

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

IMPACTS DES COUPES PARTIELLES DE LA ZONE D'AMÉNAGEMENT
ÉCOSYSTÉMIQUE DU PROJET TRIADE SUR LES COMMUNAUTÉS DE CARABES
(COLEOPTERA : CARABIDAE) EN FORÊT BORÉALE MIXTE DE LA HAUTE
MAURICIE

MÉMOIRE

PRÉSENTÉ

COMME EXIGENCE PARTIELLE

DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR

LUANA GRAHAM-SAUVÉ

NOVEMBRE 2012

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 -Rév.01-200G). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur de maîtrise, Tim Work, qui a su me guider et qui m'a supportée tout au long de ce parcours qu'est la maîtrise, mais également pour son attitude et son positivisme. Je suis convaincue que nous aurons de nombreuses autres occasions de discuter attablés au Bénélux. Merci aux autres membres de mon comité d'orientation; Daniel Kneeshaw et Christian Messier pour avoir partagé leur savoir avec moi. Merci à Tanya Ira Handa et à Pierre Drapeau pour leurs commentaires constructifs sur le mémoire. J'aimerais remercier Nadyre Beaulieu, la coordonnatrice du projet Triade. J'aimerais remercier Produits Forestiers Résolu pour leur support financier. Un merci spécial à mes collègues de laboratoire; Simon Paradis, Jenna Jacobs, Enrique Doblas-Miranda, Florent Renaud, David Gervais, Félix Longpré, Annie Hibbert, Martin Payette, Andrew Schiller qui, de près ou de loin, m'ont aidée avec leurs judicieux conseils et qui pour certains sont maintenant des amis chers. Merci à mon aide de terrain de l'été 2009 Annie-Marie Gosselin. J'aimerais adresser une pensée à Simon pour avoir été comme un « parrain » pour moi à mon arrivée à l'UQAM. Merci aux professionnels de recherche Mélanie Desrochers, Daniel Lesieur, Marc Mazerolle, sans qui je serais encore en train de me battre avec ArcGis, Access ou R. Merci à Luc Lauzon, coordonnateur du Cef, pôle Montréal, pour son aide avec la logistique Uqamienne et Cefienne. Merci à Isabelle Witté de m'avoir initiée à la zone d'étude et d'avoir agi comme une grande sœur pour moi. Merci à ma famille, M'man, C'ce et sis. Maude, je peux l'avouer aujourd'hui, j'ai probablement choisi le domaine de la biologie comme carrière parce que c'est ce que toi, ma grande sœur, as fait avec brio. Christian avec ton parcours qui t'a mené à travailler en environnement, c'est avec plaisir que nous pouvons parler ensemble de biologie et d'environnement. Martine, merci de toujours m'avoir transmis la fierté que tu avais envers moi, merci de m'avoir supportée et encouragée dans ce que j'ai choisi d'étudier. Et finalement, merci à mon copain, Nicolas, qui m'a soutenue et crue en moi. Merci d'avoir été mon public alors que je devais pratiquer mes présentations devant quelqu'un. Merci de m'avoir écoutée patiemment déblatérer sur tel ou tel passage du mémoire ou du travail à faire dans le cadre de la maîtrise. Nous formons une équipe du tonnerre toi et moi.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	vi	
LISTE DES TABLEAUX.....	ix	
RÉSUMÉ.....	x	
INTRODUCTION.....	1	
0.1 Aménagement forestier écosystémique et Triade.....	1	
0.2 Indicateurs biologiques.....	6	
0.3 Masse des carabes.....	9	
CHAPITRE I		
IMPACTS DES COUPES PARTIELLES DE LA ZONE D'AMÉNAGEMENT		
ÉCOSYSTÉMIQUE DU PROJET TRIADE SUR LES COMMUNAUTÉS DE		
CARABES (COLEOPTERA : CARABIDAE) EN FORÊT BORÉALE MIXTE DE LA		
HAUTE MAURICIE.....		12
1.1 Résumé.....	13	
1.2 Introduction.....	14	
1.3 Méthodes.....	17	
1.3.1 Aire d'étude et design expérimental.....	17	
1.3.2 Échantillonnage des spécimens.....	18	
1.3.3 Échantillonnage des variables environnementales et structurales.....	19	
1.3.4 Analyse statistique.....	20	
1.4 Résultats.....	22	
1.4.1 Sommaire de la collection.....	22	
1.4.2 Richesse spécifique et abondance.....	23	
1.4.3 Composition des assemblages de carabes.....	23	
1.4.4 Analyse de la communauté en fonction des variables environnementales et structurales.....	25	
1.5 Discussion.....	26	
1.5.1 Réponse des carabes aux traitements sylvicoles.....	26	
1.5.2 Analyse de la communauté selon les variables.....	32	

1.6	Conséquences pour l'aménagement	34	
1.7	Remerciements	35	
1.8	Annexe A.....	36	
CHAPITRE II			
IMPACTS DES COUPES PARTIELLES DE LA ZONE ÉCOSYSTÉMIQUE DU PROJET TRIADE SUR LA MASSE DE DEUX ESPÈCES DOMINANTES DE CARABES (CARABIDAE : COLEOPTERA) EN FORÊT BORÉALE MIXTE DE LA HAUTE MAURICIE.....			49
2.1	Résumé	50	
2.2	Introduction	51	
2.3	Méthodes	53	
2.3.1	Aire d'étude et design expérimental	53	
2.3.2	Mesure de la surface terrière	55	
2.3.3	Échantillonnage des spécimens	55	
2.3.4	Obtention des masses corporelles.....	56	
2.3.5	Analyse statistique.....	56	
2.4	Résultats	57	
2.5	Discussion	58	
2.6	Conclusion.....	60	
CONCLUSION GÉNÉRALE			70
RÉFÉRENCES.....			73

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
1.1 Design expérimental et schéma des coupes totales (CT), des coupes progressives d'ensemencement (CPE), des coupes multicohortes (MULTICO) et des témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes) en ce qui a trait au pourcentage de rétention et de profil de coupe dans le temps.	40
1.2 Localisation du projet Triade et aire d'étude. Coupes totales (CT), des coupes progressives d'ensemencement (CPE), des coupes multicohortes (MULTICO) et des témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes) en ce qui a trait au pourcentage de rétention et de profil de coupe dans le temps. Carte : Projection NAD 83 Lambert Québec Conforme, Auteur : Cef 2011.....	41
1.3 Images des a) coupes totales (CT), b) des coupes progressives d'ensemencement (CPE), c) des coupes multicohortes (MULTICO) et d) des témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes).....	42
1.4 Courbe de raréfaction des carabes dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes). Les barres d'erreur correspondent à l'erreur type.	43
1.5 Taux de capture agrégé journalier dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes). Les barres d'erreur correspondent à l'écart type.....	44
1.6 Arbre de régression multivarié basé sur la somme des carrés (ssMRT) sur les traitements, les transects et les années. L'erreur de validation croisée (CV Error) fait référence au pouvoir prédictif du modèle (1 étant faible et 0 étant fort). Le "n" est le nombre de transects dans cette branche. CT : coupe totale, CPE : coupe progressive d'ensemencement, MULTICO : coupe multicohorte et Témoin : forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes, Transect mach : corridor de passage de la machinerie (0 % de rétention), part : coupe partielle (50 % de rétention), rétention : bande non coupée (100 % de rétention).	45
1.7 Taux de capture des 13 espèces qui contribuent à plus 1% dans l'explication des séparations de l'arbre de régression varié sur les traitements, transects et années. a) 1 ^{er} séparation du MRT, b) 2 ^e séparation du MRT, c) 3 ^e séparation du MRT, d) 4 ^e séparation du MRT, e) 5 ^e séparation du MRT, f) 6 ^e séparation du MRT. CT : coupe totale, CPE : coupe progressive d'ensemencement, MULTICO : coupe multicohorte et Témoin : forêts non coupées issues de perturbations	

	naturelles anciennes, Transect mach : corridor de passage de la machinerie (0% de rétention), part : coupe partielle (50% de rétention), rétention : bande non coupée (100% de rétention). <i>S. cana.</i> : <i>Sphaeroderus canadensis</i> , <i>S. sten.</i> : <i>Sphaeroderus stenostomus</i> , <i>L. moest.</i> : <i>Lebia moesta</i> , <i>N. aene.</i> : <i>Notiophilus aeneus</i> , <i>A. retr.</i> : <i>Agonum retractum</i> , <i>C. ingr.</i> : <i>Calathus ingratus</i> , <i>P. dece.</i> : <i>Platynus decentis</i> , <i>S. impu.</i> : <i>Synuchus impunctatus</i> , <i>P. adst.</i> : <i>Pterostichus adstrictus</i> , <i>P. cora.</i> : <i>Pterostichus coracinus</i> , <i>P. pens.</i> : <i>Pterostichus pensylvanicus</i> , <i>P. punc.</i> : <i>Pterostichus punctatissimus</i> , <i>P. tris.</i> : <i>Pterostichus tristis</i>	46
1.8	Arbre de régression multivarié à partir d'une matrice de distance des sites (dbMRT) basé sur l'assemblage des carabes et différentes variables explicatives. La mesure de distance était la distance de Bray-Curtis. L'erreur de validation croisée (CV Error) fait référence au pouvoir prédictif du modèle (1 étant faible et 0 étant fort). Le nombre sous chacune des branches est la moyenne de la somme des carrés de la distance de Bray-Curtis. Le "n" est le nombre de sites dans cette branche. CPE : coupe progressive d'ensemencement, CT : coupe totale, MULTICO : coupe multicohorte et Témoin : forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes.	47
1.9	Régression linéaire simple entre le taux de capture de tous les carabes et la surface terrière dans les sites. CPE : coupe progressive d'ensemencement, CT : coupe totale, MULTICO : coupe multicohorte et Témoin : forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes. Les lignes pointillées représentent les valeurs de la surface terrières sur lesquelles sont basées les séparations dans l'arbre de régression multivarié (dbMRT).	48
2.1	Localisation du projet Triade et aire d'étude. Coupes totales (CT), des coupes progressives d'ensemencement (CPE), des coupes multicohortes (MULTICO) et des témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes). Carte : Projection NAD 83 Lambert Québec Conforme, Auteur : Cef 2011.	64
2.2	Design expérimental et schéma des coupes totales (CT), des coupes progressives d'ensemencement (CPE), des coupes multicohortes (MULTICO) et des témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes) en ce qui a trait au pourcentage de rétention et de profil de coupe dans le temps.	65
2.3	Images des a) coupes totales (CT), b) des coupes progressives d'ensemencement (CPE), c) des coupes multicohortes (MULTICO) et d) des témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes).	66
2.4	Taux de capture agrégé journalier dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes) de a) <i>Pterostichus pensylvanicus</i> (collection 1) et de b) <i>P. coracinus</i> (collection 1 et 2). Les barres d'erreur correspondent à l'écart type. La différence entre les traitements a été obtenue avec un test de Mann-Whitney-Wilcoxon.	67

- 2.5 Masse moyenne de a) *Pterostichus pennsylvanicus* et b) *Pterostichus coracinus* en fonction dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes). Les barres d'erreur correspondent à l'écart type.68
- 2.6 Illustration expliquant que la coupe forestière provoque une réduction de la capacité de charge du milieu et de la quantité d'individus faisant que les individus restants consomment la même quantité de ressources.69

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1 Contribution des espèces à chacune des séparations du ssMRT sur les traitements, les transects et les années. Ces espèces sont celles qui ont une contribution totale de plus de 1%.....	39
2.1 Résultats de l'ANOVA de la masse des adultes de <i>Pterostichus pensylvanicus</i> et <i>Pterostichus coracinus</i> dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes)	62
2.2 Résultats de l'analyse avec le modèle linéaire à effets mixtes de la masse des adultes de <i>Pterostichus pensylvanicus</i> et <i>Pterostichus coracinus</i> dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes).....	63

RÉSUMÉ

L'aménagement forestier durable et la conservation de la biodiversité sont des priorités en matière d'aménagement au Québec. Cette étude visait à évaluer des coupes partielles réalisées dans la zone d'aménagement écosystémique du projet Triade en Haute Mauricie. Nous avons mesuré la richesse spécifique, l'abondance, la composition de carabes (Carabidae: Coleoptera), une famille de coléoptère reconnue pour sa sensibilité aux perturbations dans les habitats forestiers et la masse moyenne de deux espèces de carabe, et ce, dans deux coupes partielles; la coupe progressive d'ensemencement (50 % de rétention) et la coupe multicohorte (60-70 % de rétention) comparativement à des coupes totales et à des témoins de forêts non coupées. Les traitements de coupe en général ont affecté ponctuellement les assemblages de carabes surtout en ce qui a trait à l'abondance et aux patrons de distribution des abondances des espèces dominantes bien que ces effets étaient beaucoup plus prononcés dans les coupes totales. L'abondance des carabes a été réduite significativement par les opérations forestières. La richesse spécifique dans les coupes partielles était similaire à celle de sites non coupés contrairement à celle dans les coupes totales qui était plus élevée. La distribution des abondances des espèces dominantes par rapport à leurs congénères était homogénéisée dans les traitements de coupe, mais dans une moindre mesure dans les coupes partielles. Les patrons de distribution des abondances des espèces dominantes semblaient se reformer la deuxième année de prise de données dans les coupes partielles. L'abondance était plus élevée dans le corridor de passage de la machinerie que dans les autres bandes (coupée partiellement et non coupée) dans les coupes partielles. Afin d'établir si les conditions du milieu ou les ressources présentes dans le milieu sont responsables des changements dans la composition des carabes suite à une coupe forestière, nous avons mesuré la masse corporelle de deux espèces de carabes dominants (*Pterostichus pensylvanicus* et *P. coracinus*) qui illustre leur taux d'alimentation et donc, la disponibilité des ressources alimentaires. Le traitement sylvicole n'avait pas d'effets significatifs sur la masse corporelle moyenne pour *P. pensylvanicus*. Bien que la masse ait été significativement plus élevée dans la coupe totale que dans le témoin pour *P. coracinus*, cette différence est relativement faible et a peu de chances de compenser pour la perte d'individus survenue dans ce traitement. À la lumière de nos résultats, on peut rejeter l'hypothèse selon laquelle la masse moyenne des individus a une relation positive avec le niveau de rétention des traitements sylvicoles. En somme, bien que les deux coupes partielles étudiées aient des effets similaires à court terme, nous nous attendons à ce que la coupe multicohorte soit un meilleur traitement puisqu'à long terme, elle maintient un niveau de rétention d'arbres élevé sur une plus longue période.

Mots clés : conservation de la biodiversité, aménagement forestier, coupes partielles, carabidae, masse sèche, coupe par bandes, filtre brut

INTRODUCTION

0.1. Aménagement forestier écosystémique et Triade

L'aménagement forestier durable et la conservation de la biodiversité sont des priorités au Canada dans le domaine de l'industrie forestière. En effet, les compagnies forestières ont prodigué de nombreux efforts en ce sens comme la panoplie de nouvelles approches sylvicoles comme les filtres fin et brut, la gestion par cohorte, l'aménagement écosystémique, etc. Il se produit un changement de vision dans le domaine des coupes forestières depuis quelque temps, et ce, entre autres, en raison de l'avènement de la certification Forest Stewardship Council (FSC) résultant du Sommet de la Terre de Rio de 1992. La certification FSC a été un véritable élément déclencheur dans la gestion durable des forêts (FSC Canada, 2011). La certification FSC est exigée par bon nombre des grandes compagnies qui vendent le bois pour les projets de construction et par plusieurs compagnies qui utilisent du papier (banques, compagnies d'assurances, détaillants, maisons d'édition, gouvernements, etc.) (FSC Canada, 2011). Cette certification atteste que le bois provient d'une forêt qui a été gérée selon les normes régionales et de façon conforme aux Principes et Critères de gestion forestière énoncés par le conseil (FSC Canada, 2011). Qui plus est, en septembre 1993, la Conférence sur la Sécurité et la Coopération en Europe (CSCE) a parrainé un colloque international à Montréal qui portait sur l'aménagement durable de la forêt boréale et de la forêt tempérée (RNCAN, 2007). Ce colloque était particulièrement axé sur l'élaboration de critères et d'indicateurs pour l'évaluation de ces forêts. Le Canada fait partie des 12 pays signataires du Processus de Montréal (RNCAN, 2007) et s'engage ainsi à respecter les critères établis dans le Processus pour la gestion durable des forêts.

Jusqu'aux deux dernières décennies du 20^e siècle, les forêts du Québec avaient été gérées avec un but de maximisation de la production de matière ligneuse se soldant principalement par des coupes à faible rétention de tiges sur le terrain comme des coupes totales avec peu de soucis de la préservation de l'intégrité écologique (Gauthier *et al.*, 2008). Les pressions exercées sur les ressources forestières sont croissantes et les conflits des différents porteurs

d'intérêts de la forêt de plus en plus présents. En outre, l'exploitation forestière a beaucoup évolué au cours des dernières années suite à la certification FSC et au Processus de Montréal, comme le démontre l'adoption de six critères d'aménagement forestier durable des forêts par le Conseil canadien des ministres des forêts (CCMF) en 1995.

Toujours au Québec, le concept d'aménagement durable a été inséré dans la *Loi sur les forêts* en 1996 faisant suite aux critères énoncés par CCMF (MRNF, 2008b). En 2004, suite à des pressions de la population québécoise, le Gouvernement a constitué la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (2004) (aussi appelée Commission Coulombe) dont le mandat était de dresser le portrait de la gestion des forêts publiques et de faire des recommandations (Coulombe *et al.*, 2004). On y recommandait notamment que « l'aménagement écosystémique soit au cœur de la gestion des forêts publiques du Québec » (4.1) (Coulombe *et al.*, 2004). Ainsi, en 2005, le Gouvernement du Québec a modifié la *Loi sur le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune* afin d'y inclure l'aménagement écosystémique des forêts (MRNF, 2008a). Le concept de l'aménagement écosystémique avait d'abord été exploré au Québec avec un article publié par Bergeron et Harvey (1997) où ils proposaient de baser la sylviculture sur la structure résultant des dynamiques naturelles des écosystèmes en décrivant une approche appliquée à la forêt boréale mixte du sud du Québec. Selon le concept de l'aménagement écosystémique, on veut reconnaître l'importance de préserver l'équilibre entre la dynamique des perturbations naturelles, les organismes biotiques, les éléments abiotiques et les processus inhérents aux écosystèmes (Bergeron et Harvey, 1997). Bien que le zonage fonctionnel (Seymour et Hunter, 1992) consiste normalement à diviser le territoire à aménager en différentes zones d'exploitation ayant chacune leurs objectifs et priorités respectives, on pourrait considérer l'aménagement écosystémique comme une forme de zonage fonctionnel, mais utilisant plutôt des zones de différentes classes d'âge.

En avril 2010, une nouvelle loi encadrant l'exploitation forestière a été adoptée. La *Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier* (Loi 57) est le fruit d'un travail de longue haleine portant sur la durabilité des pratiques forestières et reflétant davantage les valeurs de la société d'aujourd'hui. Cette nouvelle loi propose entre autres de fonder l'aménagement des forêts sur l'approche écosystémique (Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier,

2010). L'aménagement écosystémique prôné dans la Loi 57 qui « consiste à assurer le maintien de la biodiversité et la viabilité des écosystèmes en diminuant les écarts entre la forêt aménagée et la forêt naturelle » (Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier, 2010), s'appuie sur le concept de filtre brut et de filtre fin (Hunter, George et Thompson, 1988 ; Noss, 1987). Le filtre brut vise à maintenir, dans un aménagement forestier, la variété d'habitats forestiers représentatifs des forêts naturelles ainsi que certaines de leurs caractéristiques, par exemple, les éléments structuraux et les attributs écologiques. Il s'agit donc de conserver entre autres, des éléments structuraux, comme les arbres de rétention, les canopées inéquiennes, le bois mort sur pied et au sol, d'un écosystème en entier et donc, par le fait même, les espèces qui le composent, sans toutefois avoir à ce concentrer sur chaque espèce individuellement. Tandis que le filtre fin cible plutôt le maintien d'espèces rares ou ayant des exigences particulières connues en termes d'habitats qui auraient passé au travers des mailles du filtre brut (Gauthier *et al.*, 2008 ; Hunter, 2005 ; Noss, 1987). D'après un sondage réalisé auprès de 14 compagnies forestières de l'Ouest canadien par Work *et al.* (2003), le concept du filtre brut est l'élément principal des stratégies d'aménagement.

C'est avec cette perspective d'aménagement écosystémique que divers projets ont été mis sur pied au Canada. En Alberta, le projet EMEND (Ecosystem Management Emulating Natural Disturbance) a été instauré en forêt boréale mixte de l'est (Spence et Volney, 1999). Ce projet a conduit à la création d'une aire d'étude dans laquelle les dynamiques des perturbations naturelles guident l'aménagement forestier et sert de modèle pour la recherche sur la gestion des forêts. Au Québec, le projet SAFE (Sylviculture et Aménagement Forestier Écosystémique) (Brais *et al.*, 2004) a été établi dans la partie sud de la forêt boréale mixte de l'est du Québec. Ce projet vise à développer des systèmes sylvicoles s'inspirant de la dynamique naturelle dans le but de maintenir la biodiversité, la productivité des écosystèmes et la productivité de la matière ligneuse destinée à l'industrie forestière. Toujours au Québec, initié en 2006, le projet d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides (Table des partenaires, 2009) souhaite mettre au point une approche et des outils qui pourront servir de modèle pour la mise en œuvre de l'aménagement écosystémique dans l'ensemble de la province. Depuis 2002, il y a également le projet d'aménagement écosystémique de Tembec, le réseau de coupes partielles de l'Abitibi-Témiscamingue

(RECPA) (Belleau et Légaré, 2008 ; Tembec, 2009) dans le nord-ouest de l'Abitibi-Témiscamingue, en pessière noire à mousse, qui vise à réaliser des activités forestières tout en prenant en compte des différents éléments de biodiversité du territoire visé. Finalement, l'initiative Triade a été instaurée en 2003 dans l'unité d'aménagement forestier (UAF) 042-51 par la table sectorielle de l'industrie forestière de la Mauricie et se distingue, car elle propose l'application du zonage fonctionnel à grande échelle, soit dans toute l'UAF qui couvre 860 000 ha (Messier *et al.*, 2009) et parce que la zone majoritaire du projet (69 %) est réservée à l'aménagement écosystémique (Côté *et al.*, 2010).

Le zonage fonctionnel (Seymour et Hunter, 1992) consiste à diviser le territoire à aménager en différentes zones d'exploitation ayant chacune leurs objectifs et priorités respectives (Côté *et al.*, 2010). Le principe de la triade est reconnu par plusieurs auteurs (Krcmar, Vertinsky et van Kooten, 2003 ; Messier, Bigué et Bernier, 2003 ; Schneider et Walsh, 2005) comme étant une stratégie pouvant résoudre les conflits entre les différents porteurs d'intérêt des forêts. Ainsi, dans un même territoire, on souhaite procéder à une optimisation des bénéfices puisqu'il y aurait, à la fois des forêts intactes qui préserveraient les legs biologiques et qui répondraient aux critères sociaux de conservation, ainsi que des zones d'exploitation intensive qui permettraient de pallier aux pertes économiques dues aux zones de conservation et écosystémique (Côté *et al.*, 2010 ; Messier, Bigué et Bernier, 2003). De plus, le zonage permettrait de fournir des objectifs d'aménagement qui seraient clairs, spécifiques et efficaces et permettrait d'améliorer la communication avec le public à propos des orientations d'aménagement. Qui plus est, le zonage aiderait à concentrer les activités de récolte commerciale, à minimiser l'étendue du réseau routier et à optimiser les apports économiques (Côté, 2007). Néanmoins, l'efficacité de ce projet, tant au niveau de l'économie, de l'acceptation social que de la conservation de la biodiversité n'a pas encore été prouvée (Côté, 2007). De nombreuses études sont en cours de réalisation dans cinq volets de recherche afin de comprendre les impacts du concept de la Triade.

Le projet Triade comprend trois zones : une zone de conservation, une zone d'aménagement écosystémique et une zone d'aménagement intensif (Projet Triade, 2009). La zone de conservation (~ 11 % du territoire) est une zone de préservation où l'influence humaine intense et les activités industrielles sont exclues (ex. : activités forestières, minières,

développement de villégiature d'envergure). Selon la théorie du filtre brut, en plus d'être des forêts non aménagées conservant tous les attributs écologiques qui leur sont propres, cette zone de maintien d'intégrité écologique remplit plusieurs rôles tels être un territoire témoin permettant le suivi de l'évolution naturelle de la forêt et servant de source pour la recolonisation des milieux perturbés par les activités forestières (Messier *et al.*, 2009), être une zone pour y effectuer des études et pour préserver des paysages intacts pour répondre à des exigences esthétiques (Projet Triade, 2009).

La majeure partie de la Triade est réservée à la zone d'aménagement écosystémique (~ 69 % du territoire) où l'exploitation forestière émule les perturbations naturelles (*sensu* Bergeron et Harvey, 1997). Dans cette zone, on procède, entre autres, des coupes à rétention variable (de 5 % à 10 % de rétention en îlots), des coupes partielles et des coupes multicohortes avec des rétentions pouvant aller jusqu'à 70 %, le tout s'inspirant des perturbations naturelles qui dans cette région sont principalement les épidémies de tordeuses des bourgeons de l'épinette et les feux (MRNF 2003). Cette zone compte entre autres la coupe progressive d'ensemencement (CPE), la coupe multicohorte (MULTICO) et la coupe à rétention de 5 % par bouquets (CT), sur lesquelles nous avons porté une attention particulière. La CPE, dans laquelle on garde 60 % de la matière ligneuse, a pour objectif industriel d'établir la régénération résineuse (pin rouge, pin blanc, épinette rouge, épinette blanche, thuya, etc.) en prélevant les arbres en 2 phases (10-15 ans). La méthode opérationnelle de la CPE prévoit une bande de cinq mètres de large où tous les arbres sont récoltés (rétention de 0 %) et servant sentier de débardage. De chaque côté de cette bande, dans une zone de sept mètres correspondant à la portée du bras mécanique de l'abatteuse, on procède à la récolte d'un arbre sur trois (rétention de 50 %). Au-delà de chacune des bandes de sept mètres, il y a une autre bande de cinq mètres qui elle, est non récoltée (100 %). Lors de la 2^e phase de coupe, il y aura un décalage du design de coupe de façon à ce que la zone laissée intacte (100 %) lors de la 1^{ère} phase devienne le sentier de débardage (0 %) (Figure 1.1). Les objectifs industriels de la MULTICO sont de maintenir un pourcentage important du peuplement (environ 60-70 %) lors de chaque intervention, de se rapprocher le plus possible de la structure d'une vieille forêt et établir une structure irrégulière (arbres de tailles et d'âges différents). La MULTICO a, elle aussi, une bande de cinq mètres de 0 % de rétention et des

bandes de sept mètres de 50 % de rétention, mais la zone intacte est plutôt d'une largeur de 19 m (Figure 1.1) et deviendra en 2^e phase, 20 ans plus tard, les trois zones récoltées (Meek, 2007). La coupe à rétention de 5 % par bouquets sera considérée comme la coupe totale (CT) pour les besoins du projet étant donné que les carabes parcourent en moyenne une distance quotidienne relativement petite (Loreau et Nolf, 1993) et que les pièges ont été disposés de façon à ne pas être influencés par ces bouquets.

Finalement, pour pallier aux pertes économiques dues aux zones de conservation et écosystémique, on retrouve la zone d'exploitation intensive (~ 20 % du territoire). Cette zone se subdivise en deux catégories à savoir le traitement sylvicole intensif proprement dit sur 10-20% du territoire incluant la plantation d'arbres naturels et améliorés génétiquement, le contrôle de la compétition, des feux et des insectes, le dégagement, les éclaircies précommerciales et commerciales et la fertilisation, et la ligniculture - culture intensive des arbres en plantation de courte révolution en vue d'obtenir le maximum de rendement de matière ligneuse (RLQ 2009) - sur 1-4% du territoire, c'est-à-dire; la plantation de peuplier hybride, de mélèze hybride et certains pins et épinettes, le traitement intensif du sol, l'application possible d'herbicide, le contrôle sévère de la compétition, des feux et insectes (Côté *et al.*, 2010 ; Messier, Bigué et Bernier, 2003). En somme, en divisant le territoire ainsi, les différents types d'utilisateurs des forêts peuvent continuer à s'allouer à leurs pratiques.

0.2. Indicateurs biologiques

La diversité biologique englobe beaucoup d'éléments tels le nombre et l'abondance relative des espèces, la variété et l'abondance relative des écosystèmes et de leur biocénose et la variation des gènes à l'intérieur d'une espèce et non pas la présence ou l'absence d'espèces charismatiques (CCMF 2005 ; Langor et Spence, 2006). Cette diversité biologique constitue le principal capital écologique pour la préservation de l'intégrité des écosystèmes et permettant aux organismes vivants de réagir et de s'adapter aux changements qui se produisent dans l'environnement suite aux perturbations qu'elles soient d'ordre naturel ou anthropique (CCMF 2005 ; Langor et Spence, 2006). Un élément particulièrement important impliqué dans la conservation de la diversité biologique et qui est, d'autant plus, un élément mesurable, est la composition des assemblages d'organismes. La diversité biologique est le premier critère de l'aménagement durable au Canada (CCMF 2005). Pour se conformer aux

idées de l'aménagement durable et répondre à des choix de société, on se doit de préserver la biodiversité des forêts ainsi que le rétablissement et le maintien des processus écosystémiques (CCMF 2005). Néanmoins, l'un des thèmes principaux de la recherche actuelle sur la biodiversité est sur la façon de la mesurer. Le suivi d'indicateurs d'un rendement durable a été proposé comme mécanisme d'évaluation de la durabilité des pratiques forestières (Lindenmayer, Margules et Botkin, 2000 ; Processus de Montréal, 2000).

