

Suivi à moyen terme des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur la communauté zooplanctonique des lacs de l'écozone boréale

Mid-term study of the ecological impacts of forest fires and timber harvesting on zooplankton communities in lakes of the boreal ecozone

W. Jalal, B. Pinel-Alloul and G. Méthot

Volume 18, Special Issue, 2005

URI: <https://id.erudit.org/iderudit/705585ar>

DOI: <https://doi.org/10.7202/705585ar>

[See table of contents](#)

Publisher(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (print)

1718-8598 (digital)

[Explore this journal](#)

Cite this article

Jalal, W., Pinel-Alloul, B. & 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. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 18, 221–248. <https://doi.org/10.7202/705585ar>

Article abstract

This paper aims to evaluate mid-term impacts of forest wildfires and harvesting on the biomass, species richness and assemblages of zooplankton communities in boreal lakes in Québec. The research was carried out during a post-perturbation 3-year survey (1996-1998) on three subsets of lakes (natural, cut, burnt lakes). It complements previous short-term studies conducted 1 year after perturbations in the same region by PATOINE et al. (2000, 2002a) on different subsets of lakes, which failed to detect significant effects. This comparative study attempts to minimize the spatial variability among natural and perturbed lakes by selecting lakes with similar morphometric conditions. For this selection, we applied a multivariate approach developed by DUHAIME and PINEL-ALLOUL (2005). Making sure that natural and perturbed lakes have similar morphometric features allows minimization of the confounding effects of lake and watershed conditions on organic carbon and nutrient exports from perturbed watersheds, and subsequently on lake water quality and biota.

The initial 3-year survey was conducted on 31 lakes including 15 natural lakes without any perturbation in their watershed over the past 70 years, and 9 burnt lakes with more than 50% of their watershed intensively burnt, and 7 logged lakes with more than 43% of their watershed clear-cut. Lakes were visited three times per summer (May-June, July, August-September) between 6:00 to 15:00h, during the 3 years (1996-98) following the fires and harvesting of 1995. Watershed and lake morphometry, and water quality, and algal communities were monitored and studied by CARIGNAN et al. (2000) and PLANAS et al. (2000). Fish communities were sampled and studied by SAINT-ONGE and MAGNAN (2000). Zooplankton was sampled using a cantilever net (53 µm mesh size) on vertical hauls from 1 m above the sediments to the lake surface. Sampling methods and analysis of zooplankton were previously described by PATOINE et al. (2000, 2002a). We estimated species richness and assemblages, as well as the biomass of each zooplankton group (Rotifera, Cladocera, Copepoda Cyclopoida and Calanoida) and of the total community in each year and each lake. Simple ANOVA were used to evaluate global changes over the mid-term survey in zooplankton attributes among the three subsets of lakes (natural, cut, burnt). RMANOVA (analysis of variance with repeated measures) were used to test the effects of watershed conditions related to perturbations (natural, cut, burnt lakes), the effects of annual variations during the survey and their interaction. Redundancy analysis (RDA) served to evaluate the relationships between changes in the biomass of zooplankton groups during the survey in the three subsets of lakes and the changes in environmental factors and perturbation intensity. Environmental factors retained for the analysis were the drainage ratio (ratio of watershed area to lake area), lake water transparency, concentrations of total phosphorus, total nitrogen and dissolved organic carbon, water temperature in the euphotic zone, chlorophyll a concentrations, and biomass classes of dominant fish (yellow perch, white sucker). The perturbation intensity, expressed as the percentage of watershed area clear-cut or burnt, was also included in the model.

Based on their similarity in morphometric variables (drainage ratio, lake volume, area and maximum depth, percentage of wetlands in the watershed), we retained for the study 7 cut lakes (C2, C9, C12, C24, C29, C48), 7 burnt lakes (FBP9, FBP10, FP2, FP24, FP30, FP31, FP32), and 7 natural lakes (N5, N16, N56, N70, N82, N88, N109). Variations in morphometric characteristics were found within each subset of lakes (reference, burnt, logged), and we did not detect significant variation among groups. However, we did find significant differences in water quality variables among subsets of lakes. Thus, in our study, we have minimized the effects of variable morphometry among watersheds and lakes that could confound the responses of lakes to perturbations, while maintaining the same effects of fires and harvesting on water quality, as previously observed (CARIGNAN et al. 2000). This allowed us to test scaling-up effects of these changes on zooplankton communities. Our study shows that zooplankton communities in boreal lakes have strong resilience to environmental perturbations by wildfires and clear-cut logging. Species assemblages were very stable and varied little between natural and perturbed lakes. Some rotifer species such as *Keratella taurocephala*, known as a species adapted to acidic and humic lakes, had higher abundance in the cut lakes most enriched in dissolved organic carbon. Another rotifer species, *Polyarthra vulgaris*, adapted to eutrophic lake and reservoir ecosystems, was more abundant in the burnt lakes that were the most enriched in nutrients. Only short life-span and r-strategic species such as rotifers showed increases in species richness in the perturbed lakes compared to natural lakes. Compared to previous studies, our study showed that this increase in the number of rotifer species lasted for the 3-year survey. Rotifers also showed higher biomass in perturbed lakes (especially burnt lakes), but only during the first two years of the survey. In general, fires had greater eutrophication effects than did clear-cut harvest. In lakes impacted by fires, increases in nutrient inputs (total phosphorus, total nitrogen) favoured phytoplankton and rotifer growth, while in lakes impacted by logging, increases in dissolved organic carbon and water color limited the increase of phytoplankton and rotifers. For the crustaceans (Cladocera, Calanoida, Cyclopoida), neither species richness nor biomass was related to watershed perturbations. In general, our study indicates that natural sources of temporal variation between years had greater effects on the biomass of some zooplankton groups than did the perturbations. Overall, increases in Rotifera biomass were primarily related to higher mean summer water temperature whereas increases in Cyclopoida biomass were related to higher chlorophyll a concentrations. Perturbation intensity, nutrient concentrations, and drainage ratio also tended to increase the responses of these zooplankton groups, but their influence over the mid-term survey was not significant. A higher biomass of Calanoida was observed in lakes (mainly natural ones) with high water transparency and low nutrients. Variation in Cladocera biomass was not related to lake enrichment, higher temperature or perturbation intensity. Our mid-term study generally confirms the effects of wildfires and logging, as previously suggested, but not significantly detected by other studies (PATOINE et al. 2000, 2002a) conducted only during the first year after the perturbations. It shows the usefulness of mid-term monitoring to better assess the ecological impacts of natural and anthropogenic perturbations on aquatic ecosystems.

Suivi à moyen terme des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur la communauté zooplanctonique des lacs de l'écozone boréale

Mid-term study of the ecological impacts of forest fires and timber harvesting on zooplankton communities in lakes of the boreal ecozone

W. JALAL¹, B. PINEL-ALLOUL^{1*}, G. MÉTHOT¹

Reçu le 23 décembre 2003, accepté le 20 juillet 2005**.

SUMMARY

This paper aims to evaluate mid-term impacts of forest wildfires and harvesting on the biomass, species richness and assemblages of zooplankton communities in boreal lakes in Québec. The research was carried out during a post-perturbation 3-year survey (1996-1998) on three subsets of lakes (natural, cut, burnt lakes). It complements previous short-term studies conducted 1 year after perturbations in the same region by PATOINE *et al.* (2000, 2002a) on different subsets of lakes, which failed to detect significant effects. This comparative study attempts to minimize the spatial variability among natural and perturbed lakes by selecting lakes with similar morphometric conditions. For this selection, we applied a multivariate approach developed by DUHAIME and PINEL-ALLOUL (2005). Making sure that natural and perturbed lakes have similar morphometric features allows minimization of the confounding effects of lake and watershed conditions on organic carbon and nutrient exports from perturbed watersheds, and subsequently on lake water quality and biota.

The initial 3-year survey was conducted on 31 lakes including 15 natural lakes without any perturbation in their watershed over the past 70 years, and 9 burnt lakes with more than 50% of their watershed intensively burnt, and 7 logged lakes with more than 43% of their watershed clear-cut. Lakes were visited three times per summer (May-June, July, August-September) between 6:00 to 15:00h, during the 3 years (1996-98) following the fires and harvesting of 1995. Watershed and lake morphometry, and lake water quality and algal communities were monitored and studied by CARIGNAN *et al.* (2000) and PLANAS *et al.* (2000). Fish communities were sampled and studied by SAINT-ONGE and MAGNAN (2000). Zooplankton was sampled using a

1. GRIL, Département de sciences biologiques, Université de Montréal, CP 6128, Succ. Centre ville, Montréal, Qué. H3C 3J7, Canada.

* Correspondance: bernadette.pinel-alloul@umontreal.ca; jalal_wafa@hotmail.com

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 31 mai 2006.

cantilever net (53 μm mesh size) on vertical hauls from 1 m above the sediments to the lake surface. Sampling methods and analysis of zooplankton were previously described by PATOINE et al. (2000, 2002a). We estimated species richness and assemblages, as well as the biomass of each zooplankton group (Rotifera, Cladocera, Copepoda Cyclopoida and Calanoida) and of the total community in each year and each lake. Simple ANOVA were used to evaluate global changes over the mid-term survey in zooplankton attributes among the three subsets of lakes (natural, cut, burnt). RMANOVA (analysis of variance with repeated measures) were used to test the effects of watershed conditions related to perturbations (natural, cut, burnt lakes), the effects of annual variations during the survey and their interaction. Redundancy analysis (RDA) served to evaluate the relationships between changes in the biomass of zooplankton groups during the survey in the three subsets of lakes and the changes in environmental factors and perturbation intensity. Environmental factors retained for the analysis were the drainage ratio (ratio of watershed area to lake area), lake water transparency, concentrations of total phosphorus, total nitrogen and dissolved organic carbon, water temperature in the euphotic zone, chlorophyll *a* concentrations, and biomass classes of dominant fish (yellow perch, white sucker). The perturbation intensity, expressed as the percentage of watershed area clear-cut or burnt, was also included in the model.

Based on their similarity in morphometric variables (drainage ratio, lake volume, area and maximum depth, percentage of wetlands in the watershed), we retained for the study 7 cut lakes (C2, C9, C12, C23, C24, C29, C48), 7 burnt lakes (FBP9, FBP10, FP2, FP24, FP30, FP31, FP32), and 7 natural lakes (N5, N16, N56, N70, N82, N88, N109). Variations in morphometric characteristics were found within each subset of lakes (reference, burnt, logged), and we did not detect significant variation among groups. However, we did find significant differences in water quality variables among subsets of lakes. Thus, in our study, we have minimized the effects of variable morphometry among watersheds and lakes that could confound the responses of lakes to perturbations, while maintaining the same effects of fires and harvesting on water quality, as previously observed (CARIGNAN et al. 2000). This allowed us to test scaling-up effects of these changes on zooplankton communities.

Our study shows that zooplankton communities in boreal lakes have strong resilience to environmental perturbations by wildfires and clear-cut logging. Species assemblages were very stable and varied little between natural and perturbed lakes. Some rotifer species such as *Keratella taurocephala*, known as a species adapted to acidic and humic lakes, had higher abundance in the cut lakes most enriched in dissolved organic carbon. Another rotifer species, *Polyarthra vulgaris*, adapted to eutrophic lake and reservoir ecosystems, was more abundant in the burnt lakes that were the most enriched in nutrients. Only short life-span and r-strategic species such as rotifers showed increases in species richness in the perturbed lakes compared to natural lakes. Compared to previous studies, our study showed that this increase in the number of rotifer species lasted for the 3-year survey. Rotifers also showed higher biomass in perturbed lakes (especially burnt lakes), but only during the first two years of the survey. In general, fires had greater eutrophication effects than did clear-cut harvest. In lakes impacted by fires, increases in nutrient inputs (total phosphorus, total nitrogen) favoured phytoplankton and rotifer growth, while in lakes impacted by logging, increases in dissolved organic carbon and water color limited the increase of phytoplankton and rotifers. For the crustaceans (Cladocera, Calanoida, Cyclopoida), neither species richness nor biomass was related to watershed perturbations. In general, our study indicates that natural sources of temporal variation between years had greater effects on the biomass of some zooplankton groups than did the perturbations. Overall, increases in Rotifera biomass were primarily related to higher mean summer water temperature whereas increases in Cyclopoida

biomass were related to higher chlorophyll *a* concentrations. Perturbation intensity, nutrient concentrations, and drainage ratio also tended to increase the responses of these zooplankton groups, but their influence over the mid-term survey was not significant. A higher biomass of Calanoida was observed in lakes (mainly natural ones) with high water transparency and low nutrients. Variation in Cladocera biomass was not related to lake enrichment, higher temperature or perturbation intensity. Our mid-term study generally confirms the effects of wildfires and logging, as previously suggested, but not significantly detected by other studies (PATOINE *et al.* 2000, 2002a) conducted only during the first year after the perturbations. It shows the usefulness of mid-term monitoring to better assess the ecological impacts of natural and anthropogenic perturbations on aquatic ecosystems.

