

Université de Montréal

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



Par **Jalal wafa**
Département des Sciences Biologiques
Facultés des Arts et des Sciences

Mémoire présenté à la Faculté des Études Supérieures
en vue de l'obtention du grade de
Maître es Sciences (M. Sc.)
en Sciences Biologiques

Mars 2005

© Wafa Jalal, 2005



QH

302

U54

2005

V.009



Direction des bibliothèques

AVIS

L'auteur a autorisé l'Université de Montréal à reproduire et diffuser, en totalité ou en partie, par quelque moyen que ce soit et sur quelque support que ce soit, et exclusivement à des fins non lucratives d'enseignement et de recherche, des copies de ce mémoire ou de cette thèse.

L'auteur et les coauteurs le cas échéant conservent la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent ce document. Ni la thèse ou le mémoire, ni des extraits substantiels de ce document, ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans l'autorisation de l'auteur.

Afin de se conformer à la Loi canadienne sur la protection des renseignements personnels, quelques formulaires secondaires, coordonnées ou signatures intégrées au texte ont pu être enlevés de ce document. Bien que cela ait pu affecter la pagination, il n'y a aucun contenu manquant.

NOTICE

The author of this thesis or dissertation has granted a nonexclusive license allowing Université de Montréal to reproduce and publish the document, in part or in whole, and in any format, solely for noncommercial educational and research purposes.

The author and co-authors if applicable retain copyright ownership and moral rights in this document. Neither the whole thesis or dissertation, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms, contact information or signatures may have been removed from the document. While this may affect the document page count, it does not represent any loss of content from the document.

**Université de Montréal
Faculté des études supérieures**

Mémoire de maîtrise intitulé

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

présenté par

Jalal Wafa

Département des Sciences Biologiques
Faculté des Arts et des Sciences

Mars 2005

a été évalué par un jury composé des personnes suivantes :

Bernadette Pinel-Alloul

Dolors Planas

Stéphane Masson

Directrice de recherche

Présidente du jury

Membre du jury

SOMMAIRE

Les feux naturels causés par la foudre et les coupes à blanc à des fins industrielles sont deux perturbations majeures de la forêt boréale au Québec. Elles déboisent chaque année plus de 10 000 km² du territoire forestier. La perte du couvert forestier provoque un lessivage des éléments nutritifs et de la matière organique du bassin versant vers les lacs et en modifie les composantes physiques, chimiques et biotiques. De tels changements dans la qualité de l'eau se répercutent sur les réseaux trophiques lacustres depuis le phytoplancton jusqu'aux poissons. La communauté zooplanctonique représente une maille importante de ces réseaux; elle assure le transfert de l'énergie du phytoplancton vers le sommet de la chaîne trophique (poissons). Cependant, très peu d'études ont évalué les impacts à moyen terme des feux et des coupes sur la communauté zooplanctonique des lacs de la forêt boréale au Québec. Le but de cette étude est de déterminer si les perturbations au niveau du bassin versant d'origine naturelle causées par les feux, ou d'origine anthropique causées par les coupes à blanc, affectent plusieurs attributs de la communauté zooplanctonique (richesse en espèces, composition et biomasse des groupes taxinomiques) durant les trois années suivant les perturbations (de 1996 à 1998). Les études antérieures sur ce même territoire portaient uniquement sur la première année suivant les perturbations.

Cette étude s'inscrit dans le cadre du projet de Réseau de Centre d'Excellence sur la Gestion Durable des Forêts (RCE-GDF). Elle porte sur 21 lacs situés dans l'écozone boréale du sud du Québec. Les feux et les coupes à blanc ont eu lieu en 1995. Selon le type de perturbation, ces lacs ont été classés en trois sous-ensembles distincts : 7 lacs naturels dont le bassin versant est resté intact depuis les derniers 70 ans, sont utilisés comme référence, 7 lacs de coupe dont le bassin versant a subi des coupes à blanc sur plus de 43% de sa surface, et 7 lacs de feu affectés par les feux sur plus de 50% de la surface de leur bassin versant. Les lacs naturels et les lacs de feu ont été sélectionnés parmi un nombre initial de 15 lacs naturels et 9 lacs de feu sur la base de leur similarité morphométrique avec les lacs de coupe.

Dans l'ensemble, notre perspective à moyen terme (3 ans après les perturbations) fait 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 peu d'effets des perturbations sur la richesse en espèces et les biomasses des groupes zooplanctoniques. Les perturbations du bassin versant par les feux et les coupes ont moins d'effets sur les attributs du zooplancton que les variations interannuelles des facteurs environnementaux. 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 en espèces et leur biomasse sont plus fortes dans les lacs perturbés que dans les lacs naturels. Les feux ont un effet d'enrichissement plus marqué que les coupes. Dans les lacs affectés par les feux, les apports accrus de nutriments favorisent la croissance du plancton, tandis que dans les lacs affectés par les coupes, la forte couleur de l'eau est un facteur limitant. La richesse en espèces et la biomasse des Crustacés (Cladocères, Copépodes Calanoïdes 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. Les hausses de biomasse des Rotifères et des Copépodes Cyclopoïdes s'expliquent plutôt par les variations annuelles de la température de l'eau et de la chlorophylle *a*.

Notre étude démontre l'utilité d'effectuer des suivis à moyen terme et de comparer des sous-ensembles de lacs ayant une morphométrie comparable, pour mieux déterminer les effets écologiques des perturbations naturelles et anthropiques des bassins versants sur les lacs de l'écozone boréale du Québec.

Mots clés : Impacts, feux, coupes forestières, zooplancton, richesse et composition en espèces, biomasse des groupes taxinomiques, lacs, forêt boréale, Québec.

SUMMARY

Wildfires and logging are the common disturbances of forest in the Canadian Boreal Shield. They remove about 10 000 km² of forest each year. Nutrient flushing from watersheds to lakes induced by the lost of forest cover can modify their physical, chemical and biotic components. Such changes in the water quality can affect lake trophic food web components, from phytoplankton to fish. Zooplankton is an important component of this food web; it's the only pathway for transferring energy from phytoplankton to the top of the web (fish). However, few studies have been conducted to determine mid-term effects of watershed perturbations by fires and clear-cut logging on zooplankton communities in boreal lakes in Québec. The goals of this study are to evaluate the mid-term effects (3 years after perturbations) of wildfires and clear-cut logging on several attributes of the zooplankton community (species richness and assemblages, biomass of taxonomic groups). Previous studies from the same area on these zooplankton attributes focussed only on the first year after the perturbations.

This research project is part of the research program of the Sustainable Forest Management Network Centre of Excellence (NCE-SFM). It was carried out on 21 lakes of the Boreal Ecozone in southern Québec. Wildfires and clear-cut logging happened in 1995. Based on watershed conditions related to perturbations, lakes were sorted in three distinct subsets: 7 natural lakes without any perturbation in their watershed since the last 70 years which were used as reference, 7 logged lakes with more than 43% of their watershed area clear-cut, 7 burnt lakes with more than 50% of their watershed intensively burnt. Natural lakes and burnt lakes were selected among an initial number of 15 natural lakes and 9 burnt lakes, based on their morphological similarity with the cut lakes.

Overall, our mid-term study (3 years after the perturbations) shows that zooplankton communities in boreal lakes have strong resilience to environmental perturbations by wildfires and clear-cut logging

because we detect very few significant effects of the perturbations on species richness and biomass of zooplankton groups. Watershed perturbations by fires and logging have fewer effects on zooplankton attributes than year-to-year variations in environmental factors. Species assemblages were very stable and varied little among natural and perturbed lakes. Only, short-span life and r-strategic species as rotifers were affected by the perturbations. Their species richness and biomass increased in the perturbed lakes compared to natural lakes. In general, fires had greater enrichment effects than clear-cut harvest. In lakes impacted by fires, increases in nutrient inputs (total phosphorus, total nitrogen) favoured plankton growth, while in lakes impacted by logging, increases in dissolved organic carbon and water color limited plankton biomass. For the crustaceans (Cladocera, Calanoida, Cyclopoida), neither species richness nor biomass was related to perturbations. Overall, perturbation intensity was not related to changes in the biomass of zooplankton groups. Increases in Rotifera and Cyclopoida biomass were firstly related to higher mean summer water temperature and chlorophyll *a* biomass. Our study shows the usefulness of mid-term monitoring of subsets of lakes with similar morphometry to better assess the ecological impacts of natural and anthropogenic perturbations on aquatic ecosystems in the boreal ecozone in Quebec.

Key words: Impacts, wildfires, harvesting, zooplankton, species richness and assemblages, biomass of taxonomic groups, lakes, boreal forest, Quebec

TABLE DES MATIÈRES

SOMMAIRE.....	iii
SUMMARY.....	v
TABLE DES MATIÈRES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
LISTES DES FIGURES.....	xii
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	xv
CHAPITRE I : INTRODUCTION.....	1
1. Problématique générale.....	2
1-1. La forêt boréale.....	2
1-2. Les facteurs de perturbation de la forêt boréale.....	3
2. Le réseau de centre d'excellence en gestion durable de la forêt boréale.....	6
3. Plan expérimental d'évaluation des impacts écologiques.....	7
4. Revue de littérature.....	8
4-1. Effets des coupes et des feux de forêt sur la qualité de l'eau des lacs de la forêt boréale.....	8
4-2. Impacts des perturbations sur le phytoplancton et les poissons.....	11
4-3. Impact des feux et des coupes de forêt sur la communauté zooplanctonique des lacs de l'écozone boréale.....	12
> Effets des perturbations sur la biomasse du zooplancton.....	12
> Effets des perturbations sur les groupes taxinomiques.....	14
5. Objectifs.....	18
6. Hypothèses de travail.....	20
CHAPITRE II : SUIVI À MOYEN TERME DES IMPACTS ÉCOLOGIQUES DES FEUX ET DES COUPES DE FORÊT SUR LA COMMUNAUTÉ ZOOPLANCTONIQUE DES LACS DE L'ÉCOZONE BORÉALE.....	25
Résumé.....	27
Summary.....	28
1. Introduction.....	32
2. Matériel et méthodes.....	35
2.1 Site d'étude et sélection des lacs.....	35
2.2 Échantillonnage et analyse du zooplancton.....	43
2.3 Analyses statistiques.....	44
3. Résultats.....	47
3.1 Sélection des lacs.....	47
3.2 Facteurs environnementaux et niveau de perturbation des lacs.....	52
3.3 Assemblage d'espèces en densité et richesse spécifique du zooplancton.....	53
3.4 Biomasse des groupes de zooplancton.....	66
3.5 Influence des facteurs environnementaux et des perturbations.....	74
4. Discussion.....	80
Remerciements.....	86
Références bibliographiques.....	87

<u>CONCLUSION GÉNÉRALE</u>	94
<u>BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE</u>	98
<u>REMERCIEMENTS</u>	106

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE I: INTRODUCTION

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

<u>Tableau 1</u>	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 (7 lacs naturels, 7 lacs de coupe, 7 lacs de 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 <i>et al.</i> (2000) pour le pH, le phosphore total et le carbone organique dissous, de PLANAS <i>et al.</i> (2000) pour la chlorophylle <i>a.</i> 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.
39

<u>Tableau 2</u>	Moyennes (min-max) de la richesse spécifique (nbr. 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 ($p \leq 0,05$)
58

- 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-Geiser.
.....62
- 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 ($p \leq 0,05$).
.....68
- 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. * : $p \leq 0,05$; ** : $p \leq 0,01$; ns : non significatif. p est la probabilité non corrigée alors que G-G est la probabilité corrigée de Greenhouse-Geiser.
.....70

Tableau 6 Résultats des tests de corrélation entre les variables utilisées dans la RDA et entre ces variables et la biomasse des grands groupes zooplanctoniques (Rotifères, Calanoïdes, Cyclopoïdes et Caldocères). *** : $p \leq 0,01$; * : p est proche de 0,001, ns : non significatif. p est la probabilité corrigée avec correction de Bonferroni.
.....78

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE I: INTRODUCTION

- Figure 1.** Synthèses des impacts écologiques des perturbations par les feux et les coupes de forêt sur les écosystèmes lacustres de l'écozone boréale.....16
- Figure 2.** Modèle conceptuel sous-jacent aux hypothèses de recherche.....23

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

- Figure 1.** Localisation des lacs à l'étude. La lettre N avant les numéros des lacs réfèrent aux lacs naturels (étoiles), la lettre C réfère aux lacs de coupe (cercles), et les lettres FB et FPB aux lacs de feu (losanges). Les zones entourées d'une ligne hachurée correspondent au territoire ayant brûlé en 1995.....37
- Figure 2.** Diagramme d'ordination des lacs à l'étude basé sur leurs caractéristiques morphométriques (a). Les 21 lacs sélectionnés pour la comparaison des attributs du zooplancton 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 équilibré (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.....50

Figure 3. Diagrammes rang-fréquence des espèces de Rotifères (a) et de Crustacés (b) et diagramme de Venne (c) de la répartition des espèces pour les lacs naturels, les lacs de coupe et les lacs de feu (moyennes des densités relatives de chaque espèce avec erreurs types). Les rangs des espèces sont basés sur ceux trouvés dans les lacs naturels.....56

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 en espèces entre les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu) et entre les trois années.
.....64

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 richesse en espèces entre les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu) et entre les trois années.
.....72

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. 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).

