

ACIDIFICATION ET STRUCTURE DES COMMUNAUTÉS
DE CRUSTACÉS EULIMNÉTIQUES DE QUATRE LACS DU
BOUCLIER CANADIEN DE LA RÉGION DE PORTNEUF (QUÉBEC)

MÉMOIRE DE MAÎTRISE

PRÉSENTÉ COMME EXIGENCE PARTIELLE
DU PROGRAMME DE

MAÎTRISE EN SCIENCE DE L'EAU

PAR: MARCEL GAUCHER, B.Sc.

INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE SCIENTIFIQUE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC

1986

REMERCIEMENTS

Je désire exprimer ma reconnaissance envers les personnes suivantes pour leur précieuse assistance: Suzanne Campeau, Hélène Giroux, Marius Lachance, André Parent, Elaine Parent, Lise Raymond, Ginette Roy, Yvon Trottier et Bernard Veilleux.

Je tiens particulièrement à remercier le Dr. Jean-Christian Auclair qui a su me conseiller et m'appuyer tout au long de cette étude de même que le Dr. Daniel Cluis et le Dr. Bernadette Pinel-Alloul pour la correction du manuscrit.

Une bourse d'études supérieures du Conseil National de Recherche en Sciences Naturelles et en Génie du Canada a facilité la réalisation de cette étude.

TABLE DES MATIÈRES

| | Page |
|--|------|
| REMERCIEMENTS | i |
| TABLE DES MATIÈRES | iii |
| LISTE DES TABLEAUX | v |
| LISTE DES FIGURES | vii |
| LISTE DES ANNEXES | ix |
| | |
| I. INTRODUCTION | 1 |
| | |
| 1.1 Problématique | 3 |
| 1.2 Objectifs | 6 |
| | |
| II. MÉTHODOLOGIE | 9 |
| | |
| 2.1 Choix des lacs | 11 |
| 2.2 Matériel et méthodes | 14 |
| 2.3 Méthodes d'analyse des données | 15 |

| | Page |
|--|--------|
| III. RÉSULTATS ET DISCUSSION | 19 |
| 3.1 Composition spécifique | 21 |
| 3.2 Structure trophique | 29 |
| 3.3 Biomasse | 35 |
| 3.4 Variabilité de la structure des communautés | 44 |
| 3.5 Facteurs de la variabilité inter-annuelle | 59 |
| CONCLUSION | 65 |
| BIBLIOGRAPHIE | 73 |

LISTE DES TABLEAUX

| | Page |
|--|------|
| Tableau II.1: Caractéristiques physico-chimiques et biologiques des lacs Bleu, Poliquin, Edithe et Main de Fer .. | 13 |
| Tableau III.1: Composition spécifique du zooplancton eulimnétrique (1983-1984) | 23 |
| Tableau III.2: Contribution relative (%) des taxons de zooplancton aux effectifs moyens (individus/m ²) durant la période libre de glace (mai à octobre) - (pH moyen 0-5 m) | 26 |
| Tableau III.3: Contribution relative (%) des catégories trophiques de zooplancton aux effectifs moyens (individus/m ²) durant la période libre de glace (mai à octobre) | 31 |
| Tableau III.4: Poids moyen (µg) des individus mesurés ou tirés de la littérature | 37 |

| | Page |
|--|------|
| Tableau III.5: Biomasse moyenne ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) des taxons de zooplancton durant la période libre de glace (mai à octobre) | 38 |
| Tableau III.6: Contribution relative (%) des catégories trophiques de zooplancton à la biomasse moyenne durant la période libre de glace (mai à octobre) | 42 |
| Tableau III.7: Poids des descripteurs dans la formation des deux premiers axes de l'analyse en composantes principales | 46 |
| Tableau III.8: Résultats de l'analyse discriminante appliquée aux quatre lacs: lambda de Wilks pour chacune des variables et coefficients des fonctions discriminantes | 54 |
| Tableau III.9: Résultats de l'analyse discriminante appliquée aux deux années: lambda de Wilks pour chacune des variables et coefficients des fonctions discriminantes | 56 |

LISTE DES FIGURES

| | Page |
|---|------|
| Figure II-1: Localisation de la région de Portneuf et des lacs Bleu, Poliquin, Edithe et Main de Fer | 12 |
| Figure III-1: Relation entre le pH moyen (0-5 m) et le nombre d'espèces zooplanctoniques dans la zone eulimnétique des lacs | 22 |
| Figure III-2: Contribution relative des catégories trophiques de zooplancton aux effectifs moyens durant la période libre de glace | 33 |
| Figure III-3: Contribution des taxons de zooplancton à la biomasse moyenne durant la période libre de glace | 40 |
| Figure III-4: Contribution relative des catégories trophiques de zooplancton à la biomasse moyenne durant la période libre de glace | 43 |

| | Page |
|---|------|
| Figure III-5: Projection des descripteurs dans l'espace des deux premières composantes principales et cercle de contribution équilibrée | 48 |
| Figure III-6: Projection des objets dans l'espace des deux premières composantes principales | 49 |
| Figure III-7: Fluctuations saisonnières de la composition des communautés de zooplancton | 51 |
| Figure III-8: Dendrogramme schématisé du groupement obtenu par classification ascendante hiérarchique | 52 |
| Figure III-9: Effectifs de <u>Mesocyclops edax</u> , <u>Cyclops scutifer</u> et <u>Cyclops vernalis</u> | 58 |
| Figure III-10: Effectifs de <u>Diaptomus minutus</u> , des copépodes immatures et de <u>Bosmina longirostris</u> | 60 |
| Figure III-11: Contenu calorifique, pH des eaux de surface des quatre lacs et précipitations | 62 |

LISTE DES ANNEXES

Annexe A Données physico-chimiques de la qualité des eaux

Annexe B Données du dénombrement du zooplancton

CHAPITRE I

INTRODUCTION

I. INTRODUCTION

1.1 Problématique

La prise de conscience depuis quelques années, de la vulnérabilité des lacs du bouclier canadien aux précipitations acides a nécessité une meilleure compréhension du fonctionnement de ces écosystèmes lacustres.

Au Québec, cet éveil est relativement récent (Jones et al., 1980; Environnement Canada, 1981; Bobée et al., 1983; Langlois et al., 1983; Dupont, 1984 a, b, c) ce qui explique que les aspects biologiques de cette problématique soient moins bien documentés qu'en Ontario.

Les perturbations induites par l'acidification peuvent modifier les biotopes lacustres d'une multitude de façons (NRCC, 1981). On doit donc s'attendre à des incidences sur les biocénoses lacustres résultant d'effets directs de modifications physico-chimiques de l'environnement aquatique et d'effets indirects induits par des changements dans la structure des communautés notamment au niveau des relations de compétition et de prédation tel qu'observé en Scandinavie (Eriksson et al., 1980).

Comme consommateur primaire du phytoplancton, le zooplancton joue un rôle important en acheminant l'énergie vers les niveaux trophiques supérieurs (Malley et al., 1982). D'autre part, en consommant de la matière organique allochtone, des bactéries eulimnétiques et en affectant la

diversité et la succession du phytoplancton, le zooplancton joue un rôle majeur dans le métabolisme et la géochimie des lacs (Wetzel, 1983).

Des modifications de la communauté zooplanctonique induites par l'acidification risquent donc d'avoir des répercussions sur le cheminement de l'énergie dans le réseau trophique et conséquemment sur l'efficacité énergétique globale de la biocénose.

Afin d'étudier de telles incidences sur les communautés de zooplancton, plusieurs approches complémentaires furent mises de l'avant en Amérique du Nord.

Des inventaires englobant de vastes territoires (Carter et al., 1986; Sprules, 1975; Pinel Alloul et al., 1979; Tousignant, 1982; Confer et al., 1983; Langlois et al., 1983) ont tenté d'établir des relations entre la composition spécifique des communautés zooplanctoniques et le niveau d'acidité des lacs échantillonnés. L'interprétation de ces études, parfois difficilement comparables compte tenu des efforts et engins de capture différents, fait ressortir de larges plages de tolérance à l'acidité pour la majorité des espèces zooplanctoniques.

Le zooplancton de quelques lacs ontariens recevant d'importantes charges atmosphériques acidifiantes a fait l'objet d'un examen estival sur quelques années (Roff et Kwiatkowski, 1977; Yan et Strus, 1980) mais l'extrapolation des résultats de ces études aux lacs du Québec posent

certaines difficultés puisque l'acidification de certains lacs étudiés est accompagnée d'une contamination en métaux d'origine atmosphérique comme dans les régions de Sudbury et Killarney alors que dans la région de Portneuf on n'observe pas un tel phénomène (Dupont, 1984b). Quoique plusieurs espèces zooplanctoniques soient ubiquistes (Carter et al., 1980), les associations peuvent présenter des variations zoogéographiques qui font en sorte qu'il existe des différences parfois importantes dans la composition spécifique du zooplancton des lacs ontariens et québécois compte tenu de l'hétérogénéité du territoire (Roff et al., 1981).

La manipulation expérimentale de la physico-chimie de lacs (Dillon et al., 1979; Malley et al., 1982; Yan et al., 1982) a d'autre part visé à mieux comprendre les effets à court terme de l'acidification sur la physico-chimie de ces lacs et sur leur biocénose. En procédant de cette façon on fait cependant abstraction des interactions entre le lac et son bassin versant.

Souvent négligée, l'information sur la variabilité saisonnière des communautés de zooplancton demeure limitée dans le cas des lacs acides (Roff et Kwiatkowski, 1977; Janicki et De Costa, 1979; Yan et Strus, 1980) de même que sur la biomasse (Bible, 1972; Yan et Strus, 1980; Confer et al., 1983). D'autre part, Georges et Harris (1985) ont récemment mis en évidence que des cycles de fluctuations annuelles de la communauté zooplanctonique d'un lac d'Angleterre pouvaient être induits par des cycles climatologiques indiquant ainsi l'importance de considérer les variations inter-annuelles.

Compte tenu de la complexité des interactions dans ce type d'études, la nécessité d'approfondir l'emploi de méthodes discriminantes a été soulignée (NRCC, 1981; Haines, 1981) afin de déterminer les changements de communautés résultant de l'action directe des facteurs abiotiques (effets physiologiques) et de l'action indirecte des facteurs biotiques (effets de compétition et prédation).

1.2 Objectifs

Malgré les études de grande envergure visant à isoler l'effet de la hausse du niveau d'acidité des lacs sur leur communauté zooplanctonique, les relations clairement attribuables à ce seul facteur demeurent limitées.

D'une part, d'importantes fluctuations de l'abondance de ces organismes peuvent grandement influencer les tendances observées à partir d'échantillons ponctuels. La variabilité saisonnière des effectifs de même qu'une année atypique risquent de masquer de telles tendances.

D'autre part, l'effet combiné de la hausse de la charge acidifiante et de métaux traces dans les lacs ontariens de même que des différences zoogéographiques occasionnent des difficultés d'extrapolation aux lacs du Québec.

Dans le but d'acquérir des connaissances de base sur la structure de ces communautés, qui pourront servir à dégager les facteurs importants à

considérer dans des études à grande échelle ou approfondir certains aspects particuliers, nous avons étudié le zooplancton eulimnétique de quatre lacs du bouclier canadien. Ces quatre lacs de la région de Portneuf sont éloignés des sources ponctuelles de contaminants atmosphériques.

Dans cette étude, nous tenterons de répondre aux questions suivantes:

- Existe-il des différences dans la structure des communautés de ces quatre lacs?
- Les fluctuations temporelles sont-elles moins importantes que la variabilité d'un lac à l'autre?
- Quels sont les principaux inducteurs de la variabilité de ces communautés?

CHAPITRE II

MÉTHODOLOGIE

II. MÉTHODOLOGIE

2.1 Choix des lacs

La région de Portneuf constitue un territoire où les lacs présentent de façon générale une grande vulnérabilité à l'acidification (Dupont, 1984 b.).

Parmi les lacs de cette région ayant fait l'objet d'un suivi physico-chimique par le ministère de l'Environnement du Québec (Dupont, 1985), nous en avons retenu quatre: les lacs Main de Fer, Edithe, Bleu et Poliquin (Figure II-1).

La lithologie des bassins de ces quatre lacs de tête s'apparente principalement aux roches ignées (granite, migmatite et mangérite). Ces lacs de superficie comparable, présentent des caractéristiques chimiques permettant de caractériser une gamme de conditions d'acidité (Tableau II.1) sans toutefois afficher de contamination élevée en métaux.

Les lacs Bleu et Poliquin sont des lacs acides, toutefois ce dernier possède des eaux humiques dont l'acidité serait en grande partie d'origine naturelle (Dupont 1985; Carignan, 1985). Le lac Edithe est moyennement acide et peu minéralisé tandis que le lac Main de Fer est peu acide et plus minéralisé (Dupont, 1985).

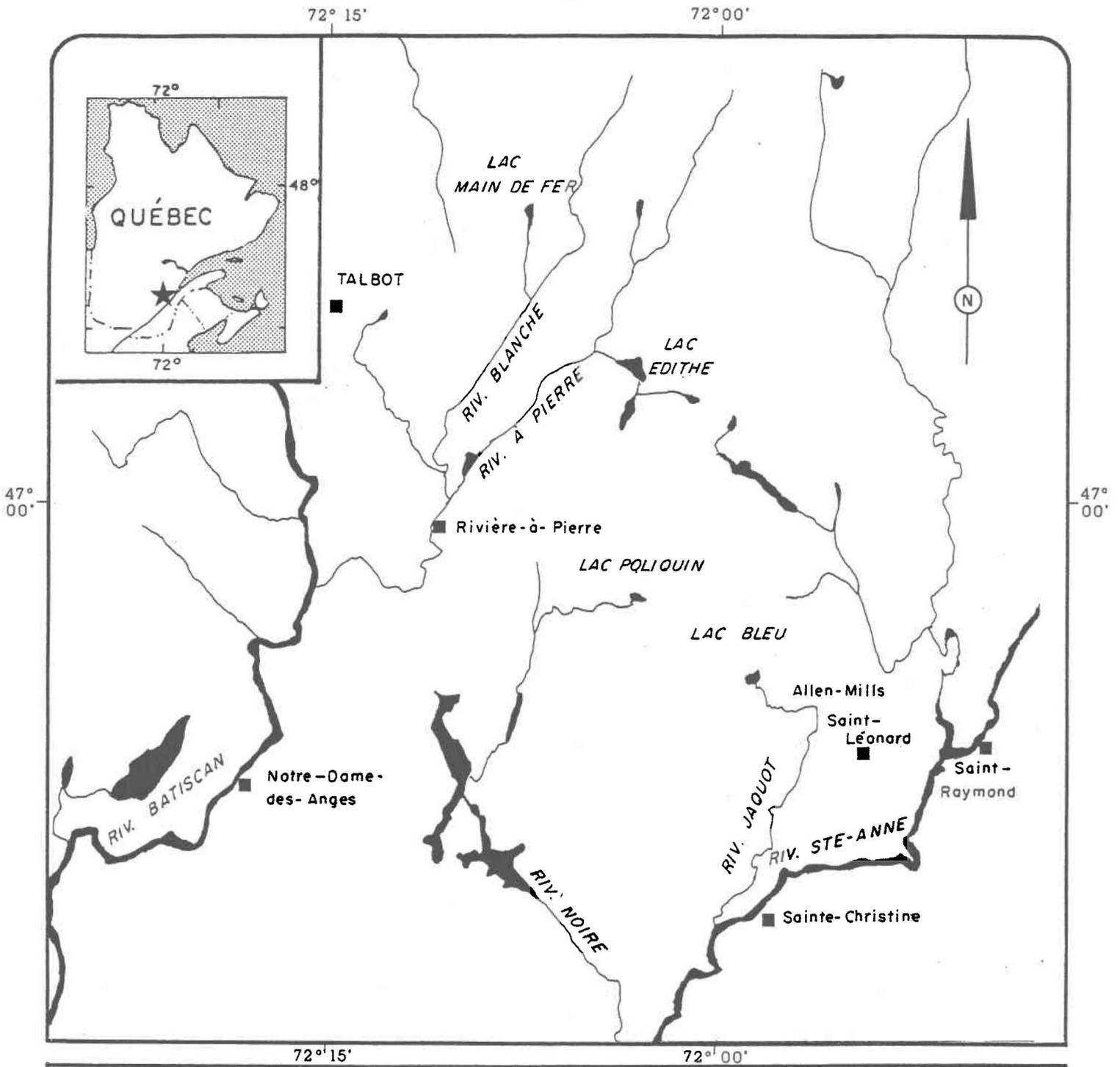


Figure II - 1
LOCALISATION DE LA RÉGION DE PORTNEUF
ET DES LACS BLEU, POLIQUIN, ÉDITHE ET MAIN DE FER

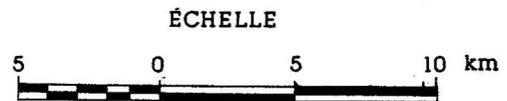


Tableau II.1: Caractéristiques physico-chimiques et biologiques des lacs Bleu, Poliquin, Edithe et Main de Fer.

| Lacs | Bleu | Poliquin | Edithe | Main de Fer |
|---|----------------|-----------------|-----------------|-----------------|
| a) Caractéristiques physiques | | | | |
| - Latitude | 46°55' | 46°57' | 47°03' | 47°08' |
| - Longitude | 71°59' | 72°04' | 72°01' | 72°07' |
| - Altitude (m) | 228 | 347 | 408 | 392 |
| - Superficie du bassin versant [W] (km ²) | 7,15 | 2,17 | 4,61 | 2,87 |
| - Superficie du lac [L] (km ²) | 0,30 | 0,26 | 0,21 | 0,20 |
| - L/W (%) | 4,20 | 11,98 | 4,56 | 6,97 |
| - Profondeur maximale (m) | 46 | 24 | 12 | 13 |
| - Profondeur moyenne (m) | 17 | 12 | 5,6 | 4 |
| - Renouvellement des eaux lac (an ⁻¹) | 1,04 | 1,94 | 0,40 | 0,62 |
| b) Caractéristiques chimiques* | | | | |
| - pH | 4,9 - 5,9 | 4,6 - 4,9 | 5,6 - 6,2 | 6,1 - 6,9 |
| - Conductivité (µmhos) | 17,8 - 22,5 | 19,5 - 25,8 | 14,0 - 17,8 | 19,0 - 25,2 |
| - Alcalinité (µg/l CaCO ₃) | ≤ 0,1 - 0,9 | ≤ 0,1 - 0,1 | 0,2 - 1,6 | 3,4 - 6,1 |
| - Sulfates (mg/l SO ₄) | 3,5 - 6,0 | 3,0 - 5,0 | 2,5 - 4,5 | 3,0 - 5,5 |
| - Aluminium (mg/l Al) | 0,15 - 0,35 | 0,28 - 0,42 | 0,05 - 0,18 | ≤ 0,02 - 0,07 |
| - Cuivre (µg/l Cu) | 5 - 9 | ≤ 5 - 12 | ≤ 5 - 7 | ≤ 5 - 9 |
| - Phosphore tot. (mg/l P) | ≤ 0,007 - 0,03 | ≤ 0,007 - 0,017 | ≤ 0,007 - 0,013 | ≤ 0,007 - 0,017 |
| - Carbone organique tot. (mg/l C) | 4,0 - 18,0 | 8,0 - 9,5 | 2,0 - 5,0 | 2,5 - 7,0 |
| - Transparence (m) | 2,5 - 4,5 | 1,5 - 3,5 | 3,0 - 6,0 | 1,5 - 4,0 |
| - Tanins et lignine (mg/l) | 0,6 - 0,8 | 1,1 - 1,7 | 0,5 - 0,7 | 0,6 - 0,9 |
| c) Caractéristiques biologiques | | | | |
| - Chlorophylle-a (µg/l) | 0,3 - 3,4 | 0,08 - 1,9 | 0,09 - 3,5 | 0,3 - 3,8 |
| - P.U.E.** | 17,8 | 16,8 | 18,3 | 48,2 |

* Mesure intégrée (0-5m), 1982 à 1984 (Min. Env.).