Keywords: *impacts, wildfires, harvesting, zooplankton, lakes, boreal forest, Quebec.*

RÉSUMÉ

Cet article vise à évaluer les effets à moyen terme des feux et des coupes de forêt sur la biomasse, la richesse spécifique et la composition du zooplancton des lacs de la forêt boréale au Québec. L'étude a été réalisée durant trois ans (1996-1998) après les perturbations sur 3 sous-ensembles de lacs similaires au niveau de leur morphométrie, incluant 7 lacs naturels non perturbés sur leur bassin versant, 7 lacs affectés par des coupes sur plus de 43 % de la surface du bassin versant et 7 lacs affectés par des feux sur plus de 50 % de la surface du bassin versant. Notre étude indique que le zooplancton a une forte résilience aux perturbations des lacs de la forêt boréale par les feux et les coupes. Les assemblages d'espèces sont très stables et varient peu entre les lacs naturels et les lacs perturbés. Les Rotifères sont le seul groupe affecté par les perturbations ; leur richesse spécifique et leur biomasse sont plus fortes dans les lacs perturbés que dans les lacs naturels. Les feux ont un effet d'eutrophisation plus marqué que les coupes. Dans les lacs affectés par les feux, les apports accrus de nutriments favorisent la croissance du phytoplancton puis des rotifères. Toutefois, dans les lacs affectés par les coupes, la forte couleur de l'eau due aux apports accrus en carbone organique dissous est un facteur limitant, et la hausse du phytoplancton et des rotifères est moins accentuée. La richesse spécifique et la biomasse des Crustacés (Cladocères, Copépodes Calanoides et Cyclopoïdes) ne varient pas avec les perturbations. Sur l'ensemble du suivi, le niveau de perturbation n'est pas fortement relié aux changements dans la biomasse des groupes taxinomiques qui s'expliquent plutôt par les variations annuelles de la température de l'eau et des concentrations en chlorophylle *a*.

Mots clés : *impacts, feux, coupes forestières, zooplancton, lacs, forêt boréale, Québec.*

1 – INTRODUCTION

Le zooplancton est reconnu comme un bon indicateur biologique des perturbations environnementales affectant la qualité et le fonctionnement des écosystèmes lacustres (ATTAYADE et BOZELLI, 1998 ; STEMBERGER *et al.*, 2001). Effectivement, plusieurs études rapportent des variations dans la communauté

zooplanctonique suite à des perturbations dues à l'acidification (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990) ou à l'eutrophisation des lacs (RAVERA, 1996), ainsi qu'au niveau d'urbanisation sur le bassin versant et aux changements dans les communautés de poissons (STEMBERGER et LAZORCHAK, 1994).

Dans les lacs de l'écozone boréale au Canada, les feux et les coupes constituent deux perturbations majeures d'origines naturelles (feu) ou anthropiques (coupes à blanc) (NATURAL RESOURCES CANADA, 1996). Ces perturbations au niveau des bassins versants peuvent affecter la qualité des eaux (CARIGNAN *et al.*, 2000), la stratification thermique des lacs (STEEDMAN et KUSHNERIUK, 2000) et les principales composantes des réseaux trophiques, depuis les algues (PLANAS *et al.*, 2000) et le zooplancton (PATOINE *et al.*, 2000) jusqu'aux poissons (SAINT-ONGE et MAGNAN, 2000 ; STEEDMAN, 2000).

Récemment, une synthèse des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur les lacs de l'écozone boréale au Québec a été présentée par PINEL-ALLOUL *et al.* (2002). Il en ressort que l'enrichissement des eaux en éléments nutritifs (phosphore, azote et carbone organique dissous) induit par les perturbations a peu d'effet sur la biodiversité des communautés aquatiques mais que chacune des perturbations affecte de façon différente la biomasse des communautés planctoniques. Dans les lacs affectés par les feux, l'enrichissement en azote et phosphore induit une hausse de la biomasse du phytoplancton (surtout les Diatomées) et du zooplancton (Rotifères, Copépodes Cyclopoides). Par contre, dans les lacs affectés par les coupes, l'enrichissement en phosphore n'entraîne qu'une faible hausse de biomasse du phytoplancton (surtout les Chrysophytes et Cryptophytes) en raison d'un effet négatif des apports accrus en carbone organique qui baissent la transparence de l'eau et limitent la production primaire. Au niveau du zooplancton, on observait une baisse de la biomasse des Copépodes Calanoïdes après les coupes.

L'influence des feux et des coupes forestières sur plusieurs caractéristiques (diversité, biomasse, structure en taille) de la communauté zooplanctonique des lacs de l'écozone boréale du Québec a été préalablement évaluée par PATOINE *et al.* (2000, 2002a, 2002b). Toutefois, les études portant sur les changements au niveau de la biodiversité et de la biomasse des principaux groupes de zooplancton se limitaient seulement à l'année suivant les perturbations. PATOINE *et al.* (2000) rapportent que les feux et les coupes de forêt n'affectaient pas la biomasse des Cladocères et des Copépodes Cyclopoides, mais que la biomasse des Copépodes Calanoïdes avait diminué de 43 % dans les lacs affectés par les coupes. Ces changements à court terme observés au niveau des biomasses des groupes taxinomiques n'étaient pas accompagnés par des variations significatives dans la diversité du zooplancton bien qu'on ait noté une hausse de 10 % de la richesse spécifique dans les lacs perturbés par les feux (PATOINE *et al.*, 2002a). Plusieurs facteurs peuvent avoir affecté la puissance de ces études à détecter des changements significatifs dans la communauté zooplanctonique après les feux ou les coupes forestières. Ces études comparaient les attributs du zooplancton dans 9 lacs affectés par des coupes et 9 lacs affectés par des feux avec ceux de 20 lacs naturels non perturbés sur leur bassin versant qui servaient de référence. La forte variabilité naturelle des communautés planctoniques ainsi que l'effort d'échantillonnage inégal entre les trois groupes de lacs pourraient avoir biaisé les comparaisons. De plus, parmi les 9 lacs affectés par les coupes, 2 lacs avaient un pourcentage de coupe très faible (9-11 % de la surface du bassin versant), bien inférieur au

niveau de 40 % jugé minimal pour entraîner des changements significatifs de la qualité de l'eau et des biomasses de phytoplancton (PINEL-ALLOUL *et al.*, 2002). Finalement, la période d'étude restreinte à une année après les perturbations pourrait avoir été insuffisante pour permettre d'observer les changements significatifs à plus long terme dans la biodiversité et la biomasse du zooplancton. En effet, les hausses observées dans la biomasse du phytoplancton (PLANAS *et al.*, 2000) et les baisses notées dans l'abondance des jeunes classes de taille des poissons (SAINT-ONGE et MAGNAN, 2000) pourraient avoir eu des effets sur la biomasse et la structure de la communauté zooplanctonique plusieurs années après les perturbations.

La présente étude fait suite aux travaux de PATOINE *et al.* (2000, 2002a). Elle présente sur une perspective à moyen terme (3 ans après les perturbations) les réponses de la communauté zooplanctonique des lacs de l'écozone boréale du Québec vis-à-vis des perturbations naturelle (feu) ou anthropique (coupe à blanc) sur les bassins versants. À ces fins, nous avons appliqué une approche comparative équilibrée basée sur un nombre égal de lacs perturbés et de lacs de référence (7 lacs naturels, 7 lacs de coupe et 7 lacs de feu). De plus, afin de minimiser la variabilité naturelle entre les lacs, les lacs de référence et les lacs de feu retenus pour cette étude ont été sélectionnés de façon à présenter le maximum de similarité avec les lacs de coupe au niveau de leur morphométrie et des caractéristiques du bassin versant. Cette procédure de sélection développée par DUHAIME et PINEL-ALLOUL (2005) permet de comparer des lacs ayant des caractéristiques morphométriques similaires et de minimiser ainsi les effets confondants des variations dans la topographie du bassin versant, le ratio de drainage et la taille des lacs sur les réponses des communautés aquatiques aux perturbations par les feux ou les coupes forestières (CARIGNAN *et al.*, 2000 ; PINEL-ALLOUL *et al.*, 2002). En premier lieu, nous évaluons les variations de la richesse spécifique, la composition et la biomasse des groupes taxinomiques (Rotifères, Cladocères, Copépodes Calanoïdes et Cyclopoïdes) du zooplancton entre les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu) et entre les trois années du suivi afin de détecter les changements dus aux perturbations, aux variations annuelles et à leurs interactions. Ensuite, nous mettons en relation les changements observés dans les biomasses des groupes zooplanctoniques avec les variations des facteurs environnementaux et le niveau de perturbation du bassin versant par les feux et les coupes. Cette étude est la première qui traite des effets à moyen terme de ces perturbations sur plusieurs caractéristiques du zooplancton des lacs de l'écozone boréale de l'est du Québec en considérant des lacs ayant un niveau de perturbation important (> 40 % de la superficie du bassin versant brûlée ou déboisée) et un faciès similaire au niveau de leur morphométrie et des caractéristiques du bassin versant.

2 – MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Site d'étude et sélection des lacs

Les lacs à l'étude se situent en Haute-Mauricie dans l'écozone boréale du Québec (47-49°N; 73-77°W) (figure 1). Le suivi écologique de la qualité des eaux et des composantes aquatiques (phytoplancton, zooplancton, poissons) a

porté initialement sur 31 lacs incluant 15 lacs naturels (lacs N) ayant leur bassin versant non perturbé depuis plus de 70 ans, 9 lacs de feu (lacs FP et FBP) ayant eu approximativement 50 à 100 % des forêts de leur bassin versant brûlées en 1995 suite à des feux naturels provoqués par la foudre et 7 lacs de coupe (lacs C) ayant eu 43 à 73 % de la surface de leur bassin versant déboisée en 1995 par des coupes à blanc (tableau 1).

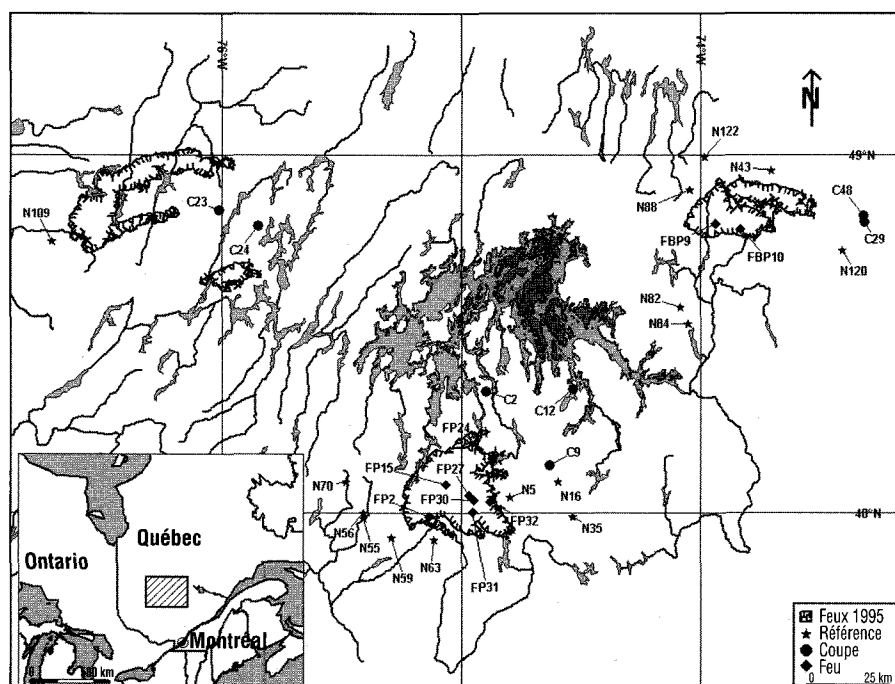


Figure 1

Localisation des lacs à l'étude. La lettre N avant les numéros des lacs fait référence aux lacs naturels (étoiles), la lettre C fait référence aux lacs de coupe (cercles), et les lettres FB et FBP aux lacs de feu (losanges). Les zones entourées d'une ligne hachurée correspondent au territoire ayant brûlé en 1995.

Location of the study lakes. Letter N before lake numbers refers to natural lakes (stars), letter C refers to cut lakes (circles) and letters FP and FBP to burnt lakes (diamonds). The areas encircled with a hatched line correspond to territories burnt in 1995.

