

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
PROGRAMME DE MAÎTRISE EXTENSIONNÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

EFFETS DE L'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE SUR LA STRUCTURE ET LA
COMPOSITION VÉGÉTALE DES PEUPLEMENTS NATURELS DE PIN GRIS

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
CAROLINE DRAPEAU

DÉCEMBRE 2005

REMERCIEMENTS

Cette recherche à été possible grâce au financement du CRSNG, programme partenariat Industrie - Service canadien des forêts, des industries suivantes : Abitibi-Consolidated, Domtar, Tembec, Scierie Landrienne, Norbord, Matériaux Banchette, de la Chaire AFD, de la direction de la recherche forestière du Ministère des ressources naturelles et de la faune, de la Fondation de l'UQAT, du CRDAT. Je remercie mon directeur de recherche Yves Bergeron pour son encadrement et ses précieux conseils. Je désire remercier Yvon Grenier pour sa grande disponibilité et sa patience. Je tiens également à remercier Suzanne Brais de m'avoir aidé à apprivoiser le monde merveilleux des Stats ! Merci aussi pour tes encouragements et ton support. Je tiens à remercier Marie-Hélène Longpré pour son appui et pour toutes les petites choses qu'elle a faites tout au long de mon projet. Ce fut très apprécié ! Merci à Hervé Bescond, Josée Frenette et Sarah Lamote pour votre aide si précieuse pendant les étés passés sur le terrain. Je remercie Sonia Légaré pour ses conseils et son aide lors de mes analyses statistiques. Un merci tout spécial aux filles du D-207. Sandra, Jovette, Anne-Marie, merci pour votre amitié, votre écoute, vos conseils, vos encouragements et de m'avoir fait partager vos expériences de la vie. Nos p'tits cafés, nos entraînements, nos soupers et nos vacances en camping, font partis de mes plus beaux souvenirs de l'Abitibi ! Un sincère remerciement à mes parents et ma grande sœur Yza qui ont toujours cru en moi et qui m'ont supportée et encouragée dans tout ce que j'ai entrepris. Un immense merci du fond de mon cœur à mon amoureux. Ken, je te remercie d'être toujours là pour moi, de m'écouter et de m'appuyer sans relâche, c'est très précieux pour moi !

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	VI
LISTE DES TABLEAUX	VIII
RÉSUMÉ	X
1. INTRODUCTION	1
1.1 EXPLOITATION FORESTIÈRE AU QUÉBEC.....	1
1.2 IMPORTANCE DES FORÊTS SURANNÉES.....	2
1.3 AMÉNAGEMENT ÉCOSYSTÉMIQUE.....	3
1.4 L'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE	7
1.5 OBJECTIFS DE L'ÉTUDE	8
1.6 HYPOTHÈSES.....	8
1.6.1 <i>Composition et structure diamétrale</i>	9
1.6.2 <i>Bois mort</i>	9
1.6.3 <i>Végétation du sous-bois</i>	9
1.6.4 <i>Régénération</i>	10
2. MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	11
2.1 TERRITOIRE À L'ÉTUDE	11
2.2 SOURCES DE DONNÉES	13
2.3 DISPOSITIFS EXPÉRIMENTAUX.....	14
2.3.1 <i>Réseau d'éclaircies commerciales en Abitibi (RECA)</i>	14
2.3.2 <i>Vieux peuplements de pin gris en Abitibi (VPA)</i>	16
2.3.3 <i>Études menées par la Direction de la recherche forestière (DRF)</i>	17
2.3.4 <i>Placettes-échantillons temporaires (PET) du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs</i>	18
2.4 ÉCHANTILLONNAGE TERRAIN EN ABITIBI	18
2.4.1 <i>Inventaire des arbres vivants</i>	19
2.4.2 <i>Inventaire des chicots et des débris ligneux</i>	19
2.4.3 <i>Inventaire de la strate de sous-bois</i>	20

2.4.4	<i>Inventaire de la régénération</i>	20
2.4.5	<i>Densité du couvert forestier, dépôt et drainage</i>	21
2.5	ANALYSE DES DONNÉES	21
2.5.1	<i>Composition et structure diamétrale</i>	22
2.5.2	<i>Chicots</i>	23
2.5.3	<i>Débris ligneux</i>	24
2.5.4	<i>Végétation du sous-bois</i>	24
2.5.5	<i>Régénération</i>	27
3.	RÉSULTATS	28
3.1	COMPOSITION EN ESPÈCES ET STRUCTURE DIAMÉTRALE	29
3.1.1	<i>Densités et surfaces terrières</i>	29
3.1.2	<i>Indices de diversités de Shannon-Wiener des structures diamétrales</i>	32
3.1.3	<i>Analyses en composantes principales</i>	34
3.1.3.1	Réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi	34
3.1.3.2	Études menées par la Direction de la recherche forestière	36
3.1.3.3	Vieux peuplements et peuplements éclaircis	38
3.2	BOIS MORT	42
3.2.1	<i>Volumes de débris ligneux</i>	42
3.2.1.1	Réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi	42
3.2.1.2	Vieux peuplements et peuplements éclaircis	44
3.2.2	<i>Densité et surface terrière des chicots</i>	45
3.2.2.1	Réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi	45
3.2.2.2	Vieux peuplements et peuplements éclaircis	47
3.3	VÉGÉTATION DU SOUS-BOIS	48
3.3.1	<i>Dominance dans la composition, analyses des correspondances et espèces indicatrices</i>	48
3.3.1.1	Réseau d'éclaircies commerciales en Abitibi	48
3.3.1.2	Vieux peuplements et peuplements éclaircis	54
3.3.2	<i>Richesse et diversité alpha et bêta</i>	59
3.4	RÉGÉNÉRATION	61
3.4.1	<i>Composition et densité de la régénération</i>	61
3.4.1.1	Réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi	61
3.4.1.2	Vieux peuplements et peuplements éclaircis	64
4.	DISCUSSION	66

4.1	EFFETS DE L'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE SUR LES DIFFÉRENTS INDICATEURS	66
4.2	RESSEMBLANCES ENTRE LES PEUPEMENTS ÉCLAIRCIS ET LES VIEUX PEUPEMENTS	76
5.	CONCLUSION	86
6.	RÉFÉRENCES.....	90
ANNEXE A		102
ANNEXE B		103
ANNEXE C		105
ANNEXE D		107
ANNEXE E		108
ANNEXE F		110
ANNEXE G		112
ANNEXE H		115
ANNEXE I		116
ANNEXE J		118
ANNEXE K		120

LISTE DES FIGURES

FIGURE 1.1 DYNAMIQUE NATURELLE DES PEUPEMENTS DE PIN GRIS (HARVEY <i>ET AL.</i> , 2001).	5
FIGURE 1.2 DYNAMIQUE NATURELLE DES PEUPEMENTS DE PIN GRIS ET SYLVICULTURE PROPOSÉES (HARVEY <i>ET AL.</i> , 2001).	6
FIGURE 2.1 TERRITOIRE À L'ÉTUDE ET LOCALISATION DES SOUS-RÉGIONS ÉCOLOGIQUES.	12
FIGURE 2.2 DESCRIPTION DES INDICATEURS ÉTUDIÉS ET DES SOURCES DE DONNÉES ASSOCIÉES ET LES TYPES DE PEUPEMENTS QUI ONT ÉTÉ ÉTUDIÉS.	14
FIGURE 3.1 NOMBRE DE TIGES PAR CLASSE DE DIAMÈTRE POUR LES PEUPEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI EN 1999 ET EN 2003.	30
FIGURE 3.2 NOMBRE DE TIGES PAR CLASSE DE DIAMÈTRE POUR LES PEUPEMENTS DE LA DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE EN 1997 ET EN 2002.	30
FIGURE 3.3 NOMBRE DE TIGES PAR CLASSE DE DIAMÈTRE POUR LES VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI ET DES PLACETTES-ÉCHANTILLONS TEMPORAIRES.	32
FIGURE 3.4 ANALYSE EN COMPOSANTE PRINCIPALE DE LA DENSITÉ MOYENNE DE TIGES PAR TRAITEMENT POUR LES SITES DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI EN 1999 ET 2003.	35
FIGURE 3.5 ANALYSE EN COMPOSANTE PRINCIPALE DE LA DENSITÉ MOYENNE DE TIGES PAR TRAITEMENT POUR LES SITES DE LA DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE EN 1997 ET 2002.	37
FIGURE 3.6 ANALYSE EN COMPOSANTE PRINCIPALE DE LA DENSITÉ MOYENNE DE TIGES PAR TRAITEMENT POUR LES SITES DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI EN 1999 ET 2003 ET POUR LES SITES DES VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI ET DES PLACETTES-ÉCHANTILLONS TEMPORAIRES.	39
FIGURE 3.7 ANALYSE EN COMPOSANTE PRINCIPALE DE LA DENSITÉ MOYENNE DE TIGES PAR TRAITEMENT POUR LES SITES DE LA DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE EN 1997 ET 2002 ET POUR LES SITES DES VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI ET DES PLACETTES-ÉCHANTILLONS TEMPORAIRES.	40
FIGURE 3.8 ANALYSE EN COMPOSANTE PRINCIPALE DE LA DENSITÉ MOYENNE DE TIGES POUR LES SITES DES VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI ET DES PLACETTES-ÉCHANTILLONS TEMPORAIRES. CHAQUE SITE EST IDENTIFIÉ PAR L'ÂGE DU PEUPEMENT.	42
FIGURE 3.9 VOLUME DES DÉBRIS LIGNEUX PAR CLASSE DE DÉCOMPOSITION DANS LES PEUPEMENTS DU (A) RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI ET DANS LES (B) VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI.	43

FIGURE 3.10 DENSITÉ DES CHICOTS PAR CLASSE DE DÉCOMPOSITION DANS LES PEUPEMENTS DU (A) RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI ET DANS LES (B) VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI.....	46
FIGURE 3.11 SURFACE TERRIÈRE DES CHICOTS PAR CLASSE DE DÉCOMPOSITION POUR LES PEUPEMENTS DU (A) RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI ET POUR LES (B) VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI.....	47
FIGURE 3.12A DOMINANCE DANS LA COMPOSITION DU SOUS-BOIS DANS LES DIFFÉRENTS TRAITEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI.....	49
FIGURE 3.13 ANALYSES DES CORRESPONDANCES A) DES TROIS TRAITEMENTS APPARTENANT AUX SITES DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI ET B) DES ESPÈCES RETROUVÉES DANS CES PEUPEMENTS.....	50
FIGURE 3.14B DOMINANCE DANS LA COMPOSITION DU SOUS-BOIS DANS LES LOCALISATIONS DES PEUPEMENTS ÉCLAIRCIS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI.....	53
FIGURE 3.15C DOMINANCE DANS LA COMPOSITION DU SOUS-BOIS DANS LES VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI.....	54
FIGURE 3.16 ANALYSES DES CORRESPONDANCES A) DES DIFFÉRENTS TYPES DE PEUPEMENTS ET B) DES ESPÈCES RETROUVÉES DANS LES PEUPEMENTS.....	56
FIGURE 3.17 DENSITÉ DE LA RÉGÉNÉRATION DANS LES PEUPEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI (A) EN 1999, (B) EN 2003, (C) AUGMENTATION DE LA DENSITÉ POUR LA PÉRIODE DE CINQ ANS, (D) PAR LOCALISATION ET (E) DENSITÉ DANS LES VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI.....	62

LISTE DES TABLEAUX

TABLEAU 3.1 DENSITÉ TOTALE MOYENNE ET SURFACE TERRIÈRE MOYENNE AVEC ÉCART-TYPES DES PEUPELEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI, DE LA DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE, DES VIEUX PEUPELEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI ET DES PLACETTES-ÉCHANTILLONS TEMPORAIRES	29
TABLEAU 3.2 INDICE DE DIVERSITÉ DE SHANNON-WIENER ET ÉCART-TYPE POUR LA STRUCTURE DES PEUPELEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI, DE LA DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE, DES VIEUX PEUPELEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI ET DES PLACETTES-ÉCHANTILLONS TEMPORAIRES	33
TABLEAU 3.3 ANALYSE DE VARIANCE AVEC TESTS DE COMPARAISONS MULTIPLES EFFECTUÉS SUR LA DIVERSITÉ DE LA STRUCTURE DES PEUPELEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI, DE LA DIRECTION DE LA RECHERCHE FORESTIÈRE, DES VIEUX PEUPELEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI ET DES PLACETTES-ÉCHANTILLONS TEMPORAIRES	33
TABLEAU 3.4 ANALYSE DE LA VARIANCE AVEC TEST DE COMPARAISON MULTIPLE EFFECTUÉE SUR LES VOLUMES DE DÉBRIS LIGNEUX DANS LES PEUPELEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI ET DANS LES VIEUX PEUPELEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI	44
TABLEAU 3.5 ANALYSE DE LA VARIANCE AVEC TEST DE COMPARAISON MULTIPLE EFFECTUÉE SUR LES DENSITÉS ET LES SURFACES TERRIÈRES DES CHICOTS DANS LES PEUPELEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI ET DANS LES VIEUX PEUPELEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI.....	46
TABLEAU 3.6 ANALYSE DE VARIANCE AVEC TESTS DE COMPARAISONS MULTIPLES EFFECTUÉS SUR LA COMPOSITION DU SOUS-BOIS DES PEUPELEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI ET COEFFICIENT DE SPEARMAN REPRÉSENTANT LA FORCE DE LA RELATION ENTRE L'AXE ET LE COUVERT FORESTIER	51
TABLEAU 3.7 LISTE DES VALEURS INDICATRICES DES ESPÈCES EN FONCTION DU TRAITEMENT DANS LES PEUPELEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI	52
TABLEAU 3.8 ANALYSE DE VARIANCE SUR LA COMPOSITION DU SOUS-BOIS SELON LA POSITION DES QUADRATS (BANDE VS SENTIER) AU SEIN DES PEUPELEMENTS TRAITÉS EN ÉCLAIRCIE COMMERCIALE DANS LE RÉSEAU DE L'ABITIBI	53
TABLEAU 3.9 ANALYSE DE VARIANCE AVEC TESTS DE COMPARAISONS MULTIPLES EFFECTUÉS SUR LA COMPOSITION DU SOUS-BOIS ENTRE LES PEUPELEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN	

ABITIBI ET LES VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI ET COEFFICIENT DE SPEARMAN REPRÉSENTANT LA FORCE DE LA RELATION ENTRE L'AXE ET LE COUVERT FORESTIER.....	55
TABLEAU 3.10 LISTE DES VALEURS INDICATRICES DES ESPÈCES EN FONCTION DU TYPE DE PEUPEMENT (ÉC DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI ET LES VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI)	58
TABLEAU 3.11 DIVERSITÉ ALPHA ET BÊTA AVEC ÉCART-TYPE POUR LE SOUS-BOIS DES TRAITEMENTS ET LOCALISATIONS DES PEUPEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI ET DES VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI	59
TABLEAU 3.12 ANALYSE DE VARIANCE AVEC TESTS DE COMPARAISONS MULTIPLES EFFECTUÉS SUR LA DIVERSITÉ ALPHA ET BÊTA DU SOUS-BOIS DE LA LOCALISATION DES QUADRATS (BANDE VS SENTIER) ET DES TRAITEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI.....	60
TABLEAU 3.13 ANALYSE DE VARIANCE AVEC TESTS DE COMPARAISONS MULTIPLES EFFECTUÉS SUR LA DIVERSITÉ ALPHA ET BÊTA DU SOUS-BOIS DES PEUPEMENTS DU RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI ET DES VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI	61
TABLEAU 3.14 ANALYSE DE LA VARIANCE AVEC TEST DE COMPARAISON MULTIPLE EFFECTUÉE SUR LA DENSITÉ DE LA RÉGÉNÉRATION DANS LE RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI EN 1999, 2003 ET SUR LA DIFFÉRENCE POUR LA PÉRIODE DE CINQ ANS ET ANALYSE DE LA VARIANCE SUR L'EFFET DE LA LOCALISATION	63
TABLEAU 3.15 COEFFICIENTS DE CORRÉLATION DE PEARSON ENTRE LE COUVERT FORESTIER ET LA DENSITÉ DE SEMIS TOTALE ET PAR ESPÈCE POUR L'ENSEMBLE DES ÉCLAIRCIS, LES QUADRATS LOCALISÉS DANS LES BANDES ET CEUX DANS LES SENTIERS	64
TABLEAU 3.16 ANALYSE DE LA VARIANCE AVEC TEST DE COMPARAISON MULTIPLE EFFECTUÉE SUR LA DENSITÉ DE LA RÉGÉNÉRATION DANS LE RÉSEAU D'ÉCLAIRCIE COMMERCIALE EN ABITIBI EN 2003 ET DANS LES VIEUX PEUPEMENTS PROVENANT DE L'ABITIBI	65

RÉSUMÉ

La dynamique naturelle de la forêt boréale favorise une diversité de peuplements qui s'exprime par des structures et des compositions variées dont les agencements spécifiques créent des paysages diversifiés. Les récentes études ont démontré que la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) et la normalisation en peuplements équiens, telles que décrites par la *loi sur les forêts*, ne sont pas, à elles seules, adéquates et suffisantes pour maintenir l'intégrité écologique des territoires forestiers et leur diversité biologique. Ce type d'aménagement engendre la perte des forêts naturelles surannées, qui sont jugées essentielles au maintien de la biodiversité. Bergeron et al. (1999) ont suggérés le développement d'approches sylvicoles qui permettent de reproduire les caractéristiques de structure et de composition des diverses phases de développement, appelées cohortes, qu'on retrouve en forêt naturelle. Parmi ces pratiques, les coupes partielles sont vues comme des coupes de successions qui pourraient reconstituer la structure des peuplements surannés et anciens. L'éclaircie commerciale pratiquée dans un peuplement de première cohorte permettrait alors d'accélérer la succession en reproduisant la transition entre la cohorte 1 (0-100 ans) et 2 (75-175 ans) et ainsi maintenir ou recréer les attributs essentiels des forêts naturelles mûres de début de deuxième cohorte.

Les objectifs spécifiques de ce projet sont, dans un premier temps, de mesurer les effets de l'éclaircie commerciale dans des peuplements de pins gris sur la diversité biologique à l'échelle du peuplement en étudiant la structure diamétrale, le bois mort, les plantes du sous-bois et la régénération. Dans un deuxième temps, d'évaluer le potentiel de ce traitement à favoriser l'établissement de la deuxième cohorte en reproduisant la transition entre la cohorte 1 et 2 et ainsi maintenir ou recréer les attributs essentiels des vieilles forêts naturelles de pins gris.

Les peuplements à l'étude sont situés dans la sapinière à bouleau blanc et dans la pessière noire à mousses. Plusieurs sources de données ont été utilisées dans cette étude. Une campagne d'échantillonnage a été faite dans le réseau régional d'éclaircie commerciale en Abitibi (RÉCA) et dans de vieux peuplements naturels (VPA). De plus, deux bases de données ont servi, soient celle de la Direction de la recherche forestière (DRF) et celle du MRNF (Placettes-échantillons temporaires : PET). Pour comparer entre eux les traitements (F-M-T) et les types de peuplements (ÉC-PGE-PGPG), des analyses de variance (ANOVA) avec tests de comparaisons multiples a priori (contrastes) ont été faites. Des analyses en composante principale (ACP) ont aussi été effectuées pour étudier la structure et la composition des peuplements et pour ce qui est de la composition en espèce de la strate de sous-bois, des analyses des correspondances (CA) ont été faites.

L'éclaircie commerciale a permis d'accélérer la maturité structurale en reproduisant la mortalité naturelle mais elle a entraîné une diminution de la variabilité des peuplements à l'échelle du paysage. La composition du sous-bois des peuplements éclaircis est dominée par des espèces d'éricacées (recouvrements de 55%). Dans les témoins (42%) et les vieux peuplements (PGE : 66% et PGPG : 50%), ce sont les mousses qui sont les plus abondantes. Toutefois, aucune différence significative n'a été notée quant à la richesse spécifique et aux diversités (tous les $p \geq 0,060$) et aucune invasion et disparition d'espèce n'ont été observées. Le traitement n'a pas stimulé la régénération car la densité présente dans les témoins est semblable à celle des peuplements aménagés cinq ans après l'éclaircie ($p=0,612$). La densité de la régénération des peuplements traités est tout de même comparable à celle retrouvée dans les vieux peuplements de pins gris purs ($p=0,196$). Les débris ligneux frais sont plus importants dans les peuplements éclaircis ($29 \text{ m}^3/\text{ha}$) et ceux très décomposés et de grandes dimensions sont plus abondants dans les vieux peuplements principalement dans ceux mélangés ($16 \text{ m}^3/\text{ha}$). La densité et la surface terrière des chicots sont aussi plus élevées dans les vieux peuplements (PGE : $100 \text{ ti}/\text{ha}$, $4,7 \text{ m}^2/\text{ha}$) que dans ceux traités (ÉC : $4 \text{ ti}/\text{ha}$, $1,2 \text{ m}^2/\text{ha}$). L'éclaircie commerciale a donc permis de conserver et de recréer certains attributs retrouvés dans les vieux peuplements, mais dans un objectif de conservation plus globale de la biodiversité, il serait important de mettre au point des stratégies qui permettent de conserver une plus grande variabilité entre les peuplements et une plus grande quantité de bois mort.

Mots clés : éclaircie commerciale, structure diamétrale, chicots, débris ligneux, plantes de sous-bois, régénération, pin gris, vieilles forêts.

1. INTRODUCTION

1.1 Exploitation forestière au Québec

Dans plusieurs régions du Québec, la forêt constitue la ressource naturelle la plus abondante et fait vivre une grande partie de leur population. La disponibilité de cette ressource a favorisé depuis longtemps le développement de l'industrie forestière qui domine largement le paysage économique des régions dites « ressources ». Toutefois, les nombreux défis sociaux, économiques et écologiques qui se présentent actuellement à la population, imposent une connaissance accrue du milieu forestier pour réussir à les relever. Autrement, la viabilité de l'industrie forestière liée à l'exploitation de la forêt, ainsi que la santé et la survie de notre patrimoine forestier peuvent être compromises. Le développement harmonieux et durable des ressources de la forêt est désormais un enjeu incontournable pour assurer la protection et la pérennité de la diversité biologique. Son maintien est un élément garant de la protection des systèmes écologiques et des ressources dont nous dépendons. Ainsi, même si le rôle des différentes espèces au sein des écosystèmes est parfois peu connu, nous savons maintenant que l'ensemble des espèces doit être conservé, car elles sont toutes susceptibles de jouer un rôle clé dans le maintien de leur productivité et de leur viabilité, ou d'être éventuellement utiles à l'homme (Ministère des Ressources naturelles du Québec, 1996). De par le monde, les autorités en matière de forêts sont actuellement confrontées à l'obligation de concevoir des stratégies d'aménagement qui visent la conservation de la biodiversité. Cependant, les pratiques actuelles d'aménagement forestier au Québec n'apparaissent pas constituer une voie prometteuse pour maintenir l'intégrité écologique des territoires forestiers ainsi que leur diversité biologique. En effet, l'exploitation forestière est actuellement réalisée sur la base d'un aménagement à rendement soutenu, utilisant principalement la coupe avec protection de

la régénération et des sols (CPRS). Cette méthode produit des peuplements de structure équiennne basée sur une révolution de moins de 100 ans. Ainsi, les structures d'âges que présentent les mosaïques naturelles sont graduellement régularisées de manière à ce que chaque classe d'âge occupe une superficie approximativement similaire au sein de l'unité d'aménagement. On parle alors de normalisation des structures d'âge de la forêt où l'âge moyen des peuplements est de 50 ans (Leduc *et al.*, 2004). Au terme de ce processus, cette normalisation entraînera la disparition quasi complète des peuplements productifs qui dépassent l'âge de révolution forestière, appelés vieilles forêts ou forêts surannées (Seymour et Hunter, 1999; Leduc *et al.*, 2004).

1.2 Importance des forêts surannées

Les forêts surannées de structure inéquiennne ou irrégulières sont des écosystèmes dotés de caractéristiques architecturales et fonctionnelles qui les distinguent des forêts plus jeunes (Johnson *et al.*, 1995). Leur composition en essences et les attributs structuraux de ces vieux peuplements, tels les gros chicots, les gros débris ligneux, les arbres prisés par la faune, la présence d'arbres dans plusieurs classes d'âges (Whitney *et al.*, 1987), sont considérés comme jouant un rôle primordial dans le maintien de la diversité biologique. Les forêts surannées sont des habitats essentiels pour la faune et la flore et ce, principalement en raison du bois mort sur pied (chicots) et au sol (débris ligneux) qu'elles génèrent (Harmon *et al.*, 1986; DeBell *et al.*, 1997; Drapeau *et al.*, 2002). Le bois mort est colonisé par une grande diversité d'organismes : mammifères, oiseaux, amphibiens, invertébrés, plantes vasculaires et invasculaires et microorganismes (DeBell *et al.*, 1997). Le bois mort procure des lits de germination et de croissance aux semis et à la végétation du sous-bois et constituent des réservoirs de nutriments pour plusieurs organismes (Harmon *et al.*, 1986; Drapeau *et al.*, 2002). Harmon *et al.* (1986) ont évalué que près des deux tiers des espèces de vertébrés d'une région sont associées aux débris ligneux ou aux chicots. Il est également reconnu que le bois mort alimente différentes fonctions écologiques clés, notamment les relations trophiques entre la faune vertébrée et invertébrée, la décomposition de la biomasse morte et la productivité des sols (Franklin *et al.*, 1987; Siitonen, 2001). Les chercheurs estiment que le

bois mort doit être pris en considération pour maintenir la biodiversité en forêt boréale (DeBell *et al.*, 1997). La raréfaction anticipée de ces forêts par la poursuite d'une stratégie d'aménagement équienne fondée sur la coupe totale est des plus préoccupante, car la conservation de l'ensemble des stades de développement des peuplements et l'hétérogénéité au sein des paysages forestiers doivent être assurés pour maintenir la biodiversité (Bélanger, 2001; Boudreault, 2001; Gauthier *et al.*, 2001; De Grandpré *et al.*, 2002).

1.3 Aménagement écosystémique

Beaucoup d'efforts de recherche ont été mis en place afin de développer des stratégies qui prennent en considération cette réalité qui tend à rendre le territoire homogène. L'aménagement écosystémique, approche s'inspirant de la dynamique des perturbations naturelles, semble être une voie prometteuse pour la conservation de la biodiversité (Attiwill, 1994; Franklin, 1993). Cette approche, qui se répand dans plusieurs pays, est née du constat que les opérations forestières créent des paysages qui ne ressemblent pas nécessairement à ceux qui résultent de phénomènes naturels, tels les infestations d'insectes ou les feux (Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 2003b). Alors, un aménagement qui privilégie une composition et une structure de peuplements semblables à ceux qui caractérisent les milieux naturels devrait permettre le maintien de la biodiversité et des fonctions essentielles des écosystèmes forestiers (Franklin, 1993; Gauthier *et al.*, 1996). Pour appliquer ce type d'approche, une bonne compréhension de la dynamique naturelle des perturbations du territoire est essentielle. Bergeron *et al.* (2001) ont donc mené plusieurs études qu'ils leur ont permis de conclure que le régime naturel des perturbations de la forêt boréale est principalement contrôlé par les feux de forêts. Ils ont observé que ces perturbations naturelles sont responsables de la mosaïque forestière composée d'une diversité de peuplements, qui est beaucoup plus grande qu'on ne l'aurait généralement cru jusqu'à maintenant. Cette diversité s'exprime par la présence de peuplements de structure et de composition diversifiées dont les agencements spécifiques créent des paysages variables d'une région à l'autre de la forêt boréale (Gauthier *et al.*, 1996). Pour le territoire de l'Abitibi, les études sur l'historique des feux ont permis de conclure que l'âge moyen de la mosaïque

forestière est d'environ 140 ans. Cela implique que, dans la mosaïque naturelle, on retrouve plus de 50 % des forêts qui ont plus de 100 ans (Bergeron *et al.*, 2001). La majorité de ces peuplements surannés possèdent une structure inéquienne ou irrégulière. Si on compare cette dynamique naturelle à l'aménagement forestier qui est actuellement pratiqué, on constate des différences fondamentales. En fait, il s'agit de la transformation profonde que subit et continuera de subir la forêt au cours des prochaines années par les activités d'aménagement et de récolte de bois (Leduc *et al.*, 2004).

Pour contrer cette problématique de raréfaction des forêts mûres et surannées dans les territoires aménagés, différentes stratégies ont été dernièrement mises sur pied par le Gouvernement du Québec. En effet, la loi sur les forêts (article 35.6) permet dorénavant au ministre des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF) de fixer des objectifs de protection ou de mise en valeur des ressources du milieu forestier pour chaque unité d'aménagement forestier. Ces objectifs ont trait à la conservation de la biodiversité, à la conservation des sols et de l'eau et au maintien de la qualité visuelle des paysages. Les plans généraux d'aménagement forestier de 2005-2010, préparés par les bénéficiaires de contrats d'approvisionnement et d'aménagement forestiers, devront définir les stratégies d'aménagement permettant d'atteindre ces objectifs et, afin d'évaluer s'ils les ont atteint, des indicateurs seront mis au point. Pour ce qui est de la conservation de la biodiversité, le MRNF a procédé à une analyse et a consulté de nombreux experts en la matière pour formuler une liste d'enjeux. À partir de cette liste, trois objectifs ont été formulés. Un de ces objectifs stipule qu'il faut maintenir en permanence une quantité de forêts mûres et surannées déterminée en fonction de l'écologie régionale. Pour y parvenir, le MRNF a adoptée une stratégie comprenant trois moyens (2003b). Le premier est l'adoption des refuges biologiques qui visent la conservation intégrale de vieilles forêts sur une portion de la superficie forestière productive d'une UAF. Ce sont en fait de petites aires protégées. Le deuxième moyen est la création d'îlots de vieillissement qui ont pour but de laisser vieillir des peuplements sur une période plus longue que l'âge de récolte normalement prévu dans une région donnée. Il s'agit de s'assurer qu'une partie des peuplements sont présents suffisamment longtemps pour développer des attributs liés aux stades de forêts mûres et surannées. Une fois ce stade atteint, les peuplements seront récoltés tout en étant remplacés par d'autres, de manière à maintenir

en permanence une proportion suffisante de ces peuplements sur le territoire. Le dernier moyen proposé par le MRNFP est l'adoption de pratiques sylvicoles adaptées.

Ce moyen a été suggéré dans le passé par Bergeron *et al.* (1999). En fait, ils ont proposé de modifier les interventions sylvicoles de façon à mieux reproduire les caractéristiques de structure et de composition des grandes phases de développement des peuplements formant la mosaïque forestière naturelle, c'est ainsi qu'ils ont introduit la notion de « cohortes ». Cette approche d'aménagement, dite multicohortes, suit l'approche du « filtre brut ». Celui-ci agit à plusieurs échelles spatiales afin de favoriser les habitats pour une large diversité d'espèces et les interactions entre les différentes espèces et aussi, pour faciliter le maintien des processus écosystémiques (Hunter *et al.*, 1988).

La figure 1.1 présente les trois cohortes que l'on retrouve dans la dynamique naturelle des peuplements de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.) et la période de temps associée à chacune d'elle. On remarque que le passage d'une cohorte à l'autre dans le temps se caractérise par des changements dans la composition et dans la structure des peuplements (Bergeron *et al.*, 1998).

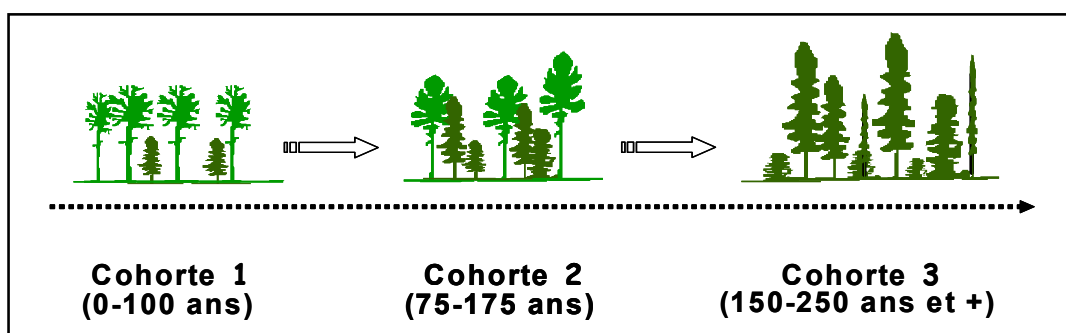


Figure 1.1 Dynamique naturelle des peuplements de pin gris (Harvey *et al.*, 2001).

La figure 1.2 illustre les traitements sylvicoles proposés par Harvey et al. (2001) afin de reproduire la transition entre les trois cohortes en forêt aménagée. La première méthode de coupe recommandée pour maintenir la structure régulière de la cohorte initiale est la coupe totale qui représente l'homologue du passage d'un feu sévère. La structure irrégulière de la deuxième cohorte pourrait être maintenue ou simulée par l'utilisation d'un aménagement inéquienne, telle la coupe partielle, mimant la succession et les changements graduels des peuplements. Finalement, pour les forêts anciennes et irrégulières appartenant à la troisième cohorte, une coupe sélective imitant ainsi la dynamique naturelle par trouées (mort d'un arbre ou d'un groupe d'arbres) est recommandée. On peut donc constater que cette approche permet la récolte de volumes de bois tout en assurant le maintien dans le paysage de forêts ayant les caractéristiques des forêts mûres et surannées qui autrement seraient perdues avec la seule utilisation de la CPRS. De plus, des travaux récents ont indiqué que le passage d'un système sylvicole équienne à une sylviculture mixte (équienne et inéquienne) affecterait très peu la possibilité forestière (Leduc et al., 2002; Gauthier *et al.*, 2004).

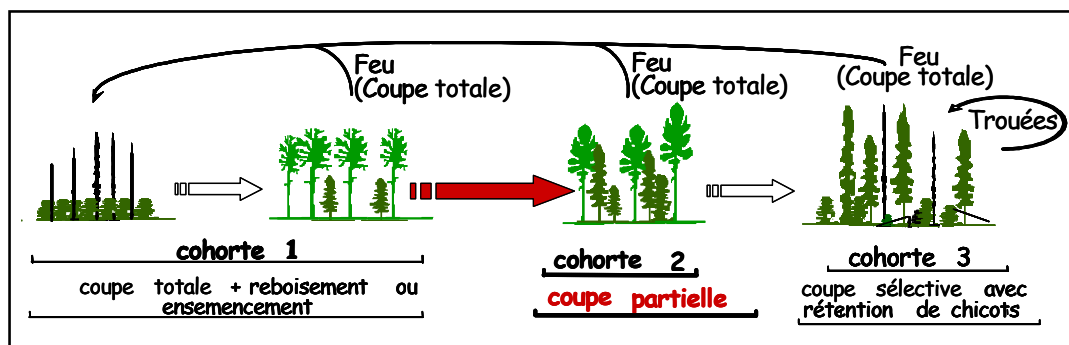


Figure 1.2 Dynamique naturelle des peuplements de pin gris et sylviculture proposées (Harvey *et al.*, 2001).

1.4 L'éclaircie commerciale

Les coupes partielles sont encore peu expérimentées en forêt boréale québécoise. Toutefois, l'éclaircie commerciale est une pratique qui gagne en importance dans le nord-ouest du Québec et le nord-est ontarien. Ce type de coupe partielle est effectué dans des peuplements qui ne sont pas arrivés à maturité. L'éclaircie par le bas consiste à enlever des tiges dans l'étage dominé afin de favoriser celles de l'étage dominant (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, 1996). Ses principaux objectifs sont la récolte de bois plus hâtive (Doucet *et al.*, 1996) et la bonification de la valeur des bois résiduels (DeBell *et al.*, 1997; Doucet *et al.*, 1996) en allouant à un nombre moindre d'individus les ressources disponibles d'un site. Une augmentation du volume marchand des peuplements (Doucet *et al.*, 1996) est un avantage qui a longtemps été considéré par les forestiers mais qui est présentement contesté dans la littérature. Un comité consultatif scientifique a déclaré que les éclaircies ont généralement un impact négligeable ou nul sur la production en volume même lorsque le scénario d'éclaircie est bien appliqué (Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, 2003a; Raulier *et al.*, 2003; Valinger *et al.*, 2000).

Jusqu'à présent, la réflexion quant à l'éclaircie commerciale a été strictement basée sur l'étude du rendement forestier dans des objectifs économiques. Aucun questionnaire portant sur la dynamique forestière et la biodiversité n'a été abordé. Les résultats des études menées provenant de l'Ouest canadien ne sont que partiellement transposables aux traitements d'éclaircie commerciale tels que pratiqués au Québec. Il faut tenir compte de cette réalité et adapter les hypothèses aux conditions du Québec. Visiblement, il est indispensable que des recherches soient menées de manière à préciser les appréhensions soulevées par cette nouvelle approche et à être en mesure d'apporter des mesures additionnelles ou de mitigations.

1.5 Objectifs de l'étude

Ce projet de recherche s'insère dans une étude plus globale qui a pour but d'évaluer la faisabilité écologique et économique de l'utilisation des coupes partielles comme approche alternative à l'aménagement actuel des forêts québécoises pour la conservation des écosystèmes et le maintien de la biodiversité. Il vise à évaluer l'efficacité de l'éclaircie commerciale à accélérer les processus naturels de la succession végétale en reproduisant la période de transition entre la cohorte 1 et 2, correspondant à la mortalité naturelle, dans des peuplements de pins gris purs. Le projet permettra de vérifier si ce traitement sylvicole permet de maintenir ou de recréer les attributs essentiels des forêts naturelles mûres de début de deuxième cohorte et ainsi, permettre aux peuplements éclaircis de jouer les rôles écologiques de ces forêts. Il est important de spécifier que l'éclaircie commerciale constitue une coupe qui permet de maintenir un ou des types spécifiques de structure de peuplements et qu'elle ne pourra pas reproduire la cohorte 2 en entier. Il faudra alors concevoir et mettre en oeuvre d'autres traitements de la famille des coupes partielles pour maintenir une plus grande diversité des types de structures présentes dans les forêts boréales. Les objectifs spécifiques de l'étude sont d'évaluer les effets du traitement sur différents attributs structuraux des peuplements et d'évaluer les caractéristiques des vieux peuplements naturels de pins gris purs (PGPG) et des vieux peuplements naturels de pins gris et d'épinettes noires mélangés (PGE) afin de mesurer leurs ressemblances avec celles des peuplements éclaircis à l'aide de différents indicateurs biologiques. Il sera ainsi possible d'évaluer l'efficacité de l'éclaircie commerciale dans un cadre d'aménagement écosystémique.