La biodiversité peut être décrite par plusieurs aspects, dont la composition, la structure, la fonction, etc., chacun ayant leurs types d'indicateurs associés (Noss, 1990). Un indicateur biologique, ou bioindicateur, est défini par une espèce ou un groupe d'espèces qui reflète des éléments biotiques ou abiotiques de l'environnement et qui représente l'impact des changements environnementaux sur un habitat, une communauté ou un écosystème, ou une indication de la diversité de d'autres espèces (Landres, Verner et Thomas, 1988 ; McGeoch, 1998 ; Rainio et Niemelä, 2003). Il est important de distinguer un indicateur biologique d'un indicateur de structure, ce dernier caractérisant plutôt l'organisation physique comme la complexité d'un habitat et/ou le patron des éléments structuraux à l'échelle du paysage (Noss, 1990). Le choix d'un bon indicateur biologique repose sur certains critères définis par plusieurs auteurs (Langor et Spence, 2006 ; McGeoch, 1998 ; Noss, 1990 ; Pearson et Cassola, 1992 ; Rainio et Niemelä, 2003 ; Rykken, Capen et Mahabiri, 1997 ; Work *et al.*, 2008). Un bioindicateur pratique devrait avoir une taxonomie et une écologie bien connue, avoir une réponse rapide en cas de modification de son environnement, être sujet à un échantillonnage facile, efficace et peu coûteux, être relativement indépendant de la taille de l'échantillon et avoir, si possible, une réponse qui tient compte de la réaction des autres espèces. On devrait également être en mesure de faire la différence entre les cycles naturels ou tendance de ces espèces et celles induites par le stress d'origine anthropique. Finalement, il devrait avoir une importance économique potentielle afin que les scientifiques et les politiciens soient convaincus de l'importance des efforts de surveillance. Il ne s'agit pas de choisir une espèce qui aurait un impact économique majeur, car cela limiterait de beaucoup le choix d'espèces, pourrait limiter l'engagement des législateurs et mettrait en premier plan ce critère, mais plutôt de choisir une espèce qui a un impact suffisant pour attirer l'attention du

public, par exemple, une espèce qui peut effectuer le contrôle d'abondance des ravageurs (Langor et Spence, 2006 ; McGeoch, 1998 ; Noss, 1990 ; Pearson, 1994 ; Pearson et Cassola, 1992 ; Rainio et Niemelä, 2003).

Les arthropodes sont un taxon qui possède un bon potentiel pour décrire la réponse de la biodiversité face aux différentes stratégies sylvicoles. Ils représentent de 65 à 70 % des espèces des forêts, ils sont faciles à échantillonner efficacement à faible coût, peu d'espèces ont des migrations sur une grande distance, ainsi une évaluation des conditions locales peut être facilement réalisée. Finalement, ils sont sensibles à de faibles variations des conditions environnementales (Langor et Spence, 2006).

Les carabes ont un bon potentiel pour être des indicateurs de forêts (Pearce et Venier, 2006 ; Rainio et Niemelä, 2003). Ils ont souvent fait l'objet d'étude sur l'aménagement forestier (Koivula, 2002a, 2002b ; Koivula, Kukkonen et Niemelä, 2002 ; Latty *et al.*, 2006 ; Niemelä, Koivula et Kotze, 2007 ; Vance et Nol, 2003 ; Work *et al.*, 2004). Ils ont été reconnus comme taxon qui reflète les changements dans les habitats forestiers. Ils sont notamment réputés pour être des organismes spécialement sensibles aux perturbations du sol, aux changements de conditions environnementales et à l'homogénéisation de leur habitat (Koivula, Kukkonen et Niemelä, 2002). De plus, la plupart des carabes sont bien documentés taxonomiquement et écologiquement relativement à d'autres taxa (Larochelle et Larivière, 2003 ; Lindroth, 1961-1969 ; Lovei et Sunderland, 1996 ; Rainio et Niemelä, 2003). Ils sont faciles à échantillonner et dans un nombre suffisant pour permettre de réaliser des analyses statistiques (Koivula, Kukkonen et Niemelä, 2002).

La collecte de spécimens à l'aide de pièges-fosses est une méthode éprouvée pour échantillonner les carabes (Greenslade, 1964 ; Liu *et al.*, 2007 ; Lovei et Sunderland, 1996) qui sont des espèces vivants au sol qui, en de rares occasions, peuvent monter dans les arbres lorsqu'ils sont à la recherche de proies (Lovei et Sunderland, 1996). Les pièges-fosses génèrent une image représentative de l'activité de la communauté de carabes et fournissent un outil utile pour détecter les variations liées aux différences de conditions environnementales (Lassau *et al.*, 2005 ; Liu *et al.*, 2007).

0.3. Masse des carabes

Il faut se rappeler que le concept de filtre avance qu'en conservant les caractéristiques du milieu, on devrait, par le fait même, conserver les espèces qui le composent. Les caractéristiques du milieu telles les éléments structuraux, comme les arbres de rétention, les canopées inéquiennes, le bois mort sur pied et au sol, forment les conditions environnementales de celui-ci (Hunter, George et Thompson, 1988 ; Noss, 1987). La distribution, l'abondance et l'occurrence d'une espèce ou un groupe d'espèces peut être expliquées principalement par deux éléments soient les conditions environnementales du milieu et les ressources présentes dans ce milieu (Begon, Harper et Townsend, 1990). La composition, l'abondance et la richesse spécifique des carabes sont affectées par les coupes forestières (Chapitre 1). Ainsi, on peut s'attendre à ce que si les ressources n'ont pas ne sont pas responsable des changements des communautés de carabes suites aux opérations que ce soit les conditions environnementales et donc, que le concept de filtre brut fonctionne. La mesure de la masse corporelle s'avère une façon d'établir si les conditions (Blake *et al.*, 1994 ; Östman, 2005) ou les ressources (Bommarco, 1998a ; Juliano, 1986 ; Lenski, 1982a) sont responsables des changements dans la composition des carabes suite à une coupe forestière. En effet, si la coupe induit une diminution dans la disponibilité des ressources, cela pourrait avoir comme résultat la réduction de la masse corporelle. Ainsi, une réduction de la masse corporelle pourrait induire un déclin des populations.

Les ressources alimentaires sont d'une importance capitale pour les organismes vivants, dont les carabes, puisqu'elles jouent un rôle, entre autres, dans la régulation de leur population (Bommarco, 1998b). La masse corporelle est une mesure indirecte utilisée pour évaluer l'effet d'une limitation de ressources alimentaires (Bommarco, 1998a ; Eisenberg, Hurd et Bartley, 1981 ; Juliano, 1986 ; Lenski, 1982a). La masse corporelle peut aussi être un indice sur le potentiel de rétablissement d'une population après une perturbation. Si les individus restants sont en mauvaise condition, le potentiel de rétablissement sera fort probablement faible. Par contre, suite à une perturbation, même si les abondances sont faibles, si les masses corporelles sont élevées, le potentiel de rétablissement devrait être meilleur.

Une mesure directe de la disponibilité de nourriture est difficile à quantifier et c'est pourquoi on utilise souvent des mesures indirectes comme la densité, la masse corporelle, la taille, une combinaison de deux dernières mesures, etc. (Juliano, 1986 ; Lenski, 1982a). D'ailleurs, les mesures indirectes fournissent des réponses plus rapides en cas de changement sur la disponibilité de nourriture que des mesures directes, elles sont déterminées plus facilement et avec plus de précision en raison de la prise de données exigeant un effort de capture de moindre intensité ainsi qu'une technique d'estimation plus facile et finalement, la réplication est possible (Juliano, 1986). Il a cependant été démontré que la densité d'individus n'est pas le meilleur indicateur de la disponibilité des ressources alimentaires puisqu'elle est influencée par un grand nombre de facteurs en plus de la disponibilité de la nourriture et parce que la réponse de la densité peut subvenir après un certain décalage dans le temps suite aux changements dans la disponibilité de la nourriture (Lenski, 1982a). Les larves et les adultes subissent les effets de la limitation de la nourriture, mais ces effets sont plus grands sur les adultes (Bommarco, 1998b). De plus, en raison de leur plus grande mobilité, l'échantillonnage des adultes est plus facile que l'échantillonnage des larves.

L'utilisation de la masse corporelle pour statuer sur la qualité d'habitat forestier est une méthode relativement novatrice. Lenski (1982a, 1984) a étudié, en utilisant la masse corporelle, les interactions entre les carabes dans le sud de la forêt des Appalaches aux États-Unis. Blake *et al.* (1994) ont étudié l'effet de l'aménagement sur les carabes en utilisant, entre autres, la masse des carabes dans des landes, des forêts et des prairies. Autrement, la masse corporelle a principalement été utilisée dans des systèmes agricoles ou en prairies (Barone et Frank, 2003 ; Bommarco, 1998a ; Braun, Jones et Perner, 2004 ; Östman *et al.*, 2001 ; Tyler, 2008 ; Woodcock *et al.*, 2010), dans des études toxicologiques (Stone *et al.*, 2001) ou dans des expériences en laboratoire (Bommarco, 1998b ; Juliano, 1986).

Au sein de la zone d'aménagement écosystémique du projet Triade, différents traitements sylvicoles ont été réalisés; des coupes totales, des coupes partielles : coupes progressives d'ensemencement, coupes multicohorte, entre autres, et offrent ainsi une variété d'habitats aux carabes. Chacun de ces traitements présente des habitats offrant des ressources différentes. Si certaines espèces persistent dans les traitements de coupe, il serait intéressant de déterminer quels sont les impacts de ces coupes sur la condition des carabes et donc, sur la

qualité des habitats encourus et le potentiel de rétablissement de ces populations après perturbations. Est-ce que les coupes partielles présentent un habitat plus favorable que les coupes totales, est-ce que ces dernières seront similaires aux témoins de forêts non coupées? Ces questions pourront être résolues en utilisant la condition des carabes par le biais de la masse corporelle moyenne des deux espèces dominantes.

CHAPITRE I

IMPACTS DES COUPES PARTIELLES DE LA ZONE D'AMÉNAGEMENT
ÉCOSYSTÉMIQUE DU PROJET TRIADE SUR LES COMMUNAUTÉS DE CARABES
(COLEOPTERA : CARABIDAE) EN FORÊT BORÉALE MIXTE DE LA HAUTE
MAURICIE

Luana Graham-Sauvé et Timothy Work

Centre d'étude de la forêt, Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en Aménagement
Forestier Durable,

Université du Québec à Montréal, Montréal, Qc, H3C 3P8

Manuscrit en voie d'être soumis à Forest Ecology and Management

1.1. Résumé

Les coupes partielles sont des pratiques forestières moins intensives que les pratiques traditionnelles et font partie des stratégies de l'aménagement écosystémique. En comparaison avec une coupe totale et un témoin non coupé, nous avons évalué deux types de coupes partielles par bandes : la coupe progressive d'ensemencement (50 % de rétention) et la coupe multicohorte (60-70% de rétention). Nous évaluons ces coupes pour déterminer si elles peuvent maintenir de façon similaire aux témoins la richesse spécifique, l'abondance, la composition et donc, l'assemblage des carabes (Carabidae : Coleoptera), un taxon reconnu pour sa sensibilité aux perturbations des habitats forestiers. Nous avons récolté les carabes à l'aide de pièges-fosses durant les étés 2009 et 2010 dans cinq réplicats de chacun des traitements. Pour caractériser les changements biotiques engendrés par les récoltes et possiblement établir un lien entre les communautés de carabes, nous avons mesuré la température, l'humidité, la surface terrière du site, les débris ligneux grossiers, l'épaisseur de la litière et la composition végétale. D'un à trois ans après la récolte, nous avons observé une plus grande richesse spécifique de carabes dans le traitement de coupe totale. Plus d'individus ont été récoltés dans le témoin suivi du traitement de coupe progressive d'ensemencement et des traitements multicohorte et de coupe totale. L'assemblage des carabes dans les sites est différent selon le traitement, l'année et le type de bande dans les coupes partielles. Dans chaque traitement, il y avait d'importantes variations interannuelles liées au taux de capture plus élevé en 2010. La distribution des abondances des espèces dominantes par rapport à leurs congénères semblait homogénéisée dans les traitements de coupe, mais dans une moindre mesure dans les coupes partielles. Les patrons de distribution des abondances des espèces dominantes semblaient se reformer la deuxième année de prise de données dans les coupes partielles. L'abondance était plus élevée dans le corridor de passage de la machinerie que dans les autres bandes dans les coupes partielles. La surface terrière des sites était la seule variable liée à l'assemblage des carabes et était positivement corrélée au taux de capture. Ainsi, on peut affirmer que la composition des assemblages de carabes dans les trois traitements de coupe était différente par rapport à celle retrouvée dans les témoins, bien que cette différence soit plus prononcée dans les traitements de coupe totale. Cependant, bien que les communautés de carabes soient affectées ponctuellement par les traitements sylvicoles, surtout en ce qui a trait à l'abondance, un rétablissement des espèces peut être espéré si une certaine rétention est conservée. Même si les deux coupes partielles étudiées sont similaires à court terme, nous nous attendons à ce que la coupe multicohorte soit un meilleur traitement puisqu'à long terme, elle maintient un niveau de rétention élevé sur une plus longue période. Ainsi, les coupes partielles préservant un haut pourcentage de rétention (50 %) à long terme, comme la coupe multicohorte, sont à favoriser par rapport aux coupes totales et par rapport aux coupes partielles de courte révolution comme la coupe progressive d'ensemencement.

1.2. Introduction

L'aménagement forestier écosystémique se base sur les connaissances fondamentales des dynamiques naturelles des écosystèmes de la forêt qui servent de guide pour une gestion sylvicole visant à maintenir la biodiversité et la productivité à long terme des écosystèmes aménagés (Attiwill, 1994 ; Bergeron et Harvey, 1997 ; Hunter, 1993). Les coupes partielles sont des pratiques forestières moins intensives que les pratiques traditionnelles et font partie des stratégies d'aménagement écosystémique. Il existe une panoplie de coupes partielles qui diffèrent tant en ce qui a trait à la méthode opérationnelle qu'à la quantité de rétention laissée. Elles sont souvent proposées comme une méthode d'application de la conservation de la diversité biologique basée sur l'approche de filtre brut (Harvey et al., 2002 ; Work et al., 2003). Une conclusion importante dans les études sur les coupes partielles est qu'un niveau de rétention de plus de 50 % maintient un meilleur assemblage d'espèces qu'un niveau de rétention inférieur à 50 % notamment pour les petits mammifères et les oiseaux forestiers (Leblanc *et al.*, 2010 ; Vanderwel, Malcolm et Mills, 2007), les araignées (Paradis et Work, 2011 ; Pinzon, Spence et Langor, 2012) et les carabes (Work et al., 2010).

Bien que toutes les coupes partielles aient pour résultat immédiat l'établissement d'une structure irrégulière, il en existe différents types qui ont chacune leurs méthodes opérationnelles et objectifs sylvicoles. L'aménagement des forêts basé sur la gestion par cohorte souhaite simuler la structure engendrée par les perturbations naturelles à différents stades de succession suite à la perturbation naturelle d'origine pour lesquels l'âge du peuplement, la composition et la structure sont propres à chacun des stades. Ainsi, les coupes partielles basées sur l'approche de gestion par cohorte, comme la coupe multicohorte (MULTICO), garderont une forte proportion d'arbres qui ne seront pas coupés pour simuler la dynamique des trouées et la structure irrégulière typique de vieilles forêts (Bergeron et Harvey, 1997 ; Bergeron et al., 1999 ; Harvey et al., 2002). D'autres coupes partielles, comme la coupe progressive d'ensemencement (CPE), auront plutôt comme but de favoriser la régénération naturelle et la croissance de la régénération naturelle préétablie en laisser sur pied des arbres semenciers, arbres qui seront éventuellement coupés lors de récoltes subséquentes. Lors de la première intervention, les niveaux de rétention sont

généralement élevés, mais au fil des récoltes, cette rétention diminuera ainsi que la structure forestière (Pothier et Prévost, 2008).

Les arthropodes possèdent un bon potentiel pour décrire la réponse de la biodiversité face aux différentes stratégies sylvicoles. Ils représentent de 65 à 70 % des espèces des forêts (Langor et Spence, 2006), ils sont faciles à échantillonner efficacement à faible coût, peu d'espèces ont des migrations sur une grande distance, ainsi une évaluation des conditions locales peut être facilement réalisée. Ils sont également sensibles à de faibles variations des conditions environnementales (Langor et Spence, 2006) et aux effets de l'aménagement des forêts (Niemelä, Koivula et Kotze, 2007 ; Niemelä, Langor et Spence, 1993 ; Similä, Kouki et Martikainen, 2003). Les carabes (Carabidae : Coleoptera) ont été reconnus comme étant des indicateurs efficaces des forêts (Koivula, 2011 ; Rainio et Niemelä, 2003 ; Rykken, Capen et Mahabiri, 1997 ; Work *et al.*, 2008).

L'aménagement forestier affecte les assemblages des carabes (Koivula, Kukkonen et Niemelä, 2002 ; Matveinen-Huju *et al.*, 2009 ; Niemelä, Koivula et Kotze, 2007 ; Niemelä, Langor et Spence, 1993). Cependant, des études antérieures ont permis de montrer que plus le niveau de rétention est élevé, plus les communautés de carabes sont similaires à celles des forêts non coupées (Halaj, Halpern et Yi, 2008 ; Koivula, 2002a ; Koivula et Niemelä, 2002 ; Work *et al.*, 2010). Les coupes partielles permettent donc d'atténuer les impacts de la récolte forestière sur les communautés de carabes. De surcroît, suite aux coupes, la composition des espèces change : les espèces associées aux milieux ouverts bénéficient des coupes de forte intensité, les généralistes tolèrent à la fois les forêts fortement coupées comme celles faiblement coupées ou non coupées et les espèces associées aux forêts fermées ont de faibles abondances dans les forêts fortement coupées (Koivula, 2002a ; Niemelä, 1997 ; Niemelä, Koivula et Kotze, 2007). De plus, les changements physiques encourus dans les forêts par les pratiques sylvicoles comme des changements dans les conditions environnementales (Karen *et al.*, 2008 ; Magura, Tóthmérész et Elek, 2005 ; Magura, Tóthmérész et Molnár, 2008 ; Niemelä, Spence et Spence, 1992) et les variables structurales comme les débris ligneux grossiers (DGL) (Jacobs, Spence et Langor, 2007a ; Latty *et al.*, 2006 ; Magura, Tóthmérész et Molnár, 2008 ; Work *et al.*, 2004), la surface terrière (Halaj, Halpern et Yi, 2008 ; Work *et al.*, 2010), l'épaisseur de la litière (Koivula *et al.*, 1999 ; Latty *et al.*, 2006) et la composition

végétale (Koivula et al., 1999 ; Schaffers et al., 2008 ; Work et al., 2004) peuvent avoir des effets sur les communautés de carabes.

Les impacts de l'aménagement sur les communautés de carabes sont bien documentés en Europe comme au Canada. Au Canada, plusieurs études ont été réalisées dans l'Ouest canadien (Gandhi *et al.*, 2001 ; Koivula et Spence, 2006 ; Niemelä, Langor et Spence, 1993 ; Niemelä, Spence et Spence, 1992 ; Work *et al.*, 2010) alors que d'autres ont plutôt été faites dans l'Est canadien (Duchesne, Lautenschlager et Bell, 1999 ; Klimaszewski *et al.*, 2005 ; Moore *et al.*, 2004 ; Paquin, 2008 ; Pearce *et al.*, 2003 ; Saint-Germain *et al.*, 2005 ; Vance et Nol, 2003). Bien qu'il semble évident qu'un niveau de rétention plus élevé soit meilleur, l'inclusion des coupes partielles dans les plans d'aménagement requiert cependant des bases empiriques solides à savoir quel pourcentage de rétention devrait être conservé après coupe et quel est le meilleur moyen d'implantation des coupes partielles aux plans d'aménagement à grande l'échelle (Spence, 2001). Afin de raffiner nos connaissances sur la biologie des carabes des études supplémentaires sont toutefois encore requises puisque ceux-ci peuvent avoir des réponses passablement différentes selon le système étudié; types de forêt, type d'aménagement, etc. Par exemple, des études seraient utiles pour déterminer si une coupe basée sur l'approche de gestion par cohorte comme la coupe multicohorte ayant un niveau de rétention de 60-70 % peut assurer la conservation de la biodiversité des carabes dans un contexte d'aménagement forestier. Dans la même veine, est-ce que les 50 % de rétention de la coupe progressive d'ensemencement sont suffisants pour assurer la conservation de la biodiversité des carabes? Est-ce qu'à court terme, une coupe axée sur la régénération comme la coupe progressive d'ensemencement aurait les mêmes effets sur les carabes qu'une coupe basée sur l'approche de gestion par cohorte comme la coupe multicohorte?

Dans la présente étude, nous avons évalué les impacts sur la biodiversité des carabes qu'ont ces deux coupes partielles de niveaux de rétention différents; la coupe progressive d'ensemencement (50 % de rétention) et la coupe multicohorte (60-70 % de rétention) en comparaison à des parcelles témoins et des coupes totales. Les traitements sylvicoles à l'étude ont été réalisés en forêt boréale mixte dans la zone d'aménagement écosystémique du projet Triade (Messier *et al.*, 2009) en Haute Mauricie, au Québec. Nos hypothèses sont que 1) les communautés de carabes seront plus similaires aux témoins plus la rétention sera

élevée; le traitement qui aura la communauté la plus similaire aux témoins sera la coupe multicohorte, suivie de la coupe progressive d'ensemencement et suivi finalement, de la coupe totale et 2) l'abondance des carabes sera positivement corrélée au milieu où la surface terrière sera élevée, la litière épaisse et humide, l'abondance et la variété de classes de décomposition des débris ligneux grossiers élevée, la composition végétale diversifiée, l'humidité relative élevée, la température de l'air stable et la température du sol fraîche et stable.

1.3. Méthodes

1.3.1. Aire d'étude et design expérimental

Le projet Triade a été instauré dans l'unité d'aménagement forestier (UAF) 042-51 d'une superficie de 860 000 hectares située en Haute Mauricie, au centre de la province de Québec au Canada (Figure 1.2). L'aire d'étude se trouve à une trentaine de kilomètres au sud de la ville de La Tuque (47° 26' 16" N, 72° 46' 35" O). Cette région est à cheval sur deux zones écologiques; premièrement, au sud, la forêt décidue tempérée nordique comprenant les essences d'érable à sucre (*Acer saccharum* Marshall), de bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britton), de bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.), d'érable rouge (*Acer rubrum* Linné), d'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.), de pin blanc (*Pinus strobes* Linné) et de thuya du Canada (*Thuja occidentalis* Linné), alors qu'au nord, on retrouve la forêt boréale mixte composée principalement de sapin baumier (*Abies balsamea* (Linné) Miller) et de bouleau blanc, accompagné de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), de bouleau jaune, d'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) et de pin blanc.

La perturbation principale dans cette région est le feu dont plusieurs petits (< 150 ha) et certains grands (>10000 ha) (Côté *et al.*, 2010 ; Fall *et al.*, 2004). Le cycle de feu de la région est d'environ 127 ans (Bergeron *et al.*, 2001). Les perturbations naturelles secondaires sont les épidémies d'insectes, principalement celles de la tordeuse des bourgeons d'épinettes (*Choristoneura fumiferana*) et les chablis (Côté *et al.*, 2010 ; Fall *et al.*, 2004). Les nombreux feux de petite taille, les épidémies d'insectes et les chablis ont pour effet d'établir une

structure irrégulière dans le couvert forestier en termes de composition et d'âge (Bergeron et Harvey, 1997 ; Bergeron *et al.*, 1999 ; Gauthier *et al.*, 2008).

Nous avons évalué quatre traitements dont certains ont un niveau de rétention élevé comme la coupe progressive d'ensemencement (CPE; 50 % de rétention) et la coupe multicohorte (MULTICO; 60-70 % de rétention) qui ont été comparés à une coupe totale à rétention de 5 % par bouquets (CT; 0-5 % de rétention) et une forêt non coupée issue de perturbations naturelles anciennes (Témoin; 100 % de rétention) (Figure 1.1 et Figure 1.3). Les quatre traitements à l'étude ont été répétés cinq fois, donnant un total de 20 sites d'une grande moyenne de 0,04 ha ayant une distance minimale entre eux de 0,3 km et instauré dans des peuplements allant environ de 2.98 ha à 33.28 ha (Figure 1.2). La méthode opérationnelle de la CPE prévoit une bande de cinq mètres de large avec aucune rétention (0 %) qui correspond au corridor de passage de la machinerie. De chaque côté de cette bande, dans une zone de sept mètres correspondant à la portée du bras mécanique de l'abatteuse, on procède à la rétention de deux des plus petits arbres sur trois pour que le volume récolté corresponde à 50 %. Au-delà de chacune des bandes de sept mètres, il y a une autre bande de cinq mètres qui est non récoltée (100 %) (Figure 1). Lors de la 2^e phase de coupe, 10-15 ans plus tard, il y aura un décalage du design de coupe de façon à ce que la zone laissée intacte (100 %) lors de la 1^{ère} phase, devienne le corridor de passage de la machinerie (0 %). L'objectif principal de la CPE est d'établir la régénération résineuse. La MULTICO a, elle aussi, une bande de cinq mètres à rétention de 0 % et des bandes de sept mètres à rétention de 50 %, mais la zone intacte (100 %) est plutôt d'une largeur de 19 m et deviendra en 2^e phase, 20 ans plus tard, les trois zones récoltées (Figure 1). Les objectifs principaux de la MULTICO sont d'établir une structure irrégulière et de se rapprocher le plus possible de la structure d'une vieille forêt (Meek, 2007).

1.3.2. Échantillonnage des spécimens

Nous avons échantillonné les carabes avec des pièges-fosses espacés d'environ 15 m, distance adéquate afin d'éviter la pseudoréplication, placés en trois transects dans chacune des bandes de rétention (100 %, 50 %, 0 %; Figure 1.1). Notre échantillon est composé de la récolte de 180 pièges-fosses (cinq répliqués x quatre traitements x trois bandes x trois pièges) vidés aux deux-trois semaines entre le 22 mai et le 20 août pour 2009 et entre le 1^{er} mai et le

28 juillet pour 2010. Les pièges-fosses sont composés de verres de plastique d'un diamètre d'environ 10 cm, placés de façon à obtenir l'ouverture du verre au niveau du sol, et d'un couvercle de plastique élevé à environ 2,5-5 cm au-dessus du piège avec de la broche pour protéger le piège de pluies éventuelles (Greenslade, 1964). Les pièges contenaient approximativement 200 ml de propylène glycol (antigel) servant à tuer les spécimens tout en les conservant. Nous avons changé le propylène glycol au besoin lors des visites aux pièges. Nous avons trié les récoltes des pièges-fosses et avons conservé dans de l'éthanol 70 % les spécimens de la famille des carabes, puis nous les avons identifiés avec les ouvrages de Lindroth (1961-1969).

1.3.3. Échantillonnage des variables environnementales et structurales

Pour caractériser les changements biotiques engendrés par les récoltes et possiblement établir un lien entre les communautés de carabes, nous avons mesuré des variables environnementales et physiques. Nous avons mesuré l'humidité relative et l'humidité du sol ainsi que la température de l'air et la température du sol à l'aide de sondes HOBO U23 Pro v2 Temperature/Relative Humidity Data Logger - U23-001, dans deux des cinq réplicats en 2009 et, pour une question de logistique, dans un réplicat en 2010, et ce, à toutes les heures durant la saison d'échantillonnage. Afin de pouvoir quantifier les variations quotidiennes des conditions environnementales, nous avons calculé les différences moyennes entre la valeur maximale et la valeur minimale de température et d'humidité pour chaque jour d'échantillonnage et les avons cumulées pour la saison dans chacun des traitements, et ce, pour les deux années de récolte.

Nous avons mesuré la surface terrière des arbres et des chicots dont au moins la moitié de la souche se trouvait dans la placette et avait un DHP (diamètre hauteur poitrine; à 1,30 m de hauteur) de neuf centimètres et plus dans des placettes circulaires de 11,28 m de rayon (400 m^2) placées au deuxième piège de la bande de 50 % de rétention (Figure 1.1) et dans le transect du milieu pour les traitements sans bande de rétention. Nous avons aussi déterminé leur essence et leur état (arbre vivant sur pied, arbre vivant renversé, arbre mort sur pied, chicot) (DIF-MRNF 2006).

Dans les placettes circulaires, nous avons décrit trois transects en forme d'étoiles à trois branches, séparés de 120° (le point de départ étant le centre de la placette) dont le premier était orienté en direction du nord magnétique (Ståhl et al. 2001). Sur ces transects, nous avons évalué l'épaisseur de la litière (en cm) en creusant dans le sol forestier, en retirant l'horizon organique et en mesurant l'épaisseur de la litière directement dans le trou. Nous avons mesuré l'épaisseur de la litière à tous les cinq mètres.