Tableau 1 Moyennes (min-max) du pourcentage de perturbation et des variables de la morphométrie et de la qualité d'eau en 1996 pour les trois groupes de lacs sélectionnés (naturel, coupe, feu). Les lettres en exposant à côté des chiffres indiquent les différences significatives entre les groupes de lacs dans les variables de qualité d'eau. Les données proviennent de CARIGNAN *et al.* (2000) pour le pH, le phosphore total et le carbone organique dissous, de PLANAS *et al.* (2000) pour la chlorophylle a et de ST-ONGE et MAGNAN (2000) pour les biomasses de poissons. BPUE : biomasse de poissons par unité d'effort = g de poissons par filet et par nuit.

Table 1 Means (min-max) of perturbation intensity and morphometric and water quality variables in 1996 for the three groups of lakes (natural, logged, burnt). Different letters in upper case besides numbers indicate significant among-group differences in water quality variables. pH, total phosphorus and dissolved organic carbon data are from CARIGNAN *et al.* (2000), chlorophyll a data from PLANAS *et al.* (2000), and fish data from ST-ONGE and MAGNAN (2000). BPUE: biomass per unit effort = g of fish per net and per night.

	Lacs naturels (n = 7)	Lacs de coupe (n = 7)	Lacs de feu (n = 7)
Pourcentage de perturbation (%)	0	58 (43 - 73)	90 (50 - 100)
Volume du lac (10^6 m^3)	2,4 (0,7 - 4)	2,4 (0,6 - 8)	1,8 (0,7 - 2)
Profondeur maximale (m)	14,6 (10 - 21)	11 (5 - 19)	14,8 (10 - 20)
Surface du lac (ha)	47 (19 - 80)	63,7 (18 - 231)	35,4 (17 - 57,4)
Ratio de drainage	5,2 (2,3 - 10,4)	6,8 (2,0 - 13,2)	7,4 (3,3 - 11,6)
pH	6,4 (6,1 - 6,8)	6,5 (5,8 - 7)	6,6 (5,7 - 7,2)
Phosphore total ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	7,0 (4,9 - 10,3) ^a	10,9 (7,6 - 15,8) ^b	11,3 (5,6 - 17,3) ^b
Carbone organique dissous ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	5,2 (4,2 - 5,7) ^a	9,0 (3,0 - 13,3) ^b	5,9 (4 - 8,0) ^{ab}
Chlorophylle a ($\mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$)	2 (1,4 - 3,2) ^a	2,6 (2,1 - 3,3) ^{ab}	3,2 (1,7 - 4,2) ^b
Biomasse des perchaudes (BPUE)	163 (0 - 599)	83 (0 - 234)	96 (0 - 239)
Biomasse des meuniers noirs (BPUE)	2540 (414-8213)	1884 (0 - 4978)	1454 (0 - 5191)

Pour cette étude, nous avons sélectionné 7 lacs de référence et 7 lacs de feu ayant des caractéristiques morphométriques similaires aux 7 lacs de coupe en appliquant la méthode développée par DUHAIME et PINEL-ALLOUL (2005). Premièrement, la variance des caractéristiques morphométriques des 31 lacs du suivi écologique a été décrite par une analyse en composantes principales (ACP) basée sur 7 variables : la pente du bassin versant (Pente), la surface du lac (AL), la surface du bassin versant (AD), le ratio de drainage correspondant au rapport de la surface du bassin versant sur la surface du lac (AD/AL), le volume (VOL) et la profondeur maximale (Zmax) du lac ainsi que le pourcentage de la surface du bassin versant occupée par des zones humides (Marais). Ces caractéristiques morphométriques ont été retenues parce que la pente et la taille du bassin versant, le ratio de drainage et le pourcentage de zones humides ont une influence significative sur les niveaux de phosphore total (PT), de carbone organique dissous (COD) et de chlorophylle (Chl. a) dans les lacs de l'écozone boréale du Québec (HOULE *et al.*, 1995 ; D'ARCY et CARIGNAN, 1997). On a aussi montré que le ratio de drainage, la surface ou le volume du lac influencent les exportations d'éléments nutritifs et de matière organique du bassin versant vers les lacs et leurs réponses aux perturbations par les feux et les coupes forestières (LAMONTAGNE *et al.*, 2000 ; CARIGNAN *et al.*, 2000 ; CARI-

GAN et STEEDMAN, 2000). L'ACP a été faite sur la matrice de corrélation parce que les variables avaient des unités de dimensions hétérogènes et les vecteurs propres ont été normés à 1 afin de préserver la distance euclidienne entre les objets et déterminer le cercle de contribution équilibrée. Les descripteurs morphométriques sortant du cercle de contribution équilibrée sont ceux ayant une influence significative sur la distribution des lacs dans l'espace euclidien des deux premiers axes de l'ordination. Les ordinations ont permis de visualiser la distribution des lacs selon les vecteurs des descripteurs morphométriques et de sélectionner les 7 lacs naturels et les 7 lacs de feu les plus similaires aux 7 lacs de coupe (i.e., ayant des positions rapprochées dans le plan d'ordination) (figure 2). L'ACP a été produite à l'aide du Progiciel R (LEGENDRE et LEGENDRE, 1998). Les coordonnées des objets et des vecteurs propres ont été exportées vers Sigma Plot 2000 pour tracer les graphiques d'ordination.

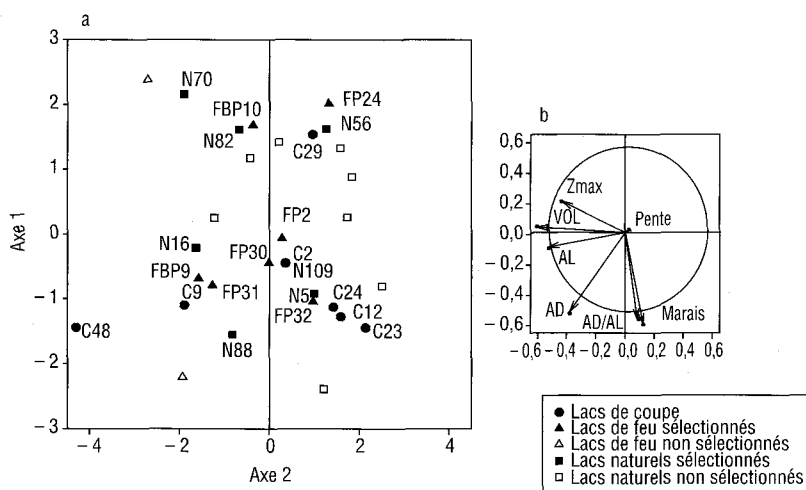


Figure 2

Diagramme d'ordination des lacs à l'étude basé sur leurs caractéristiques morphométriques selon l'analyse de redondance RDA (a). Les 21 lacs sélectionnés pour la comparaison des attributs du zooplankton entre les lacs naturels (7), les lacs de coupe (7) et les lacs de feu (7) ont des symboles noirs. Ceux éliminés par la sélection ont des symboles clairs et ne sont pas mentionnés. Orientation des descripteurs morphométriques dans le plan d'ordination et le cercle de contribution équilibrée (b) : AL : surface du lac ; AD : surface du bassin versant ; AD/AL : ratio de drainage ; Pente : pente du bassin versant ; VOL : volume du lac ; Zmax : profondeur maximale du lac ; Marais : pourcentage de zones humides sur le bassin versant.

Ordination plot of the study lakes based on their morphometric characteristics, as determined by redundancy analysis RDA (a). The 21 lakes selected for comparing zooplankton attributes between natural lakes (7), logged lakes (7) and the burnt lakes (7) have black symbols. The non-selected lakes have clear symbols and are not mentioned. Orientation of the morphometric descriptors in the ordination plan and the equilibrium circle of descriptors (b): AL: lake area; AD: watershed area; AD/AL: drainage ratio; Pente: watershed slope; VOL: lake volume; Zmax: maximum depth; Marais: percentage of wetlands in the watershed.

Finalement, la validité du choix des lacs a été testée à l'aide d'une analyse de redondance (RDA). Cette analyse testait si les variables morphométriques des trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu) sélectionnés ci-dessus étaient semblables. La RDA est une ordination de la matrice réponse Y (variables morphométriques) sous la contrainte de la matrice explicative X (condition du bassin versant : naturel, coupe, feu). La matrice Y comprenait les variables morphométriques de dimensions hétérogènes, transformées (Ln), centrées et réduites. La matrice X (type de bassin versant) était composée d'une variable binaire permettant de départager les lacs de coupe, les lacs de feu et les lacs naturels. L'analyse RDA permettait de tester si la variance de la matrice Y était reliée avec la matrice X, ou autrement dit si les caractéristiques morphométriques différaient entre les trois groupes de lacs sélectionnés. Les tests statistiques ont été faits par permutation sans restriction des lignes correspondant à chacun des lacs (9 999 permutations). Pour ces analyses, l'hypothèse nulle prévoyait l'indépendance des matrices Y et X alors que l'hypothèse alternative impliquait que la somme de toutes les valeurs propres canoniques était plus grande (test unilatéral) qu'elle ne pourrait l'être en provenant d'une matrice permutée. Lorsque le test par permutation se révélait significatif pour l'ensemble des axes canoniques ($P < 0,05$), la matrice X expliquait la matrice Y. Dans un tel cas, les variables de la matrice Y étaient séparées en trois groupes distincts comme dans la matrice des variables explicatives binaires (X), ce qui signifiait que les descripteurs morphométriques étaient différents dans les lacs de coupe, les lacs de feu et les lacs naturels sélectionnés. Si le test par permutation n'était pas significatif ($P > 0,05$), ceci signifiait que les lacs étaient similaires au niveau de leurs descripteurs morphométriques et qu'ils pouvaient être utilisés dans le cadre d'une étude comparative. Toutes les RDA ont été faites avec CANOCO 4.0. (TER BRAAK et SMILAUER, 1998).

2.2 Échantillonnage et analyse du zooplancton

Les lacs ont été visités pendant une période de 5 jours, entre 6 et 15 heures, trois fois par an (mai ou début juin, mi-juillet et début septembre) au cours des trois années suivant les perturbations (1996-1998). Les méthodes d'analyse de la morphométrie des lacs, de la qualité de l'eau et du phytoplancton ont été décrites en détail par CARIGNAN *et al.* (2000), PLANAS *et al.* (2000) et PINEL-ALLOUL *et al.* (2002). Les communautés de poissons dans chacun des lacs ont été décrites par SAINT-ONGE et MAGNAN (2000). Le zooplancton a été échantillonné sur toute la colonne d'eau par halage vertical (de 1 m au-dessus des sédiments jusqu'à la surface du lac) à l'aide d'un filet à contre-levier de 53 μ m de vide de maille (FILION *et al.*, 1993). Le zooplancton a été anesthésié avec de l'eau carbonatée sur le terrain ; il a ensuite été fixé dans une solution de formaldéhyde (4 %). La méthode d'échantillonnage du zooplancton a été présentée en détail par PATOINE *et al.* (2002a) et PINEL-ALLOUL *et al.* (2002).

Au laboratoire, les analyses taxinomiques ont été faites sur un volume de 10 ml provenant d'un échantillon concentré de 100 ml. Le zooplancton a été identifié jusqu'à l'espèce en se basant sur les clefs de BROOKS (1957), HEBERT (1995), EDMONDSON (1959), BRANDLOVA *et al.* (1972) et SMITH et FERNANDO (1978). Les densités ont été exprimées en nombre d'individus de chaque espèce par litre ($\text{ind} \cdot \text{L}^{-1}$). Afin d'estimer la biomasse spécifique des espèces zooplanctoniques, on a procédé à la mesure de la taille des 30 premiers indivi-

dus de chaque espèce de Crustacés (longueur) et de Rotifères (longueur et largeur) dans chacun des échantillons. Les densités de chaque espèce ont été converties en biomasse en poids sec en se basant sur les relations entre la taille et le poids de chaque taxon (MALLEY *et al.*, 1989 ; BOTTRELL *et al.*, 1976). La biomasse du zooplancton total et des groupes taxinomiques (Rotifères, Cladocères, Copépodes Cyclopoïdes et Calanoïdes) a été exprimée en microgramme par litre ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). La richesse spécifique du zooplancton total et de chacun des groupes taxinomiques a été estimée en cumulant le nombre total d'espèces identifiées par lac et par date d'échantillonnage pour chacun des groupes de lacs (naturel, coupe, feu) à chacune année et pour toute la période d'étude. Des diagrammes de distribution rang-fréquence des espèces ont été établis pour chaque groupe de lacs afin de comparer les assemblages des espèces dominantes dans les lacs naturels et les lacs perturbés.

