

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À CHICOUTIMI
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN RESSOURCES RENOUVELABLES**

par

Isabelle Tremblay Rivard

Impacts des coupes forestières sur l'alimentation de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) et la structure trophique de lacs en forêt boréale

Août 2007



Mise en garde/Advice

Afin de rendre accessible au plus grand nombre le résultat des travaux de recherche menés par ses étudiants gradués et dans l'esprit des règles qui régissent le dépôt et la diffusion des mémoires et thèses produits dans cette Institution, **l'Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** est fière de rendre accessible une version complète et gratuite de cette œuvre.

Motivated by a desire to make the results of its graduate students' research accessible to all, and in accordance with the rules governing the acceptance and diffusion of dissertations and theses in this Institution, the **Université du Québec à Chicoutimi (UQAC)** is proud to make a complete version of this work available at no cost to the reader.

L'auteur conserve néanmoins la propriété du droit d'auteur qui protège ce mémoire ou cette thèse. Ni le mémoire ou la thèse ni des extraits substantiels de ceux-ci ne peuvent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

The author retains ownership of the copyright of this dissertation or thesis. Neither the dissertation or thesis, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

RÉSUMÉ

Les opérations forestières modifient directement les écosystèmes terrestres et indirectement les écosystèmes aquatiques. Cependant, il y a peu d'information traitant des effets de l'exploitation forestière sur les écosystèmes lacustres et leurs populations piscicoles. Il est ainsi nécessaire de mieux documenter les impacts des coupes forestières afin d'améliorer la gestion de la matière ligneuse et, par le fait même, d'assurer la pérennité de la pêche sportive dans les zones d'exploitation forestière. Suite à une coupe forestière, on prévoit un changement dans le régime alimentaire des poissons en ce qui concerne la structure et la composition des communautés de proies zooplanctoniques et zoobenthiques.

Le projet avait pour objectif de déterminer l'impact de la coupe forestière sur les communautés zooplanctoniques et zoobenthiques de même que sur la diète et la sélectivité alimentaire de l'omble de fontaine. La structure trophique des lacs à l'étude a également été étudiée à l'aide de l'analyse des isotopes stables du carbone et de l'azote. Le site d'étude se situait à l'est du lac Mistassini, à environ 200 km au nord du lac Saint-Jean, sur le territoire d'approvisionnement de Bowater Inc. L'approche expérimentale utilisée permettait de comparer trois lacs « traité » et trois lacs « contrôle », les coupes forestières ayant eu lieu l'année précédant l'échantillonnage. Tous les lacs ont été échantillonnés une fois durant l'été 2005. Les méthodes taxonomiques et isotopiques ont été utilisées afin de détecter, si tel est le cas, un impact des coupes. Pour la méthode taxonomique, du zooplancton pélagique et littoral, des organismes zoobenthiques et des poissons ont été échantillonnés. Aucune différence significative n'a été observée dans les communautés zooplanctoniques et zoobenthiques entre les lacs traités et contrôle. Cependant, une plus grande proportion d'organismes zooplanctoniques dans la diète de l'omble de fontaine et une plus grande sélectivité pour ceux-ci, particulièrement *Chaoborus* sp. et *Leptodora kindtii*, ont été observées dans les lacs traités. L'utilisation des isotopes stables a permis de déterminer l'impact des coupes forestières sur la position trophique des organismes étudiés ($\delta^{15}\text{N}$) et sur les sources de nourritures de l'omble de fontaine ($\delta^{13}\text{C}$). Ainsi, une diminution du ratio d'isotope stable de carbone a été observée dans la matière organique particulaire (MOP) des lacs traités suggérant une plus grande contribution du phytoplancton à la MOP. Une diminution du ratio d'isotope stable d'azote a également été notée dans les ombles de fontaine suggérant un niveau trophique inférieur associé à la coupe forestière.

AVANT-PROPOS ET REMERCIEMENTS

Ce mémoire est présenté sous la forme d'un article scientifique en anglais avec une introduction et une conclusion générales en français.

La réalisation de ce projet n'aurait pas été possible sans la présence de mon directeur Pascal Sirois. Je tiens à le remercier car il a su, tout au long de ma maîtrise, stimuler mon intérêt en me proposant d'abord ce projet qui répondait aux idéaux que je me faisais d'une maîtrise, mais aussi en m'appuyant dans la réalisation de mes objectifs. Je désire également remercier Pierre Bérubé pour l'intérêt qu'il a manifesté non seulement envers le projet, mais également à mon égard.

Un gros merci à Isabelle Poirier sans laquelle l'identification des organismes aurait pu devenir une tâche presque insurmontable. Son talent et sa rigueur n'ont d'égales que sa grande connaissance des invertébrés aquatiques ! Merci également à David Cleary, Véronique Gravel, Yan Bherer et Dominic Brassard qui m'ont aidée dans la récolte et l'analyse des échantillons, ce qui n'était pas toujours une tâche facile. Merci à Véronique Leclerc qui a su être pour moi un modèle professionnel et humain. Elle fut mon inspiration des quatre dernières années. Jamais je n'oublierai de remercier l'âme du laboratoire d'écologie aquatique, Anne-Lise Fortin, pour ses précieux conseils et pour être ce qu'elle est; notre mère à tous ! Merci aussi aux collègues qui ont passé au laboratoire pendant les années où j'y ai travaillé. Je pense, entre autres, à Annick Drouin qui restera à jamais une personne qui aura marqué ma vie. Merci aux gens qui ont fait de mon passage à

l'Université du Québec à Chicoutimi un moment fort agréable; mes collègues étudiants, mes professeurs, le personnel du département et j'en passe. Un gros merci aux gens du Canadian River Institute, particulièrement Rick Cunjack et Tim Jardine, de m'avoir permis de réaliser mon stage au Stable Isotope in Nature Laboratory.

Merci à mes amis qui ont dû m'écouter déblatérer à propos de sciences ce qui ne devait pas toujours être compréhensible pour eux. Je pense, entre autres, à Marie-Ève, Valérie, Catherine, Fanny et Mélissa. Merci à ma famille immédiate, Gina, Denis, Amélie et Jean-Denis, mais aussi à ma famille élargie; je ne serais pas ce que je suis aujourd'hui sans eux. Mes parents me disent qu'ils sont fiers de moi, mais jamais ils ne pourront l'être autant que je le suis d'eux. Les mots me manquent et un remerciement me semble trop banal pour mon amoureux Luc sans qui la poursuite de mes études aurait été beaucoup plus difficile qu'elle ne l'a été. Sa compréhension, son soutien et sa confiance en mes moyens justifient pleinement l'amour que je lui porte.

Ce projet a été rendu possible grâce à la participation financière du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, de la Fondation de la faune du Québec et du Consortium de recherche sur la forêt boréale. Finalement, j'aimerais remercier les organismes m'ayant supportée financièrement par des bourses ; le Fond québécois de la recherche sur la nature et les technologies, le Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada, Récupère-Sol, Abitibi-Consolidated, le Programme d'aide institutionnel à la recherche, la Fondation Gaston L. Tremblay et le mouvement Desjardins.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	ii
AVANT-PROPOS ET REMERCIEMENTS	iii
TABLE DES MATIÈRES	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
LISTE DES FIGURES	vii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
1. INTRODUCTION	8
2. METHODS.....	11
2.1 <i>Study area and experimental design</i>	11
2.2 <i>Sampling</i>	12
2.3 <i>Laboratory procedures</i>	13
2.4 <i>Data analysis</i>	15
3. RESULTS	18
3.1 <i>Size structure</i>	18
3.2 <i>Brook trout prey field</i>	19
3.2.1 Pelagic and littoral zooplankton abundance	19
3.2.2 Zoobenthos abundance	19
3.2.3 Diversity indices	20
3.3 <i>Diet of brook trout</i>	25
3.4 <i>Brook trout selective foraging</i>	28
3.5 <i>Trophic structure of lakes</i>	30
4. DISCUSSION	33
4.1 <i>Brook trout prey field</i>	33
4.2 <i>Diet of brook trout</i>	34
4.3 <i>Brook trout selective foraging</i>	35
4.4 <i>Trophic structure of lakes</i>	36
4.5 <i>Conclusions</i>	39
CONCLUSION GÉNÉRALE.....	41
RÉFÉRENCES	47

LISTE DES TABLEAUX

Table 1. Lakes morphometric characteristics; coordinates, lake order, watershed surface, lake surface, mean slope percentage and logging percentage.	12
Table 2. Mean abundance (nb * L ⁻¹) and standard error (SE) of pelagic zooplankton samples for three control and three treated lakes.....	21
Table 3. Mean abundance (nb * L ⁻¹) and standard error (SE) of littoral zooplankton samples for three control and three treated lakes.....	21
Table 4. Mean abundance (nb * m ⁻²) and standard error (SE) of benthos samples for three control and three treated lakes.....	22
Table 5. Results of the three-way ANOVAs testing the effect of treatment on zooplankton and zoobenthos total abundance, species richness, Shannon diversity index and Pielou's evenness.	24
Table 6. Frequency of occurrence (f.o.) and mean percentage by number (mean %) of taxa found in brook trout stomachs in three control and three treated lakes. Sum of zoobenthos and zooplankton mean percentage do not add up to 100 % because of seven empty stomachs.....	26

LISTE DES FIGURES

- Figure 1. Brook trout total length frequency distribution (mm) in control (white bars) and treated lakes (grey bars).....18
- Figure 2. a) Ln-transformed abundances ($\text{nb} * \text{L}^{-1}$ for zooplankton, $\text{nb} * \text{m}^{-2}$ for benthos), b) richness (S), c) Pielou's evenness (J') and d) Shannon's diversity index (H') of total pelagic zooplankton (pelagic zoo), total littoral zooplankton (littoral zoo) and total zoobenthos in three control (white bars) and three treated lakes (black bars). Error bars represent standard errors.23
- Figure 3. Selectivity index (Chesson's alpha) of brook trout for a) zooplankton and b) zoobenthos in three control (white circles) and three treated (black squares) lakes. Error bars represent standard errors.29
- Figure 4. Relationship between nitrogen and carbon stable isotope ratios in particulate organic matter in control (white circles) and treated (black squares) lakes. Values represent percent area of logging. Error bars represent standard errors.31
- Figure 5. Relationship between nitrogen and carbon stable isotope ratios in brook trout (white circles) and treated (black squares) lakes. Values represent percent area of logging. Error bars represent standard errors.31
- Figure 6. Relationship between brook trout length (cm) and stable isotope ratios of nitrogen in control (white circles, full line) and treated lakes (black squares, dotted line).32
- Figure 7. Relationship between brook trout length (cm) and stable isotope ratios of carbon in control (white circles) and treated lakes (black squares).32

INTRODUCTION GÉNÉRALE

La forêt boréale est une vaste zone de végétation qui occupe plus de 70 % du territoire Québécois (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec 2003). Cette forêt fait l'objet d'une récolte dans le cadre de contrats d'aménagement et d'approvisionnement forestier (CAAF) accordés par le gouvernement du Québec aux différentes compagnies forestières. L'exploitation de la matière ligneuse représente la plus importante industrie d'exploitation des ressources naturelles au Canada qui est le plus grand exportateur de produits ligneux au monde. Au Canada, un travailleur sur seize dépend directement du secteur forestier; en 2004, cette industrie générait 361 100 emplois directs sans compter les emplois indirects se chiffrant à plus de 700 000 dans des domaines aussi variés que le transport, l'emballage et l'énergie (Service canadien des forêts 2007). Au Québec, on récolte annuellement plus de 40 millions de mètres cubes de bois ce qui génère plus de 90 000 emplois directs (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec 2003). Au Saguenay-Lac-Saint-Jean, plusieurs municipalités dépendent presque exclusivement de l'industrie forestière que l'on parle d'exploitation ou de transformation. Les coupes forestières sont au cœur de débats publics depuis déjà quelques années surtout avec la sortie du film « L'erreur boréale » de Richard Desjardins, en 1999. Avec la publication du rapport de la commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise (Coulombe *et al.* 2004), c'est l'industrie forestière et les méthodes qu'elle utilise qui sont pointées du doigt; on lui reproche, entre autres, de surestimer la possibilité forestière et de faire mauvais usage du principe de précaution énoncé dans les termes du développement durable en coupant sans connaître les réels impacts de ces activités sur

l'environnement. Les constats du rapport Coulombe exigent en ce sens une meilleure connaissance des impacts environnementaux de l'exploitation forestière sur les écosystèmes afin d'exploiter cette ressource de façon plus rationnelle. Conséquemment, les fermetures d'usines se multiplient et les pertes d'emplois se chiffrent en milliers de postes coupés en attendant ces précieuses connaissances qui ne sont livrées qu'au compte-goutte.

L'aménagement forestier durable vise à maintenir et à améliorer la santé à long terme des écosystèmes forestiers, tout en assurant aux générations actuelles et futures de bonnes perspectives écologiques, économiques, sociales et culturelles (Conseil canadien des ministres des forêts 1998-2005). Selon ce concept, il est ainsi primordial que l'exploitation forestière s'assure du maintien des écosystèmes terrestres et aquatiques. Les données scientifiques étant incomplètes, il est nécessaire de mieux documenter les impacts des coupes forestières afin d'améliorer la gestion des ressources naturelles associées à la forêt boréale et, par le fait même, d'assurer la pérennité des activités économiques et sociales liées à ces écosystèmes dans les zones d'exploitation forestière, comme par exemple la pêche sportive. En effet, on compte plus de 800 000 adeptes de la pêche sportive au Québec qui dépensent plus d'un milliard de dollars annuellement dans la province faisant de cette activité un important moteur économique de développement régional (Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec 2002). Les coupes forestières étant susceptibles d'altérer l'habitat du poisson, et subséquemment de nuire à la pêche sportive, il est d'autant plus important d'en connaître les effets sur les écosystèmes aquatiques.