** Prises d'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) par unité d'effort (Richard, 1985).

Le lac Main de Fer supporte une population allopatrique d'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) nettement supérieure à celle des lacs Edithe et Poliquin (Richard, 1985). L'abondance de l'omble de fontaine dans le lac Bleu est similaire à ces deux derniers lacs, mais cette population sympatrique est accompagnée de meunier noir (Catostomus commersoni).

2.2 Matériel et méthodes

L'information concernant la qualité des eaux (1982 à 1984) provient de la banque de données de la Direction des relevés aquatiques du ministère de l'Environnement du Québec (Annexe A).

À l'aplomb de la profondeur maximale des lacs, des doubles prises mensuelles (1983) et bimensuelles (1984) de zooplancton furent prélevées par halage vertical d'un filet océanographique (Standard # 20, 50 cm de diamètre, 105 µm de vide de maille) de la profondeur d'un mètre au dessus des sédiments à la surface du lac.

Ces échantillons intégrés furent conservés dans une solution de formol-sucrose (Haney et Hall, 1973). Les crustacés adultes furent identifiés à l'espèce à l'aide de clés d'identification (Ward et al., 1959; Pennak, 1953) tandis que les copépodes immatures furent regroupés dans une classe comprenant les copépodites et nauplius. Les difficultés éprouvées lors de l'identification de Daphnia pulex et de Daphnia catawba nous ont incité à regrouper leur dénombrement sous ce dernier vocable. La méthode de

dénombrement utilisée fut celle décrite par Frontier (1972) qui préconise un décompte de 100 individus par taxon. Après homogénéisation de la prise, un volume de 10 ml a été prélevé et déposé dans un récipient quadrillé (Cuve de Dolphus). Les effectifs dénombrés apparaissent à l'Annexe B.

Pour les principales espèces, de 10 à 30 individus sélectionnés de façon à représenter leur gamme de variation de taille, furent prélevés pour déterminer le poids sec moyen par individu (Tableau III.4). Ce dernier fut obtenu par régression linéaire entre le poids et le nombre d'individus pesés. Pour les données manquantes nous avons procédé par comparaison avec les valeurs mesurées dans les autres lacs ou nous avons complété avec les données de Yan and Strus (1980).

Les concentrations de chlorophylle a furent dosées par fluorométrie (APHA, 1980) sur un échantillon intégré de 0 à 5 mètres.

Enfin, les contenus calorifiques de l'eau des lacs furent calculés selon la méthode décrite par Wetzel and Likens (1979).

2.3 Méthodes d'analyse des données

La plupart des études synécologiques portant sur les communautés zooplanctoniques des eaux lacustres sont basées sur une approche empirique qui résume souvent l'information obtenue sur l'abondance et la représentation des taxocènes par l'emploi d'indices de communauté ou de moyennes estivales.

L'utilisation de méthodes multivariées n'a été mise à profit que récemment dans l'analyse de la variabilité de la structure de ces communautés en Amérique du nord (Sprules, 1980, 1977; Roff et al., 1981, Pinel-Alloul et al., 1979).

Pour des fins de comparaison avec de nombreuses études antérieures, nous avons, dans un premier temps, adopté une approche descriptive dans le but de dégager les similarités avec ce qui a déjà été publié sur le sujet: analyse de la composition des taxocènes, moyenne estivale des effectifs et de la biomasse ainsi que catégorisation trophique.

Dans un second temps, nous avons analysé la structure des communautés à l'aide de méthodes statistiques multivariées, soit l'analyse en composantes principales, la classification ascendante hiérarchique dont l'usage exploratoire permet de réduire le nombre de variables décrivant une situation complexe et enfin l'analyse discriminante.

Parmi les méthodes d'ordination en espace réduit, l'analyse en composantes principales (ACP) nous permet de résumer l'information de la matrice des effectifs en une matrice de corrélation d'où sont extraites un nombre limité de nouvelles composantes expliquant la majeure partie de la variabilité. À partir de cette simplification, il devient possible de formuler des hypothèses sur les causes de la variabilité du système étudié (Sprules, 1980). La multinormalité de l'ensemble des données a été obtenue par la transformation arithmétique de la racine carrée pour dissocier la

variance de la moyenne (Sokal et Rohlf, 1969) ce qui permet une utilisation optimale de cette méthode. Toutefois, des écarts à la normalité ne faussent pas nécessairement l'analyse (Legendre et Legendre, 1979). La contrainte majeure de cette méthode est sa fragilité dans l'analyse d'un taxocène comportant un grand nombre de doubles zéros (Legendre et Legendre, 1979); ces auteurs proposent d'éliminer de l'analyse les espèces peu fréquentes. Nous avons donc conservé uniquement les effectifs des espèces les plus fréquentes (plus de 1% des effectifs) durant les périodes libres de glace de façon à minimiser l'occurrence des doubles zéros. La représentation graphique de l'ordination dans l'espace réduit des deux premières composantes principales permet de visualiser les groupes d'échantillons présentant des associations zooplanctoniques similaires.

L'utilisation d'une analyse de groupement superposée à l'analyse en composantes principales permet de corriger les distorsions de la représentation en espace réduit (Legendre et Legendre, 1979). Dans ce but, nous avons utilisé la méthode de classification ascendante hiérarchique réalisée à partir des variables standardisées (centrées et réduites), la distance euclidienne calculée conduit à la formation d'une matrice d'association à partir de laquelle le groupement est élaboré et schématisé par un dendrogramme.

Étant donné que les composantes de l'analyse en composantes principales sont caractérisées en termes d'espèces (descripteurs), la composition de la communauté zooplanctonique commune à un groupe est déterminée par

la position de ce groupe dans l'ordination en espace réduit. Il devient alors possible d'interpréter la variabilité de la composition zooplanctonique en termes limnologiques en réalisant des corrélations de Spearman entre les variables physico-chimiques des lacs et le positionnement des objets (composition zooplanctonique) sur les axes de l'ordination en espace réduit. Des réponses non linéaires des espèces aux gradients physico-chimiques du milieu peuvent réduire considérablement l'interprétation de telles relations. C'est pourquoi l'analyse de corrélation non-paramétrique de Spearman (Zar, 1974) s'avère être l'outil le plus adéquat pour ce type d'analyse (Legendre et Legendre, 1979).

L'analyse discriminante est une méthode qui consiste à trouver des combinaisons linéaires des descripteurs discriminants qui maximisent les différences entre les groupes tout en minimisant la variabilité à l'intérieur de chaque groupe (Legendre et Legendre, 1979). Cette méthode nous permet d'identifier les taxons qui contribuent le plus à caractériser les groupes préalablement définis.

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées au centre informatique de l'Institut national de la recherche scientifique en utilisant le logiciel SPSS (Nie et al., 1975), et le logiciel R pour la classification ascendante hiérarchique (Jambu et Lebeaux, 1983) et l'analyse en composantes principales (Lebart et al., 1977).

CHAPITRE III

RÉSULTATS ET DISCUSSION

III. RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Composition spécifique

Il est généralement admis que les lacs acides sont caractérisés par une diversité moindre d'espèces zooplanctoniques. Ce déclin serait particulièrement évident à des pH inférieurs à 5,5 ou 5,0 (Sprules, 1975; Leivestad et al., 1976; Roff and Kwiatkowski, 1977; Raddum et al., 1980; Malley et al., 1982; Tousignant, 1982; Langlois et al., 1983).

Cette relation n'est toutefois pas évidente dans le cas des quatre lacs à l'étude (Figure III-1) surtout en 1983 où le nombre d'espèces inventoriées est nettement inférieur à celui de 1984. La différence de fréquence d'échantillonnage (effort de capture) entre les deux années pourrait expliquer en partie l'absence de certaines espèces rares en 1983 (Tableau III-1). En effet, l'échantillonnage mensuel de 1983 a possiblement été inadéquat pour détecter la présence des espèces marginales tel Chydorus gibbus, Daphnia dubia, Leptodora kindtii, Cyclops bicuspidatus et Orthocyclops modestus dont l'apparition dans la communauté est brève.

De façon générale, le zooplancton de ces quatre lacs est caractérisé par des communautés de cladocères et copépodes similaires aux communautés zooplanctoniques de plusieurs lacs oligotrophes de la zone tempérée nordique (Makarewicz, 1985).

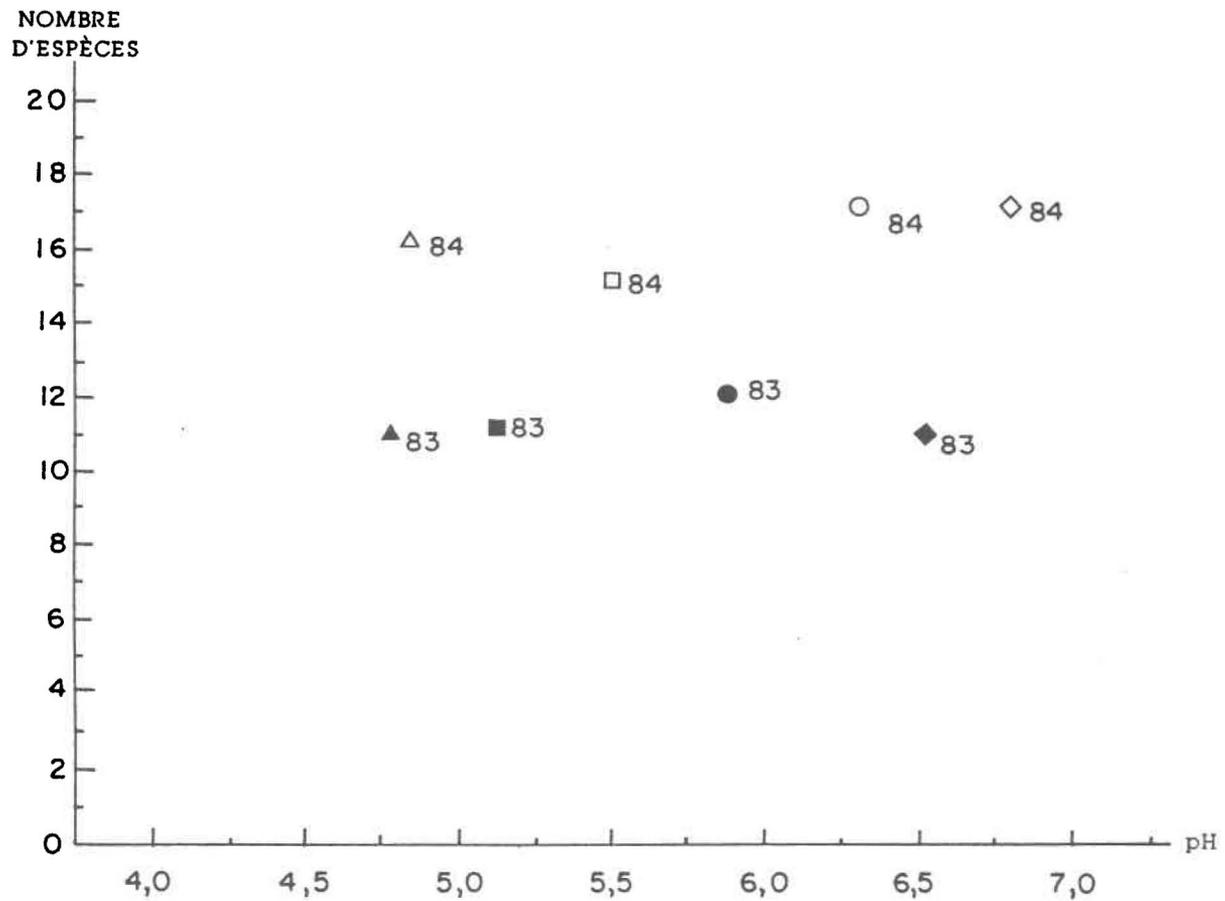


Figure III-1

RELATION ENTRE LE pH MOYEN (0-5m)
ET LE NOMBRE D'ESPÈCES ZOOPLANCTONIQUES
DANS LA ZONE EULIMNETIQUE DES LACS

LÉGENDE

- | | |
|-------------------|----------------------|
| ■, □ Lac Bleu | ●, ○ Lac Édithe |
| ▲, △ Lac Pollquin | ◆, ◇ Lac Main de Fer |

Tableau III.1: Composition spécifique du zooplancton eulimétrique (1983-1984).

| Taxons | Lacs | | Bleu | | Poliquin | | Edithe | | Main de Fer | |
|---|-------|------|------|------|----------|------|--------|------|-------------|----|
| | année | 1983 | 1984 | 1983 | 1984 | 1983 | 1984 | 1983 | 1984 | |
| <u>CLaDOCÈRES</u> | | | | | | | | | | |
| <i>Bosmina longirostris</i> (O.F.M.) | | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Chydorus gibbus</i> Lillj. | | | X | | X | X | X | | | X |
| <i>Daphnia catawba</i> Coker | | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Daphnia longiremis</i> Sars | | | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Daphnia dubia</i> Herrick | | | X | | X | | X | | | X |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> Lievin | | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Holopedium gibberum</i> Zaddock | | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Leptodora kindtii</i> Focke | | | X | | X | | X | | | X |
| <i>Parophryoxus tubulatus</i> Doolittle | | X | | X | | X | X | X | | |
| <i>Polyphemus pediculus</i> (L.) | | X | | | X | X | | | | X |
| <u>COPEPODES</u> | | | | | | | | | | |
| <u>Calanoides</u> | | | | | | | | | | |
| <i>Diaptomus minutus</i> Lillj. | | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Diaptomus spatulocrenatus</i> Pearse | | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Epischura lacustris</i> Forbes | | | | | X | | X | X | | X |
| <u>Cyclopoides</u> | | | | | | | | | | |
| <i>Cyclops scutifer</i> Sars | | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Cyclops vernalis</i> Fischer | | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| <i>Cyclops bicuspidatus</i> Claus | | | X | | | | X | | | X |
| <i>Mesocyclops edax</i> (Forbes) | | X | X | X | X | | X | | | X |
| <i>Orthocyclops modestus</i> (Herrick) | | | X | | X | | X | | | X |
| Σ (nombre d'espèces) | | 11 | 15 | 12 | 17 | 11 | 16 | 11 | | 17 |

Les études traitant de l'impact de l'acidification sur les communautés zooplanctoniques en Amérique du Nord proviennent surtout de la région de Sudbury en Ontario (montagnes La Cloche) ainsi que de la chaîne des Adirondacks et des montagnes blanches aux États-Unis. Ces études concernent surtout les limites de tolérance à l'acidité des espèces composant ces communautés zooplanctoniques. Dans un premier temps, nous passons en revue ces limites de tolérance en regard des espèces présentes dans nos quatre lacs.

Epischura lacustris est une espèce vulnérable à l'acidification, on ne la rencontre que rarement dans les lacs dont le pH est inférieur à 5,9 (Sprules, 1975; Roff and Kwiatkowski, 1977; Tousignant, 1982; Langlois et al., 1983; Confer et al., 1983; Malley et al., 1982). On note tout de même sa présence dans le lac Poliquin en 1984 (pH 4,8) malgré son absence dans le lac Bleu à des pH légèrement supérieurs.

Le lac Poliquin se distingue également en ce qui concerne Leptodora kindtii et Daphnia longiremis qui sont rarement observées dans les lacs dont le pH est inférieur à 5,0 (Roff et Kwiatkowski, 1977; Confer et al., 1983; Tousignant, 1982; Langlois et al., 1983). Par contre Cyclops bicuspidatus est absent du lac Poliquin malgré sa présence dans des lacs acides (pH 4,1) en Ontario (Sprules, 1975). Au Québec, cette espèce est cependant habituellement absente des lacs dont le pH est inférieur à 4,9 (Tousignant, 1982; Langlois et al., 1983).

L'absence de Mesocyclops edax dans les quatre lacs durant une bonne partie de l'année 1983 (Annexe B) est étonnante puisque cette espèce est considérée comme tolérante à l'acidification par Sprules (1975). Les études de Confer et al. (1983), Tousignant (1982) et de Langlois et al. (1983) contredisent cependant cette impression puisque cette espèce devient rare dans les lacs dont le pH est inférieur à 5,0. Dans nos lacs, cette espèce est néanmoins présente dans une fourchette de pH variant de 6,7 à 4,8 en 1984. Les effectifs d'espèces restreintes à la zone limnétique tel que M. edax et L. kindtii (Magnin, 1977; Margaritora et al., 1975) risquent d'être plus affectés par les variations physico-chimiques de l'épilimnion.

La seule analyse de présences-absences limite considérablement l'interprétation de la structure de ces communautés. La contribution relative des taxons aux effectifs (Tableau III.2) permet de dégager les espèces jouant un rôle majeur dans les fonctions de transfert d'énergie du réseau trophique. Les espèces représentées par moins de 1% des effectifs jouent probablement un rôle mineur dans de telles fonctions et ne seront pas considérées dans les analyses qui suivront.

Diaptomus minutus est l'espèce dominante dans la plupart des communautés zooplanctoniques des lacs du nord-est de l'amérique; selon la plupart des auteurs, cette espèce peut même proliférer dans les conditions d'acidité extrême (pH 4,0) (Sprules, 1975; Roff et Kwiatkowski, 1977; Confer et al., 1983). Ce calanoïde représente d'ailleurs une fraction importante des effectifs dans nos lacs quoique variable d'une année à l'autre. Confer et al. (1983) ainsi que Langlois et al. (1983) ont récolté Diaptomus

Tableau III.2: Contribution relative (%) des taxons de zooplancton aux effectifs moyens (individus/m²) durant la période libre de glace (mai à octobre) - (pH moyen 0-5 m).

| Taxons | Lacs | Bleu | | Poliquin | | Edithe | | Main de Fer | |
|---|-------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| | année pH | 1983 (5,11) | 1984 (5,48) | 1983 (4,78) | 1984 (4,83) | 1983 (5,88) | 1984 (6,03) | 1983 (6,50) | 1984 (6,78) |
| <u>CLADOCÈRES</u> | | | | | | | | | |
| <i>Bosmina longirostris</i> * | | 43,8 | 41,1 | 14,2 | 5,9 | + | + | 3,4 | + |
| <i>Chydorus gibbus</i> | | | + | | + | | + | | + |
| <i>Daphnia catawba</i> * | | + | 6,5 | 1,8 | 20,6 | 4,1 | 8,5 | 7,2 | 12,3 |
| <i>Daphnia longiremis</i> * | | | + | + | + | 2,8 | 1,6 | 4,6 | 10,6 |
| <i>Daphnia dubia</i> | | | + | | + | | + | | |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> * | | 1,2 | 2,0 | 3,3 | 5,6 | + | + | 2,4 | + |
| <i>Holopedium gibberum</i> * | | + | + | 1,5 | 5,6 | + | 6,4 | 1,5 | 17,1 |
| <i>Leptodora kindtii</i> | | | + | | + | | + | | + |
| <i>Parophryoxus tubulatus</i> | | + | | 1,1 | | 3,6 | + | 7,2 | |
| <i>Polyphemus pediculus</i> | | + | | | + | + | | | + |
| <u>COPEPODES</u> | | | | | | | | | |
| <u>Calanoides</u> | | | | | | | | | |
| <i>Diaptomus minutus</i> * | | 39,2 | 14,6 | 65,9 | 32,3 | 71,5 | 36,4 | 61,8 | 3,3 |
| <i>Diaptomus spatulocrenatus</i> | | + | + | + | 2,8 | 1,3 | 3,8 | 3,2 | 3,5 |
| <i>Epischura lacustris</i> | | | | | + | | + | + | 2,3 |
| <u>Cyclopoides</u> | | | | | | | | | |
| <i>Cyclops scutifer</i> * | | 12,3 | 21,7 | 9,2 | 21,2 | 14,7 | 36,7 | 4,6 | 46,5 |
| <i>Cyclops vernalis</i> * | | 2,3 | + | 1,9 | + | + | + | 4,1 | 1,3 |
| <i>Cyclops bicuspidatus</i> | | | + | | | | + | | + |
| <i>Mesocyclops edax</i> * | | | 10,3 | | 2,4 | | 3,0 | | 1,3 |
| <i>Orthocyclops modestus</i> | | | 2,1 | | 2,5 | | + | | + |
| COPEPODES IMMATURES (ind/m ²) | | 11867 | 32387 | 72371 | 73787 | 36262 | 38060 | 54742 | 52017 |

* Taxons retenus pour les analyses multivariées.