2.3 Analyses statistiques

Pour l'ensemble du suivi (3 ans), on a appliqué des analyses de variance à un critère de classification (ANOVA simple) pour tester les différences dans les caractéristiques du zooplancton entre les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu) de façon à évaluer l'impact global des feux naturels ou des coupes forestières à moyen terme (3 ans après les perturbations).

Des analyses de variance en mesures répétées (RMANOVA) ont été appliquées pour tester les effets des perturbations (conditions du bassin versant : BV), des années (trois années du suivi post-perturbation : An) et de leurs interactions (BV $\times$ An) sur les caractéristiques du zooplancton. Le modèle considèrerait deux facteurs (perturbations, années) avec trois niveaux pour les conditions du bassin versant (BV : naturel, coupe, feu) et les années du suivi (An: 1996-1997-1998), et le facteur d'interaction (Perturbations $\times$ Années : BV $\times$ An). Les trois années du suivi étaient considérées comme des mesures répétées. Nous avons comparé les moyennes estivales de la richesse spécifique et de la biomasse de chacun des groupes taxinomiques ainsi que celles du zooplancton total. Par la suite, lorsqu'un des effets s'avérait significatif pour l'ensemble des 3 années, nous avons refait les analyses pour chaque paire d'années séparément (1996-1997, 1996-1998 et 1997-1998) pour déterminer à quelle année se produisaient les changements dans les caractéristiques du zooplancton. Toutes les analyses ont été faites sur les données transformées ($\log_{10} \times +1$) pour assurer la normalité et l'homoscédasticité des variables. Les tests ont été réalisés à l'aide du programme SYSTAT version 8.0 à un niveau de signification de $P = 0,05$, en appliquant la correction de Greenhouse-Geiser (G-G) pour satisfaire la condition de sphéricité dans les données et de symétrie dans la matrice de covariance entre les groupes. En effet, dans le cas des analyses en mesures répétées, la condition d'indépendance des données n'est pas respectée puisque chaque variable est mesurée plusieurs fois (3 fois) dans chacun des lacs, il est donc nécessaire d'ajuster le niveau de probabilité (SYSTAT version 8.0, p. 365).

Les relations entre les changements des variables du zooplancton et des facteurs environnementaux ont été évaluées à l'aide d'une analyse de redondance (RDA). La RDA a été effectuée sur la matrice des biomasses moyennes estivales de chacun des groupes zooplanctoniques (matrice Y) sous contrainte de la matrice des moyennes des variables environnementales au cours de la

même période (matrice X). Nous avons retenu pour ces analyses, les facteurs environnementaux ayant démontré un effet significatif sur la qualité des eaux ou les communautés planctoniques lors des études précédentes. Ainsi, CARRIGAN *et al.* (2000) ont montré que les variations de la transparence de l'eau, du phosphore et de l'azote total, du carbone organique dissous et de la chlorophylle *a* dans l'eau des lacs de la forêt boréale affectés par des feux ou des coupes étaient reliées au ratio de drainage et au niveau de perturbation du bassin versant. YAN (1986) a établi une relation positive entre les concentrations de phosphore total et la biomasse des crustacés zooplanctoniques dans les lacs oligotrophes de l'écozone boréale en Ontario. PATOINE *et al.* (2000) rapportent une relation négative entre la biomasse des Calanoïdes et les concentrations de phosphore total et de chlorophylle *a* dans 38 lacs du Québec. De plus, SAINT-ONGE et MAGNAN (2000) ont démontré que le recrutement des perchaudes et des meuniers noirs a été affecté dans les lacs perturbés par des feux et des coupes. Les variables environnementales retenues comme facteurs explicatifs pour cette étude sont : le ratio de drainage (rapport surface du bassin versant/surface du lac : AD/AL), la transparence de l'eau (Secchi), les concentrations en carbone organique dissous (COD), en phosphore total (PT) et en azote total (NT), la température de l'eau (Temp.), la biomasse en chlorophylle *a* (Chl. *a*) et les classes de biomasse des perchaudes (*Perca flavescens*) et des meuniers noirs (*Catostomus commersoni*). La biomasse par unité d'effort (BPUE) de chaque espèce de poissons correspondait au poids de poissons (g) par filet et par nuit. Les classes de biomasse (1-4) ont été déterminées en fonction de la position des quartiles (1 = 0-25 %, 2 = 25-50 %, 3 = 50-75 %, 4 = 75-100 %) sur la courbe de distribution des biomasses de chacune des espèces dans l'ensemble des lacs. Pour les perchaudes, les classes de biomasse correspondaient à 1 pour l'absence de perchaude et un BPUE = 0, à 2 pour des BPUE = 0-56, à 3 pour des BPUE = 57-137, et à 4 pour des BPUE = 138-610. Pour les meuniers noirs, les valeurs correspondantes étaient de 1 pour des BPUE = 0-59, à 2 pour des BPUE = 59-660, à 3 pour des BPUE = 661-3493 et à 4 pour des BPUE = 3494-8213. L'intensité de la perturbation (Pert) exprimée par le pourcentage de la surface du bassin versant déboisée ou brûlée a aussi été ajoutée comme variable explicative. Les tests statistiques ont été faits par permutation sans restriction des lignes correspondant aux lacs (9999 permutations). Les données de biomasse ou de nombre d'espèces ont été transformées ($\log_{10} \times +1$). Toutes les RDA ont été faites avec le logiciel CANOCO 4.0. (TER BRAAK et SMILAUER, 1998).

3 – RÉSULTATS

3.1 Sélection des lacs

Selon la longueur et la position des vecteurs des descripteurs morphométriques dans le plan d'ordination des 31 lacs initiaux (figure 2b), on peut distinguer les variables qui sortent du cercle de contribution équilibrée (rayon = 0,53) et qui ont une forte contribution à la variance totale dans la morphométrie des lacs et de leur bassin versant. Ce sont le volume du lac (VOL), le ratio de drai-

nage (AD/AL), le pourcentage de zones humides (Marais), la surface du bassin versant (AD), et la surface du lac (AL) (figure 2b). Le premier axe de l'ordination explique 37,5 % de la variabilité totale dans la morphométrie des lacs ; il représente un gradient de taille des lacs, selon leur surface, leur volume et leur profondeur maximale. Le deuxième axe explique 26,9 % de la variabilité dans les caractéristiques des bassins versants, i.e., leur surface, le ratio de drainage et le pourcentage de zones humides.

La distribution des 31 lacs initiaux dans le diagramme d'ordination permet de distinguer des groupes de lacs ayant des caractéristiques morphométriques différentes (figure 2a). Sur le premier axe de l'ordination, les lacs se distribuent selon un gradient de taille. Certains lacs situés du côté gauche de l'ordination (N70, C48) se caractérisent par une surface, un volume et une profondeur plus élevés comparativement à d'autres lacs du côté droit de l'ordination (FP24, N56, C12, C23) ayant une taille et une profondeur plus faibles. Selon le deuxième axe de l'ordination, on distingue deux groupes de lacs. Le premier groupe de lacs est situé dans la partie supérieure de l'ordination ; il comprend des lacs caractérisés par des bassins versants de plus petite surface, un ratio de drainage plus faible et moins de zones humides dans le bassin versant (par exemple N70 et FP24). Le deuxième groupe de lacs, situé dans la partie inférieure de l'ordination est formé des lacs ayant des bassins versants de plus grande taille, un rapport de drainage plus élevé et davantage de zones humides dans le bassin versant (par exemple N88, C23 et C48).

L'objectif final de la sélection des lacs était de choisir des lacs naturels et des lacs de feu similaires aux lacs de coupe du point de vue de leur morphométrie et des caractéristiques du bassin versant, tout en s'assurant que l'ensemble de lacs représentant toute l'étendue de variation au niveau des descripteurs morphométriques les plus discriminants (figure 2b). En tenant compte de ce principe et en se basant sur la position des 7 lacs de coupe (lacs C) dans le plan de l'ordination (figure 2a), nous avons jumelé 7 lacs naturels et 7 lacs de feu ayant des positions rapprochées. Au terme de cette sélection, nous avons retenu pour l'étude 21 lacs, incluant les 7 lacs de coupe (C2, C9, C12, C23, C24, C29, C48) ayant plus de 43 % de la surface du bassin versant déboisée, 7 lacs de feu (FBP9, FBP10, FP2, FP24, FP30, FP31, FP32) avec plus de 50 % de la surface du bassin versant brûlée et 7 lacs naturels (N5, N16, N56, N70, N82, N88 et N109) (figure 2a). La validation de ce choix a été testée à l'aide d'une RDA. Les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu) ne présentaient pas de différences significatives dans les variables morphométriques ($P > 0,05$).

3.2 Facteurs environnementaux et niveau de perturbations des lacs

Le tableau 1 présente les moyennes des variables environnementales et le niveau de perturbation pour les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu). En moyenne, les bassins versants des lacs de coupe ont été déboisés sur 58 % de leur surface, tandis que le niveau de perturbation par les feux est plus élevé avec en moyenne 90 % de la surface du bassin versant brûlée. En dépit de la sélection des lacs, il persiste des différences dans les caractéristiques morphométriques des trois groupes de lacs (tableau 1). Toutefois, compte tenu de la variabilité naturelle assez forte dans chacun des groupes de lacs, aucune de ces différences au niveau des caractéristiques morphométriques entre les trois groupes de lacs n'était significative (RDA : $P > 0,05$).

Au niveau de la qualité des eaux, on observe des variations significatives pour certaines variables entre les trois groupes de lacs l'année suivant les perturbations (tableau 1). Le pH des lacs est similaire et légèrement acide (6,4-6,6). Les niveaux de phosphore total ($7-11 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et de chlorophylle *a* ($2-3 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) indiquent que les lacs étaient oligotrophes selon la classification de WETZEL (2001). Les niveaux de phosphore total sont significativement plus hauts dans les lacs perturbés par les feux et les coupes que dans les lacs naturels. La biomasse en chlorophylle *a* est plus élevée dans les lacs de feu comparativement aux lacs naturels et aux lacs de coupe. Par contre, les concentrations de carbone organique dissous varient de 5 à $9 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ et sont plus élevées dans les lacs de coupe que dans les lacs de feu et les lacs naturels.

Les biomasses des deux espèces dominantes de poissons (perchaudes et meuniers noirs) sont très variables dans chacun des groupes de lacs (tableau 1). Bien que la biomasse des poissons dans les lacs naturels paraisse plus élevée que dans les lacs perturbés, nous n'avons pas détecté de différences entre les groupes de lacs.

3.3 Assemblages d'espèces et richesse spécifique du zooplancton

Parmi les 132 espèces recensées au cours de notre étude sur l'ensemble des trois groupes de lacs (7 lacs naturels, 7 lacs de coupe, 7 lacs de feu), seulement 69 espèces, soit 44 espèces de Rotifères et 25 espèces de Crustacés, étaient communes aux trois groupes de lacs. Parmi ces espèces, seulement les espèces les plus dominantes (21 espèces de Rotifères et 19 espèces de Crustacés) ont été utilisées pour décrire et comparer les assemblages d'espèces du zooplancton. En général, les diagrammes rang-fréquence montrent que les patterns de dominance des espèces de Rotifères et de Crustacés sont similaires dans les lacs naturels et les lacs perturbés au cours des trois années après les feux ou les coupes (figure 3).

Les espèces de Rotifères représentent, à elle seules, 70 % de la densité totale du zooplancton. Parmi les 21 espèces de Rotifères, seulement 12 espèces constituent environ 65 % de la densité totale des Rotifères (figure 3a). Le Rotifère *Keratella cochlearis* est l'espèce dominante dans les lacs naturels comme dans les lacs perturbés. Cette espèce représente en moyenne 21 % de la densité totale du zooplancton, suivie par *Conochilus unicornis*, *Kellicottia longispina*, *Polyarthra remata* et *Gastropus stylifer* avec des fréquences inférieures ou égales à 10 %. On observe sensiblement la même distribution rang-fréquence pour les espèces de Rotifères dans les lacs perturbés, avec une légère différence au niveau du cinquième rang qui est occupé par le Rotifère *Keratella taurocephala* dans les lacs de coupe et par *Polyarthra vulgaris* dans les lacs de feu (figure 3a).

Les 19 espèces de Crustacés ne représentent que 5 % de la densité totale du zooplancton mais plus de 90 % de la biomasse totale. Parmi ces Crustacés, seulement six espèces sont présentes avec un pourcentage supérieur à 0,5 % de la densité totale du zooplancton dans les trois groupes de lacs. Dans les lacs naturels, les Cladocères du groupe des *Bosminidae* sont les plus fréquents, suivis par le Copépode Calanoïde *Leptodiaptomus minutus* et les Cladocères *Holopedium gibberum* et *Daphnia longiremis* (figure 3b). Dans les lacs perturbés, on observe une légère différence dans les rangs des espèces de

Crustacés, par rapport aux lacs naturels. Ainsi, dans les lacs de coupe, c'est le Calanoïde *Leptodiaptomus minutus* qui est le plus abondant en terme de densité relative suivi par la famille des *Bosminidae* et le Cladocère *Daphnia catawba*. Dans les lacs de feu, le premier rang est occupé par le groupe des *Bosminidae* suivi du Cyclopoïde *Cyclops scutifer*, du Cladocère *Daphnia longiremis* et du Calanoïde *Leptodiaptomus minutus*.

