TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES v
LISTE DES TABLEAUX vii
RÉSUMÉ DU MÉMOIRE viii
INTRODUCTION GÉNÉRALE 1

ANALYSE COMPARATIVE DES TREMBLAIES ISSUES DE FEUX OU DE COUPE DANS LA CEINTURE ARGILEUSE D'ABITIBI
DIA, Abdoul Ousmane, Bergeron, Yves et Grondin, Pierre

I. RÉSUMÉ 7
II. INTRODUCTION 8
III. MÉTHODES 12
III.1. Aire d'étude 12
III.2.Collecte des données 14
III.2.1. Composition de la végétation arborescente et de la régénération 15
III.2.2. Diversité floristique et structurale 16
IV. ANALYSES STATISTIQUES 17
IV.1. Composition de la végétation arborescente et de la régénération 17
IV.2. Diversité floristique et structurale 19
V. RÉSULTATS 21
V.1. Composition de la végétation et de la régénération 21
V.2. Diversité floristique et structurale 25

VI. DISCUSSION 31
VI.1. Composition de la végétation arborescente et de la régénération 31
VI.2. Diversité floristique et structurale 34
VII. CONCLUSION 37
CONCLUSION GÉNÉRALE 38

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES 40

APPENDICE A 45
APPENDICE A (Suite) 46
APPENDICE A (Suite) 47
APPENDICE A (Suite) 48
APPENDICE B 49
APPENDICE B (Suite) 50
APPENDICE B (Suite) 51
APPENDICE B (Suite) 52
APPENDICE B (Suite) 53
APPENDICE B (Suite) 54

LISTE DES FIGURES

Figure **Page**

Figure 1: Aire d'étude et sites d'échantillonnage 13

Figure 2: Structure de l'échantillonnage 15

Figure 3: Composition de la végétation arborescente des tremblaies issues de feu vs coupes. Le plan est formé des axes principaux 1 et 2 de l'analyse de redondance partielle. pertorigCoupe: Perturbation d'origine Coupe. △: Feu, □: Coupe, PET : Peuplier faux-temble, EPN : Épinette noire, SAB, Sapin baumier, BOP : bouleau à papier, EPB : Épinette blanche, PEB : Peuplier baumier, PIG : Pin gris et MEL : Mélèze. Les deux premiers axes principaux expliquent respectivement 73% (λ_1= 0,045) et 27% (λ_2=0,013) de la variance totale. 22

Figure 4: Composition de la régénération des tremblaies issues de couvert d'origine résineux vs mixte. Le plan est formé des axes principaux 1 et 2 de l'analyse de redondance partielle. ComporigMixte : couvert d'origine mixte, pertorigCoupe: perturbation d'origine Coupe. △: Feu, □: Coupe, PET : Peuplier faux-temble, EPN : Épinette noire, SAB, Sapin baumier, BOP : bouleau à papier, EPB : Épinette blanche, PEB : Peuplier baumier, PIG : Pin gris et MEL : Mélèze. Les deux premiers axes principaux expliquent respectivement 63% ($\lambda 1$= 0,045) et 18% ($\lambda 2$=0,013) de la variance totale 24

Figure 5: Diversité alpha à l'intérieur des peuplements d'origine mixte en fonction de la perturbation. ab (p=0,10) et bb (p>0,10) 25

Figure 6: Diversité alpha à l'échelle des peuplements d'origine mixte en fonction de la perturbation. ab (p<0,10) et bb (p>0,10) 25

Figure 7: Diversité Bêta à l'échelle des peuplements d'origine mixte en fonction de la perturbation. ab (p<0,10) et bb (p>0,10) 26

Figure 8: Diversités structurales en fonction de la perturbation et le type de couvert d'origine. ab (p=0,10) et bb (p>0,10) 26

Figure 9: Caractérisation de la structure des tremblaies issues de feu vs coupes. Le plan est formé par les axes principaux 1 et 2 de l'analyse de redondance partielle. PertorigFeu: perturbation d'origine Feu, comporigResineux: couvert d'origine Résineux, △: Feu, □: Coupe, debfin : chicots de petit diamètre (<20 cm), debgros : chicots de gros diamètre (>20cm), grosses_tiges : arbres vivants de diamètres (>20cm) , gaules : arbres vivants de diamètres <10cm , perches : arbres vivants de 12-20cm de diamètre. Les deux premiers axes principaux expliquent respectivement 83% (λ_1= 0,011) et 17% (λ_2=0,002) de la variance totale 30

LISTE DES TABLEAUX

Tableau **Page**

Tableau 1 Statistiques sommaires des peuplements échantillonnés..... 17

Tableau 2 : Données statistiques de base 18

Tableau 3 : Répartitions des observations dans les peuplements en fonction de la perturbation . 20

Tableau 4 : Importance relative des espèces en fonction des perturbations (%) 21

Tableau 5 : Liste des espèces les plus communes, leurs fréquences relatives et leurs valeurs indicatrices (Dufrêne et Legendre 1997) associées dans les tremblaies issues de feu vs coupe. . 28

RÉSUMÉ DU MÉMOIRE

En Abitibi, à l'ouest du Québec, l'exploitation forestière a été, et reste encore, le moteur de l'économie de la région. Cette activité forestière a laissé des empreintes sur le paysage forestier qui se caractérise par une augmentation de la proportion des peuplements feuillus. En effet, au 20ème siècle et en ce début du 21ème siècle, la récolte des conifères dans les peuplements mixtes ou à dominance résineuse a marqué le développement de l'industrie forestière. Les peuplements résiduels sont aujourd'hui envahis par les feuillus e.g. le peuplier faux-tremble (processus d'enfeuillement). En conséquence, on observe une diminution de la proportion des conifères aux échelles du peuplement et du paysage.

Ces activités anthropiques (i.e. Coupes) sont-elles seules à l'origine de la modification de ce paysage ou l'augmentation de la fréquence de ces coupes? Pour tenter de répondre à cette question et mieux comprendre la dynamique de l'enfeuillement sur les argiles de l'Abitibi, nous avons comparé l'effet de la coupe et du feu sur les attributs (composition, structure et diversité) des peuplements. Ensuite, nous avons analysé l'influence de la composition d'origine sur ces attributs.

Nos résultats montrent que la composition des tremblaies issues de feu et de coupes d'origine mixte ou résineuse est actuellement comparable. Seule la régénération diffère sensiblement. Les tremblaies d'origine résineuses renferment une proportion élevée de sapin baumier et de peuplier baumier comparativement à celles d'origine mixte dominées par le peuplier faux-tremble. La diversité alpha et bêta ne montrent pas de différences marquées. Seule la structure des tremblaies dégage une tendance. Les tremblaies issues de feu et de composition d'origine résineuse se caractérisent par une abondance de gaules et de grosses tiges. Celles issues de coupes d'origine mixte, renferment plus de perches et de chicots de toutes grosseurs.

Ces résultats montrent que le type, l'intensité et la fréquence des coupes adoptées avant l'avènement de l'ère industrielle, n'aurait pas significativement altéré les attributs des tremblaies. Contrairement, de nos jours, l'industrialisation de l'exploitation forestière semble modifier significativement les attributs des peuplements en Abitibi.

A l'issue de ces travaux, notre compréhension de la dynamique des tremblaies dans la plaine argileuse reste fragmentaire et très limitée. Une analyse plus approfondie est nécessaire pour mieux cerner la dynamique des tremblaies de la plaine argileuse d'Abitibi. Cette analyse devra viser à quantifier la perte de superficie de peuplements résineux au profit de tremblaies et identifier les processus à la base de cette dynamique. En outre, une analyse spatio-temporelle des communautés végétales à l'intérieur des tremblaies et à l'échelle du paysage abitibien permettrait de quantifier les écarts entre les proportions actuelles et historiques, et d'élaborer des stratégies d'aménagement adaptées au contexte régional.

Mots clés : Enfeuillement, peuplier faux-tremble, composition, structure, diversité, argile, perturbation, feu, coupe, Abitibi.

INTRODUCTION GÉNÉRALE

Ces dernières décennies ont connu un accroissement de l'intérêt quant aux questions liées à la gestion durable et à la conservation des ressources forestières. En forêt boréale québécoise, cet intérêt est né de constats sur les conséquences de l'exploitation et la gestion des forêts publiques, qui se sont maintenues tout au long du siècle dernier et continuent à l'aube du 21ème siècle.

Dans la forêt boréale, l'exploitation forestière constitue un des principaux piliers du développement économique des régions dites ressources en l'occurrence l'Abitibi-Témiscamingue. La récolte du bois a été, et reste encore, moteur de l'économie régionale. Cette activité a été initiée à l'orée de l'ouverture de la région à la colonisation pendant la période 1880-1940. La période 1910-1930, a connu l'éclosion d'une colonie dans cette partie du Québec grâce aux potentialités en ressources naturelles (Gourd, 1973; Paquin, 1979; Asselin, 1982).

L'appui du clergé et les mesures d'incitation mises en place par le Gouvernement du Québec ont encouragé l'établissement des nouveaux arrivants en Abitibi (Vincent 1995, p. 198-234). Si le défrichement des terres a été au centre de cette politique (Asselin 1982, p. 107), la coupe de bois a servi à la fois aux besoins domestiques et constitué une source financière.

Dans la même période, l'installation de la première usine papetière à Iroquois Falls en Ontario et l'achèvement de la construction du chemin de fer transcanadien, ont marqué l'avènement d'une nouvelle forme d'exploitation et de mise en valeur de la matière ligneuse. Cette nouvelle ère a été marquée par un début d'industrialisation de l'exploitation forestière à partir des année 1950. Les coupes de résineux se sont intensifiées et l'épinette noire (*Picea mariana*) était l'espèce fortement prisée à l'époque par cette jeune industrie forestière (Lefort *et al.* 2003).

Rapport-Gratuit.com

L'exploitation forestière d'alors centrée sur la récolte des résineux a laissé des empreintes sur le paysage forestier abitibien qui se caractérisent surtout par une augmentation de la proportion des peuplements feuillus. Aujourd'hui d'aucuns s'interrogent sur la dynamique de ces peuplements et l'avenir de ce paysage. Cette prolifération préoccupe de nombreux acteurs du milieu forestier. Le ministère des Ressources naturelles et de la faune (MRNF) estime que l'importance relative en superficie des feuillus est passée au Québec, durant la décennie 1980-1990 de 14% à 17%, alors que celle des peuplements mixtes s'est accrue de 26% à 31% (MRNF, 2002). En outre, pendant la période 1948-1993, le pourcentage de peuplements résineux dans la plaine argileuse de l'Abitibi aurait chuté de près de 50% à moins de 20% (Grondin et Cimon, 2003). Laquerre *et al.* (2007) ont observé également une augmentation de l'importance relative en superficie des tremblaies respectivement de 49% et 32% dans les régions écologiques de la sapinière à bouleau blanc et la pessière à mousse (respectivement 5a et 6a).

Ce phénomène, dit d'enfeuillement, semble en effet progresser dans le temps et dans l'espace et constituer un enjeu majeur dans le contexte d'aménagement écosystémique des forêts québécoises. Le MRNF le considère comme un enjeu (problème réel ou appréhendé) de composition forestière (Grondin et Cimon, 2003).

Cet enjeu peut être défini par rapport à la composition d'origine, d'une part et la dynamique qui sous tend l'évolution des peuplements forestiers qui est influencée par les facteurs associés à la perturbation et aux caractéristiques autécologique des espèces, d'autre part. La composition d'origine affecterait le devenir du peuplement en influençant la proportion relative des espèces. L'autoécologie de chacune de ces espèces est déterminante dans sa capacité de se maintenir. En effet, une composition d'origine mixte, par exemple, pourrait favoriser davantage le retour des espèces résineuses après perturbation comparativement à celle d'origine feuillue comme les tremblaies. En outre, la dynamique détermine différents stades successionnels qui correspondent à des fenêtres de temps ponctuelles. Dans ce cas ci, l'enfeuillement tel que défini précédemment, serait-il un état permanent (état alternatif stable *sensu* Payette *et al.*, 2000) ou un stade transitoire? Y a-t-il des opportunités de mettre en pratique des stratégies sylvicoles qui permettraient de restaurer une composition forestière comparable à celle d'avant la perturbation?

D'importants travaux ont été consacrés à la dynamique des peuplements forestiers en forêt boréale dont la dynamique est caractérisée par une prépondérance de l'action du feu (Haeussler et Bergeron, 2004). Cependant, aujourd'hui, l'exploitation forestière, i.e les coupes, constitue la principale perturbation affectant ces forêts. Il est admis que les coupes s'étendent de plus en plus et qu'elles présentent des incidences sur les attributs (composition, diversité floristique et structurale) des peuplements forestiers (Niemela, 1999; Haeussler et Bergeron 2004; Carleton et MacLellan 1994; Brumelis et Carleton 1998).

Le premier impact de l'exploitation forestière se traduit par la modification des conditions microclimatiques qui affectent la régénération de nombreuses espèces. La coupe élimine une bonne partie des semenciers, réduit les microsites nécessaires à la régénération et expose le sol minéral qui peut être favorable à la régénération de certaines espèces forestières. Une compétition découlant de l'interaction des espèces en présence peut favoriser certaines d'entre elles. Celles qui sont agressives et pourvues d'une grande capacité de prolifération et d'expansion spatiale rapide dans les conditions ouvertes telles que le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides*). Le sapin baumier (*Abies balsamea*) peut être favorisé par la coupe grâce à la régénération pré-établie. Ainsi, de nombreuses espèces feuillues et certaines résineuses non pyrophiles (Peltzer *et al.* 1999; Boucher *et al.* 2006; Carlson *et al.* 2007), ainsi que les espèces allogènes et rudérales, peuvent profiter de ces nouvelles conditions et occuper les niches libérées (Haeussler *et al.* 2002).