1.6 Hypothèses

Pour atteindre les objectifs du projet, quatre bioindicateurs de la structure et de la composition végétale des peuplements de pins gris ont été utilisés : la composition et la structure diamétrale, le bois mort (chicots et débris ligneux), la végétation du sous-bois et la régénération. Pour chaque bioindicateur, différentes hypothèses ont été émises.

1.6.1 Composition et structure diamétrale

La structure diamétrale et la composition en espèces des peuplements de pins gris seront très différentes selon le stade de développement des peuplements (Bergeron et Dubuc, 1989; Gauthier et al., 2000; Harper et al., 2002; Harper et al., 2003). En principe, l'éclaircie commerciale accélérera la maturité structurale (Hansen *et al.*, 1991; Fridman et Walheim, 2000) et n'entraînera pas de réduction de la diversité structurale (Stoneman *et al.*, 1996; Deal, 2001). Toutefois, il est possible qu'elle entraîne une réduction de la diversité structurale comme l'ont observé Fridman et Walheim (2000). Le traitement permettra d'accélérer le processus de la mortalité naturelle des petites tiges, ce qui mènera à la création de peuplements ayant les caractéristiques des forêts mûres (DeBell *et al.*, 1997; Bailey et Tappeiner, 1998; Kneeshaw et Bergeron, 1998).

1.6.2 Bois mort

Le volume de débris ligneux sera plus important dans les peuplements éclaircis que dans les peuplements non-aménagés du même âge (Siitonen *et al.*, 2000; Haeussler *et al.*, sous-presse; Ministère des Ressources naturelles du Québec, 2002a). La situation contraire se produira pour les chicots car l'éclaircie commerciale se concentrera sur le prélèvement de la mortalité imminente (Stevenson et Major, 1982; Siitonen *et al.*, 2000; Haeussler *et al.*, sous-presse). Le bois mort sera plus nombreux dans les vieux peuplements que dans les peuplements aménagés (Harmon *et al.*, 1986; Fridman et Walheim, 2000; Jonsson, 2000; Siitonen *et al.*, 2000; Thysell et Carey, 2000).

1.6.3 Végétation du sous-bois

L'éclaircie entraînera un changement dans la dominance de la composition (Alaback et Herman, 1988) soit par une augmentation des plantes vasculaires (Brumelis et Carleton, 1989; Nguyen-Xuan *et al.*, 2000; Haeussler *et al.*, 2002, Harvey et Brais, 2002) et une diminution

des plantes vasculaires (Nguyen-Xuan *et al.*, 2000; Jalonen et Vanha-Majamaa, 2001; Haeussler *et al.*, 2002). L'éclaircie entraînera aussi une augmentation de la richesse spécifique du sous-bois (Alaback et Herman, 1988; Harrington et Edwards, 1999; Thomas *et al.*, 1999; Bauhus *et al.*, 2001; Deal, 2001; Jalonen et Vanha-Majamaa, 2001; Haeussler *et al.*, 2002). De plus, l'éclaircie entraînera l'homogénéisation de la composition du sous-bois de façon à diminuer la diversité bêta des peuplements (Purdon *et al.*, 2004; Haeussler *et al.*, sous-pressé). La richesse spécifique des plantes du sous-bois dans les peuplements éclaircis sera comparable à celle retrouvées dans les vieux peuplements (Deal et Farr, 1994) toutefois, la répartition abondance de la composition du sous-bois des peuplements éclaircis sera différente de celle des forêts surannées (Carleton, 1982; Foster, 1985; Esseen *et al.*, 1992; Nguyen-Xuan *et al.*, 2000; Boudreault *et al.*, 2002; Haeussler *et al.*, 2002).

1.6.4 Régénération

L'éclaircie stimulera l'établissement de la régénération des arbres dans le sous-bois (Seidel, 1983; Buongiorno *et al.*, 1994) et le développement des diverses couches d'arbustes (Bailey *et al.*, 1998) rendant les peuplements aménagés semblables aux forêts mûres (Newton *et al.*, 1987; Buongiorno *et al.*, 1994; Bergeron et Harvey, 1997; DeBell *et al.*, 1997; Kneeshaw et Bergeron, 1998; Bergeron *et al.*, 1999; Deal, 2001).

2. MATÉRIEL ET MÉTHODE

2.1 Territoire à l'étude

Les peuplements à l'étude sont situés dans le Nord Ouest de la province du Québec dans deux domaines bioclimatiques : la sapinière à bouleau blanc et la pessière noire à mousses. Selon le système hiérarchique de classification du territoire mis au point par le MRNFP, quatre sous-régions écologiques et douze unités de paysages régionaux (Robitaille et Saucier, 1998) couvrent le territoire à l'étude (Annexe A) (Figure 2.1).

Le domaine bioclimatique de la sapinière à bouleau blanc est caractérisé par une température annuelle moyenne variant de 0,0°C à 1,0°C, une saison de croissance relativement courte de 140 à 160 jours et des précipitations annuelles généralement inférieures à 1 000 mm (Wilson, 1971). Le paysage forestier est dominé par le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.), l'épinette noire (*Picea mariana* Mill), l'épinette blanche (*Picea glauca* Moench), le pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), le bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.), le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx), le peuplier baumier (*Populus balsamifera* L.) et le mélèze laricin (*Larix laricina* (Du Roi) K. Koch). Les précipitations, l'influence qu'elles ont sur le régime des feux et les paysages forestiers permettent de subdiviser le domaine en deux sous-domaines, soit celui de l'est et de l'ouest (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, 1996). Le sous-domaine de l'ouest se distingue par un relief plat et par la Ceinture d'argile du Québec et de l'Ontario qui le couvre en grande partie. Cette région physiographique a été créée par les dépôts glaciolacustres de l'expansion des lacs proglaciaires Barlow et Ojibway au post-Wisconsin (Vincent et Hardy, 1977). Les sous-régions écologiques, telles que décrites par Saucier et al. (1998), faisant parties de ce sous-domaine sont la 5a-T et la 5b-T (Figure 2.1).

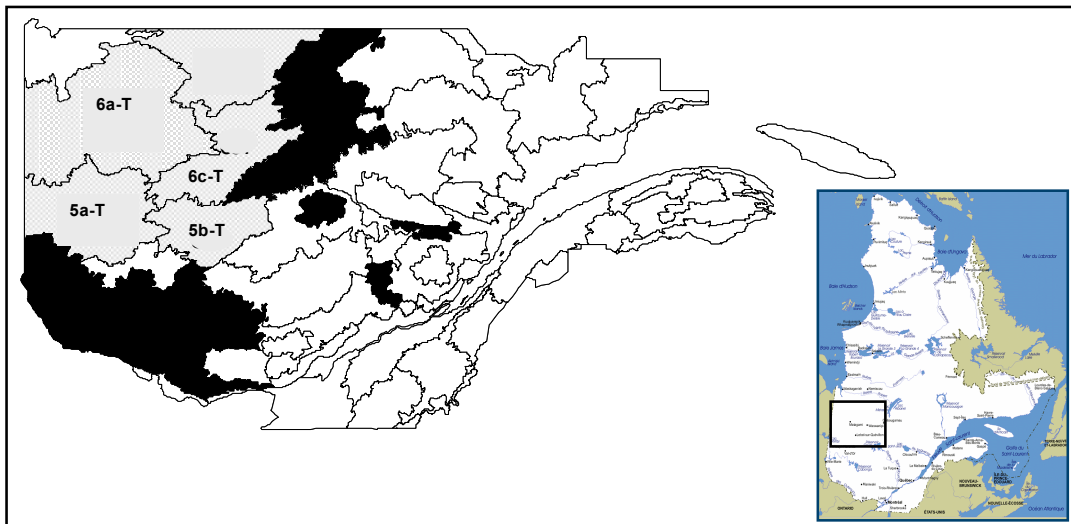


Figure 2.1 Territoire à l'étude et localisation des sous-régions écologiques.

Le domaine bioclimatique de la pessière noire à mousses succède vers le nord à celui de la sapinière à bouleau blanc et il est le plus grand des domaines bioclimatiques. Sa température moyenne annuelle varie de $-2,5^{\circ}\text{C}$ à $0,0^{\circ}\text{C}$ et les précipitations annuelles se situent entre 600 et 1 000 mm (Wilson, 1971). La composition forestière est généralement similaire au domaine précédent avec l'épinette noire et le pin gris comme espèces dominantes. Les forêts de feuillus intolérantes à l'ombre sont surtout dominées par le peuplier faux-tremble et le bouleau blanc. La partie sud du territoire se compose surtout de pessières noires à mousses de bonne densité du couvert forestier (40 à 60 %) et la partie nord montre d'importantes superficies dominées par des pessières ouvertes (25 à 40 %) (Ministère des Ressources naturelles du Québec, 1994). Cette région écologique est aussi caractérisée par un relief plat et des dépôts glaciolacustres. Des différences dans le régime des perturbations, le cycle de feux ainsi que la répartition et la composition des forêts justifient le fait de subdiviser cette immense étendue en deux sous-domaine : le sous-domaine de l'est et le sous-domaine de l'ouest. Le cycle de feux est beaucoup plus court et la fréquence des sapinières et la proportion du sapin sont plus faibles dans le sous-domaine de l'ouest que dans celui de l'est (Ordre des ingénieurs forestiers du Québec, 1996). Les sous-régions écologiques faisant parties de ce sous-domaine sont la 6a-T et 6c-T (Figure 2.1).

2.2 Sources de données

Plusieurs sources de données ont été utilisées pour étudier les quatre indicateurs des peuplements. La figure 2.2 présente l'ensemble des indicateurs, les sources de données qui y sont associées et les peuplements forestiers qui ont été étudiés. Tout d'abord, on a effectué une campagne d'échantillonnage sur le terrain dans des peuplements appartenant au réseau régional d'éclaircie commerciale en Abitibi (RÉCA) (Grenier *et al.*, 2001) et dans de vieux peuplements naturels situés aussi en Abitibi (VPA). Par la suite, on s'est servi de deux bases de données pour accroître le nombre de sites : la Direction de la recherche forestière (DRF) a fourni des données provenant de ses études sur les effets réels de l'éclaircie commerciale et la base de données des placettes-échantillons temporaires (PET) du MRNF a été interrogée au sujet des vieux peuplements. Pour simplifier le texte, les acronymes des différentes sources de données (nom entre parenthèse) seront utilisés dans les pages suivantes.

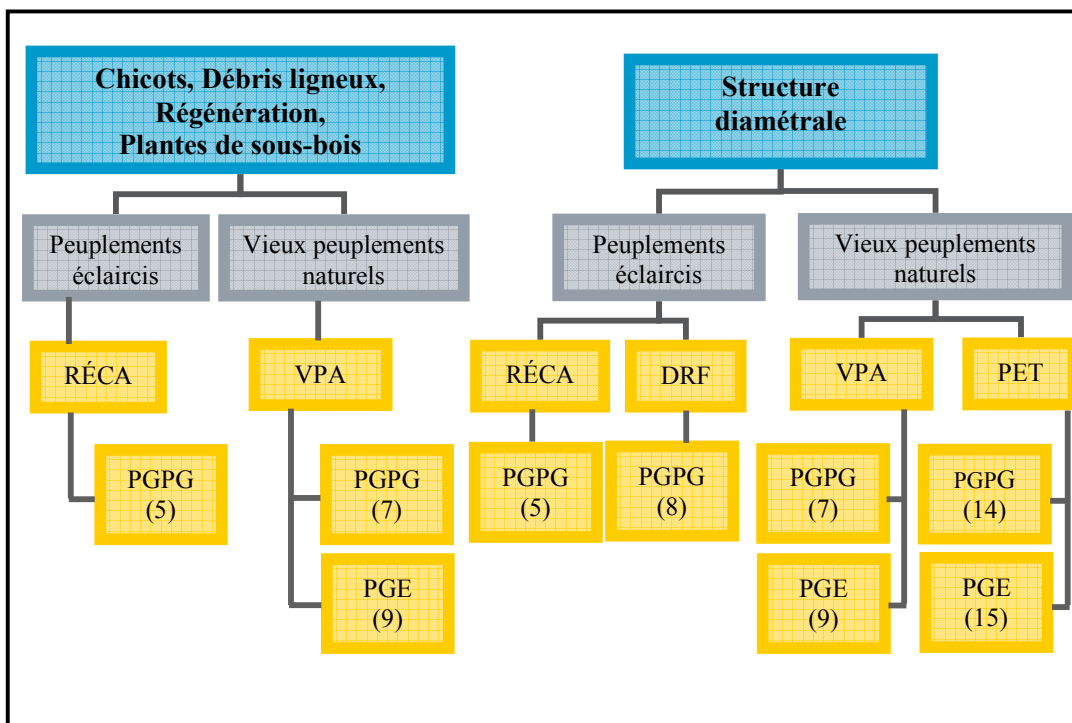


Figure 2.2 Description des indicateurs étudiés et des sources de données associées et les types de peuplements qui ont été étudiés.

Le chiffre entre parenthèse correspond au nombre de peuplements. RÉCA : Réseau régional d'éclaircie commerciale en Abitibi; VPA : Vieux peuplements naturels situés en Abitibi; DRF : Direction de la recherche forestière; PET : Placettes-échantillons temporaires du MRNF; PGPG : Peuplements de pins gris purs; PGE: Peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés.

2.3 Dispositifs expérimentaux

2.3.1 Réseau d'éclaircies commerciales en Abitibi (RECA)

Un réseau régional de suivi des éclaircies commerciales couvrant l'ensemble de l'Abitibi a été mis sur pied depuis 1998 afin de répondre à différentes problématiques touchant ce traitement sylvicole. Un des principaux objectifs du RÉCA est de parfaire les prescriptions d'éclaircie par le bas en évaluant l'effet de différentes intensités d'éclaircie sur la croissance et la production ligneuse des pessières noires et des pinèdes grises.

Parmi l'ensemble des peuplements du réseau, cinq sites de pins gris de première cohorte ont été sélectionnés. Ces peuplements se retrouvent sur des stations à dépôt grossier (sable et till) à drainage sec à frais, stations représentatives des conditions de croissance retrouvées en Abitibi et qui ne présentent pas de contraintes opérationnelles majeures. Âgés en moyenne de 51 ans, ces peuplements croissent sur des sites dont les valeurs d'indice de qualité de station (IQS) sont de plus de 12 mètres (Grenier et *al.*, 2001). À l'annexe B, on retrouve l'ensemble des caractéristiques de ces peuplements.

Chaque site couvre une superficie minimale de 12 ha et est constitué d'un appariement de trois traitements d'environ 4 ha chacun (Annexe C.1). Un traitement, c'est-à-dire une intensité d'éclaircie, est attribué aléatoirement à chaque bloc expérimental. Trois intensités sont réalisées : témoin (aucune récolte), éclaircie modérée et éclaircie forte. Les éclaircies sont faites par le bas, ce qui signifie que ce sont les gaules (arbres dont le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) est situé entre 1,1 et 9,1 cm) et les petites tiges marchandes (arbres dont le DHP est de 9,1 cm et plus) d'un peuplement qui sont récoltées. Ce qui distingue les éclaircies réalisées dans le réseau c'est que les prescriptions sont établies en utilisant des diagrammes de gestion de la densité des peuplements (Grenier et *al.*, 2001) (Annexe D) plutôt que les normes dictées par le gouvernement du Québec.

Le témoin sert de référence, c'est pourquoi aucune tige n'est récoltée dans ces peuplements. Le traitement dit modéré a pour objectif la récolte des tiges qui sont susceptibles de mourir par autoéclaircie afin de ramener le bloc expérimental à une densité relative de 0,50 immédiatement après l'éclaircie. Rappelons que l'indice de densité relative est le rapport entre le nombre actuel de tiges sur le nombre maximal que pourrait contenir un peuplement pour un volume moyen par tige fixé. Le traitement sévère est réalisé dans le but d'assurer un accroissement maximal des tiges résiduelles sans diminuer la production totale du peuplement tout en ramenant le bloc expérimental à une densité relative de 0,40. Dans les deux cas, on ramène les peuplements dans la zone de production optimum (Annexe D). C'est dans cette zone que les peuplements utilisent au maximum les ressources du site. Dans les deux traitements, le taux de prélèvement ne considère pas les sentiers de débardage (Annexe C.1).

Dans chacun des sites, on retrouve dix placettes rectangulaires permanentes de 200 m² pour l'inventaire des arbres vivants et morts : quatre dans le traitement fort, quatre dans le traitement modéré et deux dans le traitement témoin. Ces placettes ont été distribuées de façon aléatoire dans le peuplement et installées après la coupe entre juin et septembre 1999. Dans les blocs éclaircis, chaque placette de 200 m² est située entre deux sentiers de débardage et on retrouve quatre sous-placettes circulaires de 4 m² situées tout autour d'elle pour le suivi de la régénération. Dans les blocs témoins, six sous-placettes de 4 m² sont disposées autour de la placette permanente et quatre autres suivent une virée positionnée de façon aléatoire dans le bloc. Un quadrat de 1 m² subdivisé en vingt-cinq mailles de 20 cm par 20 cm est disposé au centre des sous-placettes pour les relevés de la végétation du sous-bois.

2.3.2 Vieux peuplements de pin gris en Abitibi (VPA)

Des bases de données fournies par des compagnies forestières de la région de l'Abitibi ont permis la recherche des vieux peuplements naturels. Le choix des sites a été fait en tenant compte des caractéristiques des peuplements du RÉCA. Tout d'abord, on a sélectionné les peuplements qui étaient composés de pins gris purs (PGPG) et de pins gris mélangés (PGE). La base de données a ensuite été interrogée sur les types de dépôts et les stations caractérisées par un dépôt grossier (sable et till) à drainage sec à frais (RE21 et RE22) ont été gardées. Finalement, on a retenu les peuplements âgés de 80 ans et plus correspondant au début de la cohorte 2. Suite à cette recherche, neuf peuplements de pins gris mélangés âgés en moyenne de 102 ans et sept peuplements de pins gris purs âgés en moyenne de 85 ans ont été trouvés. À l'annexe B, on retrouve l'ensemble des caractéristiques de ces peuplements.

L'ensemble des placettes-échantillons a été installé durant l'été 2003. On retrouve une placette rectangulaire de 200 m² par peuplement, qui a été distribuée de façon aléatoire, six sous-placettes de 4 m² disposées autour et six quadrats de 1 m² placés au centre de chacune de ces sous-placettes (Annexe C).

2.3.3 Études menées par la Direction de la recherche forestière (DRF)

La Direction de la recherche forestière a mis sur pied en 1997 un projet de recherche visant à mesurer les effets réels de l'éclaircie commerciale pour tester les hypothèses de rendement du Manuel d'aménagement forestier (Pothier, 1997). Les normes du Manuel stipulent, entre autres, que la surface terrière récoltée doit se situer entre 25 et 35% de la surface terrière marchande initiale. Ils ont récolté les petites tiges marchandes seulement et le prélèvement incluait les sentiers de débardages, contrairement aux éclaircies réalisées dans le RÉCA. La DRF a fourni les données de leur projet et une sélection a été faite suivant les caractéristiques des peuplements du RÉCA. Seules les données touchant la structure diamétrale des peuplements ont été utilisées pour cette étude. Il y a donc eu huit sites qui ont été retenus. Situés dans la sous-région écologique 5a-T, ils étaient composés de pins gris purs (PGPG) sur des dépôts grossiers (sable et till) à drainage sec à frais. Âgés entre 40 et 60 ans, ils ont subi un remesurage cinq ans après le traitement. Les données de ces peuplements ont ensuite été utilisées pour analyser l'évolution de la structure diamétrale. À l'annexe B, on retrouve l'ensemble des caractéristiques de ces peuplements.

Le dispositif est constitué d'une paire de placettes circulaires : une placette témoin et une placette traitée. Dans chacune d'elle on retrouve une placette principale et une sous-placette ayant toutes les deux le même point central. La placette principale a une superficie de 400 m² et c'est à cet endroit que les arbres marchands sont identifiés et dénombrés. Le DHP est précisément mesuré avec un ruban diamétrique et un trait de peinture est tracé à l'endroit où cette mesure a été prise. La sous-placette de 100 m² est utilisée pour dénombrer les gaules par classe de diamètre de deux centimètres. Cinq arbres études sont sélectionnés parmi les arbres dominants et codominants de la placette et l'âge y est mesuré à l'aide d'une sonde de Pressler.

2.3.4 Placettes-échantillons temporaires (PET) du ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs

Les placettes-échantillons temporaires et permanentes font parties du programme d'inventaire forestier que le MRNFP réalise à tous les dix ans. Contrairement aux placettes-échantillons permanentes où un suivi à long terme est effectué, les placettes-échantillons temporaires servent à un seul programme d'inventaire. Les résultats de ces inventaires sont compilés dans des bases de données et ils ont été consultés pour ce projet afin d'obtenir davantage de données sur la structure diamétrale des vieux peuplements. Le choix des sites s'est basé sur les caractéristiques des vieux peuplements échantillonnés en Abitibi. Les pinèdes grises pures (PgPg) et mélangées (PgE) situées dans les sous-régions écologique 5a-T, 5b-T, 6a-t et 6c-T ont d'abord été retenues. Ensuite, la base de données a été interrogée sur l'âge et les types de dépôts afin de ne conserver que les peuplements de plus de 80 ans sur dépôts grossiers et argileux. Suite à cette sélection, quatorze peuplements de pins gris purs âgés en moyenne de 97 ans et quinze peuplements mélangés âgés en moyenne de 90 ans ont été obtenus. À l'annexe B, on retrouve l'ensemble des caractéristiques de ces peuplements.

Les placettes-échantillons temporaires sont constituées d'une placette principale circulaire de 400 m² où tous les arbres marchands sont identifiés et dénombrés. Une sous-placette circulaire de 100 m² est située au centre de la placette principale et c'est dans cet espace que les gaules sont identifiées et dénombrées. Tous les diamètres sont mesurés à l'aide d'un pied à coulisse et dénombrés par classe de diamètre de deux centimètres. Trois arbres études sont choisis dans la placette et à l'aide d'une sonde de Pressler, les âges sont déterminés.

2.4 Échantillonnage terrain en Abitibi

La même procédure d'échantillonnage a été établie pour les peuplements du RÉCA et des VPA. Pour ces derniers, tous les inventaires ont été effectués à l'été 2003. Dans le cas des peuplements du RÉCA, différentes périodes de récolte des données ont été faites et elles seront spécifiées pour chaque inventaire dans les pages qui suivent.

2.4.1 *Inventaire des arbres vivants*

Un premier inventaire a été fait en 1999 et un remesurage a été effectué cinq saisons de croissance après la coupe, soit à l'été 2003. Dans la placette de 200 m², tous les arbres de plus de 1,3 m de hauteur dont plus de la demie de leur souche est à l'intérieur de la placette sont identifiés et mesurés au DHP. Le DHP est repéré à l'aide d'une baguette de 1,3 m de longueur. Pour le RÉCA, le DHP est mesuré à l'aide du galon circonférentiel au millimètre près et pour les VPA, il est mesuré à l'aide d'un compas forestier par classe de deux centimètres. Dans les VPA, trois arbres sont choisis dans la placette et à l'aide d'une sonde de Pressler, l'âge a été mesuré.

2.4.2 *Inventaire des chicots et des débris ligneux*

L'inventaire des chicots a été fait à l'été 2003 dans la placette de 200 m² des VPA et RÉCA. Tous les arbres morts sur pied ont été mesurés au DHP à l'aide d'un compas forestier par classe de deux centimètres et ils ont été dénombrés par espèce et par classe de décomposition en suivant le système de classification de Imbeau et Desrochers (2002). Les classes de décomposition ont été réduites à deux classes fonctionnelles soient sec et décomposé (Annexe E). On a procédé de cette façon vu les objectifs de l'étude (analyse de la quantité et de l'état général : récemment mort ou dégradation avancée) et pour des fins de traitement statistique.

L'inventaire des débris ligneux a été réalisé à l'été 2004. Dans les peuplements VPA, les débris ligneux ont été échantillonnés sur un transect de 20 m de longueur qui suivait le long côté de la placette de 200 m² (Annexe C.2). Pour les peuplements du RÉCA, l'inventaire a été fait au moyen d'une virée formant un triangle équilatéral de 30 m de côté qui englobait l'ensemble de la parcelle de 200 m² (Annexe C.1). Dans les deux cas, un dénombrement par espèce, par classe de décomposition (Annexe E) et par classe de diamètre a été réalisé selon la méthode de Van Wagner (1982). On a inventorié les débris de 2,5 cm et plus en les répertoriant par classe de cinq centimètres. Pour les débris de plus de 17,5 cm, c'est le

diamètre individuel qui a été inscrit. Pour les mêmes raisons, les classes de décomposition ont aussi été réduites à deux classes fonctionnelles : frais et pourri.

2.4.3 Inventaire de la strate de sous-bois

Le relevé des strates arbustives inférieures, herbacées et muscinales a été fait à l'été 2002 dans les VPA et le RÉCA. On a d'abord identifié la localisation (bande ou sentier) du quadrat de 1 m² dans les blocs éclaircis. Ensuite, pour chaque maille d'un quadrat (un total de 25 mailles par quadrat) on a noté la dominance. Celle-ci correspond à la composition dominante, c'est-à-dire la composition qui occupe plus de 50 % de la maille. Elle est regroupée en six groupes, soit les plantes vasculaires, la litière, les débris ligneux, le roc, la mousse ou les branches. Finalement, on a déterminé la fréquence qui se définit comme étant le nombre de mailles où une espèce est présente. Dans le cas d'espèces arbustives, la tige devait avoir ≤ 1 cm au DHP pour être inventoriée dans le quadrat. La liste des espèces répertoriées se trouve à l'annexe F. Chaque espèce a aussi été classée selon les cinq stratégies de reproduction de Rowe (1983).

2.4.4 Inventaire de la régénération

Deux inventaires de la régénération ont été réalisés dans le RÉCA, soit en 1999 et en 2003 et en 2003 pour les VPA. Pour être considéré comme de la régénération et être inventoriée, la tige devait avoir moins de 1,3 mètres de hauteur. Dans la sous-placette de 4 m², un dénombrement des semis a été fait selon cinq espèces commerciales : épinette noire, pin gris, sapin baumier, bouleau à papier et peuplier faux-tremble.

2.4.5 Densité du couvert forestier, dépôt et drainage

La densité du couvert forestier a été mesurée durant l'été 2003 à l'aide d'un densiomètre sphérique convexe (Lemmon, 1956). Les lectures ont été prises au centre des sous-placettes de 4 m² à 1,3 m du sol. Pour chaque sous-placette, trois mesures ont été prises en respectant un angle de 90°. Un échantillon de sol a été prélevé à l'intérieur des placettes de 200 m². Une analyse en laboratoire a ensuite été faite afin de déterminer la texture.

2.5 Analyse des données

L'annexe G présente les différentes analyses statistiques qui ont été utilisées pour étudier les indicateurs. Pour comparer les témoins (T) avec les peuplements éclaircis (ÉC) ainsi que les traitements forts (F) avec les traitements modérés (M), on a utilisé l'analyse de variance (ANOVA) et des tests de comparaisons multiples à priori (contrastes) (voir annexe G). Ces analyses ont été faites à l'aide du logiciel SAS (SAS Institute Inc., 1988). Pour comparer les peuplements éclaircis (ÉC) avec les vieux peuplements PgPg et PgE, il a d'abord été nécessaire de modifier les données car les vieux peuplements ne font pas partie d'un dispositif en bloc et ils ne sont pas associés à un site du RÉCA. Pour remédier à cette situation, on a éliminé le traitement témoin et on a effectué une moyenne des traitements fort et modéré par site de façon à obtenir un dispositif complètement aléatoire. Par la suite, on a pu utiliser l'analyse de variance et des tests de comparaisons multiples à priori pour réaliser la comparaison. Pour chacun des indicateurs présentés dans les prochains paragraphes, cette dernière procédure ne sera pas répétée. Il suffira de consulter la procédure des ANOVA détaillée au début de la section. Pour respecter les conditions d'application des tests statistiques, il a parfois dû procéder à la transformation des données. En effet, pour certaines valeurs, on a noté que la variance n'était pas indépendante de la moyenne et qu'il n'y avait pas d'homogénéité entre les variances. Le seuil de signification a été établi à $p \leq 0,05$.

2.5.1 Composition et structure diamétrale

Pour déterminer la diversité spécifique des structures des peuplements, l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') a été calculé en utilisant des pseudo-espèces, c'est-à-dire en se servant du nombre de tiges regroupées par classe de 5 cm de diamètre :

$$(2.1) \quad H' = - \sum_{i=1}^S \frac{n_i}{N} \log \frac{n_i}{N}$$

où S est le nombre total de classes, n_i est le nombre de tiges dans chaque classe, N est le nombre total de tiges dans l'échantillon. Pour les peuplements du RÉCA, un indice a été calculé par placette de 200 m² et une moyenne a été faite par site et par traitement pour les années 1999 et 2003. Pour ceux de la DRF, deux indices ont été calculés par site, un pour le peuplement éclairci et un pour le témoin pour 1997 et 2002. Dans le cas des peuplements naturels (VPA et PET), on retrouve un indice par site. Ces indices ont par la suite été soumis aux procédures des ANOVA décrites en début de section.

Le nombre de tiges à l'hectare a également été déterminé pour chaque espèce présente dans le peuplement par classe de 5 cm de diamètre. Dans le RÉCA, la densité a été calculée pour chaque traitement et une moyenne des cinq sites a ensuite été faite pour 1999 et 2003. Pour les peuplements de la DRF, la densité a été calculée pour chaque site et une moyenne des sites a ensuite été faite pour 1997 et 2002. Pour les peuplements des PET et des VPA, la structure diamétrale a été déterminée par site et une moyenne par composition (PGE et PGPG) a ensuite été calculée. Des analyses en composante principale (ACP) (logiciel SAS) (SAS Institute Inc., 1988) ont été effectuées sur les données de densités par classe de diamètre et d'essence afin d'étudier les différentes compositions et structures des quatre sources de données. Ces analyses permettent de concevoir de nouvelles variables synthèses et de créer des représentations graphiques (Legendre et Legendre, 1998). Ces représentations permettent de visualiser les relations entre les espèces forestières et les classes de diamètre et de représenter la position respective des groupes de traitements (fort, modéré et témoin) et des types de peuplements (témoin, PgE, PgPg et ÉC) dans l'espace de référence du plan

d'ordination. De façon à mettre en évidence les relations entre les types de peuplements, des analyses de groupement à liens simples ont été faites selon la méthode de groupement hiérarchique avec les peuplements du RÉCA, des VPA et des PET (Legendre et Legendre, 1998). Les données regroupées sont représentées sous la forme d'un dendrogramme. Le principe des procédures agglomératives (cluster) est de prendre les paires d'objets, ici les peuplements, qui sont les plus similaires, de les associer puis de continuer le groupement en associant les peuplements les plus similaires entre eux et ainsi identifier les groupes existants.

2.5.2 *Chicots*

Les chicots ont d'abord été classés selon deux catégories de décomposition : sec ou décomposé. Ensuite, la surface terrière (ST) de chacun a été calculée :

$$(2.2) \quad ST = \frac{\pi \times DHP^2}{4}$$

Cependant, pour les vieux peuplements, il y a certains arbres de la deuxième classe de décomposition qui n'ont pas une hauteur de 1,30 m et par conséquent, pas de DHP. Aucune analyse n'a donc été faite pour la surface terrière de la classe « décomposé » lors de la comparaison éclaircie et vieux peuplements. La somme des surfaces terrières a été faite pour chaque placette de 200 m² et dans le cas du RÉCA, on a déterminé une moyenne par site et par traitement. Pour les analyses de l'effet du traitement, on a utilisé les racines carrées des surfaces terrières moyennes. Les procédures des ANOVA ont ensuite été appliquées.

La densité a ensuite été calculée pour les deux classes de décomposition. Le nombre de chicots a été établi par placette de 200 m² et dans le cas du RÉCA, une moyenne a été faite par site et par traitement. Les densités ont été converties à l'hectare et il a été nécessaire de procéder à des transformations de données. Alors, pour les deux analyses, c'est le logarithme en base dix qui a été utilisé. Les procédures des ANOVA ont ensuite été appliquées.

2.5.3 Débris ligneux

Le volume de chaque débris ligneux a été calculé selon la formule de Van Wagner (1968) :

$$(2.3) \quad V = \left(\frac{\pi}{L} \right) \times d^2 \times \text{densité}$$

où V est le volume, L est la longueur de la virée, d est le diamètre du débris et la *densité* est le nombre de débris ligneux. Les débris ont été classés selon deux catégories de décomposition : frais ou pourri. La somme des volumes de débris a été déterminée pour chaque transect de 30 m et une moyenne par triangle a ensuite été calculée. Finalement, le calcul de la moyenne des quatre triangles a permis d'avoir une moyenne par traitement. Ces données de volume ont subi la procédure des ANOVA décrite en début de section et ce, pour chaque catégorie de décomposition. Pour les vieux peuplements, une somme des volumes a été faite par transect de 20 mètres. Avant d'appliquer la procédure des ANOVA, les volumes de la classe pourrie ont dû être transformées par la racine carrée.

2.5.4 Végétation du sous-bois

Pour étudier la diversité spécifique (alpha) de la végétation de la strate de sous-bois, différents indices ont été calculés (Scherrer, 1984) : la richesse (S) (nombre d'espèces); l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') (Équation 2.1) et l'indice de régularité R de Pielou (équitabilité) :

$$(2.4) \quad \text{Équitabilité} = \frac{H'}{\ln(\text{richesse})}$$

Ces indices ont été calculés pour chaque quadrat de 1m² à partir des données de fréquence. Pour le RÉCA, une moyenne a ensuite été faite par site et par traitement pour chacun des indices. Pour les vieux peuplements, c'est une moyenne par site qui a été calculée.

La diversité bêta a été calculée à l'aide de l'indice de similarité de Steinhaus (désigné par S_{17} dans Legendre et Legendre, 1998). Cet indice compare deux quadrats en terme d'abondance minimum de chaque espèce :

$$(2.5) \quad S_{17}(q_1, q_2) = \frac{2 \times W}{(A + B)}$$

où q_1 et q_2 sont les deux quadrats comparés, W est la somme des minimums d'abondance dans chacun des quadrats et $A + B$ est la somme des abondances pour les deux quadrats. L'indice de similarité est donc compris entre 0 et 1, où 1 indique une parfaite ressemblance donc une faible diversité bêta. Pour chacun des traitements des cinq sites du RÉCA, S_{17} a été calculé pour les cent vingt combinaisons des seize quadrats et une moyenne des indices a ensuite été faite. Dans le cas des vieux peuplements, S_{17} a été calculé entre chacun des quadrats de 1 m² pour chaque site (quinze combinaisons). La procédure des ANOVA a par la suite été utilisée pour analyser chacun des indices de diversité.

Pour obtenir une représentation de la composition en espèce de la strate de sous-bois, des analyses d'ordination ont été effectuées à partir des moyennes de fréquence des espèces présentes par site et traitement. Ce sont des analyses des correspondances (CA) et elles permettent de mesurer la ressemblance entre variables, de regrouper selon des ressemblances et de les ordonner dans un espace réduit permettant ainsi de faire ressortir leurs structures principales. Les coordonnées des axes 1 et 2 de cette analyse ont été considérées comme des variables qualitatives. La procédure des rangs (rank) a permis de construire de nouvelles variables pour chaque axe en donnant à chaque observation un rang par rapport aux autres observations. Ces nouvelles valeurs ont ensuite été soumises à la procédure des ANOVA. Les analyses de correspondances ont été effectuées avec le logiciel Canoco (Ter Braak, 1988). Finalement, afin de vérifier si des relations existaient entre les axes et le couvert forestier, des corrélations de Spearman (mesure de l'association pour des variables en rang) ont été réalisées. Des corrections de Bonferroni ont été faites afin de diminuer le risque de première espèce utilisée. Cette méthode permet d'ajuster le seuil de signification afin d'éviter de conclure, de façon non appropriée, à une corrélation significative (Falissard, 1998). Pour ce

faire, on divise le nombre de corrélations existantes par 2. Puisque dans notre cas il y a trois corrélations possibles, le risque de première espèce à utiliser sera maintenant de $0,05 / 2 = 0,025$. Il devient donc plus difficile de mettre en évidence une corrélation significative entre les axes et le couvert forestier.

Pour comparer la végétation du sous-bois entre les sentiers et les bandes dans le RÉCA au niveau de la diversité (alpha et bêta) et de la composition en espèces, on a calculé les moyennes par site, traitement et par localisation en combinant les données des deux intensités d'éclaircies. Comme on travaille sur la localisation dans les traitements d'éclaircies, les témoins ont été enlevés. L'analyse de variance avec un dispositif en tiroir (Split plot) à deux termes d'erreurs a été utilisée ici car la localisation se trouve à l'intérieur du traitement. La parcelle principale est le site et le traitement (erreur A : site x traitement), la sous-parcelle est la localisation et le traitement (erreur B : traitement x localisation) et les variables de classifications sont les sites, traitements et localisations. Le modèle qui explique la végétation est le site, traitement, localisation et l'erreur A (site x traitement) et l'erreur B (traitement x localisation). Par défaut, l'erreur du modèle correspond aux interactions qui n'ont pas été spécifiées dans le modèle. C'est donc l'association : (site x localisation) + (site x localisation x traitement) qui a été utilisée. Ensuite, on a testé l'hypothèse h qui permet de vérifier la parcelle principale avec son bon terme d'erreur : $h = \text{site, traitement}$ et $e = \text{site x traitement}$.