Les impacts de la coupe forestière sur les écosystèmes lotiques ont été bien documentés (Roberge 1996, Feller 2005, Moore and Wondzell 2005, Moore *et al.* 2005) mais peu de connaissances existent à propos des effets sur les lacs, particulièrement en forêt boréale. Certains soutiennent que les effets de la coupe forestière devraient être moindres en milieu lacustre, comparativement à l'écosystème lotique, en raison de l'effet de dilution du ruissellement sur le volume du lac (Carignan et Steedman 2000). On observe, à la suite d'une coupe forestière, une augmentation dans les lacs des concentrations en carbone organique dissous et en phosphore total (Rask *et al.* 1998, Carignan *et al.* 2000, Winkler *et al.* Soumis). Ces observations s'expliquent par une augmentation de l'érosion liée à une diminution du couvert forestier (Lamontagne *et al.* 2000). Une augmentation des nutriments, induite par le déboisement, pourrait contribuer à accroître la productivité primaire (Rask *et al.* 1998, Planas *et al.* 2000) selon un processus de forces ascendantes (*bottom-up*) pouvant se répercuter de la même façon sur les niveaux trophiques supérieurs (Carpenter et Kitchell 1985). Ce phénomène peut cependant être contré par une augmentation de la concentration en carbone organique dissous atténuant l'énergie lumineuse soutenant la productivité primaire du lac (Carignan *et al.* 2000). Le zooplancton des lacs de la forêt boréale est relié positivement aux concentrations de phosphore total, d'azote total (Yan 1986) et de chlorophylle *a* (Pace 1986). Une diminution de 43 % de la biomasse des copépodes calanoïdes a été observée suite à une coupe forestière par Patoine *et al.* (2000). L'abondance du zooplancton semble également être affectée par la coupe selon Rask *et al.* (1998). Une augmentation de la biomasse des larves de diptères de la famille des chironomidés a été observée suite à un retrait du couvert forestier (Scrimgeour

et al. 2000) tandis qu'une augmentation de l'abondance du zoobenthos a été rapportée par Rask *et al.* (1998). Une diminution de la proportion des individus de petites tailles chez le meunier noir (*Catostomus commersoni*) et la perchaude (*Perca flavescens*) a été notée dans les lacs affectés par la coupe (St-Onge et Magnan 2000) de même qu'une augmentation de l'abondance des jeunes perchaudes (Bertolo et Magnan 2007). Bérubé et Lévesque (1998) ont quant à eux observé une diminution des captures par unité d'effort (CPUE) et de la biomasse par unité d'effort (BPUE) chez l'omble de fontaine en réponse à une coupe forestière.

L'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) est indigène au Québec. Il est connu comme étant un poisson carnivore généraliste (Scott et Crossman 1973, Magnan 1988, Lacasse et Magnan 1992) qui a colonisé les lacs du bouclier canadien après la dernière glaciation. Sa morphologie lui permet de s'alimenter sur les deux principaux groupes fonctionnels en lacs c'est-à-dire le zoobenthos de la zone littorale et le zooplancton de la zone pélagique (Tremblay et Magnan 1991). La sélectivité en lac de l'omble de fontaine envers ses proies demeure toutefois méconnue, particulièrement en zone boréale. Les facteurs qui déterminent la sélectivité d'un prédateur envers ses proies peuvent être de natures multiples mais sont liés, de façon générale, à la théorie de la quête optimale de nourriture (*optimal foraging theory*) (Pyke 1984). L'objectif principal de la théorie de la quête optimale de nourriture est de prédire comment un animal peut obtenir un gain maximal d'énergie tout en maximisant son succès reproductif ou sa contribution à la prochaine génération. La sélectivité dans le régime alimentaire représente en fait un moyen

aquatiques et terrestres (Peterson et Fry 1987). Les ratios d'isotope stable du carbone ($\delta^{13}\text{C}$) des consommateurs sont similaires à ceux de leurs proies (DeNiro et Epstein 1978) permettant ainsi la détermination de la source de carbone dans les organismes (France 1997, 2000). Les consommateurs présentent un enrichissement de 3-4 ‰ de l'isotope stable de l'azote comparativement à leur nourriture ce qui permet son utilisation pour estimer la position trophique d'un organisme (DeNiro et Epstein 1978). Des impacts anthropogéniques sur la structure des réseaux trophiques aquatiques pourraient donc être détectés en utilisant les signatures isotopiques puisque ces dernières peuvent être modifiées en réponse à un changement dans les régimes hydrogéologiques de l'écosystème. En effet, puisque la coupe forestière causerait un enrichissement en nutriments dans les lacs (Carignan *et al.* 2000), il pourrait être possible de détecter ce genre d'effet en utilisant les ratios isotopiques de carbone et d'azote (Jardine *et al.* 2003).

Le but de cette étude était de déterminer l'impact des coupes forestières sur l'alimentation de l'omble de fontaine. Pour atteindre cet objectif, des lacs de la forêt boréale ayant subi des coupes forestières sur leur aire de drainage ont été comparés avec des lacs n'ayant subi aucune coupe. Spécifiquement, l'effet des coupes forestières a été déterminé sur l'abondance et la diversité du zooplancton pélagique et littoral de même que sur le zoobenthos. La diète de l'omble de fontaine et la sélectivité pour ses proies ont également été évaluées. Enfin, les ratios d'isotopes stables de l'azote et du carbone seront déterminés sur la matière organique particulaire et sur les ombles de fontaine. L'hypothèse nulle se rapportant à ces objectifs n'implique aucun impact de la coupe forestière sur le

d'optimiser l'alimentation chez les animaux ce qui constitue une condition essentielle au fitness d'un individu (Pyke 1984). L'étude de la sélectivité alimentaire permet également de remettre en perspective les résultats de diète : une proie peut être abondante dans la diète parce qu'elle est très abondante dans le milieu mais ne sera pas nécessairement sélectionnée positivement par le prédateur qui recherchera des proies dont les gains énergétiques sont les plus avantageux pour son fitness (Pyke 1984).

La présence de meunier noir est également reconnue pour influencer l'alimentation de l'omble de fontaine. On sait que lorsqu'il vit en allopatric, l'alimentation de l'omble est typiquement littorale, c'est-à-dire qu'elle serait composée principalement de macro-invertébrés benthiques, mais que dépendamment des saisons, de son cycle de vie et de la compétition interspécifique, il se nourrit également de proies associées à la zone pélagique, soit de zooplancton (Magnan 1988, Tremblay et Magnan 1991, Lacasse et Magnan 1992, Bourke *et al.* 1999). Le meunier étant un spécialiste benthivore, il est beaucoup mieux adapté, d'un point de vue comportemental et morphologique, que l'omble de fontaine pour s'alimenter sur les proies benthiques (Magnan et FitzGerald 1984, Magnan 1988, Tremblay et Magnan 1991). La compétition avec l'omble de fontaine pour cette ressource amène un déplacement de niche écologique de ce dernier vers la zone pélagique afin de s'y alimenter de zooplancton (Bourke *et al.* 1997).

Les isotopes stables du carbone et de l'azote peuvent procurer des informations à propos des relations alimentaires et des flux énergétiques entre les réseaux trophiques

1. INTRODUCTION

The boreal forest constitutes a vast ecozone that covers more than 70% of the province of Quebec (Ministère des Ressources naturelles et de la faune du Québec 2003). Scientific knowledge about the impacts of forest exploitation on aquatic ecosystems is not sufficient to allow a sustainable management of this natural resource (St-Onge and Magnan 2000) accounting for economic and social activities such as game fishing. Since logging is likely to alter fish habitat and subsequently to affect game fishing, it is imperative to know more about the impacts of forest harvesting on streams and lakes.

The effects of logging have been better documented in lotic ecosystems than in lentic ecosystems (Roberge 1996, Feller 2005, Moore and Wondzell 2005, Moore *et al.* 2005), especially in the boreal ecozone. As opposed to streams, logging may have smaller impact on lakes because of dilution of runoff in lakes volumes (Carignan and Steedman 2000). Rask *et al.* (1998) have studied the effect of forest clearance on three lakes of Finland. They observed increases on total phosphorus (TP), dissolved organic carbon (DOC), chlorophyll *a*, zooplankton density and on zoobenthos abundance after logging. No effect on population structure and growth of perch (*Perca fluviatilis*) has been noticed. In Canadian boreal lakes, an increase of nitrogen, TP and DOC have been observed after logging (Carignan *et al.* 2000, Winkler *et al.* submitted). Higher chlorophyll *a* and algae biomass ($\text{mg} \cdot \text{m}^{-3}$) have been observed in treated lakes by Planas *et al.* (2000) probably caused by bottom-up effect (Carpenter and Kitchell 1985) of nutrients loading (Carignan *et al.* 2000, Winkler *et al.* submitted). High concentrations of nutrients and chlorophyll *a*

zooplancton, le zoobenthos, la diète et la sélectivité de l'omble de fontaine et sur la structure trophique des lacs de la forêt boréale. Cette étude est tout à fait originale puisqu'elle utilise des analyses de diète et de sélectivité couplées à des analyses d'isotopes stables afin de mettre en évidence les changements pouvant être induits par une coupe forestière dans la structure trophique de l'écosystème.

produced only small changes in zooplankton biomass and diversity (Patoine *et al.* 2000, 2002a, 2002b). Higher chironomid biomass in treated lakes has been noticed (Scrimgeour *et al.* 2000). Knowledge of logging effects dynamic on lake trophic interactions is still poor, especially concerning fish. A lower proportion of small yellow perch (*Perca flavescens*) and white sucker (*Catostomus commersoni*) is associated with treated lakes (St-Onge and Magnan 2000). Fish productivity and 1 + yellow perch growth seemed to remain almost unchanged after logging (Tonn *et al.* 2003). An increase in young-of-the-year yellow perch abundance in response of higher DOC concentrations has been noticed in treated lakes (Bertolo and Magnan 2007). Brook trout (*Salvelinus fontinalis*) catch per unit of effort (CPUE) and biomass per unit of effort (BPUE) were lower in lakes impacted by logging (Bérubé and Lévesque 1998).

Brook trout is indigenous to Quebec. It is known to be a generalist carnivore that feed on zooplankton, zoobenthos, terrestrial insects and other fish (Scott and Crossman 1973, Magnan 1988, Lacasse and Magnan 1992) but little have been examined about its selective foraging in lakes of the Boreal Shield. When living in allopatry, it feeds on zoobenthos but owing to its life cycle, season, and interspecific competition, it feeds also on zooplankton (Magnan 1988, Tremblay and Magnan 1991, Lacasse and Magnan 1992, Bourke *et al.* 1999). Brook trout coexists in many lakes with introduced species, especially the white sucker, a specialist benthivore (Scott and Crossman 1973). It has been demonstrated that brook trout shift their niche from zoobenthos to zooplankton when living in sympatry with white sucker in response to interspecific competition for resources

(Magnan 1988, Bourke *et al.* 1997, 1999, Lacasse and Magnan 1992, Magnan and Rodriguez 1994).

Stable carbon and nitrogen isotope ratios provide information about feeding relationships and energy flow through aquatic and terrestrial food webs (Peterson and Fry 1987). Anthropogenic impacts on the aquatic environment could be detected using stable isotope signatures. As logging cause nutrient enrichment in lakes (Carignan *et al.* 2000), it could be possible to detect such an effect by using stable isotope ratios of carbon and nitrogen (Jardine *et al.* 2003). Carbon stable isotope ($\delta^{13}\text{C}$) of consumers are similar to that of their food (DeNiro and Epstein 1978) making possible to trace carbon sources in organisms (France 1997, 2000). Consumers become enriched in nitrogen stable isotope ($\delta^{15}\text{N}$) relative to their food by 3-4‰ mainly due to excretion of isotopically light nitrogen in urine (Peterson and Fry 1987), thus it can be used to estimate trophic position (DeNiro and Epstein 1978).

The objective of this study was to investigate the short-term impacts of logging on zooplankton and zoobenthos communities, diet composition, selective foraging and on the trophic structure of lakes of the Canadian Boreal Shield. More specifically, the null hypothesis was that logging activities would not affect zooplankton and zoobenthos communities, brook trout diet composition, selective foraging and trophic structure in Boreal Shield lakes of eastern Canada.

2. METHODS

2.1 Study area and experimental design

The study was conducted on the Boreal Shield, in the Bowater inc. supply zone, on the Mistassini River drainage basin (50° 7'30' N, 71° 35'59' W). The boreal forest of the study area is mainly composed of black spruces (*Picea mariana*), an important species in the forest industry. Lakes were randomly selected within two groups: with (treated) and without (control) logging in their watersheds. Both groups have similar morphometric characteristics (Table 1). They all show high position in the watershed to allow a better evaluation of the direct impact of harvesting and an appropriate comparison between treated and control lakes. The control group comprised three lakes with undisturbed watersheds that could only be reached by hydroplane. At least 35% of the watersheds of the treated lakes had undergone logging during winter and spring 2005. Careful logging around advanced growth (CLAAG also known as CPRS in Quebec) was performed in patches and twenty meters buffer strips of vegetation were left fringing the lakes. Lakes were sampled once in June and July 2005, few months after logging. All lakes contained natural populations of brook trout: four allopatric and two sympatric (with introduced white sucker in Trea 2 and Con 1). Effect of white sucker presence was not analysed but its presence in one control and one treated lakes could increase the variance of the analysis and the possibility of obtaining a type II error (i.e. no effect detected, despite the presence of such an effect; Quinn and Keough 2002). Since the experimental unit was the lake, all the standard errors have been calculated among lakes.