Rapport-gratuit.com

Les perturbations peuvent également affecter la diversité biologique des communautés végétales. Halpern et Spies (1995), Haeussler et *al.* (2002) et Haeussler et Bergeron (2004) ont observé une différence notable de diversité biologique entre coupes et feu. Les coupes peuvent engendrer une augmentation de la diversité floristique et entraîner l'enrichissement des peuplements en espèces adaptées

à une large gamme de conditions créées par les perturbations (Haeussler *et al.* 2002). On peut observer dans ces peuplements un appauvrissement en espèces pyrophiles en même temps que l'augmentation des feuillus (Haeussler *et al.* 2002; Weir et Johnson 1998). Même si ces observations ne font pas l'unanimité,

certains auteurs ont observé une similarité de diversité floristique entre coupes vs feu (Reich *et al.* 2000; Peltzer *et al.* 1999). Par exemple, en Saskatchewan, Peltzer *et al.* (2000) ont rapporté que dans les peuplements mixtes, la diversité n'est pas affectée par la perturbation humaine ou naturelle. De même, Macdonald *et al* (2007) ont montré que la sévérité de la perturbation (2 ans après), i.e. coupe à rétention variable, pouvait avoir un effet significatif sur la diversité et la richesse floristique. Cet effet peut être mitigé par le type de couvert. Les peuplements de conifères et mixtes sont plus sensibles à l'effet du type de coupe comparativement aux peuplements feuillus du fait de la présence d'espèces tolérantes à l'ombre.

Selon le stade de développement du peuplement, la distribution des classes de diamètre des arbres vivants ou morts (chicots) peut être déterminée par le type de perturbation. McIver et Ottman (2007) ont suggéré que la coupe réduit la densité des peuplements dans certaines classes de diamètre, notamment celles des classes de moins 22 cm et 21-41 cm. D'autres auteurs ont montré que la distribution des classes de diamètres des chicots était différente entre les peuplements issus de feu vs coupe. Ces auteurs suggèrent que dans les peuplements de 20-40 cm, par exemple, la coupe réduit la proportion de chicots de plus de 32 cm. Dans le même ordre d'idées, Tinker et Knight (2000) ont montré que les peuplements issus de feu renferment plus de débris ligneux que ceux issus de coupes. Il en découle une diversité structurale moins complexifiée dans le cas des peuplements issus de coupes que celle observée après feu pour un âge comparable (Haeussler et Bergeron, 2004).

L'impact des perturbations naturelles et les perturbations d'origine humaine sur les attributs des peuplements forestiers ont été longtemps étudiés en forêt boréale. Plusieurs travaux ont porté sur l'analyse comparée des incidences de ces deux types de perturbation. Toutefois, peu d'études ont porté sur l'influence du type de couvert d'origine et son impact sur la dynamique de la végétation dans les peuplements forestiers.

L'intégration du type de couvert d'origine dans l'analyse de l'impact de la perturbation, anthropique ou naturelle, permet d'améliorer nos connaissances, en vue de l'adoption d'un aménagement forestier adapté des tremblaies, pour une restauration écologique des écosystèmes de référence.

ANALYSE COMPARATIVE DES TREMBLAIES ISSUES DE FEUX OU DE COUPE DANS LA CEINTURE ARGILEUSE D'ABITIBI

DIA, Abdoul Ousmane[1], Bergeron, Yves[2] et Grondin, Pierre[3]

[1,2] Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable

445, Boul. de l'Université

Rouyn-Noranda, Qc, J9X 5E4

Tél : (819) 762 0971 #2921

Téléc : (819) 797-4727

Courriel: Abdoul-Ousmane.Dia@uqat.ca

[3] Direction de la recherche forestière, Ministère des Ressources naturelles et de la faune

I. RÉSUMÉ

Notre aire d'étude est située dans la région d'Abitibi (nord-Ouest du Québec) entre 47° 30' et 49° 30' latitude Nord, et 76° 30' et 79° 30' longitude Ouest. L'objectif de ce travail de recherche était de comparer l'effet de la coupe et du feu sur les attributs (composition, structure et diversité) des tremblaies sur les argiles de l'Abitibi. Nous avons ciblé 56 tremblaies (peuplements de peuplier faux-tremble) provenant de deux types de couvert d'origine ainsi que deux classes de perturbations (feu et coupe). Nous avons employé une analyse de redondance (rda) pour caractériser la composition de la végétation. Nous avons adopté la même démarche pour la caractérisation de la composition de la régénération. Les indices de diversité de Shannon (1948), d'équitabilité de Pielou (1968) et de richesse ont permis de caractériser la diversité alpha. L'indice de diversité beta (Soerensen 1948) a été utilisé pour caractériser le changement de diversité alpha. Pour chacun de ces indices, nous avons effectué deux niveaux d'analyses : une analyse à l'intérieur des peuplements (à l'échelle des quadrats) et une seconde à l'échelle du peuplement (à l'échelle des placettes). Nous avons également utilisé les espèces indicatrices (Dufrêne et Legendre 1997) pour identifier celles qui sont associées à chacun des types de perturbation. En fin, à l'aide des indices de diversité, nous avons évalué la diversité structurale des tremblaies. Nous avons utilisé tour à tour le test de Fligner-Killeen et une analyse de la variance à un critère de classification basé sur ces indices.

Nos résultats ne mettent pas en évidence un écart important de la composition du couvert des tremblaies issues de feu et de coupes d'origine mixte ou résineuse. La composition de régénération diffère sensiblement. Les tremblaies d'origine résineuses renferment une proportion plus élevée de sapin baumier et de peuplier baumier que celles d'origine mixte qui sont dominées par le peuplier faux-tremble. La diversité alpha et bêta ne montrent pas de différences marquées. La structure des tremblaies montre une tendance marquée par l'abondance de gaules et de grosses tiges dans les tremblaies issues de feu et de composition d'origine résineuse. À l'inverse, celles issues de coupes d'origine mixte renferment plus de perches et de chicots de toutes grosseurs.

Ces résultats montrent que le type de coupes adoptées avant l'avènement de l'ère industrielle, n'aurait pas significativement altéré les attributs des tremblaies.

Mots clés : Enfeuillement, peuplier faux-tremble, composition, structure, diversité, argile, perturbation, feu, coupe, Abitibi.

II. INTRODUCTION

La forêt boréale se caractérise par un assemblage d'écosystèmes dans lequel le feu joue un rôle majeur (Haeussler et Bergeron, 2004). La coupe forestière, initiée à l'orée de la colonisation des terres, et le développement industriel ont graduellement remplacé le feu comme principale perturbation d'origine humaine qui affecte les forêts dans la région de l'Abitibi, situé dans le nord-ouest du Québec. L'impact de cette pratique est associé, selon plusieurs auteurs (Carleton et MacLellan 1994; Brumelis et Carleton 1998; Laquerre *et al.* (soumis)), à l'augmentation des feuillus, notamment le peuplier faux-tremble, dans des peuplements d'origine résineuse ou mixte. Ces « nouveaux » peuplements sont considérés de moindre valeur économique et sociétale en comparaison aux peuplements résineux.

Plusieurs travaux ont été consacrés aux effets de la coupe sur certaines caractéristiques des peuplements forestiers. Ces travaux ont été réalisés en comparant l'impact de la coupe à celui du feu qui constitue l'état de référence. Ils montrent que la coupe, par l'enlèvement de la canopée, peut entraîner des changements notables de composition, de structure ou de diversité. L'élimination de la canopée influence les conditions microclimatiques à travers la température, l'humidité relative, la lumière et la vitesse du vent (Carleton et MacLellan 1994; Pawson *et al.* 2006) de même que l'accumulation de la matière organique (Carleton et MacLellan, 1994; Haeussler et Bergeron, 2004).

L'effet de la coupe sur chacune de ces caractéristiques peut se traduire par l'élimination d'une espèce ou d'un groupe d'espèces de l'écosystème ou la création de nouvelles niches favorables à l'installation et le maintien de nouvelles espèces. Les relations biotiques qui en découlent peuvent favoriser davantage les espèces dotées d'une capacité de reproduction végétative et des espèces résineuses très agressives (Beltzer *et al.* 1999; Boucher *et al.* 2006; Carlson *et al.* 2007).

La composition des peuplements résineux ou mixtes peut significativement différer de celle des peuplements naturels (Carleton et MacLellan 1994; Ngyen-Xuan *et al.* 2000; Lecomte et Bergeron 2005; Johnston et Elliot 1996). Par exemple, la coupe totale, qui peut s'apparenter au feu seulement qu'en partie (Bergeron *et al.* 1998), peut favoriser le drageonnement des espèces pionnières comme le peuplier faux-tremble, la survie de la régénération naturelle pré-établie et la reproduction sexuée des espèces non pyrophiles comme le sapin baumier. Les peuplements issus de coupes forestières renfermeraient une faible proportion d'espèces résineuses pyrophiles (Haeussler *et al* 2002). Parallèlement, la structure est altérée suite à la modification de la distribution naturelle des tiges dans les peuplements, i.e. les grosses tiges (McRae *et al.* 2001) et la répartition des chicots. Ferguson et Elkie (2003) ont montré qu'après une vingaitaine ou une trentaine d'année, le feu produisait, dans les peuplements dominés par le pin gris au sud de l'Ontario plus de chicots comparativement aux coupes qui en produisait davantage dans des peuplements de 30-40 ans. La distribution des classes de diamètre des chicots était différente; les chicots de plus de 32 cm de diamètre à hauteur de poitrine (dhp) était plus abondants suite au feu (peuplements de 21 à 40 ans).

Les coupes peuvent également affecter la diversité biologique des communautés végétales. De nombreux auteurs (Halpern et Spies 1995; Haeussler *et al.* 2002; Haeussler et Bergeron 2004; Bergeron et Dubuc 1989 et Nguyen-Xuan *et al.* 2000) ont observé une augmentation de la diversité floristique suite aux coupes. Ces dernières sont enrichies par de nombreuses espèces adaptées à une large gamme de perturbations (Haeussler *et al.* 2002; Hart et Chen 2006). Les espèces résidentes et la végétation résiduelle contribuent significativement à l'augmentation de la diversité. Cependant, la coupe peut altérer la qualité des habitats favorables à certains groupes d'espèces au profit d'espèces opportunistes ou généralistes (Haeussler *et al.* 2002; Weir et Johnson 1998).

Parmi les nombreux travaux consacrés à la dynamique des peuplements forestiers en région boréale, plusieurs ont mis en lumière l'impact de la coupe sur la composition et la structure des peuplements (Haeussler et Bergeron 2004; Nguyen-Xuan *et al.* 2000), son incidence également sur la diversité (Carleton et MacLellan 1994; Reich *et al.* 2001; Haeussler et Bergeron 2004), ou ses conséquences à court terme sur les conditions microclimatiques (Brais 2001; Harvey et Brais 2002; Brais *et al.* 2004). Ces travaux se sont essentiellement consacrés à l'analyse de la comparaison des peuplements affectés par différents historiques de perturbation dans une fenêtre de temps donnée.

Afin de bien cerner la dynamique post-perturbation propre aux peuplements d'origines différentes, il est essentiel d'analyser l'effet de la coupe sur les caractéristiques des peuplements en intégrant l'influence du type de couvert avant la perturbation. Ce facteur revêt une importance majeure. Les peuplements issus de couverts d'origines différentes et soumis à la même perturbation (Peltzer *et al.* 1999; Reich *et al.* 2001) peuvent suivre des trajectoires successionnelles convergentes ou divergentes. Par exemple, les peuplements issus de feu et de compositions différentes peuvent partager plusieurs caractéristiques (DeGrandpré *et al.* 1997; Lecomte *et al.* 2001); de même dans des peuplements mixtes, par exemple, la diversité peut être comparable quelque soit la perturbation (Peltzer *et al.* 2000).

L'objectif de ce travail est 1) de comparer les caractéristiques (composition, structure et diversité) des peuplements de peuplier faux-tremble (tremblaies) issus de coupes et de feu et 2) de mettre en évidence l'influence du type de couvert d'origine sur ces caractéristiques.

Nous partons des hypothèses que : 1) les coupes altèrent la composition arborescente des tremblaies en changeant la proportion relative d'essences résineuses dont l'épinette noire et le sapin baumier; 2) les coupes augmentent la diversité floristique dans les tremblaies. La diversité dans ces peuplements est, d'une part, enrichie par le recrutement de nouvelles espèces (exotiques ou/et rudérales) qui viennent s'ajouter au cortège floristique de la forêt d'origine mais cette diversité est, d'autre part,

appauvrie par une perte des espèces pyrophiles et héliophiles. En outre, les coupes maintiennent une proportion élevée de gaules et de perches mais moins de chicots de gros diamètres, comparativement au feu. Il en résulte une diminution de la diversité structurale dans les peuplements issus de coupe. Le maintien de la végétation résiduelle, suite à un incendie de sévérité variable, et les chicots de gros diamètres enrichissent cette diversité.

Il faut noter que, Reich *et al.* (2001), ont montré, en comparant les tremblaies, pinèdes grises et pessières que la composition, la diversité voire la productivité ne diffèrent pas entre feu et coupes, particulièrement pour les peuplements âgés de plus de trente années. Cette similarité montre que quelque soit le type de couvert d'origine, la composition des peuplements ne diffère pas significativement en fonction du type de perturbation.

Dans le cas de la présente étude, faut-il s'attendre à un résultat comparable ou serait-il possible que l'on observe une divergence entre feu et coupe quant aux attributs des tremblaies de la zone agroforestière (zone forestière habitée) d'Abitibi?