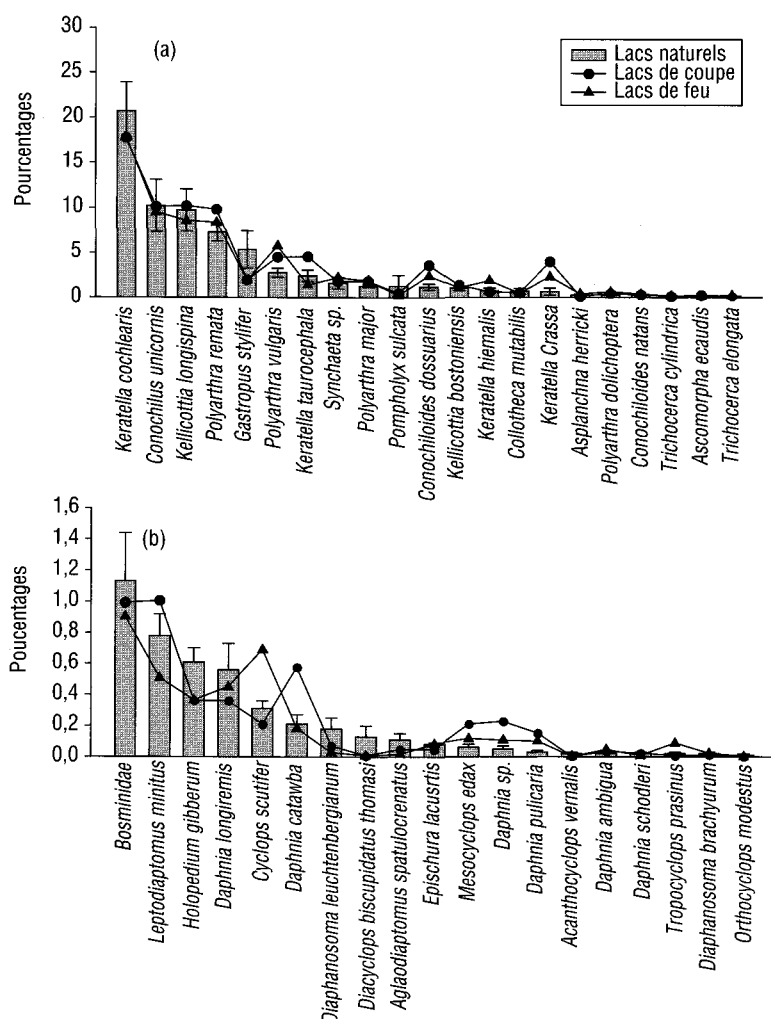


Figure 3 Diagrammes rang-fréquence des espèces de Rotifères (a) et de Crustacés (b) pour les lacs naturels, les lacs de coupe et les lacs de feu (moyennes de densités relatives de chaque espèce avec erreurs standards uniquement pour les lacs naturels). Les rangs des espèces sont basés sur ceux trouvés dans les lacs naturels.

Rank-frequency diagrams of rotifer (a) and crustacean (b) species for the natural, logged and burnt lakes (means of relative density of each species with standard errors for natural lakes only). Species ranks are based on the ranks found in the natural lakes.

Pour l'ensemble des trois années du suivi, le nombre total d'espèces de zooplancton trouvé dans les lacs naturels est de 36 tandis qu'il est de 38 dans les lacs de coupe et de 43 dans les lacs de feu (tableau 2). Les Rotifères contribuent majoritairement à la richesse spécifique de la communauté avec en moyenne 24 espèces dans les lacs naturels, 27 dans les lacs de coupe et 30 dans les lacs de feu, ce qui correspond à 66-71 % des espèces recensées. La diversité en espèces des Crustacés est plus faible avec environ 6 espèces de Cladocères, 3 à 4 espèces de Copépodes Cyclopoïdes et 2 à 3 espèces de Copépodes Calanoïdes. Les Cladocères représentent 15 à 18 % des espèces, suivis des Cyclopoïdes avec 8 à 9 % et des Calanoïdes avec 5 à 7 %.

L'analyse de variance en mesures répétées (RMANOVA) a détecté un effet significatif des perturbations (conditions du bassin versant : BV) et des années (An) sur la richesse spécifique du zooplancton total, mais pas d'interaction entre les groupes de lacs et les années (BV $\times$ An) (tableau 3). Le nombre d'espèces de zooplancton est toujours plus élevé dans les lacs de feu comparativement aux lacs naturels, tandis que les lacs de coupe occupent une position intermédiaire (figure 4). Les effets des perturbations sont significatifs lorsque l'on analyse la première année du suivi (1996) avec la deuxième (1997) ou la troisième année (1998), mais les changements s'estompent au-delà de la deuxième année du suivi car il n'y a plus de différences entre les années 1997 et 1998. Il existe aussi une forte variabilité entre les années, caractérisée par une baisse de la richesse en espèces dans chacun des groupes de lacs entre 1996 et 1997 ou 1998, mais pas de changement annuel entre 1997 et 1998 (tableau 3).

Tableau 2 Moyennes (min-max) de la richesse spécifique (nb. d'espèces) et du pourcentage d'espèces (%) de chaque groupe taxinomique et du zooplancton total dans les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu) pour l'ensemble des trois années du suivi (1996-98). Les lettres en exposant à côté des moyennes des nombres d'espèces indiquent les différences significatives entre les groupes de lacs ($P \leq 0,05$).

Table 2 Means (min-max) of species richness (species number) and percentages of species for each taxonomic group and for total zooplankton in the three groups of lakes (natural, logged, burnt) during the entire three years (1996-98). Letters in upper case besides mean values of species numbers and percentages indicate significant differences among the three groups of lakes ($P \leq 0.05$).

	Lacs naturels (n = 7)		Lacs de coupe (n = 7)		Lacs de feu (n = 7)	
	Nombre d'espèces	%	Nombre d'espèces	%	Nombre d'espèces	%
Rotifères	24 ^a (20-27)	66 (60-71)	27 ^{ab} (18-35)	69 (62-74)	30 ^b (26-36)	71 (66-75)
Calanoïdes	3 (2-3)	7 (5-9)	2 (2-2)	5 (4-7)	2 (1-3)	5 (3-7)
Cyclopoïdes	3 (1-4)	9 (3-12)	3 (2-4)	9 (8-11)	4 (3-4)	8 (7-10)
Cladocères	6 (5-9)	18 (14-22)	6 (5-8)	16 (12-23)	6 (5-8)	15 (12-20)
Total	36 ^a (31-39)	100	38 ^{ab} (29-47)	100	43 ^b (39-47)	100

Tableau 3 Résultats des analyses de variance en mesures répétées (RMANOVA) comparant les valeurs moyennes du nombre d'espèces de chaque groupe zooplanctonique et du zooplancton total dans les trois groupes de lacs et entre les trois années du suivi. Les analyses testent les effets des perturbations reliées aux conditions du bassin versant (naturel, coupe, feu), des années et de leurs interactions. * : $P \leq 0,05$; ** : $P \leq 0,01$; ns : non significatif. P est la probabilité non corrigée alors que G-G est la probabilité corrigée de Greenhouse-Geisser.

Table 3 Results of analyses of variance with repeated measures (RM-ANOVA) comparing mean values of species number of each taxonomic group and of total zooplankton in the three groups of lakes and among the three years of the survey. Analyses test the effects of watershed conditions (natural, logging, fire), years and their interactions. *: $P \leq 0,05$; **: $P \leq 0,01$; ns: non-significant. P is the uncorrected probability and G-G is the corrected probability of Greenhouse-Geiser.

Nombre d'espèces	Sources de variation	Valeurs de F	P	G-G	Comparaison par paire d'années				
Rotifères	Perturbations (BV)	4,408	0,028	*		BV	An	BVxAn	
	Années (An)	6,5	0,004	0,005	**	96-97	*	**	ns
	Perturbations x Années (BV x An)	1,006	0,417	ns		96-98	*	*	ns
						97-98	*	ns	ns
Cladocères	Perturbations (BV)	0,043	0,96	ns					
	Années (An)	0,529	0,59	ns					
	Perturbations x Années (BVxAn)	0,523	0,72	ns					
Calanoïdes	Perturbations (BV)	1,886	0,18	ns		BV	An	BVxAn	
	Années (An)	3,775	0,032	0,032	*	96-97	ns	*	ns
	Perturbations x Années (BVxAn)	1,149	0,35	ns		96-98	ns	ns	ns
						97-98	ns	ns	ns
Cyclopoides	Perturbations (BV)	0,934	0,41	ns		BV	An	BVxAn	
	Années (An)	3,584	0,038	0,04	*	96-97	ns	*	ns
	Perturbations x Années (BVxAn)	0,068	0,99	ns		96-98	ns	*	ns
						97-98	ns	ns	ns
Zooplancton	Perturbations (BV)	3,995	0,037	*		BV	An	BVxAn	
Total	Années (An)	4,968	0,012	0,013	**	96-97	*	**	ns
	Perturbations x Années (BVxAn)	0,778	0,547	ns		96-98	*	*	ns
						97-98	ns	ns	ns

Au niveau de la richesse spécifique des Rotifères, les variations entre les groupes de lacs et les années sont similaires au zooplancton total (figure 4, tableau 3). Les lacs de feu ont une richesse en espèces de rotifères plus élevée que les lacs de coupe et les lacs naturels au cours des trois années et ces différences se maintiennent jusqu'en 1998. Le nombre d'espèces de Rotifères dans les trois groupes de lacs est plus bas en 1997 et 1998 qu'en 1996, mais ne varie pas entre 1997 et 1998.

Pour les Crustacés (figure 4, tableau 3), le nombre d'espèces de Cladocères ne varie ni entre les trois groupes de lacs ni au cours des trois années du suivi. Les perturbations n'ont pas d'effet sur la richesse spécifique des Copépodes Calanoïdes et Cyclopoïdes. Par contre, le nombre d'espèces de Copépodes varie au cours des années dans chacun des groupes de lacs. Pour les Calanoïdes, il augmente entre 1996 et 1997 tandis que pour les Cyclopoïdes, il diminue en 1997 et 1998, comparativement à 1996.

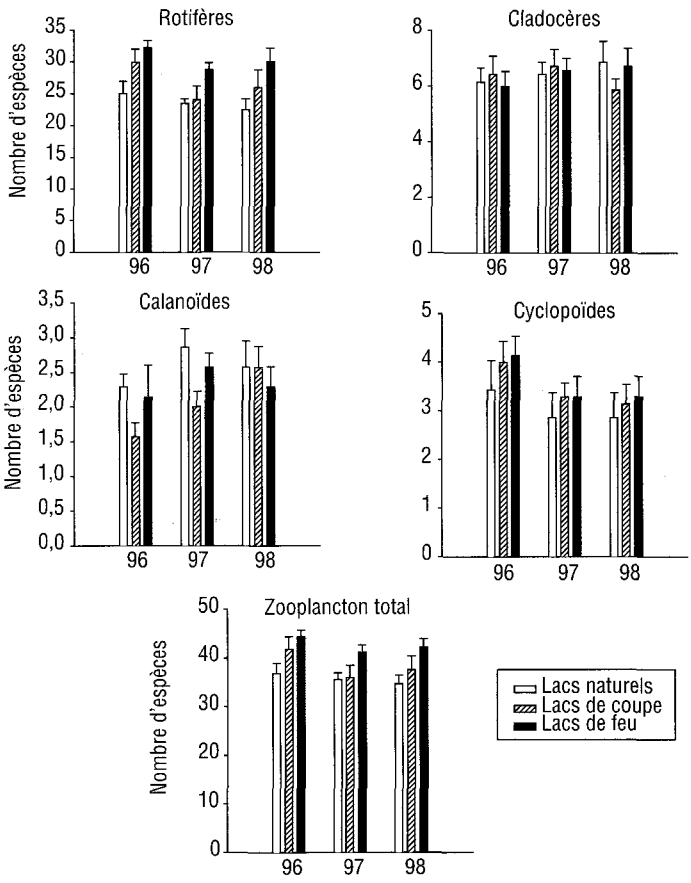


Figure 4 Nombre d'espèces pour chacun des groupes taxinomiques et pour le zooplancton total dans les lacs naturels (blanc), les lacs de coupe (hachuré) et les lacs de feu (noir) durant les trois années suivant les perturbations (1996 à 1998). Voir tableau 3 pour les résultats des RMANOVA testant les différences de la richesse spécifique entre les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu) et entre les trois années.