Table 1. Lakes morphometric characteristics; coordinates, lake order, watershed surface, lake surface, mean slope percentage and logging percentage.

Lake	Coordinates		Lake order	Watershed surface (ha)	Lake surface (ha)	Mean slope %	Logging %
	Latitude	Longitude					
Con 1	50° 29' 30"	71° 44' 09"	1	203.14	32.56	11.71	0
Con 2	50° 30' 8"	71° 46' 58"	1	213.30	28.80	12.53	0
Con 3	50° 10' 55"	71° 35' 21"	1	384.69	21.61	9.55	0
Trea 1	50° 23' 33"	71° 59' 14"	1	398.90	67.70	9.00	35
Trea 2	50° 20' 56"	71° 49' 25"	1	102.70	22.00	12.30	45
Trea 3	50° 7' 56"	71° 53' 39"	1	118.30	22.20	15.47	46

2.2 Sampling

All zooplankton and zoobenthos samples were collected during daytime, between 8 h and 16 h. Pelagic zooplankton were sampled by three independent vertical hauls from one meter above the sediment to the lake surface, at the deepest point of the lakes. Littoral zooplankton were sampled by three independent horizontal 30-m hauls on the 1-m isobath. Samples were taken by means of a 250 µm mesh size cantilevering zooplankton net with a circular opening of 25 cm diameter. Zooplankton organisms were immediately anaesthetized with carbonated water and preserved in 4% buffered formaldehyde.

Benthos was sampled at five stations between the shore and the 2-m isobath alongside the lake with an Ekman grab sampler. The grab content was sieved through 500 µm to eliminate a part of the sediment and stored in leak proof plastic containers. Benthic

organisms were immediately anaesthetized with carbonated water and preserved in a 4% buffered formaldehyde coloured with rose Bengal.

Fish were captured with six experimental gill nets (mesh sizes of 1", 1½", 2", 2½", 3", 3½") set randomly, perpendicular to the shore with the small mesh always set toward the shore. Gill nets were left over night for 7 to 12 hours. The total length of each brook trout was recorded. Stomachs were removed and preserved in a 4% buffered formaldehyde solution.

For isotopic analyses, particulate organic matter (POM) were obtained by filtering of 300 mL of water from the littoral zone (n = 3) immediately after water sampling during daytime. Filtration was done by hand on precombustionned GF/C Whatman glass fibres filter. Muscles samples were taken immediately after catch from 20 brook trout in each lake. Filter and muscles were then frozen at - 20°C.

2.3 Laboratory procedures

Larvae of the dipteran *Chaoborus* sp. were removed from zooplankton samples and counted. Samples were separated in two size fractions: organisms larger than 355 µm and those between 250 and 355 µm. Densities (nb * L⁻¹) were calculated from counting at least 120 organisms from the sample. Zooplankton species were identified under a microscope at the family level, according to Pennak (1978) and Edmondson (1959).

Benthic invertebrates were sub-sampled using the method presented by Moulton II *et al.* (2000) by sorting at least 100 organisms to calculate densities ($\text{nb} \cdot \text{m}^{-2}$). Benthic species were identified under a microscope at the family level, when possible, except for chironomids that were identified at the sub-family level. The following keys were used for identification: Brinkhurst (1986), Edmondson (1959), Merritt and Cummins (1995), Peckarsky (1990), Pennak (1978), and Wiggins (1977).

Stomach contents of 30 brook trout in each lake were sorted and identified at the family level by using the same keys as zooplankton and zoobenthos identification. When stomach contents were too abundant (about more than 200 organisms), they were partitioned with a Folsom plankton splitter.

For stable isotope analysis, filter obtained from water filtration were put in vials. Brook trout muscles were dried at 60°C for 48 hours and grinded into a homogeneous fine powder with a ball-mill grinder. Lipid extraction was performed on fish tissue (Bligh and Dyer 1959). A small amount of powder was weighted (0.2 ± 0.02 mg) in small tin capsules. Stable carbon and nitrogen isotope analyses were performed on the same samples using a Finnigan-Mat Delta Plus interfaced via continuous flow to an NC2500 elemental analyzer (Stable Isotope in Nature Laboratory, Canadian River Institute, University of New Brunswick, Fredericton, Canada). Repeated analyses of commercially available and home made laboratory standards yielded results that were considered precise according to

International Atomic Energy Agency. Analysis of replicate lab standards indicated a standard error of 0.2‰ for both $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$.

2.4 Data analysis

Abundances were estimated in control and treated lakes for total pelagic zooplankton, total littoral zooplankton, total zoobenthos, and for taxonomic groups. Diversity indices [species richness (S), Pielou's evenness (J') and Shannon's diversity index (H')] were calculated for zooplankton and zoobenthos using the PRIMER v5 statistical package (Clarke and Warwick 1994, Clarke and Gorley 2001). Nested analyses of variance (ANOVAs) were used to compare abundances and diversity indices. Sources of variation were lake type (control and treated lakes) and individual lakes (three nested in each lake type). The assumptions of homoscedasticity and normality were verified by the distribution of the residuals on the predicted values as suggested by Quinn and Keough (2002). A logarithmic transformation $\ln(x + 0.001)$ was used to respect the statistical assumptions when necessary (Legendre and Legendre 1998).

A Kolmogorov-Smirnov test were used to determine if there was a significant difference in brook trout total length frequency distributions in the two types of lake. Frequency of occurrence and mean percentage by number of prey type were calculated for each taxa in control and treated lakes (Bowen 1996). Nested analyses of variance (ANOVAs) were used to compare each taxa between control and treated lakes (Quinn and

Keough 2002). Sources of variation were the same as above. Chi-square tests were used to determine if relative abundance of total zooplankton, zoobenthos and terrestrial insects were significantly different between the two types of lake.

The prey preference (α) of each individual brook trout for a prey type (i) was determined with Chesson's (1983) index as:

$$\alpha_j = (d_j/p_j) / \sum (d_i/p_i), \text{ pour } i = 1 \dots N$$

where, d_j and p_j are the number of prey type j in the stomach and in the environment, respectively and N is the number of prey item included in the analysis (10 zooplankton and 15 zoobenthos prey items). Preference index values (α) range between zero (no preference) and one (exclusive preference) and approach $1/N$ when the diet of the predator exactly reflects the relative abundance of different prey types in the environment. No statistical test was used to compare selective foraging between lake types. Because of the high diversity of benthic prey found in brook trout stomachs, only selectivity towards main prey types (> 2% in brook trout diet) were presented separately. All other taxa were pooled in a superior taxonomic level. Prey absent from the diet but abundant in the environment, such as *rotifera* and *calanoida* for zooplankton and *oligochaeta*, *copepoda* and *cladocera* for zoobenthos, were not used in selectivity analysis because results would have been overestimated for selected taxa.

Stable isotope ratios were reported in delta (δ) values that represent differences between samples and given standards in parts per thousand (‰). They were calculated according to the formula:

$$\delta = [(R_{\text{sample}} / R_{\text{standard}}) - 1] * 1000$$

where R is the ratio of the heavy to light isotope. The standard material used were Pee Dee Belemnite (PDB) limestone for $\delta^{13}\text{C}$ (Craig 1957) and atmospheric nitrogen for $\delta^{15}\text{N}$ (Mariotti 1983). Stable isotope ratios of these standards are arbitrarily set at 0‰. Nitrogen and carbon stable isotope values were plotted together for POM and fish samples and nested analyses of variance (ANOVAs) were used to compare those variables. Sources of variation were the same as above. Stable isotopes of nitrogen and carbon were also individually plotted against fish length. Analyses of covariance (ANCOVAs) were used to compare regression lines between control and treated lakes. Source of variation were fish length, lake type and the interaction between these two factors.

3. RESULTS

3.1 Size structure

Brook trout total lengths ranged between 91 mm and 320 mm. There was no significant difference between fish length distribution in control and treated lakes ($p = 0.442$) (figure 1).

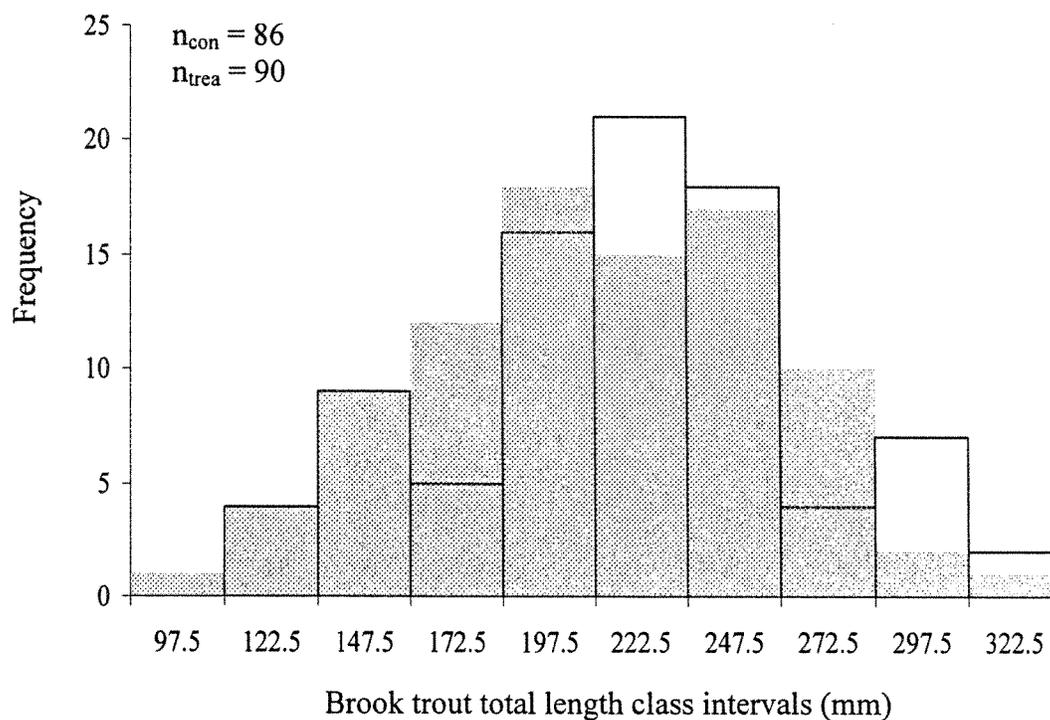


Figure 1. Brook trout total length frequency distribution (mm) in control (white bars) and treated lakes (grey bars).

3.2 Brook trout prey field

3.2.1 Pelagic and littoral zooplankton abundance

A total of 15 pelagic zooplankton taxa were identified among the lakes (table 2). Rotifer families were the most abundant taxa identified in control and treated lakes. *Chaoboridae*, *daphnidae*, *diaptomidae*, and *cyclopidae* were also abundant in samples. A total of 21 littoral zooplankton taxa were identified among lakes (table 3). Rotifer families were the most abundant taxa identified in control and treated lakes. *Polyphemidae*, *daphnidae*, *diaptomidae*, and *cyclopidae* were also abundant in samples. No significant difference was observed between control and treated lakes for both pelagic and littoral zooplankton abundance (figure 2, table 5) and for individual zooplankton families' abundance.

3.2.2 Zoobenthos abundance

A total of 50 taxa were identified among lakes (table 4). The dipterans were the most abundant in the benthos samples and were mainly represented by sub-families of *chironominae*, *tanypodinae* and *orthoclaadiinae*. *Oligochaeta*, *mollusca*, and *nematoda* were also very abundant in benthos samples. Many insect larvae, such as *ephemeroptera* and *trichoptera*, were found in small proportions. Finally, some cladoceran taxa, such as *chydoridae* and *daphnidae*, were also found in the samples. No significant difference was

observed between control and treated lakes for zoobenthos total abundance (figure 2, table 5) and for individual zoobenthos families' abundance.

3.2.3 Diversity indices

Brook trout prey field was represented by pelagic zooplankton, littoral zooplankton and zoobenthos. There was no significant difference between control and treated lakes for total abundance, richness (S), evenness (J') and diversity (H') index of both pelagic and littoral zooplankton and zoobenthos (figure 2, table 5). Zoobenthos abundance, richness, evenness and diversity were always higher than for zooplankton.