Rapport-Gratuit.com

III. MÉTHODES

III.1. Aire d'étude

L'aire d'étude est située dans la région d'Abitibi (nord-Ouest du Québec) entre 48° 00' et 49° 30' latitude Nord, et 77° 00' et 79° 30' longitude Ouest. Elle est délimitée, à l'Est par le secteur des coteaux, à l'ouest par la frontière avec l'Ontario, au sud par Roquemaure et au nord par Villebois (Figure I). Ce territoire se situe sur la ceinture argileuse d'Abitibi qui résulte de la sédimentation de particules fines déposées dans les lacs proglaciaires Barlow et Ojibway (11500 et 7900 BP) formés lors du retrait de l'inlandsis laurentidien (Vincent et Hardy 1977). La végétation se compose essentiellement de sapin baumier (*Abies balsamea* L. (Mill)), de peuplier faux tremble (*Populus tremuloides* Michx), de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb) et d'épinette noire (*Picea mariana* Mill. B.S.P). Ce territoire est classé dans la région écologique de la plaine de l'Abitibi (région 5a) appartenant au domaine de la sapinière à bouleau blanc (Saucier *et al.* 1998). Nous avons ciblé 56 tremblaies (peuplements de peuplier faux-tremble) provenant de deux types de couvert d'origine et considérés comme ceux caractérisant la forêt préindustrielle (mixte et résineux) ainsi que deux classes de perturbations (feu et coupe).

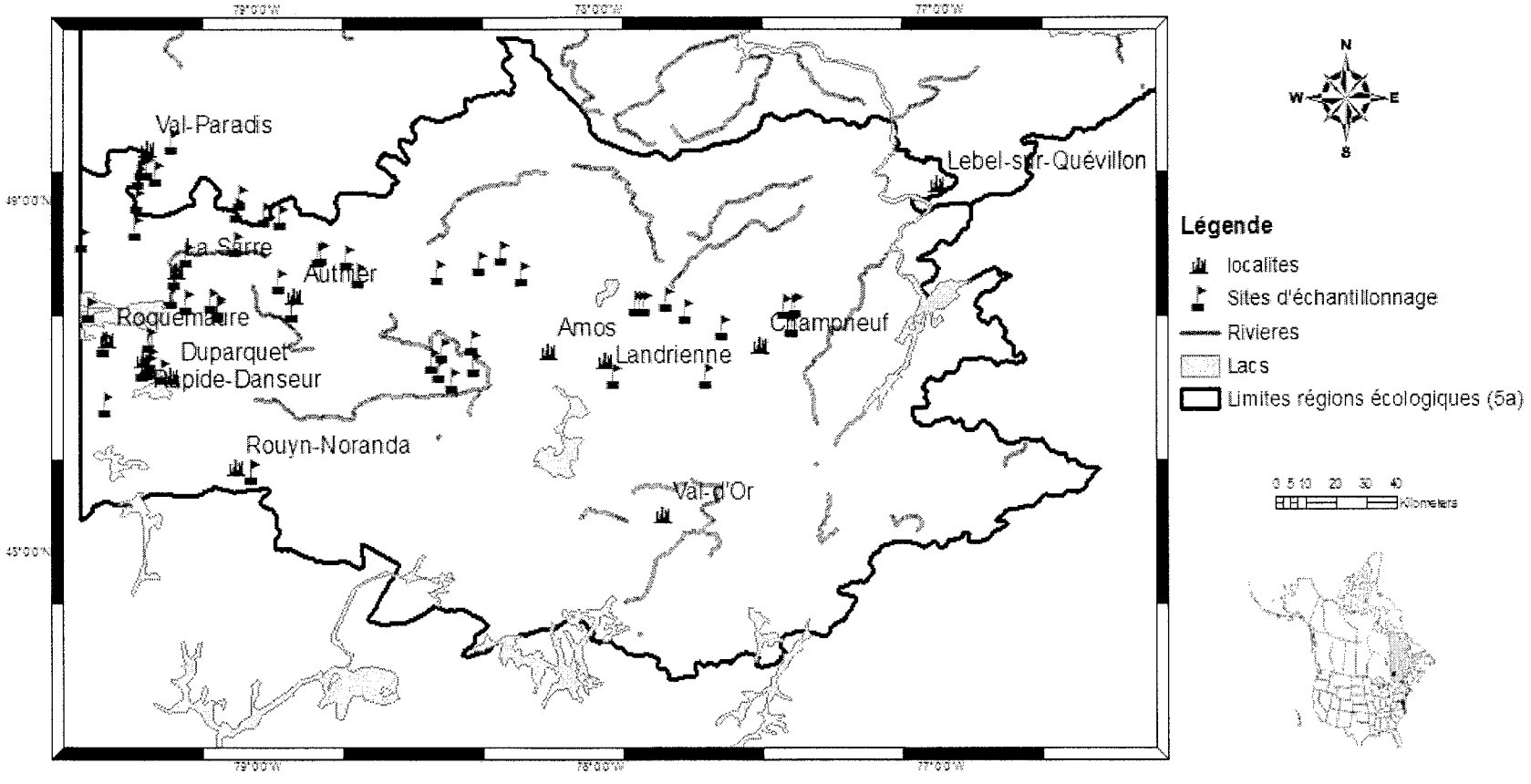

Figure 1: Aire d'étude et sites d'échantillonnage

III.2.Collecte des données

À partir des cartes écoforestières du MRNF de la décennie 1990, nous avons identifié et échantillonné les tremblaies en fonction de leur accessibilité.. Ces peuplements sont actuellement dominés par le peuplier faux-tremble ou composés d'un mélange de peuplier faux-tremble et de résineux (25 à 50%). Les critères ci-après, ont permis d'effectuer un choix définitif des tremblaies à échantillonner:

- une classe d'âge de 50 à 70 ans
- l'argile mésique à subhydrique (déterminé au toucher)
- une pente faible (< 15%)
- un humus mince à peu épais (moins de 15 cm)

La composition d'origine (qui correspond probablement à celle de la forêt pré-industrielle) des peuplements et la perturbation ont été déterminées, *a posteriori* (après la campagne de terrain), à l'aide des photographies aériennes des décennies 1910, 1920, 1930, 1940 et 1950 (Voir annexe B). Nous avons identifié la forme et la tonalité des objets (peuplements et perturbations) sur ces photographies afin de déterminer leur nature. Ainsi, nous avons distingué les feuillus (forme en boule gris argentés) des résineux (forme conique gris foncé), d'une part et les coupes (forme géométrique régulière traversée par un sentier de coupe) des feux (forme irrégulière, très étendues et de ton gris argenté à gris clair), d'autre part.

Sur les 56 peuplements, 41 possédaient un couvert d'origine de composition mixte (feuillus et résineux). De ceux-ci, 35 ont fait l'objet de coupes alors que 6 ont été affectés par le feu. Comparativement, 15 peuplements de type de couvert d'origine résineux ont été échantillonnés. De ceux-ci 10 proviennent de coupes alors que 5 ont été affectés par le feu (voir Figure 2).

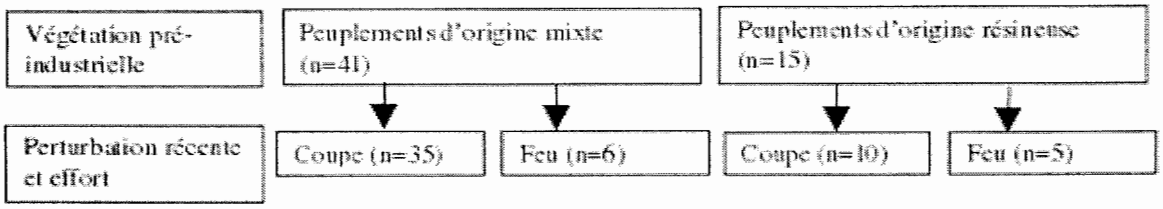

Figure 2: Structure de l'échantillonnage

III.2.1. Composition de la végétation arborescente et de la régénération

Afin de compléter notre campagne d'échantillonnage, les données de 4 peuplements issus de feux provenant des études de Bergeron (2000) et de Haeussler et Bergeron (2004) ont été utilisées; ce qui a porté le total à 56 peuplements. Cet échantillon reste très déséquilibré comme le montre la figure III.

Une placette de 11,28 m de rayon (400 m2) a été inventoriée par tremblaie (52 placettes). Dans chaque placette, nous avons mesuré le diamètre à hauteur de poitrine (dhp) de tous les arbres vivants ou morts (chicots) > 9cm au dhp. Au centre de la placette, une sous- placette circulaire de 3,57m de rayon (40 m2) a servi à dénombrer les gaules de 2 à 9cm représentant la régénération. En outre, les données issues des travaux de Bergeron (2000) ont été collectées sur des quadrats de 16 m x 16 m (256 m2) pour les arbres, 8 m x 8 m (64 m2) pour les perches (9 à 22 cm de dhp) et 1 m x 1 m pour les gaules placés à chaque 50 m le long d'un transect dans les peuplements brûlés en 1944. Celles issues des travaux de Haeussler et Bergeron (2004) ont été prélevées sur des peuplements de 60-110 ans en utilisant des placettes circulaires de 0.01 ha (5,64 m de rayon).

III.2.2. Diversité floristique et structurale

Afin d'évaluer la diversité floristique, nous avons sélectionné 5 placettes (400 m2) issues de coupe et 4 placettes provenant de feu dans les peuplements d'origine mixte. A l'intérieur de chacune de ces placettes, nous avons réalisé trois sous-placettes de 3,57m de rayon. Nous avons ensuite estimé le recouvrement des espèces de la strate arbustive. La première placette a été installée suivant une direction privilégiée à 5,60m à partir du centre de la placette principale (400 m2). Chacune des deux autres placettes a été localisée suivant un angle de 120 degrés et à une distance de 5,60m du centre de la placette principale.

Pour la strate herbacée et muscinale, nous avons estimé le recouvrement des espèces dans trois quadrats de $1m^2$ distribuées dans chacune des trois sous-placettes de 3,57m de rayon. Ces quadrats ont été distribués à égale distance soit de 1,7m à partir du centre de la placette suivant un azimut 120 degré l'un par rapport à l'autre. Un total de 81 quadrats (9 par placette) a donc été réalisé à l'intérieur des 9 peuplements échantillonnés.

Pour caractériser la structure des tremblaies, nous avons regroupé les classes de dhp en trois nouvelles catégories: les gaules (moins de 10 cm), les perches (12 à 20 cm) et les grosses tiges (plus de 22 cm). Pour les chicots, nous avons constitué les catégories de petite grosseur (moins de 20 cm) et de grande grosseur (plus de 22 cm). Toutes ces catégories ont servi à construire une matrice des « espèces ».

Enfin, la diversité structurale a été évaluée en utilisant un transect de 5m passant de part et d'autre du centre de la placette principale. Le transect a été subdivisé arbitrairement en deux sections de 2,5m soit 9 transects par placette. Chacune des sections de 2,5m a été considérée comme le diamètre basal d'un cyclindre qui s'étend depuis le sol jusqu'à l'extrémité de la canopée. Le cylindre a été divisé en trois classes de hauteur (>20m, 10-20, < 10m). À l'intérieur de chacune des portions du cylindre, nous avons estimé le volume occupé par le type de végétation (feuillue ou coniférienne) et son état (vivant ou mort).

IV. ANALYSES STATISTIQUES

IV.1. Composition de la végétation arborescente et de la régénération

Cette analyse a été effectuée en utilisant une analyse de redondance (rda) qui permet de mettre en évidence les relations canoniques entre une matrice de végétation et une matrice de variables environnementales. La matrice de végétation se compose de 56 observations. Chacune d'elles est décrite selon l'importance relative des espèces (Curtis et McIntosh 1951). La matrice des variables environnementales se compose de la classe de perturbation (feu et coupe), le type de couvert d'origine (mixte et résineux), l'épaisseur de l'humus, la classe de drainage (modéré ou imparfait) et la pente (%). Le tableau ci-après présente les principales caractéristiques des sites échantillonnées.

Tableau 1 Statistiques sommaires des peuplements échantillonnés

Origine	**Perturbation**	**Épaisseur de l'humus en cm (médiane)**	**Pente moyenne (%)**	**Nombre d'observations par classe de drainage**	
				Modéré	**Imparfait**
Mixte	Feu	5	3,5	4	6
	Coupe	5	4,9	28	7
Résineux	Feu	5	7	5	0
	Coupe	5	2,9	6	0

Tableau 2 : Données statistiques de base

Origine	Perturbation	Espèces	ST (ET) en cm2	IV (ET)	Proportion des débris ligneux (chicots) en %	
					diamètre moins de 20 cm	diamètre plus de 22 cm
Mixte	Coupe	BOP	1,871 (4,51)	4,33 (8,27)	66,41	21,28
		EPB	1,9 (5,91)	2,07 (5,29)		
		EPN	6,85 (13,75)	7,79 (10,48)		
		MEL	0,11 (0,64)	0,26 (1,55)		
		PEB	5,204 (22,12)	3,87 (13,32)		
		PET	95,21 (31,39)	46,098 (15,43)		
		PIG	2,61 (7,36)	3,394(7,983)		
		SAB	6,29 (10,7)	7,19 (9,45)		
	Feu	BOP	7,33 (11,98)	3,27 (5,25)	5,64	3,85
		EPB	16,75(16,03)	9,169 (4,63)		
		EPN	7,12 (10,25)	8,039 (4,28)		
		MEL	0 (0)	0 (0)		
		PEB	0,67 (1,63)	1,062 (2,60)		
		PET	184,28 (62,65)	33,69(5,26)		
		PIG	16,23 (25,76)	9,22 (9,21)		
		SAB	18,27 (23,84)	10,55 (7,19)		
Resineux	Coupe	BOP	1,16 (2,9)	3,373 (5,45)	18,97	6,92
		EPB	0,71 (2,24)	1,17(3,7)		
		EPN	5,83 (10,4)	5,75 (7,63)		
		MEL	0 (0)	0 (0)		
		PEB	14,46 (30,43)	10,53 (15,66)		
		PET	100,66 (49,40)	36,78 (15,13)		
		PIG	6,51 (14,06)	5,72 (12,08)		
		SAB	12,47(22,54)	11,67 (9,52)		
	Feu	BOP	3,75 (7,76)	5,33 (7,32)	8,97	31,54
		EPB	5,2 (8,30)	4,77 (6,55)		
		EPN	2,98 (4,2)	6,06 (8,75)		
		MEL	0 (0)	0 (0)		
		PEB	8,99 (20,091)	7,59 (16,98)		
		PET	125,048 (90,40)	38,76 (4,21)		
		PIG	0 (0)	0 (0)		
		SAB	15,56 (17,12)	12,49 (7,27)		

L'analyse de redondance a permis d'évaluer, d'une part la composition (importance relative) de la végétation arborescente et d'autre part, celle de la régénération (dhp de 2 à 9cm) en fonction des variables environnementales. Cette analyse est adaptée à la distribution des données contenant de nombreux zéros (Legendre 1998).