Sur les mêmes transects que ceux utilisés pour l'épaisseur de la litière, nous avons mesuré le bois mort au sol en comptabilisant chaque bûche rencontrée de plus de cinq centimètres de diamètre en termes de classe de décomposition et de diamètre (DIF-MRNF 2006) afin de calculer un volume par hectare (m^3/ha) avec la formule de Van Wagner (1982). Les classes de décomposition du bois mort que nous avons utilisées sont : 1 a) bois mort frais, très dur, couteau pénétrant <0,5 cm, phloème encore humide, 1 b) bois mort frais, très dur, couteau pénétrant <0,5 cm, phloème sec, 2) couteau pénétrant > 1 cm, 3) couteau pénétrant à 50 % dans le bois et/ou à 50 % du débris ligneux, 4) le couteau pénétrant entièrement dans le bois, 5) le couteau pénétrant entièrement dans le bois et celui-ci se défait en morceaux. Pour les chicots, nous les avons dénombrés dans l'inventaire des arbres de la placette et nous avons calculé leur surface terrière par hectare.

1.3.4. Analyse statistique

Afin de comparer la richesse spécifique dans les différents traitements avec le même effort d'échantillonnage et pour évaluer si nos efforts d'échantillonnage étaient adéquats pour caractériser la richesse en espèces dans les sites, nous avons comparé entre elles les courbes de raréfaction (Gotelli et Colwell 2001) de chacun des traitements. Une courbe de raréfaction estime les nombres d'espèces attendues selon le nombre d'individus du sous-échantillon. Les courbes de raréfaction permettent la comparaison directe du nombre d'espèces de carabes et de voir le taux d'accumulation d'espèces dans les différents traitements. Nous avons calculé les courbes avec l'ensemble « vegan » version 1.17-9 (Oksanen et al., 2011) à l'aide du logiciel R version 2.12.2 (R Development Core Team, 2011). Ce logiciel est d'ailleurs celui qui a été utilisé pour toutes les analyses statistiques.

Nous avons transformé l'abondance en taux de capture journalier afin de standardiser l'effort de capture et nous avons regroupé les taux de captures de tous les pièges dans chacun des sites. Nous avons ainsi obtenu une valeur d'abondance exprimée en taux de capture (individus/jour) pour chacun des 20 sites à l'étude. Nous avons comparé les traitements à l'étude entre eux avec des tests de Mann–Whitney–Wilcoxon (MWW) (Mann et Whitney, 1947 ; Wilcoxon, 1945) pour l'abondance afin de déterminer s'ils étaient significativement différents entre eux. Nous avons utilisé ce type de test, car il s'agit de tests non paramétriques.

Afin de déterminer si les traitements, la méthode de coupe par bandes pour réaliser les traitements de coupes partielles et l'année de récolte ont un impact sur l'assemblage des carabes, nous avons réalisé un arbre de régression multivarié (MRT; De'ath, 2002). Nous avons transformé les données avec une racine carrée avant d'appliquer le MRT. Ce type d'analyse est bien adapté pour des données qui n'ont pas des relations linéaires entre les variables comme il en est le cas pour nos données. Les MRT séparent les transects en groupe selon les liens entre l'assemblage des espèces et les variables mesurées. Bien qu'un MRT basé sur une distance de Bray-Curtis aurait été approprié pour nos données, nous avons choisi de baser ce MRT sur la somme des carrés parce que cela nous permet de voir la contribution de chaque espèce dans les séparations et c'est précisément ce qui nous intéressait ici. De plus, puisque nous avons obtenu un patron de réponse similaire à un MRT qui était basé sur une distance de Bray-Curtis, nous avons déterminé que cette méthode était également cohérente avec nos données. Le MRT a été réalisé sur les 42 espèces des 120 transects de notre aire d'étude (3 transects x 4 traitements x 5 réplicats x 2 ans). Nous avons inclus les variables suivantes dans l'analyse : le traitement (CT, CPE, MULTICO ou témoin), le transect (0 % rétention (corridor du passage de la machinerie), 50 % rétention (coupe partielle) et 100 % rétention (rétention)) et l'année de récolte (2009 et 2010). Nous avons choisi la dimension de l'arbre de régression selon un compromis entre la plus petite valeur de l'erreur de validation croisée (CV error) - zéro étant une prédiction parfaite et 1 une prédiction faible (De'ath, 2002) - et la plus petite valeur de l'erreur-type jusqu'à un maximum de un. L'arbre de régression a été obtenu avec la fonction « *mvpart* » de l'ensemble du même nom (Therneau *et al.*, 2011).

Pour établir un lien entre l'assemblage des espèces et différentes variables environnementales et structurales des sites, nous avons réalisé un autre arbre de régression multivarié (MRT; De'ath, 2002). Un second MRT a été réalisé, car les variables structurales et environnementales n'ont pas été mesurées à l'échelle du transect, mais plutôt à l'échelle du site. Nous avons aussi transformé les données avec une racine carrée avant d'appliquer le MRT. Ce MRT était cependant basé sur la distance de Bray-Curtis, qui est un indice de similarité quantitatif asymétrique et qui est plus approprié à la structure de nos données, car il intègre bien les notions de présence et d'absence d'espèces dans les tables et qui ne considère pas les doubles zéros comme une mesure de ressemblance (Legendre et Legendre, 1998). Nous avons inclus les variables suivantes dans l'analyse : le traitement (CT, CPE, MULTICO ou témoin), la surface terrière (m^2/ha), le volume total des débris ligneux grossiers (m^3/ha), le volume moyen des débris ligneux grossiers (m^3/ha), la classe moyenne de décomposition des débris ligneux grossiers, la surface terrière des chicots (m^2/ha), l'épaisseur de la litière (cm), la différence moyenne quotidienne entre la température maximale et minimale de l'air et du sol ($^{\circ}C$), la différence moyenne quotidienne entre l'humidité relative maximale et minimale de l'air et du sol (%), le nombre d'espèces d'arbres, l'espèce dominante, le type écologique et la moyenne des diamètres à hauteur de poitrine (DHP; cm).

1.4. Résultats

1.4.1. Sommaire de la collection

Avec un effort de 32040 jours-capture, nous avons récolté 6795 individus 42 espèces de carabes (Annexe A). Les espèces dominantes étaient *Pterostichus pensylvanicus* (LeConte) (23.9 %), *Pterostichus coracinus* (Newman) (18.7 %), *Pterostichus adstrictus* Eschscholtz (13.2 %), *Synuchus impunctatus* (Say) (11.1 %) et *Agonum retractum* (LeConte) (10.7 %) chacune comptant un nombre d'individus supérieur à 727. Les quatre espèces suivantes (*Calathus ingratus* Dejean, *Sphaeroderus canadensis canadensis* Chaudoir, *Platynus decentis* (Say) et *Pterostichus tristis* (Dejean)) comptaient plus de 231 spécimens représentant 15.1 % de la collection. Ainsi, avec ces neuf espèces, on obtient 92.7 % de l'abondance totale des

captures. Les autres individus (7.3 %) étaient répartis chez 21 espèces ayant une abondance variant de deux à 109 individus et de 12 espèces n'ayant qu'un seul individu.

1.4.2. Richesse spécifique et abondance

Pour les traitements CPE, MULTICO et témoin, nous avons observé que peu de nouvelles espèces se seraient ajoutées à la collection si l'effort de capture avait été plus intense puisqu'une asymptote a été atteinte dans la courbe de raréfaction, ce qui n'est pas le cas avec le traitement CT, de nouvelles espèces se seraient ajoutées à la collection dans le traitement CT si l'effort de capture avait été plus intense (Figure 1.4). Les espèces ont un taux d'accumulation plus rapide dans le traitement CT que dans les autres traitements. De plus, nous pouvons déterminer qu'il y a significativement plus d'espèces dans le traitement CT comparativement aux autres traitements (Figure 1.4). Dans les traitements de coupe totale, il y avait en moyenne 21 espèces contre une moyenne de 14 espèces dans les autres traitements.

L'abondance des carabes était significativement plus grande en traitement non coupé (témoin), qu'en traitement CT (MWW, $W=0_{0.05(2)5,5}$, $p<0.008$), qu'en traitement CPE (MWW, $W=1_{0.05(2)5,5}$, $p<0.016$) et qu'en traitement MULTICO (MWW, $W=0_{0.05(2)5,5}$, $p<0.008$) (Figure 1.5). Nous avons également pu voir qu'il y avait significativement plus d'individus dans le traitement CPE que dans le traitement CT (MWW, $W=23_{0.05(2)5,5}$, $p<0.032$). Néanmoins, il n'y avait pas de différence significative entre les deux coupes partielles en termes d'abondance (MWW, $W=16_{0.05(2)5,5}$, $p<0.548$) ni celle entre les traitements MULTICO et CT (MWW, $W=7_{0.05(2)5,5}$, $p<0.310$).

1.4.3. Composition des assemblages de carabes

Nous avons observé que les trois traitements de coupe ont une composition d'espèces différent que celui du traitement témoin (MRT, 1^{ère} séparation; Figure 1.6) et cette distinction explique 27.1 % de la variance de la composition des espèces dans les sites. Il est possible de voir les taux de capture des espèces qui ont contribué à plus de 1 % à l'explication du MRT pour chacune des séparations, qui présentent deux groupes (traitements, années, transects) à la Figure 1.7. Les espèces ont été regroupées en tribu (Cychrini, Lebiini, Notiophilini, Platynini, Pterostichini). Certaines de ces espèces influencent plus que d'autres les

séparations. On peut d'ailleurs voir les contributions de chacune des espèces à chaque séparation dans le Tableau 1.1. Nous avons décidé de ne représenter que les espèces qui ont contribué à plus de 1% aux séparations, car nous jugeons qu'en deçà de ce pourcentage, leur contribution est négligeable. Lorsque nous regardons les taux de captures des espèces qui ont contribué à plus de 1 % à l'explication de la première séparation du MRT (témoin en opposition aux trois traitements de coupe, Figure 1.7a) nous observons que les patrons de distribution des abondances des espèces dominantes par rapport à leurs congénères diffèrent entre les deux groupes. En effet, la suite d'abondance des espèces dominantes *P. pensylvanicus*, *P. coracinus* et *P. adstrictus* n'est plus présente dans les traitements coupés. Le patron de distribution des abondances des espèces co-dominantes appartenant au tribu Platynini (*A. retractum*, *C. ingratus*, *P. decentis* et *S. impunctatus*) retrouvé dans le témoin n'est pas présent dans les traitements de coupe. L'abondance de ces espèces est non seulement plus faible, mais presque de même valeur dans les traitements de coupe alors que dans le témoin on pouvait déceler une nette différence d'abondance. De plus, certaines espèces sont faiblement abondantes dans les traitements aménagés comparativement aux témoins (*S. canadensis*, *S. stenostomus lecontei* et *P. tristis*). Toutefois, l'assemblage dans les traitements témoins en 2009 est différent de celui en 2010 (MRT, 3^e séparation, variance expliquée = 2.2 %), et ce, en raison principalement de l'abondance plus faible, puisque le patron de distribution des abondances des espèces dominantes est conservé (Figure 1.7c). Ensuite, nous avons observé que l'assemblage des espèces dans les sites est différent entre les coupes totales et les deux coupes partielles (MRT, 2^e séparation, variance expliquée = 2.6 %). Lorsque nous observons les taux de captures des espèces dominantes de ces deux groupes (coupes partielles et coupes totales), nous constatons que les trois *Pterostichus* dominants ont sensiblement la même abondance en CT alors que ce n'est pas le cas en coupes partielles (CP). Certaines espèces sont absentes dans les CT, mais présentes dans les CP (*P. decentis* et *A. retractum*). Par ailleurs, *Lebia moesta* LeConte et *P. tristis* étaient présents en CT alors qu'elles étaient absentes en CP (Figure 1.7b). L'assemblage dans les CT en 2009 est différent de celui en 2010 (MRT, 4^e séparation, variance expliquée = 1.8 %). *S. canadensis*, *L. moesta*, *Notiophilus aeneus* (Herbst) et *A. retractum* étaient plus abondants en 2010 qu'en 2009 (Figure 1.7d). Dans les deux coupes partielles (CPE et MULTICO), l'assemblage dans les bandes de coupe partielle (50 % de rétention) et de rétention (100 % de rétention) est

différent de celui dans le corridor de passage de la machinerie (0 % de rétention) (MRT, 5° séparation, variance expliquée = 1.5 %). Certaines espèces étaient plus abondantes dans le corridor de passage de la machinerie (*S. canadensis*, *A. retractum*, *C. ingratus*, *P. adstrictus* et *Pterostichus punctatissimus* (Randall); Figure 1.7e). Finalement, les assemblages dans les transects de coupe partielle (50 % de rétention) et de rétention (100 % de rétention) sont différents en 2009 et en 2010 (MRT, 6° séparation, variance expliquée = 1.3 %); les patrons des espèces dominantes et des espèces co-dominantes sont différents (Figure 1.7f). Toutes ces différences expliquent 36.5 % de la variance (erreur de validation croisée = 0.743 ± 0.041).

Certaines espèces de carabes sont réputées comme étant associées à un type d'habitat en particulier, comme les habitats ouverts ou les forêts fermées alors que d'autres sont plutôt généralistes. Par exemple, *P. coracinus*, *P. adstrictus*, *C. ingratus* et *N. aeneus*, bien qu'elles étaient retrouvées principalement dans les parcelles témoins, étaient aussi présentes dans les autres traitements; mais pas plus de 50 % de leur occurrence n'était exclusive dans un des traitements. Par ailleurs, d'autres espèces comme *A. retractum*, *P. decentis*, *P. pensylvanicus*, *P. tristis*, *S. canadensis canadensis*, *Sphaeroderus stenostomus lecontei* Dejean et *Sphaeroderus nitidicollis brevoorti* LeConte avaient 50 % de leur abondance relative dans les parcelles témoins. D'autre part, *Chlaenius sericeus sericeus* (Forster), *Agonum cupripenne* (Say), *Poecilium lucublandus lucublandus* (Say), les espèces du genre *Harpalus sp.* et les espèces du genre *Amara sp.* avaient toutes des occurrences de plus de 88 % présentes en CT.

1.4.4. Analyse de la communauté en fonction des variables environnementales et structurales

La surface terrière était le seul paramètre mesuré expliquant l'assemblage des carabes dans les traitements en expliquant 67.8 % de la variance (erreur de validation croisée = 0.79 ± 0.201 ; Figure 1.8). Deux valeurs de la surface terrière expliquent les différences dans l'assemblage des carabes (33.71 et 13.36 m²/ha), la première explique 41.0 % de la variance et la deuxième séparation, 26.8 %. Cependant, la première séparation aurait pu être basée sur la variable « traitement », car la variance expliquée par ce paramètre est de 40.7 % ce qui est très près de la variance expliquée par la surface terrière (41.0 %). Aucune des autres variables n'expliquait suffisamment de la variance pour être responsable d'une séparation dans l'arbre de régression. Puisque la surface terrière s'est avérée le paramètre expliquant le plus la

variance dans la séparation des sites, nous avons appliqué une régression linéaire simple entre le taux de capture de tous les carabes et la surface terrière et cette relation démontre une corrélation de 69.5 % (Figure 1.9). Il est important de mentionner que nous n'avons pas observé de différence significative du volume des différentes classes de bois morts entre les traitements.

1.5. Discussion

1.5.1. Réponse des carabes aux traitements sylvicoles

La composition des assemblages des carabes dans les trois traitements de coupe était différente par rapport à celle retrouvée dans les témoins bien que cette différence soit plus prononcée dans les traitements de coupe totale, la distribution des abondances des espèces dominantes par rapport à leurs congénères est de plus en plus homogénéisée au fur et à mesure que le pourcentage de rétention dans les traitements forestiers diminue et l'abondance des carabes dans les coupes totales était beaucoup plus faible que dans les témoins. Il est aussi possible de constater que les coupes partielles de 50 % et de 60-70 % de rétention entraînent cependant de moins grandes différences sur la composition des communautés de carabes que les coupes totales. Le fait de retrouver une communauté plus uniforme, avec une distribution des abondances des espèces dominantes plus homogène dans les traitements de coupe a aussi été relevé dans certaines autres études (Jennings, Houseweart et Dunn, 1986 ; Lenski, 1982b ; Niemelä, Langor et Spence, 1993 ; Work *et al.*, 2010).

La différence de composition dans les coupes totales par rapport aux autres traitements peut aussi être attribuable à la différence de richesse spécifique, qui est plus élevée dans ce traitement étant donné la présence de *C. sericeus sericeus*, *A. cupripenne*, *P. lucublandus lucublandus*, les espèces du genre *Harpalus sp.* et les espèces du genre *Amara sp.*. D'ailleurs, l'atteinte des asymptotes dans les traitements de coupes partielles et témoins signifie que l'échantillonnage était adéquat pour décrire la communauté dans ces traitements. Ceci nous assure une confiance dans nos interprétations basées sur nos données. Une augmentation du nombre d'espèces suite à une coupe totale, peu de temps après les interventions (un à trois ans), a été observée dans maintes autres études (Huber et Baumgarten, 2005 ; Koivula, 2002b ; Niemelä, Koivula et Kotze, 2007 ; Niemelä, Langor et Spence, 1993). Il est connu que de

nouvelles espèces, espèces associées au milieux ouverts, soient davantage retrouvées dans le milieu lorsqu'une forêt subit une perturbation tels une coupe totale (Huber et Baumgarten, 2005) ou un feu (Holliday, 1992). On pourrait proposer deux explications à ce phénomène : soit il se produit une immigration à l'échelle locale ou soit ces espèces étaient tout simplement présentes, en faible abondance, dans le milieu, dans l'attente de conditions favorables pour proliférer (Jacobs *et al.*, 2011). Malheureusement, notre méthode de capture ne permet pas de discriminer entre ces deux hypothèses puisqu'il nous est impossible de déterminer si le fait que nous n'avons pas capturé ces espèces dans nos pièges signifie qu'il n'y a pas d'individus dans le site échantillonné, puisque les pièges-fosses donnent un indice d'activité locomotrice (Greenslade, 1964). Quoi qu'il en soit, il est clair que l'ouverture de la canopée créée dans la CT engendre un milieu plus ouvert dans lequel des espèces très peu capturées dans les autres traitements sont retrouvées. La majorité de ces espèces sont présentes en faible abondance et contribuent au phénomène d'homogénéisation observé dans la distribution des abondances des espèces. Par exemple, *C. sericeus sericeus*, *A. cupripenne*, *P. lucublandus lucublandus*, les espèces du genre *Harpalus sp.* et les espèces du genre *Amara sp.* sont des espèces qui ont été décrites par d'autres auteurs comment étant retrouvées dans les milieux ouverts (Klimaszewski *et al.*, 2005 ; Larochelle et Larivière, 2003 ; Latty *et al.*, 2006 ; Lindroth, 1961-1969 ; Niemelä, Spence et Spence, 1992) et qui ont été retrouvées principalement en CT dans notre collection. Il serait intéressant de pouvoir statuer si l'habitat créé est, en soi, responsable de la présence de ces espèces, et donc que les conditions encourues par les opérations forestières. Puisque les caractéristiques engendrées par les coupes seraient responsables de la présence de ces espèces, on pourrait avancer que le filtre brut fonctionne bel et bien. Sinon, ce pourrait être les ressources en tant que telles, retrouvées dans ce milieu qui sont responsables de la présence de ces espèces. Ce faisant, l'habitat créé doit assurément offrir des ressources adéquates non seulement pour les carabes prédateurs (abris, ressources alimentaires, etc.), mais aussi pour leurs proies. Cette question, bien que fort intéressante, requiert beaucoup de recherche en elle-même et ne sera pas plus approfondie dans ce travail. D'autres types d'espèces ont été retrouvés dans les coupes totales comme celles reconnues comme étant associées aux forêts fermées telles *A. retractum*, *P. decentis*, *P. pennsylvanicus*, *P. tristis*, *S. canadensis canadensis*, *S. stenostomus lecontei* et *S. nitidicollis brevoorti* (Klimaszewski *et al.*, 2005 ; Larochelle et Larivière, 2003 ; Latty *et al.*,

2006 ; Lindroth, 1961-1969 ; Niemelä, Spence et Spence, 1992) qui ont persisté dans les coupes totales. Il y a également la possibilité que les individus capturés aient erré dans la coupe, mais proviennent de peuplements matures limitrophes aux coupes (Spence *et al.*, 1996). De plus, certaines espèces tolèrent une large gamme d'habitats, on pourrait les qualifier de généralistes ou généralistes des forêts comme *P. coracinus*, *P. adstrictus*, *C. ingratus* et *N. aeneus* (Klimaszewski *et al.*, 2005 ; Larochelle et Larivière, 2003 ; Latty *et al.*, 2006 ; Lindroth, 1961-1969 ; Niemelä, Spence et Spence, 1992). Ces espèces semblent tolérer les milieux plus ouverts comme les coupes totales, bien que leurs populations soient peut-être en déclin ou que les individus présents soient en mauvaises conditions. À ce moment-ci, nos données ne nous permettent cependant pas de le savoir, mais une étude à moyen terme similaire à la nôtre permettrait de le déterminer. Une étude sur leur condition pourrait aussi aider définir le statut de ces espèces.

Ainsi, un mélange des espèces associées aux forêts fermées, des espèces généralistes et des espèces associées aux milieux ouverts dans les CT pourrait expliquer la richesse spécifique plus élevée (Buddle *et al.*, 2006 ; Koivula, 2002a, 2002b ; Martikainen, Kouki et Heikkala, 2006 ; Niemelä, Koivula et Kotze, 2007 ; Spence *et al.*, 1996). Toutefois, il reste que les communautés en coupe totale, bien que plus riches, sont différentes de celles retrouvées en forêts non aménagées. Par ailleurs, puisque les richesses spécifiques des coupes partielles (CPE et MULTICO) étaient similaires à celles des témoins, cela suggère que ces types de coupes peuvent être une bonne alternative aux coupes totales. Ceci réitère l'importance d'avoir des coupes partielles, puisqu'elles maintiennent les espèces associées aux forêts fermées et ne sont pas un habitat qui est colonisé par de nouvelles espèces généralistes ou des espèces associées aux milieux ouverts. Bien que nous n'ayons pu déterminer si l'une ou l'autre des coupes partielles préservaient mieux la richesse spécifique similaire aux forêts non coupées, on peut quand même affirmer que les communautés de carabes, en ce qui a trait à la richesse spécifique, sont plus similaires aux témoins plus la rétention est élevée tandis que les coupes partielles sont plus similaires aux témoins que la coupe totale. Ce faisant, la composition des communautés de carabes dans ces traitements est plus similaire aux témoins que ne le sont les coupes totales.

Le fait que les coupes partielles récentes ne maintiennent pas des niveaux d'abondance des espèces similaires à ceux des témoins a été relevé dans d'autres études (Halaj, Halpern et Yi, 2008 ; Work *et al.*, 2010). D'un à trois ans après coupe, plusieurs espèces reconnues pour être associées aux forêts fermées avaient une abondance plus faible dans les traitements coupés, particulièrement dans les traitements de coupes totales, résultats qui ont aussi été observés dans des études précédentes (Halaj, Halpern et Yi, 2008 ; Koivula, 2002b ; Niemelä, Langor et Spence, 1993 ; Spence *et al.*, 1996). Il est à noter que *P. decentis* est une espèce reconnue pour grimper dans les arbres et que sa très faible abondance dans les CT peut être expliquée par l'absence d'arbres dans ce traitement (Larochelle et Larivière, 2003). De plus, puisque l'on peut attribuer à une variation interannuelle l'augmentation en abondance de certaines de ces espèces en 2010 comparativement en 2009 dans les traitements CT, on peut tout de même avancer que leur population peut tendre à disparaître si elles atteignent un niveau trop faible pour le rétablissement. D'ailleurs, Niemelä et al. (1993) ont observé que dans les premières années suivant des coupes totales dans les forêts boréales de l'Ouest canadien, certaines espèces associées aux forêts fermées persistent dans les coupes totales étant donné qu'elles ont survécu aux altérations physiques de la récolte, mais qu'elles tendent à disparaître avec les années (cinq à sept ans) et que 27 ans après, il n'y avait aucune indication de rétablissement de ces espèces. En effet, puisque l'hétérogénéité des structures forestières à petite échelle est importante pour les communautés de carabes (Niemelä, Haila et Punttila, 1996 ; Work, Benoit et Jacobs, 2011), les coupes totales qui ont très peu, voire aucun élément structural, (Jetté et al., 2008) ne présentent pas des habitats propices aux espèces qui ont des besoins stricts en matière d'habitat comme les espèces associées aux forêts qui sont souvent de grandes espèces ayant une faible capacité de dispersion (Koivula, Kukkonen et Niemelä, 2002 ; Rainio et Niemelä, 2003). Étant donné que le taux d'occupation, l'abondance, la distribution des espèces dans un site sont dépendantes de leurs habilités de dispersion (Zalewski et Ulrich, 2006), ces espèces, dont les abondances sont nulles ou très faibles, augmenteront très difficilement. Cependant, l'un des objectifs des coupes partielles est de préserver des éléments structuraux malgré la récolte de bois. Par ailleurs, puisque les objectifs sylvicoles de la coupe multicohorte étant d'établir une structure irrégulière typique des vieilles forêts préservant ainsi des éléments structuraux à long terme,

ce type de coupe s'avère donc essentiel pour le rétablissement et le maintien des espèces associées aux forêts fermées.

Il a également été possible de déceler une différence dans l'assemblage des carabes entre les deux années de récolte. Bien que de façon générale, nous ayons observé d'importantes variations interannuelles puisque les taux de captures ont augmenté en 2010, cette augmentation était absente en CT chez certaines espèces (*C. ingratus*, *P. adstrictus*, *P. pensylvanicus* et *P. coracinus*). Puisque les effets de la coupe semblent tout de même se faire sentir les années où les abondances sont généralement élevées, on pourrait croire à une homogénéisation de la distribution des abondances des espèces dominantes par rapport à leurs congénères (Work et al., 2010), non seulement en fonction de la coupe, mais aussi temporellement. Le patron de distribution des abondances des espèces dominantes retrouvé dans le témoin était absent dans les coupes partielles en 2009, mais semblait se reconstituer en 2010, particulièrement pour la série des espèces dominantes *P. pensylvanicus*, *P. coracinus* et *P. adstrictus* et la série des espèces co-dominantes *A. retractum*, *C. ingratus*, *P. decentis* et *S. impunctatus*. Ceci évoque la possibilité d'un rétablissement de certaines espèces deux à trois ans après les interventions dans les coupes partielles. Ceci peut sembler relativement tôt comme période de rétablissement, mais on sait que des rétablissements sont possibles à partir de 15 ans en coupes partielles si des éléments structuraux sont conservés à long terme, que des habitats sources sont présents et que les rotations de récolte sont suffisamment longues (Niemelä, Koivula et Kotze, 2007 ; Vance et Nol, 2003). Il faut toutefois être prudent avec la portée que peut prendre l'interprétation de ces résultats, car ils ne sont basés que sur deux années de données. Des données sur les années subséquentes ou à moyen terme seraient requises afin de confirmer cette hypothèse.

On peut aussi voir un effet des bandes (transects) utilisées pour la réalisation des coupes partielles. L'abondance plus élevée dans les corridors de passage de la machinerie est un résultat qui peut sembler surprenant à priori, mais peut être expliqué par deux choses. Premièrement, il se peut que les attributs retrouvés dans ces bandes créent un habitat propice pour certaines espèces. Certains auteurs ont relevé des attributs liés aux communautés de carabes telles la couverture végétale et la couverture de mousse et l'humidité du sol (Karen et al., 2008), la température du sol (Magura, Tóthmérész et Elek, 2005), l'épaisseur de la litière

(Latty *et al.*, 2006), etc. Aussi, peu de temps après une coupe totale, il se produit une augmentation de débris ligneux grossier (Lee et Crites, 1999), éléments importants pour certains carabes (Latty *et al.*, 2006 ; Niemelä, Koivula et Kotze, 2007 ; Pearce *et al.*, 2003) puisqu'ils agissent à titre d'abris à la fois pour les carabes en soi, mais aussi pour leur proie. Nous avons mesuré les débris ligneux grossiers à l'échelle du site bien qu'il aurait été également intéressant de connaître cette information dans chacune des bandes afin de pouvoir établir un lien entre l'abondance des carabes dans les bandes et cet élément structural. Deuxièmement, les collemboles sont réputés pour augmenter en abondance temporairement, suite à des coupes forestières (Moore *et al.*, 2002 ; Siira-Pietikäinen, Haimi et Siitonen, 2003). On peut donc supposer que les collemboles sont plus abondants dans la bande de passage de la machinerie. La majorité des carabes ont une diète dite généraliste ou polyphage (Hengeveld, 1980 ; Larochelle et Larivière, 2003) et peuvent donc consommer les collemboles. Ainsi, les collemboles présents en plus grande quantité dans les corridors de passage de la machinerie peuvent constituer de nouvelles proies potentielles pour les prédateurs généralistes que sont les carabes. Ces deux éléments pourraient être une explication pourquoi l'abondance de carabes était plus élevée dans les corridors de passage de la machinerie coupés totalement comparativement aux bandes de coupes partielles et de rétention (Guillemain, Loreau et Daufresne, 1997 ; Moore *et al.*, 2002). Peu d'études relatent la comparaison de bandes coupées partiellement en ce qui a trait à l'assemblage des carabes dans les habitats forestiers. Par ailleurs, Moore et al. (2002) ont étudié la réponse des carabes dans une érablière au Québec soumis à différents traitements sylvicoles dont un était constitué de quatre bandes de 60 m alternant coupe totale et forêts non coupées. Ils ont trouvé que les carabes étaient plus abondants dans la bande de coupe totale que dans la bande de forêt non coupée adjacente, ce qui est cohérent avec nos résultats. En revanche, dans l'étude de Jennings, Houseweart et Dunn (1986) réalisée dans une forêt coniférienne du Maine, ils ont capturé plus de carabes dans la bande non coupée comparativement à une bande de coupe totale. Néanmoins, cette étude a été réalisée lors d'une épidémie de tordeuses des bourgeons d'épinette (*Choristoneura fumiferan* (Clemens)). Sachant que les carabes sont des prédateurs généralistes opportunistes (Hengeveld, 1980 ; Larochelle et Larivière, 2003), les tordeuses présentent en grande quantité lors d'une épidémie peuvent assurément faire partie de leur diète. Ceci dit, il est clair qu'on retrouvera plus de tordeuses dans les bandes non coupées

puisque les arbres résineux sont leurs hôtes. Ce faisant, l'épidémie de tordeuses peut avoir favorisé l'abondance des carabes dans les bandes non coupées comparativement aux bandes coupées où on ne retrouve pas d'arbres. Jennings, Houseweart et Dunn (1986) relatent notamment que certaines de leurs espèces dominantes semblent associées à la tordeuse de bourgeons d'épinette. L'utilisation de la coupe par bande est une bonne méthode pour réaliser des coupes partielles puisqu'elle crée un habitat plus hétérogène pouvant accueillir une communauté plus diversifiée. De plus, cette méthode permet de préserver des îlots de refuges dans les bandes non coupées où les éléments structuraux tels, les arbres sur pieds, le bois mort, etc., sont maintenus (Jennings, Houseweart et Dunn, 1986).