Table 4. Mean abundance (nb * m⁻²) and standard error (SE) of benthos samples for three control and three treated lakes

Phylum /Sub-phylum	Class	Order /Sub-order	Family /Sub-family	Control		Treated	
				Mean (nb/m ²)	SE	Mean (nb/m ²)	SE
Nematoda				582.30	252.56	150.12	94.67
Annelida	Hirudinae						
		Pharyngobdellida	Erpobdellidae			2.87	2.87
		Rhynchobdellida	Glossiphoniidae	2.87	2.87	28.13	20.14
		Other Hirudinae		4.31	4.31	5.74	5.74
	Oligochaeta						
		Lumbriculida	Lumbriculidae	25.83	14.91	38.46	21.01
		Tubificida	Enchytraeidae	174.61	144.50	17.22	8.61
			Naididae	886.66	528.10	211.26	116.79
			Tubificidae	12.44	7.47		
		Other Oligochaete		50.81	21.86	123.43	119.15
Mollusca	Gastropoda			8.61	8.61	5.74	5.74
	Pelecypoda			325.50	108.71	296.22	103.65
Arthropoda /Chelicerata /Crustacea	Arachnida	Acariforme		2.87	2.87	11.48	2.87
	Malacostraca	Amphipoda	Talitridae	8.61	8.61	261.20	175.23
	Branchiopoda	Cladocera					
			Chydoridae	86.11	21.67	174.81	113.92
			Daphnidae	136.82	104.29	143.52	143.52
			Holopedidae	12.44	12.44		
			Leptodoridae	4.31	4.31		
			Macrothricidae	70.42	4.52	28.13	23.95
			Polyphemidae	11.48	11.48	2.87	2.87
			Sididae	78.94	39.64	49.08	36.25
	Maxillopoda						
		Copepoda					
		/Calanoida	Diaptomidae	8.61	8.61		
			Temoridae	10.05	5.17	16.94	9.70
		/Cyclopoida	Cyclopidae	104.86	69.58	46.79	26.34
			Cyclopoidae			2.87	2.87
		/Harpacticoida		4.31	4.31		
/Uniramia	Entognatha	Collembola		11.48	11.48		
	Insecta						
		Coleoptera	Dytiscidae	13.78	13.78		
		Diptera					
			Chironomidae				
			/Chironominae	2070.79	797.60	973.34	272.07
			/Diamesisnae	15.79	10.05	10.05	6.26
			/Orthoclaadiinae	926.08	696.79	272.69	144.29
			/Tanypodinae	418.60	149.09	417.35	171.52
			/Other chironomidae	2.87	2.87	2.87	2.87
			Ceratopogonidae	169.73	24.62	61.71	22.56
			Syrphidae			6.89	6.89
			Other diptera			2.87	2.87
		Ephemeroptera					
			Caenidae			11.48	5.74
			Ephemerellidae	19.52	11.99		
			Ephemeridae	8.61	8.61	11.48	2.87
			Siphonuridae	17.22	8.61		
			Other ephemeroptera	4.31	4.31	8.61	4.97
		Megaloptera	Sialidae	10.05	10.05	5.74	2.87
		Neuroptera				5.74	5.74
		Odonata					
			Corduliidae	16.65	12.59		
			Other Odonata	8.61	8.61	14.35	7.59
		Trichoptera					
			Hydroptilidae			5.74	2.87
			Lepidostomatididae			2.87	2.87
			Leptoceridae	12.92	2.49	14.35	10.35
			Limnephilidae	31.57	31.57	5.74	5.74
			Polycentropodidae			2.87	2.87
			Other trichoptera	4.31	4.31		
Total				6376.64	3200.81	3453.64	1719.70

Table 2. Mean abundance (nb * L⁻¹) and standard error (SE) of pelagic zooplankton samples for three control and three treated lakes

Phylum /Sub-phylum	Class	Order /Sub-order	Family	Control		Treated			
				Mean (nb/L)	SE	Mean (nb/L)	SE		
Rotifera	Monogononta	Ploima	Asplanchnidae	2.048	1.100	0.224	0.149		
			Conochilidae	23.662	12.593	15.165	5.977		
			Brachionidae	5.807	2.967	2.806	0.677		
			Synchaetidae	0.420	0.216	0.025	0.025		
			Trichocercidae	0.005	0.005	0.038	0.038		
Arthropoda /Crustacea	Branchiopoda	Cladocera	Bosminidae	0.893	0.542	0.592	0.467		
			Daphnidae	2.299	0.796	0.688	0.238		
			Holopedidae	0.364	0.251	0.409	0.321		
			Leptodoridae			0.021	0.021		
	Maxillopoda	Copepoda	/Calanoida	Diaptomidae	0.671	0.146	1.572	0.404	
				Temoridae	0.151	0.100	0.120	0.089	
				Other calanoida	0.113	0.113	0.081	0.073	
				/Cyclopoida	Cyclopidae	0.540	0.320	1.224	0.147
					Nauplius	0.050	0.050	0.015	0.015
					Chaoboridae	1.222	0.889	2.222	1.899
				Insecta	Diptera				
	Total			38.245	20.088	25.201	10.540		

Table 3. Mean abundance (nb * L⁻¹) and standard error (SE) of littoral zooplankton samples for three control and three treated lakes.

Phylum /Sub-phylum	Class	Order /Sub-order	Family	Control		Treated				
				Mean (nb/L)	SE	Mean (nb/L)	SE			
Rotifera	Monogononta	Ploima	Asplanchnidae	1.196	0.606	0.015	0.015			
			Brachionidae	0.550	0.272	0.933	0.404			
			Collothecidae	0.013	0.013	0.123	0.123			
			Conochilidae	12.439	1.885	35.905	21.363			
			Synchaetidae	0.075	0.075	0.094	0.068			
			Trichocercidae	0.050	0.050	0.044	0.016			
			Other rotifera	0.013	0.013					
			Arthropoda /Crustacea	Branchiopoda	Cladocera	Bosminidae	0.061	0.050	0.080	0.073
						Chydoridae			0.008	0.008
Daphnidae	1.293	0.896				0.399	0.263			
Holopedidae	0.134	0.045				0.361	0.296			
Leptodoridae	0.018	0.009				0.033	0.020			
Macrothricidae						0.001	0.001			
Polypphemidae	5.116	4.583				0.364	0.008			
Sididae	0.052	0.050								
Maxillopoda	Copepoda	/Calanoida				Diaptomidae	1.152	0.261	3.857	1.565
				Temoridae	0.203	0.102	0.047	0.028		
				Other calanoida	0.025	0.025	0.219	0.208		
				/Cyclopoida	Cyclopidae	0.203	0.177	0.086	0.072	
					/Harpacticoida	0.013	0.013			
				Insecta	Diptera		Chaoboridae	< 0.001	< 0.001	< 0.001
Total				22.606	9.125	42.567	24.529			

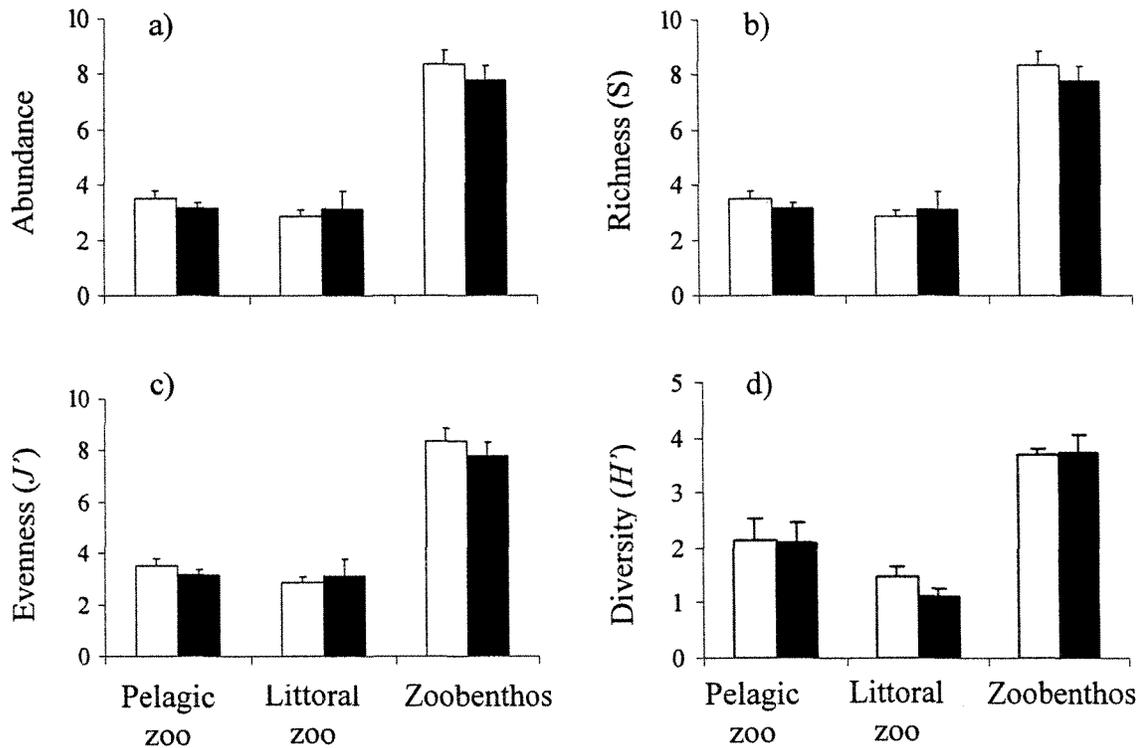


Figure 2. a) Ln-transformed abundances ($\text{nb} \cdot \text{L}^{-1}$ for zooplankton, $\text{nb} \cdot \text{m}^{-2}$ for benthos), b) richness (S), c) Pielou's evenness (J') and d) Shannon's diversity index (H') of total pelagic zooplankton (pelagic zoo), total littoral zooplankton (littoral zoo) and total zoobenthos in three control (white bars) and three treated lakes (black bars). Error bars represent standard errors.

Table 5. Results of the three-way ANOVAs testing the effect of treatment on zooplankton and zoobenthos total abundance, species richness, Shannon diversity index and Pielou's evenness.

Variable	DF	F	p-level
Pelagic zooplankton			
Total abundance	1, 4	0,9729	0,3798
Shannon's diversity	1, 4	0,0000	0,9982
Species richness	1, 4	0,2895	0,6191
Pielou's evenness	1, 4	0,0228	0,8872
Littoral zooplankton			
Total abundance	1, 4	0,1305	0,7362
Shannon's diversity	1, 4	1,8141	0,2493
Species richness	1, 4	0,0168	0,9031
Pielou's evenness	1, 4	1,5159	0,2857
Zoobenthos			
Total abundance	1, 4	0,5959	0,4832
Shannon's diversity	1, 4	0,0077	0,9343
Species richness	1, 4	0,0020	0,9663
Pielou's evenness	1, 4	0,9173	0,3924

3.3 Diet of brook trout

A total of 74 taxa have been identified within stomach contents of 176 fishes (table 6). Zoobenthos frequencies of occurrence in brook trout stomach ranged from 0.012 to 0.547 in control lakes (total = 0.942) and from 0.011 to 0.578 in treated lakes (total = 0.789). Zooplankton frequencies of occurrence in brook trout stomach ranged from 0.012 to 0.547 in control lakes (total = 0.616) and from 0.011 to 0.578 in treated lakes (total = 0.789).

In control lakes, brook trout diet was mainly composed of zoobenthos (56.8%) but zooplankton organisms were dominant in treated lakes (57.1%). Chi square test indicated a significant difference between the two types of lake for proportion of zooplankton, zoobenthos and terrestrial insects in brook trout stomach contents ($p < 0.0001$). Dominant taxa were *chaoboridae*, *leptodoridae*, other *ephemeroptera*, *daphnidae*, *ephemeridae*, other *diptera*, other *trichoptera*, other *coleoptera* (terrestrial), *tanypodinae*, *chironominae*, and other *odonata*. The enumerate taxa had also high frequencies of occurrence in brook trout stomachs.

Table 6. Frequency of occurrence (f.o.) and mean percentage by number (mean %) of taxa found in brook trout stomachs in three control and three treated lakes. Sum of zoobenthos and zooplankton mean percentage do not add up to 100 % because of seven empty stomachs.