.....76

LISTE DES ABRÉVIATIONS

ACP :	Analyse en composante principale
ACR :	Analyse canonique de redondance
AD :	Aire de drainage
AD/AL :	Ratio de drainage relatif à la surface du lac
AL :	Aire du lac
Ca ²⁺ :	Calcium libre
CALO :	Calanoïdes
Chl. <i>a</i> :	Chlorophylle <i>a</i> ,
CILEF :	Conférence International des Limnologues d'Expression Française
Cl ⁻ :	Chlorures
COD :	Carbone Organique Dissous
CLAD :	Cladocères
CPUE :	Capture Par Unité d'Effort, Catch per Unit of Effort
CRSNG :	Conseil de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie
CYCLO :	Cyclopoïdes
FCAR :	Fonds pour la Formation de Chercheurs et l'Aide à la Recherche du Québec
GRIL :	Groupe de Recherche Inter-universitaire en Limnologie et en environnement aquatique
K ⁺ :	Potassium
Lacs C :	Lacs de coupe
Lacs FP :	Lacs de feu situés dans la région de Parent
Lacs FPB :	Lacs de feu situés dans la région de Belleplage
Lacs N :	Lacs naturels
Marais :	Pourcentage de zones humides sur le bassin versant

Mg ²⁺ :	Magnésium; Magnesium
Na ⁺ :	Sodium
N :	Azote
NO ₃ ⁻ :	Nitrate
NT :	Azote total
P :	Phosphore dissous
Pente :	Pente du bassin versant
pH :	pH
PT :	Phosphore total
RCE-GDF:	Réseau du Centre d'Excellence sur la Gestion Durable des Forêts
ROTI :	Rotifères
SO ₄ ²⁻ :	Sulfates
TEMP :	Température
VOL :	Volume du lac
Zmax :	Profondeur maximale du lac ; Lake maximum depth

Chapitre I

Introduction

1. PROBLÉMATIQUE GÉNÉRALE

1-1. LA FORÊT BORÉALE

1-2. LES FACTEURS DE PERTURBATION DE LA FORÊT BORÉALE.

2. LE RESEAU DE CENTRE D'EXCELLENCE EN GESTION DURABLE DE LA FORÊT BORÉALE

3. PLAN EXPERIMENTAL D'ÉVALUATION DES IMPACTS ECOLOGIQUES

4. REVUE DE LITTÉRATURE

4-1. EFFETS DES COUPES ET DES FEUX DE FORÊT SUR LA QUALITÉ DE L'EAU DES LACS DE LA FORÊT BORÉALE

4-2. IMPACTS DES PERTURBATIONS SUR LE PHYTOPLANCTON ET LES POISSONS

4-3. IMPACT DES FEUX ET DES COUPES DE FORÊT SUR LA COMMUNAUTÉ ZOOPLANCTONIQUE DES LACS DE L'ÉCOZONE BORÉALE.

➤ EFFETS DES PERTURBATIONS SUR LE LIMNOPLANCTON

➤ EFFETS DES PERTURBATIONS SUR LES GROUPES TAXINOMIQUES

5. OBJECTIFS

6. HYPOTHÈSES DE TRAVAIL

1. PROBLÉMATIQUE GÉNÉRALE

1-1. La forêt boréale.

Reposant sur les épaules de l'Amérique du nord comme un manteau vert, la forêt boréale (taïga) est le plus vaste biome ou unité biogéographique du Canada. Elle représente approximativement un dixième des forêts mondiales. Elle s'étire sur près de 14 millions km² soit 58 % de la superficie totale du Canada et couvre environ 12% de la surface de la terre (Burton *et al.* 2003). À l'échelle mondiale, la forêt boréale canadienne est considérée comme l'une des dernières forêts primitives. Son âge remonte à plus de 10 000 ans ce qui lui vaut d'être un des écosystèmes le plus diversifié et le plus riche en espèces végétales et animales (plus de 23 000 espèces identifiées dans cet habitat) et en ressources hydriques (Burton *et al.* 20003). Le couvert végétal de la forêt boréale renferme des espèces âgées du Miocène. Il est généralement dominé par les conifères, limité au nord par la toundra, et au sud par la forêt de feuillus. Cet écosystème abrite la majorité des espèces animales endémiques du pays. Il constitue un riche habitat pour les oiseaux migrateurs et un abri pour les espèces menacées d'extinction, telles que le caribou des bois et la martre d'Amérique. Approximativement, 20% des milieux humides du Canada et 55% de son eau douce sont localisés dans la forêt boréale. Ces milieux sont constitués surtout de tourbières, marécages et marais. De plus, la forêt boréale abrite certains des plus grands systèmes fluviaux du Canada et contient près de 1,5 millions de lacs (L'Atlas du Canada 2004).

Au Canada, l'écosystème boréal joue un rôle très important au niveau écologique et économique. La forêt boréale renferme près de 40 % de tout le stock de carbone de la planète; elle joue un rôle de premier plan dans la lutte contre les changements climatiques (Greenpeace Canada, 2002). En une journée, elle filtre des millions de litres d'eau, entrepose du carbone, produit de l'oxygène, rebâtit le sol et restaure les nutriments, retient les eaux des crues et relâche l'eau nécessaire aux cours d'eau; elle fournit aussi abri et nourriture pour des centaines d'espèces sauvages. Sur le plan économique, la forêt boréale représente la source principale de bois et de fibres au monde pour les industries de pâte et de papier. Elle contribue pour un pourcentage de 60 % à l'économie canadienne ce qui équivaut à 11,6 millions de m² de territoire déboisé et un revenu de \$26,6 billions dans l'exportation et \$1,38 billion de revenu pour le gouvernement en 1999 (Burton *et al.* 2003). Elle assure 15 % des emplois dans les secteurs de l'industrie forestière, minière, hydroélectrique et dans une moindre mesure, dans les secteurs agricole, piscicole et touristique (Greenpeace Canada, 2002).

1-2. Les facteurs de perturbation de la forêt boréale

Malgré son importance globale, la forêt boréale est menacée par plusieurs perturbations qui déboisent plusieurs milliers d'hectares chaque année. Parmi ces perturbations, les plus majeures sont les épidémies d'insectes dues essentiellement aux pullulations de la tordeuse des bourgeons de l'épinette, les feux sauvages causés par la foudre et les coupes à blancs à des fins industriels (Canadian Forest Service, 1998).

Les feux, à eux seuls, détruisent annuellement 2,8 millions d'hectares de la forêt boréale mais ils sont à la fois une source de destruction et une source de vie et de diversité. Depuis toujours, ils ont influencé l'évolution du paysage boréal avec des cycles de 100 à 500 ans selon qu'il s'agit d'un climat continental ou maritime (Gagnon, 1995). Effectivement, le passage du feu donne naissance à un sol fortement carbonisé, riche en éléments nutritifs, ce qui constitue des conditions favorables pour une nouvelle colonisation végétale. De plus, il assure l'ouverture des cônes de certaines espèces comme le pin gris et l'épinette noire et libère les graines dans la nature ce qui fait des feux un facteur de renouveau de la forêt boréale et une partie intégrante de son cycle de vie (L'Atlas du Canada, 2004).

Comparée aux millions d'années pendant lesquelles le feu a contribué à modeler le paysage de la forêt boréale, les quelques décennies qui ont vu se développer l'industrie forestière paraissent insignifiantes. Pourtant, 50 % de la forêt boréale canadienne a été allouée à l'exploitation industrielle et près de 10 000 km² du territoire forestier est déboisé chaque année. Des nouvelles perspectives dans l'écologie forestière proposent que les feux sont une perturbation naturelle essentielle pour le renouvellement et la croissance de la forêt et que les pratiques de coupes devraient simuler les effets de feu afin d'assurer un développement durable de la forêt boréale (Hunter, 1993). Depuis lors, au Québec, le pourcentage de territoire déboisé par la coupe (1%) a excédé celui déboisé par les feux naturels (0,1%) (Ministère Ressources Naturelles Québec, 1996). Cependant, cette perspective a été développée en se basant uniquement sur la réponse des écosystèmes forestiers aux perturbations sans aucune considération des effets qu'elles peuvent produire au niveau des écosystèmes aquatiques, une composante importante des paysages forestiers de l'écozone boréale au Canada.

Effectivement, le couvert forestier au niveau des bassins versants est considéré comme l'un des plus importants facteurs qui influence directement la qualité physique, chimique et biotique des écosystèmes aquatiques. Or, la perte de ce couvert végétal soit par les feux ou les coupes accentue l'exposition de ces milieux aux effets érosifs du vent et des pluies et augmente les apports par lessivage en éléments nutritifs et en carbone organique dissous des bassins versants vers milieux aquatiques. Ceci se répercute à grande échelle sur la qualité de l'eau et par la suite sur les communautés biologiques (Carignan et Steedman, 2000 ; Lamontagne *et al.* 2000 ; Pinel-Alloul *et al.* 2002). Pour les écosystèmes lotiques (rivières et ruisseaux), les études des impacts des feux et des coupes de forêt ont démontré que les perturbations du bassin versant provoquent une augmentation du débit de l'eau des rivières (Likens *et al.* 1970) et une hausse dans les concentrations de la matière organique, du phosphore, de l'azote et des ions majeurs après les feux de forêts (Bailey *et al.* 1992) et les coupes à blanc (Likens *et al.* 1970). De plus, on a signalé une augmentation de la biomasse des macroinvertébrés après les coupes (Burton et Ulrich, 1994). Cependant, la réponse des écosystèmes lacustres aux perturbations par les feux et les coupes n'a pas été intensivement étudiée et spécialement la réponse de la communauté zooplanctonique, unité biologique des écosystèmes lacustres étroitement reliée aux composantes biotiques et abiotiques de l'écosystème.

Pourquoi étudier spécialement la communauté zooplanctonique ? Le zooplancton constitue une composante essentielle des réseaux trophiques (Kitchell et Carpenter, 1988). Il contrôle le transfert du carbone et celui des contaminants des niveaux inférieurs de la chaîne trophique aux niveaux supérieurs (poissons). La communauté zooplanctonique assure les interactions trophiques entre les producteurs primaires (phytoplancton et la boucle microbienne)

(Amblard et Pinel-Alloul, 1995) et les consommateurs supérieurs (prédateurs vertébrés et invertébrés) (Pinel-Alloul, 1995a, 1995b). Il joue donc un rôle dans le transfert trophique et module le fonctionnement et la production des réseaux pélagiques (Pinel-Alloul *et al.* 1998; Pont, 1983). De plus, le zooplancton constitue un indicateur biologique servant à quantifier les perturbations produites au niveau des conditions, du fonctionnement et de la structure d'un écosystème lacustre (Stemberger *et al.* 2001).

2. Le réseau de centre d'excellence en gestion durable de la forêt boréale.

Le réseau de centre d'excellence sur la gestion durable des forêts (RCE-GDF) a été créé en 1995. Un des principaux thèmes de recherche du réseau est l'étude des fondements écologiques de la gestion durable des forêts. Parmi les projets de recherche menés sous ce volet, une étude réalisée de 1996 à 1998 sur les lacs du bouclier canadien du Québec avait pour principal objectif l'étude et la comparaison des effets des coupes à blanc et des feux de forêt sur la qualité des eaux et les communautés biologiques des lacs perturbés (Carignan *et al.* 2000). Le programme de maîtrise présenté dans ce mémoire s'inscrit dans cette thématique et traite spécifiquement des effets sur la communauté zooplanctonique.

3. Plan expérimental d'évaluation des impacts écologiques.

L'approche expérimentale adoptée dans notre étude est une approche comparative (control-impact design) qui vise à comparer une série de lacs aux bassins versants intacts à une autre série de lacs dont les bassins versants ont été perturbés par la coupe à blanc ou les feux de forêt (Schmitt et Osenberg, 1996). La sélection des lacs a été faite de façon à choisir les sites les plus semblables du point de vue des caractéristiques du bassin versant et de la morphométrie de la cuvette lacustre, ceci afin de minimiser l'effet des facteurs confondants de nature morphométrique sur les réponses des écosystèmes aux perturbations par les feux et les coupes de forêt. Les variables morphométriques des lacs et de leurs bassins versants ont été déterminées par Carignan *et al.* (2000).