Species richness for each taxonomic group and for the total zooplankton in natural (white), logged (hatched) and burnt (black) lakes during the three years after the perturbations (1996 to 1998). See Table 3 for the results of the RM-ANOVA testing differences in species richness among the three groups of lakes (natural, cut, burnt) and among the three years.

3.4 Biomasse des groupes de zooplancton

Pour l'ensemble des trois années du suivi, la biomasse moyenne du zooplancton total est similaire dans les trois groupes de lacs, variant de $45 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les lacs naturels à $47\text{-}48 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les lacs affectés par les feux ou les coupes (tableau 4). La biomasse moyenne des Cladocères est d'environ $22 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les trois groupes de lacs et ce groupe constitue 46 à 48 % de la biomasse totale du zooplancton. La biomasse moyenne des Copépodes Cyclopoïdes varie de $10 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les lacs naturels à $8 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les lacs de coupe et à $14 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les lacs de feu. Toutefois, ces différences ne sont pas significatives. Ce groupe de Crustacés représente 18 à 29 % de la biomasse totale du zooplancton. La biomasse moyenne des Copépodes Calanoïdes varie de $11 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les lacs naturels à $12,6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ dans les lacs de coupe et elle est significativement plus faible dans les lacs de feu ($7,5 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Les Calanoïdes représentent 16 à 27 % de la biomasse totale du zooplancton et leur contribution relative diminue dans les lacs de feux, comparativement aux lacs naturels et aux lacs de coupe. Les Rotifères, du fait de leur petite taille, ont une faible contribution (6-9 %) à la biomasse totale du zooplancton. Sur l'ensemble des trois années, la biomasse moyenne des Rotifères est significativement plus élevée dans les lacs perturbés (environ $4 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) que dans les lacs naturels ($2,6 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). La même tendance est notée pour leur contribution à la biomasse totale.

Tableau 4 Moyennes (min-max) des biomasses ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) et pourcentages (%) des groupes taxinomiques et du zooplancton total pour les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu) pour l'ensemble des trois années du suivi (1996-98). Les lettres en exposant à côté des valeurs moyennes des biomasses indiquent les différences significatives entre les groupes de lacs ($P \leq 0,05$).

Table 4 Means (min-max) of biomass ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) and percentages (%) of taxonomic groups and total zooplankton in the three groups of lakes (natural, logged, burnt) for the entire three year survey (1996-98). Letters in upper case beside mean biomass values indicate significant differences among the three groups of lakes ($P \leq 0.05$).

	Lacs naturels (n = 7)		Lacs de coupe (n = 7)		Lacs de feu (n = 7)	
	Biomasse $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Pourcentage %	Biomasse $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Pourcentage %	Biomasse $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	Pourcentage %
Rotifères	2,6 ^a (1,3 - 4,1)	5,8 (4,5 - 9,2)	3,9 ^b (1,8 - 9,0)	8,4 (2,8 - 12,8)	4,4 ^b (3,1 - 6,3)	9,2 (6,6 - 20)
Calanoïdes	11,2 ^a (5,4 - 17,3)	24,7 (16,5 - 38,7)	12,6 ^a (5 - 23)	26,9 (12,6 - 42,6)	7,5 ^b (4,5 - 11,8)	15,8 (10,9 - 22,1)
Cyclopoïdes	9,7 (6,3 - 18,1)	21,5 (21,2 - 28,6)	8,3 (5,4 - 13)	17,7 (12,5 - 30,5)	13,9 (7,9 - 22,5)	29 (19,2 - 38,1)
Cladocères	21,7 (10,2 - 46,2)	48 (34,7 - 53,9)	22,1 (10 - 43,2)	47 (35,4 - 54,4)	21,9 (12 - 40)	45,7 (30,4 - 60,7)
Total	45,1 (23,3 - 85,7)	100	47,0 (25 - 79)	100	47,9 (31 - 70)	100

Tableau 5 Résultats des analyses de variance en mesures répétées (RMANOVA) comparant les valeurs moyennes des biomasses de chaque groupe zooplanctonique et du zooplancton total dans les trois groupes de lacs et entre les trois années du suivi. Les analyses testent les effets des perturbations reliées aux conditions du bassin versant (naturel, coupe, feu), des années et de leurs interactions. * : $P \leq 0,05$; ** : $P \leq 0,01$ *** : $P \leq 0,001$; ns : non significatif. *P* est la probabilité non corrigée alors que G-G est la probabilité corrigée de Greenhouse-Geisser.

Table 5 Results of analyses of variance with repeated measures (RM-ANOVA) comparing mean values of species number of each taxonomic group and of total zooplankton in the three groups of lakes and among the three years of the survey. Analyses test the effects of watershed conditions (natural, logging, fire), years and their interactions. *: $P \leq 0,05$; **: $P \leq 0,01$; *** : $P \leq 0,001$; ns: non-significant. *P* is the uncorrected probability and G-G is the corrected probability of Greenhouse-Geiser.

Biomasses ($\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$)	Sources de variation	Valeurs de F	P	G-G	Comparaison par paire d'années			
Rotifères	Perturbations (BV)	1,91	0,177		ns	BV	An	BVxAn
	Années (An)	8,572	0,001	0,002	**	96-97	*	ns
	Perturbations x Années (BV x An)	5,823	0,001	0,002	***	96-98	ns	***
						97-98	ns	**
Cladocères	Perturbations (BV)	0,017	0,983		ns			
	Années (An)	1,148	0,329		ns			
	Perturbations x Années (BVxAn)	1,352	0,27		ns			
Calanoides	Perturbations (BV)	1,78	0,197		ns	BV	An	BVxAn
	Années (An)	10,35	0,001	0,001	***	96-97	ns	***
	Perturbations x Années (BVxAn)	2,709	0,045	0,049	*	96-98	ns	ns
						97-98	ns	**
Cyclopoïdes	Perturbations (BV)	3,299	0,6		ns	BV	An	BVxAn
	Années (An)	6,18	0,005	0,008	**	96-97	ns	*
	Perturbations x Années (BVxAn)	1,271	0,299		ns	96-98	ns	ns
						97-98	ns	*
Zooplancton Total	Perturbations (BV)	0,097	0,908		ns	BV	An	BVxAn
	Années (An)	7,287	0,002	0,002	**	96-97	ns	*
	Perturbations x Années (BVxAn)	2,525	0,058		ns	96-98	ns	ns
						97-98	ns	**

Les analyses de variance en mesures répétées (RMANOVA) n'ont pas détecté de changements reliés aux perturbations du bassin versant (BV) dans la biomasse du zooplancton total et des groupes taxinomiques sauf pour les Rotifères dont la biomasse augmente dans les lacs perturbés au cours des deux premières années (tableau 5). L'effet hautement significatif au niveau de l'interaction (BV x An) indique que les changements de la biomasse des Rotifères entre les trois groupes de lacs varient d'une année à l'autre. En 1996, la biomasse des Rotifères est significativement plus forte dans les lacs de feu que dans les lacs naturels ou les lacs de coupe ; en 1997, elle est plus élevée pour

les deux types de lacs perturbés, comparativement aux lacs naturels (figure 5). Les changements dans la biomasse des Cladocères ne sont reliés ni aux conditions des bassins versants (BV) ni aux années (An) ou à leur interaction (BV $\times$ An). Par contre, on a détecté de fortes variations interannuelles dans la biomasse du zooplancton total et de la plupart des groupes de zooplancton. La biomasse du zooplancton total dans chaque groupe de lacs augmente de 1996 à 1997, puis diminue de 1997 à 1998. Le même type de variation annuelle est noté pour la biomasse des Rotifères, mais il varie entre les groupes de lacs, comme l'indique l'effet significatif au niveau de l'interaction (BV $\times$ An) (tableau 5). Dans les lacs naturels, les variations interannuelles de la biomasse des Rotifères sont peu importantes. Dans les lacs de coupe, on note la hausse de biomasse entre 1996 et 1997, suivie d'une baisse en 1998, comme pour le zooplancton total. Par contre, dans les lacs de feu, la biomasse des Rotifères est forte en 1996 et 1997, puis baisse de moitié en 1998. Les variations interannuelles de la biomasse des Copépodes sont également analogues à celles du zooplancton total avec une hausse de 1996 à 1997, puis une baisse en 1998. Les variations annuelles sont plus accentuées dans les lacs de feu pour les Cyclopoïdes et dans les lacs de coupe pour les Calanoïdes (figure 5).

3.5 Influence des facteurs environnementaux et des perturbations

Selon l'analyse RDA, les deux premiers axes de l'ordination expliquent 12 % de la variation entre les lacs au niveau des biomasses des groupes de zooplancton. La température de l'eau et la biomasse en chlorophylle *a*, associées positivement à l'axe 1, sont les facteurs environnementaux les plus importants expliquant la distribution des lacs au cours des trois années du suivi (figure 6a). Les autres facteurs ayant une contribution positive plus faible (non significative) sont les nutriments (PT, TN), le ratio de drainage (AD/AL), le pourcentage de perturbation du bassin versant et les biomasses de perchaudes, tandis que la transparence de l'eau (Secchi) et les biomasses de meuniers noirs ont une contribution négative. Les angles entre les vecteurs représentent les relations entre les facteurs environnementaux et les biomasses des groupes zooplanctoniques (figure 6a). Les biomasses de Rotifères sont plus élevées dans les lacs ayant des températures estivales plus hautes et les fortes biomasses de Copépodes Cyclopoïdes sont associées à des concentrations de chlorophylle *a* plus fortes. Ces conditions sont aussi reliées aux lacs ayant un ratio de drainage et un niveau de perturbation plus forts, caractérisés par des concentrations en nutriments et des biomasses de perchaudes plus hautes. À l'opposé, on note une relation inverse entre le niveau de chlorophylle *a* et le groupe des Calanoïdes. Les fortes biomasses de Copépodes Calanoïdes sont plutôt retrouvées dans les lacs plus transparents, moins riches en nutriments et ayant des niveaux de perturbations plus faibles ou nuls. Les Cladocères ont une position associée à l'axe 2 ; les changements de leur biomasse ne sont donc pas reliés aux facteurs environnementaux représentés selon le gradient de l'axe 1.

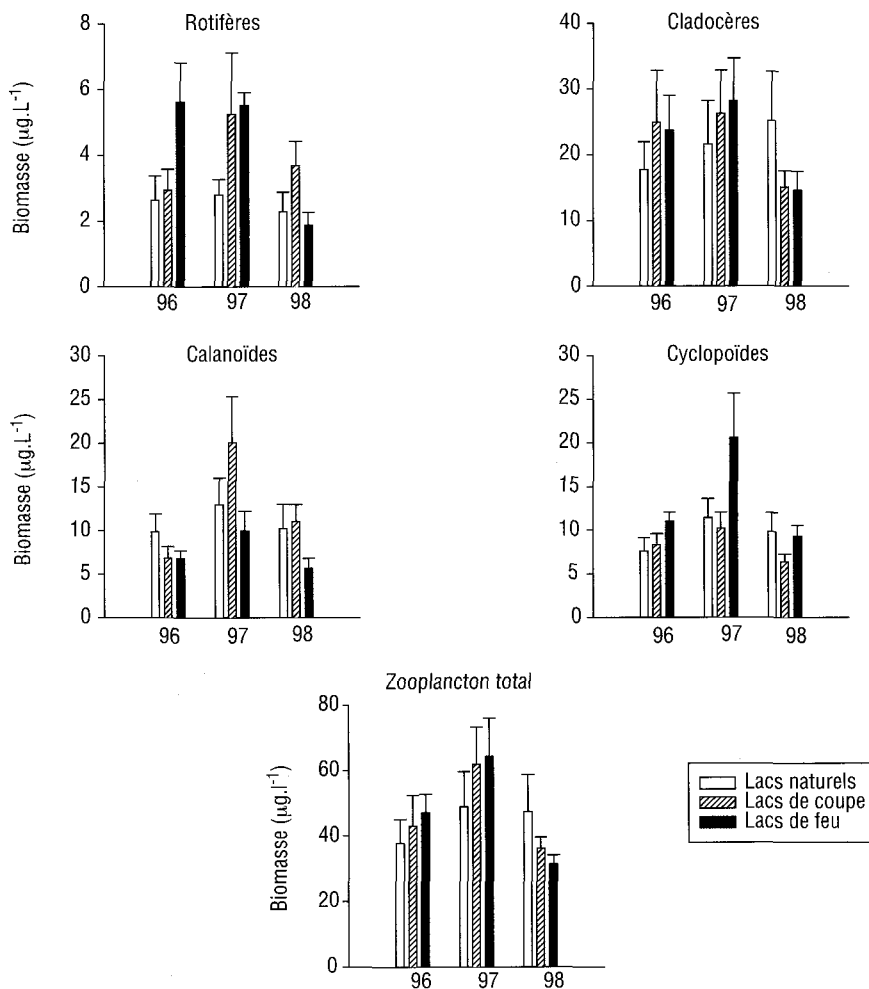
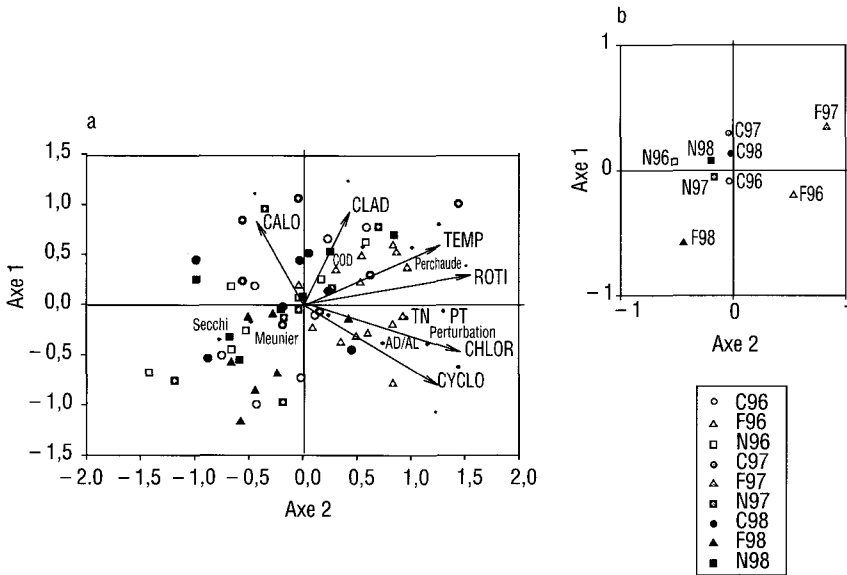