+ Moins de 1% des effectifs.

spatulocrenatus dans des conditions de pH très étendues. Ce calanoïde semble néanmoins mieux représenté dans nos lacs moins acides (Main de Fer et Edithe). Comme on a pu le constater précédemment, E. lacustris est relativement intolérant à l'acidité, le lac Main de Fer étant seul à supporter des effectifs appréciables de ce calanoïde.

Tout comme dans les lacs ontariens (Sprules, 1980), le cyclopoïde Cyclops scutifer domine les effectifs des prédateurs dans nos lacs. Selon Roff et Kwiatkowski (1977), l'ensemble de la communauté cyclopoïde diminue en dessous d'un pH de 5,0, Cyclops bicuspidatus est le seul cyclopoïde absent du lac Poliquin même si cette espèce est considérée tolérante à l'acidité (Sprules, 1975). Cyclops vernalis parfois dominant dans les milieux acidifiés (Janicki et De Costa, 1979), accompagne M. edax et C. scutifer. O. modestus n'est que rarement observée dans les inventaires portant sur les lacs québécois (Tousignant, 1982; Langlois et al., 1983, Magnan, 1977); d'ailleurs cette espèce plutôt littorale n'a été observée qu'en 1983 dans nos lacs.

Tout comme D. minutus, le petit cladocère ubiquiste Bosmina longirostris est généralement considéré comme une espèce résistante aux milieux acides (Sprules, 1975, Roff et Kwiatkowski, 1977; Tousignant, 1982; Langlois et al., 1983). Confer et al. (1983) rapportent néanmoins qu'elle est absente de leurs lacs de pH inférieur à 5,0 tandis qu'elle constitue souvent l'espèce dominante des lacs très acides selon d'autres auteurs (Janicki et De Costa, 1979; Yan et Strus, 1980). Les effectifs observés

dans nos lacs suggèrent également que cette espèce prolifère davantage dans les milieux acides.

Tous les auteurs rangent le genre Daphnia parmi les organismes sensibles à l'acidification, particulièrement dans les lacs de pH inférieur à 5,0. Le lac Poliquin abrite cependant les mêmes espèces de daphnies que nos autres lacs, Daphnia catawba y présentant même une fraction importante des effectifs en 1984 malgré le fait que Confer et al. (1983) rapportent que cette espèce préfère les lacs de pH supérieur à 5,0. D. longiremis est également considérée comme une espèce intolérante à l'acidification (Roff et Kwiatkowski, 1977; Confer et al., 1983) ce qui semble être également le cas pour nos lacs puisqu'elle ne représente une part substantielle des effectifs que dans les lacs Edithe et Main de Fer. Parmi les autres cladocères importants dans nos lacs, Holopedium gibberum (Sprules, 1975; Confer et al., 1983; Roff et Kwiatkowski, 1977) et Diaphanosoma brachyurum (Sprules, 1975; Malley et al., 1982) sont reconnues pour avoir une préférence pour les milieux acides.

Comme on peut le constater (Tableau III.1 et III.2), la composition spécifique varie peu entre nos lacs mais la contribution relative des espèces aux effectifs pourrait faire en sorte que la structure trophique soit différente d'un lac à l'autre.

3.2 Structure trophique

L'interaction entre la structure des communautés zooplanctoniques et la prédation exercée sur ces communautés par les populations piscicoles a fait l'objet de plusieurs études qui de façon générale sont résumées par les hypothèses émises par Dodson (1979) et Hrbacek (1962). Ceux-ci en viennent aux conclusions qu'en présence d'une importante prédation piscicole, on peut observer des changements dans la composition spécifique du zooplancton en faveur des espèces de petite taille, ce qui n'a cependant lieu qu'en présence de poissons planctivores. L'omble de fontaine (Salvelinus fontinalis) n'est généralement pas considéré comme un planctivore intensif si ce n'est des espèces épibenthiques et périphytiques (Pope, 1973; Magnan et Fitzgerald, 1982). Il en est de même pour l'autre espèce piscicole présente dans le lac Bleu (le meunier noir; Catostomus commersoni) qui est surtout adapté à une alimentation épibenthique (Lalancette, 1977; Peterson et Martin-Robichaud, 1982). La pression exercée par les populations piscicoles est donc probablement insuffisante pour modifier la structure des communautés de zooplancton eulimnétique de nos lacs.

Le rôle joué par les larves de Chaoborus dans l'édifice trophique des écosystèmes lacustres a retenu l'attention de plusieurs chercheurs à cause de leur position trophique intermédiaire entre les crustacés prédateurs et les poissons pélagiques (Yan et al., 1982 et 1985). Il en ressort que les Choaborus sont des prédateurs sélectifs ayant la capacité de modifier la structure d'une communauté zooplanctonique quand ceux-ci atteignent

des densités élevées. Les larves de Chaoborus subissent cependant une prédation intensive en présence d'une population piscicole (Pope et al., 1973; Von Ende, 1979; Lynch, 1979). De plus, Neill et Peacock (1980) observent que lorsque la quantité de nutriments est faible comme dans le cas des lacs oligotrophes, la prédation par Chaoborus a peu d'influence sur la majorité des espèces planctoniques puisque leur densité est relativement faible. On peut donc considérer l'influence des larves de Chaoborus comme négligeable dans le cas de nos lacs oligotrophes qui supportent des populations piscicoles.

Ces mises au point préliminaires nous permettent donc de considérer que la structure des communautés de zooplancton eulimnétique de nos lacs n'est que peu influencée par des espèces planctonophages à l'exception des crustacés prédateurs zooplanctoniques.

Sprules (1980) reconnaît d'ailleurs que la prédation par ces petits carnivores est le principal facteur expliquant la structure des communautés de zooplancton limnétique vivant dans les lacs de l'Ontario. Il classifie également les espèces zooplanctoniques les plus communes en Amérique du Nord dans les catégories "herbivores" ou "prédateurs" et les sépare selon leur taille en quatre classes. Nous avons procédé de la même façon avec le zooplancton recueilli dans nos lacs (Tableau III.3).

Il est généralement admis que les herbivores zooplanctoniques sont non sélectifs lorsqu'ils s'alimentent d'un mélange de phytoplancton, de

Tableau III.3: Contribution relative (%) des catégories trophiques de zooplancton aux effectifs moyens (individus/m²) durant la période libre de glace (mai à octobre).

| Catégories | Lacs année | Bleu | | Poliquin | | Edithe | | Main de Fer | |
|----------------------------------|---------------|--------|--------|----------|--------|--------|--------|-------------|--------|
| | | 1983 | 1984 | 1983 | 1984 | 1983 | 1984 | 1983 | 1984 |
| <u>HERBIVORE 1</u> | (Σ H1) | (43,8) | (41,1) | (14,2) | (5,9) | (+) | (+) | (3,4) | (+) |
| <i>Bosmina longirostris</i> | | 43,8 | 41,1 | 14,2 | 5,9 | + | + | 3,4 | + |
| <i>Chydorus gibbus</i> | | | + | | + | | + | | + |
| <u>HERBIVORE 2</u> | (Σ H2) | (40,4) | (16,6) | (69,2) | (37,9) | (74,3) | (38,0) | (68,8) | (13,9) |
| <i>Daphnia longiremis</i> | | | + | + | + | 2,8 | 1,6 | 4,6 | 10,6 |
| <i>Daphnia dubia</i> | | | + | | + | | + | | |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> | | 1,2 | 2,0 | 3,3 | 5,6 | + | + | 2,4 | + |
| <i>Diaptomus minutus</i> | | 39,2 | 14,6 | 65,9 | 32,3 | 71,5 | 36,4 | 61,8 | 3,3 |
| <u>HERBIVORE 3</u> | (Σ H3) | (+) | (6,5) | (1,8) | (23,4) | (5,4) | (12,3) | (10,4) | (15,8) |
| <i>Daphnia catawba</i> | | + | 6,5 | 1,8 | 20,6 | 4,1 | 8,5 | 7,2 | 12,3 |
| <i>Daphnia dubia</i> | | | + | | + | | + | | |
| <i>Diaptomus spatulocrenatus</i> | | + | + | + | 2,8 | 1,3 | 3,8 | 3,2 | 3,5 |
| <u>HERBIVORE 4</u> | (Σ H4) | (+) | (+) | (2,6) | (5,6) | (3,6) | (6,4) | (8,7) | (17,1) |
| <i>Holopedium gibberum</i> | | + | + | 1,5 | 5,6 | + | 6,4 | 1,5 | 17,1 |
| <i>Parophryoxus tubulatus</i> | | + | | 1,1 | | 3,6 | + | 7,2 | |
| <u>CARNIVORE 1</u> | (Σ C1) | () | (+) | () | (+) | () | (+) | () | (+) |
| <i>Polyphemus pediculus</i> | | + | | | + | + | | | + |
| <u>CARNIVORE 2</u> | (Σ C2) | (2,3) | (2,1) | (1,9) | (2,5) | (+) | (+) | (4,1) | (1,3) |
| <i>Cyclops vernalis</i> | | 2,3 | + | 1,9 | + | + | + | 4,1 | 1,3 |
| <i>Cyclops bicuspidatus</i> | | | + | | | | + | | + |
| <i>Orthocyclops modestus</i> | | | 2,1 | | 2,5 | | + | | + |
| <u>CARNIVORE 3</u> | (Σ C3) | (12,3) | (32,0) | (9,2) | (23,6) | (14,7) | (39,7) | (4,6) | (50,1) |
| <i>Epischura lacustris</i> | | | | | + | | + | + | 2,3 |
| <i>Cyclops scutifer</i> | | 12,3 | 21,7 | 9,2 | 21,2 | 14,7 | 36,7 | 4,6 | 46,5 |
| <u>CARNIVORE 4</u> | (Σ C4) | | + | | + | | + | | + |
| <i>Leptodora kindtii</i> | | | + | | + | | + | | + |

matières détritiques ou de bactéries (Wetzel, 1983). Il devrait donc y avoir une certaine compétition entre les herbivores d'une même catégorie de taille pour cette ressource alimentaire. C'est ce qui semble se produire puisque parmi les trois premières catégories d'herbivores (Tableau III.3), une seule espèce domine nettement dans chacune d'elles pour les quatre lacs: B. longirostris (Herbivore 1), D. minutus (Herbivore 2) et D. catawba (Herbivore 3). En ce qui concerne la dernière catégorie (Herbivore 4), H. gibberum semble dominer de façon générale mais cette tendance est moins marquée que dans les autres catégories. On pourrait certes assister à une isolation temporelle de la compétition mais l'examen de l'évolution temporelle des effectifs (Annexe B) ne semble pas démontrer de tels phénomènes.

Le partage des ressources alimentaires sur la base de la taille des espèces a d'ailleurs fait l'objet d'études récentes, Kerfoot et DeMott (1980) ayant démontré que des macrofiltreurs (Daphnia) et microfiltreurs (Bosmina) pourraient coexister indéfiniment en absence de prédateurs.

Les lacs Bleu et Poliquin sont les deux seuls lacs possédant d'importants effectifs dans la catégorie "Herbivores 1" (Figure III-2). Il convient cependant de souligner que la faiblesse majeure du modèle de Sprules (1980) est l'omission des individus immatures chez les copépodes. Les nauplius et copépodites pourraient être classés dans la catégorie des microfiltreurs tout comme l'a fait Hillbricht-Ilkowska (1977) en Europe de l'est. On se rend compte ainsi que les lacs Edithe et Main de Fer possèdent des effectifs de copépodes immatures beaucoup plus importants que les lacs

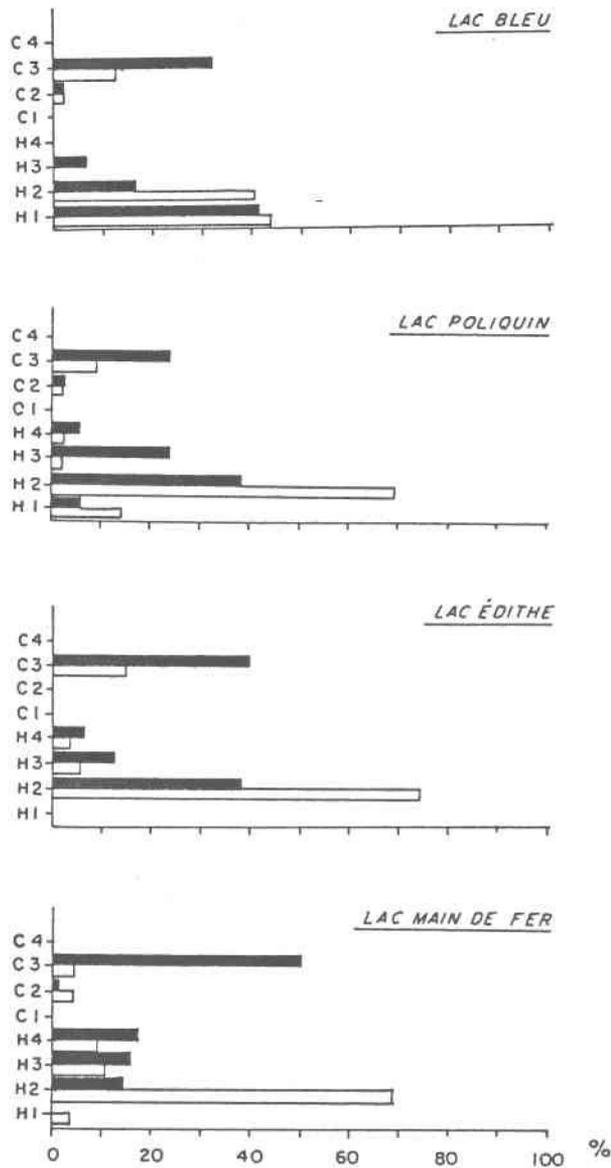


Figure III-2
CONTRIBUTION RELATIVE DES CATÉGORIES TROPHIQUES
DE ZOOPLANCTON AUX EFFECTIFS MOYENS
DURANT LA PÉRIODE LIBRE DE GLACE

LÉGENDE

□ 1983

■ 1984

Bleu et Poliquin (Tableau III.2). Leur inclusion dans le calcul des contributions relatives aux effectifs moyens aurait cependant complètement masqué l'importance de la plupart des espèces, c'est pourquoi nous les avons considérés séparément. En ne considérant que les individus adultes, l'importance des microfiltreurs (Herbivores 1) dans les lacs Bleu et Poliquin est donc relative à l'abondance de B. longirostris, espèce tolérante à l'acidité comme mentionné précédemment.

L'utilisation de ces catégories trophiques nous permet néanmoins de constater que la fraction non prédatrice du zooplancton de nos lacs est largement dominée par B. longirostris, D. minutus et D. catawba.

Les adultes de D. minutus (Herbivore 2) occupent une part moins importante des effectifs en 1984 (Figure III-2) dans les quatre lacs et il semble que les effectifs de D. catawba (Herbivore 3) aient augmenté pour exploiter la fraction des ressources alimentaires non utilisée par D. minutus. Ceci suggère que malgré la différence de taille et de mode de nutrition entre ces deux espèces, il y a un certain recouvrement dans leur exigences alimentaires. D'ailleurs Hillbricht-Ilkowska (1977) classe les formes adultes de calanoides dans la catégorie des macrofiltreurs au même titre que les cladocères du genre Daphnia.

La fraction prédatrice de nos communautés zooplanctoniques est quant à elle essentiellement composée de C. scutifer (Carnivore 3). On remarque également une nette différence entre les deux années, C. scutifer

occupant une part beaucoup plus importante des effectifs en 1984 dans les quatre lacs.

Il semble donc qu'un phénomène commun aux quatre lacs, ait induit des modifications inter-annuelles quant à la structure des communautés zooplanctoniques. En plus de provoquer des modifications dans la structure des communautés, la biomasse de celles-ci risque également d'être touchée.

3.3 Biomasse

Bien que les études ponctuelles portant sur la composition des communautés zooplanctoniques des lacs acidifiés abondent, les données sur leur biomasse demeurent limitées (Bible, 1972; Yan et Strus, 1980; Confer et al., 1983).

Dans les lacs scandinaves appauvris par l'acidification, on assiste à une augmentation de la longueur moyenne des individus composant le zooplancton (Eriksson et al., 1980; Henrikson et al., 1980). La prévalence de copépodes de grande taille dans ces lacs (Eriksson et al., 1980; Raddum et al., 1980) expliquerait ce phénomène.

Comme on l'a vu précédemment, l'acidification des lacs du nord-est de l'Amérique provoque une réponse inverse puisque ceux-ci deviennent habituellement dominés par des petites espèces. Confer et al. (1983) expliquent cet état de chose par l'absence zoogéographique d'un calanoïde de

large taille adaptée aux milieux acides. Seul Diaptomus spatulocrenatus dont la taille est supérieure à celle de D. minutus (Tableau III.4) pourrait jouer ce rôle. On constate cependant que dans nos lacs (Tableau III.5) la biomasse représentée par cette espèce est très inférieure à celle de D. minutus et s'amointrit même dans nos lacs les plus acides.

Certains lacs acides (Confer et al., 1983) affichent une augmentation relative d'espèces de taille moyenne telles que Holopedium ou Diaphanosoma. Nos données semblent aller dans ce sens en ce qui concerne Diaphanosoma brachyurum mais Holopedium gibberum présente la tendance inverse (Tableau III.5).

La perte ou la diminution relative de cladocères du genre Daphnia habituellement observée dans les lacs acidifiés est évidente dans le cas du lac Bleu mais dans le lac Poliquin, D. catawba représente quand même une part substantielle de la biomasse (Figure III-3). Les Daphnies sont généralement reconnues pour leur sensibilité à l'acidification (Havas et al., 1984) et plus particulièrement aux métaux dissous (Beaudoin et Scoppa, 1974), l'abondance de ligands organiques dans les eaux humiques du lac Poliquin (Tableau II.1) pourrait cependant diminuer l'intensité des effets toxiques reliée à l'acidification.

Les espèces résistantes comme D. minutus et B. longirostris, de petite taille, deviennent généralement prédominantes dans les lacs acides du nord-est de l'Amérique. En 1983, ces deux espèces dominent la biomasse du

Tableau III.4: Poids moyen (μg) des individus mesurés ou tirés de la littérature.

| Taxons | Lacs | Bleu | Poliquin | Edithe | Main de Fer |
|--|------|-------------------|-------------------|-------------------|-------------------|
| <u>Cladocères</u> | | | | | |
| <i>Bosmina longirostris</i> | | 1,04 | 1,00 ^a | 5,06 | 3,41 |
| <i>Daphnia catawba</i> | | 6,84 | 6,63 | 8,87 | 5,61 |
| <i>Daphnia longiremis</i> | | 0,90 ^a | 0,90 ^a | 0,91 | 1,47 |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> | | 3,87 | 1,80 | 1,98 | 3,86 |
| <i>Holopedium gibberum</i> | | 9,15 | 7,64 | 16,52 | 9,70 |
| <u>Copépodes</u> | | | | | |
| Immatures (Copepodites et nauplius) | | 0,55 ^c | 1,35 ^c | 1,81 ^c | 0,89 ^c |
| <u>Calanoides</u> | | | | | |
| <i>Diaptomus minutus</i> | | 1,11 | 2,70 | 3,62 | 1,78 |
| <i>Diaptomus spatulocrenatus</i> | | 10,2 | 8,64 | 5,42 | 7,81 |
| <u>Cyclopoides</u> | | | | | |
| <i>Cyclops scutifer</i> | | 2,55 | 2,33 | 2,18 | 4,05 |
| <i>Cyclops vernalis</i> | | 3,17 | 4,32 | 3,20 ^a | 3,19 |
| <i>Mesocyclops edax</i> | | 8,36 | 4,72 | 6,68 | 5,21 |
| Copépodites | | 0,78 ^b | 0,78 ^b | 0,78 ^b | 1,50 ^b |

^a Par comparaison avec individus des autres lacs.