Afin de vérifier si les espèces du sous-bois sont associées à un traitement particulier (fort, modéré, témoin) ou à un type de peuplement (ÉC, PgPg, PgE), la méthode de Dufrêne et Legendre (1997) a été utilisée pour calculer la valeur indicatrice de chaque espèce échantillonnée pour chacun des traitements et types de peuplements. C'est à partir de la fréquence de chaque espèce dans chaque quadrat de 1 m² que l'on calcule la valeur indicatrice. Elle est obtenue en multipliant un facteur de 100 avec l'abondance relative et la fréquence relative de l'espèce pour chaque traitement et chaque type de peuplement. La valeur indicatrice est donc comprise entre 0 et 100, où 100 est attribué à une espèce indicatrice présente dans tous les sites d'un seul traitement ou type de peuplement. La signification statistique de la valeur indicatrice a été ensuite testée par des permutations de Monte Carlo (Edgington, 1987).

2.5.5 Régénération

Le nombre de semis à l'hectare a été calculé par espèce et pour la régénération totale. La densité a été calculée pour chaque sous-placette et une moyenne par site et traitement a été faite. Pour les vieux peuplements, c'est une moyenne par site qui a été calculée. Pour appliquer la procédure des ANOVA, il a fallu transformer les moyennes par la racine carrée.

Pour comparer la régénération dans les bandes à celle des sentiers, on a appliqué la même procédure que pour les plantes du sous-bois, soit l'analyse de variance avec un dispositif en tiroir (Split plot) à deux termes d'erreurs.

3. RÉSULTATS

Pour chacun des indicateurs, on décrit, dans un premier temps, l'effet du traitement en comparant l'état des peuplements éclaircis à celui des peuplements témoins. Dans un deuxième temps, l'état des vieux peuplements naturels de pin gris est présenté et une comparaison avec les peuplements éclaircis est faite. Celle-ci permet de positionner les peuplements éclaircis de façon à savoir si leurs caractéristiques se rapprochent davantage des vieux peuplements naturels ou des peuplements témoins. Les termes suivant seront utilisés dans les figures et tableaux : F = traitement fort, M = traitement modéré, T = témoin, PGE = vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés, PGPG = vieux peuplements de pins gris purs, ÉC = traitements fort et modéré ensemble.

Les résultats des analyses de la texture des sols ont permis de confirmer qu'il n'y a pas de différence de dépôts entre les sites du RÉCA et des VPA. Les sites du RÉCA étaient composés en moyenne de 95% de sable et de limon et de 5% d'argile et les sites des VPA étaient très similaires avec une proportion de 93% de sable et de limon et de 7% d'argile (Annexe H).

3.1 Composition en espèces et structure diamétrale

3.1.1 Densités et surfaces terrières

Une description détaillée des densités et surfaces terrières de l'ensemble des peuplements de chaque source de données est présentée à l'annexe I. Les peuplements témoins du RÉCA et ceux de la DRF ont une structure dense (2915 ti/ha et 2091 ti/ha) et équienne (Figure 3.1). La distribution diamétrale en forme de cloche décrit ce type de structure. Après la coupe, on observe que les peuplements possèdent toujours une structure équienne, mais qu'ils sont beaucoup moins denses (Tableau 3.1). Dans les peuplements du RÉCA, l'éclaircie a récolté une moyenne de 47 % de la surface terrière initiale pour le traitement sévère et 37 % pour le traitement modéré. Pour les peuplements de la DRF, le prélèvement moyen est de 29 % de la surface terrière initiale, ce qui correspond aux normes en vigueur. On remarque que ce sont dans les trois premières classes de diamètre que le prélèvement des tiges s'est effectué et qu'il n'y a pratiquement pas de différence dans la densité des tiges entre les témoins et les traités pour les classes 15-20 cm et plus (Figures 3.1 et 3.2). En effet, les éclaircies par le bas qui ont été pratiquées impliquaient la coupe des petites tiges.

Tableau 3.1 Densité totale moyenne et surface terrière moyenne avec écart-types des peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi, de la Direction de la recherche forestière, des vieux peuplements provenant de l'Abitibi et des placettes-échantillons temporaires

Source	Densité totale (ti/ha)		Surface terrière totale (m ² /ha)	
	1999	2003	1999	2003
RÉCA :				
fort	1290 ± 246	1190 ± 346	15,23 ± 3,55	16,78 ± 3,70
modéré	1513 ± 263	1435 ± 367	18,10 ± 4,70	19,56 ± 5,40
témoin	2915 ± 771	2555 ± 671	28,78 ± 4,95	29,29 ± 5,49
ÉC	1401 ± 267	1313 ± 373	16,66 ± 4,36	18,17 ± 4,78
DRF :				
ÉC	1400 ± 397	1450 ± 395	19,40 ± 2,40	21,52 ± 2,38
témoin	2091 ± 1015	2031 ± 729	27,40 ± 4,60	30,26 ± 5,65
VPA :				
PGE	3272 ± 1410		28,51 ± 8,98	
PGPG	1600 ± 451		25,95 ± 7,72	
PET :				
PGE	2112 ± 1214		21,70 ± 7,70	
PGPG	2039 ± 1782		23,94 ± 7,97	
MOY (VPA et PET) :				
PGE	2547 ± 1385		24,26 ± 8,69	
PGPG	1893 ± 1473		24,61 ± 7,75	

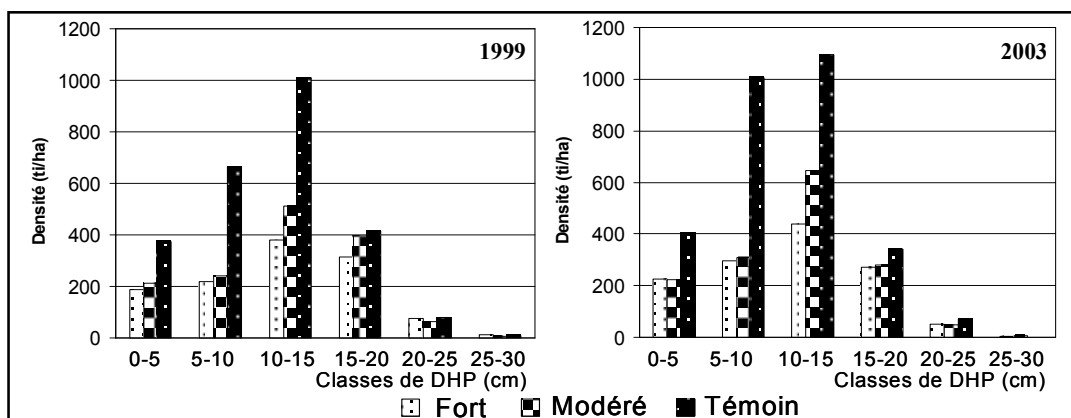


Figure 3.1 Nombre de tiges par classe de diamètre pour les peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi en 1999 et en 2003.

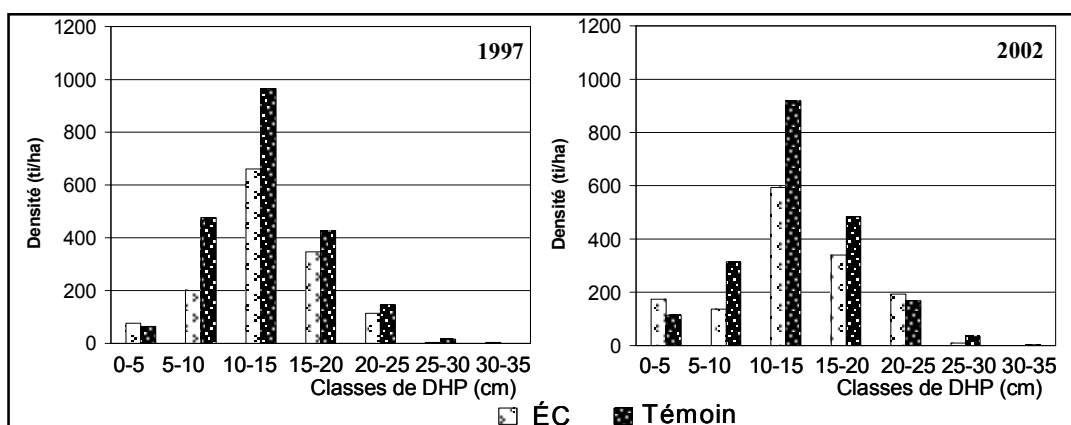


Figure 3.2 Nombre de tiges par classe de diamètre pour les peuplements de la Direction de la recherche forestière en 1997 et en 2002.

Cinq ans plus tard, les peuplements du RÉCA ont toujours une structure équiennne (Figure 3.1). On constate qu'il y a eu une diminution du nombre moyen de tiges à l'hectare pour les trois traitements durant cette période (Tableau 3.1). Ce sont les peuplements témoins qui possèdent le plus haut taux de mortalité avec une moyenne de 12,35 % comparativement à 7,75 % et 5,16 % pour les traitements fort et modéré respectivement. En examinant les distributions diamétrales (Figure 3.1), on voit que la mortalité se concentre dans les trois

dernières classes de diamètre (classes 15-20 cm et plus) et ce, pour les trois traitements. La classe de diamètre 5-10 cm est celle où il y a eu la plus grande augmentation de la densité des tiges autant pour les peuplements traités que témoins. Donc, durant cette période, l'éclaircie a eu comme effets une diminution du nombre total de tiges et une augmentation de la surface terrière. Des accroissements moyens en surface terrière de 10,23 % pour l'éclaircie forte et 8,04 % pour l'éclaircie modérée et de seulement 1,77 % pour les témoins ont été notés.

Les peuplements de la DRF ont aussi conservé la structure équiennne cinq ans après le traitement (Figure 3.2). Au cours de cette période, une légère augmentation de la densité totale est observée dans les peuplements éclaircis (3,45 %) tandis que dans les peuplements témoins, on remarque une diminution de la densité totale avec un taux de mortalité moyen de 2,84 % (Tableau 3.1). Contrairement aux peuplements du RÉCA, la majorité de la mortalité s'est produite dans la classe de diamètre 5-10 cm pour les éclaircies et pour les témoins (Figure 3.2). Il faut noter que cette classe de diamètre n'a pas été récoltée pour la DRF et qu'elle l'a été pour le RÉCA. Pour l'ensemble des peuplements, les classes de diamètre 0-5 et 25-30 cm ont connu les plus grandes augmentations du nombre total de tiges. Cependant, l'éclaircie semble avoir eu un effet marqué sur la densité des 0-5 cm avec un accroissement de 57 %. Contrairement aux peuplements du RÉCA, le traitement ne semble pas avoir favorisé la croissance en surface terrière. En effet, des augmentations moyennes de la surface terrière de 10,94 % pour les peuplements traités et de 10,45 % pour les témoins ont été notées.

La structure des vieux peuplements de pins gris purs est de type irrégulière (Figure 3.3). Elle semble être encore plus irrégulière du côté des peuplements provenant des PET. Comparativement à la structure équiennne, la densité des tiges dans les classes de diamètre intermédiaires est plus faible et elle est plus élevée dans les classes de diamètre supérieures. La densité totale moyenne (1893 ti/ha) est plus faible que celle des témoins et un peu plus élevée que les peuplements traités (Tableau 3.1). On remarque aussi la présence de tiges à fort diamètre (30-35), imputable aux forêts plus âgées.

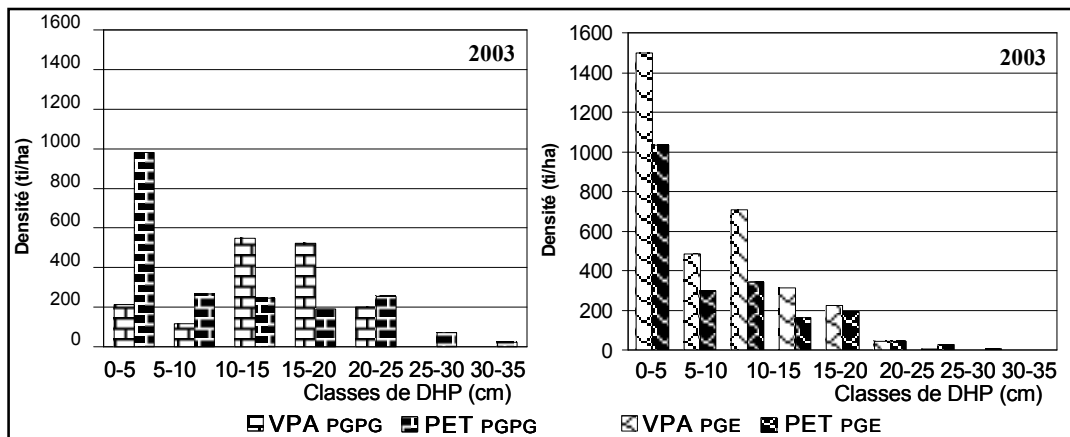


Figure 3.3 Nombre de tiges par classe de diamètre pour les vieux peuplements provenant de l'Abitibi et des placettes-échantillons temporaires.

La structure des vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés est illustrée par une courbe en J inversé décrivant la structure inéquienne (Figure 3.3). Ces peuplements sont composés de deux éléments : des tiges provenant de la première cohorte ayant de gros diamètres et des nouvelles tiges présentées par la forte densité des tiges de petit diamètre. Cette situation représente la deuxième phase de développement des peuplements.

3.1.2 Indices de diversités de Shannon-Wiener des structures diamétrales

Les indices de diversité des peuplements éclaircis sont très semblables à ceux des témoins en 1999 et ce, autant pour les peuplements du RÉCA que de la DRF (Tableau 3.2). Les analyses de variance montrent en effet que l'éclaircie n'a pas engendré de baisses significatives de la diversité de la structure immédiatement après le traitement pour le RÉCA et la DRF (Tableau 3.3). Il n'y a également pas de différence de diversité structurale entre les traitements fort et modéré du RÉCA. Cinq ans après les éclaircies, on n'observe toujours pas de différence entre les témoins et les peuplements traités (pour RÉCA et DRF) et entre l'éclaircie forte et modérée (pour RÉCA). Les traitements n'ont donc pas affecté de façon significative la diversité structurale des peuplements.

Tableau 3.2 Indice de diversité de Shannon-Wiener et écart-type pour la structure des peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi, de la Direction de la recherche forestière, des vieux peuplements provenant de l'Abitibi et des placettes-échantillons temporaires

Source	Indice de diversité de Shannon-Wiener (H)			
	1999		2003	
RÉCA :				
témo in	1,93	± 0,55	1,95	± 0,5
m odéré	1,71	± 0,49	1,77	± 0,40
fort	1,91	± 0,21	1,95	± 0,25
É C	1,81	± 0,35	1,86	± 0,32
DRF :	1997		2002	
témo in	1,68	± 0,29	1,87	± 0,49
É C	1,87	± 0,56	1,99	± 0,51
VPA :				
PGE	2,35	± 0,22		
PGPG	1,95	± 0,17		
PET :				
PGE	2,28	± 0,17		
PGPG	2,12	± 0,12		
MOY (VPA et PET) :				
PGE	2,31	± 0,63		
PGPG	2,06	± 0,44		

Tableau 3.3 Analyse de variance avec tests de comparaisons multiples effectués sur la diversité de la structure des peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi, de la Direction de la recherche forestière, des vieux peuplements provenant de l'Abitibi et des placettes-échantillons temporaires

Variables	Source	Comparaisons	MS	p	MSE	Comparaisons	MS	p	MSE
Indice de diversité de Shannon-Wiener (H)	RECA 1999	T vs. EC	0,0232	0,379	0,1636	EC vs. PGE	0,4966	0,065	0,3724
		F vs. M	0,0459	0,227		EC vs. PGPG	0,1237	0,350	
	RECA 2003	T vs. EC	0,0124	0,357	0,1137	EC vs. PGE	0,4063	0,093	0,3713
		F vs. M	0,0381	0,124		EC vs. PGPG	0,0813	0,446	
	DRF 1997	traitement	0,1364	0,512	0,5343	EC vs. PGE	0,5615	0,056	0,3835
						EC vs. PGPG	0,1048	0,403	
Indice de diversité de Shannon-Wiener (H)	DRF 2002	traitement	0,0301	0,604	0,3194	EC vs. PGE	0,2860	0,164	0,3785
						EC vs. PGPG	0,0127	0,767	

MS = Variance, MSE = Écart-type de l'échantillon.

On remarque que la diversité structurale des vieux peuplements mélangés est plus grande que celle des peuplements de pin gris purs (Tableau 3.2). Les analyses de variance indiquent qu'il y a une grande similitude entre la diversité des peuplements éclaircis et celle des vieux peuplements de pins gris purs (Tableau 3.3). Cette ressemblance est encore plus importante cinq ans après le traitement. Ce n'est toutefois pas le cas avec les peuplements mélangés. Même si on ne remarque pas de différence significative (RÉCA $p = 0,065$ et DRF $p = 0,056$), leurs indices de diversité sont plus élevés que pour ceux des peuplements traités. La période de cinq ans a cependant permis aux peuplements éclaircis d'augmenter leurs diversités et ainsi de ressembler un peu plus aux vieux peuplements mélangés.

3.1.3 Analyses en composantes principales

3.1.3.1 Réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi

La figure 3.4 présente l'ordination résultant de l'analyse en composantes principales qui a été réalisée en utilisant la densité moyenne des tiges (par classe de diamètre et par espèce) par traitement pour les cinq sites du RÉCA en 1999 et 2003 ($n = 30$). Seuls les deux premiers axes de l'ordination ont été analysés (78 % de la variance apparaît sur l'axe 1 et de 10 % sur l'axe 2). Le premier axe est corrélé positivement avec les petites et moyenne tiges de pins gris et négativement avec les petites et moyennes tiges d'épinettes noires et les grosses tiges de pins gris. Cet axe met donc en opposition la composition (PIG vs EPN) et la grosseur des tiges de pins gris (petite vs grosse). On remarque qu'il existe une grande variabilité entre les sites témoin quant à leur composition et à leur structure. En effet, ils se situent tout au long de l'axe 1 sans former de groupe indépendant. De 1999 à 2003, on voit qu'il y a un déplacement des sites vers la gauche. La mortalité naturelle des petites tiges de pins gris peut expliquer ce changement de position. L'ensemble des peuplements éclaircis se retrouve à la gauche de l'axe 1. L'éclaircie par le bas devait récolter les plus petites classes de diamètre (0-15 cm) ce qui explique qu'aucun site ne se situe à la droite de l'axe 1. De 1999 à 2003, il n'y a pratiquement pas de déplacement des sites par rapport à cet axe.

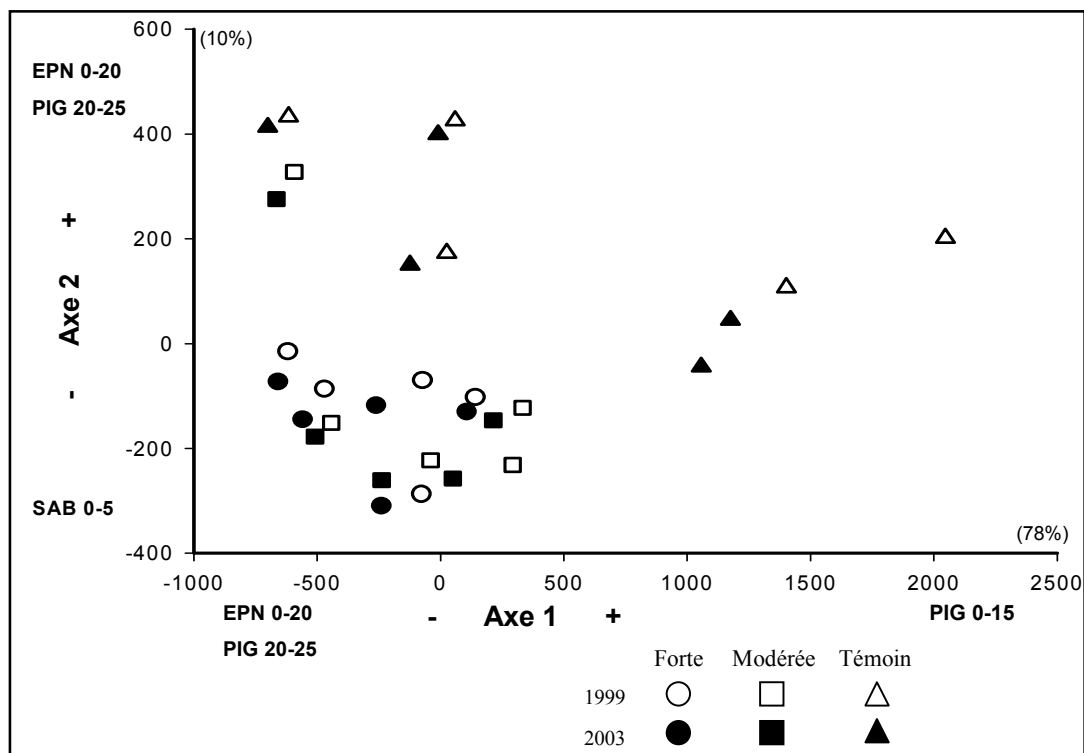


Figure 3.4 Analyse en composante principale de la densité moyenne de tiges par traitement pour les sites du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi en 1999 et 2003.

(Corrélation positive (+) avec l'axe et corrélation négative (–) avec l'axe).

Le deuxième axe est corrélé positivement avec les petites et moyennes tiges d'épinettes noires et les grosses tiges de pins gris. L'axe 2 est négativement corrélé avec les petites tiges de sapin baumier. C'est donc la composition et la taille des tiges qui sont mis en opposition pour cet axe. On peut voir que les témoins forment un groupe distinct en haut de l'axe 2. De leur côté, la grande majorité des peuplements éclaircis se situent à la base de l'axe 2 et forme aussi un groupe indépendant. Pour la période de cinq ans, l'ensemble des sites s'est déplacé vers le bas de l'axe 2. Comme une augmentation de l'abondance du sapin n'a pas été observée sur le terrain, l'explication la plus plausible semble être le recrutement apparent du sapin baumier dans les peuplements dont les tiges ont atteint 1,30 m de hauteur lors du

deuxième mesurage en 2003 alors que ces tiges étaient vraisemblablement présente en 1999, mais mesuraient moins de 1,30 m de hauteur.

3.1.3.2 *Études menées par la Direction de la recherche forestière*

La Figure 3.5 présente l'ordination résultant de l'analyse en composantes principales qui a été réalisée en utilisant la densité moyenne des tiges (par classe de diamètre et par essence) par traitement pour les huit sites de la DRF en 1997 et 2002 ($n = 32$). Seuls les deux premiers axes de l'ordination ont été analysés (variance exprimée de 70 % pour l'axe 1 et de 19 % pour l'axe 2). L'axe 1 est corrélé positivement avec les petites et moyennes tiges de pins gris et corrélé négativement avec les petites tiges d'épinettes noires et les grosses tiges de pins gris. Comme pour le RÉCA, cet axe met en opposition à la fois la composition et la taille des tiges. La variabilité des témoins sur l'axe 1 est très élevée. Ils se situent tout au long de l'axe 1 sans former de groupe distinct. On retrouve des témoins qui, au départ, contenaient plusieurs petites tiges de pins gris et d'autres moins. Les peuplements éclaircis se retrouvent tous à la gauche de l'axe, mais contrairement aux sites du RÉCA, la variabilité sur cet axe est beaucoup plus grande. La classe de diamètre 10-15 cm est celle qui a été coupée lors de l'éclaircie, ce qui explique la position des peuplements traités du côté de cet axe. Tous les sites se sont déplacés vers la gauche de 1997 à 2002, mais ce décalage est beaucoup plus important pour les témoins. La mortalité naturelle des petites tiges de pins gris peut encore une fois expliquer la situation.

Le deuxième axe est corrélé positivement avec les petites tiges de bouleaux à papier et les moyennes tiges de pins gris. Il est corrélé négativement avec les petites et les grosses tiges de pins gris. La dimension des tiges et la composition sont ici mises en opposition. Les témoins se situent tout au long de l'axe et pour la période de cinq ans, aucune tendance n'est notée, car la moitié des sites font un déplacement vers le bas et l'autre moitié monte. Les peuplements éclaircis se retrouvent un peu plus au centre de cet axe et de 1997 à 2002, ils se déplacent vers le bas où l'on retrouve les gaules de pins gris. Il y a donc une augmentation de

cette classe dans les peuplements éclaircis qui, contrairement au RÉCA, n'ont pas été coupée lors de l'intervention. Bref, la variabilité observée à l'intérieur de celle des peuplements traités se retrouve à l'intérieur des peuplements témoins. Cette ordination ne permet donc pas de mettre en évidence des groupements distincts.

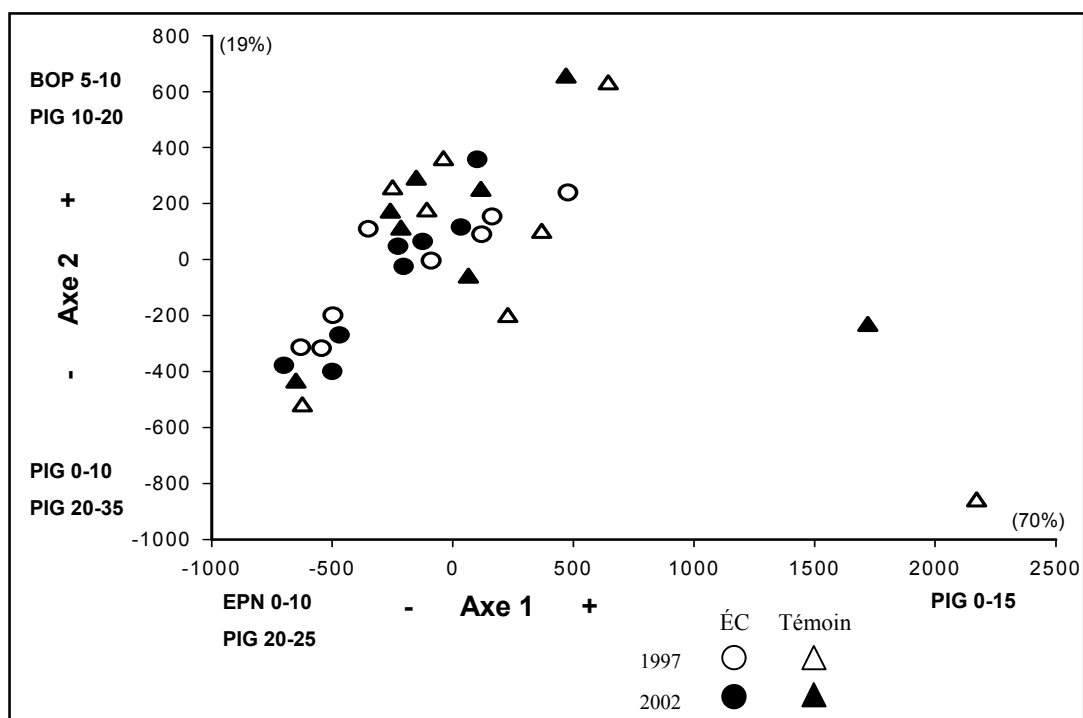


Figure 3.5 Analyse en composante principale de la densité moyenne de tiges par traitement pour les sites de la Direction de la recherche forestière en 1997 et 2002.

(Corrélation positive (+) avec l'axe et corrélation négative (–) avec l'axe).

3.1.3.3 *Vieux peuplements et peuplements éclaircis*

L'ordination de la figure 3.6 à été réalisé en utilisant la densité moyenne des tiges du RÉCA (n = 30) et des vieux peuplements naturels (VPA n = 16 et PET n = 29). Celle de la figure 3.7 portait sur la densité moyenne des tiges du dispositif de la DRF (n = 32) et de celui des vieux peuplements naturels (VPA n = 16 et PET n = 29). Seuls les deux premiers axes des ordinations ont été analysés. Pour le RÉCA la variance exprimée est de 71 % pour l'axe 1 et de 17 % pour l'axe 2 et pour la DRF la variance exprimée est de 70 % pour l'axe 1 et de 15 % pour l'axe 2.

Pour les deux analyses, l'axe 1 est très fortement corrélé de façon positive avec les petites tiges d'épinettes noires (0-10) et un peu moins avec les tiges intermédiaires de cette même espèce (10-20). Cet axe est corrélé négativement avec les petites et moyennes tiges de pins gris et dans le cas des peuplements de la DRF, avec les moyennes tiges de pins gris et de sapin baumier. La composition en essences est mise en opposition sur ces axes. Les témoins et les peuplements éclaircis des deux sources de données se situent tous à la gauche de l'axe 1, par leur composition dominée en pin gris. Pour les vieux peuplements naturels, il existe une grande variabilité par rapport à l'axe 1 qui, toutefois, semble diminuer à mesure que l'on se dirige vers la gauche de cet axe. Les peuplements situés à droite de l'axe sont composés d'un sous-étage de petites tiges d'épinettes noires.

Les axes 2 des deux ordinations sont corrélés positivement avec les petites et moyennes tiges de pins gris et négativement avec les grosses tiges d'épinettes noires et de pins gris. La grosseur des tiges est mise en opposition sur ces axes. Les témoins sont les peuplements qui possèdent la plus grande variabilité sur l'axe 2, car certains possèdent plus de petites tiges et d'autres des grosses tiges. Les sites éclaircis du RÉCA et de la DRF se retrouvent au bas de l'axe 2, car ils sont principalement composés de grosses tiges. Les vieux peuplements sont aussi localisés au bas de cet axe.

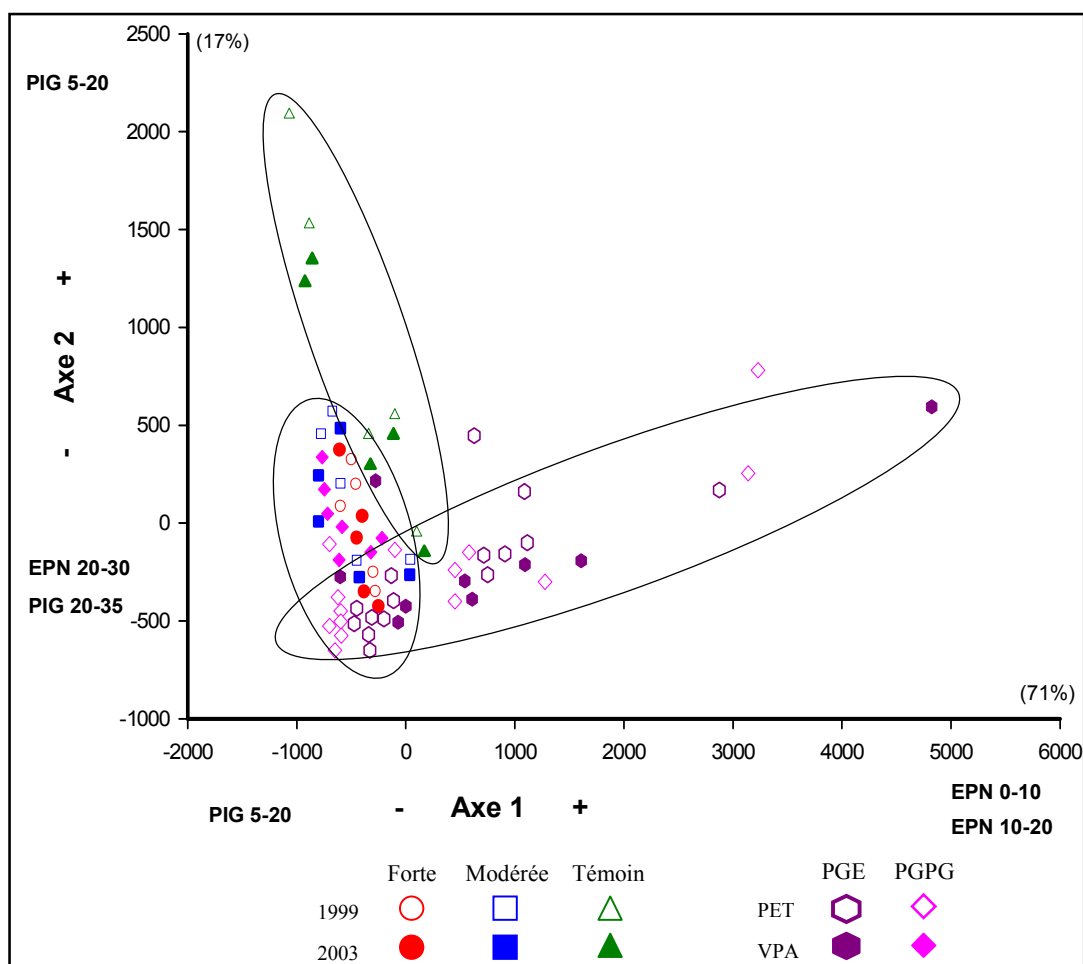


Figure 3.6 Analyse en composante principale de la densité moyenne de tiges par traitement pour les sites du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi en 1999 et 2003 et pour les sites des vieux peuplements provenant de l'Abitibi et des placettes-échantillons temporaires.

(Corrélation positive (+) avec l'axe et corrélation négative (–) avec l'axe).

(Les ellipses identifient les trois groupes formés : groupe témoin, groupe éclaircies/vieux peuplements et le groupe vieux peuplements seulement).

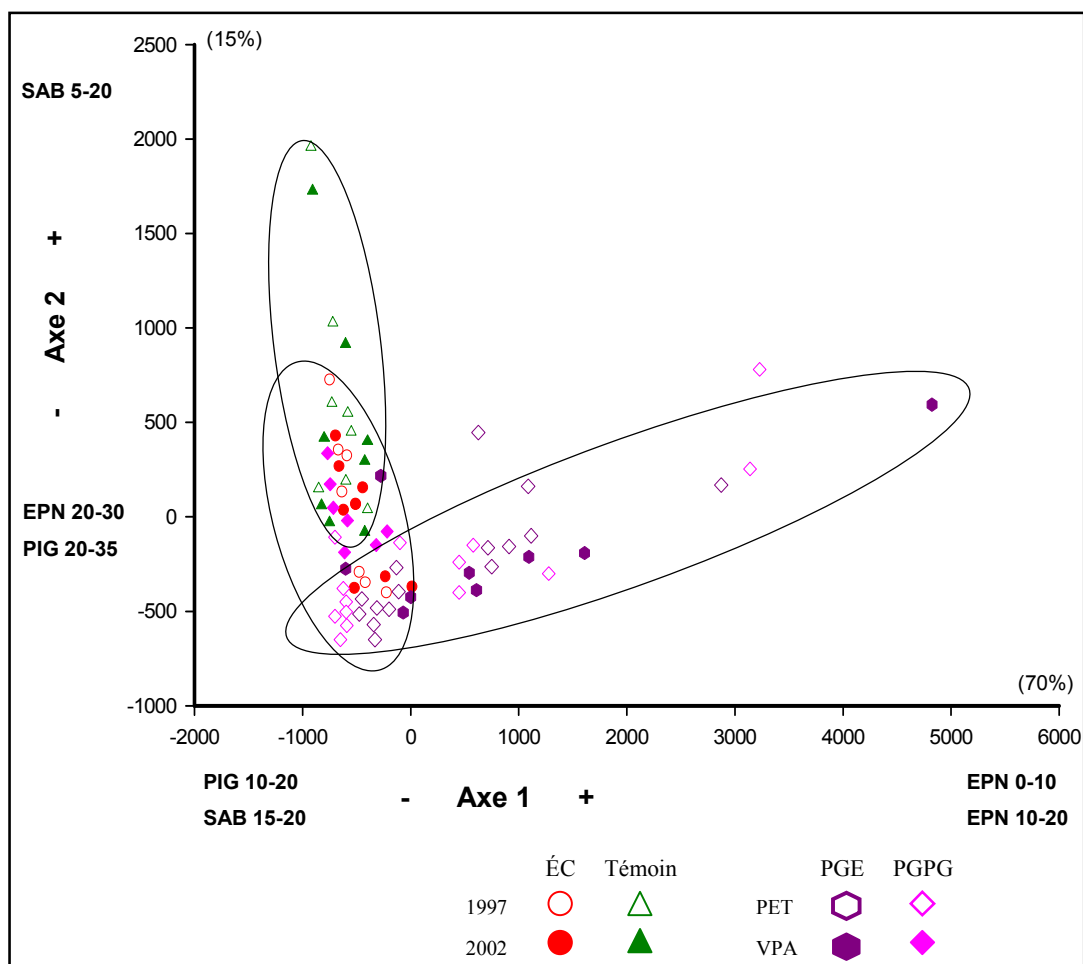


Figure 3.7 Analyse en composante principale de la densité moyenne de tiges par traitement pour les sites de la Direction de la recherche forestière en 1997 et 2002 et pour les sites des vieux peuplements provenant de l'Abitibi et des placettes-échantillons temporaires. (Corrélation positive (+) avec l'axe et corrélation négative (-) avec l'axe). (Les ellipses identifient les trois groupes formés : groupe témoin, groupe éclaircies/vieux peuplements et le groupe vieux peuplements seulement).

Lorsqu'on observe l'évolution des peuplements du RÉCA et de la DRF sur une période de cinq ans, on remarque un déplacement vers le bas autant pour les témoins que pour les traités. La mortalité naturelle des petites tiges et l'augmentation en diamètre des arbres pourraient expliquer ce changement de position. Toutefois, on constate que l'éclaircie a fait descendre plus rapidement les peuplements et qu'elle a permis aux peuplements traités de former un groupe distinct avec les vieux peuplements situés du côté négatif de l'axe 1 tel qu'exprimé par les ellipses sur les figures 3.6 et 3.7. Le groupe A, qui apparaît sur le dendrogramme (Annexe J) découlant de l'analyse de groupement à liens simples, l'illustre bien. La figure 3.8 provient de l'analyse en composante principale illustrée à la figure 3.6 où l'on peut y voir uniquement les vieux peuplements, provenant des VPA et des PET, qui sont identifiés par leur âge. Cette figure nous permet de constater que c'est avec les moins âgés des vieux peuplements (coté négatif de l'axe 1) que les peuplements éclaircis forme un groupe (moyenne d'âge de 89 ans $\pm$ 7 ans). Quant aux vieux peuplements qui sont situés à la droite de l'axe 1, le dendrogramme indique qu'ils forment un groupe distinct, soit le groupe B (Annexe J). Lorsqu'on examine l'âge de ces peuplements (Figure 3.8), on constate que ce sont en fait les plus vieux qui sont de ce côté (moyenne d'âge de 99 ans $\pm$ 12 ans). C'est ce qui pourrait expliquer la structure plus complexe de ces peuplements qui sont probablement plus avancés dans la succession naturelle.