1.5.2. Analyse de la communauté selon les variables

La structure du milieu a une influence sur les assemblages de carabes au sein des traitements sylvicoles appliqués (Niemelä et al., 1988). Cependant, contrairement à ce qui était attendu, l'assemblage des carabes dans les traitements sylvicoles étudiés n'a pas été déterminé par d'autres variables structurales et environnementales que nous avons mesurées outre la surface terrière. Nous pouvons cependant supposer que les autres variables structurales et environnementales ont des effets indirects sur les communautés de carabes qui sont inclus dans l'effet direct qu'exerce la récolte en elle-même qui est représentée ici par la surface terrière. En effet, l'intensité de la récolte est souvent parmi les facteurs expliquant le mieux les réponses des communautés face à la récolte forestière (Halaj, Halpern et Yi, 2008 ; Klimaszewski *et al.*, 2005 ; Koivula, 2002a ; Siira-Pietikäinen, Haimi et Siitonen, 2003). D'ailleurs, Work et al. (2010), dans les forêts boréales de l'Ouest canadien, et Halaj, Halpern et Yi (2008), dans les forêts de Sapin Douglas de l'Oregon et de l'état de Washington, ont observé que les faibles niveaux de rétention, comme ceux retrouvés en coupes totales dans notre cas, sont insuffisants pour garder les assemblages des carabes similaires à ceux retrouvés en témoin. Bien que nous n'ayons pu déterminer si l'une ou l'autre des coupes partielles préservait mieux l'abondance par rapport aux forêts non coupées, on peut quand même affirmer que les communautés de carabes, en ce qui a trait à l'abondance des individus, sont plus similaires aux témoins plus la rétention est élevée; les coupes partielles sont plus similaires aux témoins que la coupe totale.

Bien que le volume de bois mort au sol soit reconnu comme étant important dans l'assemblage des carabes (Latty et al., 2006), nous n'avons pu déterminer que ce paramètre était significativement responsable de l'assemblage des carabes. Le fait que le bois mort ne soit pas différent entre les traitements est probablement dû à la courte durée entre les opérations forestières et la récolte des données. Peu de temps après la coupe, il y a beaucoup de bois mort au sol créé par le passage de la machinerie (Lee et Crites, 1999). Toutefois, ces volumes tendent à décliner rapidement (Lee et Crites, 1999). Cette abondance, peu de temps après la coupe, peut être l'explication au fait que le bois mort ne soit pas sorti comme ayant une importance dans l'assemblage des carabes étant donné que ce paramètre n'aurait donc pas été limitant dans le traitement CT au moment de la prise de données. Par contre, en forêt boréale, Brassard et Chen (2008) ont montré que les débris ligneux grossiers (DLG) diminuent sept ans après la coupe, mais qu'on observe un retour des caractéristiques des DLG (volume, dimension, etc.), similaires à ceux d'avant la coupe, 25 ans après coupe. Ainsi, les effets d'une diminution des DGL devraient se faire sentir environ sept ans après coupe. Latty et al. (2006), pour qui le bois mort s'était avéré significatif, avaient procédé à la collecte des carabes six et sept ans après coupe comparativement à notre étude qui a été réalisée un à trois ans après coupe. Les volumes de bois mort n'étaient pas différents non plus entre les traitements un à trois ans après les traitements sylvicoles dans une étude réalisée sur la Côte-Nord, Québec, Canada (Légaré, 2010). Le bois mort n'était pas non plus significatif dans l'assemblage des carabes dans les forêts de Sapins Douglas de l'Oregon et de l'état de Washington où les carabes ont été échantillonnés cinq à sept ans après les traitements sylvicoles (Halaj, Halpern et Yi, 2008). Dans une étude réalisée un an après les interventions en Finlande, le bois mort ne s'est pas non plus avéré significatif dans l'occurrence des espèces (Martikainen, Kouki et Heikkala, 2006). En somme, bien que le bois mort puisse être un élément important dans l'assemblage des carabes (Latty et al., 2006 ; Pearce et al., 2003 ; Work et al., 2004), le fait que l'échantillonnage des carabes n'ait été fait que d'un à trois ans après les interventions forestières peut expliquer pourquoi ce paramètre n'avait pas d'influence dans l'assemblage des carabes dans notre étude.

1.6. Conséquences pour l'aménagement

Les communautés de carabes sont affectées ponctuellement par les traitements sylvicoles principalement en termes d'abondance et de patrons de distribution d'abondance des espèces dominantes, et ce, surtout dans les coupes totales. La richesse dans les coupes partielles est relativement similaire à celle retrouvée dans les témoins. Ainsi, un rétablissement des espèces peut être espéré si une certaine rétention est conservée et donc indirectement, les éléments structuraux nécessaires aux carabes. C'est donc dire qu'avec le temps, les communautés peuvent se rétablir à des niveaux d'abondance équivalents à ceux d'avant les traitements pourvu que leur nombre ne soit pas trop bas, car cela mènerait à leur disparition locale. Work et al. (2010) ont montré que le rétablissement des espèces aux conditions initiales était facilité, peu importe le type de couvert forestier lorsque les niveaux de rétention sont supérieurs à 50 %. Dans l'étude de Vance et Nol (2003) notamment, à quelques exceptions près, 15-20 ans après une coupe par sélection (laissant en moyenne 75 % de la surface terrière), les assemblages de carabes étaient redevenus similaires aux forêts de référence non coupées. Une rétention minimale de 50 % semble être le mot d'ordre pour la conservation des communautés des carabes que ce soit au Canada (Moore et al., 2004 ; O'Connor, 2009 ; Work et al., 2010), en Finlande (Koivula, 2002b) ou en Suède (Atlegrim, Sjöberg et Ball, 1997). De ce fait, on peut conclure que puisque 50 % de rétention est le pourcentage minimal, les coupes progressives d'ensemencement et les coupes multicohorte dans notre étude ont une proportion suffisante de rétention pour ne pas trop altérer la structure et la composition des communautés de carabes. On pourrait aussi affirmer, qu'à court terme, la CPE avec une rétention de 50 % a les mêmes effets que la MULTICO qui a une rétention de 60-70%. C'est donc dire que la gestion par cohorte aurait les mêmes effets sur la biodiversité que la coupe axée sur la régénération à court terme. Par ailleurs, les objectifs sylvicoles et les méthodes opérationnelles étant différents entre ces coupes, il faut se rappeler que dans le cas de la coupe progressive d'ensemencement, il y aura une deuxième intervention dans 10-15 ans ayant comme résultat que 100 % de la forêt aura été récoltée au terme de cette deuxième intervention entraînant, du coup, la réduction des éléments structuraux nécessaires à la conservation des communautés de carabes. Bien que les coupes des deux coupes partielles étudiées soient similaires à court terme, nous nous attendons à ce que la coupe multicohorte soit un meilleur traitement puisqu'elle maintient un niveau de rétention élevé sur une plus

longue période de temps. Ainsi, les coupes partielles préservant un haut pourcentage de rétention à long terme, comme la coupe multicohorte, sont à favoriser par rapport aux coupes totales et par rapport aux coupes partielles de courte révolution ou de faible pourcentage de rétention.

1.7. Remerciements

Nous remercions, S. Paradis, F. Renaud et A.-M. Gosselin pour l'aide sur le terrain ou en laboratoire. Un merci spécial J. Jacobs pour l'aide avec les statistiques et pour les commentaires sur le manuscrit. Merci à Daniel Kneeshaw et Christian Messier pour l'orientation du projet en début de parcours et à Tanya Ira Handa et à Pierre Drapeau en fin de parcours. Merci à Nadyre Beaulieu pour la coordination avec le projet Triade. Merci à Produits Forestier Résolu pour le support financier.

1.8 ANNEXE A

ABONDANCE DES CARABES DANS LES TRAITEMENTS

App. A.1. Abondance totale de 42 espèces de Carabes dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes).

Espèces	2009				2010				Total
	CT	CPE	MULTICO	témoin	CT	CPE	MULTICO	témoin	
<i>Agonum cupripenne</i> (Say, 1823)	1	0	1	0	13	0	0	0	15
<i>Agonum obsoletum</i> Say, 1823	1	3	5	1	2	0	2	0	14
<i>Agonum retractum</i> LeConte, 1848	8	84	60	258	49	41	35	192	727
<i>Amara discors</i> Kirby, 1837	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Amara patruelis</i> Dejean, 1831	1	0	0	0	2	0	0	0	3
<i>Amara sp.</i>	0	0	0	0	2	0	0	0	2
<i>Bembidion wingatei</i> Bland, 1864	0	2	1	0	1	0	1	0	5
<i>Bradycellus</i> <i>lugubris</i> (LeConte, 1848)	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Bradycellus</i> <i>nigrinus</i> (Dejean, 1829)	0	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Calathus ingratus</i> Dejean, 1828	12	27	35	61	19	18	39	85	296
<i>Calosoma frigidum</i> Kirby, 1837	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Chlaenius sericeus</i> <i>sericeus</i> (Forster, 1771)	20	0	0	0	0	0	0	0	20
<i>Cymindis</i> <i>cribricollis</i> Dejean, 1831	1	2	3	1	5	5	4	0	21

Espèces	2009				2010				Total
	CT	CPE	MULTICO	témoin	CT	CPE	MULTICO	témoin	
<i>Elaphrus clairvillei</i> Kirby, 1837	0	1	0	0	0	0	0	0	1
<i>Gastrellarius honestus</i> (Say, 1823)	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Harpalus fuliginosus</i> (Duftschmid, 1812)	1	0	0	0	4	0	0	0	5
<i>Harpalus laticeps</i> LeConte, 1850	3	0	0	0	1	0	0	0	4
<i>Harpalus nigratarsis</i> C.R. Sahlberg, 1827	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Harpalus pennsylvanicus</i> (DeGeer, 1774)	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Harpalus pleuriticus</i> Kirby, 1837	0	0	0	0	3	0	0	0	3
<i>Harpalus sp.</i>	0	0	0	0	7	1	0	0	8
<i>Lebia moesta</i> LeConte, 1850	4	0	0	0	33	2	12	0	51
<i>Notiobia nitidipennis</i> (LeConte, 1848)	0	0	0	1	0	0	0	0	1
<i>Notiophilus aeneus</i> (Herbst, 1806)	5	6	5	17	21	9	11	6	80
<i>Platynus decentis</i> (Say, 1823)	13	33	26	51	7	43	22	55	250
<i>Platynus mannerheimi</i> (Dejean, 1828)	0	2	6	2	0	7	4	1	22
<i>Poecilus lucublandus</i> <i>lucublandus</i> (Say, 1823)	8	0	0	0	6	0	0	0	14
<i>Pterostichus adstrictus</i> Eschscholtz, 1823	47	77	48	165	77	118	129	235	896
<i>Pterostichus coracimus</i> (Newman, 1838)	73	127	108	213	96	115	123	417	1272

Espèces	2009				2010				Total
	CT	CPE	MULTICO	témoïn	CT	CPE	MULTICO	témoïn	
<i>Pterostichus melanarius</i> (Illiger, 1798)	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>Pterostichus mutus</i> (Say, 1823)	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Pterostichus pennsylvanicus</i> LeConte, 1873	68	132	74	344	80	170	214	542	1624
<i>Pterostichus punctatissimus</i> (Randall, 1838)	3	24	9	3	1	16	6	0	62
<i>Pterostichus sp.</i>	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Pterostichus tristis</i> (Dejean, 1828)	12	16	24	93	9	14	13	50	231
<i>Sphaeroderus canadensis canadensis</i> Chaudoir, 1861	4	11	6	74	20	31	28	76	250
<i>Sphaeroderus nitidicollis brevoorti</i> LeConte, 1848	0	2	2	11	1	2	0	9	27
<i>Sphaeroderus stenostomus lecontei</i> Dejean, 1826	4	8	9	23	15	10	6	34	109
<i>Stenolophus spretus</i> Dejean 1831	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Synuchus impunctatus</i> (Say, 1823)	21	83	42	218	42	73	35	237	751
<i>Trechus apicalis</i> Motschulsky, 1845	0	0	0	2	0	0	0	0	2
<i>Trechus rubens</i> (Fabricius, 1801)	1	0	1	0	4	3	5	3	17
Espèces	26	18	19	18	29	19	18	16	42
Abondance	315	640	465	1538	524	680	689	1944	6795

Tableau 1.1. Contribution des espèces à chacune des séparations du ssMRT sur les traitements, les transects et les années. Ces espèces sont celles qui ont une contribution totale de plus de 1%.

	1 ^{ère} sép.	2 ^e sép.	3 ^e sép.	4 ^e sép.	5 ^e sép.	6 ^e sép.	total de l'arbre	total de l'espèce
Tribu Cychrini								
<i>Sphaeroderus canadensis</i>	1,08	0,03	0,00	0,10	0,02	0,24	1,47	5,59
<i>Sphaeroderus stenostomus</i>	0,34	0,00	0,01	0,04	0,03	0,00	0,43	2,68
Tribu Lebiini								
<i>Lebia moesta</i>	0,11	0,24	0,00	0,35	0,04	0,11	0,85	1,72
Tribu Notiophilini								
<i>Notiophilus aeneus</i>	0,00	0,03	0,01	0,10	0,00	0,00	0,14	2,55
Tribu Platynini								
<i>Agonum retractum</i>	5,30	0,47	0,10	0,19	0,27	0,09	6,42	12,60
<i>Calathus ingratus</i>	1,00	0,10	0,07	0,02	0,33	0,00	1,52	4,89
<i>Platynus decentis</i>	0,51	0,27	0,00	0,01	0,11	0,02	0,93	5,17
<i>Synuchus impunctatus</i>	4,73	0,10	0,00	0,08	0,00	0,01	4,91	12,14
Tribu Pterostichini								
<i>Pterostichus adstrictus</i>	1,74	0,15	0,24	0,05	0,93	0,44	3,55	13,30
<i>Pterostichus coracinus</i>	2,45	0,25	0,55	0,03	0,02	0,03	3,33	8,32
<i>Pterostichus pensylvanicus</i>	7,71	0,47	0,60	0,01	0,10	0,43	9,33	16,80
<i>Pterostichus punctatissimus</i>	0,08	0,14	0,01	0,00	0,29	0,01	0,53	2,23
<i>Pterostichus tristis</i>	1,82	0,00	0,19	0,01	0,01	0,05	2,08	4,87
Autres espèces de contribution de moins d'un 1 %	0,19	0,34	0,01	0,22	0,05	0,04	0,93	7,18
Total	27,06	2,59	1,79	1,21	2,20	1,47	36,42	100,04
Variance expliquée	27.1 %	2.6 %	2.2 %	1.8 %	1.5 %	1.3%	36.5 %	

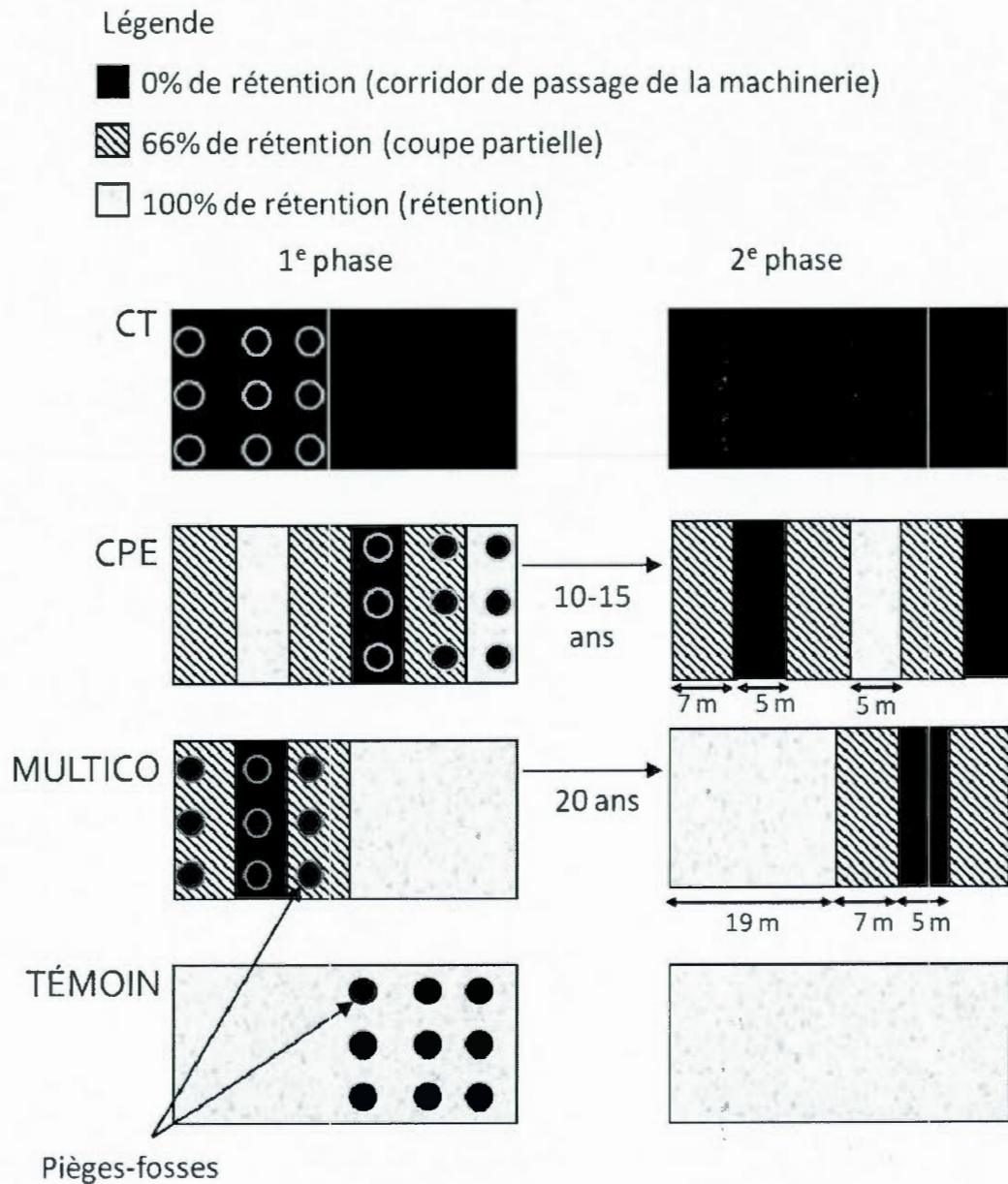
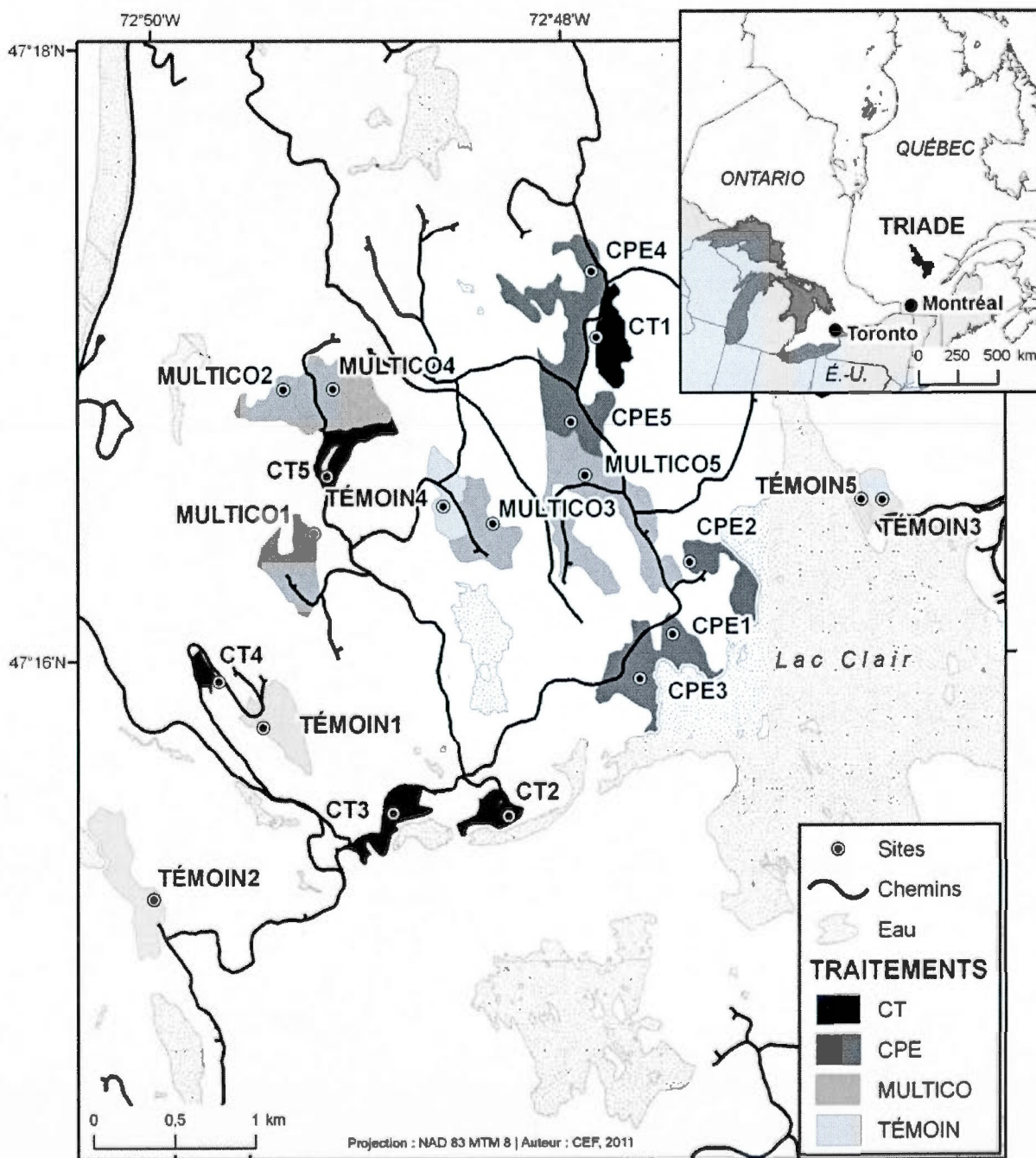


Figure 1.1. Design expérimental et schéma des coupes totales (CT), des coupes progressives d'ensemencement (CPE), des coupes multicohortes (MULTICO) et des témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes) en ce qui a trait au pourcentage de rétention et de profil de coupe dans le temps.



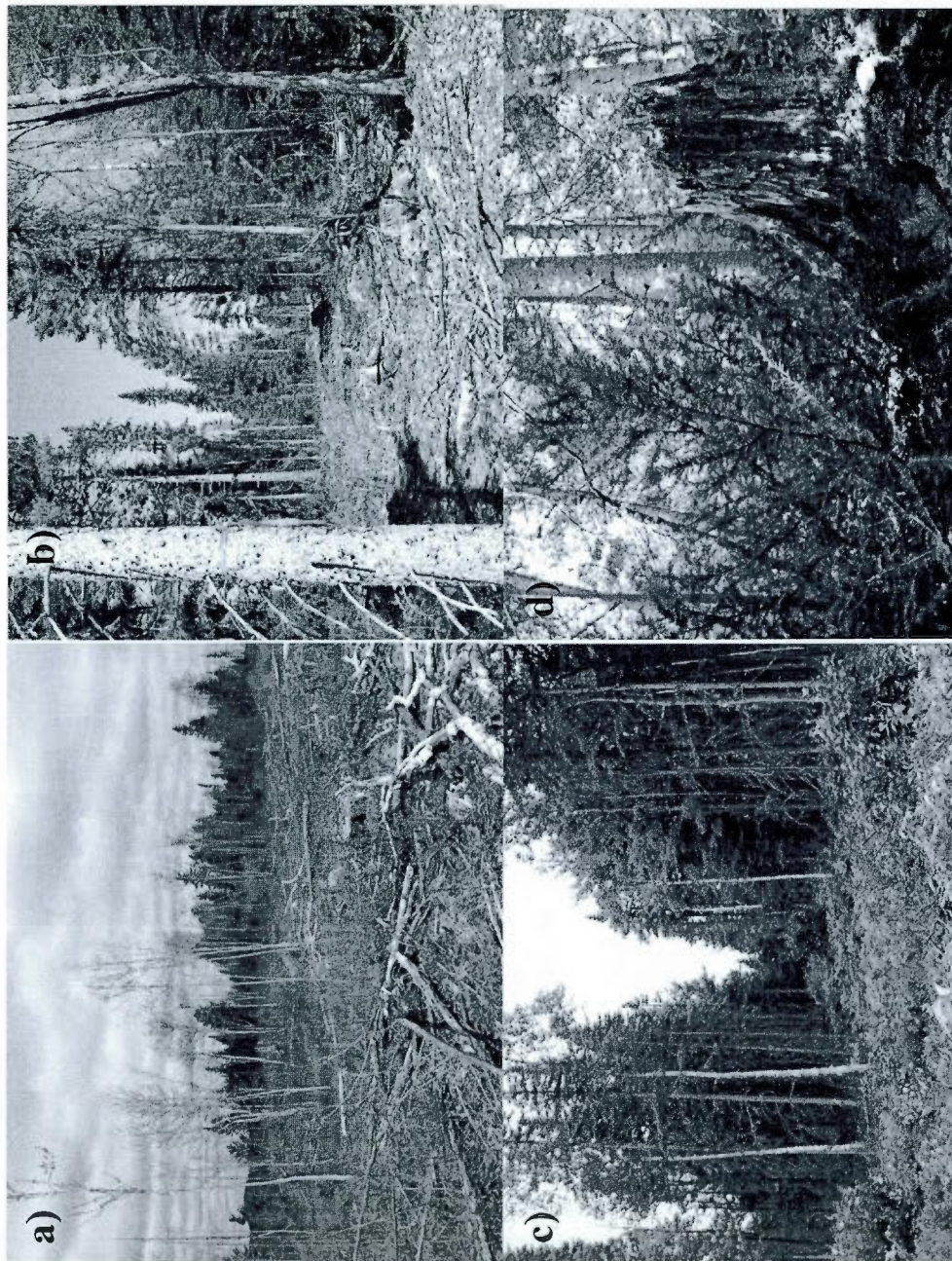


Figure 1.3. Images des a) coupes totales (CT), b) des coupes progressives d'ensemencement (CPE), c) des coupes multicohortes (MULTICO) et d) des témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes).