Le but des traitements statistiques était d'évaluer l'effet de l'ensemble de ces variables sur la composition de la végétation. Préalablement à cette analyse, la matrice de la végétation (arborescente ou régénération) a été transformée en utilisant la distance d'Hellinger (Legendre et Gallagher 2001). Cette transformation permet de préserver les distances euclidiennes et d'éliminer l'influence des valeurs zéros.

Nous avons adopté la même démarche pour la caractérisation de la régénération. La matrice de la végétation est représentée par la fréquence relative des espèces. Celle des variables environnementales est restée identique à celle utilisée précédemment. En suite, l'emploi du test test de Monte Carlo, a permis d'évaluer le seuil de signification des axes extraits par l'ordination et les variables d'intérêt ($p<=0.10$). Nous avons utilisé, pour toutes nos analyses, le logiciel statistique R (R development core team 2008).

IV.2. Diversité floristique et structurale

Les indices de diversité de Shannon (1948), d'équitabilité de Pielou (1968) et de richesse ont permis de caractériser la diversité alpha. L'indice de diversité beta (Soerensen 1948) a été utilisé pour caractériser le changement de diversité alpha. L'indice de diversité de Shannon permet de mesurer l'abondance relative des espèces. L'équitabilité mesure l'égalité dans la répartition des individus parmi les espèces. La richesse floristique décrit le nombre d'espèces par type de perturbation. Enfin, la diversité bêta mesure le changement de diversité alpha en fonction d'une variable environnementale i.e. perturbation.

Pour chacun de ces indices, nous avons effectué deux niveaux d'analyses : une analyse à l'intérieur des peuplements (à l'échelle des quadrats) et une seconde à l'échelle du peuplement (à l'échelle des placettes). Pour ce second niveau d'analyse, nous avons effectué une sommation des recouvrements des espèces dans les quadrats. Nous avons ensuite employé le test de Fligner-Killeen (Fligner et Kelleen 1996) en vue d'évaluer l'homogénéité des variances puis réalisé une analyse de la variance à un critère de classification. Cette analyse a permis de tester l'hypothèse que la diversité dans les tremblaies issues de coupes est différente de celle des tremblaies issues de feu. Nous avons également utilisé les espèces indicatrices (Dufrêne et Legendre 1997) pour identifier celles qui sont inféodées à chacune de ces classes de perturbation.

L'analyse de la diversité structurale a porté sur les catégories de diamètres (classes de dhp) et la diversité des éléments structuraux. Nous avons soumis les catégories de diamètres à une analyse de redondance en fonction des variables environnementales. A l'aide des indices de diversité, nous avons évalué la diversité structurale des tremblaies. Nous avons utilisé tour à tour le test de Fligner-Killeen et une analyse de la variance à un critère de classification basé sur ces indices.

Le nombre d'observations disponibles (voir le tableau ci-dessous) pour l'analyse de la diversité ne nous a pas permis d'inclure les types de peuplements mixtes et résineux à la fois. Nous n'avons pris en compte que les peuplements d'origine mixte.

Tableau 3 : Répartitions des observations dans les peuplements en fonction de la perturbation

Origine	**Perturbation**	**Nombre d'observations**
Mixte	Coupe	10
	Feu	8
Résineux	Coupe	0
	Feu	2

V. RÉSULTATS

V.1. Composition de la végétation et de la régénération

Le test de signification de Monte Carlo montre que la relation canonique entre les matrices des espèces et des variables environnementales n'est pas significative (p=0,23, 1000 permutations) lorsque toutes les variables sont prises en compte dans l'ordination. De même, ce test révèle que la perturbation et l'épaisseur de l'humus ne sont pas significatifs, respectivement à p=0,11 et à p=0,13. Cependant, ces variables semblent dégager une tendance quant à la discrimination des tremblaies qui est probablement voilée par le bruit engendré par les autres variables. Ainsi, en effectuant une analyse de redondance partielle pour éliminer l'effet de la composition d'origine, du drainage et de la pente, le test de Monte Carlo révèle que la relation canonique entre les matrices des espèces et des variables environnementales est significative (p=0,09). Cependant, le premier axe principal n'est pas significatif (p=0,13), même si celui-ci explique 73% de la variance (figure 3). Toutefois, il révèle une tendance à la discrimination des tremblaies issues de feu par rapport à celles issues de coupes. Le sapin baumier et l'épinette blanche sont abondants dans les peuplements issus de feu (tableau 4). Ces derniers renferment une proportion relative plus élevée de résineux comparativement à ceux des coupes. A l'inverse, les peuplements issus de coupes se caractérisent par une présence marquée de peuplier baumier.

Tableau 4 : Importance relative des espèces en fonction des perturbations (%)

	Perturbation	
Espèces	**Coupe**	**Feu**
Abies balsamea (L.) Mill.	18,86	23,04
Betula papyrifera Marsh	7,7	8,59
Larix laricina (Du Roi) K. Koch	0,26	0
Picea glauca (Moench) Voss	3,24	13,94
Picea Mariana (Mill.) B.S.P	13,55	14,09
Pinus banksiana Lamb	9,11	9,22
Populus balsimifera L.	14,39	8,66
Populus tremuloides Michx.	82,9	72,45

Rapport-Gratuit.com

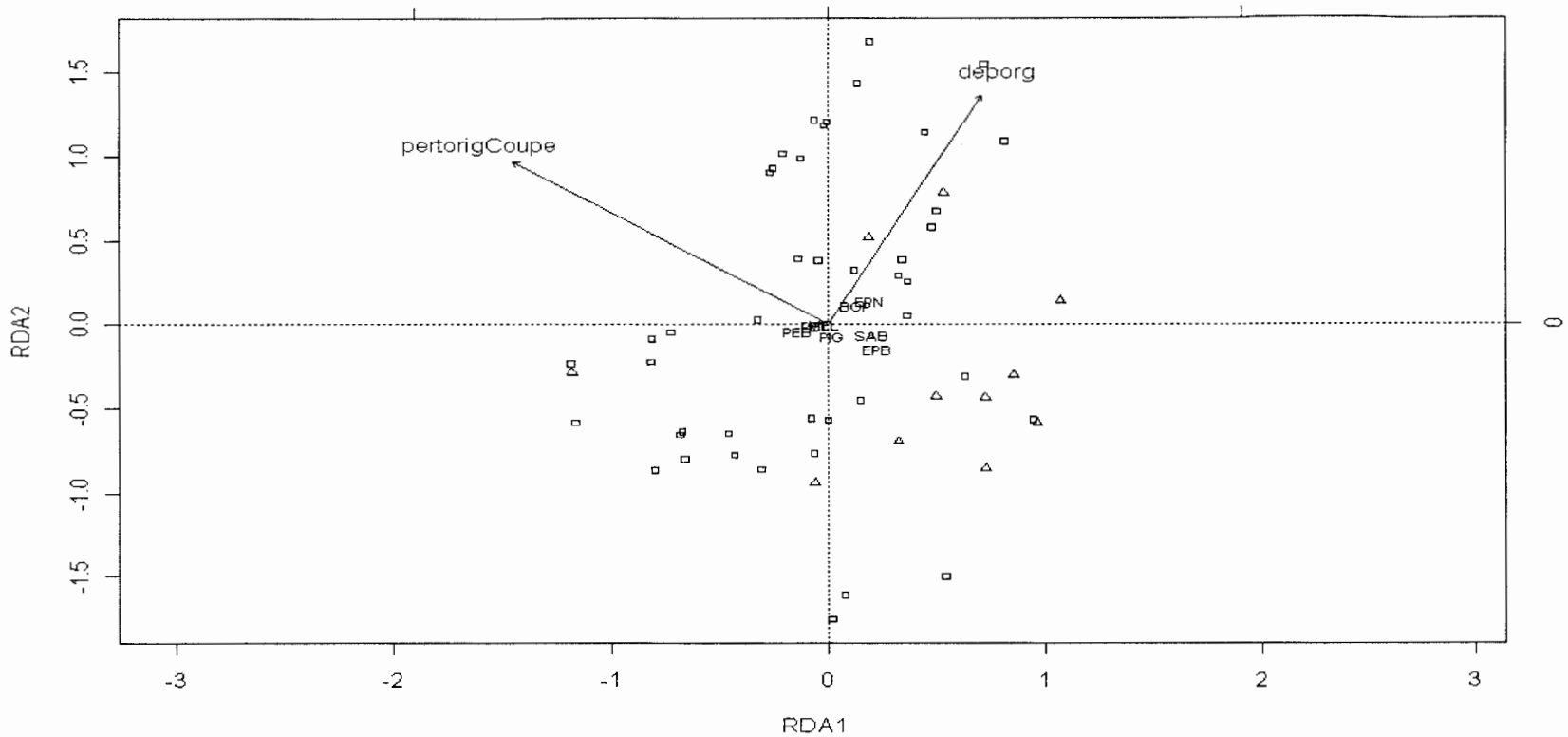

Figure 3: Composition de la végétation arborescente des tremblaies issues de feu vs coupes. Le plan est formé des axes principaux 1 et 2 de l'analyse de redondance partielle. pertorigCoupe: Perturbation d'origine Coupe. △: Feu, □: Coupe, PET : Peuplier faux-temble, EPN : Épinette noire, SAB, Sapin baumier, BOP : bouleau à papier, EPB : Épinette blanche, PEB : Peuplier baumier, PIG : Pin gris et MEL : Mélèze. Les deux premiers axes principaux expliquent respectivement 73% (λ_1= 0,045) et 27% (λ_2=0,013) de la variance totale.

Pour la régénération, le test de Monte Carlo montre que la relation canonique entre les matrices des espèces et des variables environnementales n'est pas significative (p= 0,15, 1000 permutations) en incluant toutes les variables environnementales dans l'ordination Néanmoins, la perturbation est significative à p=0,10 contrairement au type de couvert d'origine à p=0,15 (1000 permutations). L'analyse de redondance partielle montre une relation canonique entre les matrices des espèces et des variables environnementales significative (p=0,08, 1000 permutations). Cependant, aucun des axes principaux n'est significatif (p>0,10, 1000 permutations), même si on observe une tendance associée au premier axe principal. Celui-ci qui explique 63% de la variance de la matrice des espèces et est associé au type de couvert d'origine (p=0,12) qui tend à influencer la composition de la régénération. La régénération des tremblaies d'origine résineuse renferme une proportion plus élevée de sapin baumier et de peuplier baumier (Figure 4). Ces tremblaies se caractérisent également par l'abondance d'épinette blanche, de pin gris et de bouleau à papier. En revanche, la régénération des tremblaies d'origine mixte est dominée exclusivement par le peuplier faux-tremble.

Rapport-gratuit.com

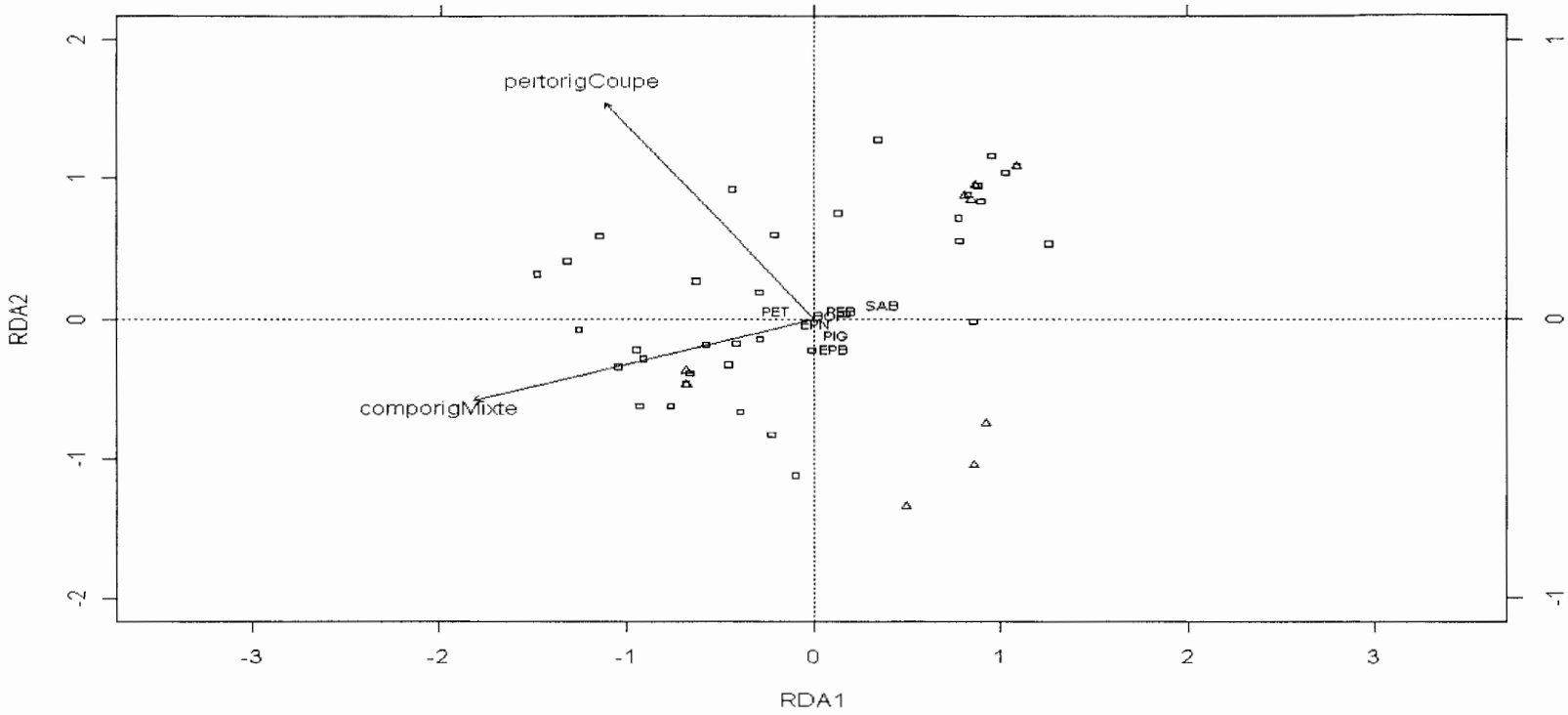

Figure 4: Composition de la régénération des tremblaies issues de couvert d'origine résineux vs mixte. Le plan est formé des axes principaux 1 et 2 de l'analyse de redondance partielle. ComporigMixte : couvert d'origine mixte, pertorigCoupe: perturbation d'origine Coupe. △: Feu, □: Coupe, PET : Peuplier faux-temble, EPN : Épinette noire, SAB, Sapin baumier, BOP : bouleau à papier, EPB : Épinette blanche, PEB : Peuplier baumier, PIG : Pin gris et MEL : Mélèze. Les deux premiers axes principaux expliquent respectivement 63% ($\lambda 1$= 0,045) et 18% ($\lambda 2$=0,013) de la variance totale.

