

Impact des coupes forestières sur l'habitat d'alimentation des poissons des lacs de la forêt boréale

Pascal Sirois¹, Marie-France Brisson¹, Philippe Archambault², Pierre Bérubé³

¹Laboratoire d'écologie aquatique, Département des sciences fondamentales, U. du Québec à Chicoutimi,

²Division des sciences de l'environnement, Institut Maurice-Lamontagne, Pêches et Océans Canada,

³Direction de la recherche sur la faune, Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.

Collaborateurs : Paul Patry (Abitibi-Consolidated)

Assistants : Martine Blais, Simon Boily, Mylène Bourque, Christian Brazeau, David Cleary, Anne-Lise Fortin, Lee-Anne Julyan, Véronique Leclerc, Sonya Lévesque, Gaétan Morissette, Isabelle Poirier, François Tremblay et Isabelle Tremblay Rivard

Remerciements : Fonds de recherche sur la nature et les technologies, Fonds forestier, MRNF, Consortium de recherche sur la forêt boréale commerciale

Introduction

Le Québec est parsemé d'une multitude de lacs et de rivières qui sont exploités par près d'un million de pêcheurs sportifs. Un très grand nombre de ces plans d'eau se retrouve dans la forêt boréale qui occupe 71% du territoire québécois. Cette zone fait l'objet de récolte de matière ligneuse dans le cadre de contrats d'aménagement et d'approvisionnement forestiers (CAAF). Les opérations forestières sont susceptibles d'avoir des effets indirects sur les écosystèmes aquatiques et, par conséquent, sur la pêche sportive (voir revue de St-Onge et al. 2001). Dans un contexte d'aménagement forestier durable (AFD), il est essentiel que les opérations forestières garantissent le maintien de la biodiversité des écosystèmes aquatiques et en assurent l'équilibre et la pérennité. Pour cette raison, et considérant que les données scientifiques sont encore fragmentaires, il s'avère primordial de mieux documenter les impacts de l'exploitation forestière afin d'assurer une saine gestion intégrée des ressources naturelles.

De nombreuses études ont été menées dans le but d'examiner l'impact des coupes forestières sur les cours d'eau. Parmi les effets les plus notables, il y a l'augmentation des débits de pointe et d'étiage (Plamondon 1981, Van Der Vinne & Andres 1988, Stednick 1996), l'enrichissement par les éléments nutritifs (Nicolson *et al.* 1982, Plamondon & Gonzalez 1982, Rosen *et al.* 1996), la hausse des matières en suspension et de la sédimentation (Krause 1982, Anderson 1998). Cependant, très peu d'études ont examiné l'impact des coupes forestières sur les milieux lacustres. Rask et al. (1998) ont réalisé un suivi de quatre ans sur quatre lacs en Finlande dont trois subissaient une coupe forestière sur leur bassin versant lors de la deuxième année de l'étude. Ils ont observé une augmentation du phosphore total, de la biomasse algale et de l'abondance du zooplancton suite à la coupe forestière. Ils ont également noté un changement dans la composition des communautés zooplanctoniques et benthiques, mais aucun effet notable sur la croissance des populations de perche. Des travaux menés en Haute-Mauricie ont révélé une augmentation des nutriments dans des lacs ayant subi des coupes forestières ou des feux sur leur bassin versant (Carignan et al. 2000). La biomasse algale a également augmenté dans ces mêmes lacs (Planas et al. 2000). Cependant, les biomasses zooplanctoniques ont diminué (Patoine et al. 2000) ainsi que l'abondance des jeunes poissons (St-Onge & Magnan 2000). Enfin, aucun effet n'a été observé sur le zoobenthos (Scrimgeour et al. 2000).

La faune benthique est peu étudiée dans les écosystèmes lacustres. Seulement deux études ont examiné la réponse du zoobenthos lacustre face aux activités forestières (Rask et al. 1998, Scrimgeour et al. 2000). Une autre publication sur le sujet est en préparation (Bérubé et Poliquin). Il est surprenant de constater un faible niveau des connaissances sur la faune benthique alors qu'elle constitue une source de nourriture essentielle pour plusieurs espèces de poissons, dont plusieurs espèces sportives. Par exemple, l'omble de fontaine privilégie le zoobenthos dans son alimentation lorsqu'il se retrouve en allopatrie. Des travaux réalisés dans la réserve faunique de Mastigouche ont mis en évidence l'existence de changements significatifs dans les données d'exploitation (CPUE, BPUE, rendement et masse moyenne) de populations allopatriques d'omble de fontaine touchées par les interventions forestières (Bérubé & Lévesque 1998).