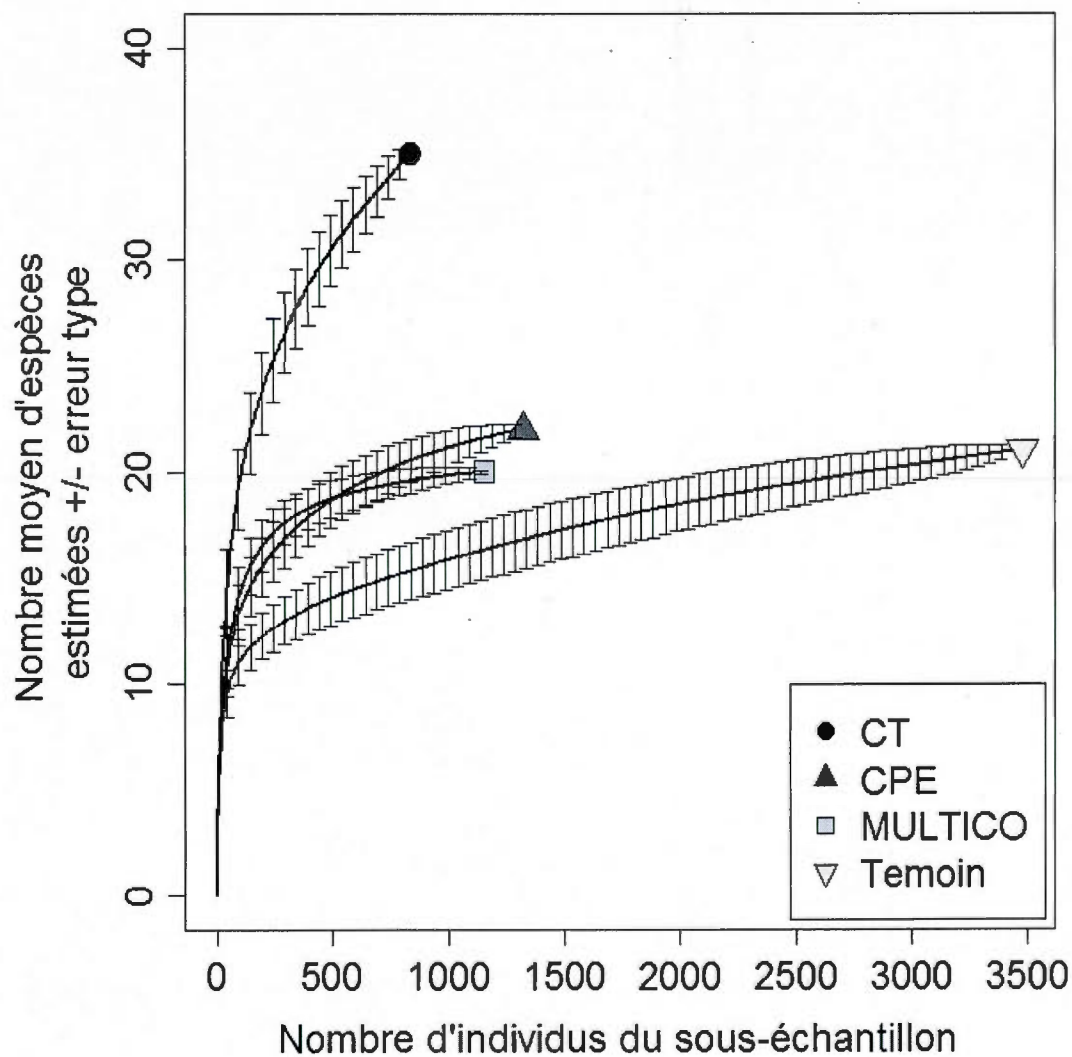


Figure 1.4. Courbe de raréfaction des carabes dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes). Les barres d'erreur correspondent à l'erreur type.

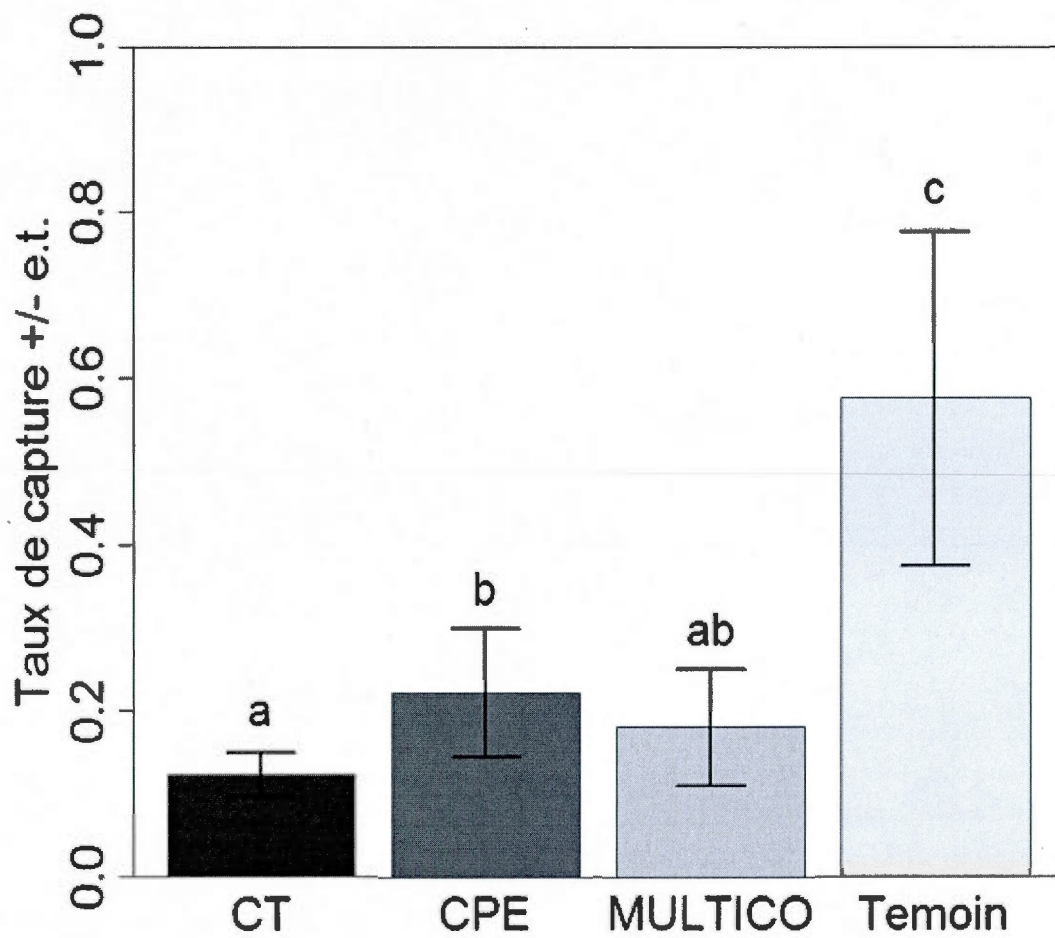


Figure 1.5. Taux de capture agrégé journalier dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes). Les barres d'erreur correspondent à l'écart type.

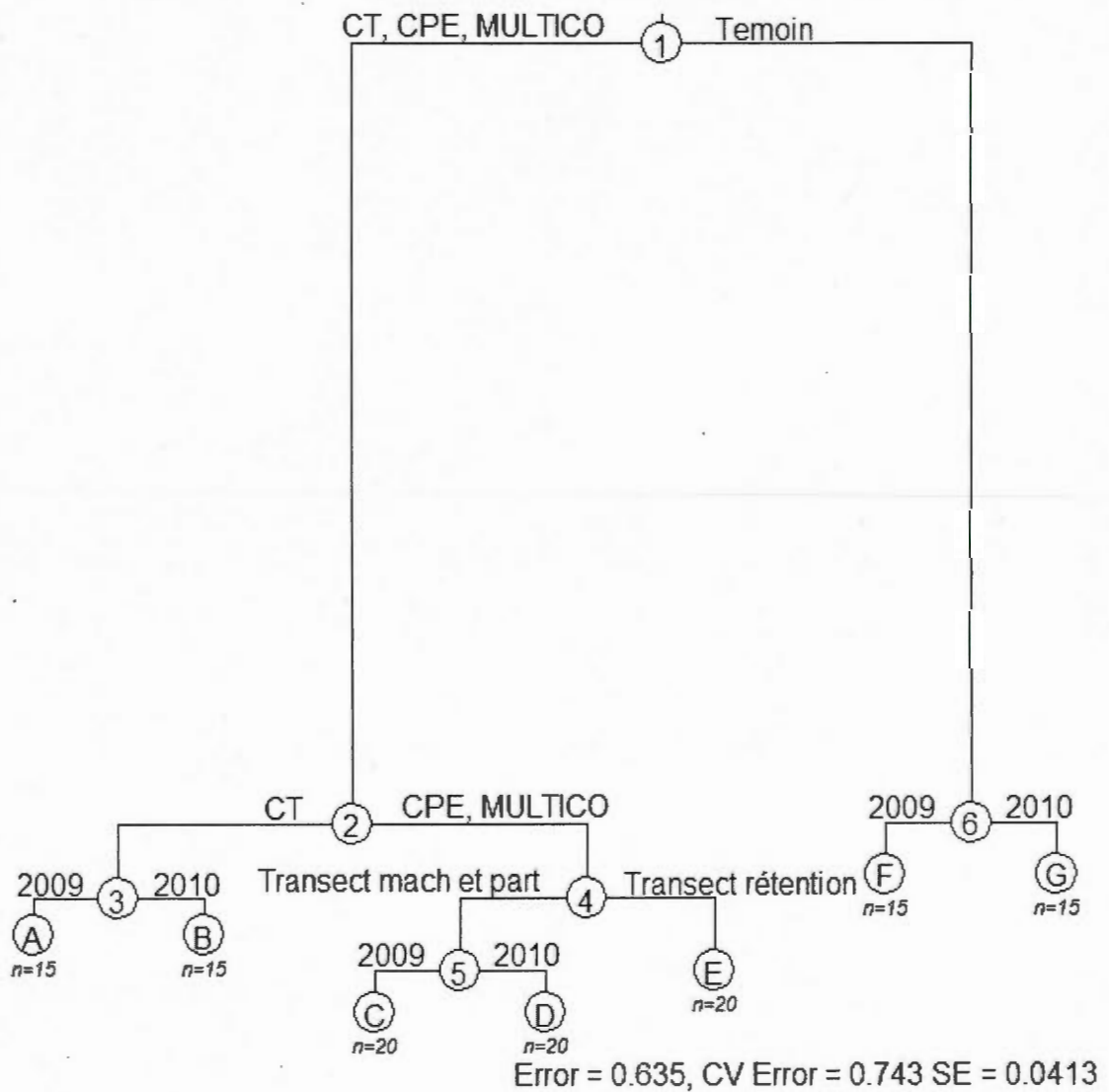


Figure 1.6. Arbre de régression multivarié basé sur la somme des carrés (ssMRT) sur les traitements, les transects et les années. L'erreur de validation croisée (CV Error) fait référence au pouvoir prédictif du modèle (1 étant faible et 0 étant fort). Le "n" est le nombre de transects dans cette branche. CT : coupe totale, CPE : coupe progressive d'ensemencement, MULTICO : coupe multicohorte et Temoin : forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes, Transect mach : corridor de passage de la machinerie (0 % de rétention), part : coupe partielle (50 % de rétention), rétention : bande non coupée (100 % de rétention).

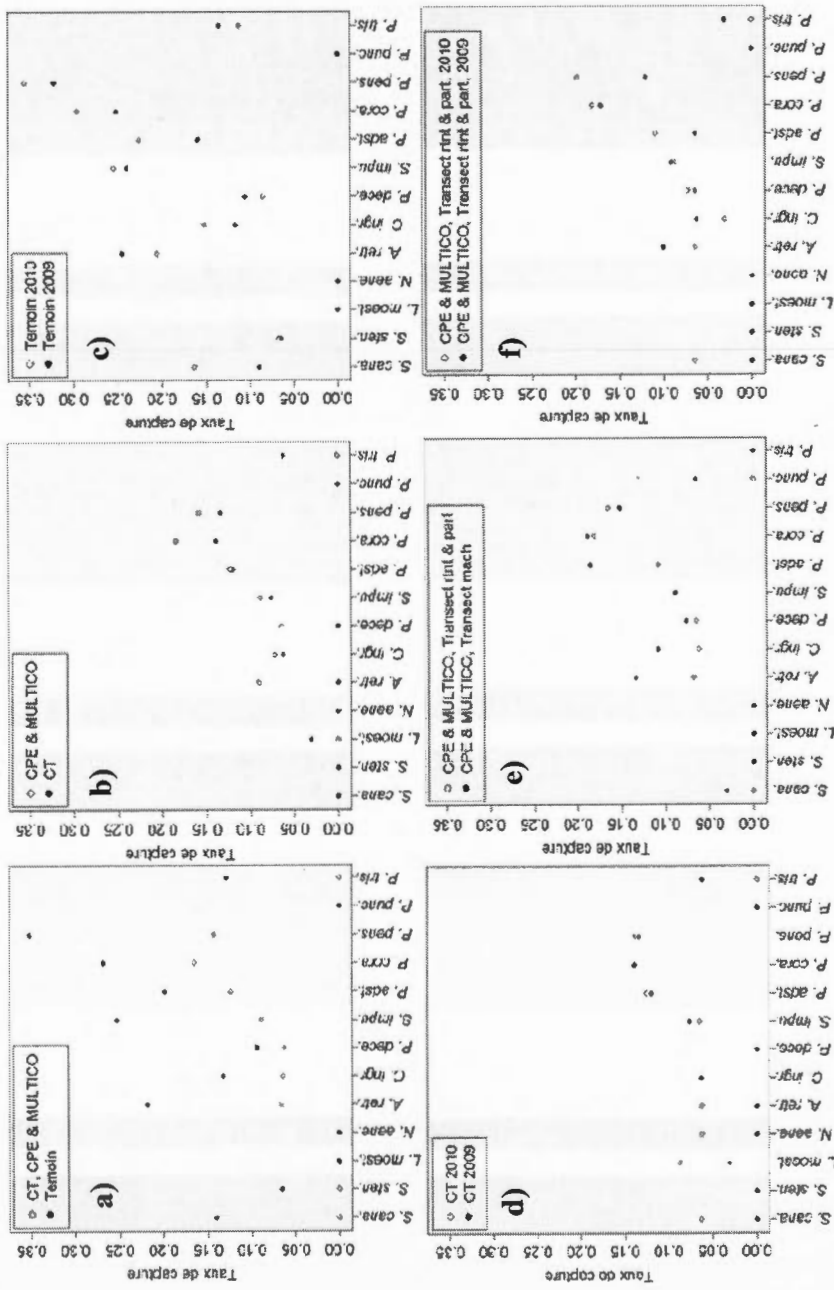


Figure 1.7. Taux de capture des 13 espèces qui contribuent à plus 1% dans l'explication des séparations de l'arbre de régression varié sur les traitements, transects et années. a) 1^{ère} séparation du MRT, b) 2^e séparation du MRT, c) 3^e séparation du MRT, d) 4^e séparation du MRT, e) 5^e séparation du MRT, f) 6^e séparation du MRT. CT : coupe totale, CPE : coupe progressive d'ensemencement, MULTICO : coupe multicohorte et Temoin : forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes, Transect mach : corridor de passage de la machinerie (0% de rétention), part : coupe partielle (50% de rétention), rétention : bande non coupée (100% de rétention). *S. cana.* : *Sphaeroderus canadensis*, *S. sten.* : *Sphaeroderus stenostomus*, *L. moest.* : *Lebia moesta*, *N. aene.* : *Notiophilus aeneus*, *A. retr.* : *Agonum retractum*, *C. ingr.* : *Catathus ingratus*, *P. dece.* : *Platynus decentis*, *S. impu.* : *Synuchus impunctatus*, *P. adst.* : *Pterostichus adstrictus*, *P. cora.* : *Pterostichus coracinus*, *P. pens.* : *Pterostichus pensylvanicus*, *P. punc.* : *Pterostichus punctatissimus*, *P. tris.* : *Pterostichus tristis*.

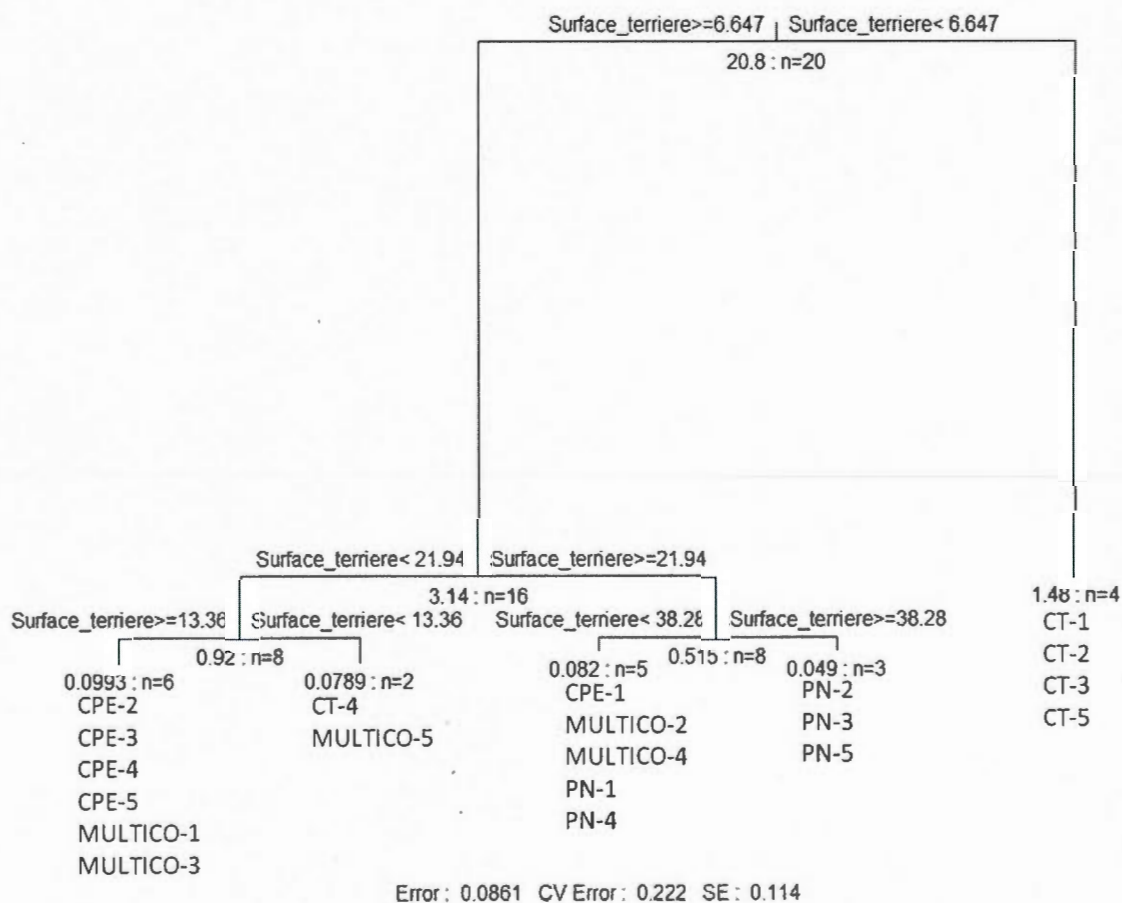


Figure 1.8. Arbre de régression multivarié à partir d'une matrice de distance des sites (dbMRT) basé sur l'assemblage des carabes et différentes variables explicatives. La mesure de distance était la distance de Bray-Curtis. L'erreur de validation croisée (CV Error) fait référence au pouvoir prédictif du modèle (1 étant faible et 0 étant fort). Le nombre sous chacune des branches est la moyenne de la somme des carrés de la distance de Bray-Curtis. Le "n" est le nombre de sites dans cette branche. CPE : coupe progressive d'ensemencement, CT : coupe totale, MULTICO : coupe multicohorte et Temoin : forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes.

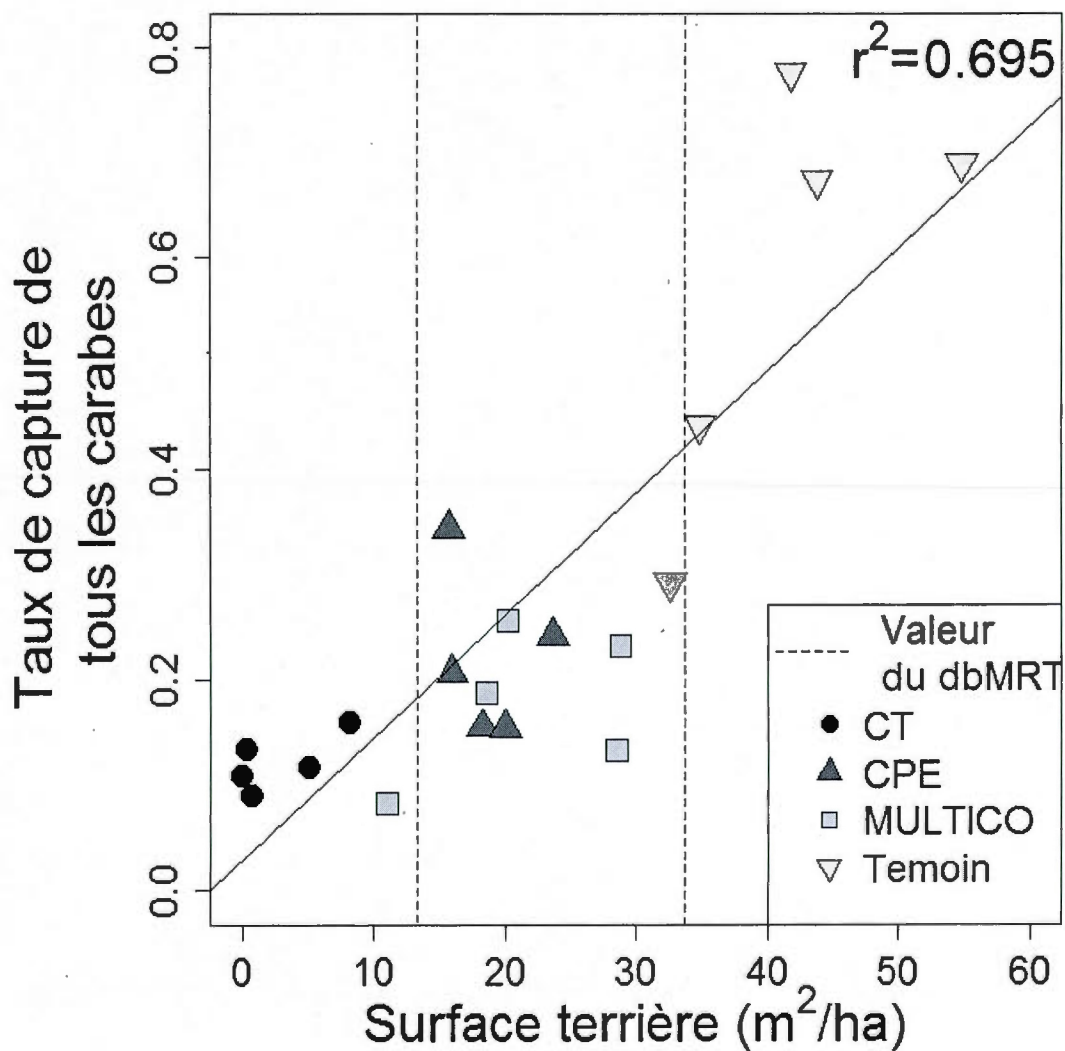


Figure 1.9. Régression linéaire simple entre le taux de capture de tous les carabes et la surface terrière dans les sites. CPE : coupe progressive d'ensemencement, CT : coupe totale, MULTICO : coupe multicohorte et Temoin : forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes. Les lignes pointillées représentent les valeurs de la surface terrières sur lesquelles sont basées les séparations dans l'arbre de régression multivarié (dbMRT).

CHAPITRE II

IMPACTS DES COUPES PARTIELLES DE LA ZONE ÉCOSYSTÉMIQUE DU PROJET TRIADE SUR LA MASSE DE DEUX ESPÈCES DOMINANTES DE CARABES (CARABIDAE : COLEOPTERA) EN FORÊT BORÉALE MIXTE DE LA HAUTE MAURICIE

Luana Graham-Sauvé et Timothy Work

Centre d'étude de la forêt, Chaire industrielle CRSNG UQAT-UQAM en Aménagement
Forestier Durable,
Université du Québec à Montréal, Département des sciences biologiques

Auteur correspondant : Luana Graham-Sauvé

2.1. Résumé

Une perturbation dans les habitats forestiers, comme une coupe forestière, affecte les ressources et cela peut entraîner une réduction de la reproduction ou de la survie des espèces animales, comme les carabes prédateurs généralistes. La mesure de la masse corporelle s'avère une façon d'établir si effectivement les ressources présentes dans le milieu sont responsables des changements dans la composition des carabes suite à une coupe forestière ou si ce sont les changements dans les conditions environnementales qui en sont responsables. Le cas échéant, cela serait un argument en faveur de la théorie du filtre brut. La masse corporelle moyenne de deux espèces de carabes (*Pterostichus pensylvanicus* et *P. coracinus*, Carabidae : Coleoptera), reconnue pour leur sensibilité aux perturbations dans les habitats forestiers, récoltées à l'aide de pièges-fosses, a été mesurée pour déterminer quels sont les impacts des coupes partielles réalisées dans la zone d'aménagement écosystémique dans le cadre du projet Triade en Haute Mauricie. En comparaison avec des coupes totales et des témoins non coupés, deux types de coupes partielles sont évalués en forêt boréale mixte : une coupe de courte révolution favorisant la régénération naturelle et la croissance de la régénération naturelle préétablie; la coupe progressive d'ensemencement (50% de rétention) et une coupe de plus longue révolution basée sur l'approche de gestion par cohorte; la coupe multicohorte (60-70% de rétention). Nous avons pu déterminer que pour *P. pensylvanicus*, aucun des traitements sylvicoles n'avait d'effets sur la masse moyenne des individus. Pour *P. coracinus*, la masse moyenne des individus était significativement plus élevée dans le traitement de coupes totales (CT) que dans le traitement témoin, et ce, de 7,8 % de leur masse moyenne. Cette proportion est faible et a peu de chance de compenser la perte d'individus causée par la coupe totale. À la lumière de nos résultats, on peut rejeter l'hypothèse selon laquelle la masse moyenne des individus a une relation positive avec le niveau de rétention des traitements sylvicoles. Ce n'est donc pas le changement dans la disponibilité des ressources qui est responsable du changement de composition des carabes suite aux coupes forestières, mais bien le changement dans les conditions environnementales encourues par ces coupes. Ceci est donc un argument en faveur de la théorie du filtre brut.

2.2. Introduction

Outre l'histoire naturelle des espèces et les interactions avec les autres organismes, la distribution, l'abondance et l'occurrence d'une espèce peut être expliquée par deux éléments soient les conditions environnementales du milieu et les ressources présentes dans ce milieu (Begon, Harper et Townsend, 1990). Sachant que la composition des organismes, notamment celle des carabes, diffère entre des peuplements non coupés et des peuplements coupés (Chapitre 1), il serait intéressant de déterminer si la coupe forestière a affecté les conditions environnementales, les ressources du milieu ou les deux. La mesure de la masse corporelle s'avère une façon d'établir si les conditions (Blake *et al.*, 1994 ; Östman, 2005) ou les ressources (Bommarco, 1998a ; Juliano, 1986 ; Lenski, 1982a) sont responsables des changements dans la composition des organismes suite à une coupe forestière. Si la coupe induit une diminution dans la disponibilité des ressources, cela pourrait avoir comme résultat la réduction de la masse corporelle. La disponibilité des ressources alimentaires est importante pour la croissance des populations de nombreux prédateurs, comme les carabes, et peut être un facteur important dans la régulation de leur population (Bommarco, 1998b). Ainsi, une réduction de la masse corporelle pourrait induire un déclin des populations et par le fait même, compromettre le rétablissement des espèces suite aux coupes forestières. Cependant, si la coupe affecte les conditions, on n'observerait pas une diminution de la masse corporelle. Cela supporterait le concept de filtre brut (Hunter, George et Thompson, 1988 ; Noss, 1987) qui suppose que le fait de laisser des éléments structuraux dans une forêt suite à son aménagement permet de conserver les espèces qui s'y trouvent. Ainsi, si on ne maintient pas les caractéristiques des forêts naturelles dans un aménagement forestier, les espèces présentes ne seront pas conservées d'où la grande différence de composition entre la coupe totale, où les caractéristiques des forêts naturelles sont peu présentes voire absentes, et les forêts non coupées (Chapitre 1).

La masse corporelle est un bon moyen d'estimer les ressources alimentaires (Bommarco, 1998a ; Lenski, 1982a) et donc, de déterminer si celles-ci ou les conditions environnementales sont responsables des changements de composition des carabes. En effet, puisque la disponibilité des ressources est difficile à observer directement sur le terrain, des mesures indirectes sont souvent utilisées. D'ailleurs, les mesures indirectes fournissent des

réponses plus rapides en cas de changement sur la disponibilité de nourriture que des mesures directes, elles sont déterminées plus facilement et avec plus de précision en raison de la prise de données exigeant un effort de capture de moindre intensité ainsi qu'une technique d'estimation plus facile et finalement, la réplication est possible (Juliano, 1986).

Une limitation de ressources alimentaires chez les carabes peut affecter leur reproduction et leur survie (Bommarco, 1998b ; Juliano, 1986 ; Pearson et Knisley, 1985). Pour mesurer l'effet de ce facteur, la masse corporelle est utilisée comme indicateur du taux d'alimentation (Bommarco, 1998a ; Juliano, 1986 ; Lenski, 1982a) qui reflète à son tour, la disponibilité des ressources. L'utilisation de la masse corporelle des carabes est une technique qui a principalement été utilisée dans les études portant sur les systèmes agricoles afin de comparer l'effet de différentes cultures et de la complexité du paysage (Bommarco, 1998a ; Östman *et al.*, 2001 ; Woodcock *et al.*, 2010), sur la détermination de la limitation de nourriture (Bommarco, 1998b ; Juliano, 1986), dans des écosystèmes de champs (Barone et Frank, 2003 ; Braun, Jones et Perner, 2004 ; Tyler, 2008), dans des études toxicologiques (Stone *et al.*, 2001), mais très peu dans l'évaluation de l'aménagement du territoire forestier (Blake *et al.*, 1994 ; Lenski, 1982a).