Phylum /Sub-phylum	Class	Order /Sub-order	Family /Sub-family	Control		Treated	
				f.o.	Mean %	f.o.	Mean%
ZOOPLANKTON							
Arthropoda							
/Crustacea	Branchiopoda	Cladocera					
			Bosminidae	0.023	0.049	0.044	0.098
			Chydoridae	0.081	1.497	0.100	0.975
			Daphnidae	0.256	6.678	0.322	12.608
			Holopedidae	0.058	2.526	0.089	2.750
			Leptodoridae	0.198	8.034	0.322	17.635
			Macrothricidae	0.035	0.241	0.011	0.010
			Polypheimidae	0.070	1.188	0.044	1.595
			Sididae	0.023	0.148	0.022	0.084
	Maxillopoda	Copepoda					
/Uniramia	Insecta	Diptera	Cyclopidae	0.035	1.126	0.022	0.044
			Chaoboridae	0.372	9.568	0.589	17.448
ZOOBENTHOS							
Annelida							
	Hirudinea			0.023	0.204		
	Other annelida			0.012	0.069	0.011	0.025
Mollusca							
	Pelecypoda			0.023	0.028	0.056	0.226
Arthropoda							
/Chelicerata	Arachnida						
		Acariforme		0.267	1.826	0.211	1.072
		Araneae		0.023	0.190	0.044	0.099
/Crustacea	Malacostraca						
		Amphipoda	Talitridae	0.105	2.636	0.089	0.897
/Uniramia	Entomobryomorpha	Collembola		0.023	0.035		
	Insecta						
		Coleoptera					
			Dytiscidae	0.047	0.082	0.011	0.008
			Chrysomelidae	0.012	0.003		
		Diptera					
			Ceratopogonidae	0.058	0.301	0.022	0.054
			Chironomidae				
			/Chironominae	0.244	3.336	0.300	1.782
			/Diamesinae	0.012	0.003	0.022	0.018
			/Orthocladiinae	0.116	0.596	0.078	0.390
			/Podonominae	0.012	0.019		
			/Prodiamesinae	0.012	0.092	0.033	0.164
			/Tanypodinae	0.395	3.467	0.222	0.827
			/Other chironomidae	0.012	0.107	0.011	0.032
			Simuliidae	0.047	2.337		
			Other diptera	0.384	4.424	0.578	8.201
		Ephemeroptera					
			Ephemerellidae	0.116	0.504	0.056	0.219
			Ephemeridae	0.221	3.427	0.356	8.862
			Heptageniidae			0.033	0.070
			Siphonuridae	0.093	1.324	0.011	0.031
			Other ephemeroptera	0.547	15.232	0.267	2.478
		Hemiptera					
			Corixidae	0.093	0.632	0.056	0.902
			Other hemiptera	0.035	0.827		
		Megaloptere					
			Sialidae	0.093	0.633	0.044	0.045
		Odonata					
		/Anisoptera					
			Aeshnidae	0.023	0.170	0.022	0.109
			Libellulidae			0.011	0.031
			Other anisoptera	0.047	0.300	0.078	2.520
		/Zygoptera					
			Coenagrionidae	0.012	0.159	0.033	0.515
		/Zygoptera	Other zygoptera			0.011	0.038
		/Other Odonata		0.163	2.778	0.011	0.123

Phylum /Sub-phylum	Class	Order /Sub-order	Family /Sub-family	Control		Treated			
				f.o.	Mean %	f.o.	Mean%		
/Uniramia	Insecta	Orthoptera				0.022	0.010		
		Plecoptera		0.012	0.148	0.011	1.111		
		Trichoptera							
			Dipseudopsidae	0.012	0.128	0.056	1.174		
			Hydropsychidae	0.012	0.005				
			Leptoceridae	0.047	0.475	0.033	0.636		
			Limnephilidae	0.081	1.075				
			Psychodidae	0.012	0.056				
			Phryganeidae	0.025	0.148	0.013	0.013		
			Polycentropodidae	0.058	0.356	0.111	1.519		
			Other trichoptera	0.279	4.368	0.133	0.940		
			Other insecta	0.186	1.482	0.089	1.162		
		TERRESTRIAL INSECTS							
		Arthropoda							
		/Uniramia	Insecta						
		Coleoptera							
			Cantharidae	0.023	0.120				
			Carabidae	0.070	0.182	0.011	0.041		
			Cercopidae			0.011	0.002		
			Chrysomelidae	0.012	0.022	0.011	0.028		
			Cucujidae			0.011	0.002		
			Dytiscidae	0.012	0.046				
			Elimidae	0.047	0.420	0.044	0.347		
			Scolytidae	0.012	0.022				
			Staphylinidae	0.023	0.035	0.011	0.002		
			Syrphidae			0.011	0.007		
			Other coleoptera	0.209	4.013	0.067	0.457		
		Diptera							
			Anisopodidae			0.011	0.002		
			Bibionidae			0.011	0.004		
			Chironomidae	0.012	0.010	0.011	0.004		
			Muscidae	0.012	0.005				
			Other diptera	0.209	1.388	0.144	0.777		
		Ephemeroptera							
			Ephemeridae			0.033	0.039		
			Other ephemeroptera	0.093	0.624	0.056	0.095		
		Hemiptera							
			Acanthosomatidae	0.012	0.111				
			Corixidae	0.047	1.175	0.111	0.925		
			Other hemiptera			0.011	0.036		
		Homoptera							
			Cicadellidae	0.012	0.007				
		Hymenoptera							
			Formicidae	0.012	0.160	0.044	0.497		
			Ichneumonidae	0.023	0.136				
			Other hymenoptera	0.035	0.224	0.022	0.069		
		Neuroptera							
			Hemerobiidae	0.012	0.011				
		Odonata							
		/Zygoptera							
		Trichoptera				0.011	0.002		
			Hydropsychidae	0.012	0.008				
			Hydroptilidae			0.022	0.188		
			Other trichoptera	0.128	0.941	0.011	0.053		
			Polycentropodidae	0.012	0.006	0.056	0.103		
		Other Insecta				0.033	0.102		
VERTEBRATES									
Chordata									
		Actinopterygii		0.058	3.044				
Total zooplankton				0.616	32.76	0.789	57.05		
Total zoobenthos				0.942	56.81	0.789	38.90		
Total terrestrial insects				0.570	10.43	0.411	4.06		
Number of stomachs analysed				86		90			
Number of stomachs with one prey or more				85		84			
Percent of feeding incidencey				0.99		0.93			
Total number of preys				6435		11871			
Mean prey number				74.83		131.90			

3.4 Brook trout selective foraging

Brook trout positively selected *chaoboridae*, *leptodoridae*, *arachnida*, other *diptera*, *ephemeridae*, other *ephemeroptera*, and other *insecta* (figure 3). They neither selected, nor avoided *odonata* and *trichoptera*. Selectivity for preferential zooplanktonic prey tended to be higher in treated lakes.

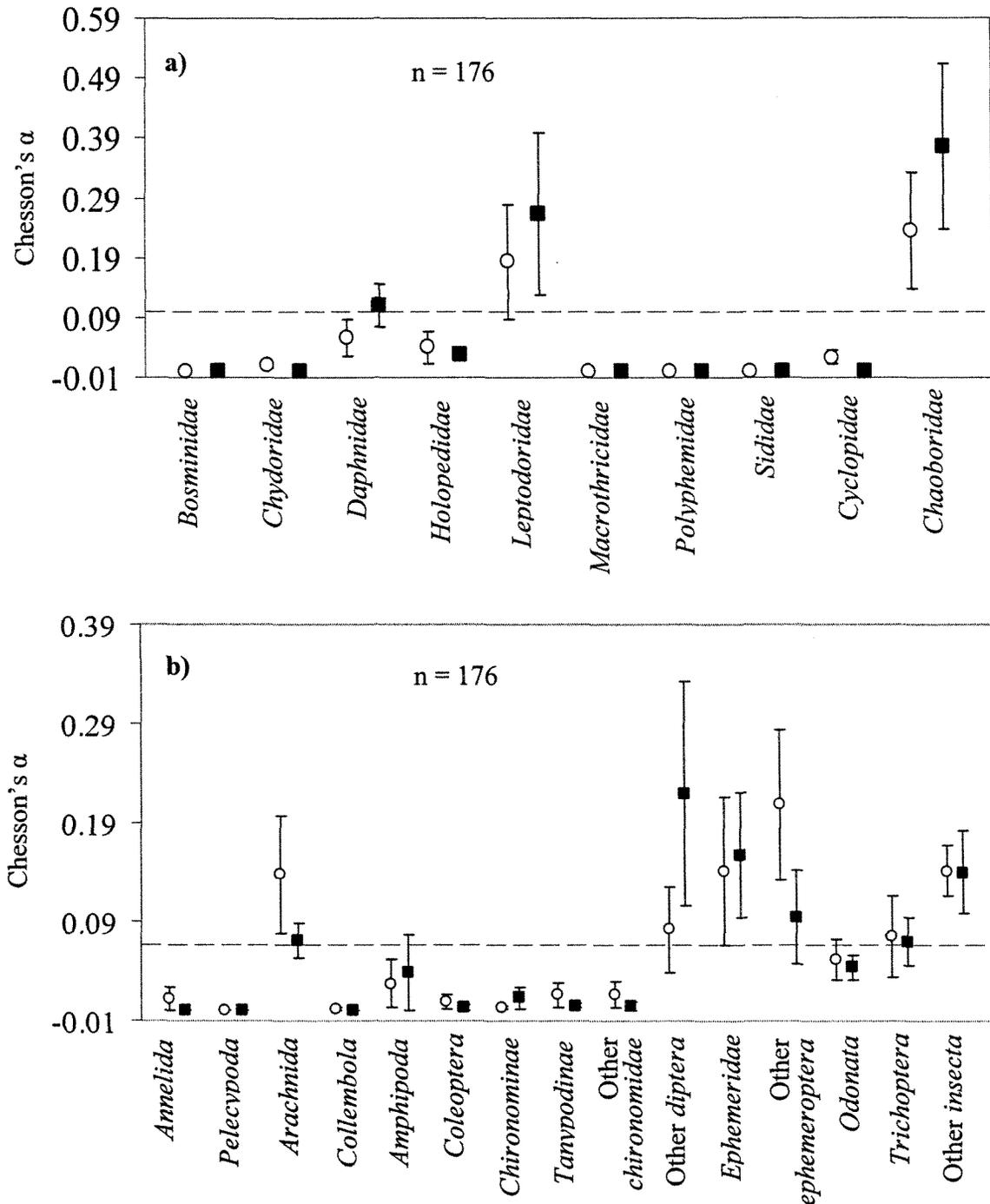


Figure 3. Selectivity index (Chesson's alpha) of brook trout for a) zooplankton and b) zoobenthos in three control (white circles) and three treated (black squares) lakes. Error bars represent standard errors.

3.5 Trophic structure of lakes

POM $\delta^{13}\text{C}$ tended to be more ^{13}C - depleted in treated lakes than in control lakes ($p = 0.0606$) and the depletion coincide with an increase in the percent area coverage of logging (figure 4). No difference was observed between control and treated lakes for POM $\delta^{15}\text{N}$ ($p = 0.8348$) (figure 4). Brook trout $\delta^{13}\text{C}$ in treated lakes was more variable than in control lakes but no significant difference was observed ($p=0.6302$) (figure 5). Lower brook trout nitrogen stable isotope seems to be associated with treated lakes, though it was not significant ($p=0.0903$) (figure 5). Nitrogen stable isotope increase significantly with fish length in control ($r^2=0.4384$; $p<0.0001$) and treated lakes ($r^2=0.1754$; $p=0.0009$) (figure 6). The trophic position, indicated by $\delta^{15}\text{N}$, tended to be higher in control than in treated lakes (figure 6; ANCOVA $p=0.0564$). The difference seemed to be more pronounced for fish larger than 20 cm. Many brook trout in treated lakes were ^{13}C - depleted but no such individuals were found in control lakes (figure 7).

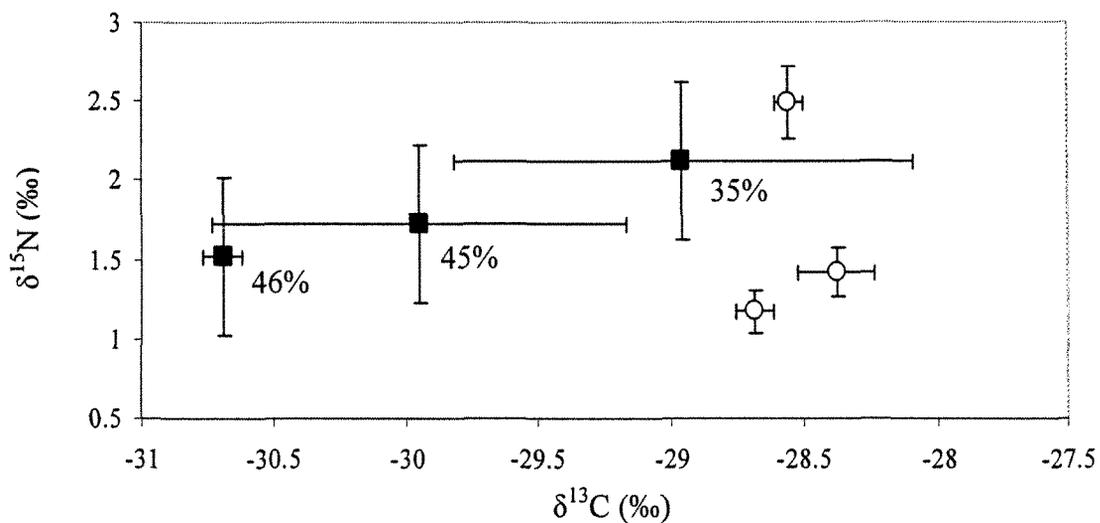


Figure 4. Relationship between nitrogen and carbon stable isotope ratios in particulate organic matter in control (white circles) and treated (black squares) lakes. Values represent percent area of logging. Error bars represent standard errors.

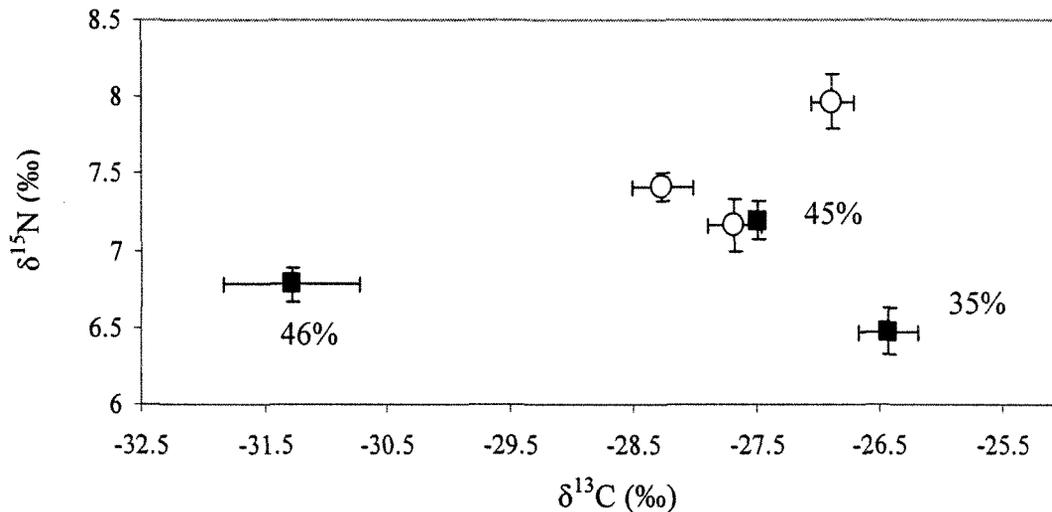


Figure 5. Relationship between nitrogen and carbon stable isotope ratios in brook trout (white circles) and treated (black squares) lakes. Values represent percent area of logging. Error bars represent standard errors.