V.2. Diversité floristique et structurale

Le test d'homogénéité de variances de Fligner-Killeen n'est pas significatif à p=0,10. L'analyse de la variance sur la diversité alpha, à l'intérieur des peuplements, ne révèle pas de différence significative entre les tremblaies d'origine mixte issues de feu ou coupe (figure 5, p>0,10). À l'échelle des peuplements (figure 6), seul l'indice de diversité de Shannon diffère significativement (p=0,07) entre les tremblaies issues de feu et celles issues de coupe. La richesse et l'équitabilité ne diffèrent pas significativement (p>0,10) entre ces deux types de tremblaies.

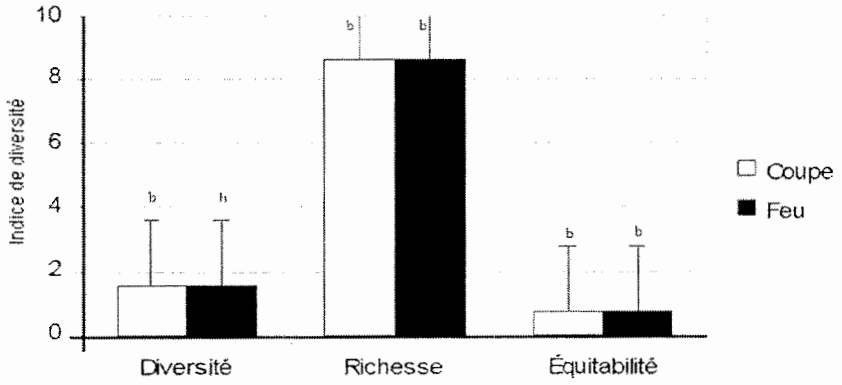

Figure 5: Diversité alpha à l'intérieur des peuplements d'origine mixte en fonction de la perturbation. ab (p=0,10) et bb (p>0,10)

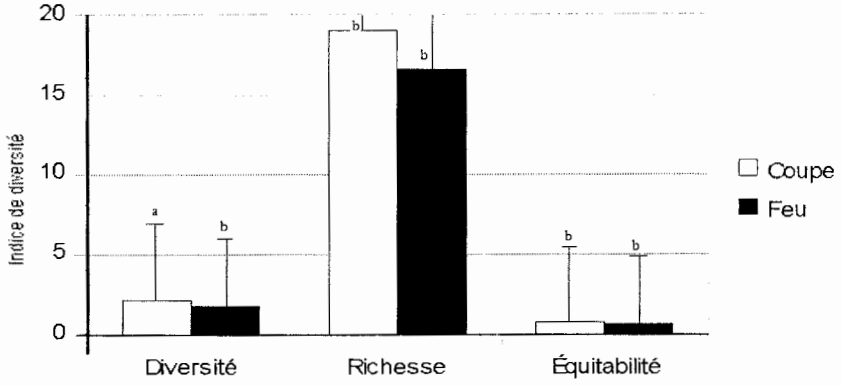

Figure 6: Diversité alpha à l'échelle des peuplements d'origine mixte en fonction de la perturbation. ab (p<0,10) et bb (p>0,10)

La diversité beta à l'intérieur des peuplements ne diffère pas significativement entre feu et coupe dans les tremblaies d'origine mixte (figure 7, p>0,10). De même, à l'échelle des peuplements, la diversité bêta n'est pas affectée par la perturbation. L'analyse de la variance n'a détecté aucune différence significative entre peuplements issus de feu et de coupe (figure 8, p>0,10).

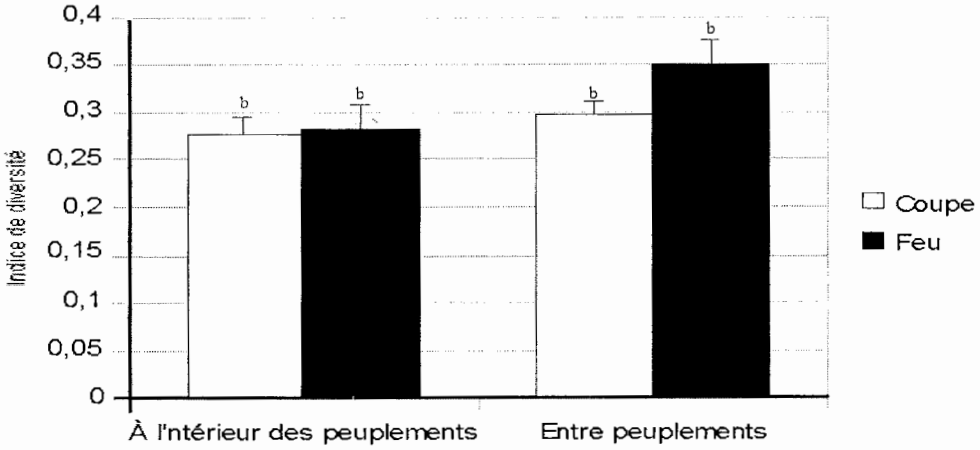

Figure 7: Diversité Bêta à l'échelle des peuplements d'origine mixte en fonction de la

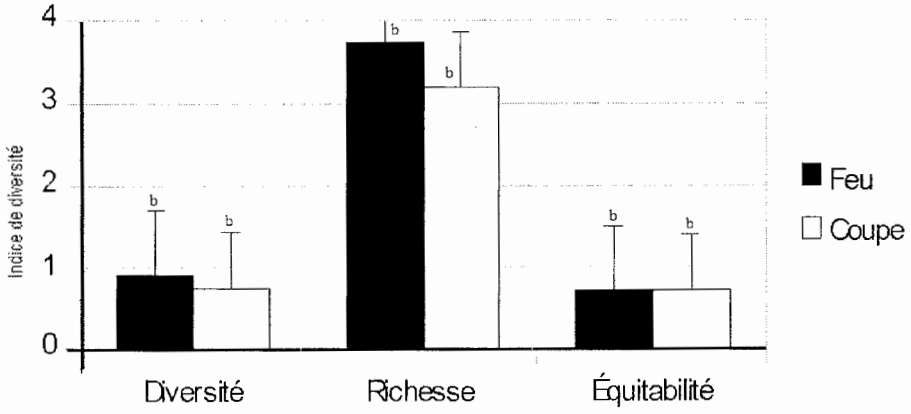

Figure 8: Diversités structurales en fonction de la perturbation et le type de couvert d'origine. ab (p=0,10) et bb (p>0,10)

Enfin, l'analyse de la diversité structurale (figure 8, ci-haut) ne révèle aucune différence significative ($p>0,10$) dans les tremblaies issues de feu et de coupe. La diversité alpha (Indice de Shannon) ne montre pas de différences significatives ($p=0,15$). Cependant, la diversité dans les tremblaies issues de feu est légèrement supérieure à celle des tremblaies issues de coupes soit respectivement 0,91 et 0,75. En moyenne, la richesse structurale est de 3,2 et 3,75 respectivement pour le feu et la coupe. De même, l'équitabilité dans les tremblaies issues de feu (0,73) est comparable à celle des tremblaies issues de coupe (0,71).

L'analyse des espèces indicatrices (tableau 5) montre que, dans leur grande majorité, les espèces sont partagées entre les différentes tremblaies issues de feu ou de coupes. Certaines espèces semblent inféodées à l'une ou l'autre perturbation dans les tremblaies. Les tremblaies issues de feu se caractérisent par la présence exclusive de *Coptis groenlandicum.*, *Lycopodium annotinum*, *Mitella nuda*, *Oxalis montana* et *Sorbus americana*. En contraste, *Salix* spp, *Sphagnum* spp, *Rosa acicularis*, *Equisetum sylvaticum*, *Streptopus roseus*, *Hieracium pratense* et *Ledum groenlandicum (Rhododendron groenlandicum)* sont inféodées aux tremblaies issues de coupes.

Tableau 5 : Liste des espèces les plus communes, leurs fréquences relatives et leurs valeurs indicatrices (Dufrêne et Legendre 1997) associées dans les tremblaies issues de feu vs coupe.

		fréquence relative		**Valeur indicatrice**	
Espèces	**Code**	**Coupe**	**Feu**	**Coupe**	**Feu**
Coptis groenlandica (Oeder) Fern.	COG	0,00	**0,25**	0,00	**0,25**
Lycopodium annotinum L.	LYA	0,00	**0,14**	0,00	**0,14**
Mitella nuda L.	MIN	0,00	**0,03**	0,00	**0,03**
Oxalis montana Raf.	OXM	0,00	**0,22**	0,00	**0,22**
Sorbus americana Marsh.	SOA	0,00	**0,17**	0,00	**0,17**
Diervilla lonicera Miii.	DIE	0,02	0,44	0,00	0,44
Lycopodium obscurum L	LYO	0,04	0,22	0,00	0,22
Acer spicatum Lam.	ACS	0,07	0,08	0,06	0,01
Viola canadensis L.	VIC	0,07	0,17	0,00	0,16
Aralia nudicaulis L.	ARN	0,09	0,42	0,02	0,33
Gaultheria hipidula L.	GAH	0,11	0,17	0,08	0,05
Viburnum edule (Michx.) Raf.	VIE	0,11	0,19	0,07	0,07
Ribes glandulosum Grauer	RIG	0,13	0,06	0,10	0,01
Trientalis borealis Raf.	TRB	0,13	0,33	0,04	0,24
Vaccinum myrtylloides Michx	VAM	0,13	0,22	0,07	0,10
Kalmia angustifolia L.	KAA	0,16	0,03	0,15	0,00
Maianthemum canadense Desf.	MAC	0,16	0,39	0,05	0,25
Petasites palmatus (Ait.) Gray	PEP	0,18	0,17	0,05	0,12
Viola spp	VIS	0,18	0,36	0,06	0,23
Dryopteris spinulosa (F. Mueiij W)att	DRS	0,20	0,31	0,07	0,20
Fragaria sp.	FRA	0,22	0,11	0,20	0,01
Clintonia boreale (Ait.) Raf.	CLB	0,24	0,42	0,12	0,22
Alnus crispa (Ait.) Pursh	AUC	0,27	0,08	0,25	0,01
Cornus canadensis L.	CON	0,29	0,64	0,09	0,44
Rubus pubescens L.	RUP	0,44	0,75	0,26	0,31
Carex spp.	CAX	0,47	0,06	0,46	0,00
Gaultheria procumbens L.	GAP	0,49	0,22	0,38	0,05
Epilobium angustfolium L	EPA	0,51	0,03	0,50	0,00
Aster macrophyllus L	ASM	0,64	0,50	0,42	0,18
Rubus idaeus L.	RUI	0,64	0,53	0,36	0,23
Alnus rugosa (Du Roi) Spreng	AUR	0,80	0,50	0,56	0,15

Tableau 5 (suite)

		fréquence relative		Valeur indicatrice	
Espèces	**Code**	**Coupe**	**Feu**	**Coupe**	**Feu**
Salix spp..	SAL	**0,02**	0,00	**0,02**	0,00
Sphagnum spp.	SPH	**0,04**	0,00	**0,04**	0,00
Rosa acicularis Lindi.	ROA	**0,09**	0,00	**0,09**	0,00
Equisetum sylvaticum L.	EQS	**0,13**	0,00	**0,13**	0,00
Streptopus roseus Michx.	STR	**0,13**	0,00	**0,13**	0,00
Hieracium pratense Tausch	HIP	**0,20**	0,00	**0,20**	0,00
Ledum groenlandicum Oeder (Rhododendron groenlandicum)	LEG	**0,24**	0,00	**0,24**	0,00

Pour la structure, l'analyse de redondance sur les catégories de diamètre a montré que la perturbation et le type de couvert d'origine ont des effets significatifs sur la structure (respectivement p=0,008 et p=0,08). La perturbation (feu) et le type de couvert d'origine (résineux) sont fortement associés au premier axe principal qui explique 83% de la variation totale (figure 9). Les tremblaies se subdivisent en tremblaies issues de feu et de composition d'origine résineuse, et celles issues de coupes de peuplement d'origine mixte. Les premières se caractérisent par une abondance de gaules et de grosses tiges; les dernières renferment plus de perches et de chicots..