^b Tiré de Yan et Strus (1980).

^c Poids équivalent à 50% du poids des adultes de *D. minutus*.

Tableau III.5: Biomasse moyenne ($\mu\text{g}/\text{m}^2$) des taxons de zooplancton durant la période libre de glace (mai à octobre).

| Taxons | Lacs | Bleu | | Poliquin | | Edithe | | Main de Fer | |
|---------------------------|-------|---------|---------|----------|----------|----------|----------|-------------|----------|
| | année | 1983 | 1984 | 1983 | 1984 | 1983 | 1984 | 1983 | 1984 |
| <u>CLADOCÈRES</u> | | | | | | | | | |
| Bosmina longirostris | | 18214,6 | 5946,4 | 6388,8 | 836,6 | 2468,8 | 365,8 | 4182,4 | 278,9 |
| Daphnia catawba | | 1424,1 | 6186,1 | 5459,8 | 19249,5 | 18740,5 | 13301,5 | 14514,8 | 10781,3 |
| Daphnia longiremis | | | 27,5 | 194,3 | 87,5 | 1321,7 | 259,2 | 2395,5 | 2444,8 |
| Diophanosoma brachyurum | | 1864,6 | 1088,6 | 2686,7 | 1428,7 | 320,0 | 172,9 | 3323,5 | 311,1 |
| Holopedium gibberum | | 65,9 | 65,9 | 4988,9 | 6064,6 | 1800,7 | 18697,3 | 5127,4 | 25955,3 |
| <u>COPEPODES</u> | | | | | | | | | |
| Immatures | | 6526,9 | 17812,9 | 48953,7 | 51381,0 | 133554,5 | 48953,7 | 48720,4 | 46295,1 |
| <u>Calanoides</u> | | | | | | | | | |
| Diaptomus minutus | | 17421,2 | 2245,9 | 79891,9 | 12292,3 | 23122,0 | 79891,9 | 39417,7 | 923,5 |
| Diaptomus spatulocrenatus | | 1296,4 | 768,1 | 1950,0 | 3448,2 | 3646,6 | 1950,0 | 8823,7 | 4329,9 |
| <u>Cyclopoides</u> | | | | | | | | | |
| Cyclops scutifer | | 12559,8 | 7695,1 | 9658,8 | 6982,1 | 14056,2 | 9658,8 | 6646,1 | 29499,8 |
| Cyclops vernalis | | 2902,5 | 318,9 | 3698,8 | 71,3 | 543,4 | 3698,8 | 4692,8 | 639,9 |
| Mesocyclops edax | | | 12012,5 | | 1587,3 | 3499,7 | | | 1033,1 |
| Σ | | 62276,0 | 54167,9 | 312111,3 | 211219,1 | 163871,7 | 103429,1 | 137844,5 | 122492,7 |

lac Bleu tandis que B. longirostris représente une part beaucoup moins importante de la biomasse dans les autres lacs. Paradoxalement le lac Poliquin tout en étant plus acide que le lac Bleu, ne présente pas une biomasse élevée de B. longirostris comme on l'observe généralement dans les milieux acides. D. minutus y occupe cependant une plus large part que dans les autres lacs.

Compte tenu de la plus grande abondance de D. minutus dans les lacs Poliquin, Edithe et Main de Fer, la biomasse des copépodes immatures est beaucoup plus importante dans ces lacs que dans le lac Bleu. La niche alimentaire peu exploitée par le petit cladocère B. longirostris dans ces trois lacs le serait davantage par les copépodes immatures.

Force est de constater qu'il existe des différences appréciables entre les années 1983 et 1984. Les biomasses totales (Tableau III.5) sont non seulement inférieures dans les quatre lacs en 1984 mais la contribution des divers taxons à celle-ci varie entre les deux années. On remarque immédiatement (Figure III-3) l'accroissement notable de la biomasse relative des copépodes immatures et la diminution des adultes de D. minutus.

Georges et Harris (1985) ont mis en évidence des cycles de fluctuation de la biomasse chez une communauté de zooplancton d'un lac d'Angleterre. Ces fluctuations annuelles seraient induites par un phénomène d'interactions liées à la variabilité du taux de développement des espèces zooplanctoniques selon la variation de la température de l'eau.

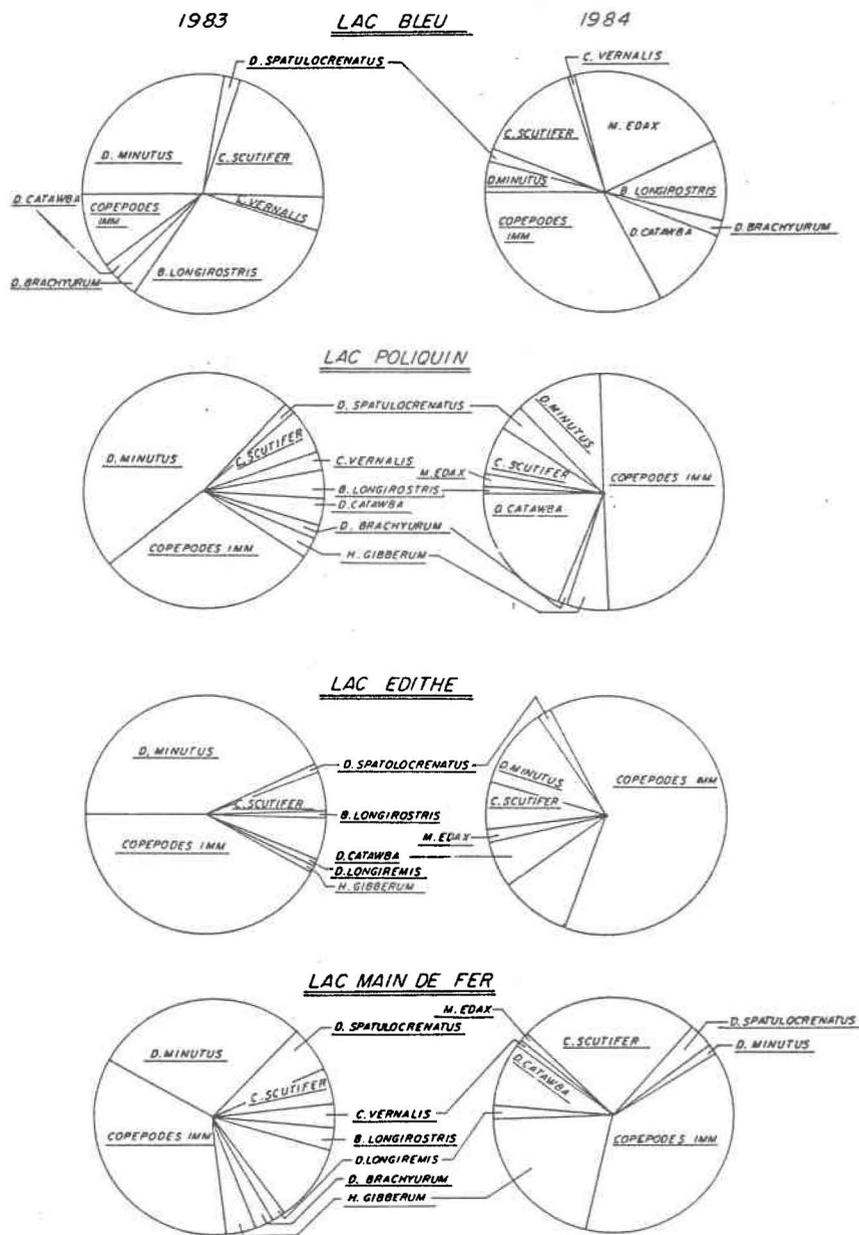


Figure III-3
CONTRIBUTION DES TAXONS DE ZOOPLANCTON
À LA BIOMASSE MOYENNE
DURANT LA PÉRIODE LIBRE DE GLACE

Si nous reprenons la catégorisation trophique mise de l'avant par Sprules (1980) mais cette fois-ci en considérant les biomasses plutôt que les effectifs, nous pouvons inclure les copépodes immatures sans risque de masquer la contribution des autres taxons.

L'importance de ce groupe trophique, habituellement négligé dans la plupart des études, apparaît immédiatement (Tableau III.6) puisqu'il peut constituer jusqu'à 63% de la biomasse dans le lac Edithe. La catégorie "Herbivore 1" nettement sous-représentée dans l'analyse des effectifs (Figure III-2) apparaît nettement dominante dans la structure trophique de nos lacs (Figure III-4). Comme précédemment, B. longistris domine la biomasse des "herbivores 1" en 1983 dans le lac Bleu mais la situation s'inverse en faveur des copépodes immatures en 1984. B. longirostris semble être une proie préférée des carnivores de la catégorie 3 (C. scutifer, M. edax) puisque le pourcentage relatif de cette catégorie trophique est beaucoup plus élevé dans le lac Bleu que dans les autres lacs même si dans ceux-ci la contribution des "Herbivores 1" est aussi importante que dans le lac Bleu (Figure III-4).

Dans les lacs Main de Fer et Poliquin, les herbivores de plus grande taille (catégories 2, 3, 4) sont mieux représentés que dans les lacs Edithe et Bleu ou il y a moins d'espèces codominantes.

Tout comme l'ont observé Yan et Strus (1980) la réduction de biomasse dans les lacs acides, tel le lac Bleu, est attribuable à une réduc-

Tableau III.6: Contribution relative (%) des catégories trophiques de zooplancton à la biomasse moyenne durant la période libre de glace (mai à octobre).

| Catégories | Lacs année | Bleu | | Poliquin | | Edithe | | Main de Fer | |
|---------------------------|----------------|--------|--------|----------|--------|--------|--------|-------------|--------|
| | | 1983 | 1984 | 1983 | 1984 | 1983 | 1984 | 1983 | 1984 |
| <u>HERBIVORE 1</u> | (Σ H1) | (39,7) | (43,9) | (33,8) | (49,7) | (42,0) | (63,2) | (38,3) | (37,8) |
| Bosmina longirostris | | 29,2 | 11,0 | 3,9 | + | + | + | 3,0 | + |
| Copépodes immatures | | 10,5 | 32,9 | 29,9 | 49,7 | 42,0 | 63,2 | 35,3 | 37,8 |
| <u>HERBIVORE 2</u> | (Σ H2) | (31,0) | (6,1) | (50,4) | (13,3) | (43,2) | (10,9) | (32,7) | (2,0) |
| Daphnia longiremis | | | + | + | + | + | + | 1,7 | 2,0 |
| Diaphanosoma brachyurum | | 3,0 | 2,0 | 1,6 | 1,4 | + | + | 2,4 | + |
| Diaptomus minutus | | 28,0 | 4,1 | 48,8 | 11,9 | 43,2 | 10,9 | 28,6 | + |
| <u>HERBIVORE 3</u> | (Σ H3) | (4,4) | (12,8) | (4,5) | (21,9) | (7,1) | (8,0) | (16,9) | (12,3) |
| Daphnia catawba | | 2,3 | 11,4 | 3,3 | 18,6 | 6,0 | 6,3 | 10,5 | 8,8 |
| Diaptomus spatulocrenatus | | 2,1 | 1,4 | 1,2 | 3,3 | 1,1 | 1,7 | 6,4 | 3,5 |
| <u>HERBIVORE 4</u> | (Σ H4) | (+) | (+) | (3,0) | (5,9) | (+) | (8,9) | (3,7) | (21,2) |
| Holopedium gibberum | | + | + | 3,0 | 5,9 | + | 8,9 | 3,7 | 21,2 |
| <u>CARNIVORE 2</u> | (Σ C2) | (4,7) | (+) | (2,3) | (+) | (+) | (+) | (3,4) | (+) |
| Cyclops vernalis | | 4,7 | + | 2,3 | + | + | + | 3,4 | + |
| <u>CARNIVORE 3</u> | (Σ C3) | (20,2) | (36,4) | (5,9) | (8,3) | (5,4) | (8,4) | (4,8) | (24,1) |
| Cyclops scutifer | | 20,2 | 14,2 | 5,9 | 6,8 | 5,4 | 6,7 | 4,8 | 24,1 |
| Mesocyclops edax | | | 22,2 | | 1,5 | | 1,7 | | + |

(+) \leq 1%.

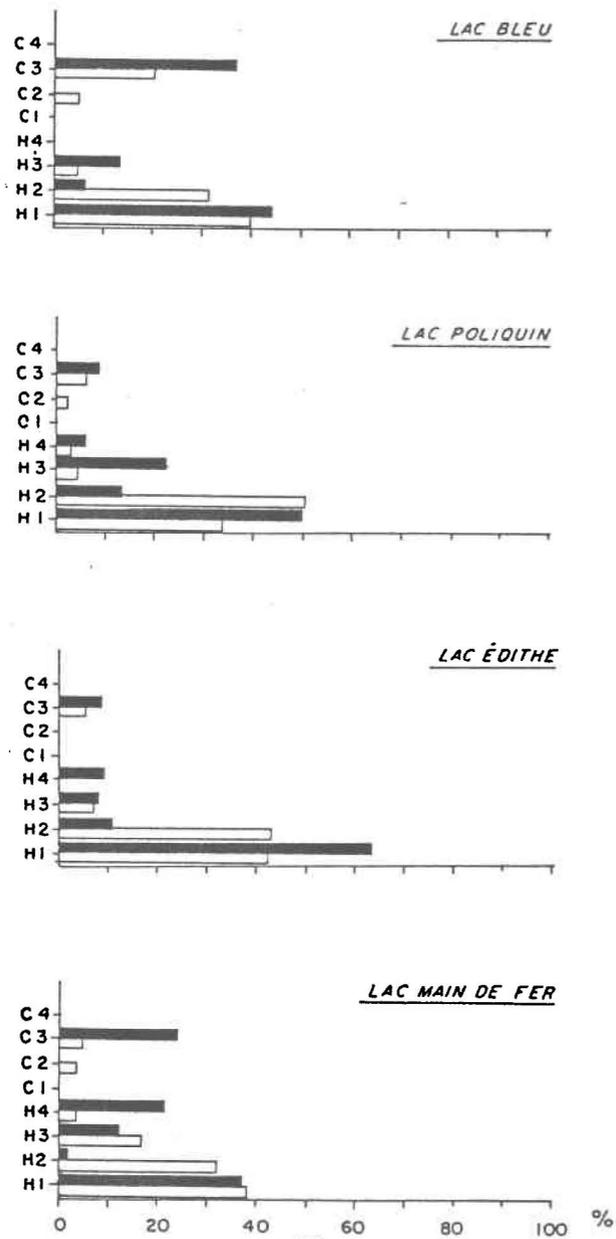


Figure III-4

CONTRIBUTION RELATIVE DES CATÉGORIES TROPHIQUES
DE ZOOPLANCTON À LA BIOMASSE MOYENNE
DURANT LA PÉRIODE LIBRE DE GLACE

LÉGENDE

□ 1983

■ 1984

tion de la taille des espèces dominantes de la communauté (Tableau III.4) et à une réduction des effectifs généraux. L'appauvrissement en herbivores de grande taille contribue également à la faiblesse de la biomasse. Paradoxalement le lac Poliquin, tout en étant plus acide que le lac Bleu, présente une biomasse plus élevée qu'au lac le moins acide soit lac Main de Fer (Tableau III.5). La répartition de cette biomasse entre les catégories trophiques d'herbivores s'apparente également à celle du lac Main de Fer (Figure III-4).

3.4 Variabilité de la structure des communautés

L'analyse des communautés effectuée à l'aide des moyennes englobant les périodes libres de glace met en évidence d'importantes différences dans leur structure entre les deux campagnes d'échantillonnage (1983-1984).

De façon à déceler les tendances temporelles (saisonniers et annuelles) nous avons utilisé une méthode d'ordination soit l'analyse en composantes principales. Cette méthode est souvent mise à profit pour l'analyse de la variabilité spatiale (inter-lacs) des communautés zooplanktoniques (Sprules, 1977, 1980; Pinel-Alloul et al., 1979; Confer et al., 1983; Roff et al., 1981). Souvent basée sur des prélèvements ponctuels réalisés à la mi-été, la représentativité d'un tel échantillon soulève cependant certaines interrogations (Sprules, 1977) quant à l'importance de la variabilité temporelle vis-à-vis la variabilité spatiale.

Ayant à notre disposition un échantillonnage relativement détaillé, nous tenterons de clarifier cet aspect.

Comme suggéré par Sprules (1977), plutôt que de baser l'analyse sur la matrice des covariances, nous avons utilisé la matrice des corrélations qui donne un poids égal aux variations d'abondance des espèces communes et rares.

En réalisant cette analyse sur l'ensemble des données (4 lacs, 2 années), la variance expliquée par les trois premiers axes atteint 57,4%. L'axe I contribue à 23,7% de la variance, l'axe II à 20,5 et l'axe III à 13,2%.

Daphnia longiremis, Diaptomus spatulocrenatus, les copépodes immatures et Daphnia catawba sont négativement corrélés (Tableau III.7) à l'axe I (CP 1). Plus les coordonnées des objets sur cet axe seront faibles, plus ils seront donc caractérisés par des abondances élevées de ces quatre taxons.

Une seconde source indépendante de variation est résumée par l'axe II (CP 2) qui permet de distinguer les échantillons caractérisés par une abondance relativement élevée Diaptomus minutus, Cyclops vernalis et Bosmina longirostris (corrélations positives) et une abondance relativement faible en Mesocyclops edax (corrélation négative).

Tableau III.7: Poids des descripteurs dans la formation des deux premiers axes de l'analyse en composantes principales.

| Descripteurs | Axe 1 | Axe II |
|----------------------------------|----------|---------|
| <i>Bosmina longirostris</i> | 0,20 | 0,56* |
| <i>Daphnia catawba</i> | - 0,62* | - 0,08 |
| <i>Daphnia longiremis</i> | - 0,85** | - 0,04 |
| <i>Holopedium gibberum</i> | - 0,35 | - 0,49 |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> | - 0,39 | 0,41 |
| <i>Diaptomus minutus</i> | - 0,19 | 0,72* |
| <i>Diaptomus spatulocrenatus</i> | - 0,80* | 0,03 |
| <i>Mesocyclops edax</i> | - 0,05 | - 0,62* |
| <i>Cyclops scutifer</i> | - 0,08 | - 0,24 |
| <i>Cyclops vernalis</i> | - 0,30 | 0,69* |
| Copépodites immatures | - 0,64* | - 0,28 |

* Corrélations significatives $P \leq 0,05$.

L'intensité de ces contributions est illustrée par la projection des descripteurs dans l'espace des deux premières composantes principales (Figure III-5). Plus l'angle est petit entre le vecteur d'un des descripteurs et un axe principal et plus ce vecteur est long, plus la contribution de ce descripteur à la formation de cet axe est élevée (Legendre et Legendre, 1979). Les descripteurs dont le vecteur n'est pas projeté hors du cercle de contribution équilibrée (Legendre et Legendre, 1979), comme Cyclops scutifer dans le cas présent ne contribuent que très peu à caractériser les axes de la représentation.

L'analyse de la projection des objets dans l'espace des deux premières composantes principales (Figure III-6) permet de dégager l'importance de la variabilité temporelle. On note immédiatement une différence majeure entre les deux années d'échantillonnage caractérisées par la distribution des échantillons le long de l'axe II. La saison 1983 diffère donc de 1984 par la faiblesse des effectifs de M. edax et par l'abondance de D. minutus, C. vernalis et B. longirostris. M. edax exerce habituellement une prédation sélective sur les nauplius et copépodites de calanoides (Confer, 1971) et exploite parfois B. longirostris comme proie alternative (Williamson, 1980). Ces relations proie-prédateur pourraient expliquer en partie ces relations inverses de variation. M. edax tend à remplacer les prédateurs cyclopoides durant la période estivale d'autre part, ce qui pourrait expliquer une plus grande abondance relative de C. vernalis en absence de la compétition de M. edax. Le fait que ce phénomène se soit produit simultanément dans les quatre lacs suggère une cause commune de variation.