Le projet Triade est un projet d'aménagement écosystémique qui a été instauré en Haute Mauricie, au Québec, au Canada depuis 2003. Ce projet, basé sur l'approche de zonage fonctionnel (Seymour et Hunter, 1992), comprend trois zones d'exploitation ayant chacune leurs objectifs et priorités respectives (Côté *et al.*, 2010). Ce projet se veut une méthode alternative à la foresterie traditionnelle visant à résoudre les conflits entre les différents porteurs d'intérêt des forêts. L'une des trois zones de la Triade est une zone de conservation (11 %) ; de préservation où l'influence humaine intense et les activités industrielles sont exclues. En plus d'être des forêts non coupées ayant les attributs écologiques qui leur sont propres, cette zone de maintien d'intégrité écologique remplit plusieurs rôles tels être un territoire témoin permettant le suivi de l'évolution naturelle de la forêt et servant de source pour la recolonisation des milieux perturbés par les activités forestières (Messier *et al.*, 2009). La majeure partie de la Triade est réservée à la zone d'aménagement écosystémique (69 %) où l'exploitation forestière émule le résultat qu'auraient des perturbations naturelles (*sensu* Bergeron et Harvey, 1997). Finalement, pour pallier aux pertes économiques dues aux zones

de conservation et écosystémique, on retrouve la zone d'exploitation intensive (20 %) se résumant à la plantation d'arbres naturels et améliorés génétiquement, au contrôle de la compétition, des feux et des insectes et à la fertilisation (Côté *et al.*, 2010 ; Messier, Bigué et Bernier, 2003).

Au sein de la zone d'aménagement écosystémique, différents traitements sylvicoles ont été réalisés et offrent ainsi une variété d'habitats aux carabes, chacun présentant des ressources différentes. Les carabes ont un bon potentiel pour être des indicateurs de forêts tant en Europe (Koivula, 2011 ; Kotze *et al.*, 2011 ; Rainio et Niemelä, 2003) qu'en Amérique du Nord (Pearce et Venier, 2006 ; Work *et al.*, 2008) et leur masse corporelle peut être utile pour déterminer quels sont les impacts des traitements sylvicoles sur les ressources du milieu. Nous supposons que plus les ressources sont adéquates dans le milieu, plus la masse corporelle sera élevée, et ce, tout en tenant compte de la différence de masse existant entre les mâles et les femelles. Ainsi, nous posons l'hypothèse que la masse corporelle moyenne des individus aura une relation positive avec le niveau de rétention d'arbres des traitements sylvicoles, c'est donc dire que la masse corporelle moyenne des individus la plus élevée sera dans les témoins, suivi des coupes multicohortes, puis des coupes progressives d'ensemencement et finalement, des coupes totales. Les organismes servant de modèles dans cette étude sont *Pterostichus pensylvanicus* Leconte et *Pterostichus coracinus* (Newman). Ce sont des carabes communs et les deux espèces les plus abondantes récoltées, tous traitements confondus incluant les témoins, lors d'un échantillonnage dans les traitements sylvicoles.

2.3. Méthodes

2.3.1. Aire d'étude et design expérimental

Le projet Triade a été instauré dans l'unité d'aménagement forestier (UAF) 042-51 (Figure 2.1) qui est d'une superficie de 860 000 ha situé en Haute Mauricie, au centre de la province de Québec, au Canada. L'aire d'étude se trouve à une trentaine de kilomètres au sud de la ville de La Tuque (47° 26' 16" N, 72° 46' 35" O). Cette région est à cheval sur deux zones écologiques; premièrement, au sud, la forêt décidue tempérée nordique comprenant les essences d'érable à sucre (*Acer saccharum* Marshall), de bouleau jaune (*Betula alleghaniensis* Britton), de bouleau blanc (*Betula papyrifera* Marsh.), d'érable rouge (*Acer*

rubrum Linné), d'épinette rouge (*Picea rubens* Sarg.), de pin blanc (*Pinus strobes* Linné) et de thuya du Canada (*Thuja occidentalis* Linné), alors qu'au nord, on retrouve la forêt boréale mixte composée principalement de sapin baumier (*Abies balsamea* (Linné) Miller) et de bouleau blanc, accompagnés de pin gris (*Pinus banksiana* Lamb.), de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.), de bouleau jaune, d'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss) et de pin blanc.

La perturbation principale dans cette région est le feu dont plusieurs petits (< 150 ha) et certains grands (>10000 ha) (Côté *et al.*, 2010 ; Fall *et al.*, 2004). Le cycle de feu de la région est d'environ 127 ans (Bergeron *et al.*, 2001). Les perturbations naturelles secondaires sont les épidémies d'insectes, principalement celles de la tordeuse des bourgeons d'épinettes (*Choristoneura fumiferana*) et les chablis (Côté *et al.*, 2010 ; Fall *et al.*, 2004). Les nombreux feux de petite taille, les épidémies d'insectes et les chablis ont pour effet d'établir une structure irrégulière dans le couvert forestier en termes de composition et d'âge (Bergeron et Harvey, 1997 ; Bergeron *et al.*, 1999 ; Gauthier *et al.*, 2008).

Nous avons évalué quatre traitements dont certains ont un niveau de rétention élevé comme la coupe progressive d'ensemencement (CPE; 50 % de rétention) et la coupe multicohorte (MULTICO; 60-70 % de rétention) qui ont été comparés à une coupe totale à rétention de 5 % par bouquets (CT; 0-5 % de rétention) et une forêt non coupée issue de perturbations naturelles anciennes (témoin; 100 % de rétention) (Figure 2.2 et Figure 2.3). Les quatre traitements à l'étude ont été répétés cinq fois, donnant un total de 20 sites d'une grande moyenne de 0.04 ha ayant une distance minimale entre eux de 0,3 km et instauré dans des peuplements allant environ de 2.98 ha à 33.28 ha (Figure 2.1). La méthode opérationnelle de la CPE prévoit une bande de cinq mètres de large avec aucune rétention (0 %) et servant sentier de débardage. De chaque côté de cette bande, dans une zone de sept mètres correspondant à la portée du bras mécanique de l'abatteuse, on procède à la rétention de deux des plus petits arbres sur trois pour que le volume récolté corresponde à 50 %. Au-delà de chacune des bandes de sept mètres, il y a une autre bande de cinq mètres qui est non récoltée (100 %) (Figure 2.2). Lors de la 2^e phase de coupe, 10-15 ans plus tard, il y aura un décalage du design de coupe de façon à ce que la zone laissée intacte (100 %) lors de la 1^{ère} phase, devienne le sentier de débardage (0 %). L'objectif principal de la CPE est d'établir la

régénération résineuse. La MULTICO a, elle aussi, une bande de cinq mètres à rétention de 0 % et des bandes de sept mètres à rétention de 50%, mais la zone intacte (100 %) est plutôt d'une largeur de 19 m et deviendra en 2^e phase, 20 ans plus tard, les trois zones récoltées (Figure 2.2). Les objectifs principaux de la MULTICO sont d'établir une structure irrégulière et de se rapprocher le plus possible de la structure d'une vieille forêt (Meek, 2007).

2.3.2. Mesure de la surface terrière

Nous avons mesuré la surface terrière des arbres dont au moins la moitié de la souche se trouvait dans la placette et avait un DHP (diamètre hauteur poitrine; à 1,30 m de hauteur) de neuf centimètres et plus dans des placettes circulaires de 11,28 m de rayon (400 m²) placées au deuxième piège de la bande de 50 % de rétention (Figure 2.2) et dans le transect du milieu pour les traitements sans bande de rétention (DIF-MRNF 2006).

2.3.3. Échantillonnage des spécimens

P. pennsylvanicus hiverne sous le stade adulte et s'accouple d'avril à juin. Les femelles sont donc gravides de la mi-avril à la mi-juin. Les adultes de la phase ténérale émergent principalement en août pour entrer en diapause pour l'hiver, du mois de novembre jusqu'au mois de février. *P. coracinus* hiverne sous le stade adulte et s'accouplent presque tout le long de leur période d'activité soit de janvier/mars à décembre. Les femelles sont gravides principalement de mai à octobre. Les adultes de la phase ténérale émergent principalement du début de juin jusqu'au milieu d'août (Larochelle et Larivière, 2003). Nous avons capturé les carabes entre le début de mai et la mi-juin. Par ailleurs, puisque le but de cette étude est de comparer des traitements et que nous avons récolté les échantillons en même temps dans les quatre traitements, le moment de la récolte importe peu pour la comparaison entre traitements.

Entre un à trois ans après les interventions sylvicoles, nous avons échantillonné les carabes avec des pièges-fosses espacés d'environ 15 m, placés en trois transects dans chacune des bandes de rétention (100%, 50%, 0%; Figure 2.2). L'échantillon analysé dans le cadre de cette étude est composé de la récolte de 180 pièges-fosses (cinq réplicats x quatre traitements x trois bandes de rétention x trois pièges) vidés aux trois semaines entre le 1^{er} mai et le 27 mai (collection 1) pour les *P. pennsylvanicus* et le 1^{er} mai et le 17 juin 2010 (collection 1 et 2)

pour les *P. coracinus*, une période chevauchant les phases d'accouplement et le moment où les femelles sont gravides pour les deux espèces. Les pièges-fosses sont composés de verres de plastique d'un diamètre d'environ 10 cm, placés de façon à obtenir l'ouverture du verre au niveau du sol, et d'un couvercle de plastique élevé à environ 2,5-5 cm au-dessus du piège avec de la broche pour le protéger de pluies éventuelles (Greenslade, 1964). Les pièges contenaient approximativement 200 ml de propylène glycol (antigel) servant à tuer les spécimens tout en les conservant. Nous avons changé le propylène glycol au besoin lors des visites aux pièges. Nous avons trié les récoltes des pièges-fosses et avons conservé dans de l'éthanol 70 % les spécimens de la famille des carabes, nous les avons identifiés, puis nous avons mis de côté les individus des espèces *P. pensylvanicus* de la première récolte et *P. coracinus* des deux premières récoltes.

2.3.4. Obtention des masses corporelles

Nous avons déterminé le sexe des carabes en observant les protarses des individus qui sont plus larges chez les mâles et qui possèdent des pulvilli proéminents pour monter sur la femelle lors de la copulation. Nous avons fait sécher les carabes à une température constante dans un four à 60°C durant une semaine avant de procéder à leur pesée individuellement avec une balance dont la précision était de 0,001 g.

2.3.5. Analyse statistique

Afin de pouvoir établir un lien entre la masse moyenne et l'abondance, nous avons comptabilisé l'abondance pour la période d'intérêt selon l'espèce étudiée. Nous avons transformé l'abondance en taux de capture journalier afin de standardiser l'effort de capture et nous avons regroupé les taux de capture de tous les pièges dans chacun des sites. Nous avons ainsi obtenu une valeur d'abondance exprimée en taux de capture (individus/jour) pour chacun des 20 sites à l'étude de la collection 1 pour *P. pensylvanicus* et les collections 1 et 2 pour *P. coracinus*. Nous avons comparé les traitements à l'étude entre eux avec des tests de Mann-Whitney-Wilcoxon (MWW) (Mann et Whitney, 1947 ; Wilcoxon, 1945) afin de déterminer s'ils étaient significativement différents entre eux. Nous avons utilisé ce type de test, car il s'agit de tests non paramétriques.

Nous avons réalisé une analyse de variance (ANOVA) pour déterminer s'il y avait des différences de masses moyennes des individus significatives attribuables aux traitements, aux sexes des individus et à la surface terrière. Cette analyse provient de l'ensemble « stats » version 2.12.2 réalisée à l'aide du logiciel R version 2.12.2 (R Development Core Team, 2011), logiciel qui a d'ailleurs été utilisé pour toutes les analyses. Par la suite, nous avons modélisé la masse moyenne des individus en utilisant un modèle linéaire à effets mixtes (Laird et Ware, 1982 ; Pinheiro et Bates, 2000), qui combine à la fois des effets aléatoires et des effets fixes, en incluant les variables de l'ANOVA qui s'étaient avérées significatives afin de déterminer comment variait la masse. Nous avons utilisé ce type d'analyse puisque nos données proviennent d'un design expérimental niché; plusieurs individus viennent d'un même piège qui est dans un transect, qui lui est dans un site. L'effet fixe était les variables de l'ANOVA qui s'étaient avérées significatives et l'effet aléatoire était les réplicats, les transects et les pièges pour pallier au design niché. Cette analyse provient de l'ensemble « nlme » version 3.1-98. Nous avons interprété les valeurs obtenues comme la masse moyenne.

2.4. Résultats

La période récoltée correspond à un effort de 8640 jours-capture. Nous avons pesé 515 *P. pensylvanicus* dont 250 femelles et 265 mâles, et 349 *P. coracinus* dont 135 femelles et 214 mâles. Pour *P. pensylvanicus*, nous avons pu déterminer que l'abondance était significativement plus grande en traitement non coupé (témoin), qu'en traitement CT (MWW, $W=0_{0.05(2)5,5}$, $p<0.008$) (Figure 2.4a), qu'en traitement MULTICO (MWW, $W=0_{0.05(2)5,5}$, $p<0.008$) et presque significativement plus grande que dans le traitement CPE (MWW, $W=3_{0.05(2)5,5}$, $p<0.056$). Pour *P. coracinus*, nous avons pu déterminer que l'abondance était significativement plus grande en témoin, qu'en coupe totale (MWW, $W=13_{0.05(2)10,10}$, $p<0.006$) (Figure 2.4b) et qu'elle était aussi significativement plus grande en MULTICO, qu'en CT (MWW, $W=17_{0.05(2)10,10}$, $p<0.014$).

Premièrement, la masse des carabes varie significativement uniquement en fonction du traitement. La surface terrière et le sexe n'ont pas d'effets (Tableau 2.1). Par la suite, nous avons pu déterminer que pour *P. pensylvanicus*, la masse corporelle moyenne des individus ne variait pas en fonction du traitement (Figure 2.5a; Tableau 2.2). Cependant, Pour *P.*

coracinus, la masse moyenne des individus était significativement plus élevée dans le traitement de coupes totales (CT) que dans le traitement témoin (témoin; Figure 2.5b; Tableau 2.2). Les *P. coracinus* dans les coupes totales ont en moyenne une masse plus élevée de 3,091 g, ce qui correspond à 7,8 % de leur masse moyenne ($39.463 \text{ g} \pm 0.827 \text{ g}$).

2.5. Discussion

Contrairement à l'hypothèse posée, la masse moyenne des individus ne montrait pas de relation positive avec le niveau de rétention des traitements sylvicoles. On pourrait donc avancer que ce n'est pas le changement dans la disponibilité des ressources qui est responsable du changement de composition des carabes suite aux coupes forestières, mais bien le changement dans les conditions environnementales encourues par ces coupes. Ces conclusions vont donc de pair avec le concept de filtre brut.

Étant donné que la méthode utilisant la masse corporelle pour estimer les ressources alimentaires est relativement novatrice, plusieurs de ces interprétations constituent des pistes d'explications des résultats obtenus et sont formulées sous toutes réserves. Le fait de ne pas avoir observé d'effets significatifs des différents traitements sylvicoles sur la masse moyenne des individus de carabes, dans notre cas, *P. pensylvanicus*, est similaire à une autre étude (Greenberg et McGrane, 1996). La masse corporelle moyenne des individus n'étant pas différente selon le traitement suggère que ceux-ci consomment la même quantité de ressources peu importe le traitement sylvicole. Puisque la coupe forestière a engendré une diminution de l'abondance des individus, surtout en coupe totale, et que la coupe en elle-même provoque la réduction de la capacité de charge du milieu, on pourrait supposer que la capacité de charge du milieu a diminué dans la même mesure que la quantité d'individus. On pourrait donc considérer que la portion de ressources consommées par les individus présents dans les traitements de coupe serait relativement la même (Figure 2.6) (Krebs, 2001). Cela pourrait expliquer pourquoi la masse corporelle moyenne est demeurée la même dans les traitements de coupe et en témoin.

En ce qui a trait à *P. coracinus*, la masse corporelle était en moyenne plus élevée en coupe totale. Puisque la coupe a provoqué une diminution d'abondance, on peut s'attendre à ce que la densité d'individus en coupe totale soit plus faible. Cette réduction de densité

diminue la pression de compétition sur les ressources alimentaires. Ainsi les individus restants sont favorisés et consomment plus de ressources. Ceci est cohérent avec ce qu'avait relevé Lenski (1982a). Dans son étude, il s'est intéressé au succès de prédation de deux espèces de carabes dans une forêt coupée totalement et une forêt non coupée. L'espèce reconnue comme dominante dans la forêt non coupée subissait une réduction de densité en coupe totale ainsi qu'une augmentation de sa masse moyenne. Il attribue d'ailleurs cette augmentation de masse à un meilleur succès de prédation causé par la réduction de densité. En addition, Currie, Spence et Niemelä (1996) ont observé, dans une étude en laboratoire, de la prédation intragilde et de la compétition interspécifique pour les ressources alimentaires par deux espèces communes en Amérique du Nord. Ces interactions ont d'ailleurs eu des incidences sur leur survie et leur potentiel reproducteur. Cependant, Loreau (1990) a obtenu des résultats contraires aux nôtres, à ceux de Currie, Spence et Niemelä (1996) et à ceux de Lenski (1982a). Dans étude sur le terrain, celui-ci n'a relevé qu'une faible régulation compétitive intraspécifique pour une espèce dominante, et ce, dans une hêtraie en Belgique. Il n'a pas non plus relevé de preuves de compétition intra ou interspécifique chez deux espèces co-dominantes exploitant des niches similaires à l'espèce dominante. Cela nous indique que, pour l'heure, il n'existe pas de consensus dans la communauté scientifique à savoir si la compétition est un élément important dans régulation des populations de carabes. Notre étude va dans le sens affirmant qu'il y a bel et bien de la compétition entre les carabes et que cela peut avoir un rôle prépondérant dans la régulation de leur population.

La différence de masse de 7,8 % entre la coupe totale et le témoin se situe entre les pourcentages moyens des différences de masse des individus entre une coupe totale et une forêt non coupée dans l'étude Lenski (1982a), soit 5 et 15 %. Néanmoins, même si on obtient une masse moyenne plus élevée de 7,8 % en coupe totale, il faut prendre en considération la très faible abondance de cette espèce dans ce traitement comparée à ce qu'on retrouve dans une forêt n'ayant subi aucun traitement sylvicole. Selon certains auteurs (Currie, Spence et Niemelä, 1996 ; Murdoch, 1966), on pourrait prévoir une meilleure reproduction avec une masse plus élevée. Toutefois, même si la reproduction est meilleure, il est peu probable que cela compensera pour la très grande diminution d'individus survenue dans la coupe totale. De plus, ce pourcentage, 7,8 %, est relativement faible; Currie, Spence et Niemelä (1996) ont

observé une diminution de 25,9% de la masse corporelle chez des carabes en présence d'un potentiel compétiteur, diminution qu'ils ont attribuée à une réabsorption des œufs.

D'autres hypothèses pourraient être émises afin d'interpréter ces résultats. Les collemboles sont réputés pour augmenter en abondance temporairement, suite à des coupes forestières (Moore *et al.*, 2002 ; Siira-Pietikäinen, Haimi et Siitonen, 2003). On peut donc supposer que les collemboles sont plus abondants en coupe totale qu'en témoin. *P. coracinus* est un carabe ayant une diète dite généraliste (Larochelle et Larivière, 2003) et peut donc consommer les collemboles. Ainsi, les collemboles présents en plus grande quantité en coupe totale peuvent constituer de nouvelles proies potentielles pour les prédateurs généralistes que sont les *P. coracinus*. De plus, *P. coracinus* est associé au bois mort dans les coupes totales (O'Connor, 2009) et peu de temps après une coupe totale, il se produit une augmentation de débris ligneux grossier (Lee et Crites, 1999). Bien que le bois mort n'ait pas joué de rôle dans la composition de la communauté de carabes en entier (Chapitre 1), on peut supposer que celui-ci peut en jouer un pour des espèces pour qui le bois mort est important (Jacobs, Spence et Langor, 2007b). Leur masse serait donc plus élevée en coupe totale étant donné que cette ressource y est plus abondante à court terme. Également, on a déjà observé la prédation de *Pterostichus melanarius* (Illiger), espèce similaire à *P. coracinus* morphologiquement, anatomiquement et dans certains aspects de ses relations écologiques (Barlow, 1970), sur ses congénères tels que *P. adstrictus* (Currie, Spence et Niemelä, 1996), une espèce étroitement liée à *P. pensylvanicus* (Barlow, Adisoemarto et Graham, 1969). On peut ainsi supposer que *P. coracinus* a peut-être agi comme prédateur sur *P. pensylvanicus* qui elle a subi une baisse d'abondance dans les coupes totales.

2.6. Conclusion

En somme, les carabes n'avaient pas une masse plus élevée dans les forêts non coupées. Il n'y a donc pas de relation positive entre la masse et le niveau de rétention des traitements sylvicoles. Ce n'est pas le changement dans la disponibilité des ressources qui est responsable du changement de composition des carabes suite aux coupes forestières, mais bien le changement dans les conditions environnementales encourues par ces coupes. Ceci est donc un argument en faveur de la théorie du filtre brut.

Bien que la masse plus élevée en coupe totale pour *P. coracinus* puisse être considérée comme significative et qu'il existe des justifications pour l'expliquer, nous ne pensons pas que le traitement de coupe totale soit un meilleur habitat pour les carabes pour autant. La proportion de la masse plus élevée en coupe totale est faible comparativement à d'autres études et doit ainsi être interprétée avec précaution. Cela nous indique que d'autres facteurs, outre le traitement sylvicole, sont responsables de la détermination de la masse corporelle des individus. D'autres études seront nécessaires pour tester cette hypothèse.

On peut aussi avancer que *P. pensylvanicus* et *P. coracinus* sont deux espèces ayant une biologie différente puisque leurs réponses aux traitements sylvicoles en ce qui a trait à la masse corporelle sont différentes. Bien que ces deux espèces soient réputées comme étant des espèces associées aux forêts fermées dans la littérature, on peut supposer que leurs besoins en ressources sont différents puisque les individus de *P. coracinus* restant en coupe totale étaient plus pesants alors que ce n'était pas le cas pour *P. pensylvanicus*. Dans la littérature, on peut lire que la diète de ces deux espèces est très similaire puisqu'on répertorie que les deux se nourrissent principalement de larves de lépidoptères, mais on peut penser que leur diète est différente à la lumière de nos résultats. De plus, puisque les femelles ne sont pas gravides en même temps, cela peut influencer la masse de celles-ci temporellement. D'autres études seront nécessaires afin de décrire l'impact des coupes forestières sur la biologie de ces espèces.

Tableau 2.1. Résultats de l'ANOVA de la masse des adultes de *Pterostichus pennsylvanicus* et *Pterostichus coracinus* dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes)

Variable	SS	Df	Valeur de F	Valeur de p
<i>P. pennsylvanicus</i>				
Traitements	196.400	3	5.033	0.002
Sexe	0.00	1	0.003	0.955
Surface terrière	2.600	1	0.203	0.623
Résidus	6621.400	509		
<i>P. coracinus</i>				
Traitements	375.2	3	3.324	0.020
Sexe	44.600	1	0.774	0.380
Surface terrière	1.500	1	0.027	0.871
Résidus	19784.300	343		

Tableau 2.2. Résultats de l'analyse avec le modèle linéaire à effets mixtes de la masse des adultes de *Pterostichus pensylvanicus* et *Pterostichus coracinus* dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes).

Traitements comparés	Valeur	Erreur type	Degré de liberté	Valeur de t	Valeur de p	Résidus de l'effet aléatoire	AIC
<i>P. pensylvanicus</i>						52.612	2399.736
Intercept	19,622	0,406	470	48,358	0,000		
témoin vs CT	0,091	0,616	470	0,147	0,883		
témoin vs CPE	0,654	0,478	470	1,367	0,172		
témoin vs MULTICO	0,604	0,416	470	1,451	0,147		
CT vs CPE [†]	-----	-----	-----	0,807	0,420		
CT vs MULTICO [†]	-----	-----	-----	0,790	0,430		
MULTICO vs CPE [†]	-----	-----	-----	0,105	0,917		
<i>P. coracinus</i>						11.576	2769.089
Intercept	39,463	0,827	300	47,736	0,000		
témoin vs CT	3,091	1,507	300	0,064	0,041		
témoin vs CPE	2,010	1,177	300	2,050	0,089		
témoin vs MULTICO	0,065	1,030	300	1,708	0,949		
CT vs CPE [†]	-----	-----	-----	-0,632	0,528		
CT vs MULTICO [†]	-----	-----	-----	-0,854	0,065		
MULTICO vs CPE [†]	-----	-----	-----	1,457	0,146		

[†]Les valeurs de t et de p ont été déterminées en changeant le traitement de référence.

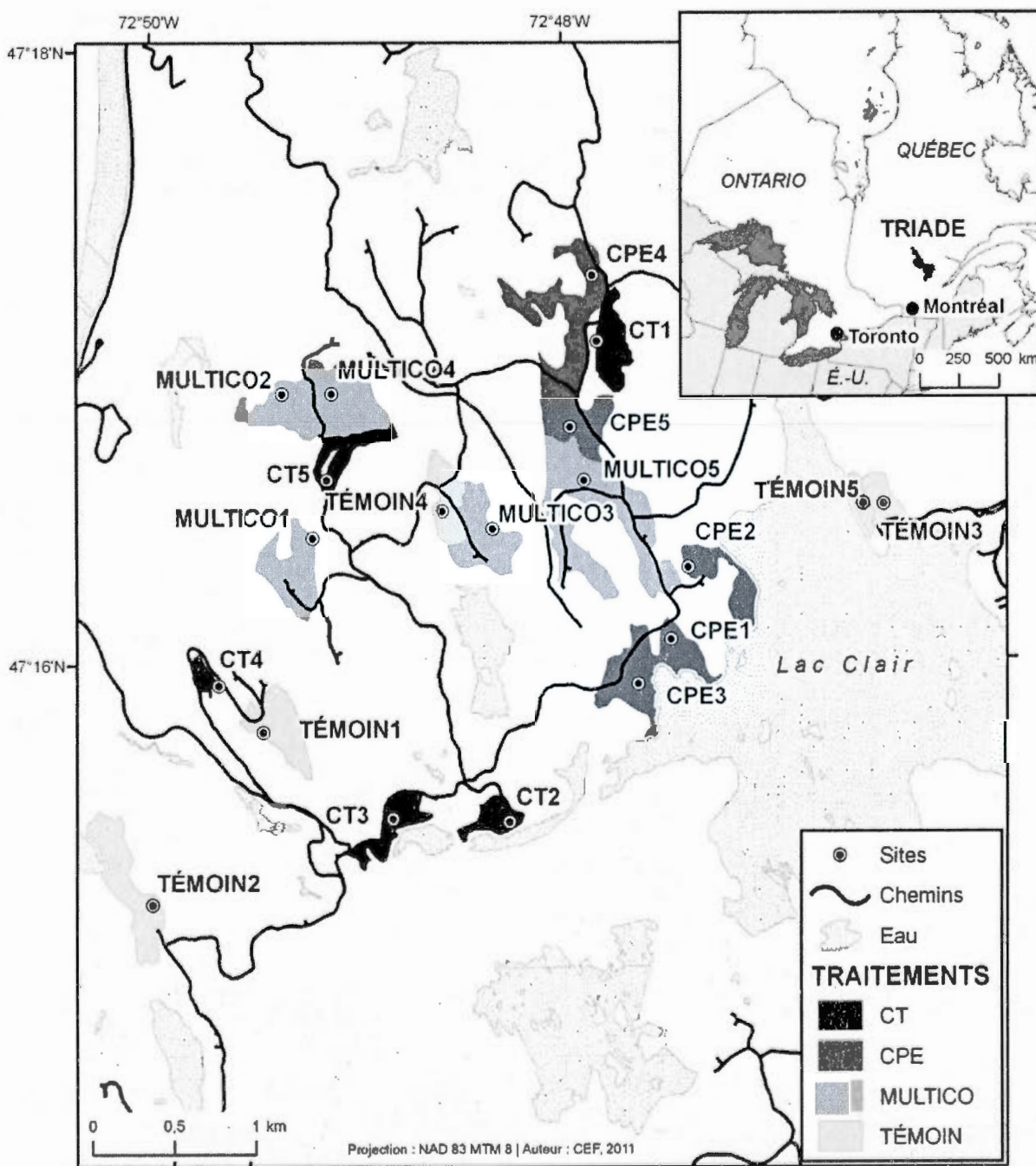


Figure 2.1. Localisation du projet Triade et aire d'étude. Coupes totales (CT), des coupes progressives d'ensemencement (CPE), des coupes multicohortes (MULTICO) et des témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes). Carte : Projection NAD 83 Lambert Québec Conforme, Auteur : Céf 2011.