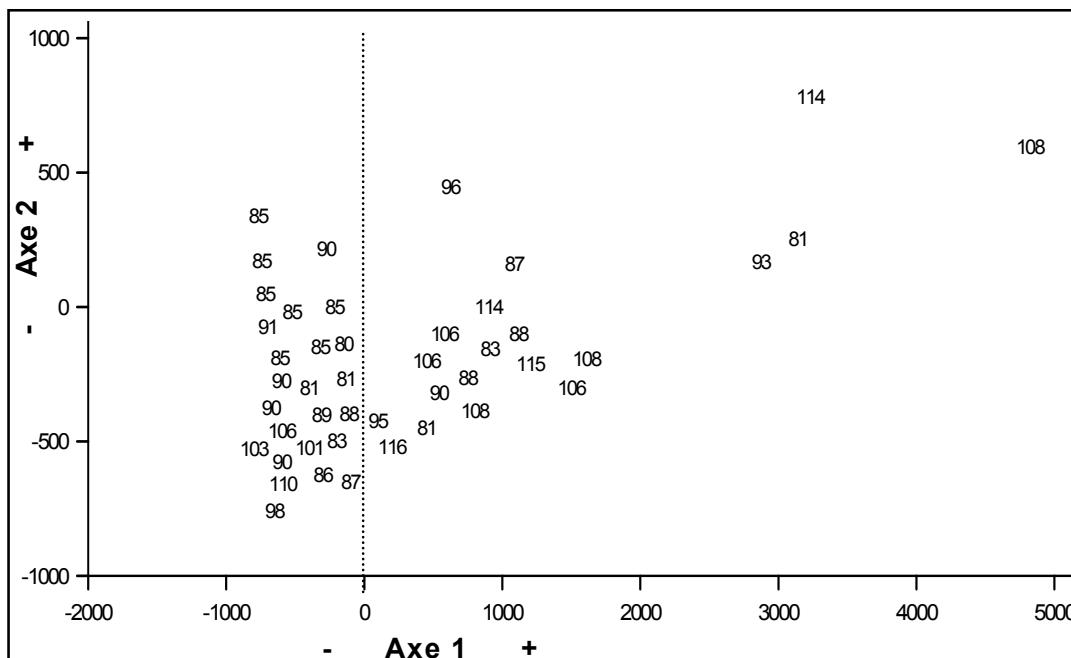


Figure 3.8 Analyse en composante principale de la densité moyenne de tiges pour les sites des vieux peuplements provenant de l'Abitibi et des placettes-échantillons temporaires. Chaque site est identifié par l'âge du peuplement.

3.2 Bois mort

3.2.1 Volumes de débris ligneux

3.2.1.1 Réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi

On observe que les volumes de débris ligneux frais du RÉCA sont beaucoup plus élevés dans les peuplements éclaircis que dans les témoins (Figure 3.9 a). Les analyses de variance montrent que cette différence est significative (Tableau 3.4). On peut aussi voir qu'il n'existe aucune différence significative entre le traitement sévère et modéré (Tableau 3.4). Dans cette classe de décomposition, les volumes sont principalement constitués de débris de petite taille,

soit 98% des débris font parties des classes de diamètres 5 et 10 cm et seulement 2% des classes de diamètres 15 et 17,5 cm et plus. Ce sont en fait des débris qui proviennent de l'ébranchage et du tronçonnage sur le parterre de coupe.

Pour les volumes de débris ligneux pourris, on constate que les volumes sont très similaires entre les trois traitements (Figure 3.9 a) et les analyses montrent en effet qu'il n'y a pas de différence significative (Tableau 3.4). Contrairement aux volumes frais, on retrouve dans cette classe de décomposition une plus grande proportion de débris ligneux à gros diamètre, soit 30% sont dans les classes 15 et 17,5 cm et plus. La composition en espèce des débris ligneux est essentiellement dominée par le pin gris (80%). On retrouve aussi une petite proportion d'épinettes noires (10%) et 10% des débris n'ont pu être identifiés vu leur décomposition trop avancée.

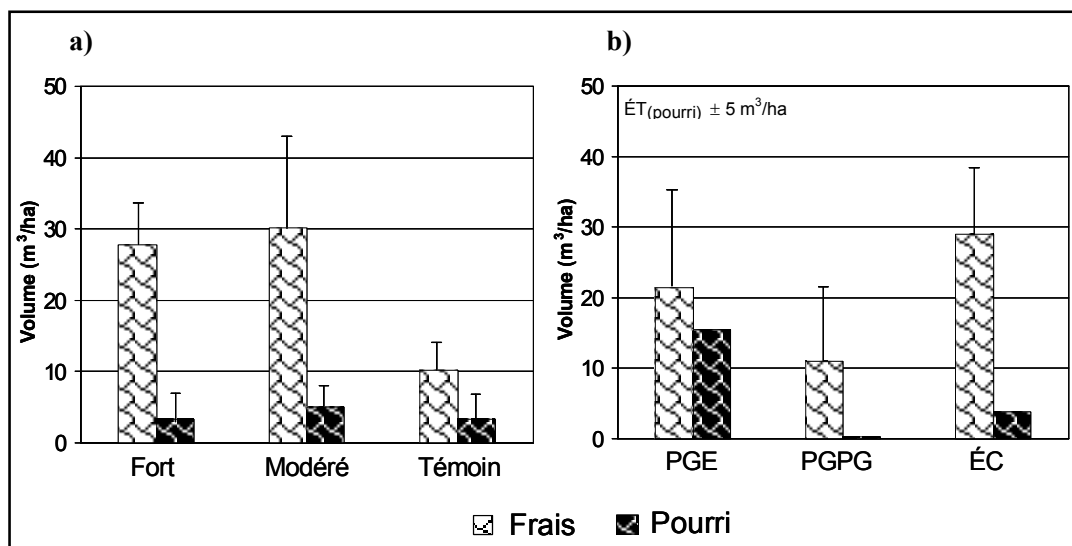


Figure 3.9 Volume des débris ligneux par classe de décomposition dans les peuplements du (a) réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi et dans les (b) vieux peuplements provenant de l'Abitibi.

(ÉT=Écart-type de la population)

Tableau 3.4 Analyse de la variance avec test de comparaison multiple effectuée sur les volumes de débris ligneux dans les peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi et dans les vieux peuplements provenant de l'Abitibi

RECA					VPA				
Variables	Comparaisons	MS	p	MSE	Variables	Comparaisons	MS	p	MSE
Volume frais	T vs. EC	1170,1638	<0,001	5,2828	Volume frais	EC vs. PGE	178,8420	0,304	12,6418
	F vs. M	14,2284	0,496			EC vs. PGPG	937,4172	0,026	
Volume pourri	T vs. EC	2,5962	0,657	3,4902	Volume pourri [†]	EC vs. PGE	11,1356	0,001	0,8651
	F vs. M	8,1435	0,437			EC vs. PGPG	3,4379	0,046	

[†] = Valeurs sont transformées par la racine carrée, MS = Variance, MSE = Écart-type de l'échantillon.

3.2.1.2 Vieux peuplements et peuplements éclaircis

Ce sont dans les témoins (moyenne d'âge de 50 ans) que les volumes de débris ligneux frais ($10 \text{ m}^3/\text{ha}$) sont les plus faibles (Figure 3.9 a). Ce volume est à peine plus grand dans les vieux peuplements de pins gris purs (moyenne d'âge de 85 ans) ($11 \text{ m}^3/\text{ha}$) et il est nettement plus élevé dans les vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés (moyenne d'âge de 98 ans) ($21 \text{ m}^3/\text{ha}$) (Figure 3.9 b). Dans les deux types de vieux peuplements, plus de 90% des débris ligneux frais se retrouvent dans les deux plus petites classes de diamètre (5 et 10 cm). Le volume de débris ligneux frais des peuplements éclaircis ($29 \text{ m}^3/\text{ha}$) est donc semblable à celui des vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés mais il est différent significativement de celui des vieux peuplements de pins gris purs (Tableau 3.4).

Pour les débris ligneux pourris, les volumes sont très faibles dans les jeunes peuplements témoins ($3 \text{ m}^3/\text{ha}$) et dans les vieux peuplements de pins gris purs ($0,2 \text{ m}^3/\text{ha}$) et ils sont très élevés dans les vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés ($16 \text{ m}^3/\text{ha}$). Les proportions de volume dans les classes de diamètre pour les vieux peuplements sont les mêmes que pour la classe de décomposition précédente. Le volume de débris ligneux pourris des peuplements éclaircis ($4 \text{ m}^3/\text{ha}$) est différent significativement de celui des vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés car il est beaucoup plus faible. Ce

volume est aussi significativement différent de celui des vieux peuplements de pins gris purs étant un peu plus élevé. Toutefois, ces volumes sont beaucoup plus semblables ($p = 0,046$) que pour l'autre type de vieux peuplements (Tableau 3.4). Le pin gris est la seule espèce qui compose les débris ligneux des vieux peuplements de pins gris purs tandis que pour les vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés, l'épinette noire est la plus importante (70%) et elle est associée dans des proportions plus faibles de pins gris (25%) et de bouleaux à papier (5%).

3.2.2 Densité et surface terrière des chicots

3.2.2.1 Réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi

Étant donné que la coupe s'est concentrée sur la mortalité imminente, la densité des chicots secs dans les peuplements du RÉCA est beaucoup plus élevée dans les témoins que dans les éclaircies (Figure 3.10 a). Les analyses de variance indiquent que cette différence est significative (Tableau 3.5). On observe les mêmes tendances pour la surface terrière : plus élevée pour les témoins que pour les éclaircis (figure 3.11 a). La densité est un peu plus faible dans le traitement sévère mais elle n'est pas significativement différente du traitement modéré (Tableau 3.5). Dans cette classe de décomposition, les densités sont principalement constituées de petits chicots, soient 94% font parties des classes de diamètres 0-5, 5-10 et 10-15 cm et seulement 6% des classes plus élevées.

Pour la classe de décomposition plus avancée, on remarque que la densité et la surface terrière sont très faibles pour les trois traitements (Figure 3.10 a et 3.11 a) ce qui fait qu'aucune différence significative n'a été notée (Tableau 3.5). Ce sont aussi les petites dimensions de diamètre qui dominent les chicots de la classe décomposée. Il faut cependant noter qu'une petite proportion de ces chicots ne possède pas de dhp par leur hauteur en dessous de 1,30 mètres. La composition en espèces des chicots est essentiellement dominée par le pin gris (plus de 80%) et on retrouve l'épinette noire comme espèce secondaire.

Tableau 3.5 Analyse de la variance avec test de comparaison multiple effectuée sur les densités et les surfaces terrières des chicots dans les peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi et dans les vieux peuplements provenant de l'Abitibi

Variables	Comparaisons	RÉCA			Variables	Comparaisons	VPA		
		MS	p	MSE			MS	p	MSE
Densité sec [†]	T vs. ÉC	0,4814	0,011	0,2092	Densité sec [†]	ÉC vs. PGE	0,2006	0,110	0,2664
	F vs. M	0,0371	0,384			ÉC vs. PGPG	0,6688	0,007	
Densité décomposé [†]	T vs. ÉC	0,2801	0,521	0,7876	Densité décomposé [†]	ÉC vs. PGE	5,3314	0,020	0,9075
	F vs. M	0,2916	0,512			ÉC vs. PGPG	1,4881	0,196	
S.T. sec ^{††}	T vs. ÉC	0,7756	0,044	0,3693	S.T. sec	ÉC vs. PGE	42,2877	0,017	2,4723
	F vs. M	0,0047	0,857			ÉC vs. PGPG	21,6993	0,076	
S.T. décomposé ^{††}	T vs. ÉC	0,0144	0,495	0,1676					
	F vs. M	0,0201	0,422						

[†] = Valeurs sont transformées par le logarithme en base 10, ^{††} = Valeurs sont transformées par la racine carrée, S.T. = Surface terrière, MS = Variance, MSE = Écart-type de l'échantillon.

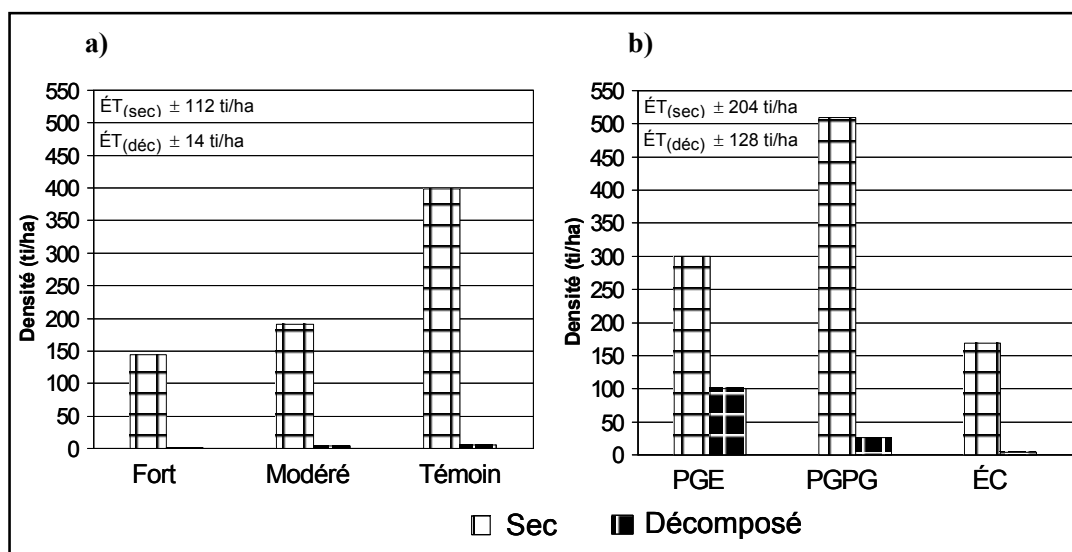


Figure 3.10 Densité des chicots par classe de décomposition dans les peuplements du (a) réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi et dans les (b) vieux peuplements provenant de l'Abitibi.

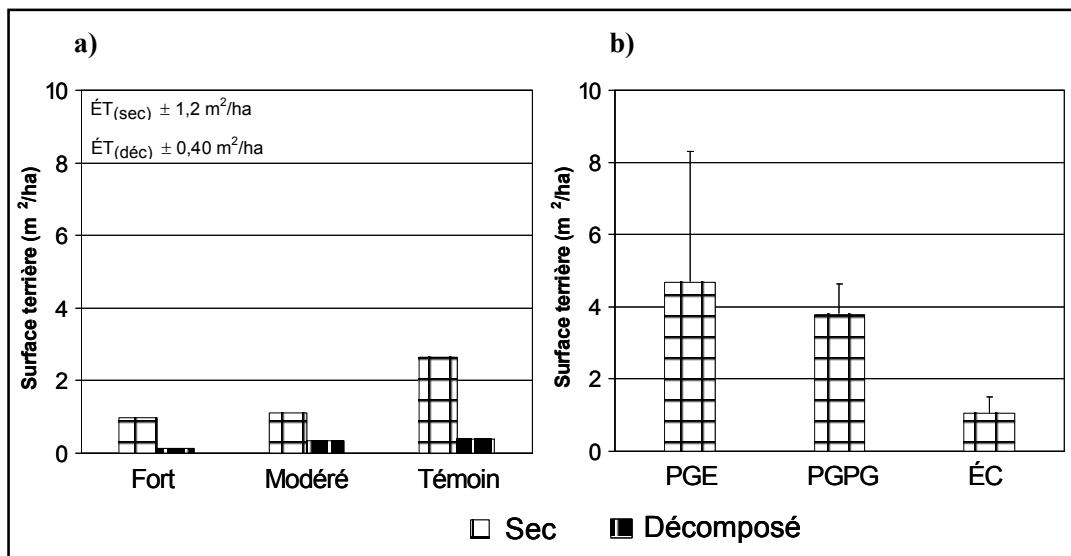


Figure 3.11 Surface terrière des chicots par classe de décomposition pour les peuplements du (a) réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi et pour les (b) vieux peuplements provenant de l'Abitibi.

3.2.2.2 Vieux peuplements et peuplements éclaircis

On remarque que la densité des chicots secs est grande dans les peuplements témoins (400 ti/ha), qu'elle est un peu plus élevée dans les vieux peuplements de pins gris purs (509 ti/ha) et qu'elle est plus faible dans les vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés (300 ti/ha) (Figure 3.10 a et b). Les mêmes tendances sont observées pour les surfaces terrières (2,7 m²/ha et 3,8 m²/ha) à l'exception des vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés qui, dans ce cas, possèdent la plus grande valeur de surface terrière (4,7 m²/ha) (Figure 3.11 a et b). La densité des chicots secs des peuplements éclaircis (168 ti/ha) est donc semblable à celle des vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés et elle est différente significativement de celle des vieux peuplements de pins gris purs (Tableau 3.5).

Pour les chicots décomposés, la densité est très faible dans les témoins (6 ti/ha), elle est à peine plus grande dans les vieux peuplements de pins gris purs (26 ti/ha) et elle est clairement plus élevée dans les vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés (100 ti/ha) (Figure 3.10 a et b). Pour cette classe de décomposition, la situation inverse est remarquée, c'est-à-dire que la densité des chicots décomposés des peuplements éclaircis (4 ti/ha) est semblable à celle des vieux peuplements de pins gris purs et différente significativement de celle des vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés (Tableau 3.5). Dans les deux types de vieux peuplements et pour les deux classes de décomposition, plus de 90% de la densité des chicots se retrouvent dans les trois premières classes de diamètre (0-5, 5-10 et 10-15 cm). Dans le cas des vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés, on retrouve 11% des chicots qui n'ont pas de dhp vu leur état de décomposition très avancé. Cette proportion est de seulement 1% pour les vieux peuplements de pins gris purs.

3.3 Végétation du sous-bois

3.3.1 *Dominance dans la composition, analyses des correspondances et espèces indicatrices*

3.3.1.1 *Réseau d'éclaircies commerciales en Abitibi*

On remarque, tout d'abord, que dans les peuplements éclaircis, ce sont les plantes vasculaires qui sont les plus importantes en terme de quantité avec des pourcentages de recouvrement de 46 % et 63% (Figure 3.12 a). On constate, par la suite, que dans les peuplements témoins, ce sont les mousses qui dominent la composition du sous-bois (42%). Le tronçonnage et l'ébranchage sur le parterre de coupe ont favorisé l'augmentation des branches et des petits débris ligneux. Cette augmentation s'est faite au détriment des mousses, qui n'ont toutefois pas disparues dans les peuplements éclaircis, mais seulement diminuées en abondance.

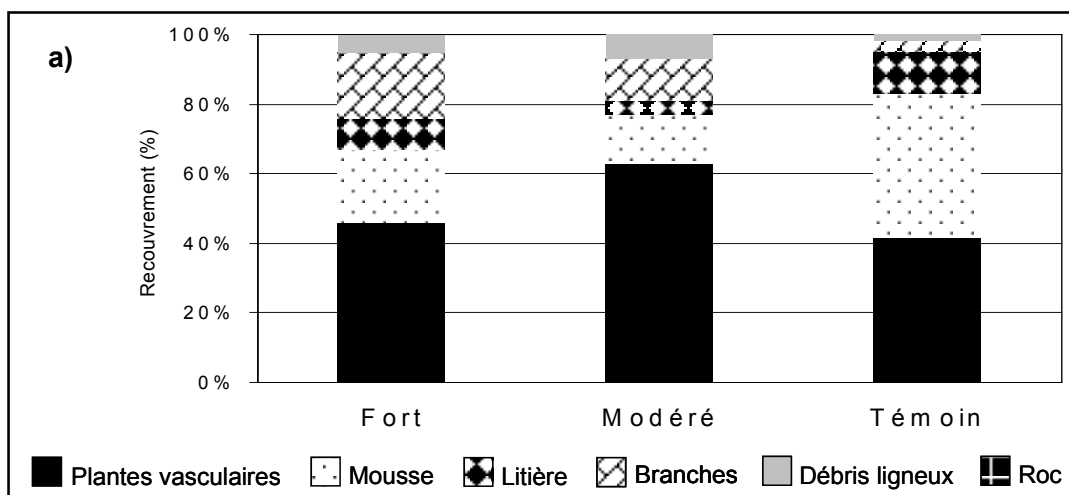


Figure 3.12a Dominance dans la composition du sous-bois dans les différents traitements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi.

La variance expliquée par l'axe 1 de l'analyse des correspondances (Figure 3.13) est de 34% et de 18% pour l'axe 2. Des analyses de variance ont été menées sur les coordonnées des sites pour les deux premiers axes de l'analyse des correspondances entre divers traitements (T, ÉC, F, M). Ces analyses montrent des différences significatives entre les différents traitements sur le premier axe alors qu'ils ne se démarquent pas de façon significative sur le deuxième axe. La différence se trouve entre la composition du sous-bois des témoins et de celle des éclaircies (Tableau 3.6). L'effet significatif du couvert forestier sur l'axe 1 permet d'expliquer cette différence de positions (Tableau 3.6). La force de la relation est de -0,58 (Tableau 3.6), ce qui signifie que le couvert forestier est plus ouvert à droite de l'axe 1 et plus fermé à gauche de cet axe. Pour l'axe 2, la corrélation n'est pas significative ($p=0.037$). Ces résultats permettent de diviser de façon visuelle les ordinations en trois zones par rapport à l'axe 1 (l'extrême droite, le centre et la gauche) et ainsi comprendre la localisation des sites et les espèces de sous-bois qui y sont associées (Figure 3.13 a et b).

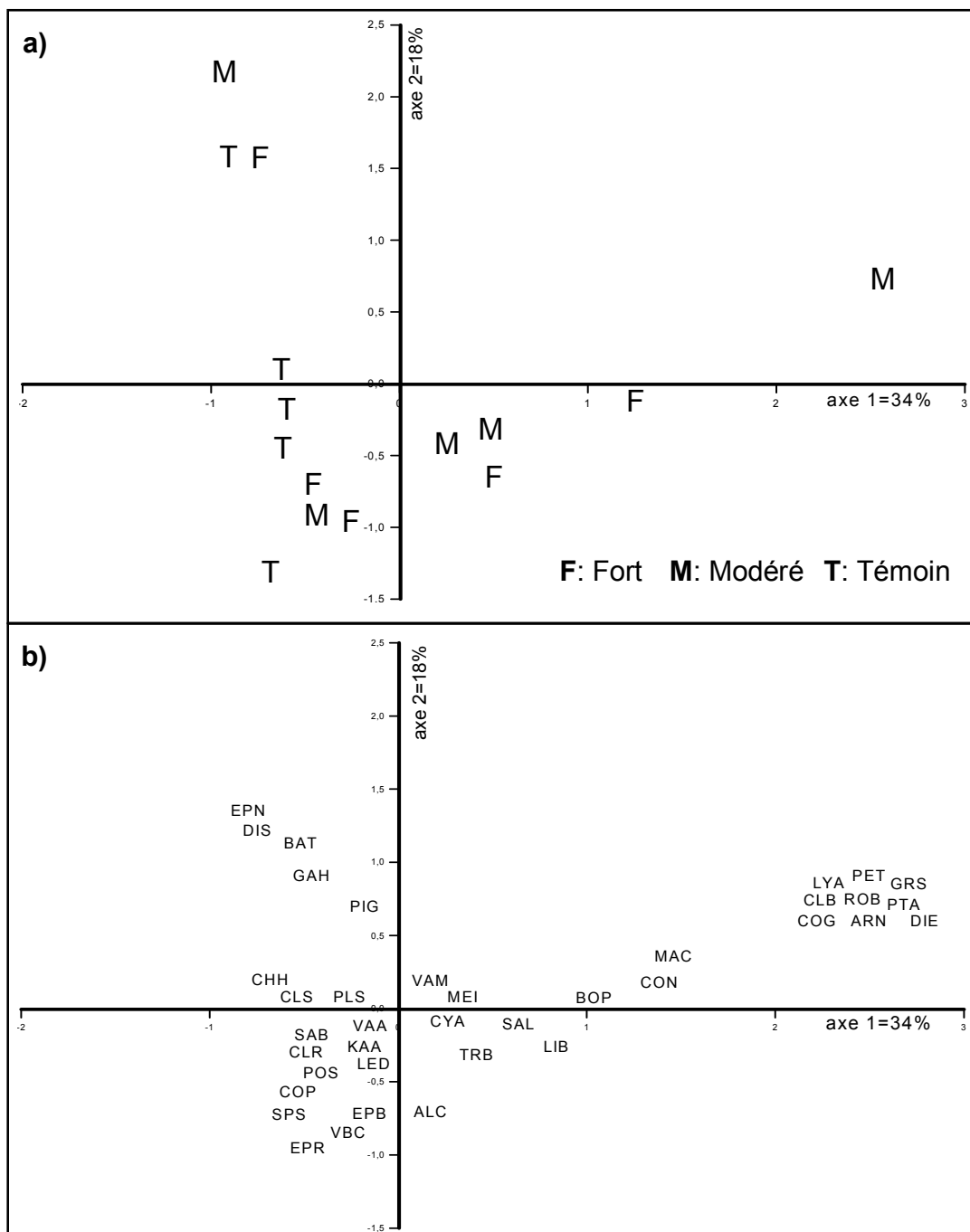


Figure 3.13 Analyses des correspondances a) des trois traitements appartenant aux sites du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi et b) des espèces retrouvées dans ces peuplements.

(Les noms complets des espèces sont présentés à l'annexe F.)

Tableau 3.6 Analyse de variance avec tests de comparaisons multiples effectués sur la composition du sous-bois des peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi et Coefficient de Spearman représentant la force de la relation entre l'axe et le couvert forestier

Variables	Comparaisons	MS	<i>p</i>	MSE	Coefficient de Spearman (R^2) [*]	<i>p</i> ^{**}
axe 1	T vs. ÉC	76,8000	0,003	2,0777	-0,58	0,024
	F vs. M	< 0,0001	1,000			
axe 2	T vs. ÉC	1,2000	0,509	1,5864	0,54	0,037
	F vs. M	10,0000	0,081			

MS = Variance, MSE = Écart-type de l'échantillon, * = Corrélation entre la densité du couvert forestier et les axes, ** = Niveau de signification de la corrélation fixé à 0,025.

Le site qui se retrouve à l'extrême droite de l'axe 1 (2,6 sur ordination) est celui qui a connu les perturbations les plus intenses, c'est-à-dire dont le sol a été très perturbé et le couvert forestier très ouvert par rapport aux autres sites (Figure 3.13 a). Lorsqu'on examine les plantes de sous-bois qui y sont associées (Figure 3.13 b), on note la présence de *Diervilla lonicera* (**Endurers**), et d'espèces du genre des *Graminea* (**Invaders**), des espèces caractéristiques de milieux perturbés (la liste des espèces et leur groupe se retrouve à l'annexe F). On y retrouve aussi *Pteridium aquilinum* (**Endurers**), une espèce de fougère tolérante aux milieux secs et ouverts et le peuplier faux-tremble, *Populus tremuloides* (**Endurers**), une espèce d'arbre se retrouvant dans les lieux ouverts et où le terrain a été perturbé.

La zone centrale (entre 1,2 et -0,4 sur ordination) est caractérisée par un couvert forestier partiellement ouvert et elle regroupe la majorité des peuplements éclaircis (Figure 3.13 a). Le couvert forestier des peuplements traités n'a donc pas repris son état initial cinq après l'éclaircie. On peut voir qu'il existe une grande variabilité entre ces peuplements et qu'on y retrouve des espèces des différents groupes de Rowe : des **Invaders** (*Melampyrum lineare*), des **Endurers** (*Maianthemum canadense*, *Cornus canadensis* et *Trientalis borealis*), des **Endurers éricacées** (*Vaccinium myrtilloides*, *Ledum groenlandicum* et *Kalmia angustifolia*),

des arbres intolérant à l'ombre (*Salix* et *Betula papyrifera*) et même des **Avoiders** (*Pleurozium schreberi*, *Linnaea borealis*).

La zone à la gauche de l'axe 1 (-0,5 à -1,0 sur ordination) est caractérisée par un couvert forestier plus fermé, c'est pourquoi on y trouve l'ensemble des peuplements témoins. Contrairement aux peuplements éclaircis, on remarque qu'il y a une faible variabilité entre les témoins. Lorsqu'on regarde les espèces de sous-bois qui y sont associées, on constate que les différents groupes de Rowe sont aussi présents mais que contrairement aux éclaircis, on y retrouve plusieurs espèces des **Avoiders** : *Dicranum*, *Bazzania trilobata*, *Gaultheria hispidula*, *Polytrichum* et *Sphagnum*.

Le calcul des valeurs indicatrices des traitements n'a pas permis d'identifier les espèces associées aux traitements d'éclaircie d'intensité forte et modérée. Toutefois, il a été possible de déterminer des espèces associées aux témoins et aux traitements d'éclaircies (Tableau 3.7). *Vaccinium myrtilloides*, *Cornus canadensis*, *Linnaea borealis*, *Maianthemum canadense* sont des espèces associées aux peuplements éclaircis. Les espèces indicatrices des témoins sont *Cladina rangiferina* et *Epigaea repens*. On remarque que les valeurs indicatrices ne sont pas très élevées pour les deux types de traitements.

Tableau 3.7 Liste des valeurs indicatrices des espèces en fonction du traitement dans les peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi

Traitements / Espèces		É C	T	p
<i>Vaccinium myrtilloides</i>	Michx.	39	16	0,008
<i>Cornus canadensis</i>	L.	25	0	0,001
<i>Linnaea borealis</i>	L.	15	0	0,001
<i>Maianthemum canadense</i>	Desf.	26	0	0,001
<i>Cladina rangiferina</i>	(L.) Nyl.	10	27	0,008
<i>Epigaea repens</i>	L.	2	11	0,038

ÉC = Peuplements éclaircis (fort et modéré), T = Peuplements témoins.

La composition du sous-bois des sentiers et de celle des bandes dans les peuplements éclaircis est principalement dominée par les plantes vasculaires (Figure 3.12 b). Le recouvrement des plantes vasculaires et des mousses est cependant un peu moins important dans les sentiers que dans les bandes. Les branches (20%) et les petits débris ligneux (8%), provenant du tronçonnage et de l'ébranchage, ont principalement été concentrés dans les sentiers ce qui a engendré une diminution de la biomasse des plantes. Les analyses de variance réalisées sur les axes de l'analyse des correspondances (sur les localisations) ont toutefois permis de déterminer qu'il n'y a pas de différence significative entre la composition du sous-bois des bandes et des sentiers (Tableau 3.8).

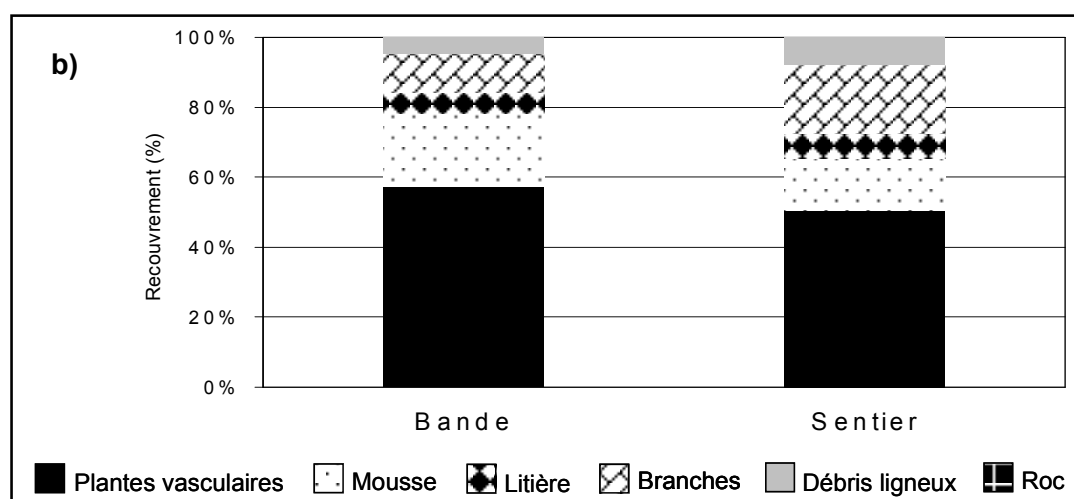


Figure 3.14b Dominance dans la composition du sous-bois dans les localisations des peuplements éclaircis du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi.

Tableau 3.8 Analyse de variance sur la composition du sous-bois selon la position des quadrats (bande vs sentier) au sein des peuplements traités en éclaircie commerciale dans le réseau de l'Abitibi

V a r i a b l e s	E f f e t	M S	p	M S E
a x e 1	Localisation	0,2000	0,760	1,4142
	traitement x localisation	1,8000	0,371	
a x e 2	Localisation	0,2000	0,710	1,1619
	traitement x localisation	5,000	0,091	

MS = Variance, MSE = Écart-type de l'échantillon.

3.3.1.2 Vieux peuplements et peuplements éclaircis

On a vu que dans les peuplements éclaircis, les plantes vasculaires dominent la composition du sous-bois (pourcentage de recouvrement moyen de 55 %). Dans les vieux peuplements, les mousses dominent la composition (Figure 3.12 c) avec un recouvrement de 66% dans les peuplements mélangés et de 50% dans les peuplements purs. Les mousses étaient aussi les dominantes dans les peuplements témoins (42%). Les plantes vasculaires sont également importantes, mais seulement dans le cas des vieux peuplements de pins gris purs (42%). Cette proportion est la même que celle retrouvée dans les témoins (RÉCA) et elle est semblable à celle des peuplements éclaircis (RÉCA). Il existe une différence entre les peuplements éclaircis et les vieux peuplements quant aux branches et aux débris ligneux. En fait, ces derniers sont beaucoup plus importants dans les peuplements éclaircis (22% par rapport à 5% pour les vieux peuplements mélangés et 1% pour les vieux peuplements purs).

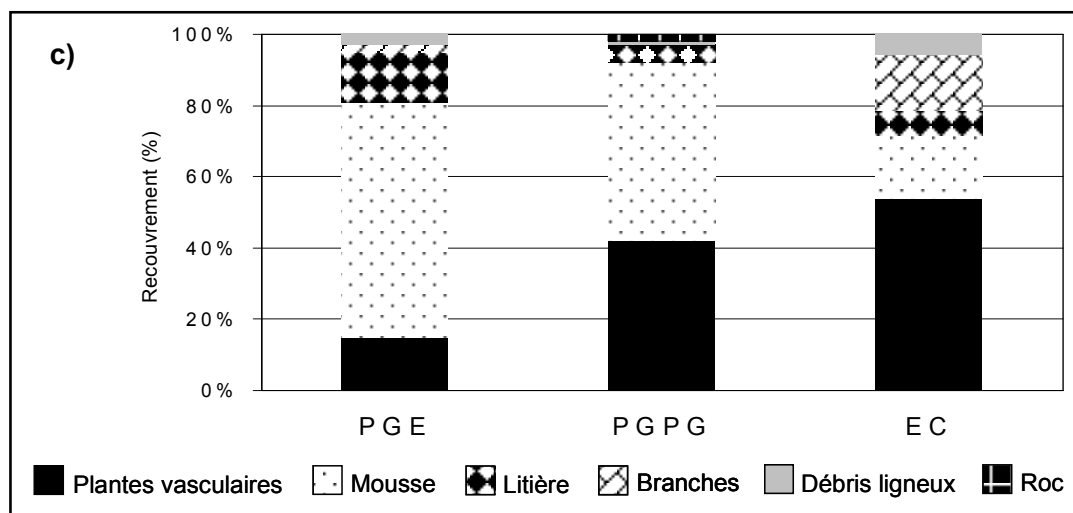


Figure 3.15c Dominance dans la composition du sous-bois dans les vieux peuplements provenant de l'Abitibi.

La variance expliquée par l'axe 1 de l'analyse des correspondances (Figure 3.14) est de 21% et de 15% pour l'axe 2. Des analyses de variance ont été menées sur les coordonnées des sites pour les deux premiers axes de l'analyse des correspondances entre divers types de peuplements (ÉC, PGE, PGPG). Ces analyses montrent des différences significatives entre les différents traitements sur le deuxième axe alors qu'ils ne se démarquent pas de façon significative sur le premier axe. La différence se trouve entre la composition du sous-bois des peuplements éclaircis est différente de celle des vieux peuplements de pins gris purs et mélangés (Tableau 3.9). Toutefois, les résultats de la corrélation de Spearman entre le couvert forestier et les axes révèlent un effet significatif pour les deux axes. La force de la relation est de -0,49 pour l'axe 1 et de 0,56 pour l'axe 2 ce qui signifie que le couvert forestier est plus ouvert à droite de l'axe 1 et au bas de l'axe 2 et qu'il est plus fermé à gauche et en haut. Ces résultats mettent en évidence des zones distinctes dans l'ordination qui sont définies de façon visuelle et qui expliquent la situation des différents types de peuplements et les espèces de sous-bois retrouvées.

Tableau 3.9 Analyse de variance avec tests de comparaisons multiples effectués sur la composition du sous-bois entre les peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi et les vieux peuplements provenant de l'Abitibi et Coefficient de Spearman représentant la force de la relation entre l'axe et le couvert forestier

Variables	Comparaisons	MS	p	MSE	Coefficient de Spearman (R^2) *	p **
axe 1	ÉC vs. PGE	62,8587	0,116	4,7946	-0,49	0,025
	ÉC vs. PGPG	75,4381	0,087			
axe 2	ÉC vs. PGE	473,2000	< 0,001	4,0607	0,56	0,009
	ÉC vs. PGPG	177,4500	0,004			

MS = Variance, MSE = Écart-type de l'échantillon, * = Corrélation entre la densité du couvert forestier et les axes, ** = Niveau de signification de la corrélation fixé à 0,025.