Au total, 31 lacs de la Haute-Mauricie ont été choisis dans le cadre de ce projet. Les échantillons ont été pris trois fois par année durant une période de trois ans de 1996 à 1998. Comme le facteur de perturbation considéré dans notre étude est la condition du bassin versant (naturel, coupé ou brûlé), les lacs ont été classés en trois catégories : les lacs naturels (15 lacs) ayant un bassin versant non perturbé depuis plus de 70 ans, les lacs de feu (9 lacs) dont la forêt a été brûlée sur plus de 50% de la surface de leur bassin versant par les feux naturels en 1995 et les lacs de coupe (7 lacs) dont le bassin versant a été déboisé en 1995 sur plus de 40% de la surface, niveau de perturbation minimal pour entraîner des effets significatifs sur la qualité de l'eau et le phytoplancton (Carignan *et al.* 2000 ; Planas *et al.* 2000). Le déboisement du bassin versant a été fait de façon à garder une zone tampon de forêt de 20 m en bordure des lacs. En plus du zooplancton, dont ce mémoire fait état, le phytoplancton, les poissons et la qualité chimique de

l'eau ont été étudiés par d'autres membres du Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie et en Environnement Aquatique (GRIL) (Carignan *et al.* 2000; Planas *et al.* 2000; Saint-Onge et Mangan, 2000). Les résultats de ces recherches seront rapportés dans la revue de littérature.

4. Revue de littérature

4-1. Effets des coupes et des feux de forêt sur la qualité de l'eau des lacs de la forêt boréale

Selon l'approche écosystémique de l'écologie du paysage, la nature physique, chimique et biologique des lacs, en tant qu'unité du paysage, est très fortement influencée par les caractéristiques du bassin versant (Magnuson et Kratz, 2000). En contrôlant la nature des apports en éléments externes, le bassin versant influence la composition ionique des eaux, l'oxygénation, le bilan thermique des lacs et par la suite la production primaire (Meybeck, 1995).

La perte du couvert forestier dans les bassins versants, soit par les coupes ou par les feux, provoque une augmentation des apports externes en éléments nutritifs, en ions majeurs et intensifie la couleur de l'eau des lacs (Lamontagne *et al.* 2000). Cependant peu d'études se sont intéressées à la comparaison de chacun des impacts de ces deux perturbations sur la qualité physique et chimique des eaux des écosystèmes lacustres ayant eu des coupes ou des feux sur leur bassin versant.

L'étude faite par Carignan *et al.* (2000) est la première de son genre qui compare les changements dans les processus physiques et chimiques des lacs de l'écozone boréale suite aux perturbations produites au niveau du bassin versant par les coupes à blanc et les feux de forêt, et ce sur un suivi de trois ans après les perturbations (de 1996 à 1998). Tous les impacts observés sont significatifs et diffèrent selon le type de perturbation. Ainsi, comparés aux lacs naturels et aux lacs de feu, les lacs de coupe sont marqués par des fortes concentrations en carbone organique dissous (COD) dont la résultante est une diminution de la transparence de l'eau surtout lorsque le pourcentage de perturbation du bassin versant dépasse 40% et le ratio de drainage est supérieur à 4. Ces concentrations élevées sont dues aux grandes quantités de matière organique qui reste en place après les coupes et dont la décomposition résulte en une production excessive de carbone qui va être transporté par ruissellement dans les lacs. Quant aux feux, par combustion, ils assurent d'une part, une perte presque complète des sources du carbone organique et d'autre part, induisent de fortes concentrations en phosphore (P) et en azote (N). Par conséquent, les feux n'affectent pas la transparence de l'eau mais tout comme les coupes, ils provoquent une augmentation dans les teneurs en P total et en N total, éléments qui favorisent le développement du phytoplancton et de la biomasse chlorophyllienne. De plus, les feux produisent une forte hausse de NO_3^- dans les lacs tandis que la coupe forestière n'a pas d'effet sur les concentrations de ces ions relativement aux lacs naturels.

Les perturbations au niveau du bassin versant modifient aussi les teneurs en ions majeurs dans les lacs affectés par rapport aux lacs naturels. Ainsi, les deux perturbations ont des effets similaires sur les concentrations des ions K^+ et Cl^- . Elles entraînent une hausse de leurs concentrations dans les lacs perturbés comparés aux lacs naturels. Par contre, les impacts de ces

perturbations s'expriment différemment sur les ions Na^+ , Mg^{2+} et SO_4^{2-} . L'effet de la coupe apparaît plus significatif sur les ions sodium (Na^+) dont la concentration est plus élevée dans les lacs de coupe relativement aux autres groupes de lacs tandis que les feux volatilisent le Na^+ , ce qui explique ses faibles concentrations dans les lacs de feu. Les teneurs en Mg^{2+} , Ca^{2+} et SO_4^{2-} sont significativement plus élevées dans les lacs ayant un bassin versant brûlé.

Durant toute la période d'étude (de 1996 à 1998), la majorité des perturbations produites suite à la déforestation du bassin versant par les feux ou par les coupes à blanc persistent sauf pour le COD qui a tendance à diminuer dans les lacs de coupe sans toutefois changer la transparence de l'eau.

En conclusion, l'étude de Carignan *et al.* (2000) montre que les feux et les coupes ont des impacts significatifs sur la qualité physico-chimique des écosystèmes lacustres mais ceux-ci diffèrent selon le type de perturbation. Les lacs affectés par les feux montrent des concentrations plus élevées en PT, NO_3^- , SO_4^{2-} et Mg^{2+} . Par contre, les lacs affectés par les coupes sont moins transparents, riches en COD, PT et en Na^+ .

Sachant la relation étroite entre la communauté biologique et son biotope, ces résultats nous incitent à se poser la question suivante : est-ce que les effets des coupes et des feux sur la qualité de l'eau affectent la communauté biologique et plus spécialement le zooplancton ?

4-2. Impact des perturbations sur le phytoplancton et les poissons

L'étude de Planas *et al.* (2000) sur l'impact des feux et des coupes de forêt sur la biomasse et la structure des communautés d'algues pélagiques et benthiques des lacs de l'écozone boréale a bien démontré que les concentrations de chlorophylle (Chl. *a*) sont deux à trois fois plus élevées dans les lacs perturbés que dans les lacs naturels. Les lacs dont le bassin versant est affecté par les feux présentent des concentrations en Chl. *a* pélagique plus élevées que celle trouvées dans les lacs affectés par les coupes. Ceci supporte l'idée que la biodisponibilité du phosphore diffère selon qu'il est originaire d'un bassin versant brûlé ou coupé à blanc. De plus, les perturbations au niveau du bassin versant semblent affecter significativement la composition spécifique des algues pélagiques. Ainsi, cette communauté est dominée par les nanoflagellés mixotrophes dans les lacs naturels. Or, suite aux perturbations, les nanoflagellés mixotrophes augmentent dans les lacs de coupe alors que ce sont les diatomées phototrophes qui augmentent dans les lacs de feu.

À un niveau plus élevé de la chaîne trophique, Saint-Onge et Magnan (2000) n'ont pas détecté de différence significative entre les trois groupes de lacs au niveau de l'abondance relative, en terme de captures par unité d'effort (CPUE), et au niveau de la croissance des espèces dominantes de poissons (le meunier noir (*Castostomus commersoni*), le grand brochet (*Esox lucius*) et la perchaude (*Perca flavescens*)). Cependant, l'analyse de la structure en taille des espèces dominantes a permis de déceler des diminutions significatives de l'abondance relative des jeunes perchaudes (1+) et des petits meuniers noirs (< 160 mm) dans les lacs perturbés par les feux ou les coupes, comparativement aux lacs naturels.

4-3. Impact des feux et des coupes de forêt sur la communauté zooplanctonique des lacs de l'écozone boréale.

➤ Effets des perturbations sur la biomasse du zooplancton.

Le zooplancton joue un rôle intermédiaire dans le transfert trophique dans le réseau pélagique en tant que consommateur primaire du phytoplancton et en tant que proie pour les poissons planctivores (Mazumder, 1994 ; Pinel-Alloul *et al.* 1998). On a montré que la biomasse du zooplancton présente une relation positive avec les concentrations de PT et NT dans les lacs du bouclier canadien (Yan, 1986, Masson *et al.* 2004). Donc, les perturbations du bassin versant par les feux ou les coupes à blanc devraient influencer la communauté zooplanctonique via leurs effets sur les nutriments (Carignan *et al.* 2000), les ressources algales (Planas *et al.* 2000) ou sur les prédateurs planctivores (Saint-Onge et Magnan, 2000).

L'étude faite par Patoine *et al.* (2000) visait à comparer l'effet des coupes et des feux de forêt sur la biomasse du zooplancton dans les lacs du bouclier canadien. À ces fins, il a procédé à des mesures de biomasse de différentes fractions du limnoplankton et estimé la biomasse des groupes zooplanctoniques dans 38 lacs du bouclier canadien (lacs naturels (20), lacs de feu (9) et lacs de coupe (9)).

Une année après la perturbation (1996), la biomasse des groupes zooplanctoniques semble être plus forte dans les lacs de feu et plus spécialement celle des Rotifères avec un pourcentage de

74% de plus que les lacs naturels et les lacs de coupe alors que la biomasse des Calanoïdes a diminué de 43% dans les lacs de coupe. Cependant, la différence entre la biomasse totale de zooplancton (basée sur la somme des groupes taxinomiques) dans les trois groupes de lacs reste non significative. Les variations des biomasses des différentes fractions de limnoplankton dans chacun des groupes de lacs (naturel, coupe et feu) ont été analysées pendant les trois années du suivi après les perturbations (1996-1998). Les différentes fractions du limnoplankton correspondaient à des classes de taille : 53-100 μm : fraction composée surtout d'algues, de détritiques et de rotifères ; 100-200 μm : fraction composée de Rotifères et de nauplies de Copépodes ; 200-500 μm : fraction composée de Crustacés juvéniles et > 500 μm : fraction composée de Crustacés adultes. Les réponses de la biomasse du limnoplankton aux perturbations sont plus nettes, en particulier vis-à-vis des feux. La biomasse totale de limnoplankton a augmenté deux années après les feux, mais cette hausse n'était pas significative ($p = 0,08$). Cette tendance à la hausse était due essentiellement à l'augmentation de la fraction des Rotifères ($p = 0,02$) et à une augmentation non significative des Crustacés adultes ($p = 0,08$). Contrairement aux feux, les coupes n'ont pas d'effets sur la biomasse totale du limnoplankton. L'impact des perturbations par le feu sur le limnoplankton persiste pendant les deux années suivant la perturbation. Durant la troisième année de l'étude, les biomasses de limnoplankton observées dans les lacs perturbés sont similaires aux lacs naturels.

La communauté zooplanctonique répond différemment selon le type de perturbation du bassin versant. Dans les lacs de coupes, la faible transparence de l'eau limite la production primaire et par la suite diminue la biomasse du zooplancton, en particulier des Copépodes Calanoïdes adaptés aux lacs moins colorés et oligotrophes. Les feux de forêt assurent un apport excessif de

phosphore total et d'azote total du bassin versant, ce qui provoque l'accroissement de la biomasse du phytoplancton et par la suite de la biomasse du zooplancton et spécialement des Rotifères, composante planctonique étroitement liée aux concentrations en nutriments et en chlorophylle *a*.

➤ **Les effets des perturbations sur les groupes taxinomiques.**

Afin d'avoir plus d'information sur l'impact des feux et de coupes de forêt sur la communauté zooplanctonique, Patoine *et al.* (2002a) ont entrepris une étude plus approfondie basée sur l'approche taxinomique dont les objectifs étaient de tester et de comparer l'impact des perturbations au niveau du bassin versant sur la richesse spécifique et la composition en espèces de zooplancton entre les trois types de lacs du bouclier canadien et ce uniquement la première année (1996) suivant les perturbations.

Les résultats de cette étude indiquent que les feux et les coupes de forêt n'ont pas d'effets significatifs sur la richesse spécifique et la diversité du zooplancton dans les lacs de l'écozone boréale, à court terme dans l'année suivant les perturbations. Bien qu'on note une légère hausse de 10% de la richesse spécifique dans les lacs perturbés par rapport aux lacs naturels, cette tendance est due essentiellement à un nombre non significativement plus élevé ($p = 0,15$) des espèces de Rotifères. Les assemblages des espèces zooplanctoniques dans les lacs à l'étude ont été décrits par la densité relative de 62 espèces (41 Rotifères et 21 Crustacés). Les différences observées dans les associations spécifiques dans les groupes de lacs, sont plutôt dues aux variations entre les dates d'échantillonnage qu'aux conditions du bassin versant ($p = 0,25$).