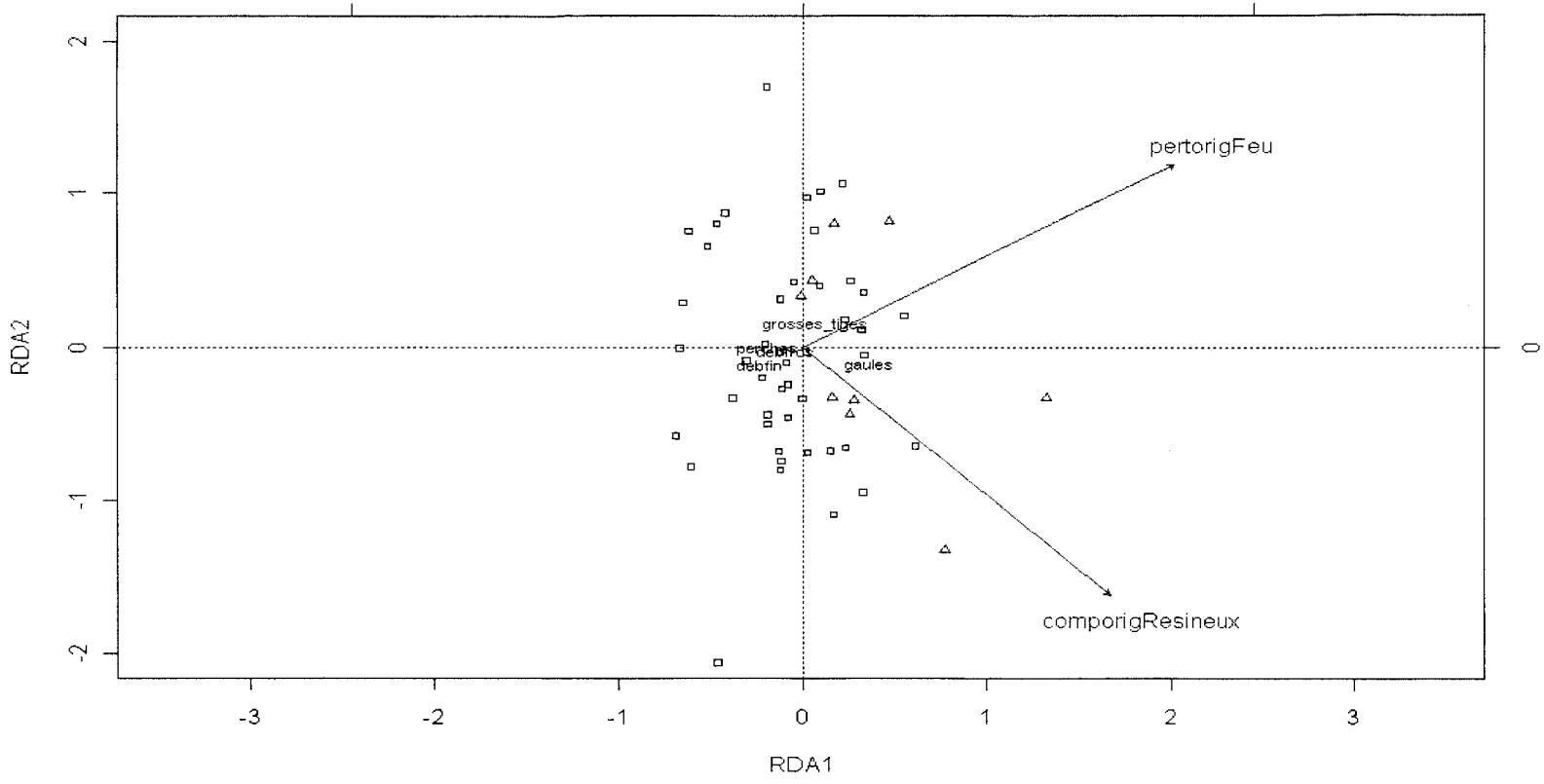

Figure 9: Caractérisation de la structure des tremblaies issues de feu vs coupes. Le plan est formé par les axes principaux 1 et 2 de l'analyse de redondance partielle. PertorigFeu: perturbation d'origine Feu, comporigResineux: couvert d'origine Résineux, △: Feu, □: Coupe, debfin : chicots de petit diamètre (<20 cm), debgros : chicots de gros diamètre (>20cm), grosses_tiges : arbres vivants de diamètres (>20cm) , gaules : arbres vivants de diamètres <10cm , perches : arbres vivants de 12-20cm de diamètre. Les deux premiers axes principaux expliquent respectivement 83% (λ_1= 0,011) et 17% (λ_2=0,002) de la variance totale .

VI. DISCUSSION

VI.1. Composition de la végétation arborescente et de la régénération

Nos résultats révèlent que la composition de la végétation arborescente des tremblaies de la zone agroforestière d'Abitibi ne diffère pas significativement quant à la proportion relative des espèces présentes dans les peuplements issus de coupes et ceux issus de feu. La composition de la végétation ne semble pas être contrôlée ni par la perturbation, ni par la composition d'origine. Contrairement à nos hypothèses, la composition des tremblaies issues de feu est comparable à celle issues de coupes.

Ces résultats peuvent être influencés par la qualité de nos données (petit effectif et échantillon déséquilibré). Néanmoins, nous n'avons pas observé d'altération significative de la composition de la végétation des tremblaies issues de coupes. À l'opposé, Carleton et MacLellan (1994) et Haeussler et Bergeron (2004) ont montré dans leurs travaux respectifs que la coupe pouvait induire des changements de composition notables dans les écosystèmes. Ces changements sont souvent marqués par une réduction visible des espèces résineuses et une augmentation de la composante de feuillus intolérants. Bien que ce soit notre cas, nous n'avons pas observé de changement très marqué de composition caractérisé par une élimination d'une espèce ou d'un groupe d'espèces. Nos résultats montrent qu'il s'agit d'une variation de la proportion relative des espèces.

En effet, les perturbations humaines (i.e. coupes) engendrent des modifications d'attributs qui se caractérisent, principalement, par une augmentation de la proportion de feuillus au détriment des résineux dans l'écosystème (Elson *et al.* 2007). Même si l'on peut observer une augmentation notable des feuillus, il n'en demeure pas moins que les résineux persistent dans la communauté végétale.

Rapport-Gratuit.com

La composition des tremblaies de la zone agroforestière actuelle résulte de l'action et du contrôle exercés par la perturbation. On peut penser que la composition actuelle, marquée par la présence des résineux, résulte de l'action du type de coupe pratiqué à l'aube de la colonisation de l'Abitibi. Ce type de coupe n'était pas très sévère comparativement aux coupes de l'ère industrielle (Carleton 1999; Carleton et MacLellan 1994; Lefort *et al.* 2003). Il est concevable, qu'étant moins destructeur, sans emploi de machinerie comme on peut l'observer aujourd'hui (Fortin *et al.* 2003; Prévost et Pothier 2003), ce type de coupe ait favorisé l'existence de pochettes de végétation résiduelle, la persistance de propagules ou de banques de graines et de microsites favorables à l'établissement de la régénération résineuse (Haeussler et Bergeron 2004; Reich *et al.* 2001; Qi et Scarrat 1998).

La dominance des tremblaies par le peuplier faux-tremble favorise le développement et le maintien de la régénération résineuse. A ce propos, cette espèce, peut jouer un rôle fondamental dans le maintien des espèces résineuses. Le peuplier faux-tremble peut exercer un contrôle sur son environnement immédiat comme l'on montré Reich *et al.* (2001) et Friedman et Reich (2005). Ce contrôle peut s'exercer sur le cycle de nutriments (Carleton et MacLellan 1994; Reich *et al.* 2001; Friedman et Reich 2005 ; Locky et Bayley 2007) et la dynamique de la régénération (Reich *et al.* 2001). Légaré *et al.* (2005) ont montré que le peuplier faux-tremble peut affecter la productivité de l'épinette noire en modifiant, entre autre, le cycle des nutriments.

La stratégie de régénération des espèces peut dépendre du degré d'ouverture de la canopée qui affecte l'augmentation de la température au sol (Prévost et Pothier 2002; Frey *et al.* 2003). Le peuplier faux-tremble, espèce pionnière, se régénère essentiellement par drageonnement et son abondance augmente suivant la sévérité de la perturbation (Brais *et al. 2004*). Ces ouvertures semblent aussi bénéficier aux espèces comme le sapin baumier semblent profiter des grandes ouvertures (Kneeshaw *et al.* 1998). Également les coupes pourraient favoriser le maintien de la régénération résineuse pré-établie (Kneeshow et Bergeron 1995; Kneeshow *et al.* 1998; Prévost et Pothier 2002; Framer 2007).

Le maintien des conifères dans les tremblaies de la zone agroforestière suppose l'absence d'événements pouvant interrompre les processus de régénération. Weir et Johnson (1998) ont suggéré que les accidents de régénération peuvent accentuer le degré d'altération de la composition des peuplements. En effet, lorsque ces accidents affectent préférentiellement les espèces résineuses, par exemple, l'évolution successionnelle de la composition est compromise.

Reich *et al.* (2001) ont suggéré qu'au-delà de 30 ans les peuplements ont tendance à converger quelque soit leur type de couvert d'origine et leur historique de perturbation. Sachant qu'à court ou long terme les communautés végétales ont tendance à se ressembler (Niemela 1999), peut-on s'attendre à une évolution à long terme vers des peuplements distincts ou similaires de ceux d'origine ?

La présence d'une régénération résineuse marquée dans les deux types de couvert (mixte et résineux) suppose une évolution vers des tremblaies renfermant une grande proportion de résineux. Cependant, la quantité de données dont nous avons disposé pour nos travaux ne nous permet pas d'appuyer vigoureusement une telle assertion. On peut, néanmoins, s'attendre à observer des tremblaies à proportion variable de résineux.

Au terme de ce travail, nos résultats ne nous ont pas permis d'évaluer si des peuplements dominés, après feu, par les résineux (épinette noire ou pin gris) aurait pu suivre une trajectoire successionnelle en tremblaie suite à des coupes plutôt qu'à des feux. Selon Carleton et MacLellan (2004), lorsque les peuplements sont d'origine résineuse, la succession pourrait être compromise suite à une coupe. À l'opposé, Reich *et al.* (2001) soutiennent que les peuplements peuvent ne pas montrer de changements marqués; cependant, lorsque ces peuplements sont issus de résineux, par exemple, l'évolution vers des feuillus ou des peuplements mixtes constitue un changement notable.

Rapport-gratuit.com

VI.2. Diversité floristique et structurale

A l'inverse de la composition de la végétation et de la régénération, la végétation du sous bois est contrôlée par le type de couvert d'origine alors que la perturbation n'y joue pas de rôle significatif. Le contrôle exercé par le peuplier faux-tremble sur les peuplements de la zone agroforestière affecte directement cette végétation (Reich *et al.* 2001). Contrairement à nos hypothèses, globalement, la diversité, la richesse et l'équitabilité (floristique et structurale) ne diffèrent pas significativement quelque soit la perturbation ayant affecté les tremblaies de type de couvert d'origine mixte. Ce résultat est comparable à ceux rapportés par Reich *et al.* (2001) et Drever *et al.* (1999) mais diffèrent de ceux de Haeussler *et al.* (2002), de Juday et Rees (2002), de Haeussler et Bergeron (2004) ou encore de Halpern et Spies (1995). De même, la diversité bêta, à l'intérieur et entre peuplements ne diffère pas significativement entre les tremblaies quelque soit la perturbation.

Reich *et al.* (2001) ont suggéré que dans les premières phases de développement des peuplements, on peut observer des différences de diversités. Au delà de 30 ans, les différences entre ces peuplements diminuent. Les tremblaies que nous avons étudiées sont âgées de 50 ans et plus. Immédiatement après feu ou coupes, les différences auraient pu être très importantes (Nguyen *el al.* 2000) tandisque ces différences ont dû s'atténuer et s'estomper dans les peuplements actuels.

Si les indices de diversité sont peu sensibles à la perturbation, la composition de la végétation peut être affectée par cette dernière (Haeussler *et al.* 2002; Carleton et MacLellan 1994). Cet effet pourrait avoir une incidence sur l'occurrence et la fidélité de certaines espèces. Nous avons observé qu'en termes d'espèces indicatrices la végétation du sous bois présente cetaines variations en fonction de la perturbation. En effet, les tremblaies issues de coupe et de feu peuvent se distinguer par le groupe d'espèces qui leur sont associées.

En comparant ces résultats avec d'autres études, le degré d'association est parfois contradictoire. Par exemple, Haeussler et Bergeron (2004) ont observé qu'*Aster macrophyllus* et *Cornus canadensis,* par exemple, persistent trois ans après feu. Nous avons observé ces espèces dans les tremblaies mixtes aussi bien issues de coupe que de feu, mais avec un léger avantage de la première espèce dans les coupes et inversement pour la seconde dans le feu. Cette divergence peut être due à l'échelle de temps considérée ou à la qualité des habitats ou encore à la sévérité de la perturbation (Reich *et al.* 2001). Cependant, certaines espèces semblent indiquer un effet persistant des coupes. La présence d'espèces comme le thé de labrador (*Rhododendron groenlandicum*) et des sphaignes (*Sphagnum* spp.) d'une part, et d'espèces opportunistes comme le saule (*Salix* spp.) et l'épervière des prés (*Hieracium pratense*) d'autre part, montrent que les empreintes de la composition d'origine et de la perturbation (i.e. les coupes) peuvent encore persister de nombreuses années.

Les processus de régénération et de mortalité résultant de la dynamique de la végétation impriment une structure changeante aux peuplements forestiers. Il est difficile d'associer directement la structure des tremblaies actuelles à leur type de couvert d'origine ou aux perturbations catastrophiques qui les ont affectés. De façon générale, dans le cas de la zone agroforestière d'Abitibi, on observe que la structure des tremblaies de 50 à 70 ans issues de feu est dominée par les gaules et les grosses tiges. Probablement, la régénération et la mortalité ont favorisé le recrutement des gaules. La présence des grosses tiges serait à l'origine de cette régénération. En outre, on observe la persistance des débris ligneux, moins abondants comparativement aux coupes. Il ne nous a pas été possible d'analyser, plus en détail, la dynamique des débris ligneux qui résulteraient de la perturbation. Cependant, compte tenu de la classe d'âge des peuplements et la dominance du peuplier faux-tremble, il est probable que les débris ligneux que nous avons observés résultent d'activités relativement récentes. Les trouées peuvent constituer une importante source de débris ligneux. Lesquelles trouées favoriseraient l'installation et le recrutement de semis (ou de drageons) d'espèces intolérantes (Siitonen *et al.* 2006) et tolérantes.