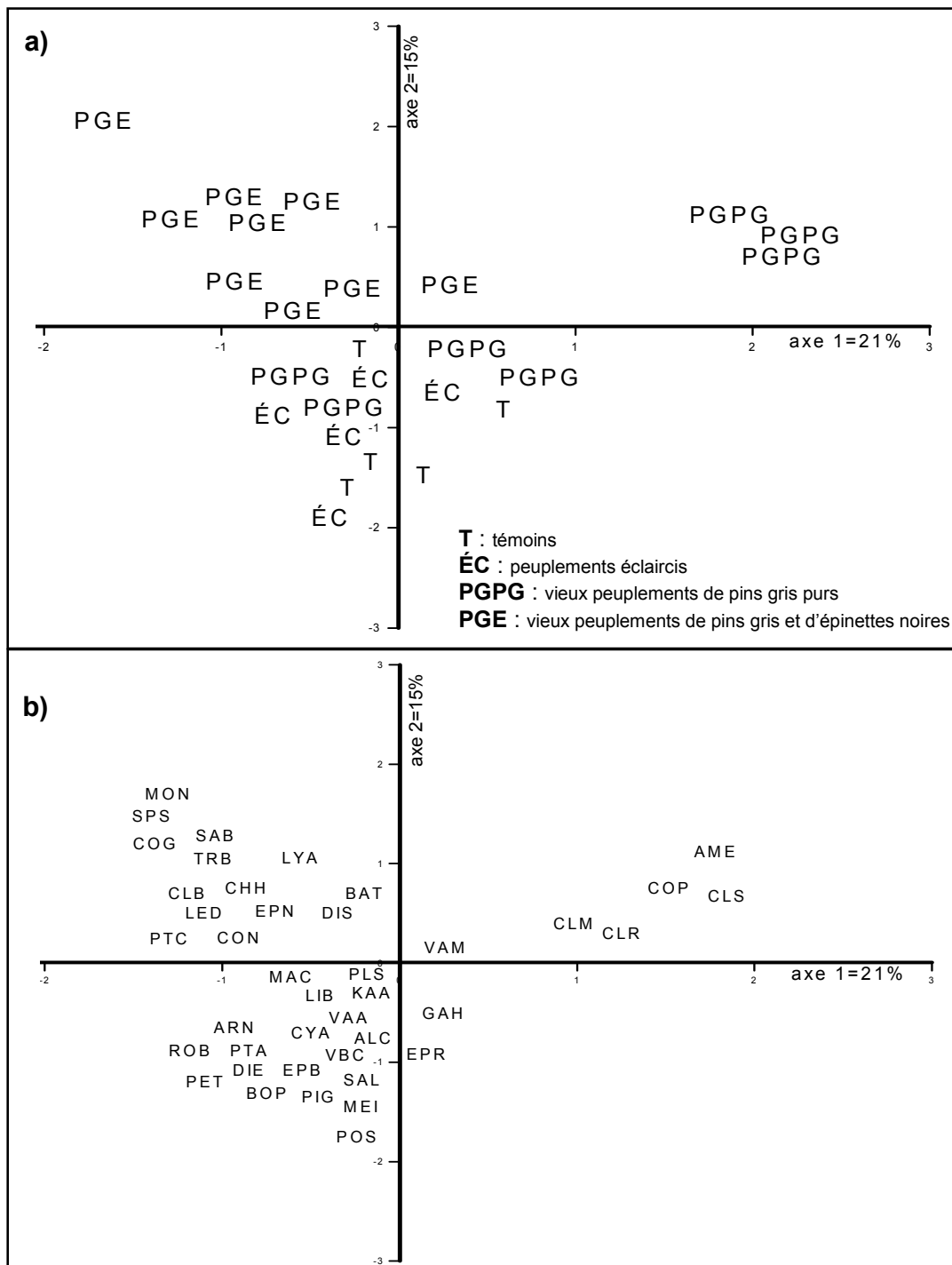


Figure 3.16 Analyses des correspondances a) des différents types de peuplements et b) des espèces retrouvées dans les peuplements.

(Les noms complets des espèces sont présentés à l'annexe F.)

La première zone se situe à gauche de l'axe 1 et en haut de l'axe 2, là où l'on retrouve des conditions de milieux fermés et de sols frais (Figure 3.14 a). La majorité des vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés se retrouvent dans cette zone et ils forment un groupe indépendant. Ce type de milieu favorable au développement des épinettes et des espèces du groupe des **Avoiders** et c'est ce que la Figure 3.14 b illustre. D'ailleurs, le calcul des valeurs indicatrices l'a confirmé : *Picea mariana*, *Abies balsamea*, *Dicranum*, *Ledum groenlandicum*, *Gaultheria hispidula*, *Bazzania trilobata* et *Sphagnum* sont des espèces intimement associées aux vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés (Tableau 3.10). Les espèces d'herbes comme *Cornus canadensis*, *Maianthemum canadense* et *Trientalis borealis* caractérisent aussi le sous-bois de milieu fermé (Figure 3.14 b) et font aussi parties des espèces indicatrices (Tableau 3.10).

La deuxième zone se retrouve à l'extrême droite de l'axe 1 et elle est caractérisée par un sol sec (Figure 3.14 a). On y retrouve des vieux peuplements de pins gris purs dans lesquels de grandes ouvertures dans le couvert forestier et un assèchement du sol ont été remarqués lors des relevés de terrain. Lorsqu'on vérifie les plantes de sous-bois qui sont associées à cette zone (Figure 3.14 b), on constate la présence de *Cladina stellaris*, *Cladina rangiferina*, *Cladina mitis* (les trois sont des **Invaders**) et *Comptonia peregrina* (**Endurers**) qui sont des espèces indicatrices des conditions de surface relativement sèches du sol forestier. Les valeurs indicatrices dévoilent aussi que ce sont des espèces associées à ces vieux peuplements en plus de *Vaccinium myrtilloides* (**Endurers**), *Gaultheria procumbens* (**Endurers**), *Dicranum* (**Avoiders**) et *Bazzania trilobata* (**Avoiders**) (Tableau 3.10). Les deux dernières espèces sont en fait associées aux deux types de vieux peuplements. Il faut spécifier que ce ne sont pas tous les vieux peuplements de pins gris purs qui se retrouvent dans cette zone, car on remarque qu'il existe une grande variabilité entre ces peuplements.

La troisième zone est située au bas de l'axe 2 et c'est à cet endroit que les peuplements éclaircis, les témoins et l'autre partie des vieux peuplements de pins gris purs se situent pour former un groupe distinct (Figure 3.14 a). On y retrouve des espèces de milieux ouverts tels *Populus tremuloides*, *Betula papyrifera*, *Salix*, *Pteridium aquilinum* (**Endurers**) et *Diervilla*

lonicera (**Enduriers**) (Figure 3.14 b). Contrairement aux vieux peuplements, peu d'espèce sont associées uniquement aux peuplements éclaircis : *Vaccinium angustifolium* (**Enduriers éricacées**), *Melampyrum lineare* (**Invaders**) et *Salix* (Tableau 3.10).

Les conditions qui règnent dans les peuplements éclaircis semblent donc se rapprocher davantage de celles rencontrées dans les vieux peuplements de pins gris purs et dans les témoins ce qui veut dire que la composition du sous-bois des peuplements éclaircis est très différente de celle des vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés ($p < 0,001$).

Tableau 3.10 Liste des valeurs indicatrices des espèces en fonction du type de peuplement (ÉC du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi et les vieux peuplements provenant de l'Abitibi)

Types de peuplements / Espèces		ÉC	PgPg	PgE	p
<i>Vaccinium angustifolium</i>	Ait.	45	11	12	0,001
<i>Melampyrum lineare</i>	Desr.	29	0	0	0,001
<i>Salix</i> spp.	L.	11	0	0	0,005
<i>Vaccinium myrtilloides</i>	Michx.	17	42	22	0,001
<i>Gaultheria procumbens</i>	L.	4	21	0	0,001
<i>Dicranum</i> spp.	Hedw.	5	37	35	0,001
<i>Cladina mitis</i>	(Sandst.) Hustich	0	10	2	0,001
<i>Cladina rangiferina</i>	(L.) Nyl.	7	28	5	0,001
<i>Cladina stellaris</i>	(Opiz) Brodo	1	36	0	0,001
<i>Bazzania trilobata</i>	(L.) S.F. Gray	0	23	22	0,001
<i>Comptonia peregrina</i>	(L.) Coulter.	1	7	0	0,037
<i>Abies balsamea</i>	(L.) Mill.	0	0	22	0,001
<i>Picea mariana</i>	(Mill.) BSP	2	0	38	0,001
<i>Ledum groenlandicum</i>	Retzius.	0	1	26	0,001
<i>Clintonia boreale</i>	(Ait.) Raf.	0	0	11	0,003
<i>Gaultheria hispidula</i>	(L.) Mühl. ex Bigel.	2	0	25	0,001
<i>Coptis groenlandica</i>	(Oeder) Fern.	1	0	9	0,010
<i>Cornus canadensis</i>	L.	7	2	24	0,002
<i>Trientalis boreale</i>	Raf.	0	0	5	0,048
<i>Sphagnum</i> spp.		0	0	6	0,043

3.3.2 Richesse et diversité alpha et bêta

La richesse en espèces a tendance à être plus élevée dans les peuplements éclaircis que dans les témoins (Tableau 3.11). Toutefois, les résultats des analyses de variance révèlent que les différences de moyennes ne sont pas statistiquement significatives (Tableau 3.12). On remarque la même tendance pour ce qui est de l'indice de diversité de Shannon. Cependant, les analyses indiquent qu'il existe une différence significative entre les peuplements traités et les témoins. Finalement, on constate que les indices de régularité de Pielou sont très semblables entre les trois traitements. Les analyses de variance montrent en effet qu'il n'y a pas de différence significative entre eux au niveau de l'équitabilité, c'est-à-dire que les espèces sont présentes dans une proportion semblable dans les trois traitements.

La diversité bêta a été exprimée par l'inverse de l'indice de similarité (1 – indice de Steinhaus) de façon à ce que l'échelle indique que plus la valeur est élevée, plus la diversité bêta est grande (Tableau 3.11). On peut voir que les valeurs sont très similaires entre les peuplements traités et les témoins, c'est pourquoi les analyses de variance ne montrent pas de différences significatives (Tableau 3.12). Pour ce qui est de la diversité à l'intérieur des peuplements éclaircis, aucune différence significative n'a été trouvée entre les bandes et les sentiers pour les mesures de diversités alpha et bêta (Tableau 3.12).

Tableau 3.11 Diversité Alpha et Bêta avec écart-type pour le sous-bois des traitements et localisations des peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi et des vieux peuplements provenant de l'Abitibi

Diversité Alpha	RÉCA						VPA	
	fort	modéré	témoin	ÉC	bande	sentier	PGE	PGPG
Richesse en espèces (S)	5,61 ± 0,60	6,4 ± 1,16	5,08 ± 0,56	6,01 ± 0,80	6,23 ± 1,07	5,79 ± 1,07	7,37 ± 1,74	6,95 ± 0,87
Indice de diversité de Shannon (H)	2,10 ± 0,19	2,35 ± 0,23	1,97 ± 0,22	2,23 ± 0,18	2,28 ± 0,26	2,17 ± 0,26	2,41 ± 0,41	2,54 ± 0,21
Indice de régularité de Pielou (R)	0,86 ± 0,03	0,90 ± 0,01	0,84 ± 0,08	0,88 ± 0,02	0,88 ± 0,04	0,88 ± 0,03	0,86 ± 0,05	0,92 ± 0,03
Diversité Beta	RÉCA						VPA	
	fort	modéré	témoin	ÉC	bande	sentier	PGE	PGPG
1 - Indice de similarité (S ₁₇)	0,44 ± 0,11	0,40 ± 0,04	0,39 ± 0,12	0,42 ± 0,07	0,42 ± 0,09	0,43 ± 0,09	0,47 ± 0,10	0,30 ± 0,12

Tableau 3.12 Analyse de variance avec tests de comparaisons multiples effectués sur la diversité Alpha et Bêta du sous-bois de la localisation des quadrats (bande vs sentier) et des traitements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi

Variables	Comparaisons	MS	p	MSE	Effet	MS	p	MSE
Diversité Alpha:								
Richesse en espèce (S)	T vs. EC	2,8908	0,059	0,8182	Localisation	0,9570	0,146	0,6076
	F vs. M	1,5504	0,154		trait. x loc.	0,9570	0,146	
Indice de diversité de Shannon (H)	T vs. EC	0,1045	0,050	0,1480	Localisation	0,0580	0,102	0,1304
	F vs. M	0,0799	0,080		trait. x loc.	0,0657	0,085	
Indice de régularité de Pielou (R)	T vs. EC	0,0255	0,172	0,1101	Localisation	< 0,0001	0,864	0,0183
	F vs. M	0,0237	0,188		trait. x loc.	< 0,0001	0,963	
Diversité Beta:								
Indice de similarité (S_{17})	T vs. EC	0,0021	0,486	0,0626	Localisation	0,0005	0,648	0,0493
	F vs. M	0,0053	0,279		trait. x loc.	0,0059	0,158	

MS = Variance, MSE = Écart-type de l'échantillon.

Au tableau 3.11, on peut voir que la richesse et la diversité de Shannon semblent être plus élevées dans les vieux peuplements que dans les peuplements éclaircis. Cependant, les résultats des différentes analyses statistiques indiquent qu'il n'y a pas de différences significatives entre eux (Tableau 3.13). Les indices de régularité de Pielou sont très semblables entre les types de peuplements, c'est pourquoi aucune différence significative n'est détectée quant à l'équitabilité. Pour la diversité bêta, on remarque que c'est dans les vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés qu'elle est la plus élevée et qu'elle est la plus faible dans les vieux peuplements de pins gris purs (Tableau 3.11). Celle des peuplements éclaircis se rapproche davantage des vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés, mais on ne retrouve pas de différence significative (Tableau 3.13). On a vu que l'éclaircie a permis d'accroître les diversités par rapport aux témoins (les différences ne sont pas toujours significatives), elle a donc aidé les peuplements traités à se rapprocher plus rapidement des diversités retrouvées dans les deux types de vieux peuplements.

Tableau 3.13 Analyse de variance avec tests de comparaisons multiples effectués sur la diversité Alpha et Bêta du sous-bois des peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi et des vieux peuplements provenant de l'Abitibi

Variables	Comparaisons	M S	p	MSE
Diversité Alpha :				
Richesse en espèce (S)	É C vs. P G E	5,9812	0,080	1,3161
	É C vs. P G P G	2,6109	0,235	
Indice de diversité de Shannon (H)	É C vs. P G E	0,1128	0,295	0,3113
	É C vs. P G P G	0,2798	0,107	
Indice de régularité de Pielou (R)	É C vs. P G E	0,0021	0,254	0,0390
	É C vs. P G P G	0,0035	0,149	
Diversité Beta :				
Indice de similarité (S ₁₇)	É C vs. P G E	0,0084	0,390	0,1042
	É C vs. P G P G	0,0436	0,060	

MS = Variance, MSE = Écart-type de l'échantillon.

3.4 Régénération

3.4.1 Composition et densité de la régénération

3.4.1.1 Réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi

Lors du premier inventaire en 1999, on observe que la densité de semis est plus élevée dans les témoins que dans les éclaircies (Figure 3.15 a) et ce, de façon significative (Tableau 3.14) et qu'il n'existe aucune différence significative entre le traitement fort et modéré (Tableau 3.14). La composition de la régénération est principalement dominée par l'épinette noire pour les trois traitements (plus de 90%). Deux autres espèces sont présentes dans des proportions beaucoup plus faibles, soit le sapin baumier (entre 1% et 9%) et le bouleau à papier (entre 1% à 3 %).

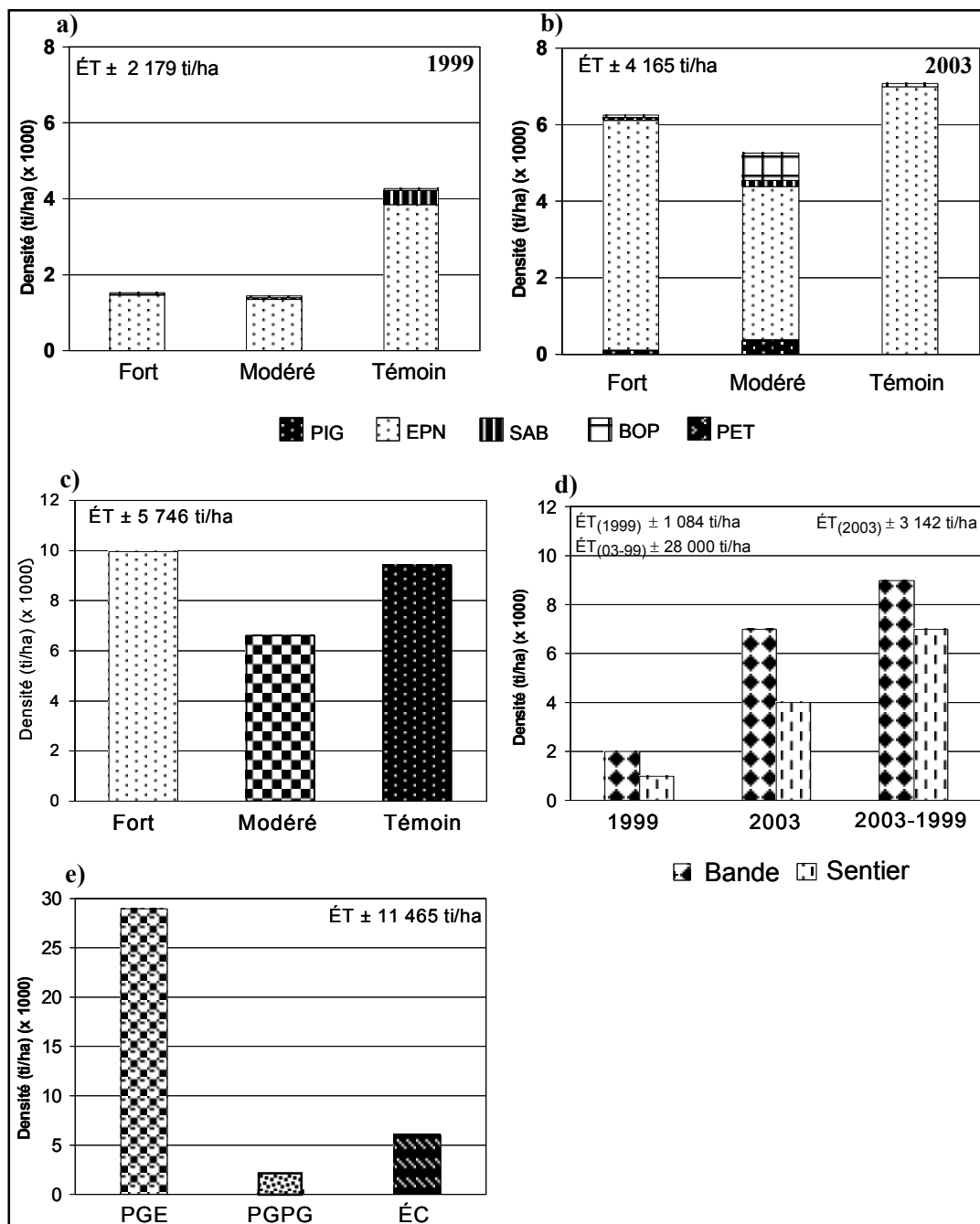


Figure 3.17 Densité de la régénération dans les peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi (a) en 1999, (b) en 2003, (c) augmentation de la densité pour la période de cinq ans, (d) par localisation et (e) densité dans les vieux peuplements provenant de l'Abitibi.

(ÉT=Écart-type de la population).

Tableau 3.14 Analyse de la variance avec test de comparaison multiple effectuée sur la densité de la régénération dans le réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi en 1999, 2003 et sur la différence pour la période de cinq ans et analyse de la variance sur l'effet de la localisation

Variables	Comparaisons	MS	p	MSE	Effet	MS	p	MSE
Densité en 1999 [†]	T vs. ÉC	0,4907	0,056	0,3136	Localisation	0,0581	0,198	0,1718
	F vs. M	0,0004	0,950		traitement x localisation	0,0116	0,548	
Densité en 2003 [†]	T vs. ÉC	0,0562	0,612	0,4496	Localisation	0,4230	0,098	0,3473
	F vs. M	0,0050	0,879		traitement x localisation	0,0343	0,608	
Densité en 2003 - 1999	T vs. ÉC	0,6939	0,861	4,5964	Localisation	3,9383	0,273	1,6875
	F vs. M	4,4723	0,658		traitement x localisation	0,0383	0,911	

[†] = Valeurs sont transformées par la racine carrée, MS = Variance, MSE = Écart-type de l'échantillon.

On remarque que cinq ans après le traitement (Figure 3.15 b), il n'y a plus de différence significative entre les trois traitements (Tableau 3.14). Le nombre de semis dans les peuplements éclaircis a pratiquement atteint celui retrouvé dans les témoins. L'épinette noire est toujours l'espèce dominante de la régénération (96% dans forte, 76% dans modérée et 99% dans témoins). La proportion du sapin baumier a diminué dans les témoins tandis qu'elle a augmenté dans les peuplements éclaircis. Le bouleau à papier voit également son importance augmenter dans les peuplements éclaircis mais aussi dans les peuplements témoins. Un fait intéressant est à noter dans le cas des peuplements traités, soit l'apparition du pin gris comme espèce en régénération (2% dans forte et 7% dans modérée).

La différence entre le nombre de semis en 1999 et 2003 permet de confirmer qu'il y a eu une augmentation de la densité de la régénération pour les trois traitements pendant la période de quatre ans (Figure 3.15 c). Toutefois, cet accroissement étant semblable pour les trois traitements, aucune différence significative n'a été mise en évidence (Tableau 3.14). Les résultats de la corrélation entre le couvert forestier et le nombre de semis en 2003 révèlent qu'il n'existe pas de relation linéaire significative (Tableau 3.15).

Tableau 3.15 Coefficients de corrélation de Pearson entre le couvert forestier et la densité de semis totale et par espèce pour l'ensemble des éclaircis, les quadrats localisés dans les bandes et ceux dans les sentiers

Variables	Sans localisation (n = 20)		Localisation bande (n = 10)		Localisation sentier (n = 10)	
	Coefficient de Pearson (r)	p	Coefficient de Pearson (r)	p	Coefficient de Pearson (r)	p
Régénération totale	0,374	0,104	0,411	0,238	0,240	0,505
Pin gris	-0,095	0,689	-0,052	0,886	-0,045	0,901
Épinette noire	0,232	0,324	0,293	0,411	0,069	0,850
Sapin baumier	0,056	0,814	0,015	0,967	0,033	0,928
Peuplier faux-tremble	-0,239	0,311	-0,361	0,306	-0,105	0,773
Bouleau à papier	0,024	0,920	0,391	0,264	-0,024	0,948

Suite au traitement d'éclaircie en 1999, on remarque que la densité de la régénération dans la bande est un peu plus élevée que la densité dans le sentier (Figure 3.15d). Les résultats de l'analyse ne montre cependant pas d'effet significatif de la position sur le nombre de semis (Tableau 3.14). Cinq ans après l'éclaircie, on constate qu'il n'y a toujours pas de différence significative entre les deux localisations mais la densité de la régénération dans la bande demeure toujours plus élevée. Les mêmes tendances sont observées quant aux résultats de la différence entre le nombre de semis en 1999 et 2003. Les résultats de la corrélation entre le couvert forestier et le nombre de semis en 2003 par localisation montrent encore une fois qu'il n'existe pas de relation linéaire significative (Tableau 3.14).

3.4.1.2 Vieux peuplements et peuplements éclaircis

La densité de la régénération dans les vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés est très élevée (Figure 3.15 e) et une différence significative a été observée entre ces peuplements et ceux d'éclaircies (Tableau 3.16). Pour les vieux peuplements de pins gris purs, on remarque que la densité de la régénération est plus faible que celle des peuplements éclaircis (Figure 3.15 e) mais il n'y a aucune différence significative (Tableau 3.16). La densité de la régénération des peuplements éclaircis est donc plus semblable à celle des témoins qu'à celle des vieux peuplements. La composition de la régénération des vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés est dominée par deux espèces :

l'épinette noire à 66% et le sapin baumier à 34%. L'épinette noire est également l'espèce dominante de la régénération des vieux peuplements de pins gris purs (77%) et contrairement aux autres peuplements, le pin gris est ici la deuxième espèce la plus importante du peuplement avec une proportion de 23%.

Tableau 3.16 Analyse de la variance avec test de comparaison multiple effectuée sur la densité de la régénération dans le réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi en 2003 et dans les vieux peuplements provenant de l'Abitibi

V a r i a b l e s	C o m p a r a i s o n s	M S	p	M S E
D e n s i t é e n 2 0 0 3 [†]	É C v s . P G E	9,7826	0,006	0,9990
	É C v s . P G P G	1,7996	0,196	

[†] = Valeurs sont transformées par la racine carrée, MS = Variance, MSE = Écart-type de l'échantillon.

4. DISCUSSION

Après avoir examiné les résultats de cette étude, il est maintenant possible d'expliquer comment le traitement d'éclaircie influence les différentes caractéristiques des peuplements. On pourra déterminer, par la suite, si l'éclaircie a permis d'accélérer le développement des attributs en recréant la dynamique naturelle de façon à ce que les indicateurs biologiques des peuplements traités se rapprochent de ceux des vieux peuplements naturels de pins gris.

4.1 Effets de l'éclaircie commerciale sur les différents indicateurs

L'éclaircie a changé la structure des peuplements, car elle a modifié la densité et la distribution diamétrale des tiges. Ces modifications ont engendré une augmentation de la surface terrière dans les peuplements du RÉCA. Stoneman *et al.* (1996) ont aussi observé cette hausse. Les nouvelles conditions environnementales retrouvées dans les peuplements éclaircis permettent d'expliquer cet accroissement en surface terrière. L'éclaircie engendre d'abord une réduction de la surface foliaire du peuplement (Stoneman *et al.*, 1996). Par la suite, les arbres répondent par une augmentation de leur biomasse foliaire (Brix, 1983; Yang, 1998; Stoneman *et al.*, 1996; Baldwin *et al.*, 2000) et de leur capacité de production par unité de feuillage (rendement du houppier) des tiges résiduelles (Brix, 1983; Pouderoux *et al.*, 2001). Ces deux réponses peuvent être engendrées par une augmentation de la lumière (Harrington et Edwards, 1999), une augmentation des températures moyennes dans le peuplement, une réduction de la durée et de la sévérité des périodes de tensions hydrique (Stoneman *et al.*, 1996; Harrington et Edwards, 1999; Stone *et al.*, 1999) ou par une amélioration de la nutrition (Velasquez-Matinez *et al.*, 1992). En effet, dans les régions à climat relativement froid, la décomposition de la couche d'humus peut s'accélérer suite à

l'apparition de ces nouvelles conditions, ce qui libère des éléments nutritifs et permet ainsi le réapprovisionnement du capital nutriment de sol (Kimmins, 1977). La coupe partielle permet donc d'allouer à un nombre restreint d'individus, les arbres résiduels, les ressources disponibles d'un site. De leur côté, les peuplements de la DRF n'ont pas connu d'augmentation en surface terrière. Ce résultat en apparence contradictoire est probablement dû à l'approche opérationnelle utilisée pour faire le traitement entre les placettes de la DRF et celles du RÉCA. Dans le dispositif de la DRF (approche opérationnelle), pour une éclaircie de 30%, uniquement 15% de la récolte se fait de manière sélective, l'autre moitié est consacrée à la confection des sentiers de débardages. Un prélèvement initial beaucoup moins important dans ces peuplements et la coupe des arbres marchands seulement ont probablement apporté de moins grands changements en ce qui concerne les conditions de sites. Les résultats d'éclaircies de Zarnovican *et al.* (2001) réalisées en pessière noire et en sapinière ont montré qu'une éclaircie de 15% était insuffisante pour stimuler la croissance des tiges résiduelles. De plus, une étude sur la dynamique des pessières noires boréales a montré l'existence d'une autoéclaircie qui affecte principalement les tiges de dimensions non marchandes lorsque ces peuplements atteignent la maturité (Lussier *et al.*, 2002). Les éclaircies réalisées dans le RÉCA reproduisent donc mieux ce processus naturel d'autoéclaircie que celles du projet de la DRF. En effet, le dispositif du RÉCA a prélevé dans ces peuplements une certaine quantité de gaules qui n'ont pas été récoltées dans l'autre projet où seules les tiges marchandes étaient coupées.

Nos résultats ont montré que l'éclaircie a engendré une augmentation du diamètre moyen des tiges. Cette hausse est due au type de traitement effectué dans ce projet, c'est-à-dire une éclaircie par le bas. Cette opération consiste à enlever des tiges dans l'étage dominé afin de favoriser celles de l'étage dominant. De son côté, les peuplements témoins présentent un grand taux de mortalité chez les petites tiges de pins gris dû au phénomène naturel de l'autoéclaircie qui s'est produit. Comme l'ont mentionné Fridman et Walheim (2000), lorsque l'éclaircie se concentre sur le prélèvement de la mortalité imminente, elle accélère la maturité structurale en augmentant le diamètre moyen des tiges. Hansen *et al.* (1991) ont aussi observé une augmentation des classes de dimensions des espèces compagnes après le traitement d'éclaircie commerciale. Ils ont également conclu, tout comme Buongiorno *et al.*

(1994), que les coupes partielles dans des peuplements de première cohorte permettent d'augmenter la diversité structurale. Après le traitement d'éclaircie, la diversité structurale des peuplements n'a pas été modifiée de façon significative comme l'ont noté Stoneman *et al.* (1996) et Deal (2001). Ceux-ci ont observé que la baisse des indices de diversité observée dans la strate supérieure après éclaircie a été compensée dans le temps par une croissance d'individus qui occupaient la strate intermédiaire au moment de l'étude et qui ont été conservés lors de la récolte. Cinq ans après le traitement, une augmentation de la densité des petites classes de diamètre a en effet été enregistrée dans les peuplements de la DRF. L'ensemble des résultats n'a cependant pas démontré que le traitement avait favorisé de façon significative la diversité structurale des peuplements. Un délai plus long aurait peut-être permis un accroissement significatif des petites classes de diamètre de manière à ce que la diversité des structures soit plus élevée dans les peuplements éclaircis. Bien qu'aucun impact négatif n'ait été observé à l'échelle du peuplement, une attention particulière doit être apportée quant aux résultats sur l'ensemble des peuplements. On constate que le traitement a uniformisé la structure des peuplements. Donc, la généralisation de cette pratique pourrait comporter un risque d'homogénéisation de la structure des peuplements étant donné les plus faibles différences de structures des peuplements traités que ce que ne montrent les peuplements naturels. En effet, les peuplements naturels (témoins) ont une grande variabilité entre eux quant à la composition et à la structure. La prudence est donc de mise quant à son utilisation afin d'éviter de refaire ce qu'on a fait avec l'éclaircie pré-commerciale et son utilisation à grande échelle. En fait, l'éclaircie pré-commerciale telle que prescrite actuellement, tend à uniformiser la composition et la structure à l'échelle des peuplements et des paysages forestiers (Leblanc et Bélanger, 2000).

Le traitement d'éclaircie a apporté une concentration de débris ligneux frais au sol, telle que prédite par la littérature (Siitonen *et al.*, 2000; Haeussler *et al.*, sous-pressé; Ministère des Ressources naturelles du Québec, 2002a). Ces débris sont des résidus de coupe qui proviennent du système de récolte en bois court qui laisse sur le parterre forestier les branches et les houppiers. Cependant, il faut préciser que ces quantités sont souvent très faibles comparées à celles produites par les perturbations naturelles (Sippola *et al.*, 1998). En plus, les résultats ont montré que le bois mort qui a été généré est de petite et de moyenne

taille. Ce problème a été observé par d'autres auteurs (Steventon et Major, 1982; McComb et Lindenmayer, 1999) et d'après l'étude de Siitonen *et al.* (2000), la proportion moyenne des troncs à fort diamètre n'est que de 8%. Il est vrai qu'avec le temps ces débris ligneux deviendront plus décomposés, mais leur dimension sera toujours trop petite pour servir d'habitat à la faune et comme apport au cycle des nutriments du sol. Alors, toutes les espèces associées à la présence de gros arbres, comme certains mammifères et certaines espèces d'oiseaux, sont donc susceptibles d'être perturbées négativement par le traitement (Halpern et Spies, 1995; Angelstam et Pettersson, 1997). Les résultats ont montré que le traitement avait engendré une forte diminution de la densité des chicots secs, tel qu'observés par Steventon et Major (1982), Siitonen *et al.* (2000) et Haeussler *et al.* (sous-presse). En fait, l'éclaircie commerciale vise l'élimination des arbres ayant le plus de chance de mourir, c'est-à-dire ceux qui sont supprimés et les moins vigoureux, pour maintenir les peuplements en dessous de la zone de mortalité induite par la compétition (Hansen *et al.*, 1991; Ministère des Ressources naturelles du Québec, 2002b; Krankina *et al.*, 2002). Même si l'éclaircie va créer, de façon non intentionnelle, des chicots résultants de blessures faites aux arbres résiduels lors de la récolte, ceux-ci seront peu nombreux (Haeussler *et al.*, sous-presse). Pour ce qui est du bois mort plus décomposé, le traitement n'a pas causé d'impacts négatifs. En fait, les quantités retrouvées dans cette classe de décomposition sont relativement faibles. C'est le stade de développement des peuplements qui explique ce fait. La période de 55 à 70 ans est celle où l'on retrouve la plus petite quantité de débris ligneux décomposés dans les peuplements, ce qui est compatible avec le taux de décomposition des billes de pin gris (Brais *et al.*, sous-presse).

Les résultats de cette étude ont démontré que l'éclaircie commerciale a entraîné un changement dans la dominance de la composition de la végétation de sous-bois. Ce changement a aussi été détecté par Alaback et Herman (1988). La composition et la structure de la végétation de sous-bois sont principalement déterminées par les conditions abiotiques rencontrées dans les peuplements. Donc, les changements observés après la récolte forestière résultent, la plupart du temps, des modifications que cette perturbation a provoqué sur les facteurs abiotiques (De Grandpré *et al.*, 2002). L'ouverture du couvert forestier entraîne une augmentation de l'ensoleillement au sol, ce qui se traduit par une élévation des températures

de l'air ambiant et du sol (Stoneman et Dell, 1993; Brosofske *et al.*, 1997; De Grandpré *et al.*, 2002). L'activité microbienne du sol s'en trouve à ce moment favorisée, ce qui cause une augmentation du taux de décomposition et de la disponibilité en éléments nutritifs (Keenan et Kimmins, 1993). Les conditions hydrologiques sont également modifiées (Brosofske *et al.*, 1997), ce qui explique qu'il existe une association directe entre la composition du sous-bois et l'intensité de la perturbation (Brosofske *et al.*, 1997; Deal, 2001). Certains groupes de plantes seront favorisés au détriment de d'autres lors de perturbations, cela dépendra de leur capacité à faire face à différents niveaux de sévérité de perturbation des sols forestiers (Rowe, 1983), et à exploiter les ressources environnementales (lumière et nutriments) disponibles suivant la perturbation (Chapin et Van Cleve, 1981). Nos résultats indiquent que l'éclaircie commerciale a engendré une augmentation des plantes vasculaires, principalement du groupe des Enduriers éricacées comme *Vaccinium myrtilloides*, et une diminution des plantes invasculaires tels que *Dicranum*, *Ptilium crista-castrensis* et *Sphagnum*. La majeure partie des Enduriers est habituellement observée après des perturbations du sol forestier de sévérité basse ou modérée. Ces espèces possèdent un certain degré de plasticité dans leur capacité à exploiter la lumière et les éléments nutritifs de leur environnement (Nguyen-Xuan *et al.*, 2000). Plusieurs études ont montré qu'une coupe de basse intensité favorise le développement des Enduriers éricacées préétabli comme *Cassandra calyculata*, *Ledum groenlandicum*, et *Vaccinium myrtilloides* (Brumelis et Carleton, 1989; Nguyen-Xuan *et al.*, 2000; Haeussler *et al.*, 2002, Harvey et Brais, 2002) ou la persistance des bryophytes (Avoiders) tels que *Dicranum*, *Hylocomium splendens*, *Pleurozium shreberi*, *Ptilium crista-castrensis* et *Sphagnum* (Nguyen-Xuan *et al.*, 2000; Jalonen et Vanha-Majamaa, 2001; Haeussler *et al.*, 2002). Ces espèces du groupe des Avoiders exigent souvent des conditions d'établissement ou de croissance associées à des milieux fermés où l'on retrouve une faible luminosité, des sols plus frais et plus humides. Ces espèces de plantes ne survivent qu'à de très faibles perturbations (Nguyen-Xuan *et al.*, 2000; Haeussler *et al.*, 2002). Comme l'ont mentionné Haeussler *et al.* (sous-press), ces effets auront probablement diminué après quelques années lorsque les couches de mousses se reconstitueront. La baisse du pourcentage de recouvrement des plantes invasculaires observée après la coupe d'éclaircie n'a toutefois pas été suivie d'une disparition d'espèces dans les peuplements traités. D'autres études ont également observé ce phénomène (Deal et Farr, 1994; Bauhus *et al.*, 2001).