Finalement, cette étude n'a pas pu déceler d'impacts significatifs des feux et des coupes de forêt sur la richesse spécifique et l'assemblage des espèces dans les trois types de lacs à court terme. Ceci peut être expliqué de deux façons :

1- soit que les perturbations induites dans les écosystèmes lacustres suite aux feux et aux coupes de forêts ne sont pas assez importantes pour provoquer une réponse au niveau de la composition et les assemblages d'espèces de la communauté zooplanctonique.

2- soit que les feux et les coupes de forêts ont un effet à plus long terme sur la composition et la richesse spécifique du zooplancton. Une année peut être insuffisante pour permettre à la communauté zooplanctonique de s'adapter aux nouvelles conditions de son biotope.

En résumé, la figure 1 présente une synthèse des impacts écologiques des feux et des coupes de forêt sur la qualité de l'eau et sur le réseau trophique des lacs de l'écozone boréale.

Figure 1

Synthèses des impacts écologiques des perturbations par les feux et les coupes de forêt sur les écosystèmes lacustres de l'écozone boréale.

Impacts écologiques des perturbations

COUPES

Transparence ↓
 COD, PT, K⁺, Cl⁻ ↑
 NT, Ca²⁺, Na⁺ ↑

Production primaire
 Chl-*a* ↑
 Nanoflagellés mixotrophes, ↑

Biomasse du zooplancton ↓
 Calanoïdes
 (Première année après les coupes)

Richesse spécifique ↑
 (Hausse en 96 non significative)

Perchaudes-1 an ↓

FEUX

PT, NT, NO³⁻, K⁺, Cl⁻ ↑
 Ca²⁺, Mg²⁺, SO₄²⁻ ↑
 COD ↑

Production primaire
 Chl-*a* ↑
 Diatomées autotrophes ↑

Biomasse du zooplancton ↑
 Rotifères
 Cyclopoïdes
 (Première année après les feux)

Richesse spécifique ↑
 (Hausse en 96 non significative)

Perchaude-1 an ↓

5. Objectifs

Il existe en général une étroite relation entre les espèces de zooplancton qui peuplent un lac et les caractéristiques physiques, chimiques et biotiques de ce dernier. Selon le concept de niche écologique développé par Hutchinson (1957, cité dans Begon *et al.* 1986: p 73), chaque espèce présente une tolérance caractéristique à un ensemble de facteurs environnementaux. La présence d'une espèce dans un milieu donné serait donc conditionnelle à la réunion de plusieurs conditions environnementales. Une altération des conditions environnementales peut ainsi entraîner une variation dans l'abondance d'une ou plusieurs espèces. De telles variations dans les patrons d'abondance et par la suite dans les assemblages des espèces de zooplancton ont été déjà reliées à diverses perturbations anthropiques telles que l'eutrophisation (Attayde et Bozelli, 1998), l'acidification (Pinel-Alloul *et al.* 1990), ou le degré de développement résidentiel du rivage (Stemberger et Lazorchak, 1994). Toutefois, dans les lacs de l'écozone boréale, les perturbations au niveau du bassin versant par les feux et les coupes de forêt semblent ne pas avoir un effet significatif sur la structure de la communauté zooplanctonique une année après les perturbations (Patoine *et al.* 2002a). Cependant, à court terme, le peu d'effets des feux et des coupes sur la communauté zooplanctonique des lacs, en dépit des effets observés sur la qualité des eaux au cours des trois ans après les perturbations, n'implique pas que ces perturbations n'ont pas d'effet à moyen terme sur l'abondance, la diversité et les associations spécifiques du zooplancton. Sachant, d'une part, que le passage du feu produit une augmentation des teneurs en phosphore biodisponible et par la suite une augmentation des ressources algales (Carignan *et al.* 2000, Planas *et al.* 2000), on peut s'attendre à ce que cet enrichissement trophique soit favorable au zooplancton (effet bottom-up). D'autre part, la diminution de l'abondance des jeunes poissons

planctivores dans les lacs perturbés (Saint-Onge et Mignan, 2000) pourrait affecter les patrons de prédation sur le zooplancton à plus long terme (effet top-down). La présente étude est un suivi à moyen terme (trois ans après les perturbations) des effets des coupes et de feux des forêts sur les principaux attributs de la communauté zooplanctonique des lacs de l'écozone boréale, à savoir l'abondance en terme de biomasse des grands groupes taxinomiques, la richesse en espèces et les assemblages spécifiques.

L'originalité de cette étude consiste dans l'approche comparative à moyen terme (3 ans après les perturbations) qui complémente les travaux antérieurs (Patoine *et al.* 2000 ; Patoine *et al.* 2002a) limités à la première année suivant les perturbations. Cette étude se distingue aussi par le "design" d'analyse comparée de trois sous-ensembles égaux de 7 lacs représentatifs des trois conditions du bassin versant (naturel, coupe, feu). Les lacs retenus dans chacun des sous-ensembles ont été sélectionnés sur la base de la similarité dans les caractéristiques morphométriques. Cette approche nous permet de minimiser les effets confondants, liés aux variations intergroupes dans la morphométrie des lacs et des bassins versants, sur les réponses des lacs et des communautés biologiques aux perturbations. Elle vise à évaluer avec plus de précision les changements dans les attributs de la communauté du zooplancton en fonction des perturbations, des variations de l'environnement au cours des trois années du suivi, et de leurs interactions. Elle vise aussi à déterminer l'influence relative des facteurs environnementaux et des niveaux de perturbation sur les variations à moyen terme des attributs de la communauté zooplanctonique. Cette étude est la première traitant des changements à moyen terme (trois ans après les perturbations) dans la richesse en espèces, la composition et la biomasse des groupes zooplanctoniques dans les lacs de l'écozone boréale du Québec affectés par des feux ou des

coupes à blanc importantes au niveau de leur bassin versant.

6. Hypothèses de travail

L'impact des feux et des coupes de forêt se traduit différemment sur la qualité physico-chimique des lacs de l'écozone boréale. Ces réponses différentes au niveau de la qualité des eaux pourraient entraîner des réponses spécifiques à chaque perturbation au niveau de la communauté du zooplancton à moyen terme comme observé pour les algues pélagiques et benthiques (Planas *et al.* 2000). Dans les lacs de feu, l'enrichissement trophique dû aux apports accrus en éléments nutritifs (Carignan *et al.* 2000) et aux fortes concentrations en Chl-*a* (Planas *et al.* 2000) pourraient induire à moyen terme le développement du microzooplancton ayant une stratégie de développement de type r et en particulier celui des Rotifères dont l'abondance est contrôlée par les facteurs ascendants (Yoshida *et al.* 2003). Ces effets seront ensuite transmis au niveau du macrozooplancton, en particulier les Copépodes Cyclopoïdes carnivores, se nourrissant de rotifères au stade adulte. Les coupes quant à elles, augmentent la couleur de l'eau ce qui limite la production primaire et subséquemment la biomasse du zooplancton et plus spécialement celle des Copépodes Calanoïdes, espèces étroitement associées aux milieux oligotrophes et moins colorés (Patoine *et al.* 2000). Sur les trois années suivant les perturbations, on devrait s'attendre à ce que l'abondance des Rotifères et des Copépodes Cyclopoïdes augmentent dans les lacs de feu, où les apports en nutriments et les ressources algales sont très importants, tandis que l'abondance des Copépodes Calanoïdes devrait diminuer dans les lacs de coupe où les apports en nutriments et les ressources algales augmentent plus faiblement et où la couleur de l'eau est plus accentuée suite aux apports importants de carbone organique dissous (Carignan *et al.* 2000).

De telles variations dans les patrons de biomasse des grands groupes taxinomiques peuvent être accompagnées par des variations plus importantes au niveau des espèces. La relation entre les changements dans les assemblages des espèces zooplanctoniques et les perturbations dans leur environnement est déjà prouvée par une multitude de travaux (Pinel-Alloul *et al.* 1990, Locke, 1992). Dans les lacs de l'écozone boréale, la réponse au niveau des associations zooplanctoniques vis-à-vis des changements produits dans leur biotope suite aux perturbations au niveau du bassin versant, doit se manifester sur plus qu'une année pour que le zooplancton s'adapte aux nouvelles conditions (Patoine *et al.* 2002a). Nous estimons que l'analyse des données taxinomiques durant les trois années suivant les perturbations révélera la présence des associations de zooplancton spécifiques aux différents types de lacs

En résumé, nos hypothèses de travail porteront sur deux volets différents à savoir la biomasse et la diversité du zooplancton des lacs de l'écozone boréale :

I - La biomasse :

- ❖ Dans les lacs de feu, suite à l'enrichissement trophique on s'attend à une :
 - une augmentation de la biomasse des Rotifères dont l'abondance est contrôlée par les facteurs ascendants.
 - une augmentation de la biomasse des Cyclopoïdes principaux prédateurs des Rotifères au stade adulte.
- ❖ Dans les lacs de coupe caractérisés par une eau fortement colorée, on s'attend à une diminution de la biomasse des Calanoïdes espèces caractéristiques des milieux oligotrophes et peu colorés.

II.- La diversité :

- ❖ Augmentation de la richesse spécifique suite à l'enrichissement trophique.
- ❖ Les feux et les coupes influencent différemment la qualité biotique et abiotique des lacs de l'écozone boréale ce qui pourraient produire des réponses spécifiques à chaque type de perturbation au niveau de la communauté zooplanctonique. On s'attend, donc, à l'apparition d'association spécifique typique de chaque groupe de lacs.

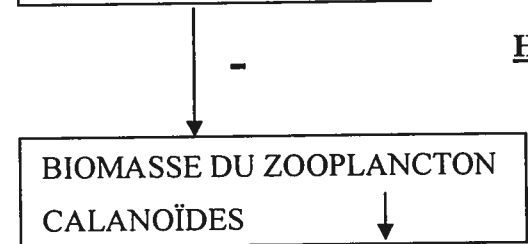
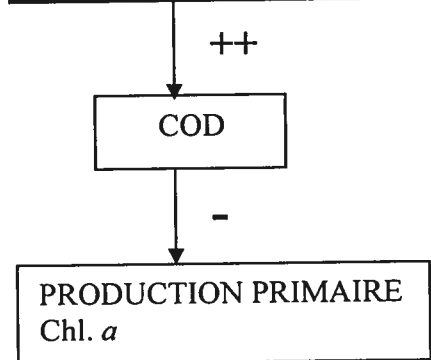
La figure 2 présente le modèle conceptuel sous-jacent à nos hypothèses de recherche.

Figure 2

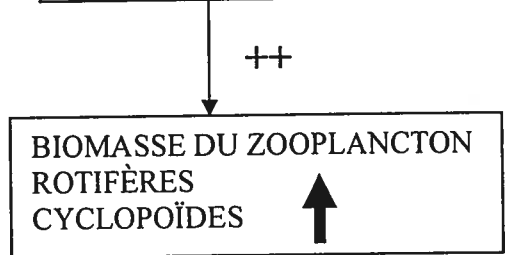
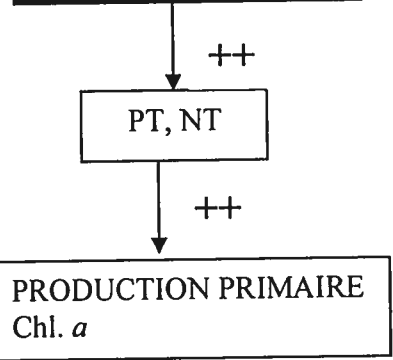
Modèle conceptuel sous-jacent aux hypothèses de recherche.

PERTURBATIONS

COUPE



FEU



HYPOTHÈSE I

HYPOTHÈSE II

ASSOCIATIONS SPÉCIFIQUES

- Keratella taurocephala*
- Polyarthra remata*
- Leptodiptomus minutus*
- Bosminidae*
- Daphnia catawba*

- Keratelle cochlearis*
- Polyarthra vulgaris*
- Daphnia longiremis*
- Cyclops scutifer*

Chapitre II

Article

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

Résumé

Summary

1. Introduction

2 Matériel et méthodes

2.1 Site d'étude et sélection des lacs

2.2 Échantillonnage et analyse du zooplancton

2.3 Analyses statistiques

3. Résultats

3.1 Sélection des lacs

3.2 Facteurs environnementaux et niveau de perturbation des lacs

3.3 Assemblage d'espèces et richesse spécifique du zooplancton

3.4 Biomasse des groupes de zooplancton

3.5 Influence des facteurs environnementaux et des perturbations

4. Discussion

Remerciements

Références bibliographiques.