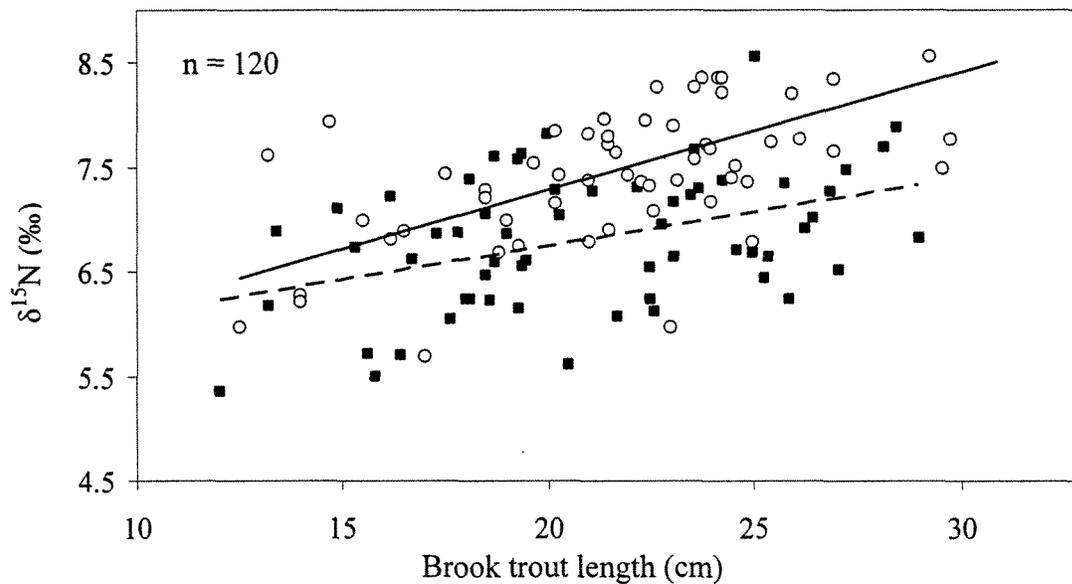


Figure 6. Relationship between brook trout length (cm) and stable isotope ratios of nitrogen in control (white circles, full line) and treated lakes (black squares, dotted line).

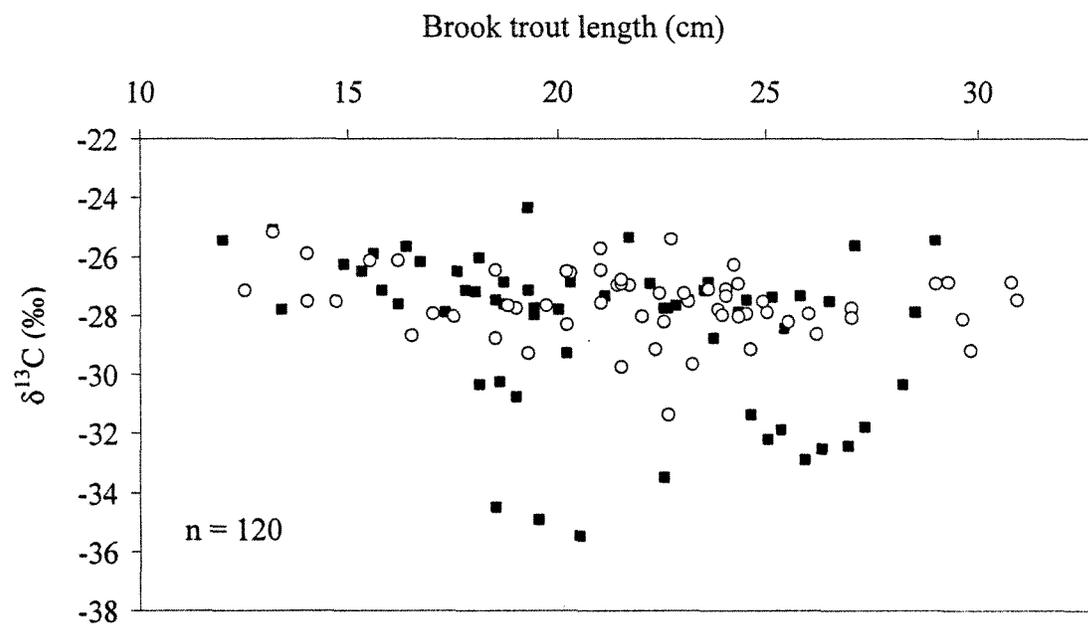


Figure 7. Relationship between brook trout length (cm) and stable isotope ratios of carbon in control (white circles) and treated lakes (black squares).

4. DISCUSSION

4.1 Brook trout prey field

No effects of logging have been observed for zooplankton and zoobenthos communities. However, logging impact on zooplankton, such as a decrease of calanoida biomass, has been observed by others (Patoine *et al.* 2000). More recently, Jalal *et al.* (2005) reported that natural sources of temporal variation between years had greater effects on the biomass of some zooplankton groups than did logging. Thus, zooplankton communities in boreal lakes might have strong resilience to environmental perturbations by clear-cut logging (Rask *et al.* 1998, Patoine *et al.* 2002a, 2002b, Jalal *et al.* 2005). Higher chironomid biomass has been observed in treated lakes but no more significant difference has been noticed on zoobenthos abundance and diversity (Scrimgeour *et al.* 2000). Effect related to logging on biotic factors, such as abundance, may accumulate over longer time scales before becoming apparent at higher trophic levels, such as zooplankton and zoobenthos, due to higher complexity (Patoine *et al.* 2000, Winkler *et al.* submitted). Buffer strips fringing streams and lakes together could be an efficient protection to attenuate the effects of additional allochthonous matter input in water after logging. Higher DOC concentrations, by limiting light penetration in treated lakes, could have mitigated the effect of nutrient loading on primary productivity and thus on primary consumers (Carignan *et al.* 2000, Patoine *et al.* 2002a, 2002b, Pinel-Alloul *et al.* 2002).

4.2 Diet of brook trout

The higher proportion of zooplankton observed in treated lakes fish's diet cannot be explained by a higher abundance of zooplankton in treated lakes, since the abundance was not different between the two lake types. It might be the predation process that could be affected by logging. Predator/prey interactions can be subdivided in four independent events: detection, attack, capture and ingestion (Drenner *et al.* 1978). Therefore, probability that a prey will be eaten corresponds to the product of conditional probability of the four events. We hypothesised that detection is the main predation event influenced by logging. Turbidity values are not available in this study but others observed an increase of coloured DOC in treated lakes leading to higher turbidity (Rask *et al.* 1998, Carignan *et al.* 2000, Winkler *et al.* submitted). Light absorption by suspended material in a turbid environment limits visibility in two ways: firstly, by decreasing light penetration and, secondly, by decreasing contrast between an object and its background (De Robertis *et al.* 2003). Contrast degradation will more reduce visibility of large prey, such as fish, that can be seen at greater distances than the visibility of small prey, such as zooplankton, that can only be seen at short distances (De Robertis *et al.* 2003). Thus, an increase in turbidity is considered to be advantageous for planktivorous fish because their predation risk by piscivorous fish is reduced but capability of zooplankton prey capture is not decreased (De Robertis *et al.* 2003). Brook trout in streams tended to migrate toward the surface in turbid waters where light intensity would be better to maintain great visibility (Sweka and Hartman 2001). Since benthic invertebrates are associated with substrate and zooplankton

with surface, turbidity can explain the higher zooplankton consumption in logged lakes in our study. Prey color and size have also a significant influence on brook trout prey detection under turbid conditions. Benthic invertebrates are dark and become more cryptic in turbid water, compared to zooplankton which consistently offers greater contrast with their background environment (Sweka and Hartman 2001). Thus, brook trout fed more on zooplankton not because they are more abundant but because it might be easier to feed on them.

4.3 Brook trout selective foraging

Brook trout, as other salmonids, is a visual predator and is known to feed on the most abundant and visible food item and usually selects the largest preys (Allan 1978). Brook trout selected positively *leptodoridae* and *chaoboridae* which are the largest invertebrates in the water column. Both types of invertebrates present diel vertical migration which is known to be an adaptive response to fish predation (Lampert 1989, Dawidowicz *et al.* 1990, Chang and Anazato 2004). These invertebrates are therefore less abundant in surface water during the day. Many studies have documented the feeding periodicity of brook trout in streams. Some of them indicated that salmonids were day-active (Walsh *et al.* 1988, Young *et al.* 1997) while others considered brook trout as an efficient night predator (Gries *et al.* 1997). Others associate brook trout with a feeding at twilight (Clark and Levy 1988, Sirois and Boisclair 1995, Kreivi *et al.* 1999). Brook trout is thought to be a nocturnal or a crepuscular predator because *leptodoridae* and *chaoboridae*

are positively selected but they were scarce in the water column during the day. Consequently, analyses have probably overestimated brook trout selectivity for both taxa, even if they seem to be preferred. Results in the diet composition showed that *leptodoridae* and *chaoboridae* were the most abundant organisms in stomach contents. Similarly, *arachnida* selectivity may have been overestimated by the difficulty to capture them with a grab sampler. Brook trout selected *ephemeroptera* probably because they are large invertebrates, such as *trichoptera* and *odonata*, which were abundant in the diet but neither selected, nor avoided. Selectivity for zooplankton preferential prey seemed to be enhanced in treated lakes supporting the hypothesis that zooplankton could be detected more efficiently in turbid water (De Robertis *et al.* 2003) associated with logging (Rask *et al.* 1998, Carignan *et al.* 2000, Winkler *et al.* submitted).

4.4 Trophic structure of lakes

Stable carbon isotope ratios- Dissolved organic carbon (DOC) is reliant to phytoplankton productivity and terrestrial inputs (Lampert 1978). Terrestrial carbon sources are enriched in carbon stable isotope compared to aquatic carbon sources (Fry and Sherr 1984). In small lakes, such as those sampled in our study, phytoplankton had a very negative carbon stable isotope signature (Fry and Sherr 1984) that would be reflected throughout the food web in animals feeding on phytoplankton directly or indirectly (Power *et al.* 2002). However, phytoplankton cells are difficult to isolate from other living and non-living suspended material. Total POM is routinely used with the implicit assumption that

most of this material is algal in composition (Del Giorgio and France 1996). Thus, POM carbon stable isotope is thought to be associated with phytoplanktonic productivity (Fry and Sherr 1984). Results showed that $\delta^{13}\text{C}$ of POM were depleted in treated lakes compared to control lakes. This depletion suggests greater phytoplanktonic productivity in treated lakes. Higher organic nutrients usually resulted in higher respiration rates and internal recycling processes which can deplete $\delta^{13}\text{C}$ of POM (Power *et al.* 2002). Thus, increased DOC concentrations observed in others studies in treated lakes (Rask *et al.* 1998, Carignan *et al.* 2000, Winkler *et al.* submitted) could be associated with an increase in phytoplanktonic productivity instead of a terrestrial carbon input. Planas *et al.* (2000) have documented significant higher chlorophyll *a* concentration in treated lakes compared to control lakes which support the idea of the increased phytoplanktonic productivity. Increased total phosphorus concentration in treated lakes (Rask *et al.* 1998, Carignan *et al.* 2000, Winkler *et al.* submitted) could be responsible for this greater productivity because Boreal Shield lakes are typically phosphorus-limited.

The observed effect of logging on POM carbon stable isotope should be present also in fish because animals depending on planktonic food sources would be expected to reflect any lake specific differences in DOC in their own carbon stable isotope signatures (Power *et al.* 2002). However, carbon stable isotope depletion was only observed for brook trout in one treated lake (lake Trea 3) and there is no significant difference in brook trout $\delta^{13}\text{C}$ between control and treated lakes. Brook trout fed on multiple food items which could depend on multiple carbon sources, aquatic and terrestrial. The complexity of carbon flow

within the food web explained the difficulty to trace carbon sources for higher consumers. The short-term delay after logging in our study may also explain the lack of impact on brook trout carbon stable isotope. Brook trout from lake Trea 3 could feed more in the pelagic zone as demonstrated by a highly depleted carbon stable isotope which is characteristic of pelagic consumers (France 1995). Conversely, fish from other lakes seemed to be associated with littoral and benthic zones. Brook trout could exhibit interindividual differences in habitat use; some are typically pelagic and others are typically benthic (Bourke *et al.* 1997)

Stable nitrogen isotope ratios- Stable isotope analyses yield a time-integrated signal of trophic position. It is however necessary to estimate nitrogen stable isotope ratio at the ecosystem baseline, which is represented by primary producers. Nevertheless, long-lived primary consumers are better indicators of the nitrogen integration of the various producers in lakes (Vander Zanden and Rasmussen 1999). In this study, POM nitrogen stable isotope values ranged between 1 and 2.5‰. Because brook trout had multiple food sources, this measure could not be used as a baseline of the ecosystem nitrogen stable isotope. However, we can use relative nitrogen stable isotope value to compare the trophic level of brook trout in control and treated lakes. It seems that brook trout in treated lakes have lower trophic level than those of control lakes. According to diet results, brook trout fed more on zooplanktonic preys in treated lakes leading to lower trophic levels than zoobenthos consumers (Thimbee *et al.* 2004). Relationship between fish length and nitrogen stable isotope suggests that larger brook trout have higher trophic level than smaller ones which is

typical of an ontogenic dietary shift to larger invertebrates and fish. The slope of the relationship was lower in treated lakes than in control lakes suggesting that fish in treated lakes were more likely to feed on zooplanktonic food items independently of their length. The stable isotope results supported the hypothesis that the increased turbidity due to logging favours the detection of zooplanktonic preys by brook trout.