L'éclaircie n'a pas été suivie d'une invasion d'espèces rudérales et exotiques. Bauhus *et al.* (2001) ont obtenu les mêmes résultats et ils l'expliquent par le faible degré de perturbation, par le fait que le sol minéral exposé ait été limité ou par la capacité de la végétation en place à faire des rejets rapidement après la perturbation. Les résultats de l'étude ont cependant indiqué qu'un site avait été plus perturbé que les autres et qu'il y avait présence d'espèces de milieux perturbés, telles celles du genre *Gramineae*. Thomas *et al.* (1999) ont remarqué que la réponse des graminées était positive à l'éclaircie. Halpern (1988) a découvert qu'une perturbation très intense favorisait l'invasion des espèces rudérales et pionnières. Selon Griffis *et al.* (2001) et Haeussler *et al.* (2002), les herbacés exotiques ont augmenté en richesse et en abondance en réponse à l'intensification du traitement. D'après une étude de Brumelis et Carleton (1989) effectuée dans les forêts d'épinette noire du nord-est de l'Ontario, la coupe forestière d'intensité élevée a favorisé l'établissement d'un certain nombre d'herbacées, de carex et de grands arbustes dont *Calamagrostis canadensis*, *Carex canescens*, *Epilobium angustifolium* et *Salix discolor*. D'après Harvey *et al.* (1995), le type de dépôt influence directement l'abondance des espèces rudérales et exotiques. Les peuplements sur dépôts argileux, riches en nutriments, présentaient une plus grande abondance de ce type d'espèces que ceux sur dépôt sablonneux (faible en nutriments) pour un même traitement.

Les espèces indicatrices associées aux éclaircies sont des espèces du groupe des Enduriers, des Enduriers éricacées et des AVOIDERS. L'éclaircie n'a donc pas favorisé un groupe de plantes précis (de Rowe) qui est ressorti comme indicateur du traitement. De plus, aucune espèce de mousses n'a été définie comme espèce indicatrice des sites témoins. Les mousses étaient plus abondantes dans les peuplements témoins, mais elles n'y étaient pas restreintes. En effet, elles étaient aussi présentes dans les peuplements éclaircis. Halpern et Spies (1995) ont suggéré de conserver un couvert forestier afin d'assurer le maintien des espèces de plantes qui en sont dépendantes et qui sont sensibles aux fortes perturbations. De plus, on doit noter que les valeurs indicatrices étaient plutôt faibles (entre 0 et 39), ce qui signifie qu'aucune espèce n'a été présente dans tous les sites d'un seul traitement (témoins ou éclaircie). L'éclaircie réalisée dans cette étude peut-être considérée comme une perturbation de faible intensité qui n'a engendré qu'un changement dans la dominance des espèces du sous-bois.

La modification dans la composition du sous-bois qui a été observée après l'éclaircie n'a pas engendré une grande baisse de la diversité des espèces. Les études de Haeussler et al. (2002) suggèrent, qu'en général, la composition en espèces est plus sensible aux perturbations sylvicoles que la diversité en espèces. D'après Thomas *et al.* (1999), la diversité de la végétation de sous-bois est directement liée aux manipulations sylvicoles des forêts. L'éclaircie augmente la disponibilité des ressources, ce qui stimule l'activité physiologique de la végétation du sous-bois (Harrington et Edwards, 1999). L'augmentation de l'ensoleillement sous le couvert forestier se traduit par une augmentation de la biomasse (Stanek *et al.*, 1979; Bailey et Tappeiner, 1998; Harrington et Edwards, 1999) et de la diversité du sous-bois (Harrington et Edwards, 1999). Deal (2001) et De Grandpré *et al.* (2002) ont observé que la diversité de la végétation après perturbation tend à diminuer avec l'augmentation de la sévérité de perturbation du sol forestier, tandis que Alaback et Herman (1988) ont rapporté que la diversité des espèces de sous-bois augmente avec une éclaircie légère ou modérée, mais diminue sous une forte éclaircie. (Alaback et Herman, 1988; Thomas *et al.*, 1999). Les résultats de notre étude ont montré que l'éclaircie a engendré une légère hausse de la richesse du sous-bois, mais pas de manière significative. Plusieurs études ont obtenu, suite au traitement d'éclaircie, de grandes augmentations significatives du nombre d'espèces (Alaback et Herman, 1988; Harrington et Edwards, 1999; Thomas *et al.*, 1999; Jalonen et Vanha-Majamaa, 2001). L'augmentation des ressources aurait pu réduire la diversité des plantes en favorisant la dominance de certaines espèces très compétitives (Tilman, 1982). Dans notre étude, on remarque que l'équitabilité dans les peuplements éclaircis est la même que dans les témoins, ce qui indique que l'éclaircie n'a pas favorisé quelques espèces au détriment de d'autres et qu'elle n'a pas engendré la disparition ou la réduction sévère des espèces tolérantes à l'ombre. On retrouve donc dans le sous-bois des peuplements traités une co-dominance de plusieurs espèces. Les résultats obtenus par Bauhus *et al.* (2001) et Deal (2001) sont similaires à ceux de notre étude : l'éclaircie n'a pas changé de manière significative la richesse en espèces, la diversité des associations végétales et la distribution équitable de la végétation de sous-bois.

Les valeurs élevées des indices de similarité dans les peuplements témoins et les éclaircies signifient qu'il existe une grande uniformité dans la composition du sous-bois à l'intérieur de

ces peuplements. Notre étude indique que l'éclaircie n'a pas entraîné l'homogénéisation du sous-bois. Le traitement aurait pu favoriser une espèce en particulier ou encore détruire des niches écologiques par le passage de la machinerie de façon à rendre le sous-bois semblable sur toute la superficie et par le fait même, entraîner la diminution de la diversité bêta. C'est ce qui a été remarqué par Purdon *et al.* (2004) suite à leur étude sur les impacts des coupes de récupération après feu en forêt boréale. Ils ont trouvé que cette pratique entraînait l'homogénéisation graduelle du sous-bois en réduisant le nombre global d'espèces de sous-bois. De son côté, Haeussler *et al.* (sous-pressé) ont noté qu'il y avait peu d'évidence d'une diminution de l'hétérogénéité des communautés végétales, sauf à l'échelle spatiale la plus grande, soit à l'échelle de la région.

L'épinette noire est l'espèce dominante de la régénération des témoins et des peuplements éclaircis de notre étude, avec une proportion de plus de 90%. Sur les stations à dépôt grossier (sable et till) à drainage sec à frais, le pin gris et l'épinette noire sont les espèces les plus abondantes (De Grandpré *et al.*, 2002). Dans les peuplements de pins gris, la régénération est principalement dominée par l'épinette noire (Carleton, 1982). Cette espèce possède des adaptations lui permettant de se régénérer après feu (cônes semi-sérotineux) mais elle n'en est pas dépendante comme le pin gris. En l'absence de feu, l'épinette noire a la capacité de se régénérer de façon végétative par marcottage lui permettant, entre autres, de se maintenir après un chablis (Gagnon et Morin, 2001). La flexibilité écologique de l'épinette noire lui permet de croître tant sous couvert fermé que sous ensoleillement direct. La germination est supérieure sur le sol minéral exposé, les mousses pionnières, comme *Polytrichum spp.*, et la sphaigne (Purdon *et al.*, 2002). Le pin gris présente sensiblement la même stratégie de reproduction sexuée que l'épinette noire, à la différence qu'il possède des cônes sérotineux qui s'ouvrent et libèrent les graines sous l'effet d'une chaleur très intense ou lors du passage d'un feu. Ce dernier est donc indispensable au maintien des peuplements de pin gris puisqu'il contrôle la libération des semences (Heinselman, 1981). Sa germination est semblable à celle de l'épinette noire à l'exception des sites où la sphaigne tapisse le sol (Purdon *et al.*, 2002). C'est donc sa grande intolérance à l'ombre, ses cônes sérotineux et sa préférence pour le sol minéral exposé (Bell, 1991; Gagnon et Morin, 2001) qui explique le fait qu'il n'y ait peu de régénération préétablie de pin gris dans les peuplements à l'étude.

Les résultats de cette étude ont montré que l'éclaircie a entraîné une diminution significative de la densité de la régénération immédiatement après la coupe. Cette baisse est expliquée par la mortalité directe au moment de la récolte. Une partie de la régénération préétablie est directement détruite par la machinerie forestière (Harvey *et al.*, 1995). La densité de la régénération dans les sentiers est plus faible que celle dans les bandes. Harvey et Brais (2002) ont remarqué que la coupe avec protection de la régénération et des sols avait causé une diminution de 89% de la densité de la régénération naturelle dans les sentiers. Nos résultats n'ont pas permis de montrer de différence significative entre les deux localisations. Le porteur, la machine qui transporte le bois du parterre de coupe au bord du chemin, circule strictement dans les sentiers et entraîne l'exposition du sol minéral, l'orniérage et la compaction du sol forestier. De son côté, la multifonctionnelle, la machine qui coupe, ébranche et tronçonne le bois, passe à la fois dans les sentiers et dans les bandes. Elle va créer, dans ces derniers, des passages qu'on appelle «sentiers fantômes». Cependant, lors de l'inventaire, ceux-ci n'ont pas été identifiés. Des semis ont alors pu être brisés par la tête de la machine ou encore écrasés par ses déplacements.

Cinq ans après la coupe d'éclaircie, il n'y a plus de différences significatives entre les trois traitements (T, F, M). En fait, la densité de la régénération dans les peuplements éclaircis a presque égalé celle des témoins. En plus des impacts directs, il faut rappeler que l'éclaircie entraîne des impacts indirects soit par la modification des conditions abiotiques du site. En ouvrant le couvert forestier, la lumière dans le sous-bois augmente et la température du sol aussi, les conditions hydriques sont meilleures et le sol minéral est exposé de façon à procurer de bons lits de germination. Ces changements influencent la régénération après coupe comme l'ont observé Harvey et Bergeron (1989) ainsi que Nguyen-Xuan *et al.* (2000). La germination et la croissance des semis seront alors stimulés ou inhibés, dépendamment des limites de tolérance des espèces (Klinka *et al.*, 1990; Bauhus *et al.*, 2001).

La connaissance des caractéristiques définissant chaque espèce, tels le mode de reproduction, la tolérance à l'ombre, les besoins en eau et en éléments nutritifs permet donc de comprendre comment les espèces réagiront et ainsi prédire celles qui feront parties de la régénération après coupe (Greene *et al.*, 1999). Nos résultats ont montré que l'épinette noire et le sapin

baumier, deux espèces très tolérantes à l'ombre, ont profité des nouvelles conditions pour accroître leur densité. Le recrutement du sapin baumier a aussi été remarqué dans les petites classes de diamètre dans les peuplements éclaircis. Le pin gris a aussi profité des changements pour s'installer dans les peuplements traités de notre étude. En laissant les branches et les houppiers sur le parterre de coupe, la coupe par multifonctionnelle a apporté une quantité de cônes de pin gris au sol. Les nouvelles conditions ont permis aux semences de pin gris de s'établir. Plusieurs études ont démontré que l'éclaircie favorise une plus grande survie de la régénération, l'établissement des semis (Seidel, 1983; Bailey et Tappeiner, 1998; Buongiorno *et al.*, 1994), le développement des diverses couches d'arbustes (Bailey et Tappeiner, 1998) et contribue également à un plus grand taux de croissance de la régénération (Del Rio et Berg, 1979). La coupe forestière favorise, dans certaines situations, l'envahissement par des feuillus de lumière, notamment le peuplier faux-tremble (Harvey et Bergeron, 1989). Les résultats de notre étude montrent qu'il n'y a pas eu d'enfeuillement causé par l'éclaircie mais que c'est plutôt l'installation d'une régénération résineuse qui s'est faite en sous-étage. Seidel (1983) et Bailey et Tappeiner (1998) ont constaté que l'éclaircie crée des conditions qui sont favorables à l'établissement des semis distribués de façon uniforme à travers le peuplement et non groupés en masse compacte et c'est ce que nos résultats ont montré. Dans cette étude, la régénération ne s'est pas concentrée en un endroit précis mais elle s'est plutôt distribuée à travers le peuplement, autant dans les bandes que dans les sentiers. Par conséquent, l'éclaircie se rapproche davantage du processus naturel, que la coupe avec protection de la régénération et des sols. Harvey et Brais (2002) ont indiqué que cette dernière crée une ondulation de communautés linéaires qui s'alternent, soit une bande avec une régénération très dense et un sentier avec une très faible régénération.

Il faut toutefois noter que l'augmentation de la régénération s'est produite pour les trois traitements. Donc, l'augmentation du nombre de semis dans les éclaircies n'a pas été assez grande pour être significativement différente du témoin. Une période de temps plus longue aurait peut-être permis de voir l'effet du traitement sur la régénération. Comme Krueger (1960) et Alaback et Herman (1988) l'ont mentionné, la réaction en sous-étage à la suite de l'éclaircie est très variable et dans certains cas, aucune différence n'est observable 6 et 17 ans après traitement entre les peuplements traités et témoins. C'est peut-être aussi la méthode de

récolte utilisée dans notre étude qui est en cause. En effet, la récolte par arbres tronçonnés a laissé les branches et les houppiers sur le parterre de coupe. Ceci a procuré des cônes de pin gris au sol, mais elle a aussi engendré une augmentation de l'épaisseur de la litière. Cette augmentation recouvre ainsi les microsites (Jalonen et Vanha-Majamaa, 2001), réduit l'exposition du sol minéral et la température de la surface du sol (Thomas *et al.*, 1999). De son côté, Waters *et al.* (2004) a révélé que, dans les peuplements de pins gris, la récolte par arbres entiers avait favorisé la régénération du pin gris car une plus forte perturbation de la couche de sol et de mousse était faite et une moins grande quantité de dépôt de déchets de coupe était présente comparativement à la récolte par arbres tronçonnés. On peut supposer que les branches laissées dans les sentiers et l'augmentation des éricacées (qui ont profité des nouvelles conditions) que l'on a observé ont dressé une barrière et ont pu empêcher l'établissement de semis, tel que décrit par Carleton (1982). C'est probablement ces deux raisons (la période de temps et la technique de récolte) qui expliquent qu'aucune différence significative n'a été trouvée entre les deux localisations cinq ans après le traitement.

4.2 Ressemblances entre les peuplements éclaircis et les vieux peuplements

Les résultats de cette étude indiquent que la structure et la composition des peuplements de pins gris naturels étaient très différentes selon le stade de développement des peuplements. Ce changement dans la composition et la structure des peuplements dans le temps a été observé par plusieurs auteurs (Bergeron et Dubuc, 1989; Gauthier *et al.*, 2000; Harper *et al.*, 2002; Harper *et al.*, 2003). Les résultats ont également indiqué des changements dans le temps au niveau du bois mort. Les études sur la succession naturelle des peuplements suggèrent que les causes et les taux de mortalité des arbres changent selon les phases de développement. Au tout début, il y a la mortalité induite par le feu. Ensuite, dans les jeunes peuplements, il y a la mortalité liée à l'autoéclaircie qui est causée par la compétition. Finalement, dans les vieux peuplements, il y a la mortalité naturelle individuelle (sénescence) (Lee *et al.*, 1997). Certains auteurs ont établi que la dynamique du bois mort dans les peuplements après perturbations suit souvent un modèle de succession en forme de U, où les

biomasses sont plus élevées dans les jeunes et dans les vieux peuplements (Harmon *et al.*, 1986; Clark *et al.*, 1998; Brais *et al.*, sous-presse).

Tout d'abord, on a vu que les jeunes peuplements naturels âgés en moyenne de 50 ans étaient denses, à structure équiennne et qu'ils ne contenaient pas de grosses tiges. Ces peuplements issus des feux caractérisent la première cohorte, soit la phase de début de succession. Les peuplements de pins gris sur dépôts grossiers, qui tendent à dominer pendant les quelques 75 premières années suivant le feu, décrivent cette phase (Gauthier *et al.*, 2000; Harper *et al.*, 2002). La faible quantité de grosses tiges peut être expliquée par le jeune âge des peuplements. Ensuite, on a vu que ces peuplements étaient composés d'une grande densité de chicots secs. Ce bois mort provient de la mortalité causée par la compétition, qui est caractéristique de la partie centrale de cette première phase (Harvey *et al.*, 2001). Cependant, le volume de débris ligneux présent dans ces jeunes peuplements n'était pas très important. Brais *et al.* (sous-presse) ont également observé cette période creuse dans leur étude portant sur la dynamique du bois mort dans les peuplements de pins gris. Ils ont conclu que ce stade coïncidait avec le taux de décomposition du pin gris. À ce stade, la majorité des billes de pin gris étaient entièrement décomposées.

Ensuite, l'examen des caractéristiques des plus vieux peuplements de l'étude a permis d'établir qu'il existait en fait deux groupes de vieux peuplements (Figure 3.8). Il faut savoir que ce stade de "vieille forêt" caractérise le début de la deuxième phase de développement : la cohorte deux. Durant cette phase de milieu de succession, l'âge des arbres varie de 75 à 175 ans environ (Harvey *et al.*, 2001). Notre premier groupe de vieux peuplements est âgé en moyenne de 89 ans. Ce sont majoritairement des peuplements composés de pins gris purs et on y retrouve aussi quelques peuplements de pins gris mélangés provenant des PET (Annexe K). Ces peuplements possèdent une structure plutôt irrégulière et renferment des tiges de pins gris et d'épinettes noires de différentes tailles. Contrairement aux témoins, on observe dans ces vieux peuplements des arbres à fort diamètre. On y retrouve une densité moyenne de 1333 ti/ha et une surface terrière moyenne de 23,83 m²/ha. Les densités de chicots secs retrouvées dans ces peuplements sont très élevées. Les volumes de débris ligneux au sol ne sont pas très importants car le bois mort du peuplement est encore debout sous forme de

chicots. D'après Harper et al. (2003) et Kneeshaw et Gauthier (2003), le stade de vieux peuplements débute lorsque la surface terrière d'un peuplement atteint son maximum, ce qui coïncide à peu près avec la longévité des espèces dominantes du peuplement, soit 70-100 ans pour l'épinette noire et le pin gris sur les dépôts grossiers. C'est donc à ce moment qu'on observe le début de la mortalité des arbres dominants, appelé sénescence, et le recrutement de semis dans le sous-bois (understory reinitiation) (Kneeshaw et Burton, 1998; Kneeshaw et Gauthier, 2003). Les vieux peuplements de ce groupe sont donc dans la phase de transition des peuplements, c'est-à-dire que les peuplements sont en train de passer de la première à la deuxième cohorte et qu'ils sont dans la période de sénescence. Lorsqu'on regarde les résultats de la densité de la régénération présente dans ces peuplements (échantillonnage fait dans les PgPg des VPA), on constate qu'elle est très faible. Cette faible densité de la régénération de conifères dans les peuplements de pins a aussi été constatée par plusieurs auteurs (Parent et Messier, 1995; Messier *et al.*, 1998; Waters *et al.*, 2004). Toutefois, nos résultats sur la composition du sous-bois ont montré que ces peuplements contenaient plusieurs espèces indicatrices des conditions de surface relativement sèches du sol forestier. Ces conditions de sécheresse sont défavorables à l'établissement de jeunes semis (Carleton, 1982; Boudreault *et al.*, 2002) ce qui explique qu'il y a peu de recrutement dans ces peuplements.

Le deuxième groupe de vieux peuplements, âgés en moyenne de 99 ans, semble être dans un stade un peu plus avancé de la succession naturelle (Annexe K). On y retrouve des peuplements principalement composés de pins gris mélangés qui ont une structure de type inéquienne. Cette structure est plus complexe car elle est composée à la fois de grosses tiges, provenant de la première cohorte, et d'un sous-étage de petites tiges d'épinettes noires (Figure 3.3). Cette combinaison fait en sorte que la densité moyenne de ces peuplements (3378 ti/ha) est très élevée, beaucoup plus que celle de l'autre groupe de vieux peuplements. La surface terrière moyenne est également plus grande avec une valeur de 25,16 m²/ha. La diversité structurale retrouvée dans ces vieux peuplements est aussi très grande. Elle est beaucoup plus élevée que celle retrouvée dans les jeunes peuplements. Harper *et al.* (2003) ont aussi observé cette augmentation de la diversité structurale des peuplements et ils ont

établi que sur les dépôts grossiers, elle atteint son maximum dans les peuplements de 75-100 ans.

Une grande densité de chicots est présente dans ces peuplements de ce groupe, dont plusieurs sont très gros et dans un stade de décomposition très avancé. En fait, ces chicots sont deux fois plus nombreux que ceux de l'autre groupe de vieux peuplements. Comme ces peuplements sont plus âgés, une bonne partie du bois mort qui était peu décomposé s'est altéré avec le temps. Les volumes de débris ligneux frais et pourris sont aussi beaucoup plus élevés chez ce groupe de vieux peuplements. En fait, plusieurs études ont permis de montrer que l'importance de la mortalité, causée par la sénescence et les petites perturbations (créant des trouées), augmente avec l'âge des peuplements, favorisant ainsi l'augmentation du bois mort dans le temps (Hansen *et al.*, 1991; Jonsson, 2000; Greif et Archibold, 2000; Siitonen *et al.*, 2000). La diversité structurale des chicots et des débris ligneux est alors généralement plus élevée dans les peuplements les plus vieux (Harper *et al.*, 2003). D'après différents auteurs, l'abondance des chicots et des débris ligneux augmente avec l'âge et atteint son maximum dans les vieilles forêts de 150-200 ans (Drapeau *et al.*, 2002; Fridman et Walheim, 2000; Harper *et al.*, 2003) et dans les très vieilles forêts de plus de 200 ans, c'est une diminution des chicots qui est observée (Drapeau *et al.*, 2001; Harper *et al.*, 2003).

On retrouve aussi dans ces vieux peuplements une régénération très dense et essentiellement constituée d'épinettes noires. C'est ce qu'ont indiqué les résultats sur la densité des semis retrouvée dans les vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés (VPA), qui font partis de ce groupe. On constate donc qu'il y a de très grands changements dans la composition et la structure dans ces peuplements. Les caractéristiques des espèces qui composent ces peuplements permettent d'expliquer ces modifications. Comme il n'y a pratiquement pas de régénération préétablie de pin gris, parce que les graines n'ont pas la chance de germer et les semis de croître, le nombre de pin gris devrait diminuer dans les peuplements. L'épinette noire, quant à elle, devrait se maintenir dû à sa flexibilité écologique lui permettant de croître tant sous couvert fermé que sous ensoleillement direct (Gagnon et Morin, 2001; St-Pierre *et al.*, 1992). De plus, comme une diminution du couvert des éricacées et des macrolichens est observée dans le temps, l'établissement des semis d'épinette noire

sera facilité (Carleton, 1982). Les peuplements de première cohorte de pin gris équienné sont alors graduellement remplacés par un peuplement mixte pins-épinettes de structure irrégulière (Bergeron et Dubuc, 1989). À ce moment, le pin gris devient co-dominant dans le peuplement (Gauthier et al., 2000; Harper *et al.*, 2002). Cette succession du *Pinus* sp. au *Picea* sp. a aussi été observée par d'autres études réalisées dans la forêt boréale Canadienne (Bergeron et Dansereau, 1993; Lesieur *et al.*, 2002). De leur côté, les peuplements qui au départ étaient déjà mixtes, se développent également en des peuplements inéquiennés d'épinettes noires (Bergeron et Dubuc, 1989). Dans notre cas, ce n'est pas une question de composition, c'est-à-dire que les peuplements étaient au départ déjà mixtes. L'ensemble des caractéristiques de ces vieux peuplements ainsi que leur âge indiquent qu'ils sont effectivement rendus plus avancés dans la succession naturelle que le premier groupe : ils ont passé la phase de transition et sont dans la deuxième cohorte.

Les résultats de l'étude ont démontré que la coupe partielle avait permis aux peuplements traités de former un groupe distinct avec les vieux peuplements situés du côté négatif de l'axe 1 de la figure 3.8 qui sont en fait les peuplements dans la phase de transition. Il n'est pas vraiment réaliste de penser qu'après cinq ans, la structure des peuplements éclaircis soit parfaitement semblable à celle des vieux peuplements naturels. Toutefois, en coupant une partie des petites tiges du peuplement, l'éclaircie a recréé une partie de la dynamique naturelle, c'est-à-dire qu'elle prélève les tiges qui auraient fait partie de la mortalité naturelle. Elle a ainsi permis aux tiges résiduelles d'accroître leur dimension de façon à ce que la structure des peuplements éclaircis ressemble davantage aux vieux peuplements qu'aux témoins, par la présence des grosses tiges caractérisant la maturité structurale. Néanmoins, ces peuplements ne possèdent pas de sous-étages de petites tiges d'épinettes noires, de fortes densités de régénération et n'ont pas des indices de diversité structurale très élevés comme on l'a décrit pour les vieux peuplements de cohorte deux. En fait, leurs caractéristiques se rapprochent beaucoup plus de celles des vieux peuplements de pins gris purs retrouvés en Abitibi âgés de 85 ans qui sont dans la phase de transition. Ces résultats appuient donc les propos de Kneeshaw et Bergeron (1998) qui indiquent que la réalisation de coupes partielles dans des peuplements d'espèces intolérantes de première cohorte visant à favoriser les peuplements de deuxième et troisième cohortes ressemblent, dans une certaine mesure, aux

dynamiques naturelles et mènent à la création de conditions de peuplements similaires à ceux des stades surmatures et de fin de succession. Plusieurs autres auteurs ont également conclu que la coupe partielle était une stratégie pour recréer la structure des vieilles forêts car elle permettait de créer des conditions similaires aux perturbations naturelles de faible intensité (Newton *et al.*, 1987; Franklin et Spies, 1991; Deal, 2001). Il est important de garder à l'esprit que la courte durée des rotations liée à la faible période de productivité des essences du Québec rend difficile l'application d'un régime d'éclaircies multiples, ce qui limite la possibilité d'utiliser ce traitement pour recréer des structures verticales très complexes afférentes aux plus vieilles forêts (Ministère des Ressources naturelles, 2003a). De plus, les peuplements éclaircis feront l'objet d'une coupe finale, ce qui n'est pas le cas dans d'autres endroits comme l'Ouest Canadien. Cependant, d'après l'étude menée par Haeussler *et al.* (sous-press), les peuplements de peuplier faux-tremble qui avaient subi des coupes partielles étaient plus similaires aux forêts matures et âgées non aménagées qu'aux jeunes peuplements en terme de composition, de diversité et de structure verticale.

Une différence majeure a néanmoins été identifiée entre les peuplements traités et les vieux peuplements: le bois mort. En fait, plusieurs auteurs reconnaissent que la plus grande différence entre les peuplements naturels de ceux aménagés consiste en un plus faible nombre et volume des arbres morts et des débris ligneux dans ces derniers (Harmon *et al.*, 1986; Fridman et Walheim, 2000; Jonsson, 2000; Siitonen *et al.*, 2000; Thysell et Carey, 2000). Même si la densité des chicots des peuplements aménagés de notre étude ressemble aux vieux peuplements mélangés pour la classe de décomposition sec et aux vieux peuplements purs pour la classe décomposé, la surface terrière des vieux peuplements est, quant à elle, beaucoup plus élevée. La présence d'arbres avec de gros diamètres est en fait une caractéristique typique des vieilles forêts qui est largement documentée (McComb *et al.*, 1993; Greif et Archibold, 2000; Siitonen *et al.*, 2000; Haeussler *et al.*, sous-press; Harper *et al.*, 2003). De plus, la majorité des débris ligneux retrouvés dans les peuplements aménagés sont très peu décomposés. Comme l'ont spécifié McComb et Lindenmayer (1999), il est important de disposer dans le paysage de bois mort parvenus à différents stades de décomposition. Il est vrai que l'éclaircie a recréé en partie la mortalité naturelle toutefois, contrairement à ce qui se produit dans les écosystèmes forestiers naturels, elle a enrayé le

bois mort sur pied en début de décomposition du site. L'apport dans le temps sera donc beaucoup moins grand que ce que l'on retrouve dans la nature. En effet, dans la dynamique naturelle, un processus d'autoéclaircie se déroule tout au long de la vie du peuplement. Ceci permet un apport constant de petites quantités de débris ligneux dans les peuplements (Hansen *et al.*, 1991). L'éclaircie commerciale, quant à elle, limite ce phénomène pour un certain temps en prélevant les tiges supprimées. Il faut donc conclure que le traitement provoque une certaine perte des arbres résiduels qui se transformeront éventuellement en chicots de fort diamètre et en gros débris ligneux (Fridman et Walheim, 2000; Ministère des Ressources naturelles du Québec, 2002a), ce qui change les propriétés structurales des peuplements (Fridman et Walheim, 2000) et, conséquemment, modifie certains processus qui régissent le fonctionnement des écosystèmes dont la productivité des sols (Franklin *et al.*, 1987; Siitonen, 2001). Étant donné que le bois mort est le composant de la structure forestière naturelle qui est le plus lent à se rétablir, plusieurs chercheurs ont conclu que les pratiques sylvicoles devaient incorporer la rétention de gros éléments structuraux des anciens peuplements (arbres vivants, chicots, débris) et la production de structures similaires pour les prochaines rotations (Halpern et Spies, 1995; Angelstam et Pettersson, 1997; Siitonen *et al.*, 2000). Les résultats de cette recherche vont dans le même sens que ces études. Il serait donc important que cette rétention se fasse aussi dans les éclaircies commerciales.

Tout comme on l'a observé pour la composition et la structure de nos peuplements, la composition de la végétation du sous-bois était différente selon le stade de développement. Ce changement dans la succession naturelle des peuplements a été rapporté, entre autres, par De Grandpré et Bergeron (1997). Nos plus jeunes peuplements, les témoins, étaient composés à part égale de plantes vasculaires et invasculaires. D'abord, les espèces qui sont intolérantes à l'ombre se retrouvent en début de succession (héliophytes) tandis que les espèces tolérantes à l'ombre (sciaphiles) sont présentes beaucoup plus longtemps dans l'évolution, certaines tout au long du développement. Celles qui sont semi-tolérantes peuvent persister dans les trouées des peuplements matures et surmatures (Halpern et Spies, 1995). Une étude a démontré que les espèces du groupe des Invaders étaient présentes seulement dans les forêts ouvertes et les espèces du groupe des Enduriers éricacées, comme *Kalmia angustifolia*, *Vaccinium angustifolium*, *V. myrtilloides*, étaient très importantes dans les peuplements qui étaient plus

jeunes (De Grandpré et Bergeron, 1997). Carleton (1982) a observé une diminution du couvert des éricacées et des macrolichens dans le temps. Par la suite, lorsque le couvert forestier est fermé, la plupart des changements de composition du sous-bois sont associés aux bryophytes et aux lichens et la composition en plantes vasculaires n'évolue pas beaucoup (De Grandpré et Bergeron, 1997). Nos vieux peuplements de pins gris étaient principalement dominés par les plantes invasculaires. Dans le cas des peuplements purs, une forte proportion de plantes vasculaires était présente tandis que dans les peuplements mélangés, elle était beaucoup moins abondante. Dans les forêts matures de 80 à 120 ans, où la surface terrière est élevée et que l'épaisseur de matière organique est relativement faible, les conditions sont favorables pour le développement d'un tapis de mousses fortement dominé par *Pleurozium schreberi*, *Ptilium crista-castrensis*, *Polytrichum commune*, et *Dicranum polysetum* (Boudreault *et al.*, 2002; Harper *et al.*, 2003). Ces mousses sont typiques des forêts boréales fermées localisées sur des sites assez bien drainés (Foster, 1985; Boudreault *et al.*, 2002). Une étude de Carleton (1982) a permis d'établir que les plus vieux peuplements mélangés en pin gris et épinette noire contenaient tous des *Hylocomium splendens* et *Ptilium crista-castrensis*, lesquels étaient absents dans les peuplements plus jeunes. Nos résultats sur les espèces indicatrices ont en effet démontré que ce sont principalement des mousses qui sont intimement associées aux vieux peuplements de pins gris. Ces espèces de fin de succession font partie du groupe des Avoiders et exigent souvent des conditions d'établissement ou de croissance associées à des forêts plus vieilles telle une faible luminosité, des sols plus frais et plus humides. Ces espèces de plantes ne survivent qu'à de très faibles perturbations (Nguyen-Xuan *et al.*, 2000; Jalonen et Vanha-Majamaa, 2001; Haeussler *et al.*, 2002).

Pour ce qui est de la composition du sous-bois des peuplements éclaircis, on a vu qu'elle était principalement dominée par les plantes vasculaires et que différents groupes de plantes étaient présents. On constate que cette composition est très semblable à celle retrouvée dans les vieux peuplements de pins gris purs. Comme on l'a mentionné précédemment, les caractéristiques de composition et de structure des peuplements aménagés sont très semblables à celles de ce type de vieux peuplements. Il existe toutefois un écart en ce qui concerne la proportion des plantes invasculaires. Les peuplements éclaircis étaient au départ très semblables aux vieux peuplements de pins gris purs, comme en témoigne les témoins,

mais le traitement a engendré une diminution des plantes invasculaires en favorisant les espèces de lumière. Contrairement à la dynamique naturelle, où la mortalité est un processus lent qui se déroule sur plusieurs années, l'éclaircie a ouvert le couvert forestier très rapidement. Cette subite modification a provoqué des changements au niveau des conditions abiotiques et favorisé les espèces qui ont la capacité à exploiter la lumière et les éléments nutritifs, tel qu'expliqué précédemment (Nguyen-Xuan *et al.*, 2000). Ces peuplements ont donc une composition semblable mais avec une dominance différente. Les résultats suggèrent que les changements en ce qui concerne la dominance de la composition du sous-bois se sont fait plus tard dans la succession, comme en témoigne nos plus vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés.

Nos résultats n'ont pas permis de montrer que la richesse et les diversités sont plus élevées dans les vieux peuplements, tel qu'observé par d'autres auteurs (De Grandpré *et al.*, 1993; Thysell et Carey, 2000). Un échantillonnage plus grand ou moins variable pourrait être fait afin de déterminer si la richesse et la diversité sont plus élevées dans les vieux peuplements. En principe, une augmentation de l'abondance des espèces pionnières de sous-bois et de la diversité des plantes en général est observée dans les trouées (De Grandpré *et al.*, 1993). Ce sont tous les changements dans les conditions abiotiques (augmentation de l'ombre), dans la variabilité spatiale des ressources et de l'environnement (augmentation de l'hétérogénéité horizontale et verticale), la sensibilité des espèces au feu et les faibles taux de ré-établissement/croissance qui conduisent à ces tendances pendant le développement naturel des peuplements (Halpern et Spies, 1995). On a vu précédemment que les vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés possédaient une structure plus complexe, ce qui favorise l'hétérogénéité des microsites et créent un environnement plus inégal (De Grandpré *et al.*, 1997), rendant le sous-bois des vieux peuplements plus hétérogènes donc avec une plus grande diversité bêta.

D'autres auteurs ont obtenu des résultats différents concernant l'équitabilité entre les peuplements éclaircis et les forêts surannées (Carleton, 1982; Foster, 1985; Haeussler *et al.*, 2002). Dans notre étude, l'éclaircie a maintenu la richesse et la diversité des plantes de sous-bois de façon comparable aux communautés de plantes typiquement retrouvées dans les

vieux peuplements comme l'ont observé Deal et Farr (1994). Le traitement a même permis de rapprocher plus rapidement les valeurs de diversités des peuplements aménagés de celles des vieux peuplements. Contrairement à l'hypothèse de départ, l'éclaircie n'a pas engendré une perte de diversité bêta de manière à rendre les peuplements éclaircis différents des vieux peuplements naturels. Il est donc important de préciser que les résultats de notre étude se rapportent à l'échelle des peuplements et qu'il se peut que la coupe entraîne une homogénéité dans la composition du sous-bois à l'échelle du paysage et des régions. Il serait donc préférable de vérifier les effets sur une plus grande échelle spatiale afin de pouvoir apporter des mesures d'atténuation.

5. CONCLUSION

En forêt boréale, le feu est la principale perturbation, c'est donc lui qui est responsable de la mosaïque forestière (Heinselman, 1981; Bergeron *et al.*, 2001). Celle-ci est composée de peuplements de structures et de compositions diversifiées et dont les agencements spécifiques créent des paysages variables d'une région à l'autre de la forêt boréale. Les récentes études ont toutefois démontré que l'aménagement forestier pratiqué au Québec engendre la perte des vieilles forêts naturelles, qui sont jugées essentielles au maintien de la biodiversité. De nouvelles façons d'exploiter la forêt ont alors été proposées pour contrer cette problématique et permettre une amélioration de la gestion actuelle des forêts. Parmi ces nouvelles pratiques, les coupes partielles ont été suggérées afin de reproduire les caractéristiques de structure et de composition des peuplements surannés et anciens. Ce projet de recherche a donc été mis sur pied pour évaluer et préciser les appréhensions de cette nouvelle approche et le type de coupe partielle étudié est l'éclaircie commerciale.

L'éclaircie commerciale est un traitement sylvicole qui est utilisé, jusqu'à présent, dans un cadre de production forestière dont les objectifs sont strictement économiques. Peu d'études ont été faites concernant sa répercussion sur la dynamique forestière et la biodiversité. Il a donc été important de connaître, dans un premier temps, ses effets sur la diversité biologique à l'échelle du peuplement. Pour ce faire, différents bioindicateurs ont été choisis et mesurés sur le terrain. Il a ensuite été possible d'évaluer les effets en comparant l'état de chacun des bioindicateurs des peuplements éclaircis à celui des peuplements témoins. Par la suite, on a pu évaluer le potentiel du traitement à favoriser l'établissement de la deuxième cohorte en reproduisant la dynamique naturelle, de façon à maintenir ou recréer les attributs essentiels des vieilles forêts naturelles. Les mêmes indicateurs ont été utilisés pour répondre à cet

objectif, mais cette fois-ci, la comparaison s'est faite entre les peuplements traités et les vieux peuplements naturels de pin gris.