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 ecological impacts of forest fires and harvesting on zooplankton community in lakes of the boreal ecozone

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

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

Correspondance

Article présenté dans le cadre de la 7^{ième} Conférence Internationale des Limnologues d'Expression Française (CILEF-2003) tenue à Montréal du 27 juillet au 1^{er} août 2003

Article accepté pour publication dans la Revue Internationale des Sciences de l'Eau

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 Calanoïdes 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

Summary :

This paper aims to evaluate mid-term impacts of forest wildfires and harvesting on 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 studies conducted at short term (1 year after perturbations) in the same region by PATOINE *et al.* (2000, 2002a) on different subsets of lakes, but that failed to detect significant effects. This comparative study attempts to minimize the spatial variability among reference 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 minimizing the confounding effects of lake and watershed conditions on nutrient exports from perturbed watershed, 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 since the last 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 characteristics 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 μ m mesh size) on vertical hauls from 1 m above the sediments to 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 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 by 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). Despite some variations in morphometric characteristics within each subset of lakes, we did not detect significant variation among subsets of lakes. However, we still found significant changes in water quality variables among subsets of lakes. Thus, in our study, we have minimized the effects of watershed and lake

morphometry 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 among 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 the 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 the most enriched in nutrients. Only short-span life and r-strategic species as rotifers showed increase 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 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 perturbations. In general, our study indicates that natural sources of variation among years had higher effects on the biomass of some zooplankton groups than the perturbations. Overall, increase in Rotifera biomass was firstly related to higher mean summer water temperature while increase in Cyclopoida biomass was

related to higher chlorophyll *a* concentrations. Perturbation intensity, nutrients concentrations, and drainage ratio also tend to increase the responses of these zooplankton groups, but their influence over the mid-term survey were non significant. 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 study conducted on a mid-term survey 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.

Key words: Impacts, wildfires, harvesting, zooplankton, lakes, boreal forest, Quebec

1 - INTRODUCTION

Le zooplancton est reconnu comme un bon indicateur biologique des perturbations environnementales affectant la qualité et le fonctionnement des écosystèmes lacustres (ATTAYDE 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 (Diatomées) et du zooplancton (Rotifères, Copépodes Cyclopoïdes). Par contre, dans les lacs affectés par les coupes, l'enrichissement en phosphore n'entraîne qu'une faible hausse de biomasse du phytoplancton (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 Cyclopoïdes, 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 (PATOINE *et al.* 2002a) dans les lacs perturbés par les feux. 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 pourrait 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 attributs 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 - MATERIEL ET METHODES

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

localisés dans la région de Parent (lacs FP) et celle de Belleplage (lacs 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) dont le bassin versant a été déboisé en 1995 par des coupes à blanc de type CPRS (cut with protection of regeneration and soils) tout en gardant une zone tampon de forêt de 20m en bordure des lacs. Sachant que l'effet des coupes sur la qualité de l'eau et le plancton ne peut être détecté que dans les lacs ayant plus de 40% de la surface de leur bassin versant coupé (PINEL-ALLOUL *et al.* 2002), nous avons gardé pour cette étude que les lacs avec un pourcentage de coupe sur le bassin versant supérieur à 43%.(tableau 1).

Figure 1.

Localisation des lacs à l'étude. Les lettres N et P avant les numéros des lacs réfèrent aux lacs naturels (étoiles), la lettre C réfère aux lacs de coupe (cercles), et les lettres FB et FPB aux lacs de feu (losanges).

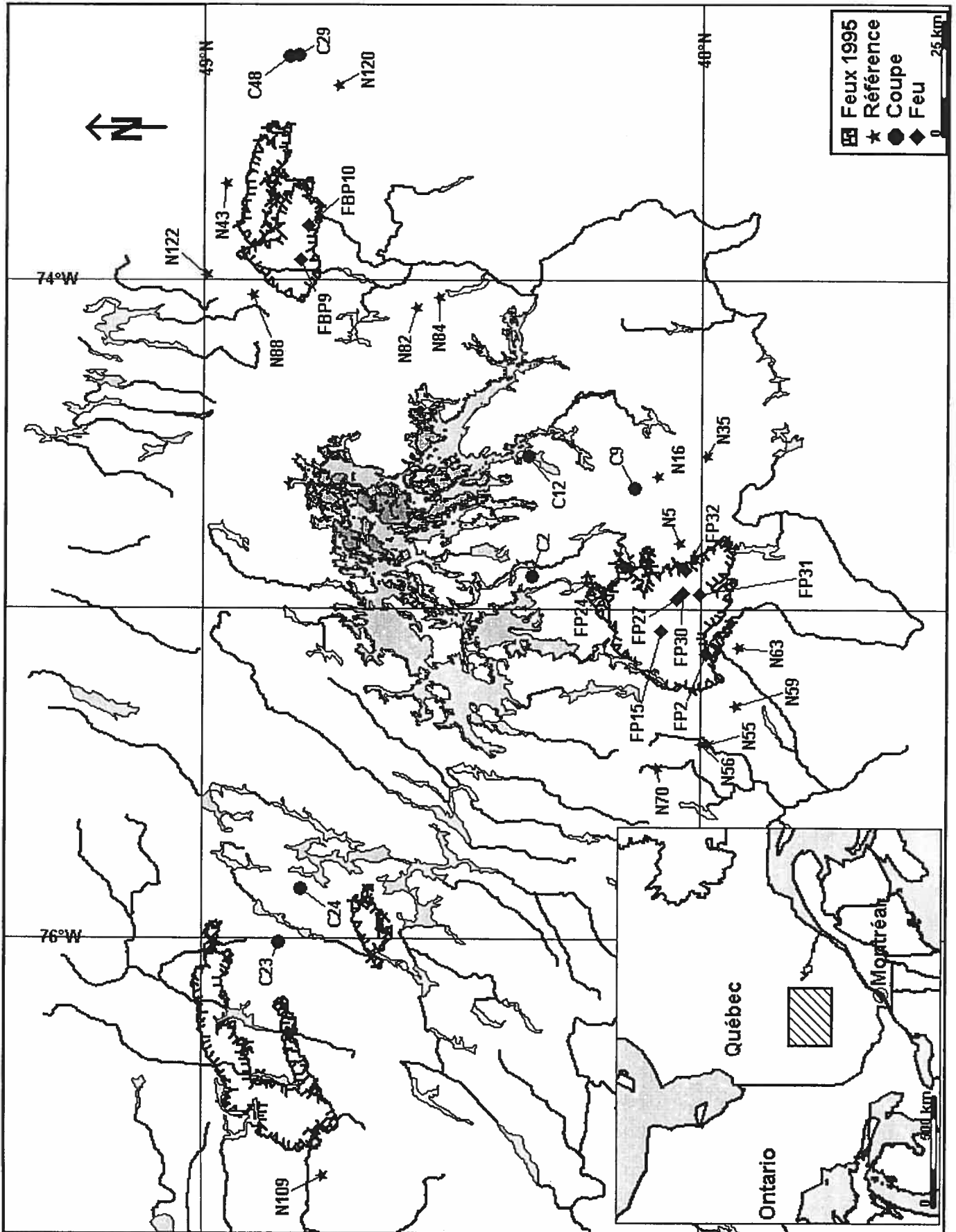


Tableau 1

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 (7 lacs naturels, 7 lacs de coupe, 7 lacs de feu). Les lettres à côté des chiffres indiquent les différences significatives entre les groupes de lacs dans les variables de qualité de l'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.

	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 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	5,2 (4,2 - 5,7) ^a	9,0 (3,0 - 13,3) ^b	5,9 (4 - 8,0) ^{ab}
Chlorophylle <i>a</i> ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	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 (Z_{max}) 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, 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; CARIGNAN 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.

Finalemment, 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- haut 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 (9999 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. La RDA a été faite 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 06:00 et 15:00 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'en surface du lac) à l'aide d'un filet à contre-levier de 53 μm 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), SMITH et FERNANDO (1978) et STEMBERGER (1979). 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 individus de chaque espèce de Crustacés (longueur) et de Rotifères (longueur et largeur) dans chacun des échantillons pris durant la première année d'échantillonnage (1996). 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 en espèces 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 attributs 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 x An) sur les attributs du zooplancton. Le modèle considérait 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 x Années : BV x An). Les trois années du suivi étaient considérées comme des mesures répétées. Nous avons comparé les moyennes estivales de la richesse en espèces 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 attributs du zooplancton. Toutes les analyses ont été faites sur les données transformées ($\log_{10} x+1$) 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 variations des attributs du zooplancton et celles 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, CARIGNAN *et al.* (2000) et PLANAS *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 (supérieur à 4) et au niveau de perturbation du bassin versant (supérieur à 48%). 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 (TN), 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 (BPUE = 0), à 2 pour des BPUE = 1-56, 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 = 60-660, 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 variables retenues comme explicatives ne présentaient pas de colinéarité et le facteur VIF (variance inflation factor) était inférieur à 20. 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 ($\log_{10} x+1$). Toutes les RDA ont été faites avec le logiciel CANOCO 4.0. (TER BRAAK et SMILAUER, 1998).

3 – RESULTATS

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 drainage (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.

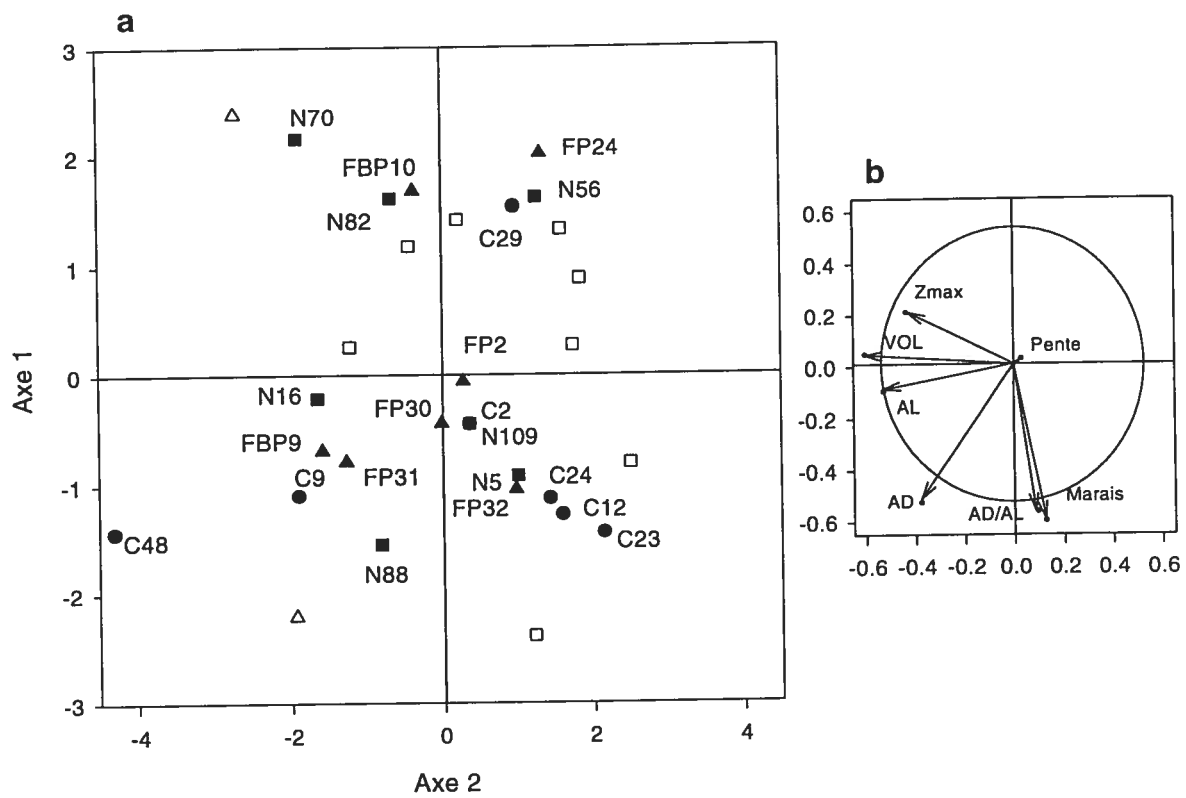
La distribution des 31 lacs initiaux dans le diagramme d'ordination permet de distinguer des groupes de lacs ayant des caractéristiques morphométriques différentes (*figure 2a*). Sur le premier axe de l'ordination, les lacs se distribuent selon un gradient de taille. Certains lacs situés du côté gauche 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 mais d'avoir un 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, nous avons jumelé 7 lacs naturels et 7 lacs de feu ayant des positions rapprochées dans le plan euclidien de l'ordination. Au terme de cette sélection, nous avons retenu 21 lacs pour notre étude, incluant les 7 lacs de coupe (C2, C9, C12, C23, C24,

C29, C48) ayant plus de 43% de la surface de leur 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 ($p > 0.05$).