4.5 Conclusions

In summary, brook trout diet composition seemed to be affected by logging with greater zooplankton abundance and selectivity possibly induced by higher turbidity in treated lakes. The depleted carbon stable isotope in POM in treated lakes suggested a higher phytoplanktonic productivity instead of terrestrial carbon input as expected. Lower brook trout trophic level in treated lakes tended to be associated with a zooplanktonic diet. However, logging seems to have little short-term effect on zooplankton and zoobenthos communities. Results of this study did not allow us to evaluate the impact of the zooplanktivorous diet in treated lakes on subsequent brook trout productivity (growth and biomass). Nevertheless, others showed that the mean weight of catches by anglers remained unchanged after logging, while catches per unit of effort (CPUE) and biomass per unit of effort (BPUE) decreased, respectively, by 18% and 22% after logging (Bérubé and Lévesque 1998). These changes reflected a significant modification in population dynamics probably caused by logging operations. Finally, it would be important to evaluate the

resilience of the lacustrine ecosystem to observed changes before to integrate these conclusions to decisional processes in forest management.

CONCLUSION GÉNÉRALE

Au terme de cette étude, certaines différences entre les lacs traités et contrôle peuvent être associées à la coupe forestière. L'analyse des contenus stomacaux a révélé que la diète de l'omble de fontaine est constituée principalement de zoobenthos dans les lacs contrôle (56,8 %) mais majoritairement de zooplancton dans les lacs traités (57,1 %). Cette différence est significative entre les lacs contrôle et les lacs traités ($p < 0,0001$). La plus grande proportion d'organismes zooplanctoniques dans les lacs traités ne peut être expliquée par une plus grande abondance de zooplancton car aucune différence significative n'a été observée pour cette variable. Ainsi, l'omble de fontaine ne se nourrirait pas davantage de zooplancton dans les lacs traités parce qu'il y en a plus, mais probablement parce qu'il est plus facile pour le poisson de les détecter. Les résultats de cette étude suggèrent que les coupes forestières pourraient constituer un facteur environnemental susceptible d'influencer la détection de la proie par un prédateur. Une augmentation du carbone organique dissous est associée à la coupe forestière menant à de plus fortes turbidités (Rask *et al.* 1998, Carignan *et al.* 2000, Winkler *et al.* soumis). Pour une turbidité donnée, la dégradation des contrastes réduira davantage la visibilité des plus grosses proies, telles que les poissons, que celle des proies plus petites comme le zooplancton (DeRobertis *et al.* 2003). Donc, un environnement turbide est avantageux pour les poissons planctivores puisque le risque de prédation par les piscivores est réduit mais leur capacité à capturer du zooplancton demeure pratiquement la même. De plus, l'omble de fontaine est davantage associé à la surface dans des eaux turbides afin de maintenir une

bonne acuité visuelle ce qui favoriserait une alimentation dirigée vers le zooplancton (Sweka et Hartman 2001).

Aucun impact de la coupe forestière n'a été observé sur les communautés zooplanctoniques et zoobenthiques des lacs à l'étude. L'effet de la coupe a pu être atténué par la présence de la bande résiduelle de 20 mètres qui pourrait agir à titre de protection en limitant les apports allochtones dans le lac. Selon les études de Carignan *et al.* (2000), ce serait plutôt l'augmentation du carbone organique dissous, qui, en limitant la pénétration lumineuse, aurait un effet antagoniste à l'apport en nutriment qui favoriserait la productivité primaire (Pinel-Alloul *et al.* 2002). Selon la théorie des forces ascendantes, on aurait pu prédire que l'apport en nutriment aurait créé une augmentation de la productivité primaire (Carpenter et Kitchell 1985). De plus, les effets de la coupe sur les facteurs biotiques tels que l'abondance pourraient s'accumuler sur une échelle de temps plus grande avant de devenir apparents à des niveaux trophiques supérieurs tels que le zooplancton et le zoobenthos (Patoine *et al.* 2000, Winkler *et al.* soumis).

Les analyses de sélectivité démontrent que l'omble de fontaine sélectionne positivement les *leptodoridae* et les *chaoboridae*. Ces organismes sont les plus gros représentants zooplanctoniques des lacs de la forêt boréale et présentent des migrations journalières verticales qui constituent une adaptation à la prédation par les poissons (Lampert 1989, Dawidowicz *et al.* 1990, Chang *et al.* 2004). Certaines considérations relatives à la biologie de ces espèces peuvent cependant avoir surestimé leur sélectivité. En

effet, l'échantillonnage fut réalisé le jour, période durant laquelle *Chaoborus* sp. et *Leptodora Kindtii* présentent des comportements migratoires afin d'éviter la prédation. Ainsi, très peu de ces invertébrés furent capturés dans le milieu ce qui pourrait expliquer la forte valeur de sélectivité obtenue. En ce qui concerne le zoobenthos, les organismes sélectionnés sont des proies très mobiles telles que les *arachnida*, ce qui pourrait faciliter leur détection de la même manière que pour les *ephemeroptera* qui en plus d'être mobile, sont de gros invertébrés tout comme les *trichoptera* et les *odonata* qui sont sélectionnés de manière neutre. Encore une fois, les mesures de sélectivité pourraient avoir été surestimées puisque les méthodes d'échantillonnage utilisées ne favorisaient pas la capture d'organismes plutôt nectoniques tels que les *arachnida*. Dans un contexte de coupes forestières, les organismes planctoniques semblent être davantage sélectionnés par l'omble de fontaine dans les lacs traités conformément aux résultats précédents. L'alpha de Chesson est un outil fort utile et complémentaire aux analyses de diète. En effet, un type de proie peut être très abondant dans la diète de même que dans l'environnement ce qui ne signifie pas pour autant qu'il constitue une préférence pour le prédateur. Ce dernier s'en nourrit car il est présent mais d'un point de vue d'alimentation dite optimale, ces proies ne sont probablement pas privilégiées.

Les analyses d'isotopes stables se sont avérées être toutes indiquées afin d'évaluer les impacts de la coupe sur la structure trophique des lacs à l'étude. La matière organique particulière semble présenter un appauvrissement en isotope stable de carbone associé à la coupe forestière. La MOP est fortement liée à la productivité phytoplanktonique à laquelle

on associe des valeurs très négatives de carbone 13 (Fry et Sherr 1984). La coupe forestière pourrait donc favoriser la productivité phytoplanctonique telle qu'attendue selon la théorie des forces ascendantes en réponse à un apport en nutriments induit par le déboisement (Carignan *et al.* 2000). Les plus fortes concentrations en carbone organique dissous observées dans certaines études (Rask *et al.* 1998, Carignan *et al.* 2000, Winkler *et al.* soumis) peuvent également être associées à cette augmentation hypothétique de la productivité phytoplanctonique. Cependant, cet effet ne semble pas se répercuter jusqu'aux niveaux trophiques supérieurs puisqu'aucune relation n'est observée pour les isotopes stables de carbone chez l'omble de fontaine. On remarque cependant que tous les lacs échantillonnés, sauf un, possèdent des valeurs moyennes d'isotopes stables de carbone associées à la zone littorale. Des différences interindividuelles dans l'utilisation de l'habitat chez l'omble de fontaine permettent d'expliquer cette constatation (Bourke *et al.* 1997).

De plus faibles valeurs d'isotopes stables d'azote semblent être associées à la coupe. Puisque les isotopes stables d'azote présentent un enrichissement de 3-4 ‰ par niveau trophique (Peterson et Fry 1987), il est possible d'en déduire que les ombles de fontaine dans les lacs traités ont un niveau trophique inférieur à ceux des lacs contrôle. Ces observations soutiennent les résultats sur la diète selon lesquels les ombles de fontaine consommeraient davantage de zooplancton dans les lacs traités. La relation des isotopes stables d'azote avec la longueur des ombles de fontaine démontre bien que plus gros est le poisson, plus élevé est le niveau trophique de ce dernier. Cette relation est significativement plus prononcée dans les lacs contrôle suggérant que les ombles des lacs traités tardent à

consommer des organismes associés à un plus haut niveau trophique tels que des invertébrés benthiques ou d'autres poissons. Conformément aux précédents constats, l'alimentation planctonique des ombles de fontaine dans les lacs traités peut expliquer cette observation, le zooplancton étant associé à des niveaux trophiques inférieurs.

En conclusion, mentionnons que les impacts observés le sont dans un contexte d'une étude effectuée à court terme; il est donc nécessaire de les considérer avec prudence. En effet, une résilience de l'écosystème quelques années après la coupe forestière, telle qu'observée par Jalal *et al.* (2005), pourrait rendre ces résultats négligeables. D'un autre côté, les impacts à plus long terme pourrait être plus importants, surtout en ce qui concerne les niveaux trophiques supérieurs. De plus, il est légitime de se questionner sur les comparaisons pouvant être faites avec les impacts liés aux perturbations naturelles telles que les feux de forêt et les épidémies d'insectes. Les résultats obtenus peuvent également paraître moindres si on les met en perspective sur une plus grande échelle temporelle à l'aide d'études paléolimnologiques par exemple. Les impacts observés, puisqu'ils concernent l'alimentation, pourrait avoir des effets sur la croissance et la biomasse du poisson. À court terme, nos distributions de longueurs ne présentent aucune différence associée à la coupe forestière. Cependant, une diminution significative des captures par unité d'effort (CPUE) et de la biomasse par unité d'effort (BPUE) a été observée dans des lacs semblables en forêt boréale suite à une coupe (Bérubé et Lévesque 1998). Il serait de plus judicieux d'effectuer des mesures de carbone organique dissous et de turbidité si d'autres études étaient menées sur ce sujet afin d'être plus à même de discuter des effets

rencontrés. Finalement, certains facteurs peuvent avoir influencé les résultats obtenus en affectant la puissance des analyses. Entre autres, la faible réplication (trois lacs par type de traitement) peut être justifiée par la difficulté à sélectionner des lacs répondant aux critères logistiques tout en étant comparables entre eux. La présence de meunier noir dans un lac traité et un lac contrôle amène également un élément de variabilité qui pourrait avoir interféré sur les résultats en relation avec l'impact de la coupe forestière. En effet, une augmentation de la variance amène une diminution de la puissance donc une augmentation de l'erreur β soit de ne pas déceler statistiquement un effet là où il y en a un (Quinn et Keough 2002). Cependant, il a tout de même été possible de détecter un effet des coupes dans la proportion de zooplancton ingéré par les ombles de fontaine.

RÉFÉRENCES

- Allan, J. D. 1978. Diet of brook trout (*Salvelinus fontinalis* Mitchell) and brown trout (*Salmo trutta* L.) in an alpine stream. Verh. Internat. Verein. Limnol. 20:2045-2050.
- Bertolo, A. et Magnan, P. 2007. Logging-induced variations in dissolved organic carbon affect yellow perch (*Perca flavescens*) recruitment in Canadian Shield lakes. Can. J. Fish. Aqua. Sci. 64 (2): 181-186.
- Bérubé, P. et Lévesque, F. 1998. Effects of forestry clear-cutting on numbers and sizes of brook trout, *Salvelinus fontinalis* (Mitchill), in lakes of the Mastigouche Wildlife Reserve, Québec, Canada. Fish. Manag. Ecol. 5(2): 23-137.
- Bligh, E. G. et Dyer, W. J. 1959. A rapid method of total lipid extraction and purification. Can. J. Biochem. Physiol. 37:911-917.
- Bourke, P., Magnan, P. et Rodriguez, M. A. 1997. Individual variations in habitat use and morphology in brook charr. J. fish Biol. 51:783-794.
- Bourke, P., Magnan, P. et Rodriguez, M. A. 1999. Phenotypic response of lacustrine brook charr in relation to the intensity of interspecific competition. Evol. Ecol. 13:19-31.
- Bowen, S. H. 1996. Quantitative description of diet. Pages 513-532 in Fisheries techniques edited by B.R. Murphy and D.W. Willis, 2nd edition. American Fisheries Society, Bethesda, Maryland.
- Brinkhurst, R. O. 1986. Guide to the freshwater aquatic microdrile oligochaetes of North America. Canadian special publication of fisheries and aquatic science 84, Department of fisheries and oceans, Ottawa.
- Carignan, R., D'Arcy, P. et Lamontagne, S. 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting on water quality in boreal shield lake water chemistry. Can. J. Fish. Aqua. Sci. 57:105-117.
- Carignan, R. et Steedman, R. J. 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57 (2):1-4.
- Carpenter, S. R. et Kitchell, J. F. 1985. Cascading trophic interactions and lake productivity: fish predation and herbivory can regulate lake ecosystems. Biosci. 35:634-638.