L'éclaircie commerciale a permis d'accélérer la maturité structurale en reproduisant la mortalité naturelle. Mais contrairement au processus naturel, le traitement a ouvert le couvert forestier beaucoup plus rapidement, ce qui a entraîné l'augmentation des espèces vasculaires de façon à changer leur dominance dans la composition du sous-bois. Ce changement n'a toutefois pas eu de répercussions négatives sur la diversité alpha et bêta, contrairement à l'hypothèse initiale. Les nouvelles conditions d'habitat, générées par le traitement, s'apparentent donc à celles retrouvées dans les vieux peuplements de pins gris purs. Le traitement n'a pas permis de stimuler la régénération car cinq ans après l'éclaircie, la densité présente dans les témoins est semblable à celle des peuplements aménagés. Cette densité est tout de même comparable à celle retrouvée dans les vieux peuplements de pins gris purs. Le système de récolte en bois court a apporté une grande quantité de débris ligneux dans les peuplements éclaircis. Ces débris sont cependant de petite taille et très peu décomposés, comparativement à ceux présents dans les vieux peuplements. Comme ce type de traitement vise l'élimination des arbres moribonds, il était évident que la densité des chicots serait beaucoup plus faible dans ces peuplements. Dans les vieux peuplements, ceux-ci sont très nombreux et leur surface terrière est aussi beaucoup plus élevée.

À la lumière des résultats de cette étude, il y a lieu de croire que la coupe d'éclaircie commerciale par le bas, c'est-à-dire la coupe des gaules et des petites tiges marchandes, pratiquée dans des peuplements de pins gris purs permet d'accélérer le processus de la mortalité naturelle. Elle permet donc d'accélérer la succession des peuplements en maintenant et recréant, à court terme, une partie des attributs retrouvés dans les vieux peuplements de pins gris purs en phase de transition. Elle permet aussi d'amener plus rapidement les peuplements vers une structure et une composition des plus vieux peuplements de pins gris et d'épinettes noires mélangés de cohorte deux et ce, à moyen terme. Comme elle favorise la conservation des caractéristiques de vieilles forêts, l'éclaircie commerciale pourrait servir, au moins en partie, de substitut aux réserves protégées dans les forêts aménagées. Elle pourrait aussi être utilisée pour maintenir la connexité dans le paysage

de façon à répondre aux besoins des espèces se retrouvant dans des paysages dominés par les coupes totales.

Il faut toutefois préciser que, telle que pratiquée actuellement, l'éclaircie commerciale ne peut satisfaire entièrement la diversité biologique. Pour remédier à cette situation, le traitement devrait être bonifié en ajoutant certaines considérations supplémentaires à propos de la variabilité des peuplements et du bois mort. En effet, le traitement a provoqué l'homogénéisation des peuplements, ce qui a entraîné la diminution de la variabilité des peuplements à l'échelle du paysage. La dynamique forestière doit être perçue à différents niveaux de perceptions, tant à l'échelle du peuplement qu'à celle du paysage. L'intensité des éclaircies devrait donc varier à l'intérieur et entre les peuplements afin de créer des peuplements avec des ouvertures et des densités variables simulant davantage la mortalité naturelle. Les superficies traitées ainsi que leurs répartitions dans le temps et dans l'espace devraient être planifiées avec précaution afin d'éviter la simplification des paysages forestiers aménagés. Ces techniques réduiront l'uniformité et permettront d'augmenter la diversité à l'échelle du peuplement et du paysage.

La question de la rétention d'une certaine quantité de bois mort mérite une attention particulière, car il s'agit là d'un attribut clé dont l'importance a déjà été largement documentée et pour lequel des mesures de mitigation devraient être élaborées. Depuis quelques années, des spécialistes ont édicté des conseils sylvicoles pour guider la gestion du bois mort. Durant les opérations forestières, on devrait assurer la protection ou la rétention de chicots et de débris ligneux qui se sont développé naturellement en favorisant ceux qui possèdent des cavités. Une moyenne de cinq à dix chicots par hectare semble adéquate pour conserver la biodiversité (Hunter *et al.*, 1992; Esseen *et al.*, 1992). Généralement, il y a une dimension minimum souhaitable pour chaque espèce, mais les plus gros arbres sont préférables, car plus d'espèces pourront utiliser cet habitat. De nouveaux chicots avec les caractéristiques appropriées doivent être recrutés périodiquement pour remplacer ceux qui sont tombés et qui fournissent leur valeur en débris ligneux (DeBell *et al.*, 1997). Il est aussi possible de créer des chicots et des débris ligneux dans les peuplements en utilisant différentes méthodes, telles l'explosion ou la coupe à la scie des houpriers, l'annélation ou

encore l'injection d'herbicides dans l'arbre (DeBell *et al.*, 1997). Ces deux mesures permettront d'atténuer les impacts et feront de l'éclaircie commerciale un traitement sylvicole contribuant à la conservation de la biodiversité de nos forêts.

6. RÉFÉRENCES

- Alaback, P.B. et Herman, F.R. 1988. Long-term response of understory vegetation to stand density in *Picea-Tsuga* forests. Canadian Journal of Forest Research 18 : 1522-1530.
- Angelsam, P. et Pettersson, B. 1997. Boreal ecosystems and landscapes-structure, functions and conservation of biodiversity: principles of present wedish forest biodiversity management. Ecological Bulletins 46 : 191-203.
- Attiwill, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. Forest Ecology and Management 63 : 247-300.
- Bailey, J.D. et Tappeiner, J.C. 1998. Effects of thinning on structural development in 40- to 100-year-old Douglas-fir stands in western Oregon. Forest Ecology and Management 108 : 99-113.
- Baldwin, V.C., Peterson, Jr., Clark, K.D., Ferguson, A. III, Strub, R.B. et Bower, M.R., D.R. 2000. The effect of spacing and thinning on stand characteristics of 38-year old Loblolly Pine. Forest Ecology and Management 137 : 91-102.
- Bauhus, J., Aubin, I., Messier, C. et Connel, M. 2001. Composition, structure, light attenuation and nutrient content of the understory vegetation in a *Eucalyptus sieberi* regrowth stand 6 years after thinning and fertilization. Forest Ecology and Management 144 : 275-286.
- Bélanger, L. 2001. La forêt mosaïque comme stratégie de conservation de la biodiversité de la sapinière boréale de l'Est: l'expérience de la forêt Montmorency. Naturaliste Canadien 125 : 18-25.
- Bell, F.W. 1991. Critical silvics of conifer crop species and selected competitive vegetation in northwestern Ontario. Northwestern Ontario Forest Technology Development Unit, Thunder Bay, Ont. Tech. Rep. 19.
- Bergeron, Y. et Dubuc, M. 1989. Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. Vegetation 79 : 51-63.
- Bergeron, Y. et Dansereau, P.-R. 1993. Predictiong the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles. Journal of Vegetation Science 4 : 827-832.
- Bergeron, Y. et Harvey, B. 1997. Basing sylviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. Forest Ecology and Management 92 : 235-242.

- Bergeron, J. F., Grondin, P. et Blouin, J. 1998. Rapport de classification écologique du sous-domaine bioclimatique de la pessière à mousse de l'ouest. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers, 206 p.
- Bergeron, Y., Harvey, B., Leduc, A. et Gauthier, S. 1999. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles: considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *Forestry Chronicle* 75 : 55-61.
- Bergeron, Y., Gauthier, S., Kafka, V., Lefort, P. et Lesieur, D. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian Journal of Forest Research* 31 : 384-391.
- Boudreault, C. 2001. Facteurs-clés pour le maintien de la diversité des lichens épiphytes. *Naturaliste Canadien* 125 : 175-179.
- Boudreault, C., Bergeron, Y., Gauthier, S. et Drapeau, P. 2002. Bryophyte and lichen communities in mature to old-growth stands in eastern boreal forest of Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 32 : 1080-1093.
- Brais, S., Sadi, F., Bergeron, Y. et Grenier, Y. 2005. Coarse woody debris dynamics in a post-fire jack pine chronosequence and its relation with site productivity. *Forest Ecology and Management*, sous-presses.
- Brix, H. 1983. Effects of thinning and nitrogen fertilization on growth of Douglas-fir: relative contribution of foliage quantity and efficiency. *Canadian Journal of Forest Research* 13 : 167-175.
- Brosfiske, K.D., Chen, J., Naiman, R.J. et Franklin, J.R. 1997. Harvesting effects on microclimatic gradients from small streams to uplands in western Washington. *Ecological Applications* 7 : 1188-1200.
- Brumelis, G., et Carleton, T.J. 1989. The vegetation of post-logged black spruce lowlands in central Canada. II. Understorey vegetation. *Journal of Applied Ecology* 26 : 321-339.
- Buongiorno, J., Dahir, S., Lu, H.C. et Lin, C.R. 1994. Tree size diversity and economic returns in uneven-aged forest stands. *Forestry Science* 40 (1) : 83-103.
- Carleton, T.J. 1982. The pattern of invasion and establishment of *Picea mariana* (Mill.) BSP. Into the subcanopy layers of *Pinus banksiana* Lamb. Dominated stands. *Canadian Journal of Forest Research* 12 : 973-984.
- Chapin, F.S. III, et Van Cleve, K. 1981. Plant nutrient absorption and retention under differing fire regimes. In: *Fire regimes and ecosystem properties*. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Gen. Tech. Rep. WO-26. pp. 301-321.

- Clark, D.F., Kneeshaw, D.D., Burton, P.J. et Antos, J.A. 1998. Coarse woody debris in sub-boreal spruce forest of west-central British Columbia. *Canadian Journal of Forest Research* 28 : 290-294.
- Deal, R.L. et Farr, W.A. 1994. Composition and development of conifer regeneration in thinned and unthinned natural stands of western hemlock and Sitka spruce in southeast Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 24 : 976-984.
- Deal, R.L. 2001. The effects of partial cutting on forest plant communities of western hemlock-Sitka spruce stands in southeast Alaska. *Canadian Journal of Forest Research* 31: 2067-2079.
- DeBell, D. S., Curtis, R. O., Harrington, C. A. et Tappeiner, J. C. 1997. Shaping stand development through silvicultural practices. Chap. 8 In *Creating a forestry for the 21st century - the science of ecosystem management*, Kohm, K. A. et J. F. Franklin, éditeurs. 141-149.
- De Grandpré, L., Gagnon, D. et Bergeron, Y. 1993. Changes in the understorey of Canadian southern boreal forest after fire. *Journal of Vegetation Science* 4 : 803-810.
- De Grandpré, L. et Bergeron Y. 1997. Diversity and stability of understorey communities following disturbance in the southern boreal forest. *Journal of Ecology* 85 : 777-784.
- De Grandpré, L., Bergeron, Y., Nguyen, T., Boudreault, C. et Grondin, P. 2003. Composition and dynamics of the understory vegetation in the boreal forests of Quebec. In *Composition and dynamics of the herbaceous layers of forests of eastern North America*, F.S. Gilliam and M.R. Roberts (eds). pp. 238-264.
- Del Rio, E. et Berg, A.B. 1979. Growth of Douglas-fir reproduction in the shade of a manage forest. Res. Pap. 40, Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis, OR, p.14.
- Doucet, R., Pineau, M., Ruel, J.-C. et Sheedy, G. 1996. Sylviculture appliquée. In: Bérard, J.A., and M. Côté (eds), *Manuel de Foresterie*. Presses de l'Université Laval, Sainte-Foy. pp. 965-1004.
- Drapeau, P., Nappi, A., Giroux, J.-F., Leduc, A. et Savard, J.-P. 2002. Distribution patterns of birds associated with snags in natural and managed eastern boreal forest. In B. Laudenslayer and B. Valentine (eds). *Ecology and Management of Dead Wood in Western forests*. USDA Forest Service General Technical Report PSW-GTR 181. USDA Forest Service Pacific Southwest Research Station, Albany, Calif.
- Edgington, E.S. 1987. *Randomization tests*. Marcel Dekker, New York, NY.

- Esseen, P.-A., Ehnström, B., Ericson, L. et Sjöberg, K. 1992. Boreal forest – the focal habitats of Fennoscandia. In *Ecological principles of nature conservation*. Edited by L.Hansson. Elsevier Applied Science, London. 252-325.
- Falissard, B. 1998. *Comprendre et utiliser les statistiques dans les sciences de la vie*. 2e édition, Masson editor, Paris, 332p.
- Foster, D.R. 1985. Vegetation development following fire in *Picea mariana* (black spruce) - *Pleurozium* forest of south-eastern Labrador. *Canadian Journal of Ecology* 73 : 517-534.
- Franklin, J.F., Shugart, H.H. et Harmon, M.E. 1987. Tree death as an ecological process. *BioScience*, 37 (8) : 550-556.
- Franklin, J.F. et Spies, T.A. 1991. Composition, function and structure of old-growth Douglas-fir Forests. USDA For. Serv. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-285, Pac. Northwest Res. Stn., Portland, OR. Pp. 71-82.
- Franklin, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscape. *Ecological Applications* 3 : 202-205.
- Fridman, J. et Walheim, M. 2000. Amount, structure and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden. *Forest Ecology and Management* 131 : 23-36.
- Gagnon, R. et Morin, H. 2001. Les forêts d'épinette noire au Québec: dynamique, perturbations et biodiversité. *Naturaliste Canadien* 125 : 26-35.
- Gauthier, S., Leduc, A. et Bergeron, Y. 1996. Forest dynamics modelling under natural fire cycles: a tool to define natural mosaic diversity for forest management. *Env. Mon. Ass.*, 39 : 417-434.
- Gauthier, S., De Grandpré, L. et Bergeron, Y. 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec. *Journal of Vegetation Science* 11 : 781-790.
- Gauthier, S., Leduc, A., Harvey, B., Bergeron, Y. et Drapeau, P. 2001. Les perturbations naturelles et la diversité écosystémique. *Naturaliste Canadien* 125 : 10-17.
- Gauthier, S., Nguyen, T., Bergeron, Y., Leduc, A., Drapeau, P. et Grondin, P. 2004. Developing forest management strategies based on fire regimes in northwestern Quebec, Canada. Chapter 18, Pp 219-229, in Perera, A.H., Buse, L.J., and Weber, M.G. (editors) *Emulating natural forest landscape disturbances : Concepts and applications*. Columbia University Press New York, NY.

- Greene, D.F., Zasada, J.C., Sirois, L., Kneeshaw, D., Morin, H., Charron, I. et Simard, M. -J. 1999. A review of the regeneration dynamics of North American boreal forest tree species. *Canadian Journal of Forest Research* 29 : 824-839.
- Greif, G.E. et Archibold, O.W. 2000. Standing-dead tree component of the boreal forest in central Saskatchewan. *Forest Ecology and Management* 131 : 37-46.
- Grenier, Y., Harvey, B., Morasse, J., Viens, É. et Lussier, J.-M. (coll). 2001. Évaluation des éclaircies commerciales en Abitibi. Rapport final présenté à : ministère des Ressources naturelles du Québec (Forêt Québec), Conseil régional de développement de l'Abitibi-Témiscamingue, Fondation de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Abitibi-Consolidated inc., Industries Norbord, Matériaux Blanchet, Produits forestiers Domtar, Scieries Amos et Gallichan, Scierie Landrienne et Tembec inc. février 2001.
- Griffis, K.L., Crawford, J.A., Wagner, M.R. et Moir, W.H. 2001. Understory response to management treatments in northern Arizona ponderosa pine forest. *Forest Ecology and Management* 146 : 239-245.
- Haeussler, S., Bedford, L., Leduc, A., Bergeron, Y. et Kranabetter, M. 2002. Silvicultural disturbance severity and plant communities of the Southern Canadian boreal forest. *Silva Fennica* 36 (1) : 307-327.
- Haeussler, S., Bergeron, Y. et Brais, S. Emulating small scale disturbance and succession in boreal aspen plant communities. *Sous-presse*.
- Halpern, C.B. 1988. Early successional pathways and the resistance and resilience of forest communities. *Ecology* 69 (6) : 1703-1715.
- Halpern, C.B. et Spies, T.A. 1995. Plant diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwestern. *Ecological Applications* 5 (4) : 913-934.
- Hansen, A.J., Spies, T.A., Swanson, F.J. et Ohmann, J.L. 1991. Conserving biodiversity in managed forests: Lessons from natural forests. *Bioscience* 41(6) : 382-392.
- Harmon, M.E., Franklin, J.F., Swanson, F.J., Sollins, P., Gregory, S.V., Lattin, J.D., Anderson, N.H., Cline, S.P., Aumen, N.G., Sedell, J.R., Lienkaemper, G.W., Cromack, K.J. et Cummins, K.W. 1986. Ecology of coarse woody debris in Temperate Ecosystems. *USDA Forest Service, Ecol. Res.*, 15 : 133-302.
- Harper, K.A., Bergeron, Y., Gauthier, S. et Drapeau, P. 2002. Post-fire development of canopy structure and composition in black spruce forest of Abitibi, Quebec: a landscape scale study. *Silva Fennica* 36 : 249-263.

- Harper, K.A., Boudreault, C., DeGrandpré, L., Drapeau, P., Gauthier, S. et Bergeron, Y. 2003. Structure, composition, and diversity of old-growth black spruce boreal forest of the Clay Belt region in Quebec and Ontario. *Environ. Rev.* 11(Suppl. 1) : S79-S98.
- Harrington, T.B. et Edwards, M.B. 1999. Understory vegetation, resource availability, and response to pine thinning and woody vegetation control in longleaf pine plantation. *Canadian Journal of Forest Research* 29 : 1055-1064.
- Harvey, B. et Bergeron, Y. 1989. Site patterns of natural regeneration following clear-cutting in northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 19 : 1458-1469.
- Harvey, B., Leduc, A. et Bergeron, Y. 1995. Early postharvest succession in relation to site type in the southern boreal forest of Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 25 : 1658-1672.
- Harvey, B., Leduc, A., Gauthier, S. et Bergeron, Y. 2001. Stand-landscape interrogation in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* 155 : 369-385.
- Harvey, B., Brais, S. 2002. Effects of mechanized careful logging on natural regeneration and vegetation competition in the southeastern Canadian boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32 : 653-666.
- Heinselman, M.L. 1981. Fire and succession in the conifer forests of northern North America. In *Forest succession, concepts and application*, p. 374-405. D.C. West, H.H. Shugart et D.B. Botkin (éditeurs). Springer-Verlag, New York, 517 p.
- Hunter, M.L., Jacobson, G.L., Thompson, W. 1988. Paleoecology and the coarse-filter approach to maintaining biodiversity. *Cons. Bio.* 2 : 375-385.
- Hunter, M.L. et Seymour, R.S. 1992. *New Forestry in Eastern Spruce-Fir Forests: Principles and Applications to Maine*. Maine Agricultural and Forest Experiment Station. Miscellaneous Publication 716. 36p.
- Imbeau, L. et Desrochers, A. 2002. Foraging ecology and use of drumming trees by three-toed woodpeckers. *Journal of Wildlife Management* 66 : 222-231.
- Jalonen, J. et Vanha-Majamaa, I. 2001. Immediate effects of four different felling methods on mature boreal spruce forest understorey vegetation in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 146 : 25-34.
- Johnson, E.A., Miyanishi, K. et Weir, J.M.H. 1995. Old-Growth, disturbances, and ecosystem management. *Canadian Journal of Botany* 73 : 918-926.

- Jonsson, B.G. 2000. Availability of coarse woody debris in a boreal old-growth *Picea abies* forest. *Journal of Vegetation Science* 11 : 51-56.
- Keenan, R.J. et Kimmins, J.P. 1993. The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews* 1 : 121-144.
- Kimmins, J.P. 1977. Evaluation of consequences for future tree productivity of the loss of nutrients in whole-tree harvesting. *Forest Ecology and Management* 1 : 169-183.
- Klinka, K., Feller, M.C., Green, R.N., Meidinger, D.V., Pojar, J. et Worrall, J. 1990. Ecological principles: applications. In *Regenerating British Columbia's forests*. Edited by D.F. Lavender, R. Parish, C.M. Johnson, G. Montgomery, A. Vyse, R.A. Willis and D. Winston. UBC Press, Vancouver, B.C. pp. 55-72.
- Kneeshaw, D.D. et Bergeron, Y. 1998. Canopy gap characteristics and tree replacement in the southeastern boreal forest. *Ecology* 79 : 783-794.
- Kneeshaw, D.D. et Burton, P.J. 1998. Assessment of functional old-growth status: a case study in the sub-boreal spruce zone of British Columbia, Canada. *Nat. Areas J.* 18 : 293-308.
- Kneeshaw, D.D. et Gauthier, S. 2003. Old-growth in the boreal: a dynamic perspective. *Envir. Rev.* 11(Suppl. 1) : S99-S114.
- Krankina, O.N., Harmon, M.E., Kukuev, Y.A., Treyfeld, R.F., Kashpor, N.N., Kresnov, V.G., Skudin, V.M., Protasov, N.A., Yatskov, M., Spycher et Povarov, E.D. 2002. Coarse woody debris in forest of Russia. *Canadian Journal of Forestry Research* 32 : 768-778.
- Krueger, K.W. 1960. Behaviour of ground vegetation under a partially cut stand of Douglas-fir. *Res. Note Pacif. Northwest., For. Range Ext. Sta. No.* 198.
- Leblanc, M. et Bélanger, L. 2000. La sapinière vierge de la Forêt Montmorency et de sa région : une forêt boréale distincte. Québec, ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière. Mémoire de recherche forestière n° 136. 91 p.
- Leduc, A., Bergeron, Y., Brais, S. et Yamasaki, S.H. 2002. The application of large scale survey data to the diagnosis of post-harvest regeneration. Final report to the Sustainable forest management NCE. 10 p.

- Leduc, A., Drapeau, P., Messier, C. et Bergeron, Y. 2004. Commentaires de la Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en aménagement forestier durable et du Groupe de recherche en écologie forestière interuniversitaire (GREFI). Présenté dans le cadre de la Table ronde sur la gestion des forêts Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. 7 p.
- Lee, P.C., Crites, S., Niefeld, M., Nguyen, H.V. et Stelfox, J.B. 1997. Characteristics and origins of deadwood material in aspen-dominated boreal forest. *Ecological Applications* 7 : 691-701.
- Legendre, P. et Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2e édition. Elsevier Science B.V., Amsterdam. 853 p.
- Lemmon, R.E. 1956. A spherical densiometer for estimating forest overstory density. *Forestry Science* 2 : 314-320.
- Lesieur, D., Gauthier, S. et Bergeron, Y. 2002. Fire frequency and vegetation dynamics for the south-central boreal forest of Quebec, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 32 : 1996-2009.
- Lussier, J.M., Morin, H. et Gagnon, R. 2002. Mortality in black spruce stands of fire or clear-cut origin. *Canadian Journal of Forest Research* 32 : 526-538.
- Marie-Victorin, F. E. C. 1995. *Lore Laurentienne* (3e édition). Les presses de l'Université de Montréal, Montréal, Québec.
- McComb, W.C., Spies, T.A. et Emmingham, W.H. 1993. Douglas-fir forests: managing for timber and mature forest habitat. *Journal of Forestry* 91 : 32-42.
- McComb, W. et Lindenmayer, D. 1999. Dying, dead, and down trees. In *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*. Malcolm L. Hunter. Cambridge University Press. P. 335-372.
- Messier, C., Parent, S. et Bergeron, Y. 1998. Effects of overstory and understory vegetation on the understory light environment in mixed boreal forest. *Journal of Vegetation Science* 9 : 511-520.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec. 1994. Spatio-cartes (images satellitaires) à l'échelle 1/250 000, Service des inventaires forestiers, Québec.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec. 1996. Biodiversité du milieu forestier : Bilan et engagements du Ministère des Ressources naturelles. Direction de l'environnement forestier. Publ. RN96-3046. Les publications du Québec. 152 p.

- Ministère des Ressources naturelles du Québec. 2002a. Coupe avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM). Direction de la recherche forestière. 145 p.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec. 2002b. Le traitement d'éclaircie précommerciale (EPC) pour le groupe de production prioritaire SEPM. Direction de la recherche forestière. 126 p.
- Ministère des Ressources naturelles du Québec. 2003a. Éclaircie commerciale pour le groupe de production prioritaire SEPM. Direction de la recherche forestière. 79 p.
- Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. 2003b. Objectifs de protection et de mise en valeur des ressources du milieu forestier proposés pour les plans généraux d'aménagement forestier de 2005-2010. 46 p.
- Newton, M. et Cole, E.C. 1987. A sustained yield scheme for old-growth Douglas-fir. *Western Journal of Applied Forestry* 2 : 22-25.
- Nguyen-Xuan, T., Bergeron, Y., Simard, D., Fyles, J.W. et 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.
- Ordre des ingénieurs forestiers du Québec. 1996. Manuel de foresterie. Sainte-foy, Québec, Presses de l'Université Laval. 1428 p.
- Parent, S. et Messier, C. 1995. Effets d'un gradient de lumière sur la croissance en hauteur et la morphologie de la cime du sapin baumier régénéré naturellement. *Canadian Journal of Forest Research* 25 : 878-885.
- Pothier, D. 1997. Devis technique pour l'élaboration d'un protocole expérimental visant à mesurer les effets réels de l'éclaircie commerciale dans les peuplements de structure équiennne composés de résineux et de feuillus intolérants à l'ombre. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, Direction de la recherche forestière.
- Poudroux, S., Deleuze, C. et Dhôte, J.F. 2001. Analyse du rendement des houppiers dans un essai d'éclaircie de hêtres grâce à un modèle à base écophysologique. *Forestry Science* 58 : 261-275.
- Purdon, M., Noël, J., Nappi, A., Drapeau, P., Harvey, B., Brais, S., Bergeron, Y., Gauthier, S. et Green, D. 2002. L'impact des coupes de récupération après feu en forêt boréale: leçons d'Abitibi. Note de recherche AFD, 8 p.
- Purdon, M., Brais, S. et Bergeron, Y. 2004. Initial response of understory vegetation to fire severity and salvage-logging in the southern boreal forest of Québec. *Applied Vegetation Science* 7 : 49-60.

- Raulier, F., Pothier, D. et Bernier, P.Y. 2003. Predictiong the effect of thinning on growth of dense balsam fir (*Abies balsamea* [L.] Mill.) stands using a process-based tree growth model. *Canadian Journal of Forest Research* (sous presse).
- Robitaille, A. et Saucier, J.-P. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Les publications du Québec, 213 p.
- Rowe, J.S. 1983. Concepts of fire effects on plant individual and species. In: Wein, R.W., and D.A. MacLean (eds), *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. John Wiley & Sons Ltd, New York. pp. 134-154.
- SAS Institute, Inc. 1988. *SAS/STATTM User's guide*, Release 6.03 Edition. Cary, NC. 1028p.
- Saucier, J. P., Bergeron, J. F., Grondin, P. et Robitaille, A. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional (3e version) : un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le ministère des Ressources naturelles du Québec. MNRQ - L'Aubelle 12 p.
- Scherrer, B. 1984. *Biostatistiques*. Gaëtan Morin éditeur. Québec. Canada.
- Seidel, K.W. 1983. Regeneration in mixed conifer and Douglas-fir shelterwood cutting in the Cascade Range of Washington. USDA For. Serv. Res. Pap. PNW-RP-314, Pac. Northwest For. Range. Exp. Stn., Portland, OR, p. 17.
- Seymour, R. et Hunter, M. 1999. Principles of ecological forestry. In *Maintaining biodiversity in forests ecosystems*. Edited by M.L. Hunter. Cambridge University Press, Cambridge, U.K.
- Siitonen, J., Martikainen, P., Punttila, P. et Rauh, J. 2000. Coarse woody debris and characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecology and Management* 128 : 211-225.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms : Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49 : 11-41.
- Sippola, A.-L., Siitonen, J. et Kallio, R. 1998. Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lapland. *Scandinave Journal of Forest Research* 13 : 204-214.
- Stanek, W., Beddows, D. et State, D. 1979. Fertilization and Thinning effects on a Douglas-fir Ecosystem at Shawnigan Lake on Vancouver Island. Environment Canada, Pac. For. Res. Center. Victoria. Info. Rept. BC-R-1, 11pp.

- Steventon, J.D et Major, J.T. 1982. Marten use of habitat in a commercially clear-cut forest. *Journal of Wildlife Management* 46 : 175-182.
- Stone, E.J., Kolb, T.E. et Covington, W.W. 1999. Effects of restoration thinning on presettlement *Pinus ponderosa* in northern Arizona. *Restoration Ecology* 7 : 172-182.
- Stoneman, G.L. et Dell, B. 1993. Growth of *Eucalyptus marginata* (jarrah) seedling in a greenhouse in response to shade and soil temperature. *Tree Physiology* 13 : 239-252.
- Stoneman, G.L., Crombie, D.S., Whiteford, K., Hingston, F.J., Giles, R., Portlock, C.C., Galbraith, J.H. et Dimmock, G.M. 1996. Growth and water relations in *Eucalyptus marginata* (jarrah) stands in response to thinning and fertilization. *Tree Physiology* 16 : 267-274.
- St-Pierre, H., Gagnon, R. et Bellefleur, P. 1992. Régénération après feu de l'épinette noire (*Picea mariana*) et du pin gris (*Pinus banksiana*) dans la forêt boréale, Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 22 : 474-481.
- Ter Braak, C.J.F. 1987-1992. CANOCO- a FORTRAN program for Canonical Community Ordination. Microcomputer, Ithaca, NY.
- Thomas, S.C., Halpern, C.B., Falk, D.A., Liguori, D.A. et Austin, K.A. 1999. Plant diversity in managed forest : understorey responses to thinning and fertilisation. *Ecological Applications* 9 : 864-879.
- Thysell, D.R. et Carey, A.B. 2000. Effects of forest management on understory and overstory vegetation: a retrospective study. USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station General Technical Report PNW-GTR-488. 41 p.
- Tilman, D. 1982. Resource competition and community structure. Princeton University Press, Princeton, MA, 296 pp.
- Valinger, E., Elfving, B. et Morling, T. 2000. Twelve-year growth response of Scots pine to thinning and nitrogen fertilisation. *Forest Ecology and Management* 134 : 45-53.
- Van Wagner, C.E. 1968. The line transect method in forest fuel sampling. *Forestry Science* 14 : 20-26.
- Velasquez-Martinez, A., Perry, D.A. et Bell, T.E. 1992. Response of aboveground biomass increment, growth efficiency, and foliar nutrients to thinning, fertilization, and pruning in young Douglas-fir plantations in the central Oregon Cascades. *Canadian Journal of Forest Research* 22 : 1278-1289.

- Vincent, J.S. et Hardy, L. 1977. L'évolution de l'extinction des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. *Géographie Physique du Quaternaire* 31 : 357-372.
- Waters, I., Kembel, S.W., Gingras, J.-F. et Shay, J.M. 2004. Short-term effects of cut-to-length versus full-tree harvesting on conifer regeneration in jack pine, mixewood and black spruce forests in Manitoba. *Canadian Journal of Forest Research* 34 : 1938-1945.
- Whitney, G.G. 1987. Some reflections on the value of old-growth forests, scientific and otherwise. *Natural Areas Journal* 7 : 92-99.
- Wilson, C.V. 1971. Le climat du Québec, partie 1: atlas climatique, Service météorologique du Canada, Études climatologiques n°11, 44 figures.
- Yang, R.C. 1998. Foliage and stand growth responses to semimature lodgepole pine to thinning and fertilization. *Canadian Journal of Forest Research* 28 : 1794-1804.
- Zarnovican, R., Lussier, J.M. et Laberge, C. 2001. Coupe préparatoire et croissance en surface terrière d'une sapinière de seconde venue à la forêt du Bas-Saint-Laurent, Québec. *Forestry Chronicle* 77 : 685-695.

ANNEXE A

TERRITOIRE À L'ÉTUDE

Tableau A.1 Description du territoire à l'étude selon le système hiérarchique de classification du territoire mis au point par le MRNFP

Domaine Bioclimatique	Sous-domaine bioclimatique	Région écologique	Sous-région écologique	Unité de paysage
sapinière à bouleau blanc	de l'ouest	5a: Plaine de l'Abitibi	5a-T	75-76-77-78-79
		5b: Coteaux du réservoir Gouin	5b-T	80-81-82-83
pessière noire à mousses	de l'ouest	6a: Plaine du lac Matagami	6a-T	118-122
		6c: Plaine du lac Opémisca	6c-T	126

Tableau A.1 Description des unités de paysage de l'étude

Unité paysage	Nom	PHYSIOGRAPHIE		DÉPÔTS DE SURFACE										CLIMAT			
		Altitude moy (m)	Pente moy (%)	1A	1AR	2A	2AE	4GA	4GS	7	9	R	eau	Type climat	Température annuelle moy (° C)	Longueur de la saison de croissance (jours)	Précipitation annuelle moy (mm)
75	Rouyn-Noranda	314	4	2	19	2	<0,5	37	7	9	<0,5	19	6	continental	2,5	160	800 à 900
76	Lac Micamic	303	1	3	5	<0,5	<0,5	55	4	22	1	3	6		2,5	160	800 à 900
77	Lac Melartic	322	2	6	17	1	<0,5	41	4	8	<0,5	11	11		2,5	160	800 à 900
78	Lac Obalski	301	1	3	2	1	<0,5	74	5	11	<0,5	1	2		0,0	150 à 160	800 à 900
79	Val D'Or	331	2	8	9	3	<0,5	18	18	30	2	3	8		2,5	160	900 à 1 100
80	Lac Cambrai	447	10	38	39	2	<0,5	0	<0,5	1	0	3	6	subhumide, continental	2,5	160	900 à 1 100
81	Lac Valets	420	6	56	19	4	<0,5	<0,5	3	3	<0,5	1	9		2,5	150 à 160	900
82	Réservoir Gouin	415	3	41	9	3	1	0	<0,5	10	<0,5	<0,5	24		2,5	150 à 160	900 à 1 100
83	Lac Échouari	440	6	51	17	3	1	0	0	3	<0,5	1	10		2,5	160	900 à 1 100
118	Lac Mistouac	294	2	3	2	<0,5	<0,5	69	4	16	<0,5	3	3		0,0	150 à 160	700 à 800
122	Lac Wéswanipi	312	2	22	8	3	<0,5	31	13	11	<0,5	2	11	subpolaire	-2,5 à 0,0	150 à 160	800 à 900
126	Lac Oumiller	383	4	31	26	5	<0,5	2	13	8	0	5	8		0,0	150 à 160	800 à 900

ANNEXE B

PEUPLEMENTS À L'ÉTUDE

Tableau B.1 Description des caractéristiques et localisations des peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi (RÉCA) et de la Direction de la recherche forestière

Identification	Sous-région écologique	Unité paysage	Nom cartographique	Âge sondé	Latitude N (° ' ") ⁺	Longitude W (° ' ") ⁺	Année du traitement ⁺⁺	Référence
Castagnier Nord	5a-T	78	PGPG A3 50 1a 3	39	48 48 48	77 55 10	A-1998	RÉCA
Cléricy	5a-T	75	PGPG A2 70 4gs 1	59	48 18 16	78 39 09	A-1998	RÉCA
Dollard	5a-T	79	PGPG A3 50 1a 3	43	48 20 33	77 03 31	H-1999	RÉCA
Duprat	5a-T	75	PGPG A4 30 4gs 1	46	48 23 40	78 07 22	H-1999	RÉCA
Figuery	5a-T	76	PGPG B2 70 1a 1	67	48 26 13	78 11 33	A-1998	RÉCA
8397124203	5a-T	79	PGPG A3 50 4gs 1	51	48 09 33	77 23 03	A-1997	DRF
8397124404	5a-T	79	PGPG A3 50 4gs 2	48	48 07 31	77 22 37	A-1997	DRF
8397124902	5a-T	79	PGPG A3 50 4gs 2	50	48 06 55	77 23 41	A-1997	DRF
8397126805	5a-T	79	PGPG B3 50 4gs 2	51	48 04 27	77 24 58	A-1997	DRF
8397129501	5a-T	79	PGPG A4 30 4gs 2	43	47 58 03	77 22 33	A-1997	DRF
8697118502	5a-T	79	PGPG A3 50 4gs 2	48	48 40 45	77 53 12	A-1997	DRF
8697118701	5a-T	79	PGPG A3 50 4gs 2	46	48 40 25	77 52 07	A-1997	DRF
8697118703	5a-T	79	PGPG A3 50 4gs 2	46	48 40 10	77 52 20	A-1997	DRF

⁺ Les coordonnées sont associées à la placette #1 du RÉCA et à la placette témoin pour la DRF

⁺⁺ A : automne; H : hiver

Tableau B.2 Description des caractéristiques et localisations des vieux peuplements provenant de l'Abitibi (VPA) et de placettes-échantillons temporaires (PET)

Identification	Sous-région écologique	Unité paysage	Nom cartographique	Âge sondé	Latitude N (° ' ")	Longitude W (° ' ")	Référence
Dupar2515	5a-T	75	PGE B2 70 A 4gs 3	95	48 30 49	79 08 14	VPA
Disson1417	5a-T	76	PGE B2 90 B 1a 3	115	48 53 02	78 42 37	VPA
Vaudray2085	5a-T	75	PGE B2 70 A 4gs 3	108	48 07 44	78 39 19	VPA
Vaudray2087	5a-T	75	PGE B2 70 A 4gs 3	108	48 07 35	78 39 14	VPA
Vaudray2113	5a-T	75	PGE B2 70 A 4gs 3	108	48 07 40	78 39 10	VPA
St-Eu920	5a-T	76	PGE B2 90 A 1a 4	116	48 57 42	78 54 39	VPA
Vil340	6a-T	118	PGE C3 70 A 4gs 3	90	49 14 46	79 09 16	VPA
Vil1174	6a-T	118	PGE C3 70 A 1a 3	90	49 12 41	79 02 06	VPA
Vil1188	6a-T	118	PGE C3 70 A 1a 3	90	49 12 22	79 02 25	VPA
St-Ma593	5a-T	76	PGPG A2 50 A 4gs 3	85	48 25 24	78 10 53	VPA
Lang1113	5a-T	78	PGPG D3 70 A 4gs 3	85	49 02 18	78 31 43	VPA
Lang1122	5a-T	78	PGPG A3 70 A 4gs 3	85	49 02 57	78 32 21	VPA
Lang1125	5a-T	78	PGPG B3 70 A 4gs 3	85	49 02 36	78 32 06	VPA
Lang1133	5a-T	78	PGPG C3 70 A 4gs 3	85	49 02 33	78 32 20	VPA
Lang1778	5a-T	78	PGPG A3 70 A 4gs 3	85	49 01 43	78 31 20	VPA
Launay2075	5a-T	76	PGPG C2 70 A 4gs 3	85	48 39 24	78 32 35	VPA
934710901	5b-T	83	PGE C2 70 B 1a 2	81	47 48 34	75 44 53	PET
964800203	5b-T	81	PGE B2 90 D 4gs 3	87	48 31 59	76 52 59	PET
964800301	5b-T	81	PGE D2 90 D 1a 2	86	48 39 00	76 33 00	PET
964800802	5b-T	81	PGE D2 9070 B 1a 2	83	48 39 00	76 16 00	PET
964803802	5b-T	81	PGE C2 12050 C 4gs 1	88	48 33 00	76 24 00	PET
964806905	5b-T	81	PGE D2 120 C 1a 2	88	48 28 59	76 33 00	PET
964812204	5b-T	82	PGE C3 90 B 4gs 1	87	48 18 00	76 22 59	PET
964817404	5b-T	80	PGE C2 90 B 4gs 1	88	48 10 59	75 57 00	PET
964822103	5b-T	82	PGE C2 90 B 4gs 3	101	48 21 00	76 19 00	PET
964822202	5b-T	82	PGE C2 90 B 4gs 1	93	48 18 00	76 22 59	PET
964903301	6a-T	118	PGE C3 90 A 4gs 3	83	49 18 00	77 39 00	PET
964903302	6a-T	118	PGE C2 90 C 4gs 3	89	49 18 00	77 39 00	PET
964921003	6a-T	122	PGE B3 70 B 4gs 1	96	49 25 00	76 40 59	PET
964925604	6c-T	126	PGE D3 9030 B 1a 2	81	48 45 00	76 27 00	PET
965953701	5b-T	82	PGE C3 120 C 4gs 1	114	48 25 59	75 55 00	PET
963703203	5a-T	76	PGPG D4 30 A 4gs 1	90	48 37 00	78 19 00	PET
964722301	5a-T	77	PGPG C4 120 D 4gs 1	114	48 18 12	78 25 00	PET
964803801	5b-T	81	PGPG C2 120 A 4gs 1	98	48 33 00	76 24 00	PET
964804702	5b-T	82	PGPG C2 90 B 4gs 1	103	48 31 00	76 00 00	PET
964804703	5b-T	82	PGPG B2 120 A 4gs 1	106	48 31 00	76 00 00	PET
964806701	5b-T	82	PGPG C3 90 D 1a 2	81	48 28 00	76 43 59	PET
964809502	5b-T	81	PGPG B3 90 C 4gs 1	91	48 22 59	75 49 00	PET
964813601	5b-T	82	PGPG C2 120 B 4gs 1	106	48 21 00	75 52 00	PET
964813602	5b-T	82	PGPG C2 120 D 4gs 1	106	48 21 00	75 52 00	PET
964813603	5b-T	82	PGPG C2 120 A 4gs 1	106	48 21 00	75 52 00	PET
964813604	5b-T	82	PGPG C2 VIN C 4gs 1	90	48 21 00	75 52 00	PET
964820801	5b-T	81	PGPG B1 90 D 1a 2	110	48 39 00	76 16 00	PET
964826702	5b-T	81	PGPG B2 90 C 4gs 1	81	48 28 00	76 43 59	PET
965855102	5a-T	76	PGPG D3 70 A 4gs 1	80	48 52 59	78 21 00	PET

ANNEXE C

DISPOSITIFS EXPÉRIMENTAUX

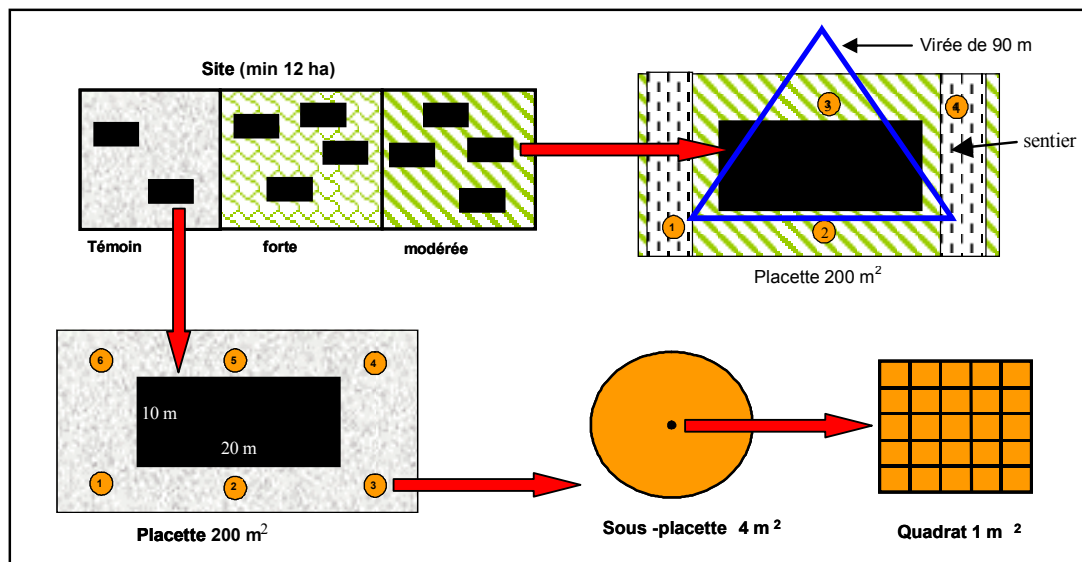


Figure C.1 Dispositif expérimental du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi.