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 zooplancton 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. 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.



- Lacs de coupe
- ▲ Lacs de feu sélectionnés
- △ Lacs de feu non sélectionnés
- Lacs naturels sélectionnés
- Lacs naturels non sélectionnés

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. La surface des lacs naturels est en moyenne de 47 ha avec un ratio de drainage de 5,2; ils sont profonds (profondeur maximale de 14,6 m) et de grand volume ($2,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$). Les lacs de coupe ont une surface moyenne de 63,7 ha et un ratio de drainage de 6,8 qui semblent plus grands que les lacs naturels à cause de certains cas extrêmes (lac C48 avec une surface de 231 ha et C24 avec un ratio de drainage de 13,2). Leur profondeur maximale (11m) est en moyenne plus faible à cause de quelques lacs moins profonds (C12, C23 : 5-6 m). Toutefois leur volume moyen ($2,4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) est similaire à celui des lacs naturels. Les lacs de feu sont plus petits en terme de surface (35,4 ha) que les lacs naturels mais leur ratio de drainage est plus élevé (7,4). Leur profondeur maximale (14,8 m) est en moyenne comparable aux lacs naturels mais leur volume ($1,8 \cdot 10^6 \text{ m}^3$) est plus faible. 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 du phytoplancton, exprimée 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 mg·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 en densité 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 (*figure 3c*). 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 patrons 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*).

Le groupe de Crustacées (adultes, copépodites et nauplii) ne représentent que 30% de la densité totale mais plus de 90% de la biomasse totale du zooplancton. Parmi les 19 espèces de Crustacés les plus abondantes (5% de la densité totale), 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 *Leptodiptomus 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 *Leptodiptomus 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 *Leptodiptomus minutus* (*figure 3b*).

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%.

Figure 3.

Diagrammes rang-fréquence des espèces de Rotifères (a) et de Crustacés (b) et diagramme de Venne (c) sur la répartition des espèces pour les lacs naturels (moyennes avec erreurs types uniquement pour les lacs naturels), les lacs de coupe et les lacs de feu. Les rangs des espèces sont basés sur ceux trouvés dans les lacs naturels.

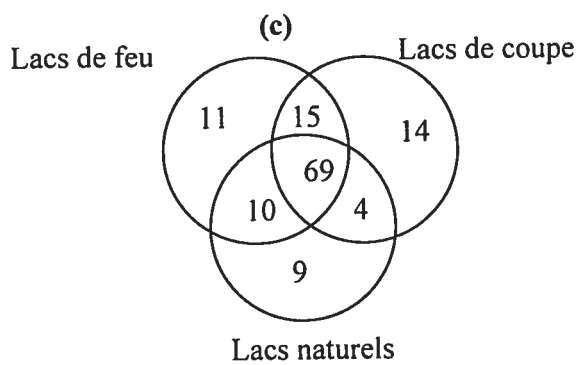
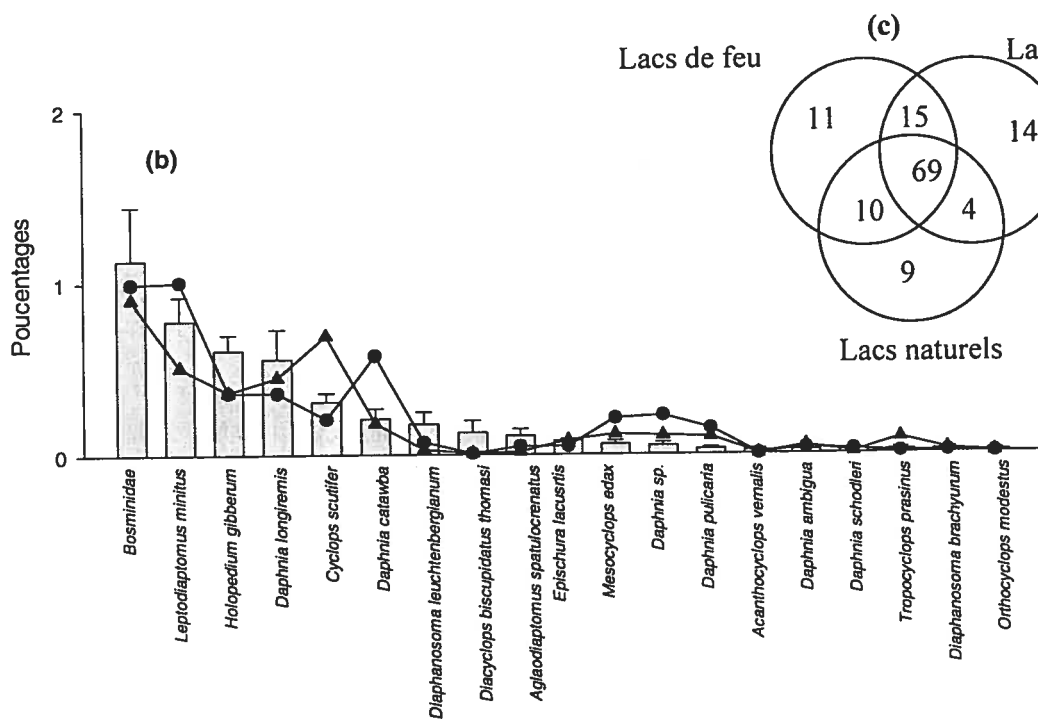
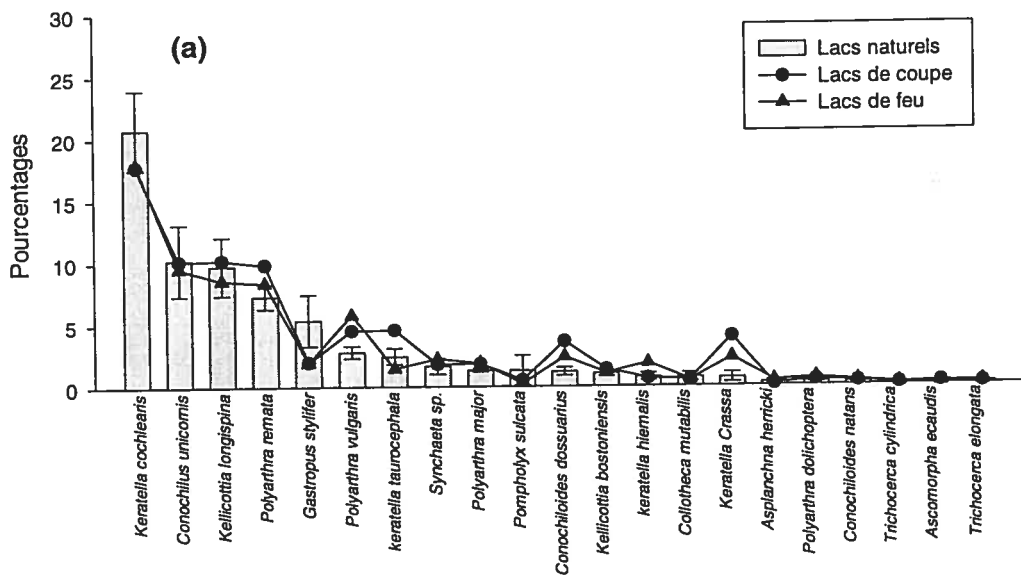


Tableau 2

Moyennes (min-max) de la richesse spécifique (nbr. d'espèces) et du pourcentage d'espèces (%) de chacun des groupes taxinomiques et du zooplancton total dans les trois groupes de lacs à l'étude (naturel, coupe, feu) pour l'ensemble des trois années du suivi (1996-98). Les lettres entre parenthèses à côté des moyennes des nombres d'espèces et des pourcentages indiquent les différences significatives entre les groupes de lacs ($p \leq 0,05$)

	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

L'analyse de variance à mesures répétées (RMANOVA) a détecté un effet significatif des perturbations (conditions du bassin versant : BV) et des années (An) sur la richesse en espèces du zooplancton total, mais pas d'interaction entre les groupes de lacs et les années (BV x An) (*tableau 3*). Le nombre total 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 différence 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*).

Au niveau de la richesse en espèces de Rotifères, les patrons de variation entre les groupes de lacs et les années sont similaires au zooplancton total (*tableau 3, figure 4*). 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 (*tableau 3, figure 4*).

Pour les Crustacés (*tableau 3, figure 4*), 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 en espèces 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 (*tableau 3, figure 4*).

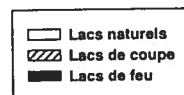
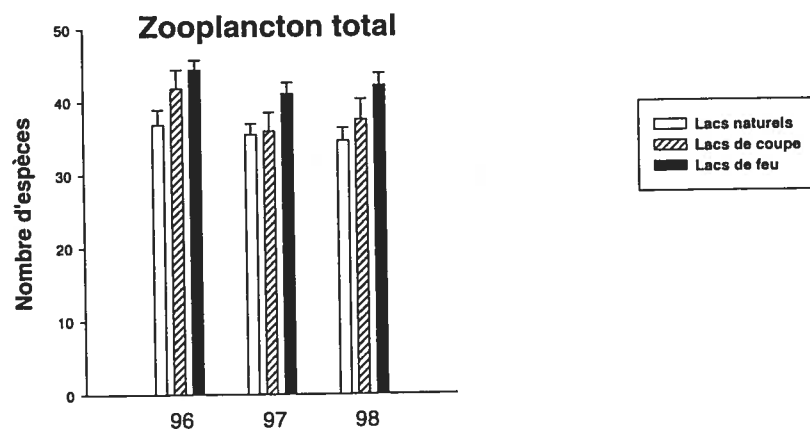
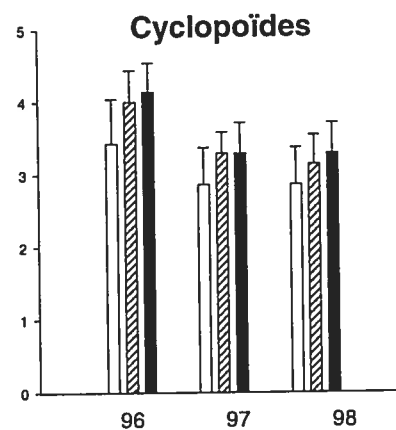
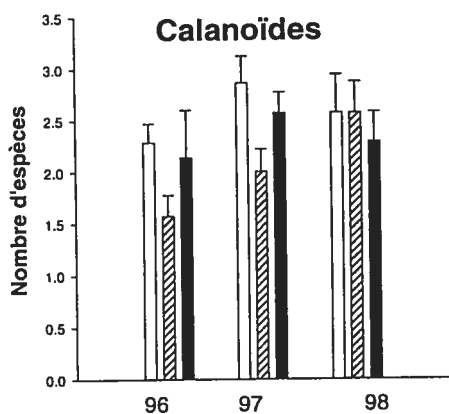
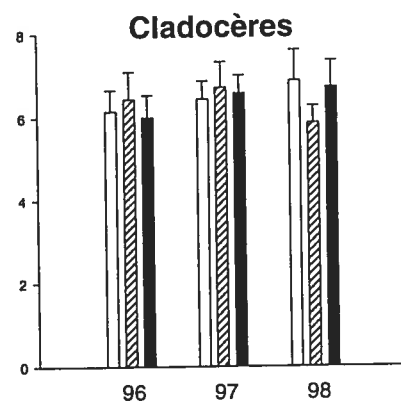
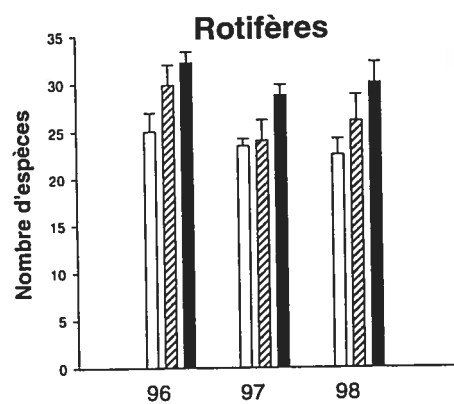
Tableau 3

Résultats des analyses de variance en mesures répétées (RMANOVA) comparant les valeurs moyennes du nombre d'espèces de chacun des groupes zooplanctoniques 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-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 (BVxAn)	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
Cyclopoïdes	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 Total	Perturbations (BV)	3,995	0,037		*		BV	An	BVxAn
	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

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 RM-ANOVA testant les différences de la richesse en espèces entre les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu) et entre les trois années.