Plusieurs facteurs contrôlent la répartition et la production de la faune benthique en lac. Premièrement, la granulométrie du substrat est un facteur déterminant pour l'établissement et l'alimentation de plusieurs espèces. Les changements de température et d'oxygénation sont également importants. Enfin, la biomasse algale d'un lac est généralement bien corrélée à celle de la faune benthique (Rasmussen & Kalff 1987). Tous ces facteurs sont susceptibles de changer suite à une coupe forestière.

Objectifs

L'objectif général de ce projet est d'évaluer l'impact des coupes forestières sur la faune benthique, laquelle constitue une source alimentaire essentielle aux populations de poisson des lacs de la forêt boréale. Les objectifs spécifiques sont de tester les hypothèses suivantes :

- Hypothèse 1.* Les concentrations d'éléments nutritifs des bassins lacustres ayant subi une coupe forestière sont supérieures à celles des bassins sans coupe forestière.
- Hypothèse 2.* La biomasse algale des bassins lacustres ayant subi une coupe forestière est supérieure à celle des bassins sans coupe forestière.
- Hypothèse 3.* L'abondance des organismes benthiques de la zone littorale augmente dans les bassins ayant subi une coupe forestière.
- Hypothèse 4.* Les assemblages des espèces benthiques de la zone littorale dans les bassins ayant subi une coupe forestière diffèrent de ceux dans les bassins sans coupe forestière.
- Hypothèse 5.* L'impact des coupes forestières sur la communauté benthique (abondance et assemblage d'espèces) s'atténue après quelques années dans les lacs de la forêt boréale.

Méthodologie

Site d'étude

Le site d'étude est localisé à l'est du lac Mistassini, à environ 200 km au nord du lac Saint-Jean, sur le territoire d'approvisionnement du camp Jean-Charles (Abitibi-Consolidated Inc.), situé dans l'aire commune 25-03. La forêt est principalement composée de peuplements naturels d'épinette noire qui n'ont jamais subi d'intervention humaine. La compagnie exploite ce territoire en utilisant une méthode de dispersion des coupes en méga-blocs.

Approche expérimentale

L'approche expérimentale utilisée était un plan avant-après avec répétitions des traitements et des contrôles (Underwood 1991, 1994). Les échantillons ont été récoltés dans 12 lacs lors de trois étés consécutifs (2003-2005). Les lacs étaient situés en tête du bassin hydrographique et étaient suffisamment grands pour permettre l'amerrissage en hydravion (longueur > 1km). Le plan d'expérience comportait trois niveaux de traitements. Le premier niveau était constitué des 4 lacs témoins qui n'ont subi aucune perturbation lors de l'étude. Le second niveau était constitué de 4 lacs qui ont subi des coupes forestières dans leur bassin versant lors de l'automne 2003 et de l'hiver 2004. Le troisième niveau était constitué de 4 lacs qui avaient déjà subi des coupes forestières dans leur bassin versant avant l'étude en 2000. Tous les lacs ont été échantillonnés au cours de l'été qui précède le début des coupes du second groupe et après les coupes forestières. Dans cette étude, l'unité d'échantillonnage était le lac sur lequel les caractéristiques morphométriques des plans d'eau et des bassins versants (superficie, pente, etc.), les paramètres physico-chimiques (température, phosphore total, etc.) et les variables biologiques (biomasse algale phytoplanctonique, diversité de la faune benthique, etc.) ont été mesurées.