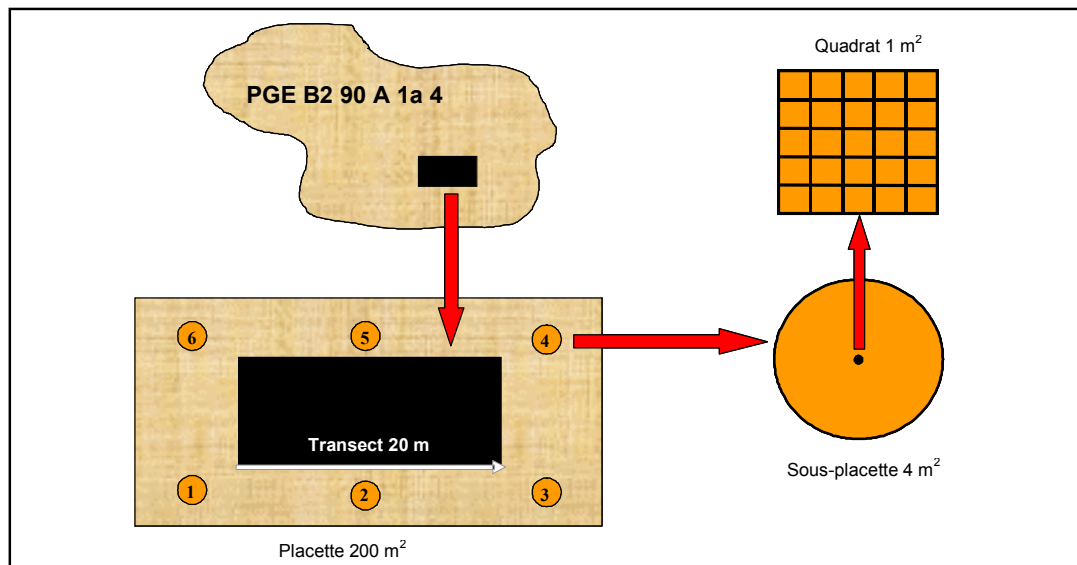


Figure C.2 Dispositif expérimental des vieux peuplements provenant de l'Abitibi.

ANNEXE D

DIAGRAMME DE GESTION DE LA DENSITÉ DES PEUPLEMENTS

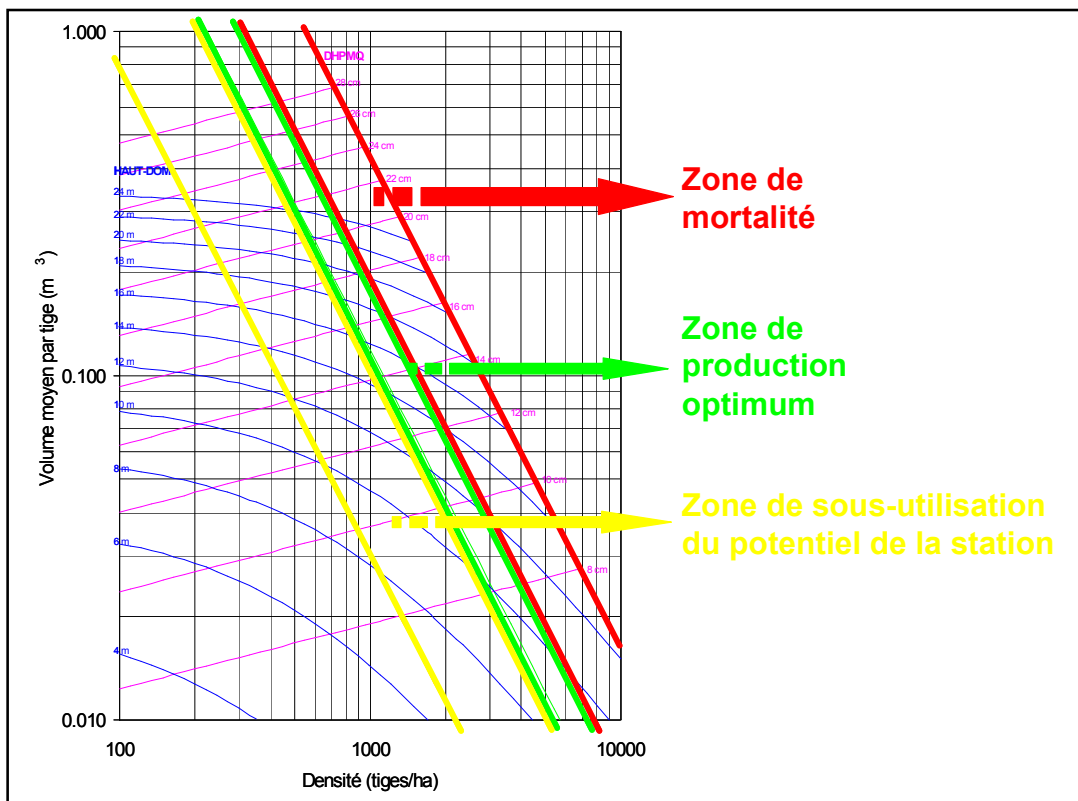


Figure D.1 Diagramme de gestion de la densité du pin gris de l'Abitibi (Grenier et *al.*, 2001) utilisé pour établir les prescriptions des éclaircies. Les peuplements ont été amenés dans la zone de production optimum.

ANNEXE E

CLASSES DE DÉCOMPOSITION DU BOIS MORT

Tableau E.1 Description des classes de décomposition pour les chicots (Imbeau et Desrochers, 2002). Les cinq classes de décomposition ont été réduites à deux classes pour les analyses statistiques

Classes de décomposition		Description
Analyses statistiques	Inventaire	
Sec	4	Arbre mort récemment, petites branches et petites ramilles encore présentes, bois généralement dur, écorce encore fermement attachée.
	5	Arbre mort depuis quelque temps, petites branches et petites ramilles absentes, grandes branches encore attachées, bois encore dur.
	6	Poteau, cime coupée mais atteint encore 50% de la hauteur des arbres vivants de même DHP, seules quelques grandes branches persistent.
Décomposé	7	Demi poteau, cime coupée mais atteint moins de 50% de la hauteur des arbres vivants de même DHP.
	8	Moignon, moins de 2 m de hauteur.

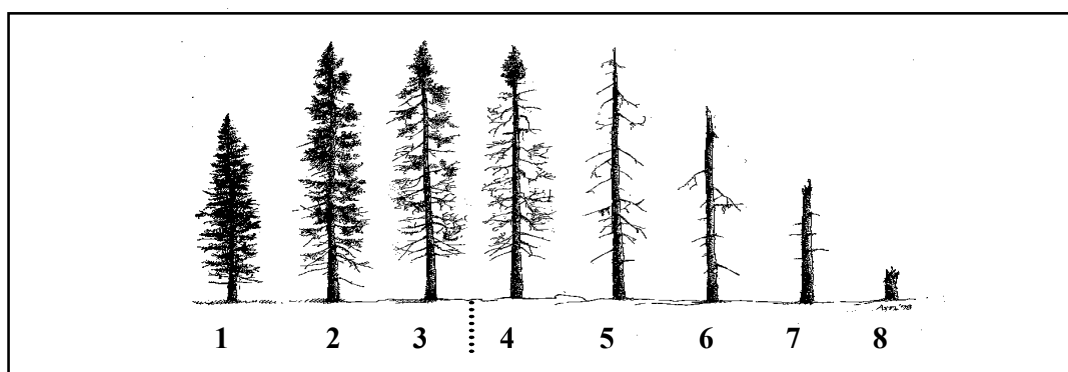


Figure E.1 Représentation des classes de décomposition des chicots (classes 4 à 8) (Imbeau et Desrochers, 2002).

Tableau E.2 Description des classes de décomposition pour les débris ligneux (Maser *et al.*, 1979). Les cinq classes de décomposition ont été réduites à deux classes pour les analyses statistiques

Classes de décomposition		
Analyses statistiques	Inventaire	Description
Frais	1	Écorce saine, branches et brindilles attachées, arbre fraîchement mort et tombé.
	2	Écorce saine, branches présentes, absence de brindilles, bois dur.
	3	Intégrité structurale, écorce détachée, bois assez dur bien que décomposition visible.
Pourri	4	Forme ovale, bois mou, écorce absente, morceaux de bois qui se détachent facilement.
	5	Pas d'intégrité structurale, bois intégré dans la couverture morte, échantillonné seulement quand il est apparent au-dessus de la couverture morte.

ANNEXE F

LISTE DES PLANTES AVEC CODES D'IDENTIFICATION ET STRATÉGIE DE REPRODUCTION DE ROWE (1983)

Tableau F.1 Plantes vasculaires (d'après Marie-Victorin, 1995) et plantes invasculaires (d'après Brodo, Sharnoff et Sharnoff, 2000- lichens; Ley et Crowe, 1999- hépatiques; Newmaster et al., 1998- mousses). La désignation des stratégies de reproduction de Rowe suit De Grandpré *et al.* (2003). La stratégie de reproduction suit DeGrandpré *et al.* (2003)

Code	Nom scientifique		Nom commun	Groupe	Stratégie de Rowe (1983)
BAT	<i>Bazzania trilobata</i>	(L.) S.F. Gray	bazzanie trilobée	hépatique	éviter
COG	<i>Coptis groenlandica</i>	(Oeder) Fern.	coptide du Groenland	herbe	éviter
CYA	<i>Cypripedium acaule</i>	Ait.	cyripède acaule	herbe	éviter
CHH	<i>Gaultheria hispidula</i>	(L.) Mühl. ex Bigel.	chiogène hispide	herbe	éviter
GOR	<i>Goodyera repens</i>	(L.) R. Br.	goodyérie rampante	herbe	éviter
LIB	<i>Linnaea borealis</i>	L.	linnée boréale	herbe	éviter
MON	<i>Monotropa uniflora</i>	L.	monotrope uniflore	herbe	éviter
OXA	<i>Oxalis montana</i>	Raf.	oxalide de montagne	herbe	éviter
DIS	<i>Dicranum</i> spp.	Hedw.	dicrane	mousse	éviter
MN	<i>Mnium</i> sp.		mnie	mousse	éviter
PLS	<i>Pleurozium schreberi</i>	Mitt.	hypne dorée	mousse	éviter
POS	<i>Polytrichum commune</i>		polytric	mousse	éviter
PTC	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	(Hedw.) De Not.	hypne plumeuse	mousse	éviter
SPS	<i>Sphagnum</i> spp.		sphaigne	shaigne	éviter
ACS	<i>Acer spicatum</i>	Lam.	érable à épis	arbuste	endurer
ALC	<i>Alnus crispa</i>	(Ait.) Pursh.	aulne cripé	arbuste	endurer
ALR	<i>Alnus rugosa</i>	(DuRoi) Spreng.	aulne rugueux	arbuste	endurer
AME	<i>Amelanchier</i> sp.	Medic.	amélanchier	arbuste	endurer
DIE	<i>Diervilla lonicera</i>	Mill.	dierville chèvrefeuille	arbuste	endurer
KAA	<i>Kalmia angustifolia</i>	L.	kalmia à feuilles étroites	éricacée	endurer
LED	<i>Ledum groenlandicum</i>	Retzius.	lédon du Grönland	éricacée	endurer
VAA	<i>Vaccinium angustifolium</i>	Ait.	airelle à feuilles étroites	éricacée	endurer
VAM	<i>Vaccinium myrtilloides</i>	Michx.	airelle fausse-Myrtille	éricacée	endurer
ARN	<i>Aralia nudicaulis</i>	L.	aralie à tige nue	herbe	endurer
ASM	<i>Aster macrophyllus</i>	L.	aster à grandes feuilles	herbe	endurer
CLB	<i>Clintonia boreale</i>	(Ait.) Raf.	clintonie boréale	herbe	endurer
COP	<i>Comptonia peregrina</i>	(L.) Coulter.	comptonie voyageuse	herbe	endurer
CON	<i>Cornus canadensis</i>	L.	cornouiller du Canada	herbe	endurer
EPR	<i>Epigaea repens</i>	L.	épigée rampante	herbe	endurer
GAH	<i>Gaultheria procumbens</i>	L.	gaultherie couchée	herbe	endurer
LYA	<i>Lycopodium annotinum</i>	L.	lycopode innovant	herbe	endurer
MAC	<i>Maianthemum canadense</i>	Desf.	maïanthème du Canada	herbe	endurer

PEP	<i>Petasites palmatus</i>	(Ait.) Gray	pétasite palmé	herbe	endurer
PTA	<i>Pteridium aquilinum</i>	(L.) Kuhn.	ptéridium des aigles	herbe	endurer
TRB	<i>Trientalis borealis</i>	Raf.	trientale boréale	herbe	endurer
GRS	<i>Graminae</i> sp. inconnu		graminées	herbe	invader
MEI	<i>Melampyrum lineare</i>	Desr.	mélampyre linéaire	herbe	invader
CLM	<i>Cladina mitis</i>	(Sandst.) Hustich	cladine douce	lichen	invader
CLR	<i>Cladina rangiferina</i>	(L.) Nyl.	cladine rangifère	lichen	invader
CLS	<i>Cladina stellaris</i>	(Opiz) Brodo	cladine étoilée	lichen	invader
SAB	<i>Abies balsamea</i>	(L.) Mill.	sapin baumier	arbre	éviter
ERO	<i>Acer rubrum</i>	L.	érable rouge	arbre	endurer
BOP	<i>Betula papyrifera</i>	Marsh.	bouleau à papier	arbre	endurer/éviter
EPB	<i>Picea glauca</i>	(Moench) Voss	épinette blanche	arbre	éviter
EPN	<i>Picea mariana</i>	(Mill.) BSP	épinette noire	arbre	éviter
PIG	<i>Pinus banksiana</i>	Lamb.	pin gris	arbre	éviter
PET	<i>Populus tremuloides</i>	Michx.	peuplier faux-tremble	arbre	endurer
ROB	<i>Rosa blanda</i>	Ait.	rosier inerme	arbuste	endurer
SAL	<i>Salix</i> sp.	L.	saule	arbuste	invader
SOA	<i>Sorbus americana</i>	Marsh.	sorbier d'Amérique	arbuste	éviter/endurer
VBC	<i>Viburnum cassinoides</i>	Mühl.	viorne cassinoïde	arbuste	éviter/endurer

Tableau F.2 Caractéristiques des différentes stratégies de reproduction de Rowe (1983)

Groupes	Caractéristiques	Exemples
<i>Invaders</i>	Espèces pionnières intolérantes à l'ombre qui ont une courte espérance de vie et produisent un grand nombre de semence pouvant être dispersées sur de grandes distances.	<i>Gramineae</i>
<i>Endurers</i>	Espèces capables de faire des rejets de souche après le passage du feu à partir de leurs organes végétatifs enterrés dans le sol.	<i>Cornus canadensis</i>
<i>Resister</i>	Espèces qui survivent du feu en se protégeant, par exemple, à l'aide d'une épaisse écorce.	<i>Pinus resinosa</i>
<i>Evaders</i>	Espèces pionnières intolérantes à l'ombre qui se réinstallent rapidement après feu en se créant une banque de semences dans la couche d'humus ou dans le sol minéral.	<i>Sorbus americana</i>
<i>Avoiders</i>	Espèces de fin de succession qui sont plus fréquentes dans les sites non brûlés n'étant pas adaptés pour survivre dans un contexte de feux récurrents.	<i>Pleurozium schreberi</i>

ANNEXE G

ANALYSES STATISTIQUES DES INDICATEURS

Tableau G.1 Description de l'ensemble des indicateurs et des variables analysées. Pour chacune d'elle, on retrouve l'échelle à laquelle l'inventaire a été effectué, le type d'analyse statistique utilisé, les sources de données, le nombre de peuplements utilisé pour l'analyse statistique et finalement, la transformation utilisée pour l'analyse lorsque nécessaire

Indicateurs	Variable analysée	Niveau	Analyse	Source des données	n	Transformation
Structure	Indice de Shannon (densité par classe de diamètre de 5 cm)	placette 200 m ²	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T)	15	-
				DRF (ÉC-T)	16	-
				ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	50	-
				ÉC (DRF) - PgE - Pg	53	-
	Distribution diamétrale (densité par classe de diamètre de 5 cm)	placette 200 m ²	ACP	RÉCA (1999 et 2003)	30	-
				DRF (1997 et 2002)	32	-
				RÉCA (1999 et 2003) - PgE - PgPg	75	-
				DRF (1997 et 2002) - PgE - PgPg	77	-
Débris ligneux	Volume (débris frais)	RÉCA: transect de 90 m	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T)	15	-
		VPA: transect de 20 m		ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	21	-
	Volume (débris pourri)	RÉCA: transect de 90 m	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T)	15	-
		VPA: transect de 20 m		ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	21	racine carrée
Chicots	Densité (chicot sec)	placette 200 m ²	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T) ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	15 21	logarithme en base 10 logarithme en base 10
	Densité (chicot décomposé)	placette 200 m ²	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T) ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	15 21	logarithme en base 10 logarithme en base 10
	Surface terrière (chicot sec)	placette 200 m ²	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T) ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	15 21	racine carrée -
	Surface terrière (chicot décomposé)	placette 200 m ²	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T)	15	racine carrée

Indicateurs	Variable analysée	Niveau	Analyse	Source des données	n	Transformation
Sous-bois	Richesse (fréquence)	Quadrat 1 m ²	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T) ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	15	-
		Quadrat 1 m ²	ANOVA (split plot)	RÉCA (F-M et localisation bande-sentier)	20	-
	Indice de Shannon (fréquence)	Quadrat 1 m ²	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T) ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	15	-
		Quadrat 1 m ²	ANOVA (split plot)	RÉCA (F-M et localisation bande-sentier)	20	-
	Indice de régularité de Pielou (fréquence)	Quadrat 1 m ²	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T) ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	15	-
		Quadrat 1 m ²	ANOVA (split plot)	RÉCA (F-M et localisation bande-sentier)	20	-
	Indice de similarité de Steinhauss	Quadrat 1 m ²	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T) ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	15	-
		Quadrat 1 m ²	ANOVA (split plot)	RÉCA (F-M et localisation bande-sentier)	20	-
	Composition (fréquence)	Quadrat 1 m ²	Analyse de correspondance	RÉCA (F-M-T)	15	-
		Quadrat 1 m ²	ANOVA (sur les rangs)	RÉCA (F-M-T)	15	-
		Quadrat 1 m ²	Corrélation de Spearman avec le couvert forestier	RÉCA (F-M-T)	15	-
		Quadrat 1 m ²	ANOVA (split plot)	RÉCA (F-M et localisation bande-sentier)	20	-
		Quadrat 1 m ²	Analyse de correspondance	ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	21	-
		Quadrat 1 m ²	ANOVA (sur les rangs)	ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	21	-
		Quadrat 1 m ²	Corrélation de Spearman avec le couvert forestier	ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	21	-
Régénération	Densité en 1999	sous-placette 4 m ²	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T)	15	racine carrée
	Densité en 2003	sous-placette 4 m ²	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T)	15	racine carrée
	Densité en 2003 - 1999	sous-placette 4 m ²	ANOVA (contrast)	RÉCA (F-M-T)	15	-
		sous-placette 4 m ²	Corrélation de Pearson avec le couvert forestier	RÉCA (F-M-T)	20	-
				RÉCA (F-M et localisation bande)	10	-
				RÉCA (F-M et localisation sentier)	10	-
	Densité en 1999	sous-placette 4 m ²	ANOVA (split plot)	RÉCA (F-M et localisation bande-sentier)	20	racine carrée
	Densité en 2003	sous-placette 4 m ²	ANOVA (split plot)	RÉCA (F-M et localisation bande-sentier)	20	racine carrée
	Densité en 2003 - 1999	sous-placette 4 m ²	ANOVA (split plot)	RÉCA (F-M et localisation bande-sentier)	20	-
	Densité en 2003	sous-placette 4 m ²	ANOVA (contrast)	ÉC (RÉCA) - PgE - Pg	21	racine carrée

ANNEXE H

DÉPÔTS

Tableau H.1 Description des dépôts pour chacun des sites du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi (RÉCA) et des vieux peuplements provenant de l'Abitibi (VPA). Le pourcentage de sable et de limon ont été mis en commun

site	% sable et limon	% argile
Castagnier Nord	97	3
Clérycy	90	10
Dollard	95	5
Duprat	96	4
Figury	97	3
Dupar2515	93	7
Disson1417	84	16
Vaudray2085	95	5
Vaudray2087	94	6
Vaudray2113	92	8
St-Eu920	86	14
Vil340	94	6
Vil1174	95	5
Vil1188	86	14
St-Ma593	96	4
Lang1113	94	6
Lang1122	90	10
Lang1125	96	4
Lang1133	97	3
Lang1778	92	8
Launay2075	96	4

ANNEXE I

DENSITÉS ET SURFACES TERRIÈRES DES PEUPLEMENTS

Tableau I.1 Résultats pour les peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi en 1999 et en 2003 et pour la Direction de la recherche forestière en 1997 et 2002

Canton / Parcelle	traitement	Densité totale (ti/ha)		Surface terrière totale (m ² /ha)	
RECA		1999	2003	1999	2003
Castagnier Nord	f	1500 ± 332	1413 ± 266	17.25 ± 2.31	19.25 ± 2.21
	m	1488 ± 95	1400 ± 108	22.28 ± 3.92	23.87 ± 4.04
	t	2350 ± 71	2250 ± 71	24.71 ± 0.59	27.12 ± 0.59
Cléricy	f	975 ± 185	875 ± 119	10.67 ± 1.90	11.79 ± 1.71
	m	1075 ± 318	988 ± 298	12.77 ± 3.63	12.71 ± 4.18
	t	2650 ± 1202	2650 ± 1273	28.64 ± 8.07	32.02 ± 10.26
Dollard	f	1575 ± 144	1550 ± 108	15.07 ± 3.67	17.76 ± 3.25
	m	1713 ± 165	1650 ± 252	18.85 ± 3.96	21.07 ± 3.41
	t	3200 ± 1061	2900 ± 778	27.02 ± 3.52	27.94 ± 3.23
Duprat	f	1175 ± 384	1050 ± 381	15.96 ± 1.76	17.65 ± 2.03
	m	1575 ± 463	1550 ± 376	18.51 ± 5.69	22.09 ± 5.69
	t	4125 ± 177	2825 ± 955	35.75 ± 1.75	31.28 ± 10.78
Figuery	f	1225 ± 352	1063 ± 312	17.18 ± 3.94	17.46 ± 4.47
	m	1713 ± 517	1588 ± 409	18.11 ± 1.17	18.06 ± 2.26
	t	2250 ± 0	2150 ± 0	27.78 ± 1.03	28.08 ± 0.22
DRF		1997	2002	1997	2002
8397124203	tr	1575	1600	22.22	24.81
	te	1725	1725	32.11	35.26
8397124404	tr	1850	1800	21.36	24.44
	te	2825	2750	29.29	32.66
8397124902	tr	1325	1400	18.74	20.03
	te	1975	2075	34.38	37.92
8397126805	tr	1325	1700	18.09	20.99
	te	775	1225	29.08	35.45
8397129501	tr	2000	1950	19.7	22.05
	te	4150	3450	20.75	23.34
8697118502	tr	1225	1325	22.21	22.45
	te	1375	1500	23.67	25.34
8697118701	tr	1125	1050	15.66	18.04
	te	1950	1675	24.46	26.37
8697118703	tr	775	775	17.34	19.38
	te	1950	1850	25.35	25.76

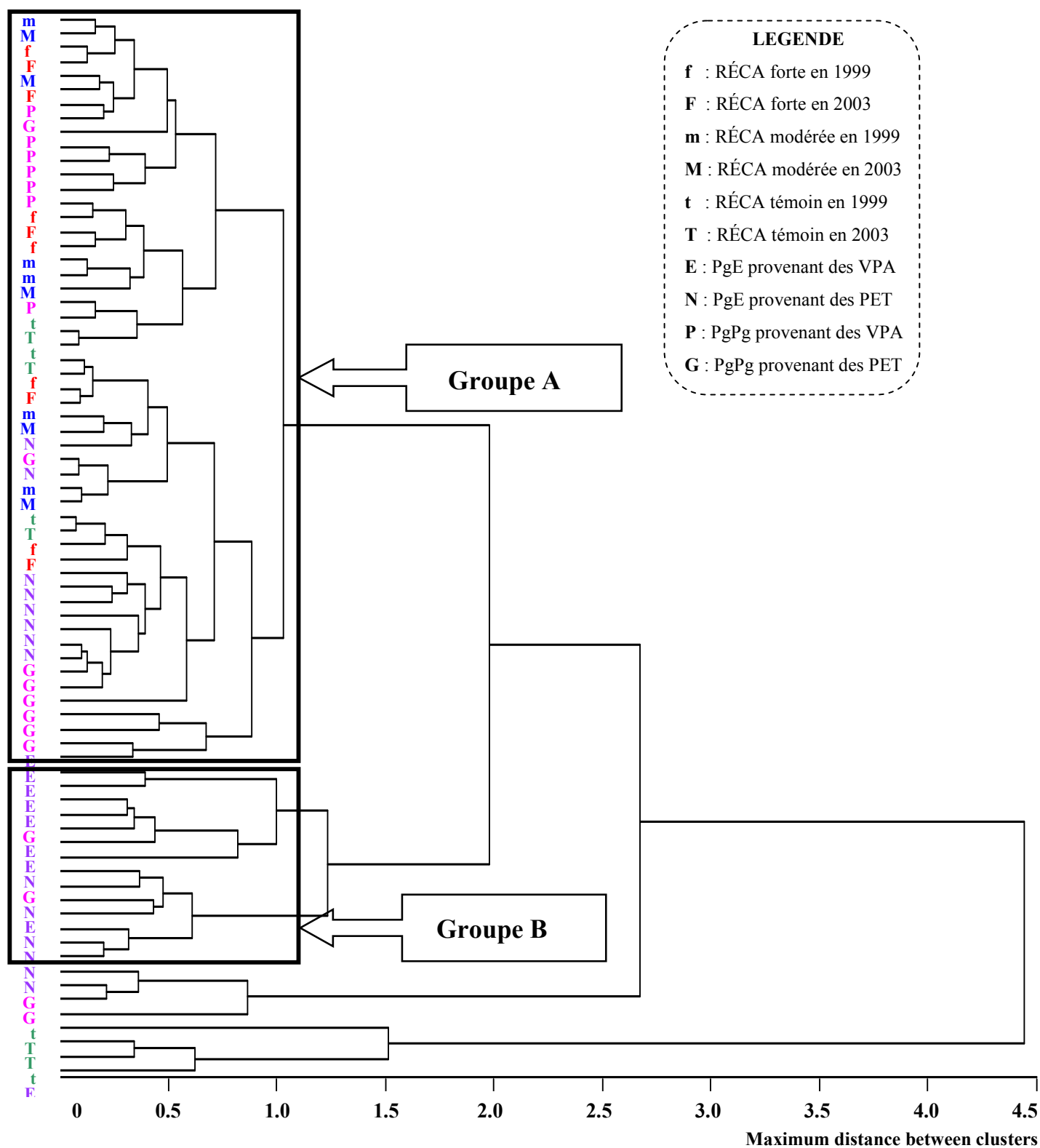
Tableau I.2 Résultats pour les vieux peuplements provenant de l'Abitibi et des placettes-échantillons temporaires

Canton / Parcelle		Composition	Densité (ti/ha)	S.T. (m ² /ha)
VPA				
Duparquet	2515	PGE	2750	39.35
Lac Disson	1417	PGE	3250	26.12
Lac Vaudray	2085	PGE	3400	33.32
Lac Vaudray	2087	PGE	6550	18.39
Lac Vaudray	2113	PGE	4200	16.67
St-Eugène	920	PGE	2050	29.48
Villebois	340	PGE	2850	35.12
Villebois	1174	PGE	2050	39.35
Villebois	1188	PGE	2350	18.82
St-Mathieu	1593	PGPG	1050	24.61
Languedoc	1113	PGPG	1600	18.41
Languedoc	1122	PGPG	1400	25.79
Languedoc	1125	PGPG	2050	25.54
Languedoc	1133	PGPG	1300	19.04
Languedoc	1778	PGPG	2350	26.47
Launay	2075	PGPG	1450	41.78
PET				
934710901		PGE	1750	28.53
964800203		PGE	1450	38.55
964800301		PGE	1025	18.99
964800802		PGE	1000	14.73
964803802		PGE	1675	26.45
964806905		PGE	1600	11.88
964812204		PGE	3350	15.47
964817404		PGE	2625	27.02
964822103		PGE	1425	25.64
964822202		PGE	4800	24.51
964903301		PGE	2650	19.08
964903302		PGE	1200	24.88
964921003		PGE	3800	23.11
964925604		PGE	375	7.15
965953701		PGE	2950	19.53
963703203		PGPG	375	5.60
964722301		PGPG	5450	20.42
964803801		PGPG	1200	32.90
964804702		PGPG	600	27.72
964804703		PGPG	2200	30.12
964806701		PGPG	2925	25.97
964809502		PGPG	1025	19.03
964813601		PGPG	2325	29.59
964813602		PGPG	700	23.35
964813603		PGPG	3575	21.63
964813604		PGPG	450	16.90
964820801		PGPG	700	36.48
964826702		PGPG	5675	28.61
965855102		PGPG	1350	16.85

ANNEXE J

DENDROGRAMME

Tableau J.1 Résultats de l'analyse de groupement à liens simples pour les peuplements du réseau d'éclaircie commerciale en Abitibi et les vieux peuplements provenant de l'Abitibi. Le dendrogramme met en évidence deux principaux groupes de peuplements (A et B)



ANNEXE K

DEUX GROUPES DE VIEUX PEUPLEMENTS

Tableau K.1 Caractéristiques des vieux peuplements dans la phase de transition

Identification	Référence	Âge	Composition	Densité (ti/ha)	S.T. (m ² /ha)
St-Mathieu 1593	VPA	85	PGPG	1050	24,61
Languedoc 1113	VPA	85	PGPG	1600	18,41
Languedoc 1122	VPA	85	PGPG	1400	25,79
Languedoc 1125	VPA	85	PGPG	2050	25,54
Languedoc 1133	VPA	85	PGPG	1300	19,04
Languedoc 1778	VPA	85	PGPG	2350	26,47
Launay 2075	VPA	85	PGPG	1450	41,78
964809502	PET	91	PGPG	1025	19,03
965855102	PET	80	PGPG	1350	16,85
964803801	PET	98	PGPG	1200	32,90
964820801	PET	110	PGPG	700	36,48
963703203	PET	90	PGPG	375	5,60
964813604	PET	90	PGPG	450	16,90
964804703	PET	106	PGPG	2200	30,12
964804702	PET	103	PGPG	600	27,72
Villebois 1174	VPA	90	PGE	2050	39,35
Villebois 1188	VPA	90	PGE	2350	18,82
934710901	PET	81	PGE	1750	28,53
964806905	PET	81	PGE	1600	11,88
964925604	PET	81	PGE	375	7,15
964903302	PET	89	PGE	1200	24,88
964800802	PET	83	PGE	1000	14,73
964822103	PET	101	PGE	1425	25,64
964800301	PET	86	PGE	1025	18,99
964800203	PET	87	PGE	1450	38,55
Moyenne		89 +/- 8		1333	23,83

Tableau H.2 Caractéristiques des vieux peuplements de deuxième cohorte

Identification	Référence	ÂGE	Composition	Densité (ti/ha)	S.T. (m2/ha)
Duparquet 2515	VPA	95	PGE	2750	39,35
Lac Disson 1417	VPA	115	PGE	3250	26,12
Lac Vaudray 2085	VPA	108	PGE	3400	33,32
Lac Vaudray 2087	VPA	108	PGE	6550	18,39
Lac Vaudray 2113	VPA	108	PGE	4200	16,67
St-Eugène 920	VPA	116	PGE	2050	29,48
Villebois 340	VPA	90	PGE	2850	35,12
964803802	PET	88	PGE	1675	26,45
964812204	PET	87	PGE	3350	15,47
964817404	PET	88	PGE	2625	27,02
964822202	PET	93	PGE	4800	24,51
964903301	PET	83	PGE	2650	19,08
964921003	PET	96	PGE	3800	23,11
965953701	PET	114	PGE	2950	19,53
964722301	PET	114	PGPG	5450	20,42
964806701	PET	81	PGPG	2925	25,97
964813601	PET	106	PGPG	2325	29,59
964813602	PET	106	PGPG	700	23,35
964813603	PET	106	PGPG	3575	21,63
964826702	PET	81	PGPG	5675	28,61
Moyenne		99 +/- 12		3378	25,16