En contraste, les tremblaies issues de coupes renferment plus de chicots de petite grosseur, chicots de gros diamètres et de perches. Cette observation est en partie comparable à celle rapportée par Lee (1998) et Haeussler et Bergeron (2004). Cependant, la juxtaposition d'arbres vivants ou morts de différentes classes de diamètres d'une part, et l'étagement de la végétation d'autre part, semble constante quelque soit la perturbation. Nos résultats ne révèlent pas de changement marqué de la structuration hiérarchique dans les tremblaies d'origine mixte. Desponts *et al.* (2002) et Haeussler et Bergeron (2004) ont également trouvé des résultats similaires. Il est probable que les coupes aient favorisé la cohabitation d'arbres de différents âges et de différents diamètres quelque soit la composition d'origine; contrairement au feu qui aurait pu réinitialiser les peuplements. Par ailleurs, il faut noter également que la livrée des forêts s'est déclarée en Abitibi depuis l'année 2000 tous les un à trois ans. Ces épidémies auraient pu contribuer à l'augmentation des débris ligneux dans ces tremblaies. Il est également probable que le type de coupe pratiqué à l'époque de la colonisation de l'Abitibi qui s'apparente à des coupes partielles a eu des conséquences comparables à la mortalité naturelle (sénescence) dans les peuplements.

VII. CONCLUSION

Dans notre démarche scientifique, nous avons tenté d'introduire une esquisse de la dynamique des tremblaies de la plaine argileuse d'Abitibi. Pour ce faire, nous avons jumelé autant des travaux réalisés dans les archives que sur le terrain. Cependant, la taille de notre échantillon et la démarche holistique que nous avons adoptée limitent la portée de nos résultats.

Nous avons observé de changements significatifs des attributs des tremblaies. La composition de la végétation, quelque soit le type de couvert d'origine et la perturbation, ne montre pas la prévalence d'une dynamique régressive (altération des attributs des tremblaies). L'enfeuillement reste, cependant, au cœur des préoccupations de gestion durable des ressources. En effet, dans la sapinière à bouleau blanc où la dynamique successionnelle est évolutive, généralement des feuillus de lumière généralement plus longévifs vers des conifères tolérants, ne serait pas directement induite par des effets différents du feu ou de la coupe. L'abondance des tremblaies serait liée plutôt à l'augmentation des taux de perturbations. En effet, aux cours des dernières décennies, le taux annuel moyen de perturbations induites par les coupes et par les incendies dépasse annuellement le taux annuel moyen historique causé uniquement par les incendies. Toutefois, dans la pessière où les peuplements d'épinette dominent le paysage, la dynamique des tremblaies serait différente. Les trajectoires successionnelles des peuplements après coupe, retour probable du peuplier faux-tremble, pourraient être différentes de celles après feu qui favoriserait un retour de l'épinette noire.

Notre compréhension de la dynamique des tremblaies dans la plaine argileuse reste fragmentaire et très limitée. Une analyse plus approfondie est nécessaire pour mieux cerner cette dynamique sur des sites mésiques et subhydriques de la plaine argileuse. Cette analyse cherchera à quantifier la perte de superficie de peuplements résineux au profit de tremblaies et à évaluer les processus à la base de cette dynamique. Une attention particulière devrait être portée sur la dynamique temporelle des communautés végétales à l'intérieur des tremblaies et à l'échelle du paysage abitibien. Ainsi, la quantification des écarts entre les proportions actuelles et historiques permettront d'élaborer des stratégies d'aménagement adaptés au contexte d'Abitibi.

CONCLUSION GÉNÉRALE

De nos jours, le débat autour de l'augmentation et la persistance des tremblaies en Abitibi créé une controverse quant à l'évolution possible de ces peuplements. A l'échelle du paysage, l'augmentation de ces peuplements est sans équivoque (Carleton et MacLellan 1994; Reich et *al.* 2001). Leur proportion relative est plus élevée que celle observée historiquement (Laquerre *et al.* (soumis)). Il est probable que cette augmentation soit associée à la récurrence des coupes et leur étendue.

Nos résultats semblent monter que les attributs des peuplements, influencés différemment par les facteurs du milieu, en l'occurrence le type de perturbation et le type de couvert d'origine, ne semblent pas systématiquement différents. Ces peuplements renferment les mêmes espèces mais dans des proportions différentes. Cette similarité a dû jouer un rôle prépondérant pour établir une structure et une diversité similaire. Cette observation suscite une question fondamentale : les changements apportés dans les pratiques sylvicoles (emploi de la machinerie) et l'augmentation de la fréquence des coupes seraient-ils à l'origine de la modification profonde des paysages forestiers?

Les pratiques sylvicoles de l'ère industrielle laissent penser que les peuplements exploités sont en dehors de la gamme de variabilité observée dans les peuplements naturels (Haeussler et Bergeron 2004). Ces observations, certes partielles, montrent que l'élimination d'écosystèmes de « référence » dans le paysage aurait eu un double effet : perte de variabilité naturelle des écosystèmes et simplification de l'hétérogénéité des paysages d'Abitibi.

Ces résultats ne peuvent pas être généralisés, mais militent en faveur de plus amples investigations sur la dynamique des tremblaies. Ces investigations pourraient englober d'autres types de peuplements afin de mettre en exergue la dynamique sucessionnelle des peuplements dans la zone agroforestière. En effet, à la lumière de nos investigations, il ressort que les pratiques d'aménagement actuelles doivent intégrer, dans leur processus de mise en œuvre, les « écosystèmes de référence ». Ces écosystèmes doivent constituer une des bases de l'aménagement écosystémique et de restauration écologique des paysages forestiers.

Nos résultats constituent un apport au foisonnement de connaissances sur la dynamique des tremblaies agroforestières de l'Abitibi. Cependant, notre compréhension reste partielle et des investigations complémentaires permettront de bonifier la démarche d'aménagement écosystémique à intégrer nécessairement, dans la mesure du possible, dans nos approches méthodologiques: la composition d'origine (ou l'écosystème de référence), les stades de développement et la proportion historique des espèces à l'échelle du peuplement. Ces informations doivent être intégrées aux connaissances à l'échelle du paysage. Ce qui permettrait d'établir un « tableau de bord » pour une meilleure intégration *peuplement-paysage* à l'échelle du territoire abitibien. Cette intégration permettrait d'avoir une vision plus réaliste du fonctionnement de ce paysage.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

BERGERON, Y. ET DUBUC, M. 1989. Succession in the southern part of the canadian boreal forest. Vegetatio 79:51-63

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. Can. J. for. Res. 31: 384-391

BERGERON, Y., GAUTHIER, S., FLANNIGAN, M. ET KAFKA, V. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwoods and coniferous boreal forests in the Northwestern Quebec. Ecology, 85: 1916-1932.

BERGERON,Y., RICHARD, P.J.H., CARCAILLET, C., GAUTHIER, S., FLANNIGAN, M. ET PRAIRIE, Y.1998. Variability in fire frequency and forest composition in Canada's southeastern boreal forest: a challenge for sustainable forest management. Conservation Ecology online 2(2):http://www.consecol.org/vol2/iss2/art6.

BOUCHER, Y., ARSENEAULT, D. ET SIROIS, L. 2006. Logging-induced change (1930-2002) of a preindustrial landscape at the northern range limit of northern hardwoods, eastern Canada. Can. J. For. Res. 36(2): 505-517.

BRAIS, S. 2001. Persistence of soil compaction and effects on seedling growth in northwestern Quebec. SSSA Journal 65 1263-1271.

BRAIS, S., HARVEY, B.D., BERGERON, Y., MESSIER, C., GREENE, D., BELLEAU, A. ET PARÉ, D. 2004. Testing forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Québec: initial response of aspen stands to different levels of harvesting. Can. J. For. Res. 34: 431-446.

BRASSARD, B.W. ET CHEN, H.Y.H. 2006. Stand structural dynamics of North America boreal forests. Critical Review in Plant Sciences, 25:115-137.

BRUMELIS, G. ET CARLETON, T. J. 1989. The vegetation of postlogged black spruce lowlands in central Canada. II. Understorey vegetation. J. Appl. Eco. 26: 321-339.

CARLETON, T. J. 2000. Vegetation responses to the managed forest landscape of central and northern Ontario. In. Perera, A., Euler, D. and Thompson, I. (editors), Ecology of a Managed Terrestrial Landscape: patterns and processes of forest landscapes in Ontario. University of British Columbia Press, p. 179-197.

CARLETON, T. J. ET MACLELLAN, P. 1994. Woody vegetation responses to fire versus clearcutting logging: a comparative survey in the central Canadian boreal forest. Ecoscience 1: 141- 152.

CHEN, H.Y.H. ET POPADIOUK, R. V. 2002. Dynamics of North American boreal Mixedwoods. Environ. Rev./Dossiers environ. 10(3): 137-166.

CURTIS, J. T., AND R. P. MCINTOSH. 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. Ecology 32:476-496.

DANSEREAU, P.-R. ET BERGERON, Y. 1993. Fire history in the southern boreal forest of northwestern Québec. Can. J. For. Res. 23: 25-32.

DUFRENE, M. and LEGENDRE, P. 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. Ecol. Monogr. 67(3):345-366.

DRAPEAU, P., LEDUC, A., GIROUX, J.-F., SAVARD, J.-P., BERGERON, Y. ET VICKERY, W. L. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of boreal mixed-wood forests. Ecol. Monogr. 70:423-444.

FERGUSON, S.H. AND P.C. ELKIE. 2003. Comparing snag abundance 20, 30, and 40 years following fire and harvesting disturbance in a boreal forest. Old Growth Forests in Canada: a science perspective. Forest Chronicle 79:1-9 FLIGNER, M. AND KILLEEN, T. 1976. Distribution-free two-sample tests for scale. J. Amer. Statist. Assoc. 71 : 210-212.

FRELICH, L. E. 2002. Forest dynamics and disturbance regimes : Studies from temperate evegreen-deciduous forests. Cambridge University Press. p 29-36

FRICKER, J.M., CHEN, H.Y.H. ET WANG, J.R. 2006. Stand age structural dynamics of North American boreal forests and implications for forest management practices. International Forestry Review 8(4): 395-405.

GAUTHIER, S., DE GRANDPRÉ, L. ET BERGERON, Y. 2000. Differences in forest composition in two boreal forest ecoregions of Quebec. J. Veg. Sci. 11: 781-790

GOURD, B. B. 1973. La colonisation des clay-belts du Nord-Ouest québécois et du Nord-Est ontarien: étude de la propagande des gouvernements du Québec et de l'Ontario à travers leurs publications officielles (1900-1930) par Bénoît Beaudry. Faculté des lettres de l'Université de Montréal. pp69.

GRONDIN, P. ET CIMON, A. 2003. Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs. pp 216.

HAEUSSLER, S., BEDFORD, L., LEDUC, A., BERGERON, Y. ET KRANABETTER, J.M. 2002. Silvicultural disturbance severity and plant communities of the southern Canadian boreal forest. Silva Fennica 36(1): 307-327.

HAEUSSLER, S. ET BERGERON, Y. 2004. Range of variability in boreal aspen plant communities after wildfire and clear-cutting. Can. J. For. Res. 34:274-288.

HEINSELMAN, M. L. 1970. The natural role of fire in northern conifer forests . Naturalist 21(4): 14-23.

HARPER, K., BOUDREAULT, C., DE GRANDPRÉ, 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 Québec and Ontario. Environmental. Review 11: 79-98.

HART, S.A., ET CHEN. H.Y.H. 2006. Understory vegetation dynamics of North American boreal forests. Critical Reviews in Plant Sciences 25: 381-397.

HARVEY, B.D., LEDUC, A., ET BERGERON, Y. 1995. Early postharvest succession in relation to site type in the southern boreal forest of Quebec. Can. J. For. Res. 25:1658-1672.

HARVEY, B., BRAIS, S. 2002. Effects of mechanized careful logging on natural regeneration and vegetation competition in the southeastern Canadian boreal forest. Can. J. For. Res. 32: 653-666.

HÉLY, C., BERGERON, Y. ET FLANNIGAN, M.D. 2000. Coarse woody debris in the southeastern Canadian boreal forest: composition and load variations in relation to stand replacement. Can. J. For. Res. 30: 674–687.

HILL, M.O. ET ŠMILAUER, P. 2005. TWINSPAN for Windows version 2.3. Centre for Ecology and Hydrology & University of South Bohemia, Huntingdon & České Budějovice.

ReportGraft.com

JAYEN, K., LEDUC, A. ET BERGERON, Y. 2006. Effect of fire severity on regeneration success in the boreal forest of Northwest Quebec, Canada. Ecoscience, 13: 143-151.

JOHNSON, M.H. ET ELLIOT, J.A. 1996. Impacts of logging and wildfire on upland black spruce community in northern Ontario. Environmental monitoring and assessment 39: 283-297.

KINDT, R. ET COE, R. 2005. Tree diversity analysis. A manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies. Nairobi: World Agroforestry Centre (ICRAF).

KNEESHAW, D.D. ET BERGERON, Y. 1999. Spatial and temporal patterns of seedling and sapling recruitment within canopy gaps caused by spruce budworm. Ecoscience. 6:214-222.

LAQUERRE, S. 2007. Analyses multi-échelles du phénomène d'enfeuillement du couvert forestier de la région de l'Abitibi. Mémoire de maîtrise de biologie forestière. UQAT, Québec. P23.

LAROCQUE, I., BERGERON, Y., CAMPBELL, I.D. ET BRADSHAW, R.H.W. 2000. Vegetation changes through time on islands of lake Duparquet, Abitibi, Canada. Can. J. For. Res. 30: 179-190.

LECOMTE, N., SIMARD, M., ASSELIN, H., NAPPI, A., NOËL, N. ET BERGERON, Y. 2006a. Similarities and differences between harvesting- and wildfire-induced disturbances in fire-mediated canadian landscapes. Technical bulletin no. 924. P71.