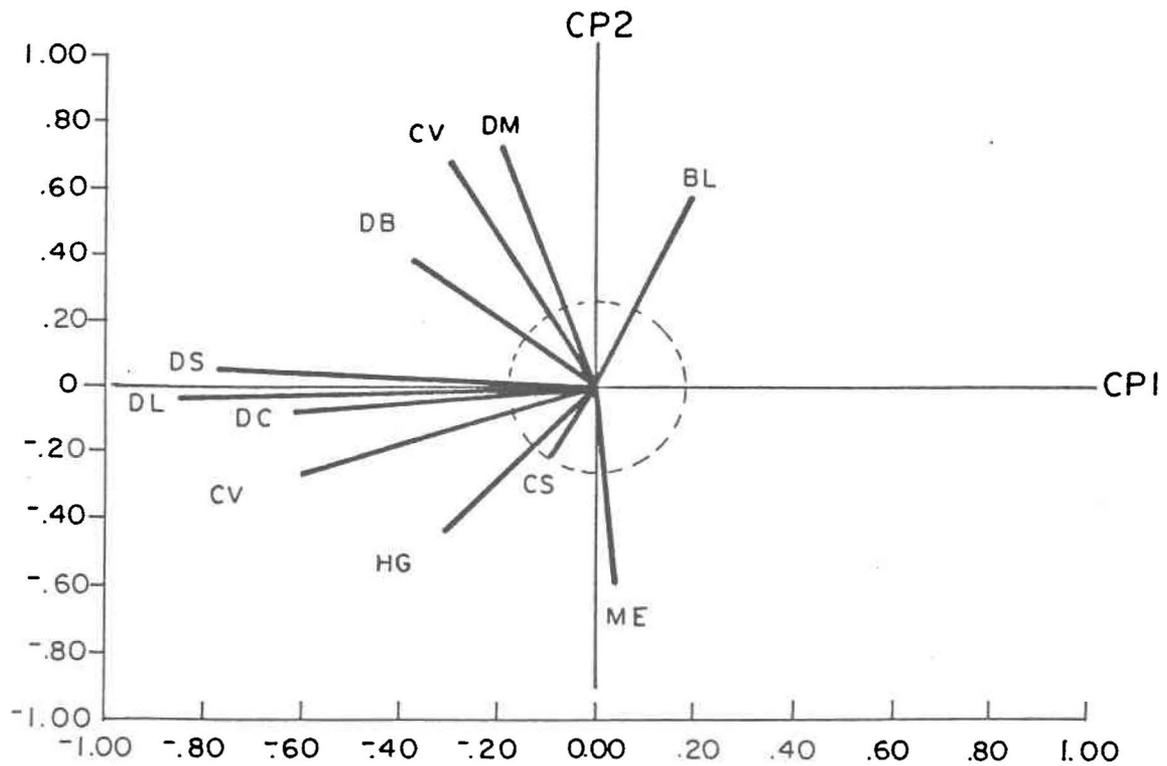


Figure III-5
PROJECTION DES DESCRIPTEURS
DANS L'ESPACE DES DEUX PREMIÈRES COMPOSANTES PRINCIPALES
ET CERCLE DE CONTRIBUTION ÉQUILIBRÉE

LÉGENDE

Descripteurs

| | | | | | | | |
|----|----------------------|----|-------------------------|----|---------------------------|----|-----------------------|
| BL | Bosmina longirostris | HG | Holopedium gibberum | DS | Diaptomus spatulocrenatus | CV | Cyclops vernalis |
| DC | Daphnia catawba | DB | Diaphanosoma brachyurum | ME | Mesocyclops edax | CI | Copepodites immatures |
| DL | Daphnia longiremis | DM | Diaptomus minutus | CS | Cyclops scutifer | | |

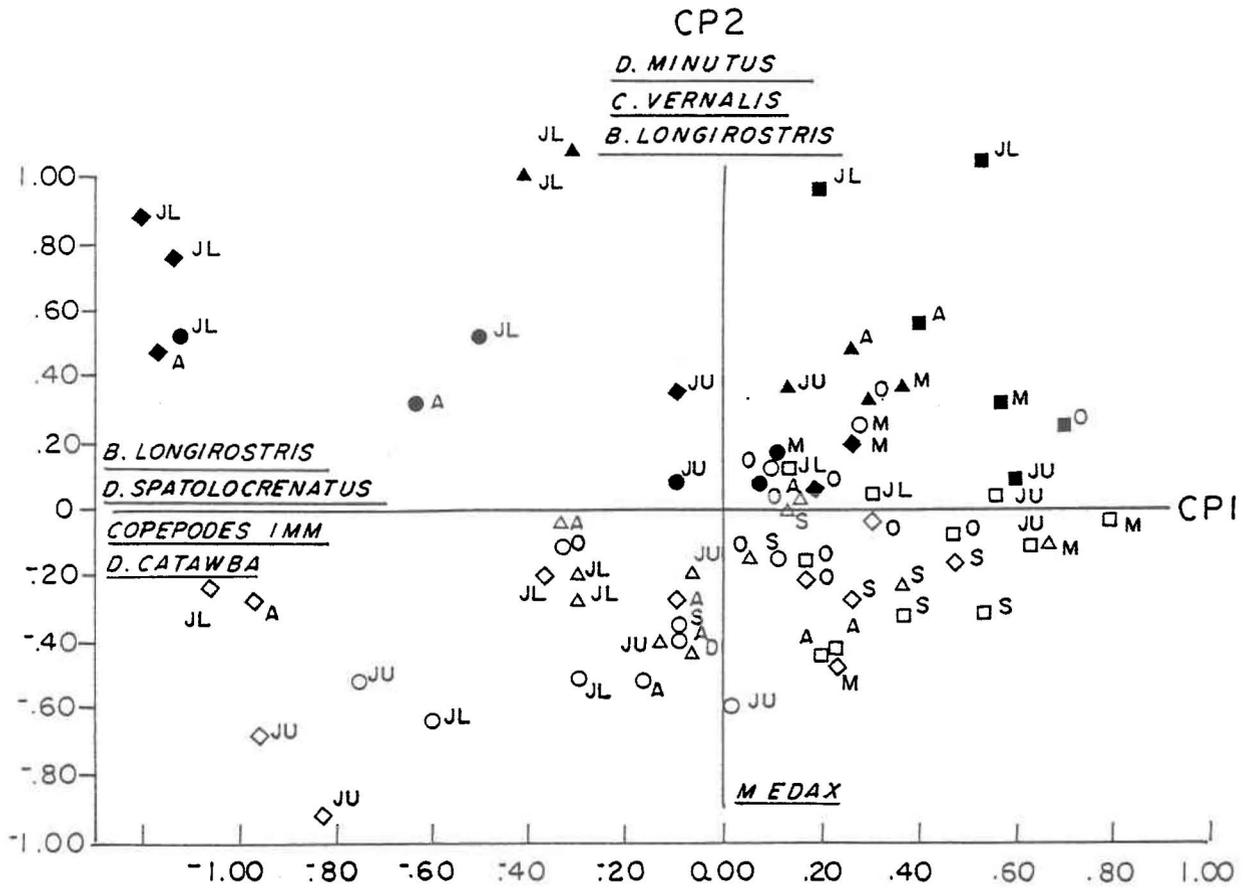


Figure III-6

PROJECTION DES OBJETS DANS L'ESPACE
DES DEUX PREMIÈRES COMPOSANTES PRINCIPALES

LÉGENDE

M : Mai
Ju : Juin
Jl : Juillet
A : Août

S : Septembre
O : Octobre

| 1983 | LAC | 1984 |
|------|-------------|------|
| ■ | BLEU | □ |
| ▲ | POLYQUIN | △ |
| ● | EDITHE | ○ |
| ◆ | MAIN DE FER | ◇ |

Une autre source indépendante de variation de la structure des communautés est résumée par l'axe I (CP 1) de l'analyse en composantes principales. La variation liée à cet axe origine des fluctuations saisonnières (Figure III-7) des effectifs des principaux cladocères (D. longiremis, D. catawba) et des copépodes immatures de même que du gros calanoïde D. spatulocrenatus dont les abondances relatives atteignent leur maximum en juillet-août dans les quatre lacs. On n'observe pas de différences majeures entre les deux années d'échantillonnage le long de cet axe. Ce qui distingue d'autre part les quatre lacs entre eux, est l'amplitude de la variation de la structure de leur communauté respective le long de cet axe. Le lac Bleu est caractérisé par une communauté où les cladocères, mis à part B. longirostris, ne constituent qu'une faible part des effectifs. Le lac Poliquin présente une situation intermédiaire entre le lac Bleu et les lacs Edithe et Main de Fer qui distinguent nettement à la mi-saison.

Compte tenu des distorsions induites par la représentation en espace réduit, l'emploi d'une méthode de groupement s'avère utile comme complément à l'analyse en composantes principales (Legendre et Legendre, 1979). La classification ascendante hiérarchique permet d'évaluer la similarité entre les paires d'objets par le calcul de la distance euclidienne. Le partitionnement du dendrogramme obtenu (Figure III-8) ne permet pas cependant de délimiter des nuages distincts de points, mis à part ceux éloignés des axes de la représentation en espace réduit. Ceci peut s'expliquer par le fait qu'une part importante de la variance résiduelle est expliquée par les axes suivants de l'ACP. D'autre part, la variabilité spatiale ce qui rend difficile la délimitation de groupes distincts.

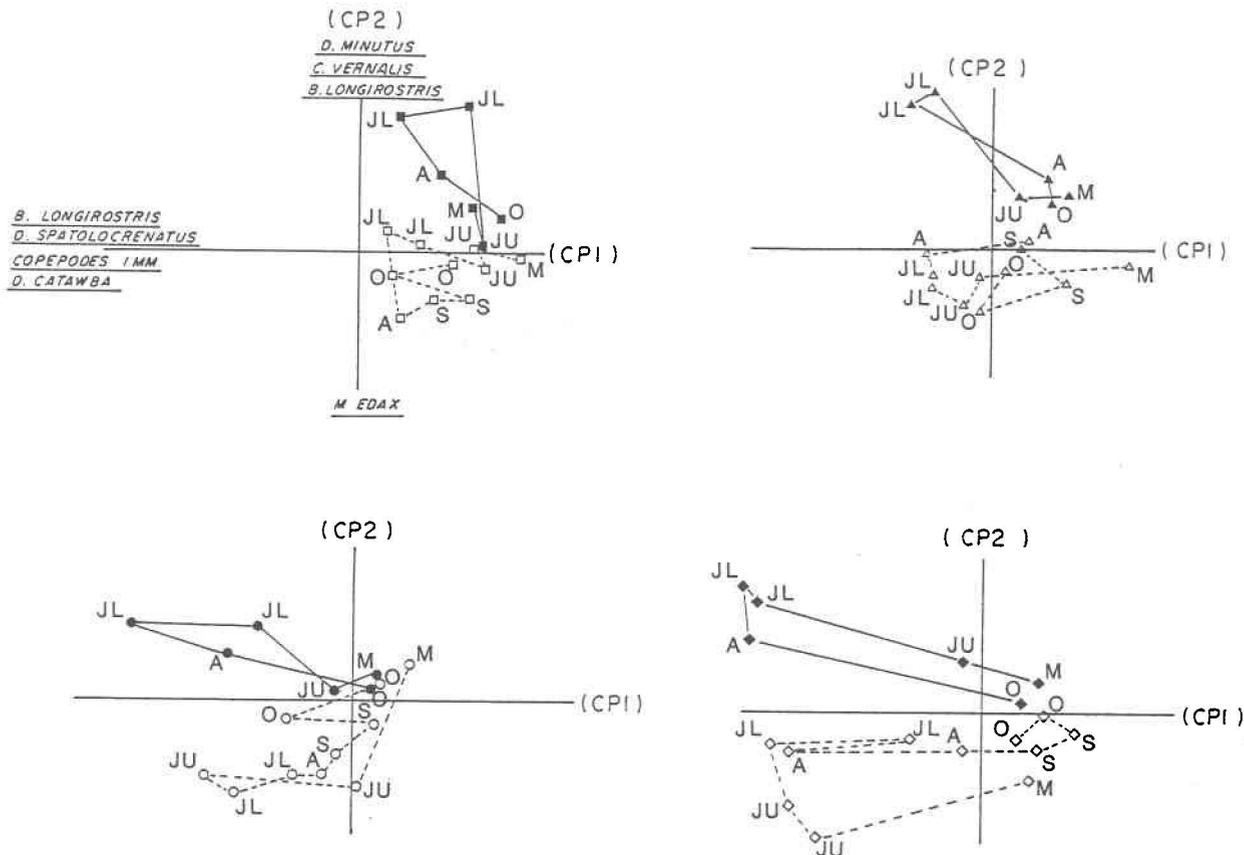


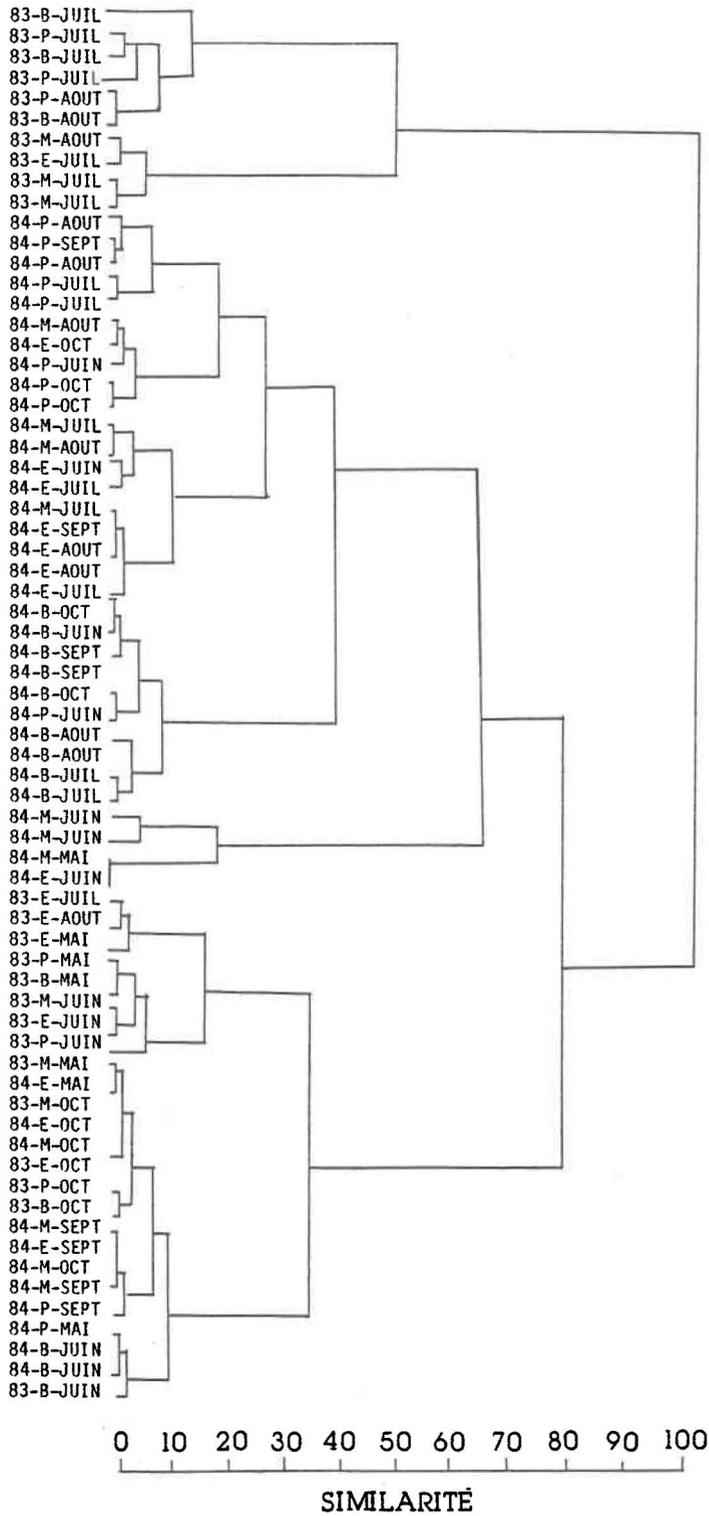
Figure III-7
 VARIATIONS SAISONNIÈRES DE LA COMPOSITION
 DES COMMUNAUTÉS ZOOPLANCTONIQUES

LÉGENDE

| 1983 | LAC | 1984 | | |
|------|-------------|------|----|-------------|
| ■ | BLEU | □ | M | : Mai |
| ▲ | POLIQUIN | △ | JU | : Juin |
| ● | EDITHE | ○ | JL | : Juillet |
| ◆ | MAIN DE FER | ◇ | A | : Août |
| | | | s | : Septembre |
| | | | o | : Octobre |

Figure III- 8

DENDROGRAMME SCHÉMATISÉ DU GROUPEMENT
OBTENU PAR CLASSIFICATION ASCENDANTE HIÉRARCHIQUE
(SIMILARITÉ CALCULÉE PAR LA DISTANCE EUCLÉDIENNE)



LÉGENDE

- B : LAC BLEU
- P : LAC POLIQUIN
- E : LAC EDITHE
- M : LAC MAIN DE FER

Voulant néanmoins distinguer les groupes décelés par l'emploi de l'analyse en composantes principales, nous avons réalisé une analyse discriminante. Dans un premier temps nous avons préalablement fixé quatre groupes de données; soit celles provenant de nos quatre lacs. Le test de Fisher sur les lambda de Wilks permet d'établir si les groupes présentent des différences significatives ($\alpha = 0,01$) quant à la position de leur centroïde. Les trois fonctions discriminantes retenues, expliquent respectivement 72,7, 17,1 et 10,2% de la variabilité totale. Les coefficients de ces fonctions sont présentées au Tableau III.8

Plus une variable est discriminante pour l'analyse, plus sa valeur de lambda est forte; on identifie avec un test de Fisher, appliqué à ces lambda, les descripteurs significatifs ($\alpha = 0,01$) en termes de variables discriminantes. Ceci permet de constater que seul C. scutifer n'est pas retenu dans le cas présent. D'autre part, les coefficients des fonctions discriminantes expriment les contributions relatives des variables à ces fonctions. Il devient alors possible de donner un sens aux fonctions discriminantes à partir des valeurs élevées de ces coefficients. Cette analyse confirme l'importance relative de D. spatulocrenatus et celle des copépodes immatures comme taxons indicatifs mis en évidence par l'analyse en composantes principales. D'autre part, M. edax et H. gibberum dont le rôle discriminatoire n'a pas été mis en évidence le long de l'axe I seraient des taxons pouvant être utilisés pour distinguer les quatre lacs entre eux.

Tableau III.8: Résultats de l'analyse discriminante appliquée aux quatre lacs: lambda de Wilks pour chacune des variables et coefficients des fonctions discriminantes.

| Variables | Lambda de Wilks | Coefficients de fonction discriminante | | |
|--------------------|-----------------|--|------------|------------|
| | | Fonction 1 | Fonction 2 | Fonction 3 |
| B. longirostris | 0,66 | - 0,84 | - 0,12 | - 0,12 |
| D. catawba | 0,11 | 0,12 | - 0,61 | 0,32 |
| D. longiremis | 0,48 | - 0,15 | - 0,64 | - 0,78 |
| H. gibberum | 0,13 | 0,46 | - 0,31 | 0,44 |
| D. brachyurum | 0,20 | - 0,28 | - 0,53 | 0,87 |
| D. minutus | 0,24 | 0,27 | 1,14 | 0,35 |
| D. spatulocrenatus | 0,16 | 0,56 | 0,69 | - 0,20 |
| M. edax | 0,28 | - 0,61 | 0,47 | - 0,36 |
| C. vernalis | 0,10 | 0,23 | - 0,53 | - 0,38 |
| C. scutifer | 0,10* | - | - | - |
| Copépode imm. | 0,39 | 0,70 | 0,67 | 0,24 |

* Niveau de discrimination non significatif au niveau de confiance inférieur à 1%.