Échantillonnage

Les 12 lacs ont été échantillonnés à deux occasions (en juillet et en août/septembre) lors des trois étés de travail sur le terrain. Afin de s'assurer que les résultats soient comparables, l'effort d'échantillonnage a été similaire entre les lacs et entre les années. Deux stratégies ont été utilisées pour capturer le zoobenthos : la benne Eckman et les substrats artificiels Hester-Dendy. À chaque occasion, 4 bennes ont été récoltées à 1 m de profondeur dans la zone littorale. Six substrats artificiels par lac ont été également installés à 1 m de profondeur pendant 8 semaines en 2003 et 2004. Les échantillons ont été conservés dans une solution de formol 4% tamponnée. Outre la récolte de zoobenthos, des échantillons d'eau ont été prélevés sur chacun des lacs pour l'estimation de biomasse algale (chlorophylle *a*), du phosphore total, de l'azote total et du carbone organique dissous. De plus, la température, l'oxygène dissous, la profondeur du disque de Secchi et le pH ont été mesurés à chaque occasion. Les variables morphométriques des lacs et des bassins versants ont été mesurées à partir de cartes topographiques, de photos aériennes et de profils bathymétriques.

Traitement des échantillons en laboratoire

Tous les échantillons de zoobenthos ont été filtrés sur un tamis 500 µm et ensuite triés en laboratoire. Les organismes ont été identifiés pour obtenir la composition en espèces et dénombrés pour l'estimation de l'abondance par unité de surface. La chlorophylle *a* et la concentration des éléments nutritifs ont été mesurées dans les laboratoires du GEOTOP à l'UQAM et de Richard Carignan à l'Université de Montréal.

Résultats préliminaires

La proportion de la forêt récoltée sur le bassin versant des lacs à l'étude varie entre 0% (lacs contrôles) et 62% (Tableau 1). Les coupes forestières engendrent une augmentation significative du carbone organique dissous ($p=0,047$) immédiatement après les opérations, mais cette hausse n'est plus perceptible trois ans après la récolte (Fig. 1). Il n'y a pas de différence significative pour le phosphore total ($p=0,1432$) et l'azote total ($p=0,5994$) (Fig. 1). Il n'y a pas de changement de la chlorophylle *a* après les coupes forestières ($p=0,4018$) (Fig. 1). Ainsi, la biomasse algale ne semble pas avoir été limitée par une diminution de la pénétration de la lumière due à l'augmentation du carbone organique dissous.

Tableau 1. Pourcentage de la superficie du bassin versant qui a fait l'objet de coupes forestières.

Lac	Longitude	Latitude	Altitude (m)	Surface du lac (ha)	Coupe sur le bassin versant en juin 2003 (%)	Coupe sur le bassin versant en juin 2004 (%)
Lacs témoins						
TEM-1	72° 33' 45"	50° 41' 19"	504	109	-	-
TEM-2	72° 53' 50"	50° 16' 01"	468	39	-	-
TEM-3	72° 49' 44"	50° 32' 19"	513	59	-	-
TEM-5	73° 15' 10"	50° 17' 50"	482	52	-	5,1
Lacs coupés entre 2003 et 2004						
C03-2	72° 34' 29"	50° 34' 40"	499	88	3,2	65,2
C03-5	72° 35' 50"	50° 34' 07"	497	151	4,3	33,5
C03-6	73° 18' 30"	50° 20' 56"	478	42	-	50,6
C03-7	73° 19' 36"	50° 20' 31"	478	38	-	40,4
Lacs déjà coupés en 2000						
C00-1	72° 49' 12"	50° 26' 11"	478	42	14,6	14,6
C00-2	72° 53' 24"	49° 59' 22"	447	39	49,2	49,2
C00-3	72° 56' 15"	49° 55' 03"	444	45	45,1	45,1
C00-4	72° 48' 18"	49° 54' 39"	404	45	38,8	38,8