LECOMTE, N., SIMARD, M. ET Y. BERGERON. 2006b. Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forestof northwestern Québec, Canada. Écoscience 13(2): 152-163.

LEFORT, P., GAUTHIER, S. ET BERGERON, Y. 2003. The influence of fire weather and land use on the fire activity of the lake Abitibi area, Eastern Canada. For. Sci. 49: 509-521.

LEGENDRE, P., BORCARD, D., ET PERES-NETO, P.. 2005. Analyzing beta diversity: partitioning the spatial variation of community composition data. Ecological Monographs 75:435–450.

LEHTONEN, H. 1998. Fire history recorded on pine trunks and stumps :Influence of land use and fires on forest structure in North Karelia. Scand. J. For. Res. 13:462-468.

MAGGURRAN, A. E. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton, N.J.: Princeton University Press, 34-99p.

MANLY, B.F.J. 1997. Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology. 2nd ed. Chapman and Hall, London.

McRAE, D. J., DUCHESNE, L. C., FREEDMAN, B., LYNHAM, T., ET WOODLEY, S. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. Env. Rev. 9: 223–260.

MESSAOUD, Y., BERGERON, Y. ET LEDUC, A. 2007. Ecological factors explaining the location of the boundary between the mixedwood and coniferous bioclimatic zones in the boreal biome of eastern North America. Global Ecology and Biogeography. 16:90-102.

MRNF. 2002. Rapport sur l'état des forêts québécoises : 1995-1999. Ministère des Ressources naturelles, Direction de la planification et des communications.. p. 15-20.

NGUYEN-XUAN, T., BERGERON, Y., SIMARD, D., FYLES, J.F. 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. Can. J. For. Res. 30:1353-1364.

OKSANEN, J., KINDT, R., LEGENDRE, P. O'HARA, B., HENRY, M. ET STEVENS, H. (2007). vegan: Community Ecology Package. R package version 1.8-8. http://cran.r-project.org/, http://r-forge.r-project.org/projects/vegan/

OTTO, H. J.1998. Ecologie forestière. Institut pour le développement forestier. ISBN 2-904740-65-1. 397 p.

PAQUIN, N.1979. Histoire de l'Abitibi-Témiscamingue. Collège du Nord-Ouest, Education des Adultes. pp206.

PAWSON, S.M. BROCKERHOFF, E.G. NORTON, D.A. ET DIDHAM. R.K. 2006. Clear-fell harvest impacts on biodiversity: past research and the search for harvest size thresholds. Can. J. For. Res. 36: 1035–1046.

PAYETTE, S., BHIRY, N., DELWAIDE, A., ET SIMARD, M. 2000. Origin of the lichen woodland at its southern range limit in eastern Canada: the catastrophic impact of insect defoliators and fire on the spruce-moss forest. Can. J. For. Res. 30: 288-305.

PAYETTE, S. ET DELWAIDE, A. 2003. Shift of conifer boreal forest to lichen-heath parkland caused by successive stand disturbances. Ecosystems 6: 540-550.

PIELOU, E.C. (1966). The measurement of diversity in different types of biological collections. J. Theor. Biol., 13, 131-144.

POTHIER, D., RAULIER, F. ET RIOPEL, M. 2004. Ageing and decline of trembling aspen stands in Quebec. 2004. Can. J. For. Res. 34:1251-1258.

R DEVELOPMENT CORE TEAM. 2008. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL http://www.R-project.org.

REES, D. C. ET JUDAY, G. P. 2002. Plant species diversity on logged versus burned sites in central Alaska. For. Ecol. Manage. 155:291-302.

REICH, P. B., BAKKEN, P., CARLSON, D., FRELICH, L. E., FRIEDMAN, S. K., GRIGAL, D. F. 2001. Influence of logging, fire, and forest type on biodiversity and productivity in southern boreal forests. Ecology. 82 (10): 2731-2748.

SAUCIER, J.-P., BERGERON, J.-F., GRONDIN, P. ET ROBITAILLE, A. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional, 3è version : Un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le Ministère des Ressources Naturelles du Québec. Québec, Supplément de l'Aubelle, Février-Mars 1998, 12p.

SAUCIER, J.-P., BERGER, J.-P., D'AVIGNON, H. ET RACINE, P. 1994. Le point d'observation écologique. Québec, Ministère des Ressources Naturelles du Québec, 116p.

SAUCIER, J.-P. ET ROBITAILLE, A. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. Québec, Les publications du Québec, 213p.

SIMARD, M.-J., BERGERON, Y., ET SIROIS, L. 1998. Conifer recruitment in the southeastern Canadian boreal forest: the importance of substrate. J. Veg. Sci. 9(4):575-582.

SIMARD, D.G., FYLES, J.W., PARÉ, D. ET NGUYEN-XUAN, T.. 2001. Impacts of clearcut harvesting and wildfire on soil nutrients in the Québec boreal forest. Canadian Journal of Soil Science 81: 229-237.

Rapport-gratuit.com

SØRENSEN, T.A. (1948) A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to analyses of the vegetation on Danish commons. Kongelige Danske Videnskabernes Selskabs Biologiske Skrifter, 5, 1–34.

SPIES, T. 1997. Forest stand, structure, composition, and function. In Creating a forestry for the 21st century: The science of ecosystem management. K. Kohm and J.Franklin (editors). Island Press, ashington, D.C. pp. 11–30.

VINCENT, J.S ET HARDY, L. 1977. L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. Géo. Phys. Quat.3-4 : 357-372.

VINCENT, O., ASSELIN, M., GOURD, B-B., MERCIER, C., VIAU, R., CÔTÉ, M., MARQUIS, J-P, RIOPEL, M., SABOURIN, C. 1995. Histoire d'Abitibi-Témiscamingue. Institut Québécois de Recherche sur la Culture. Les presses de l'Univeristé Laval, Laval, Québec.

WEIR, J.H. ET JOHNSON, E.A. 1998. Effects of escaped settlement fires and logging on forest composition in the mixedwood boreal forest. Can. J. For. Res. 28:450-467.

WHITE, G. C. AND BENNETTS, R. E. 1996. Analysis of frequency count data using the negative binomial distribution. Ecology 77: 2549-2557

YU, Z., APPS, M.J. ET BHATTI, J.S. 2002. Implications of floristic and environmental variation for carbon cycle dynamics in boreal forest ecosystems of central Canada. Journal of Vegetation Science 13: 327-340.

APPENDICE A

Caractéristiques des sites d'échantillonnage

site	Perturbation	Couvert d'origine	Classe d'âge	pente (%)	dépôt organique (cm)	drainage
AUN1	Coupe	Mixte	70	7	5	30
AUN2	Coupe	Mixte	50	15	5	30
BAR1	Coupe	Mixte	50	15	5	30
BER1	Coupe	Résineux	50	0	15	40
BER2	Coupe	Résineux	50	0	20	40
BER3	Coupe	Mixte	50	0	10	30
CAS1	Coupe	Mixte	50	0	5	30
CAS2	Coupe	Mixte	50	7	5	30
CAS3	Coupe	Mixte	50	7	5	30
CAS4	Coupe	Mixte	50	0	5	30
CHA1	Coupe	Mixte	70	0	10	40
CHA2	Feu	Mixte	70	7	5	30
CHA3	Feu	Mixte	70	7	5	30
CHA4	Coupe	Mixte	50	0	5	30
COT1	Coupe	Mixte	50	0	10	40
COT2	Coupe	Mixte	50	0	5	40

APPENDICE A (Suite)

Caractéristiques des sites d'échantillonnage

site	Perturbation	Couvert d'origine	Classe d'âge	pente (%)	dépôt organique (cm)	drainage
COT3	Coupe	Mixte	50	7	5	30
COT4	Coupe	Mixte	50	7	5	30
COT5	Coupe	Mixte	50	7	5	30
DUP1	Feu	Résineux	70	7	5	30
DUP1916	Feu	Résineux	70	7	5	30
DUP1944	Feu	Résineux	50	7	5	30
DUP2	Coupe	Mixte	50	7	5	30
DUP3	Coupe	Mixte	50	7	5	30
DUP4	Coupe	Résineux	50	0	5	40
DUP5	Coupe	Résineux	50	0	5	40
DUP6	Coupe	Mixte	50	7	5	30
DUP7	Coupe	Mixte	50	7	5	30
DUP8	Coupe	Mixte	50	7	5	30
DUP9	Coupe	Mixte	50	7	5	30

APPENDICE A (Suite)

Caractéristiques des sites d'échantillonnage

site	Perturbation	Couvert d'origine	Classe d'âge	pente (%)	dépôt organique (cm)	drainage
GER1	Coupe	Mixte	50	7	5	30
GER2	Coupe	Mixte	50	0	5	30
GUY1	Coupe	Mixte	50	0	5	30
LAG1	Coupe	Résineux	50	0	5	40
LAG2	Coupe	Résineux	50	7	5	30
LAN1	Coupe	Résineux	50	15	5	30
LAS1	Coupe	Mixte	50	7	5	30
LAS2	Coupe	Mixte	50	0	10	40
MAC1	Coupe	Mixte	50	7	5	40
MAN1	Coupe	Mixte	70	7	10	40
MAN2	Coupe	Mixte	50	7	5	30
MAV1	Coupe	Mixte	50	7	5	30
MAV2	Coupe	Mixte	50	0	5	30
MAV3	Coupe	Mixte	50	7	5	30

APPENDICE A (Suite)

Caractéristiques des sites d'échantillonnage

site	Perturbation	Couvert d'origine	Classe d'âge	pente (%)	dépôt organique (cm)	drainage
MUC	Feu	Résineux	70	7	5	30
OGF1	Feu	Résineux	70	7	5	30
POP1	Coupe	Mixte	50	0	5	40
POP2	Coupe	Résineux	50	0	5	30
POP5	Coupe	Résineux	70	7	5	30
TRE1	Coupe	Mixte	50	0	10	30
TUR1	Coupe	Mixte	50	7	5	30
VVB1	Coupe	Résineux	50	0	15	40
VVB2	Feu	Mixte	50	0	5	30
VVB3	Feu	Mixte	70	0	5	30
VVB4	Feu	Mixte	50	7	5	30
VVB5	Feu	Mixte	50	0	5	30

APPENDICE B

Description de l'origine (Composition et perturbations) des peuplements échantillonnés

Sites	1910	1916	1923	1926	1927	1928	1929	1935	1936	1943
AUN1							Tremblaie-Résineuse			
AUN2							Tremblaie-Résineuse			
BAR1				Brûlis en régénération			Brûlis en régénération			
BER1							Mélange de plaques de brûlis et ilots de Résineux			
BER2				Résineux entouré de plaques de brûlis						
BER3										
CAS1							Tremblaie-Résineuse+brûlis partiel			
CAS2							Brûlis en régénération+PET non brûlé			
CAS3							Tremblaie-Résineuse			
CAS4								Tremblaie-Résineuse en régénération		

APPENDICE B (Suite)

Description de l'origine (Composition et perturbations) des peuplements échantillonnés

Sites	1910	1916	1923	1926	1927	1928	1929	1935	1936	1943
CHA1				Tremblaie-Résineuse						
CHA2				Tremblaie-Résineuse, énorme brûlis						
CHA3				Brûlis, Tremblaie résineuse						
CHA4				Tremblaie-Résineuse, traces de brûlis						
COT1								Tremblaie-Résineuse en régénération suite à brulis		
COT2								Tremblaie-Résineuse en régénération suite à brulis		

APPENDICE B (Suite)

Description de l'origine (Composition et perturbations) des peuplements échantillonnés

Sites	1910	1916	1923	1926	1927	1928	1929	1935	1936	1943
COT3								Tremblaie-Résineuse en régénération suite à brulis		
COT4								Tremblaie-Résineuse en régénération suite à brulis		
COT5								Tremblaie-Résineuse en régénération suite à brulis		
DUP1				Résineux						Traces de feu
DUP1916										

Rapport-Gratuit.com

APPENDICE B (Suite)

Description de l'origine (Composition et perturbations) des peuplements échantillonnés

Sites	1910	1916	1923	1926	1927	1928	1929	1935	1936	1943
DUP1 944										
DUP2				Résineux						
DUP3				Tremblaie-Résineuse						
DUP4				Résineux						
DUP5				Résineux						
DUP6						Tremblaie-Résineuse				
DUP7						Tremblaie-Résineuse				
DUP8						Tremblaie-Résineuse				
DUP9				Tremblaie-Résineuse						
GER1					Tremblaie-Résineuse+ Coupes (selon la forêt autour)					

APPENDICE B (Suite)

Description de l'origine (Composition et perturbations) des peuplements échantillonnés

Sites	1910	1916	1923	1926	1927	1928	1929	1935	1936	1943
GER2				Tremblaie-Résineuse+Traces de coupes partielles légères						
GUY1				Tremblaie-Résineuse						
LAG1				Résineux						
LAG2							Résineux, coupes totales autour			
LAN1							Résineux, coupe partielle, sentiers			
LAS1				Tremblaie-Résineuse						
LAS2				Tremblaie-Résineuse						
MAC1				Tremblaie-Résineuse						
MAN1										
MAN2										
MAV1				Brùli en régénération						
MAV2				Tremblaie-Résineuse en régénération+brùlis partiel						

Rapport-gratuit.com

APPENDICE B (Suite)

Description de l'origine (Composition et perturbations) des peuplements échantillonnés

Sites	1910	1916	1923	1926	1927	1928	1929	1935	1936	1943
MAV3				Brûlis+Tremblaie-Résineuse autour						
MUC										
OGF1										
POP1				Tremblaie-Résineuse			Coupe, chemins			
POP2										
POP5				Résineux						
DUP6						Tremblaie-Résineuse				
TRE1				En régénération et entouré de terres défrichées et de coupes			En régénération et entouré de terres défrichées et de coupes			
TUR1									Autour Tremblaie-Résineuse, Brûlis en régénération	
VVB1									Résineux	
VVB2										
VVB3										
VVB4										
VVB5									Tremblaie-Résineuse	