Nous avons également appliqué cette méthode à deux groupes de données pour tenter de cerner les différences entre les deux années d'échantillonnage. Les résultats obtenus (Tableau III.9) confirment l'importance des trois taxons considérés le long de l'axe II, à savoir: M. edax, D. minutus et C. vernalis.

Comme nous l'avons déjà mentionné, la composition spécifique des communautés zooplanctoniques de ces quatre lacs est presque identique. Les différences dans la structure de ces communautés ne sont donc due qu'à la combinaison de la contribution relative des divers taxons les composant. Les fluctuations temporelles de ces combinaisons font en sorte que dépendamment de la période d'échantillonnage la discrimination des lacs entre eux est plus ou moins grande. Si l'on suit les séquences saisonnières des communautés tel qu'illustrées par les représentations en espace réduit (Figure III-7), on constate que les débuts (mai) et fins de saison (octobre) sont caractérisés par des communautés très similaires d'une année à l'autre et d'un lac à l'autre. Des échantillonnages ponctuels réalisés à cette période n'auraient donc pas un grand pouvoir de discrimination pour vérifier la variabilité inter-lac. D'autre part un échantillonnage ponctuel réalisé à la mi-saison (juillet-août) peut avoir comme effet de surévaluer les différences inter-lacs. Tout comme Sprules (1977), nous croyons qu'il est plus représentatif de caractériser les communautés à partir de plus d'un échantillon annuel. Celui-ci suggère d'illustrer les tendances temporelles selon une approche préconisée par Goff et Zedler (1972) qui consiste à recueillir quatre échantillons trimestriels par année.

Tableau III.9: Résultats de l'analyse discriminante appliquée aux deux années: lambda de Wilks pour chacune des variables et coefficients des fonctions discriminantes.

| Variables | Lambda de Wilks | Coefficients de fonction discriminante |
|--------------------|--------------------|---|
| B. longirostris | 0,27 | 0,20 |
| D. catawba | 0,27 | - 0,22 |
| D. longiremis | 0,26* | - |
| H. gibberum | 0,29 | - 0,30 |
| D. brachyurum | 0,27* | - |
| D. minutus | 0,49 | 0,66 |
| D. spatulocrenatus | 0,27* | - |
| M. edax | 0,32 | - 0,53 |
| C. vernalis | 0,39 | 0,45 |
| C. scutifer | 0,26* | - |
| Copépode imm. | 0,26* | - |

* Niveau de discrimination non significatif au niveau de confiance inférieur à 1%.

L'analyse des fluctuations saisonnières réalisées à partir de six échantillons en 1983 et de 11 échantillons en 1984 présente sensiblement la même séquence de variation. On peut raisonnablement assumer, à l'examen des représentations en espace réduit (Figure III-7), que le nombre minimal de prélèvements par année pourrait être quatre échantillons tel que préconisé.

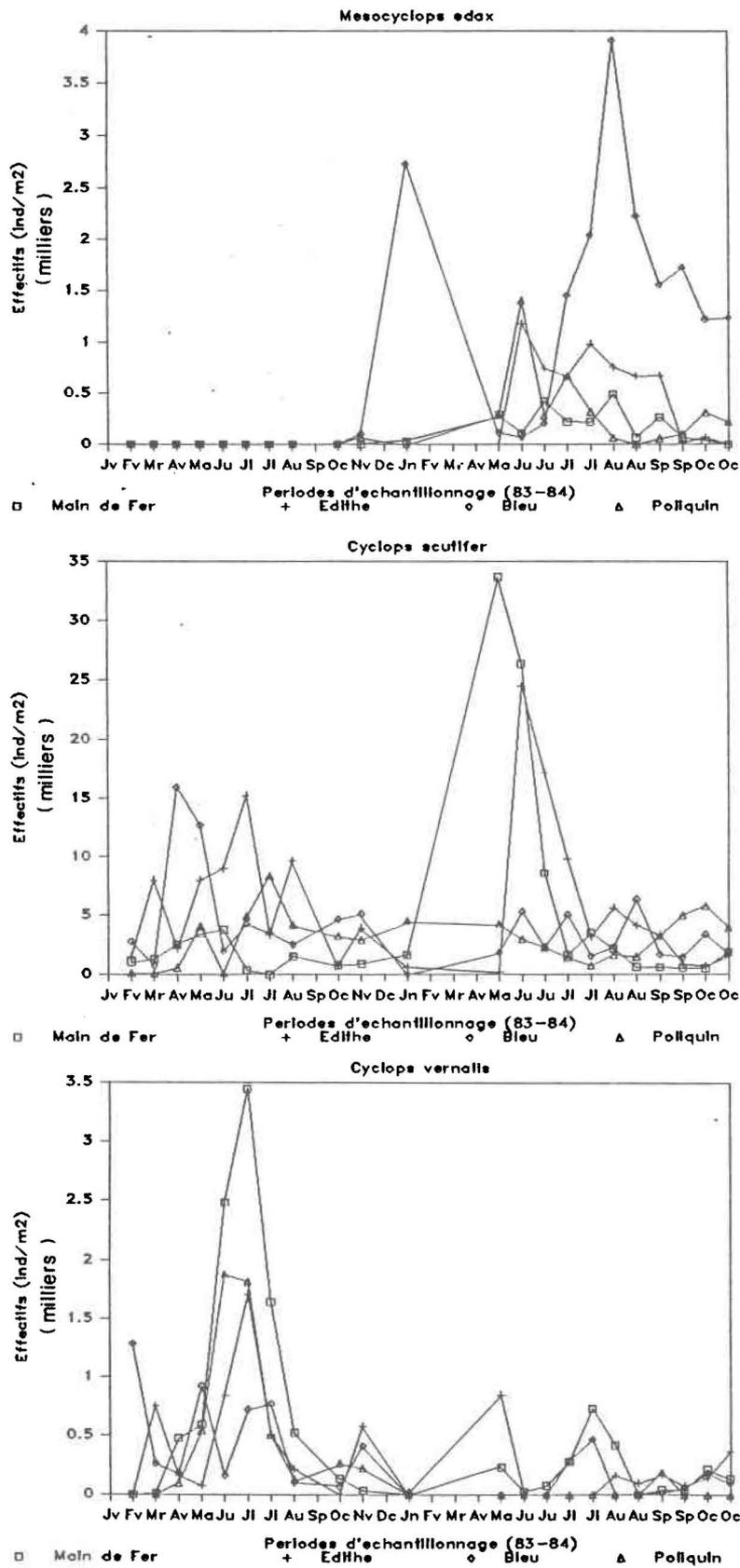
Outre les fluctuations saisonnières, nous avons été témoins d'une importante différence inter-annuelle au niveau des prédateurs: C. vernalis s'est substitué à M. edax en 1983 entraînant des modifications dans la structure des communautés. De telles substitutions sont rarement observées puisque les études à long terme sur le zooplancton sont relativement rares.

C. scutifer est généralement considéré comme l'espèce occupant sensiblement la même niche alimentaire que M. edax, ces deux espèces ayant développé des mécanismes de ségrégation saisonnière pour diminuer leur compétition interspécifique (Makarewicz, 1985). Dans son étude des lacs du territoire de la baie James, Magnin (1977) observe qu'au lac Nathalie C. scutifer remplace M. edax au cours d'une année sans toutefois expliquer la raison de cette variabilité inter-annuelle.

Devant l'absence de M. edax dans nos quatre lacs durant la période estivale de 1983, on devrait donc s'attendre à une augmentation des effectifs de C. scutifer alors que nous avons plutôt observé une augmentation des effectifs de C. vernalis (Figure III-9). Ceci suggère que dans le cas de nos lacs la compétition serait plus marquée entre M. edax et C. vernalis.

Figure III-9

EFFECTIFS DE MEDAX, C.SCUTIFER ET C.VERNALIS



M. edax exercerait cependant une prédation beaucoup plus efficace envers D. minutus puisqu'en 1984, les individus adultes de cette espèce deviennent rares en présence de ce prédateur (Figure III-10). Les effectifs de copépodes immatures, dont on suppose qu'ils sont en très grande partie constitués de D. minutus, de même que ceux de B. longirostris demeurent d'autre part relativement stables d'une année à l'autre.

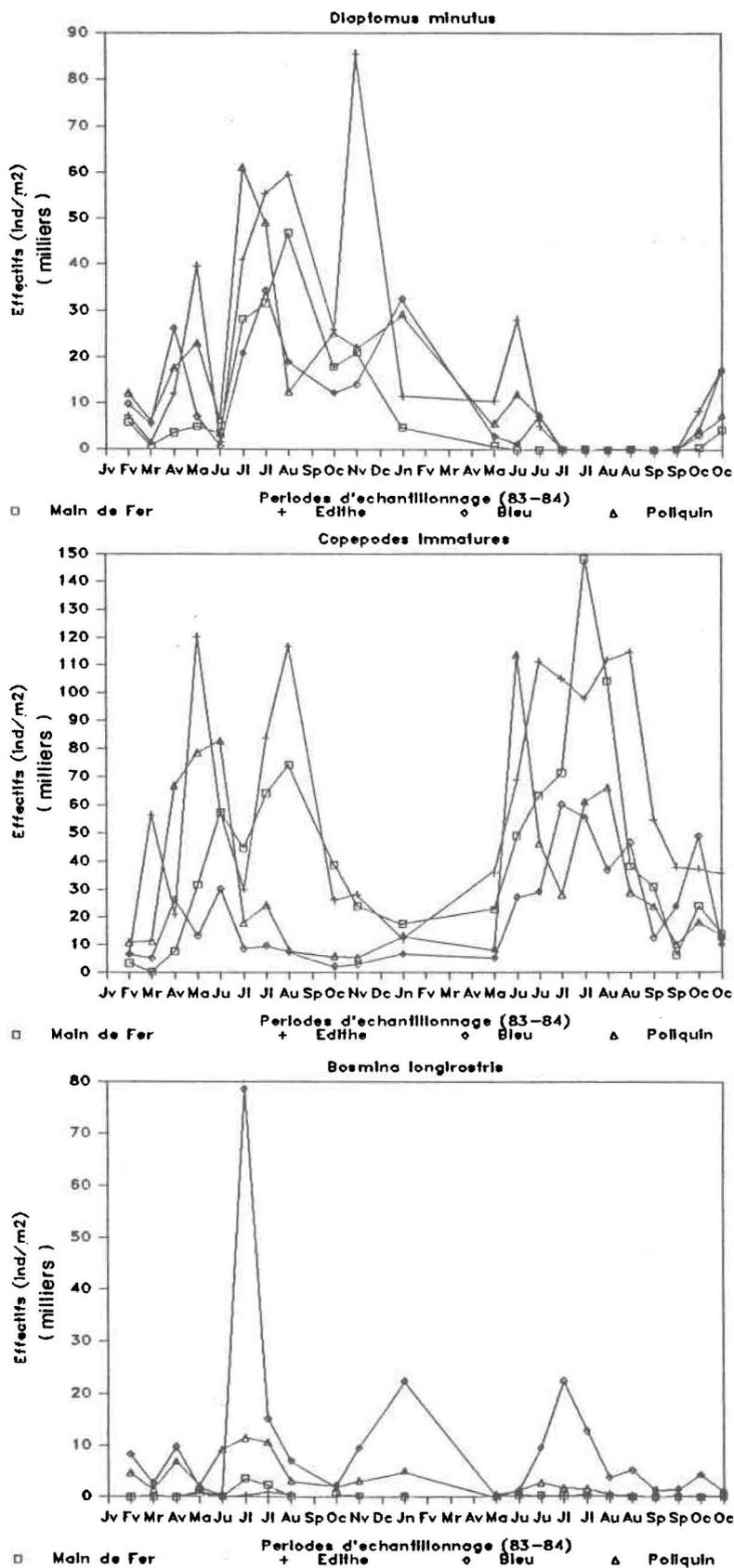
Ces phénomènes étant survenus dans nos quatre lacs de façon simultanée, nous croyons être en présence de facteurs communs ayant défavorisé le développement de M. edax et conséquemment ayant favorisé celui d'autres espèces.

3.5 Facteurs de la variabilité inter-annuelle

Pour dégager les facteurs pouvant expliquer la variabilité inter-annuelle observée, nous avons dans un premier temps tenté de corrélérer les données physico-chimiques disponibles avec la variation des communautés définie par l'analyse en composantes principales.

Seul le pH est négativement corrélé ($r = -0,36$; $\alpha \leq 0,01$) à l'axe I confirmant ainsi que les différences au niveau des taxocènes sont en partie attribuables au niveau d'acidité des lacs. Mis à part le pH épilimnétique et le contenu calorifique, les paramètres physico-chimiques demeurent relativement stables selon les données disponibles (Annexe A). La fréquence des échantillonnages physico-chimiques est cependant beaucoup

Figure III-10
EFFECTIFS DE D. MINUTUS, DU COPÉPODES ÎMMATURES ET DE B.LONGIROSTRIS

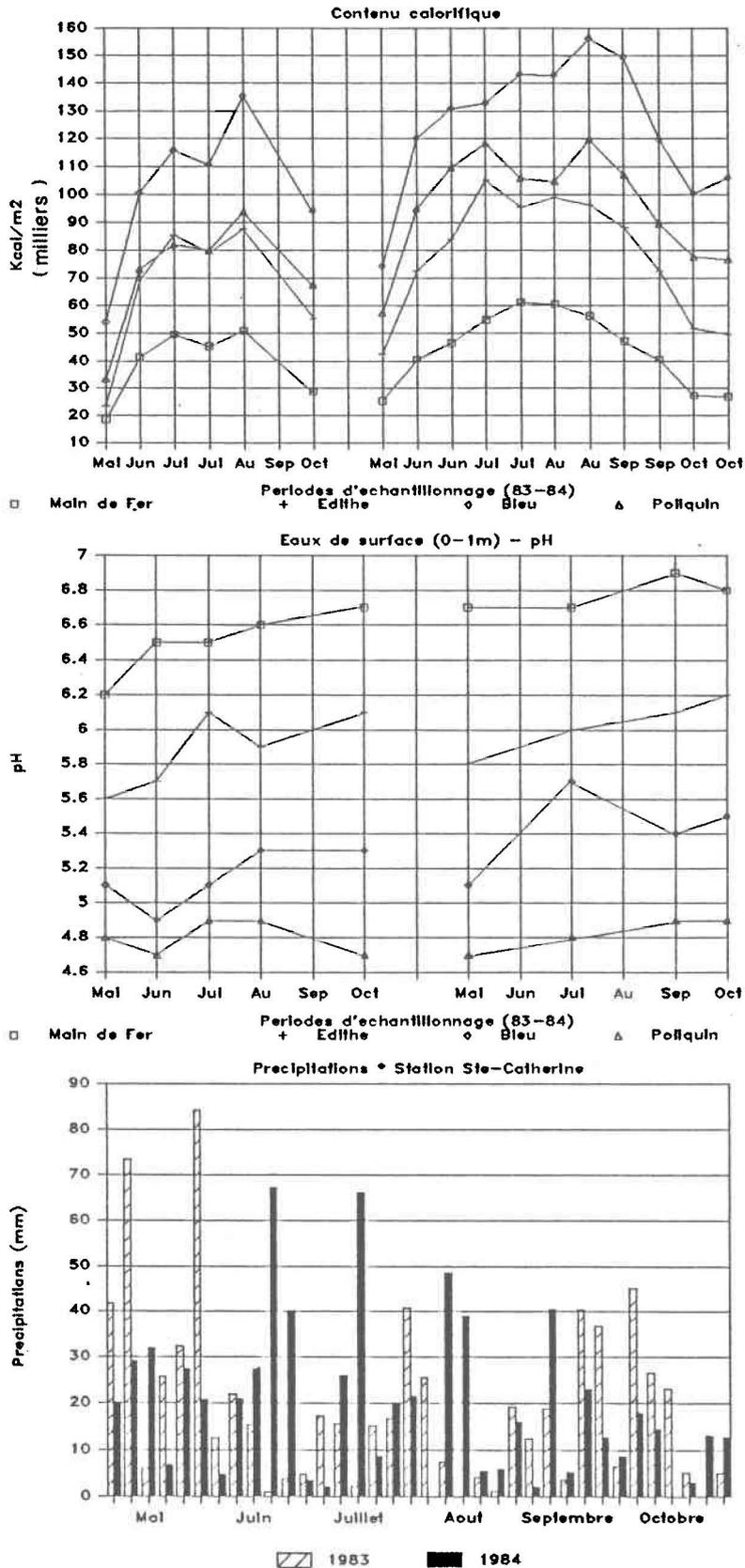


moins serrée que dans le cas du zooplancton ce qui diminue la possibilité d'établir des relations significatives. Nous ne pouvons donc qu'avancer des hypothèses quant aux causes possibles du déclin de M. edax en 1983.

L'hypothèse d'un choc acide printanier accompagné d'une hausse d'éléments métalliques plus marquée en 1983 qu'en 1984 ne peut être vérifiée compte tenu de l'insuffisance de données lors de la période printanière. D'après les données disponibles (Figure III-11) seul le lac Main de Fer semble présenter un pH printanier légèrement inférieur en 1983. D'autre part, les daphnies généralement considérées plus sensibles à l'acidité présentent des effectifs similaires entre les deux années.

Une autre hypothèse considérée serait un phénomène de diminution soudaine des effectifs de M. edax par une évacuation plus rapide des eaux épilimnétiques en 1983. Les précipitations ayant été plus abondantes en 1983 au mois de mai (Figure III-11), il se peut que cette espèce généralement considérée comme strictement eulimnétique ait vu ses effectifs diminuer sous un seuil critique en début de saison. Des phénomènes similaires ont déjà été observés (Brook et Woodward, 1956) dans le cas de petits lacs peu profonds en Écosse. Cependant, la répartition verticale de M. edax dans la colonne d'eau pourrait faire en sorte que les individus présents dans le métalimnion et l'hypolimnion puissent recoloniser les eaux épilimnétiques. Puisque le taux de reproduction r , ne semble pas être fonction de la taille chez les copépodes (Banse, 1982; Allen et Goulden, 1980), une croissance plus rapide des autres espèces ne peut pas non plus expliquer la disparition de M. edax.

Figure III-11
 CONTENU CALORIFIQUE, pH DES EAUX DE SURFACE DES QUATRES LACS
 ET PRÉCIPITATIONS



L'hypothèse la plus probable serait l'effet de la température ambiante sur le développement de M. edax. Les copépodes sont très sensibles aux variations de température (Borgman et al., 1979; Carter, 1974) quant à leur taux de développement ce qui peut même induire une diapause sous forme d'oeufs ou de nauplius chez M. edax (Watson et Smallman, 1971). Les différences enregistrées entre les deux années quant au contenu calorifique (Figure III-11) pourraient expliquer l'absence de M. edax durant la période estivale en 1983. Nos lacs se sont réchauffés plus lentement en 1983, ce qui a pu provoquer une diapause ou un délai dans le développement des stades immatures de M. edax; délai qui a été mis à profit par l'espèce compétitrice C. vernalis. Ceci suppose d'une part que C. vernalis ait un taux de développement supérieur à celui de M. edax à des températures inférieures et que d'autre part que C. vernalis exerce une certaine forme de compétition interspécifique envers les formes immatures de M. edax. Des expériences en laboratoire pourraient vérifier ces hypothèses.

CONCLUSION

CONCLUSION

L'objectif de cette étude était de vérifier l'importance relative des fluctuations temporelles dans la caractérisation des communautés de zooplancton eulimnétique de lacs présentant une gamme d'acidité et de tenter de cerner les causes de ces fluctuations.

Compte tenu des contraintes logistiques qu'impliquent un échantillonnage fréquent et l'identification des nombreux échantillons recueillis nous avons limité l'analyse à quatre lacs.

La première partie de l'interprétation basée sur une analyse descriptive, nous a permis de dégager quelques grandes tendances qui ont été confirmées par les méthodes d'analyse multivariée dans la seconde partie.