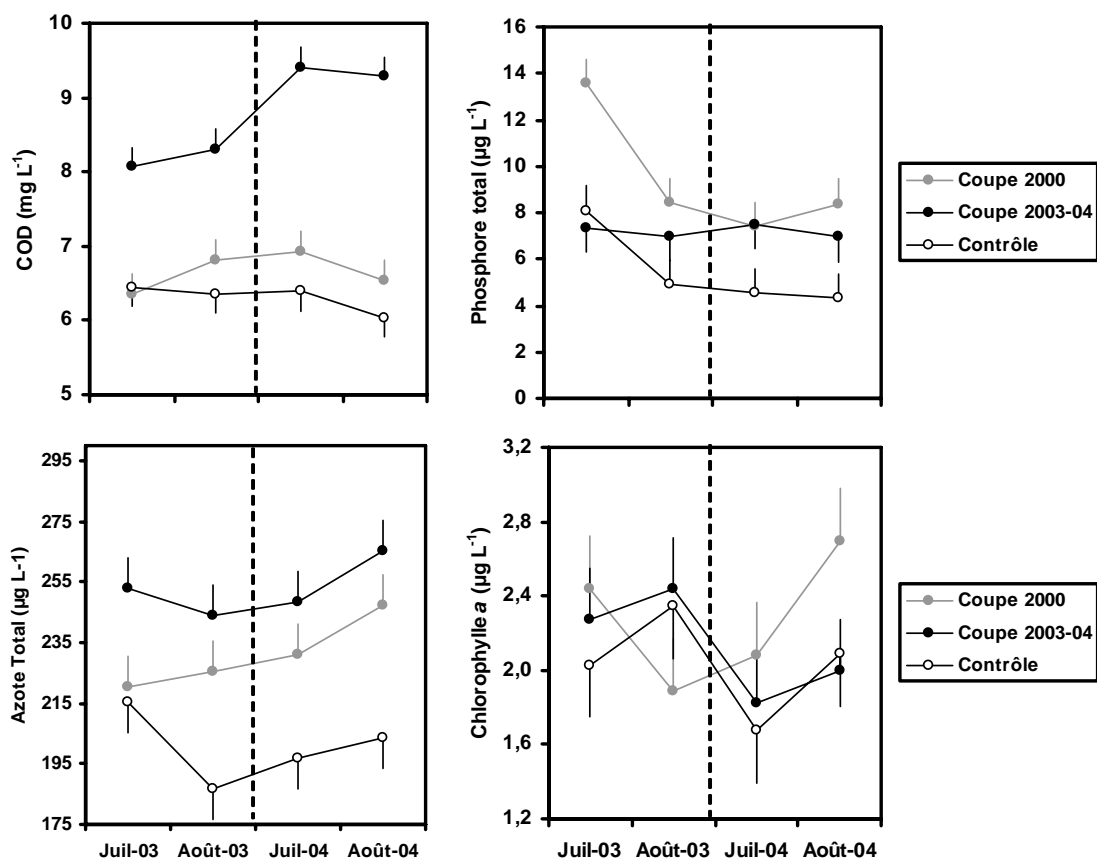


Figure 1. Variation du carbone organique dissous (COD), du phosphore total, de l'azote total, et de la chlorophylle *a* entre juillet 2003 et septembre 2004. La ligne pointillée divise la période avant et après les coupes forestières pour les lacs coupés en 2003-04.

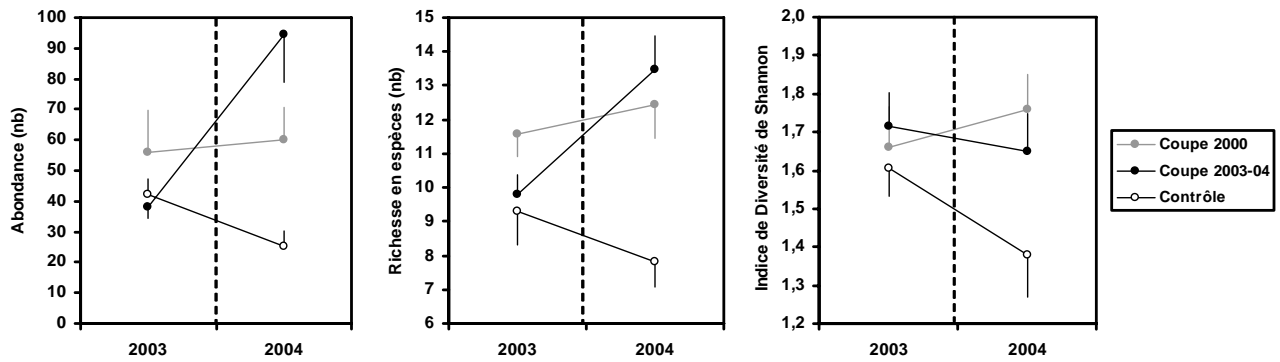


Figure 2. Variation de l'abondance, de la richesse en espèces et de la diversité de la faune benthique récoltée avec les substrats artificiels en 2003 et 2004. La ligne pointillée divise la période avant et après les coupes forestières pour les lacs coupés en 2003-04.