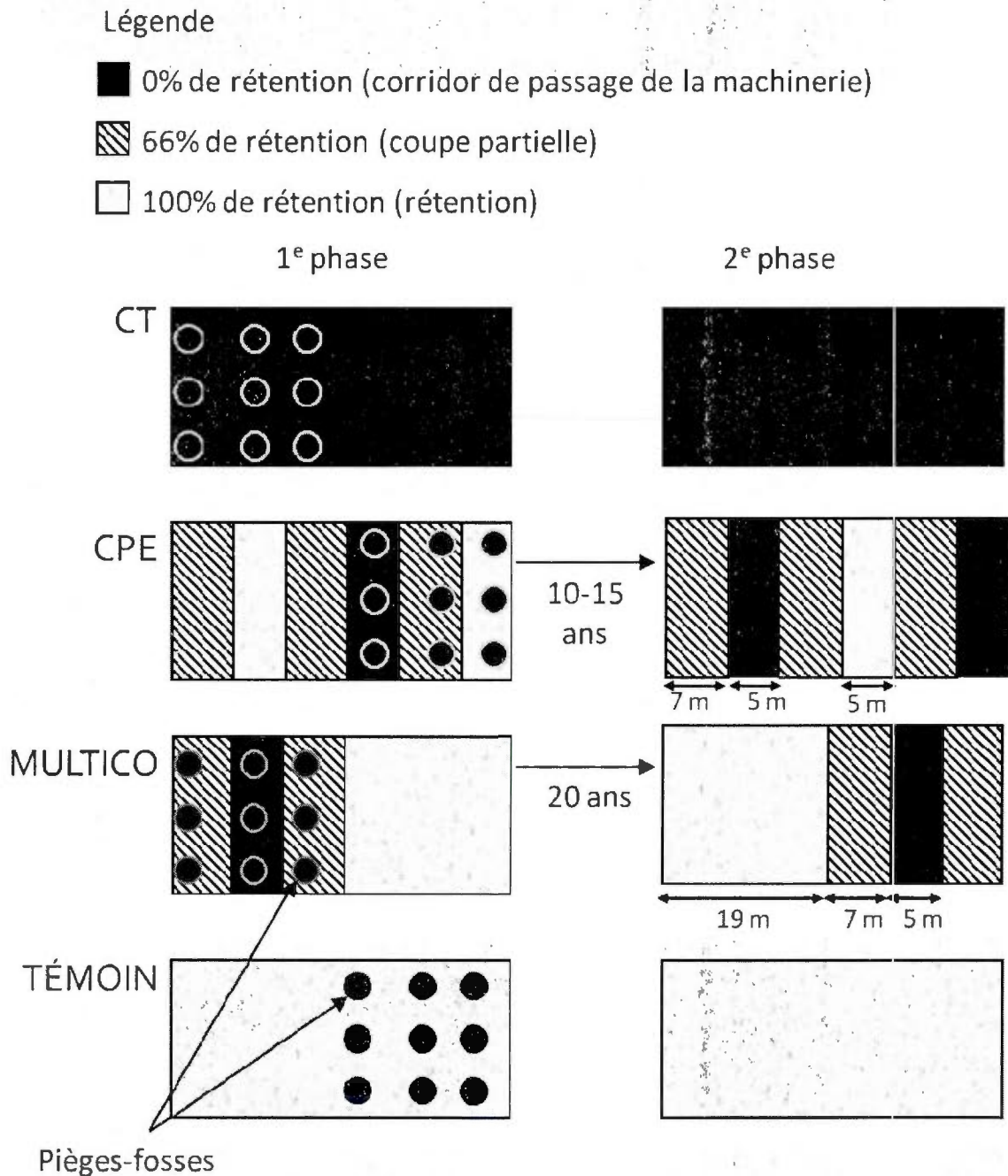


Figure 2.2. Design expérimental et schéma des coupes totales (CT), des coupes progressives d'ensemencement (CPE), des coupes multicohortes (MULTICO) et des témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes) en ce qui a trait au pourcentage de rétention et de profil de coupe dans le temps.

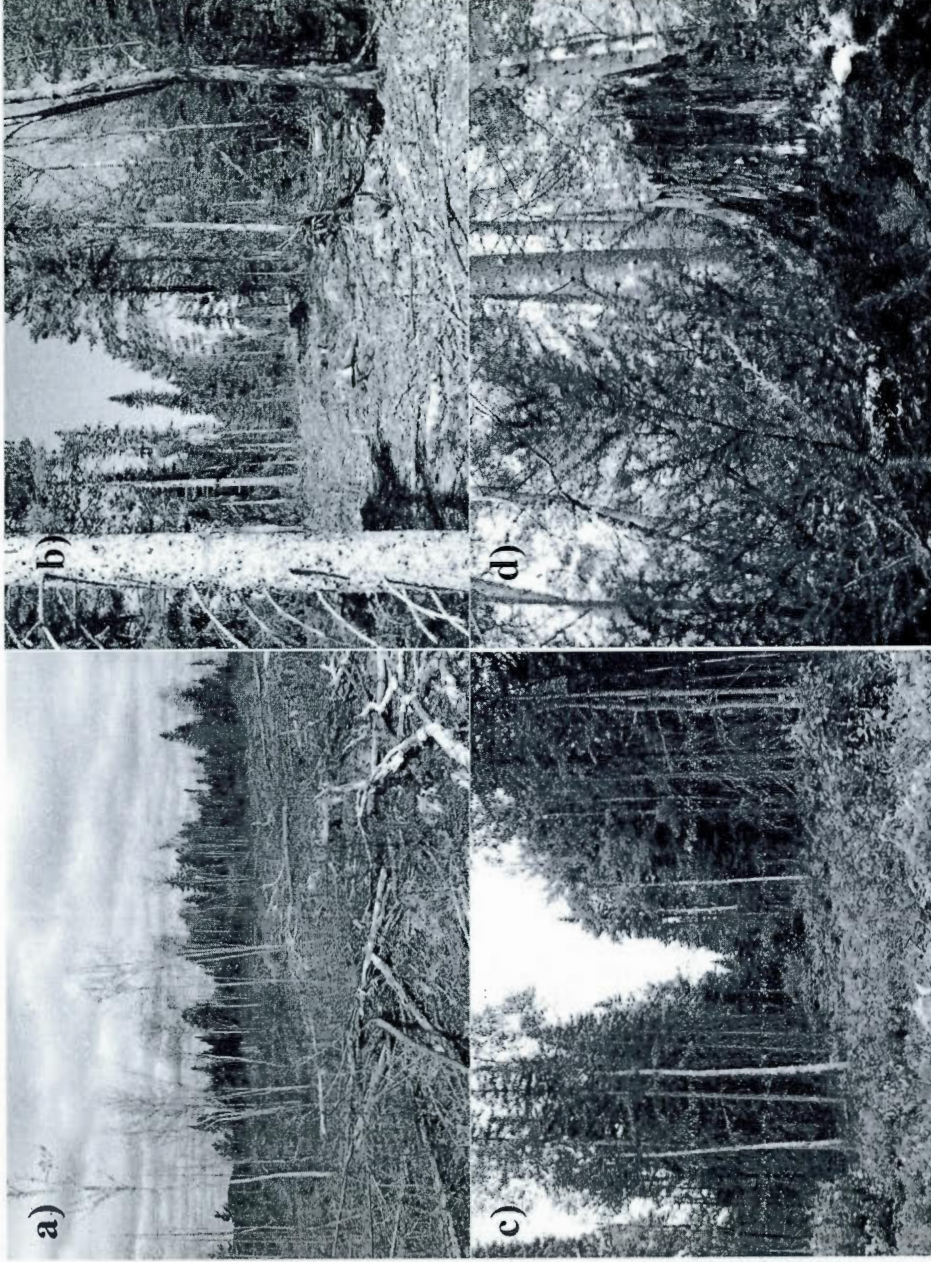


Figure 2.3. Images des a) coupes totales (CT), b) des coupes progressives d'ensemencement (CPE), c) des coupes multicohortes (MULTICO) et d) des témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes).

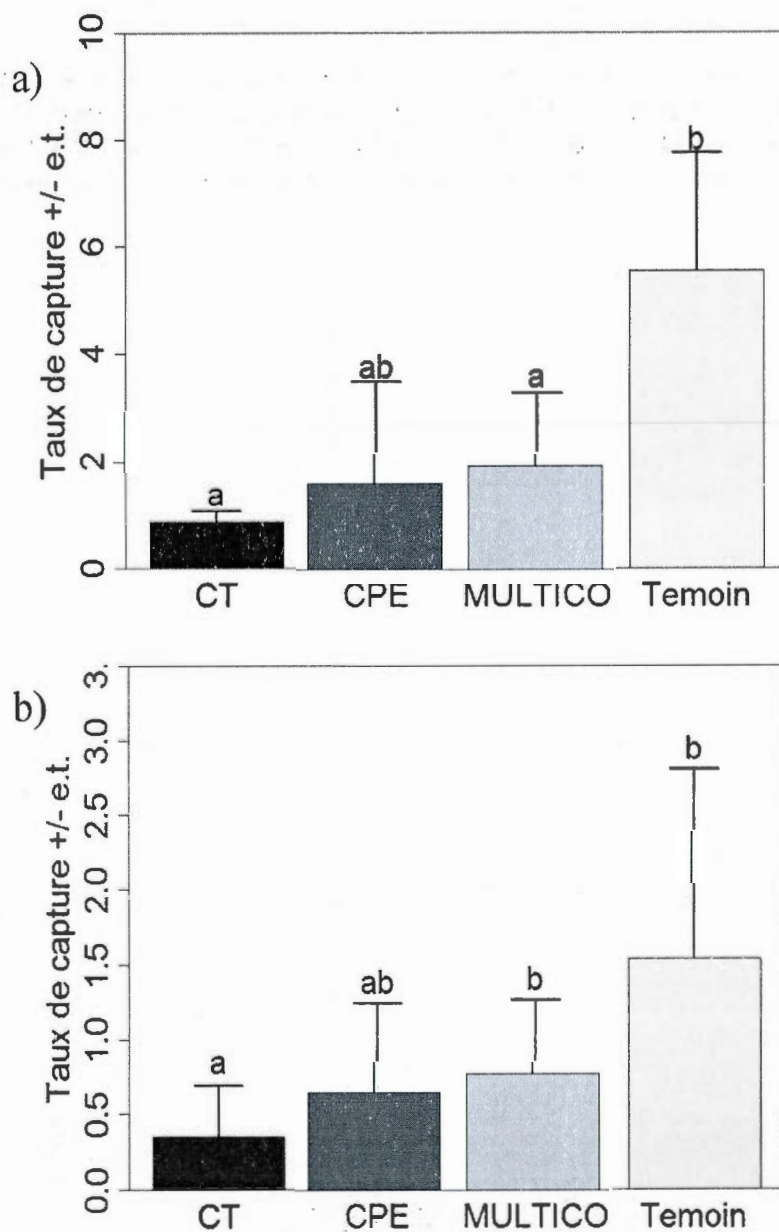


Figure 2.4. Taux de capture agrégé journalier dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes) de a) *Pterostichus pensylvanicus* (collection 1) et de b) *P. coracinus* (collection 1 et 2). Les barres d'erreur correspondent à l'écart type. La différence entre les traitements a été obtenue avec un test de Mann-Whitney-Wilcoxon.

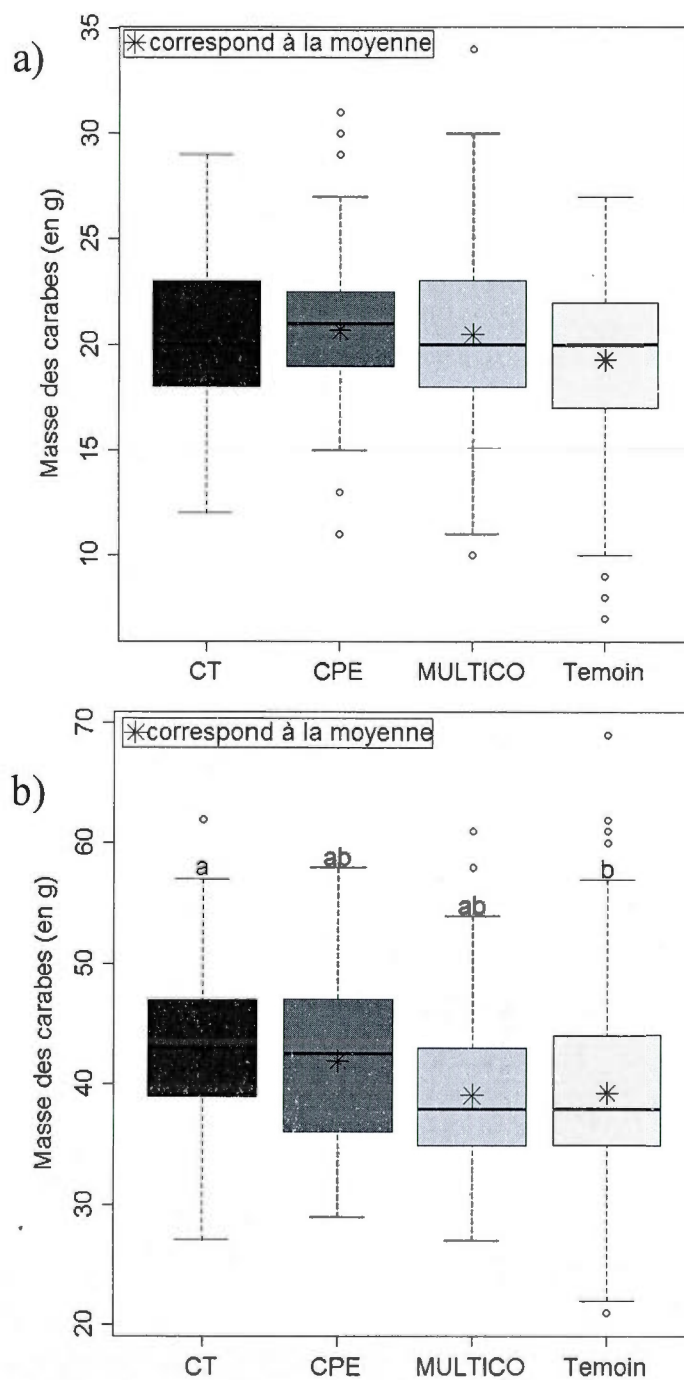


Figure 2.5. Masse moyenne de a) *Pterostichus pensylvanicus* et b) *Pterostichus coracinus* en fonction dans les coupes totales (CT), les coupes progressives d'ensemencement (CPE), les coupes multicohortes (MULTICO) et les témoins (forêts non coupées issues de perturbations naturelles anciennes). Les barres d'erreur correspondent à l'écart type.

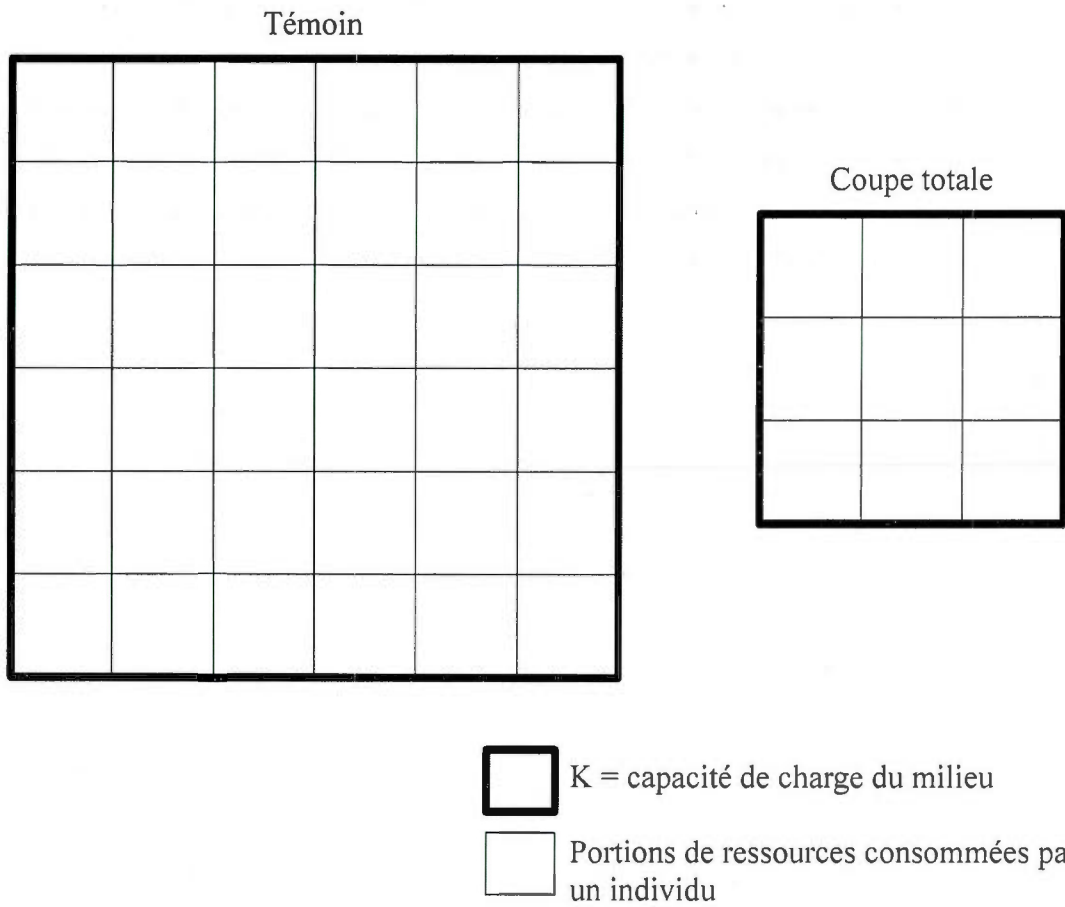


Figure 2.6. Illustration expliquant que la coupe forestière provoque une réduction de la capacité de charge du milieu et de la quantité d'individus faisant que les individus restants consomment la même quantité de ressources.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Cette étude était une opportunité unique de mesurer l'effet de diverses coupes forestières sur la biodiversité en utilisant les carabes comme espèces modèles, et ce, dans le cadre du projet d'aménagement écosystémique Triade. Plus précisément, le but de cette étude était de vérifier si les coupes partielles pouvaient maintenir les communautés de carabes, et donc, de déterminer si la composition de ceux-ci en coupes partielles était plus similaire aux témoins ou aux coupes totales et si l'habitat créé avec les coupes partielles est favorable pour les carabes en utilisant la masse corporelle comme indice. Puisque la coupe multicohorte a un niveau de rétention plus élevé (60-70 %) que la coupe progressive d'ensemencement, nous nous attendions à ce qu'à la fois les assemblages et les masses moyennes des individus soient plus similaires au témoin dans la coupe multicohorte que dans la coupe progressive d'ensemencement. Cette étude a permis de montrer qu'il en a par ailleurs été autrement, du moins à court terme.

Les assemblages de carabes ont effectivement été affectés ponctuellement par les traitements sylvicoles, surtout en ce qui a trait à l'abondance et aux patrons de distribution des abondances des espèces dominantes bien que ces effets étaient beaucoup plus prononcés dans les coupes totales. L'abondance des carabes a été réduite significativement par les opérations forestières. Cependant, la richesse spécifique dans les coupes partielles était similaire à celle des témoins contrairement à celle dans les coupes totales qui était plus élevée puisqu'on y a retrouvé des espèces associées aux milieux ouverts, espèces absentes pour la plupart dans les coupes partielles et dans les témoins. La distribution des abondances des espèces dominantes par rapport à leurs congénères a semblé être homogénéisée dans les traitements de coupe, mais dans une moindre mesure dans les coupes partielles. De plus, dans les traitements de coupes partielles, cette homogénéisation paraît s'estomper avec le temps puisque les d'abondances des espèces dominantes semblent retrouver la même structure que celle des forêts non coupées la deuxième année de récolte de données, phénomène qui n'a pas été observé dans le traitement de coupes totales. On pourrait donc avancer qu'il se produit non seulement une homogénéisation en réponse au traitement sylvicole, mais aussi de façon

temporelle dans les coupes totales. Parce que les patrons de distribution des abondances semblaient se reformer la deuxième année de prise de données dans les coupes partielles et parce que la richesse spécifique y est similaire au témoin, on peut espérer un rétablissement des espèces pourvu que leur abondance ne franchisse pas un seuil trop bas qui mènerait à l'extinction locale. Cependant, il est à noter que ces conclusions sont basées uniquement sur deux années de données. C'est pourquoi un suivi à moyen et long terme permettrait d'étudier l'effet de variation interannuelle sur le rétablissement de ces espèces.

On pourrait aussi conclure que les effets induits par la coupe progressive d'ensemencement et la coupe multicohorte sont les mêmes. Et puisque la coupe progressive d'ensemencement (rétention de 50 %) permet de récolter plus de bois que la coupe multicohorte (rétention de 60-70 %), celle-ci serait à favoriser dans une perspective économique d'aménagement forestier. Cependant, les objectifs sylvicoles de la coupe multicohorte étaient d'établir une structure irrégulière et de se rapprocher le plus possible de la structure d'une vieille forêt sachant que cette région est dynamisée par des perturbations naturelles telles les feux, les épidémies d'insectes et les chablis. Alors que pour la coupe progressive d'ensemencement, les objectifs étaient d'établir la régénération résineuse en prélevant les arbres en 2 phases relativement rapprochées dans le temps. On constate donc que les objectifs de la coupe multicohorte sont plutôt axés sur les attributs de la forêt résiduelle afin d'obtenir une vieille forêt pour les bénéfices écologiques qu'il est possible d'en tirer. Par ailleurs, les objectifs de la coupe progressive d'ensemencement sont plutôt axés sur les rendements ligneux présents et futurs. Cela indique qu'ultimement, les objectifs de la coupe multicohorte sont de conserver la biodiversité et que ceux de la coupe progressive d'ensemencement sont de maximiser la production. De plus, la 2^e phase de la coupe progressive d'ensemencement, qui viendra couper les arbres laissés sur pieds lors de la première intervention aura lieu dans dix à 15 ans. Au terme de cette deuxième intervention, tous les arbres auront été coupés sur une courte révolution ne laissant que très peu d'éléments structuraux nécessaires à la conservation des communautés de carabes. Bien que les deux coupes partielles étudiées aient des effets similaires sur les communautés de carabes à court terme, la coupe multicohorte est à favoriser à long terme, car elle maintient un niveau de rétention élevé sur une plus longue période. Ainsi, les coupes partielles préservant un haut

pourcentage de rétention à long terme, comme la coupe multicohorte, sont à favoriser par rapport aux coupes totales et par rapport aux coupes partielles de courte révolution.

Le traitement sylvicole n'avait pas d'effets significatifs sur la masse corporelle moyenne de *P. pensylvanicus*. Bien que la masse ait été significativement plus élevée en coupe totale qu'en témoin pour *P. coracinus*, cette différence est relativement faible et a peu de chances de compenser pour la perte d'individus survenue dans ce traitement. À la lumière de nos résultats, on peut rejeter l'hypothèse selon laquelle la masse moyenne des individus a une relation positive avec le niveau de rétention des traitements sylvicoles. Cependant, nos conclusions ne constituent qu'un début dans l'explication des impacts des coupes forestières sur la masse des carabes et donc, des études plus approfondies sont requises pour déterminer avec plus certitude quels en sont les impacts.

En conclusion, nous dirions que les coupes partielles, surtout la coupe multicohorte, s'avèrent une bonne alternative aux coupes totales pour la conservation de la biodiversité dans un contexte d'aménagement forestier. Nous recommandons ces types de coupes partielles réalisées dans le cadre du projet Triade en mettant l'accent sur la coupe multicohorte étant donné qu'elles permettent de préserver des éléments structuraux à long terme, que la révolution de la coupe multicohorte est relativement longue, et qu'à l'échelle du paysage des habitats sources sont présents. De surcroît, l'utilisation de la coupe par bande est une bonne méthode pour réaliser des coupes partielles puisqu'elle crée un habitat plus hétérogène pouvant accueillir une communauté plus diverse, mais offrant aussi des îlots de refuges dans les bandes non coupées où les éléments structuraux sont maintenus. Il serait important d'effectuer un suivi dans le temps de l'impact de ces coupes partielles afin de s'assurer du rétablissement des espèces associées aux forêts fermées et du maintien la bonne qualité d'habitat.

RÉFÉRENCES

- Atlegrim, O., K. Sjöberg et J. P. Ball. 1997. «Forestry effects on a boreal ground beetle community in spring: Selective logging and clear-cutting compared». *Entomologica Fennica*, vol. 8, no 1, p. 19-26.
- Attiwill, P. M. 1994. «The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management». *Forest Ecology and Management*, vol. 63, no 2-3, p. 247-300.
- Barlow, C. A. 1970. «Phenology and Distribution of Some Pterostichus (Coleoptera: Carabidae) of Eastern Canada». *Journal of the New York Entomological Society*, vol. 78, no 4, p. 215-236.
- Barlow, C. A., S. Adisoemarto et J. E. Graham. 1969. «A numerical factor for the taxonomic separation of Pterostichus pensylvanicus and P. adstrictus (Coleoptera: Carabidae)». *The Canadian Entomologist*, vol. 101, no 12, p. 1315-1319.
- Barone, M., et T. Frank. 2003. «Habitat age increases reproduction and nutritional condition in a generalist arthropod predator». *Oecologia*, vol. 135, p. 78-83.
- Begon, M., J. L. Harper et C. R. Townsend. 1990. «Interspecific Competition». Chap. 7. in *Ecology, Individuals, Populations and Communities*, 2^e ed. p. 240-278. Don Mills (Ont. Can.): Oxford University.
- Belleau, A., et S. Légaré. 2008. «Projet Tembec : vers la mise en œuvre d'une stratégie d'aménagement forestier s'inspirant de la dynamique des perturbations naturelles pour la région nord de l'Abitibi». Chap. 19. in *Aménagement écosystémique en forêt boréale*. sous la dir. de S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron. p. 507-528. Québec (Qc., Can.): Presses de l'Université du Québec.

- Bergeron, Y., et B. D. Harvey. 1997. «Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: an approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec». *Forest Ecology and Management*, vol. 92, no 1-3, p. 235-242.
- Bergeron, Y., B. D. Harvey, A. Leduc et S. Gauthier. 1999. «Forest management guidelines based on natural disturbance dynamics: Stand- and forest-level considerations». *The Forestry Chronicle*, vol. 75, no 1, p. 49-54.
- Bergeron, Yves, Sylvie Gauthier, Victor Kafka, Patrick Lefort et Daniel Lesieur. 2001. «Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 31, no 3, p. 384-391.
- Blake, S., G. N. Foster, M. D. Eyre et M. L. Luff. 1994. «Effects of habitat type and grassland management practices on the body size distribution of carabid beetles». *Pedobiologia*, vol. 38, no 6, p. 502-512.
- Bommarco, R. 1998a. «Reproduction and energy reserves of a predatory carabid beetle relative to agroecosystem complexity». *Ecological Applications*, vol. 8, no 3, p. 846-853.
- 1998b. «Stage Sensitivity to Food Limitation for a Generalist Arthropod Predator, *Pterostichus cupreus* (Coleoptera: Carabidae)». *Environmental Entomology*, vol. 27, no 4, p. 863-869.
- Brais, S., B. D. Harvey, Y. Bergeron, C. Messier, D. Greene, A. Belleau et D. Paré. 2004. «Testing forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Quebec: Initial response of aspen stands to different levels of harvesting». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, no 2, p. 431-446.
- Brassard, B. W., et H. Y. H. Chen. 2008. «Effects of forest type and disturbance on diversity of coarse woody debris in boreal forest». *Ecosystems*, vol. 11, no 7, p. 1078-1090.

- Braun, S. D., T. H. Jones et J. Perner. 2004. «Shifting average body size during regeneration after pollution – a case study using ground beetle assemblages». *Ecological Entomology*, vol. 29, no 5, p. 543-554.
- Buddle, C. M., D. W. Langor, G. R. Pohl et J. R. Spence. 2006. «Arthropod responses to harvesting and wildfire: Implications for emulation of natural disturbance in forest management». *Biological Conservation*, vol. 128, no 3, p. 346-357.
- Canada, Institut forestier national de Petawawa, Service canadien des forêts. 1982. *Practical aspects of the line intersect method*. C. E. Wagner. Chalk River (Ont., Can.): Approvisionnement et Services Canada. 18 p.
- Canada, ministère de Ressources naturelles (RNCan). 2007. «Le processus de Montréal fait état des critères et indicateurs». En ligne. <http://www.rinya.maff.go.jp/mpci/rep-pub/1999/broch_f.html>. Consulté le 25 février 2009.
- Canada, ministère des Ressources naturelles, Conseil canadiens des ministres des forêts (CCMF), Services canadien des forêts. 2005. *Critères et indicateurs de l'aménagement forestiers durable au Canada - Bilan national 2005*. SD387.S87C7414 2006. Ottawa (Ont., Can.): Approvisionnement et Services Canada. 169 p. En ligne. <http://www.ccmf.org/pdf/C&I_f.pdf>
- Canada, Processus de Montréal, Bureau de liaison, Service Canadien des forêts. 2000. *Le Processus de Montréal : Rapport provisoire de l'an 2000*. Ottawa (Ont, Can.): Approvisionnement et Services Canada. 105 p. En ligne. <http://www.rinya.maff.go.jp/mpci/rep-pub/2000/rep2000_f.html>
- Conseil canadiens des ministres des forêts (CCMF) (2005). Voir Canada, ministère des Ressources naturelles, Conseil canadien des ministres des forêts, Service canadien des forêts. 2005.
- Côté, P. 2007. «Évaluation à long terme de l'impact de différents scénarios de l'approche Triade sur la structure des classes d'âges, les patrons de paysage et la récolte de la matière ligneuse forêt boréale mixte». Mémoire de maîtrise, Montréal (Qc, Can.), Université du Québec à Montréal, 71 p.