Figure 5 Biomasses moyennes ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) des groupes taxinomiques et du zooplancton total dans les lacs naturels (blanc), les lacs de coupe (hachuré) et les lacs de feu (noir) durant les trois années suivant les perturbations (1996 à 1998). Voir tableau 5 pour les résultats des RMANOVA testant les différences de la biomasse entre les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu) et entre les trois années.

Mean biomass ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) of taxonomic groups and total zooplankton in natural (white), logged (hatched) and burnt (black) lakes during the three years after perturbation (1996 to 1998). See Table 5 for the results of RM-ANOVA testing differences in biomass among groups of lakes (natural, logged, burnt) and among years.

**Figure 6**

a : Relations entre les biomasses des groupes zooplanctoniques, le niveau de perturbation et les facteurs environnementaux et positions des lacs dans le plan des deux premiers axes de l'ordination selon l'analyse RDA. Les vecteurs des facteurs environnementaux ayant une contribution significative dans la distribution des lacs (TEMP : Température de l'eau, CHLOR : Chlorophylle a) ainsi que les vecteurs des groupes zooplanctoniques (ROTI : Rotifères, CYCLO : Cyclopoïdes, CLAD : Cladocères, CALO : Calanoïdes) sont représentés par des flèches. Les autres facteurs environnementaux non significatifs sont indiqués en petits caractères. b : Position médiane de chaque groupe de lacs au cours des trois années du suivi dans le plan d'ordination (N = naturel, C = coupe, F = feu).

a : Relationships between the biomass of each zooplankton group, perturbation intensity and environmental factors, and location of lakes in the plan of the two first ordination axes according to RDA analysis. Arrows represent vectors of the environmental factors having significant contribution to the distribution of lakes (TEMP: water temperature, CHLOR: Chlorophyll a) as well as vectors of zooplankton groups (ROTI: Rotifera, CYCLO: Cyclopoida, CLAD: Cladocera, CALO: Calanoida). Others non significant environmental factors are shown with small letters. b: Median position of each group of lakes during the three years of the survey in the ordination plan (N = natural, C = logged, F = burnt).

Bien qu'il existe une assez forte variabilité dans la distribution des lacs de chacun des groupes (naturel, coupe, feu) au cours de trois années, la position médiane de chacun des groupes à chaque année (figure 6b) indique que la distribution des lacs s'explique surtout par la réponse observée dans les lacs de feu. Les biomasses moyennes des Rotifères et des Cyclopoïdes ont fortement augmenté dans les lacs de feu en 1996 et 1997 en réponse au niveau de perturbation plus important, aux apports accrus en nutriments et à la hausse de la biomasse du phytoplancton. Toutefois, les effets sont à court terme car en 1998, les conditions des lacs de feu redeviennent semblables à celles des lacs naturels. Les lacs naturels présentent moins de variations interannuelles ; ils sont caractéristiques de lacs oligotrophes aux eaux plus transparentes ayant des faibles biomasses de Rotifères et de Copépodes Cyclopoïdes et des biomasses plus fortes de Copépodes Calanoïdes. Les lacs de coupe occupent une position intermédiaire dans le gradient d'enrichissement trophique exprimé par l'axe 1 de l'ordination. Ils présentent une variation interannuelle plus faible que les lacs de feu, plutôt associée à une baisse de la transparence de l'eau et une hausse des concentrations de carbone organique dissous et les biomasses plus importantes de Cladocères et de Copépodes Calanoïdes.

4 – DISCUSSION

La procédure de sélection des lacs a permis de comparer les caractéristiques du zooplancton de lacs ayant une morphométrie comparable mais qui diffèrent surtout par les conditions de leur bassin versant (naturel, coupe, feu). Ceci minimise la variabilité naturelle et évite que les réponses de la communauté zooplanctonique ne soient biaisées par les effets confondus de la morphométrie des lacs et de leur bassin versant sur les exportations de nutriments et de carbone organique (LAMONTAGNE *et al.*, 2000), et sur les concentrations de nutriments et de chlorophylle *a* dans les lacs (D'ARCY et CARIGNAN, 1997). Cependant, la sélection des lacs a permis de conserver les mêmes différences au niveau des nutriments (PT, COD) et du phytoplancton (Chl. *a*) dans les lacs de feu et les lacs de coupes, comparativement aux lacs naturels que celles rapportées par CARIGNAN *et al.* (2000) et PLANAS *et al.* (2000) pour un plus grand nombre de lacs (20 lacs naturels, 9 lacs de coupe, 9 lacs de feu). Donc, notre étude ne présente pas de biais au niveau des effets précurseurs des perturbations sur la qualité des eaux et les ressources algales et devrait permettre de discerner les effets ascendants (bottom-up) de ces perturbations au niveau de la communauté zooplanctonique.

Dans l'ensemble, notre perspective à moyen terme (3 ans après les perturbations) fait à nouveau ressortir que le zooplancton des lacs de l'écozone boréale présente une assez bonne résilience aux effets des feux et des coupes forestières car on observe assez peu d'effets des perturbations sur la richesse spécifique et les biomasses des groupes zooplanctoniques. Dans l'ensemble, les perturbations du bassin versant par les feux et les coupes ont moins d'effets sur les variables du zooplancton que les variations interannuelles dans les facteurs environnementaux, comme le signalaient déjà PATOINE *et al.* (2002a) la première année suivant les perturbations.

Les perturbations par les feux naturels et les coupes à blanc n'affectent pas la structure des assemblages d'espèces de zooplancton. Les espèces dominantes de Rotifères ou de Crustacés (5 premiers rangs) sont sensiblement les mêmes que celles trouvées par PATOINE *et al.* (2002a) un an après les perturbations. Les assemblages d'espèces des lacs naturels ou perturbés sont caractéristiques des lacs acides du Bouclier canadien au Québec et en Ontario (YAN et STRUS, 1980 ; KELLER et PLITBADO, 1989 ; PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990 ; ARNOTT *et al.*, 1997). Tous les Crustacés *Bosmina longirostris*, *Holopedium gibberum* et *Leptodiatomus minutus* et les Rotifères *Keratella cochlearis*, *K. taurocephala* et *Conochilus unicornis* les plus fréquemment retrouvés sont des espèces tolérantes à l'acidité, condition typique des lacs du sud du Québec situés sur le Bouclier Canadien (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990). Toutefois, certaines espèces de Rotifères associées au milieu humique (*Keratella taurocephala*) sont plus fréquentes dans les lacs de coupe enrichis en carbone organique (CARIGNAN *et al.*, 2000) tandis que d'autres espèces associées aux milieux enrichis en éléments minéraux et en algues (*Polyarthra vulgaris* ; *Cyclops scutifer*) sont plus fréquentes dans les lacs de feu. PINEL-ALLOUL *et al.* (1989) ont aussi rapporté un développement accru de *P. vulgaris* à la suite de la mise en eau des réservoirs nordiques du Québec lors de la phase d'enrichissement trophique et de prolifération des algues.

Sur l'ensemble du suivi, la richesse spécifique du zooplancton total dans les lacs perturbés était supérieure à celle du zooplancton des lacs naturels. Cette hausse de diversité est due aux Rotifères dont le nombre d'espèces s'accroît de 10 % dans les lacs perturbés. Au cours de la première année après les perturbations, PATOINE *et al.* (2002a) rapportent aussi une tendance à la hausse de la richesse spécifique du zooplancton total et du groupe des Rotifères mais les différences n'étaient pas significatives. Dans leur étude, le nombre de lacs variait entre les groupes (20 lacs naturels, 9 lacs de coupe, 9 lacs de feu), ce qui peut avoir biaisé les comparaisons de la richesse spécifique. Certains lacs de coupe avaient un faible niveau de perturbation (9-11 %) et les lacs naturels et perturbés n'ont pas été sélectionnés sur la base de leur similarité au niveau de leur morphométrie. Notre étude à moyen terme basée sur la comparaison de lacs ayant un faciès morphométrique similaire a permis de mieux démontrer cet enrichissement en espèces de Rotifères dans les lacs perturbés par les feux ou les coupes forestières et sa persistance au cours des trois années après les perturbations. Les Rotifères sont des espèces à courte durée de vie et à développement parthénogénétique rapide (stratégie r) qui sont favorisées par la hausse des niveaux de nutriments et des biomasses en phytoplancton faisant suite aux perturbations, en particulier dans les lacs de feu (LAMONTAGNE *et al.*, 2000 ; CARIGNAN *et al.*, 2000 ; PLANAS *et al.*, 2000).

Les effets des perturbations sur la biomasse du zooplancton sont moins prononcés que ceux notés pour la richesse spécifique. Pour l'ensemble du suivi, la biomasse totale du zooplancton total est assez stable et ne varie pas entre les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu). C'est aussi le cas pour la biomasse des Cladocères et des Copépodes Cyclopoïdes. Par contre, la biomasse des Calanoïdes est en moyenne significativement plus faible dans les lacs de feu, comparativement aux lacs de coupe et aux lacs naturels, tandis que la biomasse des Rotifères est plus importante dans les deux groupes de lacs perturbés (feu, coupe), comparativement aux lacs naturels. Toutefois, en considérant les effets combinés des perturbations et des années, l'effet des

perturbations n'est manifeste que pour les Rotifères dont la biomasse s'accroît dans les lacs de feu (1996-97) et les lacs de coupe (1997), comparativement aux lacs naturels. Un effet favorable des feux et des coupes sur les biomasses de Rotifères a déjà été rapporté dans les lacs de Finlande (RASK *et al.*, 1998). Dans les lacs de l'écozone boréale du Québec, PATOINE *et al.* (2000) ont aussi noté une augmentation du contenu organique de la fraction 100-200 µm du zooplancton (surtout composée de Rotifères) dans les lacs affectés par les feux pour une période de 2 ans après la perturbation, mais cet enrichissement n'était pas observé dans les lacs de coupe. YOSHIDA *et al.* (2003) rapportent que l'abondance des rotifères est contrôlée par les facteurs ascendants (bottom-up) reliés aux ressources et aux nutriments, ce qui pourrait expliquer la plus grande biomasse des Rotifères dans les lacs de feu les plus enrichis en PT, NT et Chl *a*, et la réponse plus atténuée dans les lacs de coupe où les ressources algales ont eu un développement limité par la faible transparence et la forte couleur de l'eau. Des études expérimentales en enclos ont aussi démontré la réponse rapide des Rotifères à l'addition de nutriments (MARTY *et al.*, 2002).