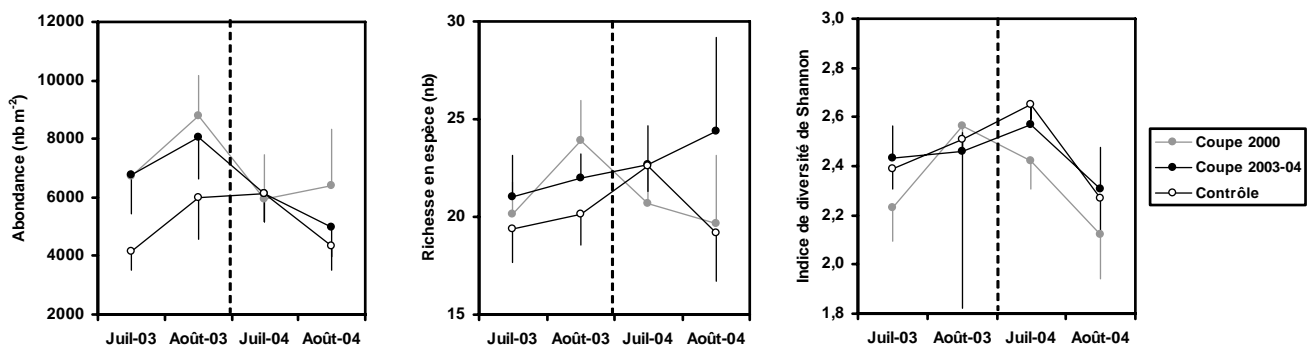


Figure 3. Variation de l'abondance, de la richesse en espèces et de la diversité de la faune benthique récoltée avec les bennes entre juillet 2003 et septembre 2004. La ligne pointillée divise la période avant et après les coupes forestières pour les lacs coupés en 2003-04.

L'abondance des organismes benthiques sur les substrats artificiels a doublé dans les lacs ayant subi des coupes forestières alors qu'elle a diminué dans les lacs contrôles ($p=0,0145$; Fig. 2). La richesse en espèce avait tendance à augmenter ($p=0,0591$) et il n'y avait pas de différence de la diversité ($p=0,4693$; Fig. 2). Toutefois, on ne trouve pas de différence significative de l'abondance, de la richesse spécifique ou de la diversité avec les données récoltées avec les bennes (Fig. 3). Cette contradiction peut s'expliquer par le fait que les bennes récoltent des échantillons représentatifs du milieu naturel qui, suite à la coupe forestière, n'est pas lessivé de ses organismes benthiques déjà présents, ce qui influence fortement la structure de la communauté suite à la perturbation. Un substrat artificiel représente plutôt un milieu vierge, propice à la colonisation et qui permet aux espèces favorisées par les changements dus à la perturbation de hausser leur production. La figure 4 illustre une différenciation des assemblages des espèces benthiques sur les substrats artificiels dans les lacs qui subissent une coupe forestière sur leur bassin versant. Le nuage de point de ces lacs se distingue nettement des lacs contrôles en 2004 alors que les coupes de 2000 affichent des assemblages d'espèces médians, ce qui pourrait suggérer la résilience de l'écosystème (Fig. 4). Aucune différence dans les assemblages des espèces benthiques n'a été observée avec les bennes.