- Chang, K. H. et Hanazato, T. 2004. Diel vertical migrations of invertebrate predators (*Leptodora kindtii*, *Thermocyclops taihokuensis*, and *Mesocyclops* sp.) in a shallow, eutrophic lake. *Hydrobiol.* 528:249-259.
- Chesson, J. 1978. Measuring preference in selective predation. *Ecology* 59(2):211-215.
- Clark, C. W. et Levy, D. A. 1988. Diel vertical migrations by pelagic planktivorous fishes and the antipredator window. *Am. Nat.* 131:271-290.
- Clarke, K. R. et Gorley, R. N. 2001. Primer v5 : User manual/tutorial. Primer-E Ltd., Plymouth.
- Clarke, K. R. et Warwick, R. M. 1994. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth.
- Conseil canadien des ministres des forêts. © 1998-2005 [En ligne] Groupe de travail sur la foresterie durable <http://www.ccmf.org/current/sfmwg_f.php> consulté le 2007.01.15 dernière mise à jour 2006.11.27
- Coulombe, G., Huot, J., Arsenault, J., Bauce, É., Bernard, J.-T., Bouchard, A., Liboiron, M.-A. et Szaraz, G. 2004. Rapport final de la Commission d'étude sur la gestion de la forêt publique québécoise. Gouvernement du Québec.
- Craig, H. 1957. Isotopic standards for carbon and oxygen and correction factors for mass-spectrometric analysis of carbon dioxide. *Geochim. Cosmochim. Acta* 12:133-149.
- Dawidowicz, P., Pijanowska, J. et Ciechomski, K. 1990. Vertical migration of Chaoborus larvae is induced by the presence of fish. *Limnol. Oceanog.* 35(7):1631-1637.
- del Giorgio, P. A. et France, R. L. 1996. Ecosystem-specific patterns in the relationship between zooplankton and POM or microplankton $\delta^{13}\text{C}$. *Limnol. Oceanog.* 41:359-365.
- DeNiro, M. J. et Epstein, S. 1978. Influence of the diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochim. Cosmochim. Acta.* 42:495-506.
- De Robertis, A., Ryer, C. H., Veloza A. et Brodeur, R. D. 2003. Differential effects of turbidity on prey consumption of piscivorous and planktivorous fish. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60:1517-1526.
- Drenner, R. W., Strickler, J. R. et O'Brien, W. J. 1978. Capture probability: the role of zooplankton escape in the selective feeding of planktivorous fish. *J. Fish Res. Board Can.* 35:1370-1373.

- Edmondson, W.T. (Ed). 1959. Freshwater biology. John Wiley & Sons, New York.
- Feller, M. C. 2005. Forest harvesting and streamwater inorganic chemistry in western North America: A review. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 41:785-811.
- France, R. L. 1997. Stable carbon and nitrogen isotopic evidence for ecotonal coupling between boreal forests and fishes. *Ecol. Freshwat. Fish.* 6:78-83.
- France, R. L. 2000. Comparing $\delta^{13}\text{C}$ among littoral foodwebs using lake DOC. *Aquat. Ecol.* 34:445-448.
- Fry, B. et Sherr, E. B. 1984. $\delta^{13}\text{C}$ measurements as indicators of carbon flow in marine and freshwater ecosystems. *Contrib. Mar. Sci.* 27:13-47.
- Gries, G., Whalen, K. G., Juanes, F. et Parrish, D. L. 1997. Nocturnal activity of juvenile Atlantic salmon (*Salmo salar*) in late summer: evidence of diel activity partitioning. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 54:1408–1413.
- Jalal, W., Pinel-Alloul, B. et Méthot, G. 2005. Suivi à moyen terme des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur la communauté zooplanctonique des lacs de l'écozone boréale. *Rev. Sci. Eau* 18:121-248.
- Jardine, T. D., McGeachy, S. A., Paton, C. M., Savoie, M. et Cunjak, R. A. 2003. Stable isotopes in aquatic systems: Sample preparation, analysis, and interpretation. *Can. Manuscr. Rep. Fish. Aquat. Sci.* 2656.
- Kreivi, P., Muotka, T., Huusko, A., Mäki-Petäys, A., Huhta, A. et Meissner, K. 1999. Diel feeding periodicity, daily ration and prey selectivity in juvenile brown trout in a subarctic river. *J. fish Biol.* 55: 553-571.
- Lacasse, S. et Magnan, P. 1992. Biotic and abiotic determinants of the diet of brook trout in lakes of the Laurentian shield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:1001-1009.
- Lamontagne, S., Carignan, R., D'Arcy, P., Prairie, Y. T., et Paré, D. 2000. Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following forest harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57: 118-128.
- Lampert, W. 1978. Release of dissolved organic carbon by grazing zooplankton. *Limnol. and Oceanog.* 23 (4):831-834.
- Lampert, W. 1989. The adaptive significance of diel vertical migration of zooplankton. *Funct. Ecol.* 3:21-27.

- Legendre P. et Legendre L. 1998. Numerical ecology, 2nd English edition. The Netherlands, Amsterdam.
- Lima, S. L. et Dill, L. M. 1989. Behavioral decisions made under the risk of predation: a review and prospectus. *Can. J. Zool.* 68:619-640.
- Magnan, P. 1988. Interactions between brook charr, *Salvelinus fontinalis* and nonsalmonid species: ecological shift, morphological shift and their impact on zooplankton communities. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 45:999-1009.
- Magnan, P. et FitzGerald, G. J. 1984. Mechanisms responsible for the niche shift of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, when living sympatrically with creek chub, *Semotilus atromaculatus*. *Can. J. Zool.* 62: 1548-1555.
- Magnan, P. et Rodriguez, M. A. 1994. Dietary variation in a freshwater fish species: relative contributions of biotic interactions, abiotic factors and spatial structure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51:2856-2865.
- Mariotti, A. 1983. Atmospheric nitrogen is a reliable standard for natural ¹⁵N abundance measurements. *Nature* 303:685-687.
- Merritt, R. W. et Cummins, K. W. 1995. An introduction to the aquatic insects of north America. 3rd edition, Kendall Hunt publishing company, Dubuque, Iowa.
- Ministère des ressources naturelles et de la Faune du Québec 2002 © [En ligne] Faune et habitat faunique
<http://www.fapaq.gouv.qc.ca/fr/faune/faunenatureenchiffres_peche_synthese.htm>
Consulté le 2007.08.22
- Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec © 2003 [En ligne] L'industrie des produits forestiers au Québec
<<http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/quebec/quebec-regime-gestion-developpement.jsp>>. consulté le 2007.08.22
- Moore, R. D. et Wondzell, S. M. 2005. Physical hydrology and the effects of forest harvesting in the Pacific Northwest: A review. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 41:763-784.
- Moore, R. D., Spittlehouse, D. L. et Story, A. 2005. Riparian microclimate and stream temperature response to forest harvesting: A review. *J. Am. Water Resour. Assoc.* 41:813-834.

- Moulton II, S. R., Carter, J. L., Grotheer, S. A., Cuffney, T. F. et Short, T. M. 2000. Methods of analysis by U.S. Geological Survey National Water Quality Laboratory – Processing, taxonomy, and quality control of benthic macroinvertebrate samples, Open-file report 00-212, U.S. Geological Survey (USGS), Denver, Colorado.
- Murphy, M. L. et Hall, J. D. 1981. Varied effects of clear-cut logging on predators and their habitat in small streams of the Cascade Mountains, Oregon. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 38:137-145.
- Pace, M. L. 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnol. Oceanogr.* 31(1):45-55.
- Patoine, A., Pinel-Alloul, B. et Prepas, E. E., 2002a. Effects of catchment perturbations by logging and wildfires on zooplankton species richness and composition in Boreal Shield lakes. *Freshwat. Biol.* 47:1996-2014.
- Patoine, A., Pinel-Alloul, B., et Prepas, E. E. 2002b. Influence of catchment deforestation by logging and natural forest fires on crustacean community size structure in lakes of the Eastern Boreal Canadian forest. *J. Plankton Res.* 24: 601-616.
- Patoine, A., Pinel-Alloul, B., Prepas, E. E. et Carignan, R. 2000. Do logging and forest fires influence zooplankton biomass in Canadian Boreal Shield lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57:155-164.
- Peckarsky, B. L., Fraissinet, P. R., Penton, M. A, et Conklin Jr. D. J. 1990. *Freshwater macroinvertebrates of northeastern North America.* Constock Publishing Associates, Ithaca.
- Pennak, R. W. 1978. *Freshwater invertebrates of the United States*, second edition. John Wiley and Sons Inc. New York.
- Peterson, B. J. et Fry, B. 1987. Stable isotopes in ecosystem studies. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 18:293-320.
- Pinel-Alloul, B., Patoine, A., Carignan, R. et Prepas, E. E. 1998. Réponses du zooplancton lacustre aux feux et aux coupes de forêt dans l'écozone boréale du Québec : études préliminaires. *Annis. Limnol.* 34:401-412.
- Planas, D., Desrosiers, M., Groulx, S. R., Paquet, S. et Carignan, R. 2000. Pelagic and benthic algal responses in eastern Canadian Boreal Shield lakes following harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57:136-145.

- Power, M., Power, G., Caron, F., Doucett, R. R. et Guiguer, K. R. A. 2002. Growth and dietary niche in *Salvelinus alpinus* and *Salvelinus fontinalis* as revealed by stable isotope analysis. *Env. Biol. Fish.* 64:75-85.
- Pyke, G. H. 1984. Optimal foraging theory : a critical review. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 15: 523-575.
- Quinn, G. P. et Keough, M. J. 2002. *Experimental design and data analysis for biologists.* Cambridge University Press, Cambridge.
- Rask, M., Nyberg, K., Markkanen, S.-L., et Ojala, A. 1998. Forestry in catchments: Effects on water quality, plankton, zoobenthos and fish in small lakes. *Boreal Environ. Res.* 3:75-86.
- Roberge, J. 1996. Impacts de l'exploitation forestière sur le milieu hydrique. Ministère de l'environnement et de la faune du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec.
- Scott, W.B., and Crossman, E.J. 1973. *Freshwater fishes of Canada.* Bull. Fish. Res. Board. Can. No. 184.
- Scrimgeour, G. J., Tonn, W. M., Paszkowski, C. A. et Aku, P. M. K. 2000. Evaluating the effects of forest harvesting on littoral benthic communities within a natural disturbance-based management model. *Ecol. Manag.* 126:77-86.
- Service canadien des forêts © 2007 [En ligne] Compétitivité de l'industrie forestière. <http://ecosys.cfl.scf.rncan.gc.ca/issues/compet_f.asp> consulté le 2007.08.21 dernière mise à jour 2007.07.25
- Sirois, P. et Boisclair, D. 1995. The influence of prey biomass on activity and consumption rates of brook trout. *J. Fish Biol.* 46(5):787-805.
- Steedman, R. J. 2000. Effects of experimental clearcut logging on water quality in three small boreal forest lake trout (*Salvelinus namaycush*) lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57:92-96.
- St-Onge, I. et Mignan, P. 2000. Impact of logging and natural fires on fish communities of Laurentian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(2):165-174.
- Sweka, J. A. et Hartman, K. J. 2001. Influence of turbidity on brook trout reactive distance and foraging success. *Trans. Am. Fish. Soc.* 130:138-146.

- Thimbee, W., Deenin, G., Sangrungruang, C. et Matsunaga, K. 2004. Analysis of primary food sources and trophic relationships of aquatic animals in a mangrove-fringed estuary, Khung Krabaen Bay (Thailand) using dual stable isotope techniques. *Wet. Ecol. Manag.* 12:135-144.
- Tonn, W. M., Paszkowski, C. A., Scrimgeour, G. J., Aku, P. K., Lange, M., Prepas, E. E. et Westcott., K. 2003. Effects of forest harvesting and fire on fish assemblages in boreal plains lakes: a reference condition approach. *Trans. Am. Fish. Soc.* 132:514-523
- Tremblay, S. et Magnan, P. 1991. Interaction between two distantly related species, brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and white sucker (*Catostomus commersoni*). *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48(5):857-867.
- Vander Zanden, M. J. et Rasmussen, J. B. 1999. Primary consumer delta13Carbon and delta15nitrogen and the trophic position of aquatic consumers. *Ecology* 80(4):1395-1404.
- Walsh, G., Morin, R. et Naiman, R. R. 1988. Daily rations, diel feeding activity and distribution of age-0 brook charr, *Salvelinus fontinalis*, in two subarctic streams. *Env. Biol. Fish.* 21:195-205.
- Wiggins, G. B. 1977. Larvae of the North American caddisfly genera (Trichoptera). University of Toronto press, Toronto, 401 p
- Winkler, G., Leclerc, V., Sirois, P., Archambault, P. et Bébrubé, P. Soumis 2007. Short-term impact of forest harvesting on water quality and limnoplankton in oligotrophic headwater lakes of the eastern Canadian Boreal Shield. *Can. J. For. Res.*
- Yan, N. D. 1986. Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass in nutrient poor canadian shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43:788-796.
- Young, M. K., Rader, R. B. et Belish, T. A. 1997. Influence of macroinvertebrate drift and light on the activity and movement of Colorado River cutthroat trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 126:428-437.