- Côté, P., R. Tittler, C. Messier, D. D. Kneeshaw, A. Fall et M. J. Fortin. 2010. «Comparing different forest zoning options for landscape-scale management of the boreal forest: Possible benefits of the TRIAD». *Forest Ecology and Management*, vol. 259, no 3, p. 418-427.
- Coulombe, C., J. Huot, J. Arsenault, É. Bauce, J.-T. Bernard, A. Bouchard, M. A. Liboiron et G. Szaraz. 2004. *Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise*. ISBN 2-550-43626-1. Décembre 2004. Québec (Qc, Can.): Bibliothèque nationale du Québec. 307 p. En ligne. <<http://www.commission-foret.qc.ca/rapportfinal.htm>>. Consulté le 7 janvier 2011.
- Currie, C. R., J. R. Spence et J. Niemelä. 1996. «Competition, Cannibalism and Intraguild Predation among Ground Beetles (Coleoptera: Carabidae): A Laboratory Study». *The Coleopterists Bulletin*, vol. 50, no 2, p. 135-148.
- De'ath, G. 2002. «Multivariate regression trees: A new technique for modeling species-environment relationships». *Ecology*, vol. 83, no 4, p. 1105-1117.
- Duchesne, L. C., R. A. Lautenschlager et F. W. Bell. 1999. «Effects of clear-cutting and plant competition control methods on carabid (Coleoptera: Carabidae) assemblages in Northwestern Ontario». *Environmental Monitoring and Assessment*, vol. 56, no 1, p. 87-96.
- Eisenberg, R. M., L. E. Hurd et J. A. Bartley. 1981. «Ecological Consequences of Food Limitation for Adult Mantids (*Tenodera ardifolia sinensis* Saussure)». *American Midland Naturalist*, vol. 106, no 2, p. 209-218.
- Fall, A., M. J. Fortin, D. D. Kneeshaw, S. H. Yamasaki, C. Messier, L. Bouthillier et C. Smyth. 2004. «Consequences of various landscape-scale ecosystem management strategies and fire cycles on age-class structure and harvest in boreal forests». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, no 2, p. 310-322.

- FSC Canada (Forest Stewardship Council). 2011. «Le Forest Stewardship Council. ». En ligne. <<http://www.fsccanada.org/francais.htm>>. Consulté le 6 avril 2009.
- Gandhi, K. J. K., J. R. Spence, D. W. Langor et L. E. Morgantini. 2001. «Fire residuals as habitat reserves for epigaeic beetles (Coleoptera: Carabidae and Staphylinidae)». *Biological Conservation*, vol. 102, no 2, p. 131-141.
- Gauthier, S., M.-A Vaillancourt, D.D. Kneeshaw, P. Drapeau, L. De Grandpré, Y. Claveau et D. Paré. 2008. «Aménagement forestier écosystémique - Origine et fondement ». Chap. 1. in *Aménagement écosystémiques en forêt boreal* sous la dir. de S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron. p. 11-40. Québec (Qc., Can.): Presses de l'Université du Québec.
- Greenberg, C. H., et A. McGrane. 1996. «A comparison of relative abundance and biomass of ground-dwelling arthropods under different forest management practices». *Forest Ecology and Management*, vol. 89, no 1-3, p. 31-41.
- Greenslade, P. J. M. 1964. «Pitfall Trapping as a Method for Studying Populations of Carabidae (Coleoptera)». *Journal of Animal Ecology*, vol. 33, no 2, p. 301-310.
- Guillemain, M., M. Loreau et T. Daufresne. 1997. «Relationships between the regional distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) and the abundance of their potential prey». *Acta Oecologica*, vol. 18, no 4, p. 465-483.
- Halaj, J., C. B. Halpern et H. Yi. 2008. «Responses of litter-dwelling spiders and carabid beetles to varying levels and patterns of green-tree retention». *Forest Ecology and Management*, vol. 255, no 3-4, p. 887-900.
- Harvey, B. D., A. Leduc, S. Gauthier et Y. Bergeron. 2002. «Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest». *Forest Ecology and Management*, vol. 155, no 1-3, p. 369-385.

- Hengeveld, R. 1980. «Polyphagy, Oligophagy and Food Specialization in Ground Beetles (Coleoptera, Carabidae)». *Netherlands Journal of Zoology*, vol. 30, p. 564-584.
- Holliday, N. J. 1992. «The carabid fauna (Coleoptera: Carabidae) during postfire regeneration of boreal forest: properties and dynamics of species assemblages». *Canadian Journal of Zoology*, vol. 70, no 3, p. 440-452.
- Huber, C., et M. Baumgarten. 2005. «Early effects of forest regeneration with selective and small scale clear-cutting on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in a Norway spruce stand in Southern Bavaria (Höglwald)». *Biodiversity and Conservation*, vol. 14, no 8, p. 1989-2007.
- Hunter, M. L. J. 1993. «Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests». *Biological Conservation*, vol. 65, no 2, p. 115-120.
- , 2005. «A mesofilter conservation strategy to complement fine and coarse filters». *Conservation Biology*, vol. 19, no 4, p. 1025-1029.
- Hunter, M. L. J., L. J. J. George et W. III Thompson. 1988. «Paleoecology and the Coarse-Filter Approach to Maintaining Biological Diversity». *Conservation Biology*, vol. 2, no 4, p. 375-385.
- Jacobs, J. M., C. Bergeron, T. T. Work et J. R. Spence. 2011. «Low intensity surface fire instigates movement by *Calosoma frigidum* (Coleoptera, Carabidae)». in *Proceedings of a symposium honoring the careers of Ross and Joyce Bell and their contributions to scientific work*. (Burlington (VT, É.-U.), 12-15 Juin 2010). sous la dir. de Terry Erwin. p. 641-649. Moscou et Sofia (Russie et Bulgarie): Pensoft Publishers.
- Jacobs, J. M., J. R. Spence et D. W. Langor. 2007a. «Variable retention harvest of white spruce stands and saproxylic beetle assemblages». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 37, no 9, p. 1631-1642.
- , 2007b. «Influence of boreal forest succession and dead wood qualities on saproxylic beetles». *Agricultural and Forest Entomology*, vol. 9, p. 3-16.

- Jennings, D. T., M. W. Houseweart et G. A. Dunn. 1986. «Carabid Beetles (Coleoptera: Carabidae) Associated with Strip Clearcut and Dense Spruce-Fir Forests of Maine». *The Coleopterists Bulletin*, vol. 40, no 3, p. 251-263.
- Jetté, J.-P., M.-A Vaillancourt, A. Leduc et S. Gauthier. 2008. «Les enjeux écologiques de l'aménagement forestier». Chap. Introduction. in *Aménagement écosystémiques en forêt boreal* sous la dir. de S. Gauthier, M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpré, D. D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau et Y. Bergeron. p. 1-10. Québec (Qc., Can.): Presses de l'Université du Québec.
- Juliano, S. A. 1986. «Food Limitation of Reproduction and Survival For Populations of *Brachinus* (Coleoptera: Carabidae)». *Ecology*, vol. 67, no 4, p. 1036-1045.
- Karen, M., J. O'Halloran, J. Breen, P. Giller, J. Pithon et T. Kelly. 2008. «Distribution and composition of carabid beetle (Coleoptera, Carabidae) communities across the plantation forest cycle-Implications for management». *Forest Ecology and Management*, vol. 256, no 4, p. 624-632.
- Klimaszewski, J., D. W. Langer, T. T. Work, G. Pelletier, H. E. J. Hammond et C. Germain. 2005. «The effects of patch harvesting and site preparation on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) in yellow birch dominated forests of southeastern Quebec». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 35, no 11, p. 2616-2628.
- Koivula, M. 2002a. «Alternative harvesting methods and boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae)». *Forest Ecology and Management*, vol. 167, no 1-3, p. 103-121.
- , 2002b. «Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages in thinned uneven-aged and clear-cut spruce stands». *Annales Zoologici Fennici*, vol. 39, no 2, p. 131-149.

- , 2011. «Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions». *ZooKeys*, vol. 100, p. 287-317.
- Koivula, M., J. Kukkonen et J. Niemelä. 2002. «Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient». *Biodiversity and Conservation*, vol. 11, no 7, p. 1269-1288.
- Koivula, M., et J. Niemelä. 2002. «Boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in managed spruce forests - A summary of Finnish case studies». *Silva Fennica*, vol. 36, no 1, p. 423-436.
- Koivula, M., P. Punttila, Y. Haila et J. Niemelä. 1999. «Leaf litter and the small-scale distribution of carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in the boreal forest». *Ecography*, vol. 22, no 4, p. 424-435.
- Koivula, M., et J. R. Spence. 2006. «Effects of post-fire salvage logging on boreal mixed-wood ground beetle assemblages (Coleoptera, Carabidae)». *Forest Ecology and Management*, vol. 236, no 1, p. 102-112.
- Kotze, J. D., P. Brandmayr, A. Casale, E. Dauffy-Richard, W. Dekoninck, M. J. Koivula, G. L. Lövei, D. Mossakowski, J. Noordijk, W. Paarmann, R. Pizzolotto, P. Saska, A. Schwerk, J. Serrano, J. Szyszko, A. Taboada, H. Turin, S. Venn, R. Vermeulen et T. Zetto. 2011. «Forty years of carabid beetle research in Europe - from taxonomy, biology, ecology and population studies to bioindication, habitat assessment and conservation». *ZooKeys*, vol. 100, p. 55-148.
- Krcmar, E., I. Vertinsky et G. C. van Kooten. 2003. «Modeling alternative zoning strategies in forest management». *International Transactions in Operational Research*, vol. 10, no 5, p. 483-498.
- Krebs, C. J. 2001. «Species Interactions: Competition». Chap. 12. in *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*, 5th ed. p. 179-205. Menlo Park (CA, É.-U.): Benjamin Cummings.

- Laird, Nan M., et James H. Ware. 1982. «Random-Effects Models for Longitudinal Data». *Biometrics*, vol. 38, no 4, p. 963-974.
- Landres, P. B., J. Verner et J.W. Thomas. 1988. «Ecological uses of vertebrate indicator species: a critique». *Conservation Biology*, vol. 2, p. 316-328.
- Langor, D. W., et J. R. Spence. 2006. «Arthropods as ecological indicators of sustainability of Canadian Forest». *The Forestry Chronicle*, vol. 82, no 3, p. 344-350.
- Larochelle, A., et M.-C. Larivière. 2003. *A Natural History of the Ground-Beetles (Coleoptera: Carabidae) of America north of Mexico*. Coll. «Faunistica», no 27. Moscou et Sofia (Russie et Bulgarie): Pensoft Publishers, 583 p.
- Lassau, S. A., D. F. Hochuli, G. Cassis et C. A. M. Reid. 2005. «Effects of habitat complexity on forest beetle diversity: Do functional groups respond consistently?». *Diversity and Distributions*, vol. 11, no 1, p. 73-82.
- Latty, E. F., S. M. Werner, D. J. Mladenoff, K. F. Raffa et T. A. Sickley. 2006. «Response of ground beetle (Carabidae) assemblages to logging history in northern hardwood-hemlock forests». *Forest Ecology and Management*, vol. 222, no 1-3, p. 335-347.
- Leblanc, M.-L., D. Fortin, M. Darveau et J.-C. Ruel. 2010. «Short term response of small mammals and forest birds to silvicultural practices differing in tree retention in irregular boreal forests». *Ecoscience*, vol. 17, no 3, p. 334-342.
- Lee, P., et S. Crites. 1999. «Early successional deadwood dynamics in wildfire and harvest stands ». in *Science and Practice: Sustaining the Boreal Forest. Proceedings of the Sustainable Forest Management Network (SFMN) Conference*. (University of Alberta, Edmonton (Ab. Can.), 14-17 Février 1999). sous la dir. de T.S. Veeman, D.W. Smith, B.G. Purdy, F.J. Salkie et G.A. Larkin. p. 601-606. Vegreville (Ab, Can.): Alberta Research Council.

- Légaré, J.-P. 2010. «Traitements sylvicoles alternatifs en forêt boréal irrégulières sur la Côte-Nord : la réponse des communautés de Coléoptères». Mémoire de Maîtrise, Québec (Qc., Can.), Université Laval, 84 p.
- Legendre, P., et L. Legendre. 1998. «Ecological resemblance». Chap. 7. in *Numerical Ecology*. «Developments in Environmental Modelling », Volume 20. p. 247-302. Amsterdam (Hollande): Elsevier.
- Lenski, R. E. 1982a. «Effects of Forest Cutting on Two Carabus Species: Evidence for Competition for Food». *Ecology*, vol. 63, no 5, p. 1211-1217.
- , 1982b. «The impact of forest cutting on the diversity of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the southern Appalachians». *Ecological Entomology*, vol. 7, no 4, p. 385-390.
- , 1984. «Food Limitation and Competition: A Field Experiment with Two Carabus Species». *Journal of Animal Ecology*, vol. 53, no 1, p. 203-216.
- Lindenmayer, D. B., C. R. Margules et D. B. Botkin. 2000. «Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management». *Conservation Biology*, vol. 14, no 4, p. 941-950.
- Lindroth, C. H. 1961-1969. *The ground beetles (Carabidae, excl. Cicindelinae) of Canada and Alaska*. Parties 1-6. Lund (Suède): Opuscula Entomologica Supplementa, 1192 p.
- Liu, Y., J. C. Axmacher, L. Li, C. Wang et Z. Yu. 2007. «Ground beetle (Coleoptera: Carabidae) inventories: A comparison of light and pitfall trapping». *Bulletin of Entomological Research*, vol. 97, no 6, p. 577-583.
- Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (2010). Loi sur l'aménagement durable du territoire forestier (Loi 57). Projet de loi no 57. chapitre A-18.1 L.R.Q. Québec, Qc. Can.: 106 p

- Loreau, M., et C. L. Nolf. 1993. «Occupation of space by the carabid beetle *Abx ater*». *Acta Oecologica*, vol. 14, no 2, p. 247-258.
- Loreau, M. 1990. «Competition in a Carabid Beetle Community: A Field Experiment». *Oikos*, vol. 58, no 1, p. 25-38.
- Lovei, G. L., et K. D. Sunderland. 1996. «Ecology and behaviour of ground beetles (Coleoptera: Carabidae)». *Annual review of entomology*. Vol. 41, p. 231-256.
- Magura, T., B. Tóthmérész et Z. Elek. 2005. «Impacts of leaf-litter addition on carabids in a conifer plantation». *Biodiversity and Conservation*, vol. 14, no 2, p. 475-491.
- Magura, T., B. Tóthmérész et T. Molnár. 2008. «A species-level comparison of occurrence patterns in carabids along an urbanisation gradient». *Landscape and Urban Planning*, vol. 86, no 2, p. 134-140.
- Mann, H. B., et D. R. Whitney. 1947. «On a test of whether one of two random variables is stochastically larger than the other». *The Annals of Mathematical Statistics*, vol. 18, no 1, p. 50-60.
- Martikainen, P., J. Kouki et O. Heikkala. 2006. «The effects of green tree retention and subsequent prescribed burning on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in boreal pine-dominated forests». *Ecography*, vol. 29, no 5, p. 659-670.
- Matveinen-Huju, K., M. Koivula, J. Niemelä et A. M. Rauha. 2009. «Short-term effects of retention felling at mire sites on boreal spiders and carabid beetles». *Forest Ecology and Management*, vol. 258, no 11, p. 2388-2398.
- McGeoch, M. A. 1998. «The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators». *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, vol. 73, no 2, p. 181-201.

- Meek, P. 2007. *Guide de terrain TRIADE*. 14 p. En ligne. <http://www.ville.latuque.qc.ca/triade/images/pdf/Guide_terrain_08-11-07.pdf>
- Messier, C., B. Bigué et L. Bernier. 2003. «Using fast-growing plantations to promote forest ecosystem protection in Canada». *Unasylva*, vol. 54, no 214-215, p. 59-63.
- Messier, C., R. Tittler, D.D. Kneeshaw, N. Gelinas, A. Paquette, K. Berninger, H. Rheault, P. Meek et N. Beaulieu. 2009. «TRIAD zoning in Quebec: Experiences and results after 5 years». *Forestry Chronicle*, vol. 85, no 6, p. 885-896.
- Moore, J. D., R. Ouimet, C. Camiré et D. Houle. 2002. «Effects of two silvicultural practices on soil fauna abundance in a northern hardwood forest, Québec, Canada». *Canadian Journal of Soil Science*, vol. 82, no 1, p. 105-113.
- Moore, J. D., R. Ouimet, D. Houle et C. Camiré. 2004. «Effects of two silvicultural practices on ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in a northern hardwood forest, Quebec, Canada». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, no 4, p. 959-968.
- Murdoch, W. W. 1966. «Aspects of the Population Dynamics of Some Marsh Carabidae». *Journal of Animal Ecology*, vol. 35, no 1, p. 127-156.
- Niemelä, J. 1997. «Invertebrates and boreal forest management». *Conservation Biology*, vol. 11, no 3, p. 601-610.
- Niemelä, J., Y. Haila, E. Halme, T. Lahti, T. Pajunen et P. Punttila. 1988. «The distribution of carabid beetles in fragments of old coniferous taiga and adjacent managed forest». *Annales Zoologici Fennici*, vol. 25, no 2, p. 107-119.
- Niemelä, J., Y. Haila et P. Punttila. 1996. «The importance of small-scale heterogeneity in boreal forests: Variation in diversity in forest-floor

invertebrates across the succession gradient». *Ecography*, vol. 19, no 3, p. 352-368.

Niemelä, J., M. Koivula et D. J. Kotze. 2007. «The effects of forestry on carabid beetles (Coleoptera : Carabidae) in boreal forests». *Journal of Insect Conservation*, vol. 11, no 1, p. 5-18.

Niemelä, J., D. W. Langor et J. R. Spence. 1993. «Effects of clear-cut harvesting on boreal ground-beetle assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Western Canada». *Conservation Biology*, vol. 7, no 3, p. 551-561.

Niemelä, J., J. R. Spence et D. H. Spence. 1992. «Habitat associations and seasonal activity of ground-beetles (Coleoptera, Carabidae) in central Alberta». *Canadian Entomologist*, vol. 124, no 3, p. 521-540.

Noss, R. F. 1987. «From plant-communities to landscapes in conservation inventories - a look at the Nature Conservancy (Usa)». *Biological Conservation*, vol. 41, no 1, p. 11-37.

-----, 1990. «Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach». *Conservation Biology*, vol. 4, no 4, p. 355-364.

O'Connor, C. 2009. «La réponse des communautés de Carabes à l'aménagement écosystémique dans la forêt boréale mixte de l'ouest du Québec». Mémoire de Maîtrise, Montréal (Qc., Can.), Université du Québec à Montréal, 104 p.

Oksanen, J.F., G. Blanchet, R. Kindt, P. Legendre, R. B. O'Hara, G. L. Simpson, P. Solymos, M.H.H. Stevens et H. Wagner. 2011. *Vegan: Community Ecology Package version 1.17-9*. R Project for statistical computing.: p.

Östman, Ö. 2005. «Asynchronous temporal variation among sites in condition of two carabid species». *Ecological Entomology*, vol. 30, no 1, p. 63-69.

- Östman, Ö., B. Ekbom, J. Bengtsson et A.-C. Weibull. 2001. «Landscape complexity and farming practice influence the condition of polyphagous carabid beetles». *Ecological Applications*, vol. 11, no 2, p. 480-488.
- Paquin, P. 2008. «Carabid beetle (Coleoptera: Carabidae) diversity in the black spruce succession of eastern Canada». *Biological Conservation*, vol. 141, no 1, p. 261-275.
- Paradis, S., et T. T. Work. 2011. «Partial cutting does not maintain spider assemblages within the observed range of natural variability in Eastern Canadian black spruce forests». *Forest Ecology and Management*, vol. 262, no 11, p. 2079-2093.
- Pearce, J. L., et L. A. Venier. 2006. «The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review». *Ecological Indicators*, vol. 6, no 4, p. 780-793.
- Pearce, J. L., L. A. Venier, J. McKee, J. Pedlar et D. McKenney. 2003. «Influence of habitat and microhabitat on carabid (Coleoptera: Carabidae) assemblages in four stand types». *Canadian Entomologist*, vol. 135, no 3, p. 337-357.
- Pearson, D. L. 1994. «Selecting indicator taxa for the quantitative assessment of biodiversity». *Philosophical transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological sciences*, vol. 345, no 1311, p. 75-79.
- Pearson, D. L., et F. Cassola. 1992. «World-wide species richness patterns of tiger beetles (Coleoptera: Cicindelidae): indicator taxon for biodiversity and conservation studies». *Conservation Biology*, vol. 6, no 3, p. 376-391.
- Pearson, D. L., et C. B. Knisley. 1985. «Evidence for Food as a Limiting Resource in the Life Cycle of Tiger Beetles (Coleoptera: Cicindelidae)». *Oikos*, vol. 45, no 2, p. 161-168.
- Pinheiro, J. C., et D. M. Bates. 2000. *Mixed-Effects Models in S and S-PLUS*. New-York (NY, É.-U.): Springer-Verlag, 528 p.

- Pinzon, Jaime, John R. Spence et David W. Langor. 2012. «Responses of ground-dwelling spiders (Araneae) to variable retention harvesting practices in the boreal forest». *Forest Ecology and Management*, vol. 266, no 0, p. 42-53.
- Pothier, D., et M. Prévost. 2008. «Regeneration development under shelterwoods in a lowland red spruce - Balsam fir stand». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 38, no 1, p. 31-39.
- Processus de Montréal (2000). Voir Canada, Processus de Montréal, Bureau de liaison, Service canadien des forêts. 2000.
- Projet Triade. 2009. «Aménagement forestier, Triade, aménagement écologique, sylviculture intensive de la forêt, Mauricie - Triade et ces composantes». En ligne. <<http://www.projettriade.ca/triade.php>>. Consulté le 9 mars 2009.
- Québec, Ministère des ressources naturelle et de la faune (MRNF). 2003. «Zones de végétation et domaine bio-climatique du Québec». En ligne. <<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/connaissances/connaissances-inventaire-zones-carte.jsp>>. Consulté le 11 mars 2009.
- , 2008a. «MRNF - L'aménagement écosystémique : au cœur de la gestion des forêts ». En ligne. <<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/amenagement/amenagement-ecosystemique.jsp>>. Consulté le 14 janvier 2010.
- , 2008b. «MRNF - Critères et indicateurs d'aménagement durable des forêts». En ligne. <<https://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/enligne/forets/criteres-indicateurs/accueil.asp>>. Consulté le 15 mars 2010.
- R Development Core Team (2011). The R project for Statistical Computing. En ligne. <<http://www.r-project.org/>>.
- Rainio, J., et J. Niemelä. 2003. «Ground beetles (Coleoptera: Carabidae) as bioindicators». *Biodiversity and Conservation*, vol. 12, no 3, p. 487-506.

- Réseau ligniculture du Québec (RLQ). 2009. «La ligniculture au Québec». En ligne. <http://www.rlq.uqam.ca/texteLigniculture_fr.asp>. Consulté le 23 septembre 2009.
- Rykken, J., D. E. Capen et S. P. Mahabiri. 1997. «Ground beetles as indicators of land type diversity in the green mountains of Vermont». *Conservation Biology*, vol. 11, no 2, p. 522-530.
- Saint-Germain, M., M. Larrivée, P. Drapeau, L. Fahrig et C. M. Buddle. 2005. «Short-term response of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) to fire and logging in a spruce-dominated boreal landscape». *Forest Ecology and Management*, vol. 212, no 1-3, p. 118-126.
- Schaffers, A. P., I. P. Raemakers, K. V. Sýkora et C. J. F. Ter Braak. 2008. «Arthropod assemblages are best predicted by plant species composition». *Ecology*, vol. 89, no 3, p. 782-794.
- Schneider, R., et H. Walsh. 2005. *Forest Management in Alberta: Status Report and Recommendations for Policy Change*. Edmonton, (Ab., Can.): Canadian Parks and wilderness society - Edmonton chapter. 33 p. En ligne. <http://www.borealcentre.ca/reports/Forest_mgmt_2005.pdf>
- Seymour, R. S., et M. L. J. Hunter. 1992. *New-forestry in eastern spruce-fir forests: Principles and applications to Maine*. Orono (ME, É.-U.): Maine Agriculture and Forest Experiment Station. Misc. Publication 716, 36 p.
- Siira-Pietikäinen, A., J. Haimi et J. Siitonen. 2003. «Short-term responses of soil macroarthropod community to clear felling and alternative forest regeneration methods». *Forest Ecology and Management*, vol. 172, no 2-3, p. 339-353.
- Similä, M., J. Kouki et P. Martikainen. 2003. «Saproxyllic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters». *Forest Ecology and Management*, vol. 174, no 1-3, p. 365-381.

- Spence, J. R. 2001. «The new boreal forestry: adjusting timber management to accommodate biodiversity». *Trends in Ecology & Evolution*, vol. 16, no 11, p. 591-593.
- Spence, J. R., D. W. Langor, J. Niemela, H. A. Carcamo et C. R. Currie. 1996. «Northern forestry and carabids: The case for concern about old-growth species». *Annales Zoologici Fennici*, vol. 33, no 1, p. 173-184.
- Spence, J. R., et W. J. A. Volney. 1999. *EMEND Ecosystem Management Emulating Natural Disturbance*. Réseau sur la Gestion Durable des Forêts. 17 p. En ligne. <http://www.sfmnetwork.ca/docs/e/PR_1999-14.pdf>
- Stone, D., P. Jepson, P. Kramarz et R. Laskowski. 2001. «Time to death response in carabid beetles exposed to multiple stressors along a gradient of heavy metal pollution». *Environmental Pollution*, vol. 113, no 2, p. 239-244.
- Table des partenaires. 2009. *Projet de développement d'une approche d'aménagement écosystémique dans la réserve faunique des Laurentides - Rapport de la Table des partenaires*. Québec (Qc., Can.). 40 p. En ligne. <<https://www.mrnf.gouv.qc.ca/publications/forets/amenagement/rapport-table-partenaires.pdf>>
- Tembec. 2009. «Projet pilote d'aménagement écosystémique mis en place par Tembec». En ligne. <<http://www.tembec-grf-quebec.com/sitelms/ecosystemique.html#Anchor-61248>>. Consulté le 20 janvier 2010.
- Therneau, T.M., B. Atkinson, B. Ripley, J.F. Oksanen et G. De'ath. 2011. *mvpart: Multivariate partitioning version 1.4-0*. rpart by Terry M Therneau and Beth Atkinson. R port of rpart by Brian Ripley. Some routines from vegan -- Jari Oksanen Extensions and adaptations of rpart to mvpart by Glenn De'ath. R Project for statistical computing.: p.
- Tyler, G. 2008. «The ground beetle fauna (Coleoptera:Carabidae) of abandoned fields, as related to plant cover, previous management and succession stage». *Biodiversity and Conservation*, vol. 17, no 1, p. 155-172.

- Van Wagner, C.E. (1982). Voir Canada, Institut forestier national de Petawawa, Service canadien des forêts
- Vance, C. C., et E. Nol. 2003. «Temporal effects of selection logging on ground beetle communities in northern hardwood forests of eastern Canada». *Ecoscience*, vol. 10, no 1, p. 49-56.
- Vanderwel, M. C., J. R. Malcolm et S. C. Mills. 2007. «A Meta-Analysis of Bird Responses to Uniform Partial Harvesting across North America». *Conservation Biology*, vol. 21, no 5, p. 1230-1240.
- Wilcoxon, F. 1945. «Individual Comparisons by Ranking Methods». *Biometrics Bulletin*, vol. 1, no 6, p. 80-83.
- Woodcock, B. A., J. Redhead, A. J. Vanbergen, L. Hulmes, S. Hulmes, J. Peyton, M. Nowakowski, R. F. Pywell et M. S. Heard. 2010. «Impact of habitat type and landscape structure on biomass, species richness and functional diversity of ground beetles». *Agriculture, Ecosystems and Environment*, vol. 139, no 1-2, p. 181-186.
- Work, T. T., S. Benoit et J. M. Jacobs. 2011. «Response of female beetles to LIDAR derived topographic variables in Eastern boreal mixedwood forests (Coleoptera, Carabidae)». *ZooKeys*, vol. 147, p. 623-639.
- Work, T. T., M. Koivula, J. Klimaszewski, D. W. Langor, J. R. Spence, J. Sweeney et C. Hébert. 2008. «Evaluation of carabid beetles as indicators of forest change in Canada». *Canadian Entomologist*, vol. 140, no 4, p. 393-414.
- Work, T. T., D. P. Shorthouse, J. R. Spence, W. J. A. Volney et D. W. Langor. 2004. «Stand composition and structure of the boreal mixedwood and epigaeic arthropods of the Ecosystem Management Emulating Natural Disturbance (EMEND) landbase in northwestern Alberta». *Canadian Journal of Forest Research*, vol. 34, no 2, p. 417-430.

- Work, T. T., J. R. Spence, W. J. A. Volney, L. E. Morgantini et J. L. Innes. 2003. «Integrating biodiversity and forestry practices in western Canada». *Forestry Chronicle*, vol. 79, no 5, p. 906-916.
- Work, T.T., J.M. Jacobs, J.R. Spence et W.J. Volney. 2010. «High levels of green-tree retention are required to preserve ground beetle biodiversity in boreal mixedwood forests». *Ecological Applications*, vol. 20, no 3, p. 741-751.
- Zalewski, M., et W. Ulrich. 2006. «Dispersal as a key element of community structure: The case of ground beetles on lake islands». *Diversity and Distributions*, vol. 12, no 6, p. 767-775.