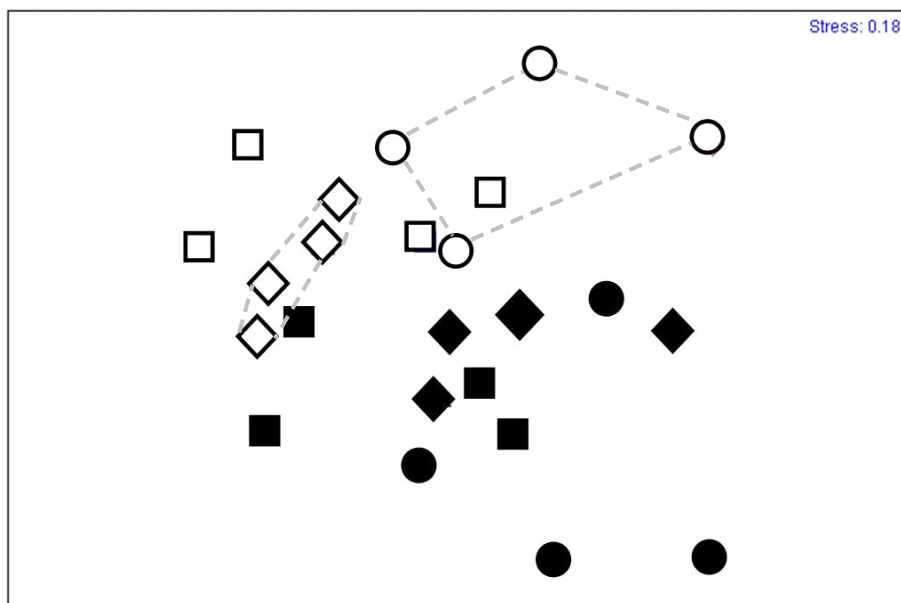


Figure 4. Cadrage multidimensionnelle (MDS) des assemblages des espèces benthiques récoltées avec les substrats artificiels. Légende des lacs : Coupe 2000 (■2003 □2004), Coupe 2003-04 (◆2003 ◇2004) contrôles (●2003 ○2004). Les traits pointillés connectent les lacs d'un même groupe après la coupe forestière de 2004

Résultats escomptés

Les résultats de cette recherche démontrent que l'abondance et la richesse en espèces benthiques sur les substrats artificiels ainsi que le carbone organique dissous ont augmenté significativement immédiatement après une coupe forestière dans des lacs de la forêt boréale. Les résultats de cette recherche seront analysés plus en profondeur dans le cadre des maîtrises de Marie-France Brisson et d'Isabelle Tremblay Rivard qui termineront leur mémoire au cours de l'année 2006. Il sera intéressant, entre autres, d'examiner les liens entre les caractéristiques de la communauté benthique et les variables morphométriques et physico-chimiques des lacs. De plus, l'analyse taxonomique des contenus stomacaux de 180 ombles de fontaine permettra de vérifier si les changements suggérés par les substrats artificiels influencent l'alimentation de cette espèce.

Bibliographie

Anderson PG (1998) In: Brewin MK, Monita DMA. Forest-fish Conference: Land management practices affecting aquatic ecosystems. Nat Resour Can, Can For Serv, North For Cent, Inf Rep NOR-X-356, Edmonton AB. **Bérubé P, Lévesque F (1998)** Fish Manage Ecol 5:123-137. **Carignan P, D'Arcy P, Lamontagne S (2000)** Can J Fish Aquat Sci 57(Suppl 2):105-117. **Krause HH (1982)** Can Hydrol Symp 82:15-29. **Nicolson JA, Foster NW, Morrison IK (1982)** Can Hydrol Symp 82:71-89. **Patoine A, Pinel-Alloul B, Prepas EE, Carignan R (2000)** Can J Fish Aquat Sci 57(Suppl 2):155-164. **Plamondon AP (1981)** Nat Can 108:289-298. **Plamondon AP, Gonzalez A (1982)** Can Hydrol Symp 82:49-70. **Planas D, Desrosiers M, Groulx S-R, Paquet S, Carignan R (2000)** Can J Fish Aquat Sci 57(Suppl 2):136-145. **Rask M, Nyberg K, Markkanen S-L, Ojala A (1998)** Boreal Env Res 3:75-86. **Rasmussen & Kalff (1987)** Can J Fish Aquat Sci 44:990-1001. **Rosen K, Aronson J-A, Eriksson HM (1996)** For Ecol Manage 83:237-244. **Scrimgeour GJ, Tonn WM, Paszkowski CA, Aku PMK (2000)** Forest Ecol Manage 126:77-86. **Stednick JD (1996)** J Hydrol 176:79-95. **St-Onge I, Bérubé P, Magnan P (2001)** Nat Can 125:81-95. **St-Onge I, Magnan P (2000)** Can J Fish Aquat Sci 57(Suppl 2):165-174. **Underwood AJ (1991)** Aus J Mar Freshw Res 42:569-587. **Underwood AJ (1994)** Ecol Appl 4:3-15. **Van Der Vinne G, Andres D (1988)** Can Hydrol Symp 88:353-357.