNRFP, 2003. Données écoforestières, troisième programme d'inventaire forestier. Ministère des Ressources Naturelles, de la Faune et des Parcs du Québec. Service des inventaires forestiers.
- Molina, R., Massicote, H. and Trappe, J. M. 1992. Specificity phenomena in mycorrhizal symbiosis: community-ecological consequences and practical implications. In *Mycorrhizal functioning: an integrative plant-fungal process*. Edited by M. F. Allen. Chapman and Hall, New York. pp. 357-423.
- Nantel, P. and Neumann, P., 1992. Ecology of ectomycorrhizal-Basidiomycete communities on a local vegetation gradient. *Ecology* 73(1): 99-117
- Noble, M. G., Deboer, L. K, Johnson, K. L. Coffin, B. A., Fellows, L. G. and Christensen, N. A. 1977. Quantitative relationships among some *Pinus banksiana*- *Picea mariana* forests subjected to wildfire and postlogging treatments. *Canadian Journal of Forest Research* 7: 368-377.
- Nguyen-Xuan, T., Bergeron, Y., Simard, D., Fyles, J. W. and Paré, D. 2000. The importance of forest floor disturbance in the early regeneration patterns of the boreal forest of western and central Quebec: a wildfire versus logging comparison. *Canadian Journal of Forest Research* 30: 1353-1364

- Ogawa, M. 1976. Microbial ecology of mycorrhizal fungus-Tricholoma matsutake (Ito et Imai) Sing. in pine forest III, fungal florae in Shiro soil and on the mycorrhiza (293). Tokyo, Japan: The government forest experiment station. In Wang et al. 1997. Ectomycorrhizal fungi with edible fruiting bodies 1. *Tricholoma matsutake* and related fungi. *Economic Botany* 51(3): 311-327.
- Ogawa, M. 1982. How to produce matsutake mushroom. Nara, Japan: Matsutake Research and Consultation Office, Forest Service Research Station. 158 p In Hosford, D., Pilz, D., Molina, R. and Amaranthus, M. 1997. Ecology and management of commercially harvested American matsutake mushroom. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-412. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 68 p.
- Ohenoja, E., 1984. Fruit body production of larger fungi in Finland. *Annales Botanici Fennici* 21: 349-355.
- Pilz, D., Molina, R. and Mayo, J. 1996. Chanterelle production responses to stand thinning. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-461. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 82 p.
- Rao, C. S., Sharma, G. D. and Sukla, A. K. 1997. Distribution of ectomycorrhizal fungi in pure stands of different age groups of *Pinus kesiya*. *Canadian Journal of Microbiology* 43: 85-91.
- Read, D. J., Leake, J. R. and Perez-Moreno, J. 2004. Mycorrhizal fungi as drivers of ecosystem processes in heathland and boreal forest biomes. *Canadian Journal of Botany* 82: 1242-1263.
- Richard, F., Moreau, P. A., Selosse, M. A. and Gardes, M. 2004. Diversity and fruiting patterns of ectomycorrhizal and saprobic fungi in an old-growth Mediterranean forest dominated by *Quercus ilex* L. *Canadian Journal of Botany* 82: 1711-1729.
- Rosling, A., 2003. Response of ectomycorrhizal fungi to mineral substrates. Doctoral thesis Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, pp.65
- Rosling, A., Landeweert, R., Lindahl, B. D., Larsson, K. H., Kuyper, T. W. Taylor, A. F. S. and Finlay, R. D. 2000. Vertical distribution of ectomycorrhizal fungal taxa in podzol soil profiles. *New Phytologist* 159: 775-783.
- Ruhling, A. and Tyler, G. 1990. Soil factors influencing the distribution of macrofungi in oak forests of southern Sweden. *Holarctic Ecology* 13: 11-18