Quoique présentant des caractéristiques chimiques relativement différentes, la composition spécifique des communautés zooplanctoniques des quatre lacs est très similaire. Ceci confirme l'opinion généralement émise qu'il n'y aurait pas d'impact majeur sur la diversité des espèces zooplanctoniques jusqu'à pH 5. Même le lac Poliquin, dont les eaux sont continuellement à un pH inférieur à 5 (Figure III-11), ne subit pas d'appauvrissement marqué de son taxocène. L'hypothèse de l'effet tampon des eaux humiques envers la biodisponibilité des métaux dont la concentration augmente généralement avec l'acidité pourrait expliquer ce phénomène.

Tel qu'il fallait s'y attendre, l'effort de capture a d'importantes incidences sur le nombre d'espèces inventoriées. Les inventaires

effectués sur de larges échelles géographiques sont habituellement basés sur un échantillonnage ponctuel des lacs ce qui fait en sorte que les espèces peu fréquentes ou celles dont l'apparition dans la communauté est brève, peuvent échapper à ce type d'examen. De plus, l'apparition de ces espèces dans la colonne d'eau n'est pas nécessairement synchronisée, ajoutant ainsi à l'imprécision de la caractérisation des taxocènes. Même dans le cas d'espèces fréquentes tel M. edax, une année atypique telle qu'observée en 1983 dans le cas de nos lacs, peut fausser de telles études.

Ayant établi la ressemblance de la composition des taxocènes de nos quatre lacs, l'examen de la contribution relative des divers taxons nous permet de distinguer des différences qui tendent toutefois à être marquées par la variabilité temporelle tel que démontré par l'ACP.

Le nombre d'espèces dont la contribution aux effectifs totaux dépasse 1% est relativement faible. Huit espèces constituent l'essentiel des effectifs pour les lacs Bleu et Edithe, dix espèces pour le lac Poliquin et douze espèces pour le lac Main de Fer. Ainsi, même si la composition des taxocènes est similaire, l'aspect fonctionnel peut varier d'un lac à l'autre ainsi que de façon saisonnière à l'intérieur d'un même lac.

La communauté zooplanctonique du lac Bleu présente les caractéristiques généralement reconnues pour les lacs acides du nord-est de l'Amérique: taxocène peu diversifié, dominance de petits herbivores, taille réduite des espèces dominantes et faible biomasse totale. Malgré les différences observées entre les deux années d'échantillonnage, le lac Bleu se distingue nettement parmi nos quatre lacs à l'étude.

Tout en étant plus acide que le lac Bleu, le lac Poliquin présente une communauté zooplanctonique davantage similaire aux lacs Edithe considéré comme moyennement acide et au lac Main de Fer considéré peu acide. La composition des effectifs moyens dans le lac Poliquin en 1984 comparée à celles des effectifs moyens du lac Main de Fer en 1983 pourrait même porter à croire que le lac Main de Fer est davantage acide.

Tout en reconnaissant la validité de l'approche taxonomique dans l'analyse des communautés limnétiques de zooplancton, Sprules (1980) note que le flux d'énergie dans les écosystèmes lacustres est mieux caractérisé par la taille des organismes que par leur statut économique.

En utilisant cette approche, mais en considérant les biomasses plutôt que les effectifs, nous croyons que l'image obtenue est davantage représentative de l'aspect fonctionnel de ces communautés. En effet, dans le calcul des contributions relatives des taxons, les copépodes immatures qui n'ont pas le même statut trophique que leur forme adulte, masquent par leur grande abondance les autres catégories trophiques. La contribution relative des catégories trophiques à la biomasse moyenne nous permet de constater que l'importance relative des petits herbivores mis en évidence dans le cas du lac Bleu comparé aux autres lacs n'est qu'apparente puisque dans ces autres lacs, l'importance relative des copépodes immatures augmente ce qui fait en sorte que la contribution relative de cette catégorie trophique est similaire d'un lac à l'autre malgré de légères fluctuations annuelles. Ce qui distingue le lac Bleu des autres lacs est la faible représentation des herbivores de taille supérieure soit les cladocères. La

composition trophique du lac Poliquin ressemble encore davantage aux lacs Main de fer et Edithe, moins acides.

Si l'on considère la biomasse totale, le lac Bleu se distingue encore par une biomasse nettement inférieure aux autres lacs. Malgré les fluctuations annuelles de la composition relative des taxocènes, la biomasse n'a que peu varié entre les deux années. Elle est légèrement supérieure pour les quatre lacs en 1983 compte tenu du fait que la prédation était moins intense lors de cette année. Dans le cas des lacs acides, des variations annuelles de biomasse de l'ordre de 300% ont déjà été rapportées (NRCC, 1981) ce qui est largement supérieur à nos observations (63-69%).

Afin de déceler les périodes critiques ayant contribué aux différences observées nous avons utilisé une méthode d'ordination: l'analyse en composantes principales. Une telle approche avait également pour objectif de déterminer quelles sont les périodes d'échantillonnage les plus appropriées pour obtenir une image représentative de la communauté zooplanctonique avec un nombre réduit de prélèvements. Il s'avère que si l'on ne considère que les espèces dont les effectifs sont relativement importants, le prélèvement d'échantillons trimestriels tel que proposé par Sprules (1977) pourrait s'avérer suffisant. Si l'on désire caractériser les communautés avec toutes les espèces présentes on devra d'une part effectuer un échantillonnage beaucoup plus fréquent et d'autre part il faudra éviter d'utiliser l'analyse en composantes principales si l'on désire définir les associations en termes de co-occurrence car une matrice comportant de nombreux double zéros fausse ce type d'analyse (Legendre et Legendre, 1979).

Malgré le nombre limité de lacs dans notre étude, nous avons constaté une différence marquée entre les lacs acides Bleu et Poliquin. Les eaux humiques du lac Poliquin semblent conférer un statut particulier à ce genre de lac en ce qui concerne leur communauté zooplanctonique. Le rôle des ligands organiques (Stumm et Morgan, 1981) pourrait s'avérer déterminant dans la biodisponibilité de certains métaux permettant à certaines espèces zooplanctoniques de se développer à des niveaux supérieurs d'acidité que ceux qui leur sont habituellement attribués.

Cette étude confirme que lorsque la variabilité temporelle est élevée, l'emploi des méthodes multivariées n'est pas l'outil de choix. En effet, les relations temporelles inter-spécifiques qui gouvernent les abondances futures sont masquées. L'analyse considère que chaque échantillon est un prélèvement au hasard, alors qu'en réalité l'abondance à une date donnée est reliée à la date précédente. Puisque l'effort d'analyse par échantillon est élevé, les séries de temps sont courtes et il est difficile d'extraire des tendances sans introduire un biais. On peut donc retenir deux approches statistiques au problème: la première consiste à analyser soigneusement les abondances en fonction du temps en employant (si les échantillons sont répliqués) au besoin une Analyse de la Variance pour étudier, à des dates précises, les différences entre les lacs. La deuxième consisterait à échantillonner plusieurs lacs à la même date pour ensuite effectuer une analyse multivariée. Cependant, dans les deux cas précédents, il faudrait essayer de relier la structure biologique aux conditions physico-chimiques antérieures, plutôt que actuelles.

Compte tenu de l'insuffisance des données physico-chimiques de même que de certaines connaissances sur la biologie de M. edax, il nous a été impossible de cerner les facteurs responsables du phénomène de variabilité inter-annuelle observé. Le rôle clé que semble jouer cette espèce dans la structuration de la communauté justifierait une étude des mécanismes de régularisation des effectifs de cette espèce et des interactions qu'elle entretient avec d'autres espèces telles que C. scutifer et C. vernalis.

BIBLIOGRAPHIE

BIBLIOGRAPHIE

Allan, J.D. and C.E. Goulden, 1980.

Some aspects of reproductive variation among freshwater zooplankton.
In: W.C. Kerfoot [ed.], Evolution and ecology of zooplankton communities, University Press of New England, New Hampshire, 793 p.

APHA-AWWA-WOCF, 1980.

Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 15th. ed.
American Public Health Association, 1134 p. Washington, D.C.

Banse, K. 1982.

Mass-scaled rates of respiration and intrinsic growth in very small invertebrates. Mar. Ecol. Prog. Ser., 9: 281-297.

Beaudoin, M.F. and P. Scoppa, 1974.

Acute toxicity of various metals to freshwater zooplankton. Bull. Envir. Cont. Toxicol., 12(6): 745-751.

Bible, J.L. 1972.

An analysis of the zooplankton community in an acid polluted reservoir. Proc. W. Va. Acad. Sci., 44: 32-39.

Bobée, B., M. Lachance, J. Haemmerli, A. Tessier, J.Y. Charette et J. Kramer. 1983.

Évaluation de la sensibilité de l'acidification des lacs au Québec et incidences sur le réseau d'acquisition de données. Rapport scientifique #157 pour Environnement Canada. INRS-EAU, 198 p., 4 annexes, 1 appendice.

Borgman, U., C. Loveridge and R. Cove. 1979.

A rapid method for the estimation of, and some factors affecting, copepod production rates in the Burlington Canal. J. Fish. Res. Bd. Can., 36: 1256-1264.

Brook, A.J. and W.B. Woodward. 1956.

Some observations on the effects of water inflow and outflow on the plankton of small lakes. J. Animal. Ecol., 25: 22-35.

Carignan, A. 1985.

Géochimie et géochronologie sédimentaire récente de quatre lacs des Laurentides. Direction des relevés aquatiques, Ministère de l'Environnement du Québec, 52 p.

Carter, J.C.H., W.D. Taylor, R. Chengalath and D.A. Scruton. 1986.

Limnetic zooplankton assemblages in Atlantic Canada with reference to acidification. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 43(2): 444-456.

Carter, J.C.H., M.J. Dadswell, J.C. Roff and W.G. Sprules. 1980.

Distribution and zoogeography of planktonic crustaceans and dipterans in glaciated eastern North America. *Can. J. Zool.* 58: 1355-1387.

Carter, J.C.H. 1974.

Life cycles of three limnetic copepods in a beaver pond. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 31: 421-434.

Confer, J.L. 1971.

Intrazooplankton predation by Mesocyclops edax at natural prey densities. *Limnol. Oceanogr.*, 16: 663-666.

Confer, J.L., T. Kaaret and G.E. Likens. 1983.

Zooplankton diversity and biomass in recently acidified lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 1, 40: 36-42.

Dillon, P.J. N.D. Yan, W.A. Scheider and N. Conroy. 1979.

Acidic lakes in Ontario, Canada: Characterization, extent and responses to base and nutrient additions. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebn. Limnol.*, 13: 317-336.

Dodson, S.I. 1979.

Body size patterns in arctic and temperate zooplankton. *Limnol. Oceanogr.*, 15: 131-137.

Dupont, J. 1985.

Étude de la variabilité spatiale et temporelle de la physico-chimie de 14 lacs de la région de Portneuf pour la période 1982-1983. Direction des relevés aquatiques, Ministère de l'Environnement du Québec.

Dupont, J. 1984a.

Nature et étendue de l'acidification de 64 lacs de la région de Rouyn-Noranda. Service de la qualité des eaux, Ministère de l'Environnement du Québec, publication #PA-9, 127p.

Dupont, J. 1984b.

Nature et étendue de l'acidification de 97 lacs de la région de Portneuf. Service de la qualité des eaux, Ministère de l'Environnement du Québec, publication #PA-10, 113 p.

Dupont, J. 1984c.

Étude de la physico-chimie de 22 lacs du Parc de LaVérendrye en rapport avec le processus d'acidification des eaux lacustres. Service de la qualité des eaux, Ministère de l'Environnement du Québec, publication #PA-13, 74 p.

Environnement Canada. 1981.

Sensibilité des écosystèmes aquatiques aux effets des retombées des polluants atmosphériques du Québec. Direction Générale des eaux intérieures, région du Québec, étude #118, Séries scientifiques, 46 p.

Eriksson, M.O.G., L. Henrikson, B.I. Nilsson, G. Nyman, H.G. Oscarson and A.E. Stenson. 1980.

Predator-prey relations important for the biotic changes in acidified lakes. *Ambio*, 9(5): 248-249.

Frontier, S. 1972.

Calcul de l'erreur sur un comptage de zooplancton. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 8: 121-132.

George, D.G. and G.P. Harris. 1985.

The effect of climate on long term changes in the crustacean zooplankton biomass of lake Windermere, U.K. *Nature*, 316: 536-539.

Goff, F.G. and P.H. Zedler. 1972.

Derivation of species succession vectors. *Am. Midl. Nat.*, 87: 397-412.

Haines, T.D. 1981.

Acid precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: a review. *Trans. Amer. Fish. Soc.*, 110: 669-707.

Haney, J.F. and D.J. Hall. 1973.

Sugar-coated *Daphnia*: a preservation technique for Cladocera. *Limnol. Oceanogr.*, 18: 331-333.

Havas, M., T.C. Hutchinson and G.E. Likens. 1984.

Effect of low pH on sodium regulation in two species of *Daphnia*. *Can. J. Zool.*, 62: 1965-1970.

Henrikson, L., H.G. Oscarson and J.A.E. Stenson. 1980.

Does the change of predator system contribute to the biotic development in acidified lakes? In: D. Drabbos and A. Tollan, eds. "Ecological Impact of Acid Precipitation". p. 316. SNSF Project, Oslo, Norway.

Hillbricht-Ilkowska, A. 1977.

Trophic relations and energy flow in pelagic plankton. National Science Library., Pol. Ecol. Stud., 3: 3-98.

Hrbacek, J. 1962.

Species composition and the amount of zooplankton in relation to the fish stock. Rozpr., C.S.A.V. roda M.D.V., 72-10: 1-14.

Jambu, M. et M.O. Lebeaux. 1983.

Cluster analysis and data analysis. North-Holland Pub. Co., N.Y., 898 p.

Janicki, A. and J. DeCosta. 1979.

A multivariate analysis of the crustacean plankton community of an acid reservoir. Arch. Hydrobiol., 85: 465-481.

Jones, H.G., M. Ouellet and A.F. Brakke. 1980.

The evolution of acidity in surface waters of Laurentide Park (Québec, Canada) over a period of 40 years. In Proc. Int. Conf. Ecol. Impact Acid Precip., Edited by D. Drablos and A. Tollan, Scandefjord, Norway, p. 226-227.

Kerfoot, W.C. and W.R. Demott. 1980.

Fondations for evaluating community interactions: the use of enclosures to investigate coexistence of *Daphnia* and *Bosmina*, p. 775-741. In: Evolution and ecology of zooplankton communities, W.C. Kerfoot ed. Special Symposium, Vol. 3, Am. Soc. Limn. Ocean., University Press of New-England, Hanover, 793 p.

Lalancette, L.M. 1977.

Feeding in white suckers (*Catostomus commersoni*) from Gamelin Lake, (Québec), over a twelve month period. *Naturaliste Can.*, 104: 369-376.

Langlois, C., Y. Vigneault, L. Désilets, A. Nadeau et M. Lachance. 1983.

Évaluation des effets de l'acidification sur la physico-chimie et la biologie des lacs du bouclier canadien (Québec). Direction de la recherche sur les pêches, Pêches et Océans Canada, Rapport technique canadien des sciences halieutiques et aquatiques, #1233, 129 p.

Lebart, L., A. Morineau et N. Tabard. 1977.

Techniques de la description statistique - Méthodes et logiciels pour l'analyse de grands tableaux. Dunod, Paris, 361 p.

Legendre, L. et P. Legendre. 1979.

Écologie numérique (Tome 2): La structure des données écologiques. Masson et les Presses de l'Université du Québec, 247 p.

Leivestad, H., G. Hendrey, I.P. Muniz and E. Snekvik. 1976.

Effects of acid precipitation on freshwater organisms. In: F.H. Braekke ed., Impact of acid precipitation on forest and freshwater ecosystems in Norway, p. 87-111.

Lynch, M. 1979.

Predation, competition and zooplankton community structure: An experimental study. *Limnol. Oceanogr.* 24(2): 253-272.

Magnan, P. et G.J. Fitzgerald. 1982.

Ressource partitioning between brook trout, Salvelinus fontinalis. Mitchill, and creek chub, Semotilus atromaculatus Mitchill, in selected oligotrophic lakes of southern Quebec. *Can. J. Zool.*, 60: 1612-1617.

Magnin, E. 1977.

Écologie des eaux douces du territoire de la baie James. Société d'énergie de la baie James, Montréal, p. 165-238.

Makarewicz, J.C. 1985.

An ecosystem approach to aquatic ecology. Edited by G.E. Likens, p. 192-204, Springer-Verlag, N.Y., 516 p.

Malley, D.F., D.L. Findlay and P.S.S. Chang. 1982.

Ecological effects of acid precipitations on zooplankton. In: D'Itri, F. [ed.], Acid precipitation: effects on ecological systems. Ann Arbor Sciences, p. 297-327.

Margaritora, F.G., E. Magnin et B. Pinel-Alloul. 1975.

Les Cladocères littoraux de trois lacs des Laurentides à St-Hippolyte (Québec). Can. J. Zool., 53: 1898-1906.

Neill, W.E. and A. Peacock. 1980.

Breaking the bottleneck: Interactions of invertebrate predators and nutrient in oligotrophic lakes. p. 715-724, In: W.C. Kerfoot ed., Evolution and ecology of zooplankton communities, University Press of New-England, N.H., 793 p.

Nie, N.H., C.H. Hull, J.G. Jenkins, K. Steinbrenner and D.H. Bent. 1975.

Statistical package for the social sciences. 2nd ed. McGraw-Hill Book Co., N.Y., 675 p.

NRCC. 1981.

Acidification in the canadian aquatic environment. NRCC #18475, National Research Council of Canada, Ottawa, 369 p.

Pennak, R.W. 1953.

Freshwater invertebrates of the United States. Ronald Press Co., N.Y., 769 p.

Peterson, R.H. and D.J. Martin-Robichaud. 1982.

Food Habits of fishes in ten New Brunswick lakes. Can. Tech. Rep. Fish. Aquat. Sci., #1094, 43 p.

Pinel-Alloul, B., P. Legendre et E. Magnin. 1979.

Zooplancton limnétique de 46 lacs et 17 rivières du territoire de la baie James. Can. J. Zooll., 57: 1693-1709.

Pope, G.F. 1973.

Variations in the zooplankton communities of lakes of the Matamek River system related to fish. Ph.D. thesis, University of Waterloo, Waterloo, 143 p.

Pope, G.F., J.C.H. Carter and G. Power. 1973.

The influence of fish on the distribution of *Chaoborus* spp. (Diptera) and the density of larvae in the Matamek River system, (Québec), Trans. Amer. Fish. Soc., 102: 707-714.

Raddum, G.G., A. Hobaek, E.R. Lomsland and T. Johnson. 1980.

Phytoplankton and zooplankton in acidified lakes in southern Norway. In: D. Drablos and A. Tollan [eds.], Ecological impact of acid precipitation, pp. 332-333.

Richard, Y. 1985.

Influence du niveau d'acidité des milieux lacustres sur la faune ichtyologique de la région de Portneuf. Direction des relevés aquatiques, Ministère de l'Environnement du Québec, publication #PA-15, 197 p.

Roff, J.C., W.G. Sprules, J.C.H. Carter and M.J. Dadswell. 1981.

The structure of crustacean zooplankton communities in glaciated eastern North America. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 38: 1428-1437.

Roff, J. and R. Kwiatkowski. 1977.

Zooplankton and zoobenthos communities of selected northern Ontario lakes of different acidities. *Can. J. Zool.*, 55: 899-911.

Sokal, R.R. and F.J. Rohlf. 1969.

Biometry, the principles and practice of statistics in biological research. W.H. Freeman Co., San-Francisco, 776 p.

Sprules, W.G. 1980.

Zoogeographic patterns in the size structure of zooplankton communities, with possible applications to lake ecosystem modeling and management. In: Kerfoot, W.C. [ed.], *Evolution and ecology of zooplankton communities*, *Am. Soc. Limnol. Oceanogr.*, 3: 642-656.

Sprules, W.G. 1977.

Crustacean zooplankton communities as indicators of limnological conditions: an approach using principal component analysis. *J. Fish. Res. Board Can.*, 34: 962-975.

Sprules, W.G. 1975.

Midsummer crustacean zooplankton communities in acid-stressed lakes. *J. Fish. Res. Board Can.*, 32: 389-395.