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 15 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 relative à la biomasse totale (*tableau 4*).

Les analyses de variance à mesures répétées (RMANOVA) n'ont pas détecté de changements liés 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 pas reliés aux conditions des bassins versants (BV), ni aux années (An) ou à leur interaction (BV x 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 patron 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 x 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 suivent également un patron analogue au zooplancton total avec une hausse de 1996 à 1997, puis une baisse en 1998. Ce patron était plus accentué dans les lacs de feu pour les Cyclopoïdes et dans les lacs de coupe pour les Calanoïdes (*figure 5*).

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 entre parenthèses à côté des valeurs moyennes et des pourcentages des biomasses indiquent les différences significatives entre les groupes de lacs ($p \leq 0,05$).

	Lacs naturels (n = 7)		Lacs de coupe (n = 7)		Lacs de feu (n = 7)	
	Biomasse	Pourcentage	Biomasse	Pourcentage	Biomasse	Pourcentage
	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	%	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	%	$\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$	%
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

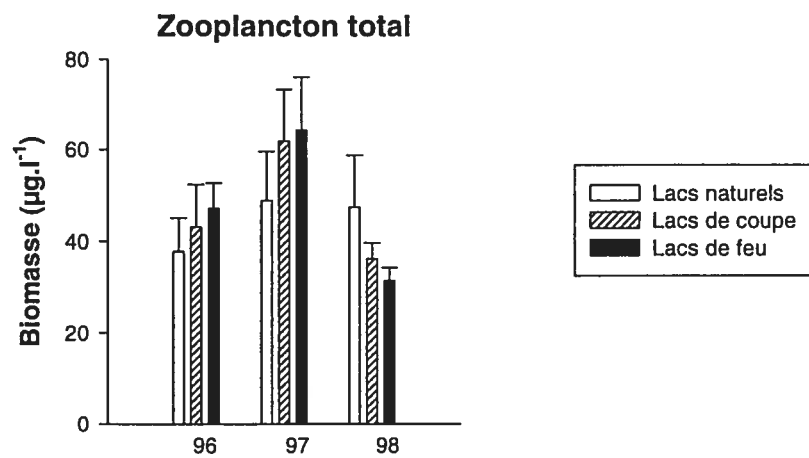
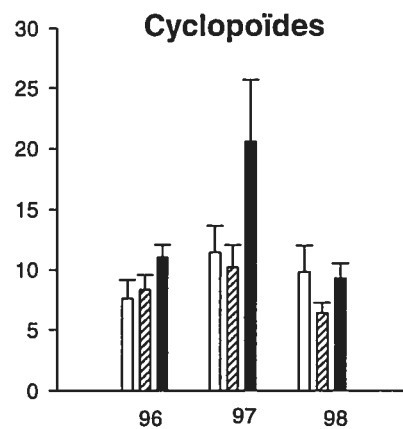
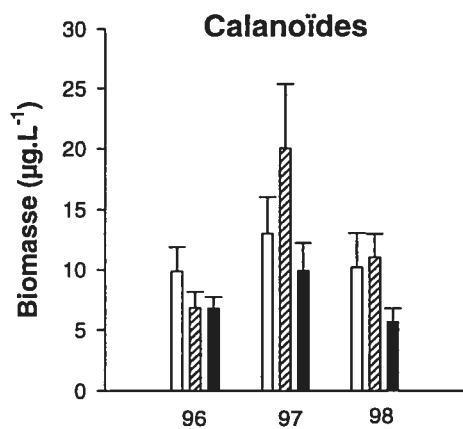
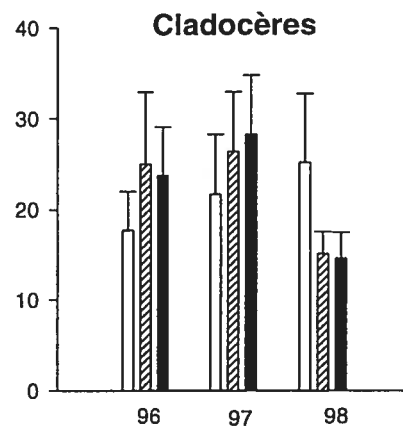
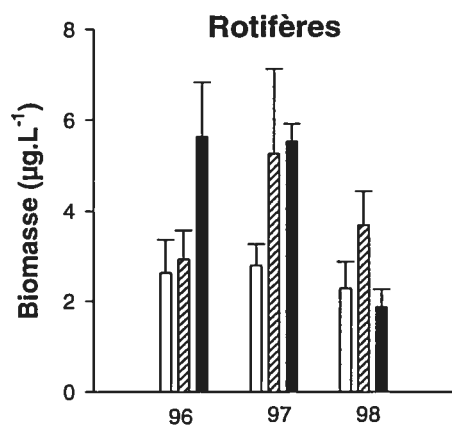
Tableau 5

Résultats des analyses de variance à mesures répétées (RMANOVA) comparant les valeurs moyennes des biomasses de chacun des groupes zooplanctoniques 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-Geiser.

Biomasses ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Sources de variation	Valeurs de F	P	G-G		Comparaison par paire d'années			
Rotifères	Perturbations (BV)	1,91	0,177		ns				
	Années (An)	8,572	0,001	0,002	***	96-97	*	ns	ns
	Perturbations x Années (BVxAn)	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				
Calanoïdes	Perturbations (BV)	1,78	0,197		ns				
	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	ns
						97-98	ns	**	ns
Cyclopoïdes	Perturbations (BV)	3,299	0,6		ns				
	Années (An)	6,18	0,005	0,008	**	96-97	ns	*	ns
	Perturbations x Années (BVxAn)	1,271	0,299		ns	96-98	ns	ns	ns
						97-98	ns	*	ns
Zooplancton Total	Perturbations (BV)	0,097	0,908		ns				
	Années (An)	7,287	0,002	0,002	**	96-97	ns	*	ns
	Perturbations x Années (BVxAn)	2,525	0,058		ns	96-98	ns	ns	*
						97-98	ns	**	*

Figure 5.

Biomasses moyennes ($\mu\text{g.L}^{-1}$) 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 RM-ANOVA testant les différences de la biomasse entre les trois groupes de lacs (naturel, coupe, feu) et entre les trois années.



3.5 Influence des facteurs environnementaux et des perturbations

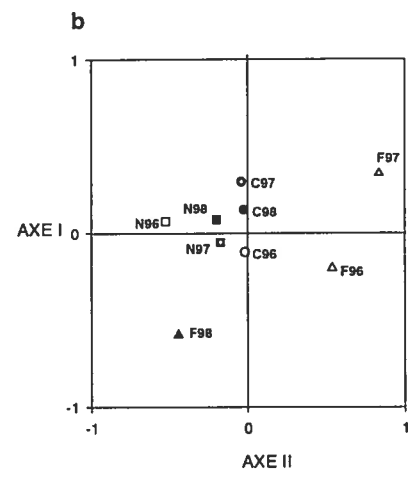
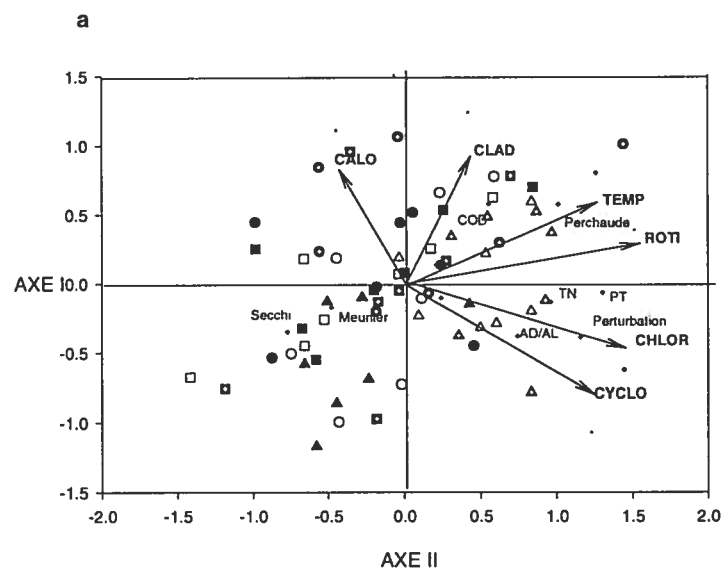
Selon l'analyse RDA, les deux premiers axes de l'ordination expliquent 12% de la variation entre les lacs au niveau des biomasses des groupes de zooplancton. La température de l'eau et la biomasse en chlorophylle *a*, associées positivement à l'axe 1, sont les facteurs environnementaux significatifs expliquant la distribution des lacs au cours des trois années du suivi (*figure 6a*). Ces deux variables ne sont pas corrélées entre elles mais elles sont corrélées à la perturbation et aux nutriments (*tableau 6*). Une ANOVA à mesures répétées (RMANOVA) a montré que la Chl. *a* présentait des différences significatives entre les trois groupes de lacs et cela à chaque année alors que la température présentait des différences significatives entre les années seulement. 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 et de Copépodes Cyclopoïdes sont plus élevées dans les lacs ayant des températures estivales et des concentrations de chlorophylle *a* plus fortes (*tableau 6*), ces conditions étant 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.

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 ou centroïde de chacun des groupes à chaque année (*figure 6b*) indique que le patron de 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 en 1996 et 1997. 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 moins colorés 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 due à des fortes concentrations en carbone organique dissous et à des biomasses plus importantes de Cladocères et de Copépodes Calanoïdes en 1997 et 1998.

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. 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).



- C96
- △ F96
- N96
- C97
- ▲ F97
- N97
- C98
- ▲ F98
- N98

Tableau 6

Résultats du test de corrélation entre les variables utilisées dans la RDA et entre ces variables et la biomasse des grands groupes zooplanctoniques (Rotifères, Calanoïdes, Cyclopoïdes et Cladocères). *** : $p \leq 0,01$; * : p est proche de 0,01, ns : non significatif. p est la probabilité corrigée avec la correction de Bonferroni.

4– DISCUSSION

La procédure de sélection des lacs a permis de comparer les attributs 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 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 (Chlor. *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 en espèces 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

attributs 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 *Leptodiptomus 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 dans les lacs perturbés 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 ces lacs n'étaient pas 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 en espèces. 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 Chlor *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 ($17.6 \pm 0.2^\circ\text{C}$) que les années 1997 et 1998 ($16.3 \pm 0.2^\circ\text{C}$) (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 en espèces de 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) suivent aussi un patron de variation interannuel caractérisé 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 du phytoplancton et en chlorophylle *a*, est le second facteur expliquant la croissance du zooplancton, en particulier la hausse des biomasse des Copépodes Cyclopoïdes 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 plancton.

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 statistiquement 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 en espèces 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 (4), 710-717.

- KELLER W., PITBLADO J.R. 1989. The distribution of crustacean zooplankton in northern Ontario, Canada. *Journal of 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.
- LEGENDTRE, 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.
- 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. *Revue des Sciences de l'Eau, (International Journal of Water Science)*, 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. *Fresh. 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., VIGNAULT 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. *Revue des Sciences de l'Eau*, 15, 371-396.
- PLANAS D., DESROSIERS 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, Waterloo, Ontario.

- 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., 1979. A guide to Rotifers of the Laurentian Great Lakes. EPA 600. environmental Monitoring and Support Laboratory. University States. Environmental Protection Agency, 185p.
- 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. *Ecol. Res.*, 18, 639-650.

Conclusion générale

La forêt boréale constitue un patrimoine naturel de la société québécoise. Elle est l'un des plus anciens et des plus grands écosystèmes dans le monde entier. Malheureusement, les épidémies d'insectes, les feux de forêt et la surexploitation forestière à des fins industrielles causent la perte de milliers d'hectares de forêt chaque année. Récemment, une nouvelle perspective scientifique de gestion de la forêt boréale a été proposée en écologie forestière et en foresterie; elle est basée sur l'hypothèse que les coupes à blanc devraient imiter les perturbations naturelles comme les feux de forêt causés par la foudre de façon à préserver la biodiversité et assurer le développement durable de la forêt boréale. Toutefois, cette perspective se base uniquement sur la réponse des écosystèmes forestiers sans aucune considération aux écosystèmes aquatiques qui couvrent près d'un dixième du paysage forestier de l'écozone boréale au Canada. Il est donc nécessaire d'étudier la réponse combinée des écosystèmes forestiers et lacustres afin de pouvoir développer une meilleure stratégie de gestion de la forêt boréale. À ces fins, sous le cadre d'un projet du Réseau de Centre d'Excellence sur la Gestion Durable des Forêts (RCE-GDF), plusieurs études ont comparé les impacts de la perte du couvert forestier au niveau du bassin versant par les feux naturels causés par la foudre et par les coupes à blanc sur les différentes composantes des écosystèmes aquatiques.