Notre étude indique que les feux et les coupes de forêt n'affectent pas la biomasse des Crustacés planctoniques. Ces résultats contrastent avec ceux rapportés par PATOINE *et al.* (2000) qui ont observé une plus faible biomasse de Copépodes Calanoïdes dans les lacs de coupe, comparativement aux lacs de feu et aux lacs naturels, l'année suivant les perturbations. Dans notre étude, nous notons également qu'en 1996, la biomasse des Calanoïdes est plus basse dans les lacs perturbés (feu et coupe) que dans les lacs naturels mais ces différences ne sont pas reliées aux conditions des bassins versants.

Les variations entre les années du suivi, indépendamment des conditions du bassin versant, sont généralement très prononcées, en particulier pour la biomasse des groupes de zooplancton. Ces variations interannuelles peuvent être reliées aux changements dans les températures estivales, qui ressortent comme le facteur environnemental le plus significatif. En effet, en comparant les températures de l'eau dans la zone euphotique entre les trois années d'étude (CARIGNAN *et al.*, 2000) pour l'ensemble des 21 lacs, on a noté que l'année 1996 était significativement plus chaude ($17,6 \pm 0,2$ °C) que les années 1997 et 1998 ($16,3 \pm 0,2$ °C) (ANOVA, $P = 0,0009$). Il est bien reconnu que la température de l'eau est le facteur physique le plus limitant pour le développement du zooplancton (WETZEL, 2001). Ces changements climatiques pourraient expliquer la baisse de la richesse spécifique du zooplancton total, des Rotifères et des Copépodes Cyclopoïdes durant les deux dernières années du suivi (1997-98), associée à une hausse de la richesse spécifique des Calanoïdes, groupe de zooplancton mieux adapté aux eaux plus froides et plus oligotrophes (PATALAS, 1972 ; PACE, 1986). Notre étude démontre aussi que les biomasses du zooplancton total et des groupes zooplanctoniques (sauf des Cladocères) ont une variation interannuelle caractérisée par une hausse de 1996 à 1997, suivie d'une baisse en 1998. La baisse générale de la biomasse de zooplancton en 1998 fait écho à la baisse de la température de l'eau mais semble aussi reliée à une chute des concentrations en chlorophylle *a*, en particulier dans les lacs de feu (PLANAS *et al.*, 2000 ; PINEL-ALLOUL *et al.*, 2002). La repousse de la végétation sur les bassins versants perturbés pourrait avoir contribué à diminuer les exportations d'éléments nutritifs (phosphore, azote) et la production du plancton à moyen terme.

Parmi les facteurs environnementaux non directement associés aux perturbations, les variations de la température estivale dans la zone euphotique des lacs ont fortement influencé le développement du zooplancton, en particulier des Rotifères. Le niveau des ressources, exprimé par la biomasse en chlorophylle *a*, est le second facteur expliquant la croissance du zooplancton, en particulier la hausse des biomasses des Copépodes Cyclopoides et la baisse des biomasses de Copépodes Calanoïdes. PATOINE *et al.* (2000) rapportent également une relation négative entre la biomasse des Calanoïdes et les concentrations de phosphore total et de chlorophylle *a* dans 38 lacs de la même région. Les réponses les plus accentuées ont été observées dans les lacs de feu parce que le niveau de perturbation des bassins versant était plus fort et que les apports en nutriments ont entraîné une hausse des ressources en algues et du microzooplancton. Par contre, dans les lacs de coupe, les effets sont atténués car le niveau de perturbation est moins fort et la hausse du carbone organique dissous diminue la transparence de l'eau et limite la production de phytoplancton.

Notre étude conduite au cours des trois années après les perturbations par les feux ou les coupes de forêt confirme les changements suggérés mais non prouvés par PATOINE *et al.* (2000, 2002a) au cours de la première année après les perturbations. En particulier, elle met mieux en évidence certains impacts au niveau de la richesse spécifique et de la biomasse des Rotifères, un groupe d'organismes qui a plus de compétence adaptative dans les milieux perturbés que les Crustacés. Par contre, elle ne confirme pas la baisse à moyen terme de la biomasse des Calanoïdes dans les lacs de coupe notée lors de la première année du suivi. Notre étude démontre l'utilité d'effectuer des suivis à moyen terme et de comparer des sous-ensembles de lacs ayant une morphométrie similaire, pour mieux déterminer les effets écologiques des perturbations naturelles et anthropiques des bassins versants sur les lacs de l'écozone boréale du Québec.

REMERCIEMENTS

Cette étude a été réalisée dans le cadre d'un projet du Réseau de Centre d'Excellence sur la Gestion Durable des Forêts (RCE-GDF) par une équipe de chercheurs du GRIL (Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie et en Environnement Aquatique) de l'Université de Montréal, l'Université du Québec à Montréal et l'Université du Québec à Trois-Rivières. La recherche a été financée par le Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie (CRSNG) en partenariat avec l'industrie forestière du Canada (Abitibi-Consolidated, Cartons Saint-Laurent, Donohue, Kruger) et le Fonds pour la Formation de Chercheurs et l'Aide à la Recherche (FCAR) du Québec. Nous remercions P. D'ARCY pour la coordination logistique des campagnes de terrain, les étudiants gradués (M. DESROSIERS, A. PATOINE, I. SAINT-ONGE), les professionnels de recherche (S. PAQUET, E. MANGAS), et les nombreux étudiants en stage d'été qui ont participé à cette étude. Cet article fait suite à une communication présentée par W. JALAL et B. PINEL-ALLOUL au congrès CILEF-2003 tenu du 27 juillet au 1^{er} août 2003 à Montréal (Québec, Canada).

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- ARNOTT S.E., MAGNUSON J.J., YAN N.D. 1997. Crustacean zooplankton species richness: single- and multiple-year estimates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55, 1573-1582.
- ATTAYDE J.L., BOZELLI, R.L. 1998. Assessing the indicator properties of zooplankton assemblages to disturbance gradients by canonical correspondence analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55, 1789-1797.
- BOTTRELL H.H., DUNCAN A., GLIWICZ Z., HERZIG-GRYGIEREK A., HILLBRICHT-ILLKOWSKA A., LARSSON P., WEGLENSKA T. 1976. A review of some problems in zooplankton production studies. *Norwegian J. Zool.*, 24, 419-456.
- BRANDLOVA J., BRANDL Z., FERNANDO C.H., 1972. The Cladocera of Ontario with remarks on some species and distribution. *Can. J. Zool.*, 50, 1373-1403.
- BROOKS J., 1957. The systematics of North American *Daphnia*. *Mem. Conn. Acad. Arts. Sci.*, 13, 1-180.
- CARIGNAN R., D'ARCY P., LAMONTAGNE S., 2000. Comparative impacts of fire and forest harvesting in water quality in Boreal Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 105-107.
- CARIGNAN R., STEEDMAN R.J., 2000. Impact of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 1-4.
- D'ARCY P., CARIGNAN R., 1997. Influence of watersheds topography on waters quality in southeastern Québec Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 54, 2215-2227.
- DUHAIME L., PINEL-ALLOUL, B., 2005. Méthode de sélection de lacs de référence dans le cadre d'une étude Before-After Control-Impact (BACI) évaluant les effets des coupes forestières sur le zooplancton des lacs de la forêt boréale. *Rev. Sci. Eau*, 18, sous presse.
- EDMONSON W.T., 1959. *Freshwater Biology*. John Wiley & Sons, New York.
- FILION J., CHAIN P., FUTTER M., 1993. Cantilevering vertical tow nets to reduce tow-line-induced zooplankton avoidance. *J. Plankton Res.*, 15, 581-587.
- HEBERT P.D.N., 1995. *The Daphnia of North America: An Illustrated Fauna*. CD-ROM, University of Guelph.
- HOULE D., CARIGNAN R., LACHANCE M., DUPONT J., 1995. Dissolved organic carbon and sulfur in southwestern Québec lakes: Relationships with catchment and lake properties. *Limnol. Oceanogr.*, 40, 710-717.
- KELLER W., PITBLADO J.R. 1989. The distribution of crustacean zooplankton in northern Ontario, Canada. *J. Biogeography*, 16, 249-259.
- LAMONTAGNE S., CARIGNAN R., D'ARCY P., PRAIRIE Y., PARÉ D. 2000. Element export in runoff from eastern Canadian Boreal Shield drainage basins following harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (suppl.2), 1118-1128.
- LEGENDRE, P., LEGENDRE, L., 1998. *Numerical Ecology*. Elsevier, New York.
- MALLEY D., LAWRENCE S., MACLIVER M., FINDLAY W., 1989. Range of variation in estimates of dry weight for planktonic Crustacea and Rotifera from temperate North American lakes. *Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci.*, No. 1666, 49 p.
- MARTY J., PINEL-ALLOUL B., CARRIAS J.-F., 2002. Effets des nutriments et de la prédation sur les réseaux trophiques microbiens d'un lac humique du Bouclier Canadien : Étude expérimentale en enclos. *Rev. Sci. Eau*, 15, 37-49.
- NATURAL RESOURCES CANADA, 1996. *The state of Canada's forests*. Canadian Forest Service. Cat. Fol-6/1996E.
- PACE, M.L., 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnol. Oceanogr.*, 31, 45-55.
- PATALAS, K. 1972. Crustacean plankton and the eutrophication of the St. Lawrence Great Lakes. *J. Fish. Res. Board Can.*, 29, 1451-1462.
- PATOINE A., PINEL-ALLOUL B., PREPAS E., CARIGNAN R., 2000. Do logging and forest fires influence zooplankton biomass in Canadian Boreal Shield lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 155-164.

- PATOINE A., PINEL-ALLOUL B., PREPAS 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., PREPAS 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.
- PINEL-ALLOUL B., MÉTHOT, G., FLORESCU, M., 1989. Zooplankton species dynamics during impoundment and stabilization in a subarctic reservoir. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 33, 521-537.
- PINEL-ALLOUL B., MÉTHOT G., VERRAULT G., VINEAULT Y., 1990. Zooplankton species association in Quebec lakes: variation with abiotic factors, including natural and anthropogenic acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 47, 110-121.
- PINEL-ALLOUL B., PLANAS, D., CARIGNAN, R. MAGNAN, P. 2002. Synthèse des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur les lacs de l'écozone boréale au Québec. *Rev. Sci. Eau*, 15, 371-396.
- PLANAS D., DESROSIERES M., GROULX S.R., PAQUET S., CARIGNAN R., 2000. Pelagic and benthic algal responses in Eastern Canadian Boreal Shield lakes following harvesting and wildfires. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (suppl. 2), 136-145.
- RASK M. R., NYBERG K., MARKKANEN S.L., OJALA A., 1998. Forestry in catchments: effects on water quality, phytoplankton, zoobenthos and fish in small lakes. *Boreal Environ. Res.*, 3, 75-86.
- RAVERA, O. 1996. Zooplankton and trophic state relationships in temperate lakes. *Mem. Ist. Ital. Idr.*, 54, 195-212.
- SAINT-ONGE I., MAGNAN P., 2000. Impact of logging and natural fires on fish communities of Laurentian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 165-174.
- SMITH K., FERNANDO C.H., 1978. *A guide to the fresh water Calanoid and Cyclopoid Copepod Crustacea of Ontario*. Department of Biology, University of Waterloo, Biology Series, Waterloo, Ontario. 74 p.
- STEEDMAN R.J. 2000. Effects of experimental clear-cut logging on water quality in three small boreal forest lake trout (*Salvelinus namaycush*) lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 92-96.
- STEEDMAN R.J., KUSHNERIUK R.S. 2000. Effect of experimental clearcut-logging on thermal stratification, dissolved oxygen and lake trout habitat volume in three small boreal forest lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 57 (Suppl. 2), 82-91.
- STEMBERGER R.S., LAZORCHAK M., 1994. Zooplankton assemblage responses to disturbance gradients. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51, 2435-2447.
- STEMBERGER R.S., LARSEN D.P., KINCAID T.M. 2001. Sensitivity of zooplankton for regional lake monitoring. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 58, 2222-2232.
- SYSTAT 8.0, Statistics for Windows. SPSS, Inc. Chicago.
- TER BRAAK C. J. F., SMILAUER P., 1998. *CANOCO Reference Manual and User's Guide to Canoco for Windows: Software for Canonical Community Ordination (version 4)*. Microcomputer Power, Ithaca, New York.
- WETZEL R.G., 2001. *Limnology. Lake and River Ecosystems*, 3d edition, Academic Press, New York.
- YAN N.D., STRUS R., 1980. Crustacean zooplankton communities of acidic, metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 37, 2282-2293.
- YAN N.D., 1986. Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass in nutrient-poor Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 43, 788-796.
- YOSHIDA T., URABE J., ELSER J.J., 2003. Assessment of "top-down" and "bottom-up" forces as determinants of rotifer distribution among lakes in Ontario, Canada. *Ecological Res.*, 18, 639-650.