- Sastad, 1995. Fungi-vegetation relationship in *Pinus sylvestris* forest in central Norway. *Canadian Journal of Botany*. 73: 807-816.
- Scherrer, B. 1984. Biostatistique. Gaétan Morin éditeur. Boucherville. Québec.
- Simard, D. 1998. Soil properties following clearcut harvesting and wildfire and their relationship with regeneration in the Quebec boreal forest. M.Sc. Thesis, McGill University, Montréal, Québec.
- Simard, M.-J, Bergeron, Y. and Sirois, L. 1998 Conifer recruitment in the southeastern Canadian boreal forest: the importance of substrate. *Journal of Vegetation Science* 9(4): 575-582.
- Straatsma, G., Ayer, A. and Egli, S. 2001. Species richness, abundance and phenology of fungal fruit bodies over 21 years in Swiss forest plot. *Mycological Research* 105(5): 515-523.
- Straatsma, G. and Krisai-Greilhuber, I. 2003. Assemblage structure, species richness, abundance, and distribution of fungal fruit bodies in a seven year plot-based survey near Vienna. *Mycological Research*. 107(5): 632-640.
- Termorshuizen, A., J. 1991. Succession of mycorrhizal fungi in stands of *Pinus sylvestris* in the Netherlands. *Journal of Vegetation Science* 2(4): 555-564.
- Termorshuizen, A., J., 1993. The influence of nitrogen fertilizers on ectomycorrhizas and their fungal carpophores in young stands of *Pinus sylvestris*. *Forest Ecology and Management*. 57: 179-189.
- Trappe, M., J. 2004. Habitat and host associations of *Cratarellus tuabiformis* in northwestern Oregon. *Mycologia* 96(3): 498-509.
- Trudell, S. A. and Edmonds, R. L. 2004. Macrofungus communities correlate with moisture and nitrogen abundance in two old-growth conifer forests. Olympic National Park, USA. *Canadian Journal of Botany* 82: 781-800.
- Tyler, G. 1985. Macrofungal flora of Swedish beech forest related to soil organic matter and acidity characteristics. *Forest Ecology and Management* 10: 13-29
- Veillette, J. 2000. Un roc ancien rajeuni par les glaciers. Dans : Miron, F. et Royer, A. Eds. Abitibi-Témiscamingue de l'emprise des glaces à un foisonnement d'eau et de vie 10 000 ans d'histoire. Sainte-Foy : Éditions MultiMondes, 1-38.

- Villeneuve, N., Grandtner, M. M. and Fortin, J. A., 1989. Frequency and diversity of ectomycorrhizal saprophytic macrofungi in the Laurentide mountains of Quebec. *Canadian Journal of Botany* 67: 2616-2629.
- Villeneuve, N. 1993. Organisation cénologique et écologie des macromycètes terrestres dans les forêts des laurentides québécoises. Thèse de Ph. D., Université Laval, Québec, Québec.
- Visser, S., 1995. Ectomycorrhizal fungal succession in jack pine stands following wildfire. *New Phytologist* 129: 389-401.
- Wang Y., Hall, I. R. and Evans, L. A. 1997. Ectomycorrhizal fungi with edible fruiting bodies 1. *Tricholoma matsutake* and related fungi. *Economic Botany* 51(3): 311-327.
- Wilkins, W. H., Ellis, E. M. and Herlay, J. L. 1937. The ecology of larger fungi II. Constancy and frequency of fungal species in relation to certain vegetation communities, particularly oak and beech. *Annals of Applied Biology* 24: 703-732.
- Wilklund, K., Nilsson, L. O. and Jacobsson, S. 1995. Effect of irrigation, fertilization, and artificial drought on basidioma production in a Norway spruce stand. *Canadian Journal of Botany* 73: 200-208.
- Wills, R. M., and Lipsey, R. G., 1999. An economic strategy to develop non-timber forest product and services in British Columbia. FRBC Project no. PA97538-ORE. MOF Research Branch, Victoria, BC.
- Yang, X., Skidmore, A. K. Melick, D. R., Zhou, Z. and Xu, J. 2006. Mapping non-wood forest product (matsutake mushrooms) using logistic regression and GIS expert system. *Ecological Modelling* 198: 208-218.