Effectivement, le retrait du couvert forestier au niveau du bassin versant provoque un lessivage excessif des éléments nutritifs et de la matière organique vers la cuvette lacustre modifiant ainsi les principales composantes abiotiques et biotiques de l'écosystème aquatique.

Dans l'écozone boréale, les feux et les coupes affectent différemment la qualité physico-chimique des lacs en produisant un enrichissement des eaux en phosphore biodisponible pour les producteurs primaires et en azote dans le cas des feux et en réduisant la transparence de l'eau dans le cas des coupes via une augmentation des concentrations en COD. Ces changements radicaux au niveau de la qualité du biotope se répercutent différemment sur les réseaux trophiques lacustres depuis le phytoplancton et le zooplancton jusqu'aux poissons.

Cependant l'effet de ces deux perturbations sur la communauté zooplanctonique reste en partie inconnu. Prenant en considération le rôle crucial que joue le zooplancton dans le réseau trophique pélagique en tant que consommateur primaire du phytoplancton et proie pour les poissons, dans le transfert de l'énergie et du carbone et dans l'accumulation des contaminants dans la chaîne alimentaire, il est désormais essentiel d'entamer une étude plus approfondie sur l'impact des feux et de coupe de forêt au niveau du bassin versant sur le zooplancton dans le but de mieux connaître la relation entre ces deux perturbations et la structure du réseau trophique des lacs de l'écozone boréale. Les résultats obtenus constitueront un outil important pour le développement d'une meilleure perspective de gestion des écosystèmes forêt-lac. La présente étude est la première dans son genre qui présente une perspective à moyen terme (3 ans après les perturbations) sur les réponses de la communauté zooplanctonique des lacs de l'écozone boréale du Québec vis-à-vis des perturbations naturelles (feu) ou anthropiques (coupe à blanc) sur les bassins versants. À ces fins, nous avons appliqué une approche comparative équilibrée basée sur un nombre égale de lacs perturbés et de lacs de référence (7 lacs naturels, 7 lacs de coupe et 7 lacs de feu) 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 et ce, dans le but de minimiser l'effet des facteurs confondants sur la réponse de la communauté zooplanctonique aux perturbations sur laquelle repose l'originalité de cette étude.

Notre étude montre que la communauté zooplanctonique des lacs de l'écozone boréale a une grande résilience aux perturbations environnementales par les feux et les coupes à blanc. Les assemblages des espèces sont généralement très stables et présentent une faible variabilité entre les lacs naturels et les lacs perturbés. Certaines espèces de rotifères comme *Keratella taurocephala*, espèce caractéristique des lacs acides et humiques, montre une abondance plus élevée dans les lacs de coupe les plus riches en carbone organique dissous tandis que le rotifère *Polyarthra vulgaris* et le crustacé *Cyclops scutifer*, espèces caractéristiques des réservoirs et des milieux riches en éléments nutritifs, sont plus abondantes dans les lacs de feu. Généralement, seulement les espèces de rotifères à courte durée de vie et à développement parthénogénétique rapide (stratégie r) montrent un accroissement de la richesse spécifique dans les lacs perturbés par rapport aux lacs naturels, lequel persiste durant les trois années de suivi. Cet enrichissement spécifique est accompagné par une augmentation de la biomasse du groupe de rotifères dans les lacs perturbés qui est plus prononcée dans les lacs affectés par les feux de forêt au niveau du bassin versant. Cependant, cette hausse est limitée aux deux premières années de suivi post perturbation. En générale, les feux ont un effet enrichissant sur les lacs plus important que l'effet des coupes à blanc. Effectivement, l'apport excessif en éléments nutritifs (phosphore total et azote total) dans les lacs affectés par les feux provoque un développement accru de la communauté planctonique, tandis que dans les lacs de coupe, les fortes concentrations en COD et la couleur de l'eau limitent le développement du plancton. En ce qui concerne le groupe des

Crustacés (les Cladocères, les Calanoïdes et les Cyclopoïdes), leur richesse spécifique et leur biomasse ne montraient aucune variation en fonction des perturbations.

En générale, notre étude montre que les variations naturelles entre les années de suivi ont un effet plus prononcé sur la biomasse du zooplancton que les perturbations au niveau du bassin versant par les feux ou les coupes. En conclusion, l'augmentation dans la biomasse des rotifères et des crustacés Cyclopoïdes est reliée en premier à la température estivale et aux concentrations en chlorophylle a. L'intensité des perturbations, la concentration des nutriments et le ratio de drainage ont aussi une tendance à augmenter la réponse de ces groupes de zooplancton mais leur influence reste non significative durant toute la période du suivi. Les biomasses élevées de Calanoïdes ont été reliées aux lacs ayant une forte transparence de l'eau et moins riches en nutriments (lacs naturels). Par contre, le groupe de Crustacés Cladocères n'a montré aucune variation en fonction de l'enrichissement des eaux, des changements de température ou encore de l'intensité des perturbations.

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 les études précédentes menées au cours de la première année après les perturbations. Elle démontre aussi l'utilité d'effectuer des suivis à moyen terme et de comparer des sous-ensembles de lacs ayant une morphométrie comparable, pour mieux déterminer les effets écologiques des perturbations naturelles et anthropiques des bassins versants sur les lacs de l'écozone boréale du Québec.

Bibliographie générale

AMBLARD C., PINEL-ALLOUL B. 1995. Variations saisonnières et interannuelles du plancton. *Limnologie Générale. Collection Écologie 25*. R. POURRIOT et M. MEYBECK (eds). Masson. Chapitre 14: 441-472 p.

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.

ATLAS DU CANADA, 2004. http://atlas.gc.ca/site/francais/learning_resources/borealforest/

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.

BAILEY S.E., SCHINDLER D.W., BEATY K.G., PARKER B.R., STANTON M.P., 1992. Effects of multiple fires on nutrients yields from streams draining boreal forest and watersheds. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49, 577-583.

BEGON M., HARPER J. L., TOWNSEND C. R., 1986. *Ecology-Individuals, populations, and communities*. Sinauer Associates, Inc., Sunderland, Massachusetts, 73 p.

BOTTRELL, H.H., DUNCAN, A., GLIWICZ Z. GRYGIEREK, HERZIG, A. HILLBRICHT-ILLKOWSKA, H. KURASAWA, P. LARSSON et 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.
- BURTON T.M., ULTRICH K.E., 1994. The effects of whole-tree harvest on insects associated with leaf packs in small streams in New Hampshire. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 25, 1483-1491.
- BURTON P., MESSIER C., WEETMAN G., PREPAS E., ADAMOWICZ W., TITTLER R., 2003. The current state of boreal forestry and the the drive for change. *Chapter 1 In: Burton P., Messier C., Smith W., Adamowicz W. (eds). Sustainable Management of the Boreal Forest*. NRC Research press, Ottawa 2003, 1-40.
- CANADIAN FOREST SERVICE, 1998. State of Canada's forest - The people's forest 1997-1998. Retrieved November 1998 from the Word Wide Web: <http://nrcan.gc.ca/cfs/proj/ppiab/sof/sof98/sof98.pdf>
- 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.* (Suppl. 2), 105-107.
- CARIGNAN R., STEEDMAN R.J., 2000. Impacts of major watershed perturbations on aquatic ecosystems. *Can. J. 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. de l'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.

GAGNON, D., 1995. Courte histoire d'une jeune forêt. *Quatre temps*, 19 : 20-26.

GREENPEACE CANADA, 2002.

<http://www.greenpeace.ca/f/campagnes/forets/boreale/sencoucier.html>

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.

HUNTER J.M. 1993. Natural fire regimes as spatial models for managing boreal forests. *Biol. Conserv.* 65: 115-120.

KITCHELL J.F., CARPENTER S.R. 1988. *Complex Interactions in Lake Communities*. CARPENTER S.R. (ed.) Springer-Verlag, New York.

KELLER W., PITBLADO J.R. 1989. The distribution of crustacean zooplankton in northern Ontario, Canada. *J. Biogeog.*, 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.

LIKENS G.E., BORMANN F.H., JOHNSON N.M., FISHER D.W., PIERCE R.S., 1970. Effects of forest cutting and herbicide treatment on nutrient budgets in the Hubbard Brook watershed-ecosystem. *Ecol. Monogr.*, 40, 23-47.

LOCKE A., 1992. Factors influencing community structure along stress gradients: zooplankton responses to acidification. *Ecology*. 73: 903-909.

MAGNUSON J. J., KRATZ T. T., 2000. Lakes in the landscape: approaches to regional limnology. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 74-87.

MALLEY D., LAWRENCE S., MACLVER 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.

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. *Revue des Sciences de l'Eau, (International Journal of Water Science)*, 15, 37-49.

MASSON S., PINEL-ALLOUL B., DUTILLEUL P., 2004. Spatial heterogeneity of zooplankton biomass and size structure in southern Quebec lakes: variation among lakes and within lake among epi-, meta- and hypolimnion strata. *J. Plankton Res.* 26 (12): 1441-1458.

MAZUMDER A., 1994. Phosphorus-chlorophyll relationships under contrasting zooplankton community structure: potential mechanisms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51, 401-407.

MEYBECK, M. 1995. Les lacs et leur bassin. *Chapitre 1. In: POURRIOT R., MEYBECK M. (eds). Limnologie générale. Collection Écologie 25.* Masson, Paris. 76: 6-81.

MINISTÈRE RESSOURCES NATURELLES QUÉBEC, 1996. Ressources et industrie forestières. Portrait statistique. Gouvernement du Québec. No. 96-3073. Ministère Ressources naturelles Québec, Québec.

NATURAL RESOURCES CANADA, 1996. *The state of Canada's forests*. Canadian Forest Service. Cat, Fol-6/1996E, 112 p.

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. *Fresh. 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., VIGNAULT 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. 1995a. Les invertébrés prédateurs du zooplancton. *Limnologie Générale*. Collection *Écologie* 25. R. POURRIOT et M. MEYBECK (eds). Masson. Chapitre 18: 541-564 p.

PINEL-ALLOUL, B. 1995b. Impacts des prédateurs invertébrés sur les communautés aquatiques. *Limnologie Générale*. Collection *Écologie* 25. R. POURRIOT et M. MEYBECK (eds). Masson. Chapitre 22: 628-647 p.

PINEL-ALLOUL B., A. MAZUMDER G. LACROIX LAZZARO X., 1998. Les réseaux trophiques lacustres: structure, fonctionnement, interactions et variations spatio-temporelles. *Revue des Sciences de l'Eau*, No spécial 10e anniversaire: 163-197.

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. *Revue des Sciences de l'Eau*, 15, 371-396.

PLANAS D., DESROSIERS M., GROULX S.R., PAQUET S., CAARIGNAN 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.

PONT D., 1983. Recherches quantitatives sur le peuplement de copépodes, cladocères et ostracodes des rizières de Camargue. *Thèse de Doct. Sc. Nat.*, Univ. De Provenance, Marseille, 353p.

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, 74 p

SCHMITT, R. J., OSENBURG C. W., 1996. Detecting ecological impacts caused by human activities. In detecting ecological impacts, concept and applications in coastal habitats. *Edited by Schmitt, R. j. et C. W. Osenberg. Academic Press, Inc. San Diego.*

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., 1979. A guide to Rotifers of the Laurentian Great Lakes. EPA 600. environmental Monitoring and Support Laboratory. University States. Environmental Protection Agency, 185p.

STEMBERGER R.S., LAZORCHAK M., 1994. Zooplankton assemblages 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. *Ecol. Res.* 18 : 639-650.

REMERCIEMENTS

Au début je tiens à remercier infiniment Bernadette Pinel-Alloul pour son soutien, sa disponibilité, ses commentaires et son aide précieuse tout au long de mes études de deuxième cycle. Je remercie aussi Ginette Méthot, mon ange sauveur, pour sa présence, ses conseils pertinents et son aide surtout lors des analyses statistiques, Emma Mangas qui m'a enseigné les techniques de taxonomie, Alain Patoine pour l'échantillonnage des sites d'étude et toutes les données de base qui m'a fourni et qui ont servi dans cette étude, Richard Carignan et Dolors Planas pour les données de morphométrie et de la qualité de l'eau sans oublier les membres de mon laboratoire et à leur tête l'adorable Olivier Perceval. Finalement, un grand merci à mon père qui m'a toujours soutenu et m'a poussé à étudier et qui serait ravi de ce travail s'il était encore parmi nous.

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.