Stumm, W. and J.J. Morgan. 1981.

Aquatic chemistry (2nd ed) John Wiley et Sons, N.Y., 780 p.

Tousignant, L. 1982.

Le pH comme facteur affectant la structure des communautés de crustacés zooplanctoniques limnétiques dans 158 lacs du Québec. Direction des laboratoires, Ministère de l'Environnement du Québec, Rapport DL-1, 18 p.

Von Ende, C.N. 1979.

Fish predation, and the distribution of two Chaoborus species. Ecology, 60: 119-128.

Ward, H.B. and G.C. Whipple. 1959.

Freshwater biology (2nd ed) John Wiley et Sons, N.Y., 1248 p.

Watson, N.H.F. and B.N. Smallman. 1971.

The role of photoperiod and temperature in the induction and termination of on arrested development in two species of freshwater cyclopoid copepods. Can. J. Zool. 49: 855-862.

Wetzel, R.G. 1983.

Limnology (2nd ed.). Saunders College Publishing, Philadelphia, 767 p.

Wetzel, R.G. and G.E. Likens. 1979.

Limnological analysis. W.B. Saunders Co., Philadelphia, 349 p.

Williamson, C.E. 1980.

The predatory behavior of Mesocyclops edax: Predator preferences, prey defenses and starvation-induced changes. *Limnol. Oceanogr.*, 25: 352-356.

Yan, N.D. and R. Strus. 1980.

Crustacean zooplankton communities of acidic metal-contaminated lakes near Sudbury, Ontario. *Can. J. Fish. Aqua. Sci.*, 37: 2282-2293.

Yan, N.D., C.J. Lafrance and G.G. Hitchin. 1982.

Planktonic fluctuations in a fertilized acidic lake: the role of invertebrate predators. In: R.E. Johnson [ed.], *Acid rain Fisheries Proc. of Internat. Symp. Acidic. Precipitation and fishery impact in northeastern North America.*, Amer. Fish. Soc., Bethesda, Maryland, 357 p.

Yan, N.D., R.W. Nero, W. Keller and P.C. Lasenby. 1985.

Are Chaoborus larvae more abundant in acidified lakes in Central Canada? *Holarctic Ecology*, p. 93-99.

Zar, J.H. 1974.

Biostatistical analysis. Prentice-Hall Inc., N.J., 620 p.

ANNEXE A

DONNÉES PHYSICO-CHIMIQUES DE LA QUALITÉ DES EAUX

| Lac Bleu | 16/5/83 | 14/6/83 | 7/7/83 | 27/7/83 | 18/8/83 | 18/10/83 | 14/5/84 | 5/6/84 | 20/6/84 | 9/7/84 | 24/7/84 | 8/8/84 | 22/8/84 | 11/9/84 | 25/9/84 | 10/10/84 | 29/10/84 |
|-----------------------|---------|---------|--------|---------|---------|----------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|----------|----------|
| pH | 5.1 | 4.9 | 5.0 | 5.1 | 5.3 | 5.3 | 5.1 | nd | nd | 5.9 | nd | nd | nd | 5.4 | nd | nd | 5.5 |
| Alcalinite (mg/l) | 0.9 | 0.1 | 0.3 | 0.2 | 0.2 | 0.3 | <0.1 | nd | nd | 0.3 | nd | nd | nd | 0.1 | nd | nd | 0.3 |
| Aluminium (mg/l) | 0.23 | 0.35 | 0.34 | 0.32 | 0.21 | 0.16 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Conductivite (umhos) | 20.8 | 20.0 | 21.0 | 18.5 | 17.9 | 20.0 | 20.0 | nd | nd | 18.3 | nd | nd | nd | 17.8 | nd | nd | 18.0 |
| Sulfates (mg/l) | 4.5 | 3.5 | 4.5 | 4.0 | 5.5 | 5.0 | 4.5 | nd | nd | 5.0 | nd | nd | nd | 4.5 | nd | nd | 5.5 |
| Phosphore tot. (mg/l) | 0.007 | <0.007 | 0.007 | <0.007 | <0.007 | 0.017 | 0.01 | nd | nd | 0.03 | nd | nd | nd | <0.01 | nd | nd | nd |
| Transparence (m) | 3.5 | 2.5 | 3.0 | 4.0 | 2.5 | 4.0 | 3.0 | nd | nd | 4.0 | nd | nd | nd | 4.0 | nd | nd | nd |
| Chlorophylle a (ug/l) | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 13.5 | 17.1 | 26.1 | 22.5 | 29.7 | 34.2 | 21.2 | 21.6 | 8.5 | 3.2 | 26.6 |

| Lac Poliquin | 16/5/83 | 14/6/83 | 7/7/83 | 27/7/83 | 18/8/83 | 18/10/83 | 14/5/84 | 5/6/84 | 20/6/84 | 9/7/84 | 24/7/84 | 8/8/84 | 22/8/84 | 11/9/84 | 25/9/84 | 10/10/84 | 29/10/84 |
|-----------------------|---------|---------|--------|---------|---------|----------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|----------|----------|
| pH | 4.8 | 4.7 | 4.7 | 4.9 | 4.9 | 4.7 | 4.7 | nd | nd | 4.8 | nd | nd | nd | 4.9 | nd | nd | 4.9 |
| Alcalinite (mg/l) | <0.1 | <0.1 | <0.1 | <0.1 | <0.1 | <0.1 | <0.1 | nd | nd | <0.1 | nd | nd | nd | <0.1 | nd | nd | <0.1 |
| Aluminium (mg/l) | 0.37 | 0.42 | 0.37 | 0.34 | 0.34 | 0.29 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Conductivite (umhos) | 22.0 | 21.0 | 21.2 | 19.5 | 20.0 | 21.5 | 22.9 | nd | nd | 21.5 | nd | nd | nd | 19.7 | nd | nd | 21.2 |
| Sulfates (mg/l) | 4.0 | 3.0 | 3.5 | 3.5 | 4.0 | 4.5 | 5.0 | nd | nd | 5.0 | nd | nd | nd | 5.0 | nd | nd | 4.5 |
| Phosphore tot. (mg/l) | 0.007 | 0.007 | 0.013 | <0.007 | <0.007 | <0.007 | 0.013 | nd | nd | <0.007 | nd | nd | nd | <0.01 | nd | nd | <0.01 |
| Transparence (m) | 2.0 | 1.5 | 2.0 | 2.5 | 2.5 | 2.5 | 2.0 | nd | nd | 2.0 | nd | nd | nd | 3.0 | nd | nd | 2.5 |
| Chlorophylle a (ug/l) | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 9.0 | nd | 12.2 | 18.9 | 13.1 | 7.2 | 6.2 | 8.6 | 2.4 | 0.9 | 8.0 |

| Lac Edithe | 16/5/83 | 14/6/83 | 7/7/83 | 27/7/83 | 18/8/83 | 18/10/83 | 14/5/84 | 5/6/84 | 20/6/84 | 9/7/84 | 24/7/84 | 8/8/84 | 22/8/84 | 11/9/84 | 25/9/84 | 10/10/84 | 29/10/84 |
|-----------------------|---------|---------|--------|---------|---------|----------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|----------|----------|
| pH | 5.6 | 5.7 | 5.9 | 6.1 | 5.9 | 6.1 | 5.8 | nd | nd | 6.0 | nd | nd | nd | 6.1 | nd | nd | 6.2 |
| Alcalinite (mg/l) | 1.1 | 0.4 | 1.0 | 1.0 | 1.2 | 1.4 | 0.2 | nd | nd | 0.7 | nd | nd | nd | 1.0 | nd | nd | 1.2 |
| Aluminium (mg/l) | 0.09 | 0.13 | 0.12 | 0.18 | 0.11 | 0.05 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Conductivite (umhos) | 15.5 | 14.0 | 15.1 | 15.0 | 14.8 | 15.0 | 14.8 | nd | nd | 15.1 | nd | nd | nd | 14.3 | nd | nd | 15.2 |
| Sulfates (mg/l) | 2.5 | 3.5 | 3.0 | 3.5 | 3.5 | 3.5 | 4.5 | nd | nd | 4.0 | nd | nd | nd | 4.0 | nd | nd | 4.0 |
| Phosphore tot. (mg/l) | <0.007 | <0.007 | 0.013 | 0.007 | <0.007 | <0.007 | <0.007 | nd | nd | <0.007 | nd | nd | nd | <0.01 | nd | nd | <0.01 |
| Transparence (m) | 3.0 | 4.5 | 5.5 | 4.7 | 5.0 | 5.5 | 3.5 | nd | nd | 4.0 | nd | nd | nd | 5.5 | nd | nd | 5.0 |
| Chlorophylle a (ug/l) | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 18.0 | 20.7 | 18.0 | 18.0 | 35.1 | 22.1 | 14.4 | 19.5 | 4.5 | 0.9 | 12.7 |

| Lac Main de Fer | 16/5/83 | 14/6/83 | 7/7/83 | 27/7/83 | 18/8/83 | 18/10/83 | 14/5/84 | 5/6/84 | 20/6/84 | 9/7/84 | 24/7/84 | 8/8/84 | 22/8/84 | 11/9/84 | 25/9/84 | 10/10/84 | 29/10/84 |
|-----------------------|---------|---------|--------|---------|---------|----------|---------|--------|---------|--------|---------|--------|---------|---------|---------|----------|----------|
| pH | 6.2 | 6.5 | 6.5 | 6.5 | 6.6 | 6.7 | 6.7 | nd | nd | 6.7 | nd | nd | nd | 6.9 | nd | nd | 6.8 |
| Alcalinite (mg/l) | 3.9 | 3.4 | 3.8 | 3.9 | 4.2 | 4.9 | 4.6 | nd | nd | 4.8 | nd | nd | nd | 5.2 | nd | nd | 6.1 |
| Aluminium (mg/l) | 0.07 | 0.06 | 0.04 | nd | 0.03 | <0.02 | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd | nd |
| Conductivite (umhos) | 21.8 | 19.0 | 23.6 | 21.0 | 22.0 | 23.0 | 23.0 | nd | nd | 24.0 | nd | nd | nd | 23.5 | nd | nd | 25.2 |
| Sulfates (mg/l) | 3.0 | 3.5 | 3.5 | 3.5 | 4.5 | 3.5 | 5.0 | nd | nd | 5.5 | nd | nd | nd | 3.5 | nd | nd | 4.5 |
| Phosphore tot. (mg/l) | <0.007 | 0.007 | <0.007 | <0.007 | <0.007 | 0.007 | 0.013 | nd | nd | <0.007 | nd | nd | nd | <0.01 | nd | nd | <0.007 |
| Transparence (m) | 3.0 | 3.0 | 3.2 | 4.0 | 3.5 | 3.0 | 3.5 | nd | nd | 3.5 | nd | nd | nd | 4.0 | nd | nd | 4.0 |
| Chlorophylle a (ug/l) | nd | nd | nd | nd | nd | nd | 34.2 | 28.8 | 26.6 | 25.2 | 28.8 | 30.6 | 37.8 | 38.4 | 14.3 | 2.5 | 26.7 |

ANNEXE B

DONNÉES DU DÉNOMBREMENT DU ZOOPLANCTON

| Lac Bleu | (ind./m2) | 30/9/82 | 10/11/82 | 22/2/83 | 28/3/83 | 13/4/83 | 16/5/83 | 14/6/83 | 7/7/83 | 27/7/83 | 17/8/83 | 18/10/83 | 14/11/83 | 9/1/84 | 14/5/84 | 5/6/84 | 20/6/84 | 9/7/84 | 24/7/84 | 8/8/84 | 22/8/84 | 6/9/84 | 25/9/84 | 10/10/84 | 25/10/84 | | |
|-------------------------------------|-----------|---------|----------|---------|---------|----------|---------|---------|---------|----------|----------|----------|----------|---------|---------|----------|---------|----------|----------|---------|---------|---------|---------|----------|----------|-----|--|
| CLADOCERES | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ===== | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bosmina longirostris</i> | | 2667.0 | 2520.2 | 8330.2 | 2633.9 | 9715.2 | 1887.6 | 282.1 | 78532.5 | 15126.2 | 7058.8 | 2197.0 | 9502.0 | 22270.0 | 127.3 | 1229.2 | 9546.3 | 22355.6 | 12668.4 | 3693.7 | 5168.7 | 1285.7 | 1432.2 | 4326.2 | 1060.9 | | |
| <i>Chydorus gibbus</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 70.2 | 0.0 | |
| <i>Daphnia catamba & pulex</i> | | 421.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 87.8 | 518.0 | 493.9 | 149.3 | 181.0 | 276.0 | 129.0 | 0.0 | 33.7 | 542.1 | 710.8 | 605.9 | 1431.2 | 1209.2 | 477.1 | 1443.8 | 2462.6 | 1031.6 | | |
| <i>Daphnia longiremis</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 25.1 | 79.4 | 160.5 | 29.0 | 1.0 | 38.4 | 3.2 | | |
| <i>Daphnia galeata mendotae</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| <i>Daphnia dubia</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 75.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2047.9 | 842.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 304.6 | 2150.0 | 451.3 | 85.6 | 42.3 | 60.6 | 0.0 | 0.0 | | |
| <i>Holopedium gibberum</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 43.0 | 35.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 10.0 | 0.0 | 6.3 | 0.0 | 12.6 | 6.3 | 43.9 | 0.0 | |
| <i>Leptodora kindtii</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 4.9 | 2.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | |
| <i>Parophryoxus tubulatus</i> | | 140.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 56.0 | 0.0 | 200.8 | 105.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| <i>Polyphemus pediculus</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 526.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | |
| <i>Cladoceres imm.</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2309.0 | 0.0 | 0.0 | 987.5 | 614.2 | 298.8 | 394.7 | 338.7 | 78.7 | 128.4 | 307.9 | 37.4 | | |
| COPEPODES | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ===== | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Copepodes imm.</i> | | 6080.0 | 2918.4 | 6692.6 | 5223.9 | 26361.9 | 13336.3 | 30169.0 | 8586.5 | 9585.1 | 7427.5 | 2102.0 | 2912.0 | 6634.0 | 5251.8 | 27154.0 | 29140.2 | 59961.5 | 55467.8 | 36909.1 | 46767.6 | 12626.5 | 24016.1 | 48859.7 | 10113.8 | | |
| Calanoides | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Diaptomus minutus</i> | | 23090.3 | 8062.8 | 9754.2 | 5531.2 | 26219.6 | 7023.7 | 683.7 | 20895.5 | 34314.1 | 18949.7 | 12302.0 | 14103.0 | 32582.0 | 2939.0 | 1227.6 | 7325.2 | 194.9 | 0.0 | 190.0 | 32.0 | 23.4 | 10.4 | 3184.2 | 7130.0 | | |
| <i>Diaptomus spatulocrenatus</i> | | 280.7 | 17.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 298.5 | 200.8 | 263.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 101.6 | 97.5 | 145.2 | 214.0 | 67.3 | 78.4 | 58.5 | 66.0 | | | |
| <i>Epischura lacustris</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | | |
| Cyclopoides | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cyclops scutifer</i> | | 8141.3 | 2990.7 | 2776.8 | 790.2 | 15883.6 | 12653.6 | 1956.8 | 4240.6 | 3511.8 | 2528.5 | 4661.0 | 5126.0 | 0.0 | 1849.1 | 5335.7 | 2291.9 | 5080.4 | 1561.6 | 2352.9 | 6414.8 | 1681.4 | 1484.4 | 3373.8 | 1768.2 | | |
| <i>Cyclops vernalis</i> | | 561.5 | 644.3 | 1281.6 | 263.4 | 183.0 | 921.8 | 162.4 | 720.0 | 768.3 | 105.4 | 69.0 | 414.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 287.6 | 470.7 | 0.0 | 0.0 | 12.6 | 62.7 | 179.2 | 94.2 | | |
| <i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 65.8 | 3.5 | | |
| <i>Mesocyclops edax</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 104.0 | 2731.0 | 113.1 | 69.9 | 203.3 | 1458.7 | 2049.8 | 3905.5 | 2233.0 | 1567.0 | 1735.2 | 1228.5 | 1242.0 | | |
| <i>Orthocyclops modestus</i> | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 189.2 | 2030.0 | 915.2 | 73.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 30.2 | 0.0 | | |
| ROTIFERES | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 41860.8 | 27003.4 | 56630.0 | 25812.1 | 105816.8 | 38410.8 | 12348.5 | 81260.1 | 216417.5 | 135381.7 | 5736.5 | 7328.8 | 21176.0 | 35864.0 | 120334.0 | 34263.7 | 161203.1 | 154183.9 | 46282.2 | 54401.4 | 6679.7 | 21774.4 | 39976.4 | 16888.9 | | |
| CHAEBORUS | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.1 | 13.1 | 5.4 | 11.3 | 24.1 | 31.8 | 51.4 | 31.9 | 13.6 | 13.2 | 9.6 | | |

| Lac Poliquin (ind./m2) | 30/9/82 | 10/11/82 | 22/2/83 | 28/3/83 | 13/4/83 | 16/5/83 | 14/6/83 | 7/7/83 | 27/7/83 | 17/8/83 | 18/10/83 | 14/11/83 | 9/1/84 | 14/5/84 | 5/6/84 | 20/6/84 | 9/7/84 | 24/7/84 | 8/8/84 | 22/8/84 | 6/9/84 | 25/9/84 | 10/10/84 | 25/10/84 |
|-------------------------------------|---------|----------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|----------|---------|---------|----------|---------|---------|----------|----------|---------|---------|---------|----------|----------|
| CLADOCERES | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ===== | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Bosmina longirostris</i> | 325.9 | 40.5 | 4658.2 | 1425.4 | 6938.9 | 2091.0 | 9218.2 | 11445.5 | 10619.4 | 3156.5 | 1802.0 | 3140.0 | 5098.0 | 377.1 | 1310.8 | 2760.4 | 1721.1 | 1604.6 | 537.1 | 215.5 | 93.7 | 145.7 | 198.8 | 238.5 |
| <i>Chydorus gibbus</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.7 | 0.0 | 19.0 | 0.0 |
| <i>Daphnia catawba & pulex</i> | 13607.3 | 498.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 128.1 | 2118.9 | 982.6 | 116.5 | 1595.0 | 5658.0 | 0.0 | 0.0 | 3949.4 | 6618.6 | 5216.4 | 2475.9 | 651.3 | 433.9 | 504.7 | 1151.0 | 5983.3 | 4952.7 |
| <i>Daphnia longiremis</i> | 488.9 | 50.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 629.9 | 665.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 114.1 | 427.4 | 0.0 | 0.0 | 93.0 | 205.5 | 0.0 | 55.6 | 16.5 | 48.8 | 108.5 |
| <i>Daphnia galeata mendotae</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Daphnia dubia</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 103.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1203.6 | 6340.0 | 1411.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2.9 | 621.7 | 2129.6 | 2498.2 | 2442.4 | 837.2 | 79.9 | 40.7 | 81.4 |
| <i>Holopedium gibberum</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 824.3 | 0.0 | 3480.9 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 437.0 | 801.0 | 62.0 | 24.8 | 142.4 | 454.1 | 642.4 | 1057.9 | 125.5 | 180.1 | 137.0 | 359.0 | 3777.2 | 1831.9 |
| <i>Leptodora kindtii</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 70.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Parophryoxus tubulatus</i> | 1792.6 | 101.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 163.8 | 1003.1 | 1775.2 | 129.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Polyphreoxus pediculus</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 24.8 | 0.0 | 1.4 | 0.0 | 28.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.8 | 0.0 |
| <i>Cladoceres imm.</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 518.1 | 418.9 | 675.8 | 592.2 | 202.7 | 149.1 | 43.4 | 96.4 | 0.0 | 0.0 |
| COPEPODES | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ===== | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Copepodes imm.</i> | 36231.7 | 8434.3 | 10911.0 | 11450.8 | 66664.5 | 78480.0 | 82781.8 | 18027.8 | 24408.7 | 8068.7 | 5809.0 | 5412.0 | 13493.0 | 8653.2 | 113680.3 | 46508.1 | 28131.0 | 61038.4 | 66154.8 | 28887.5 | 23974.4 | 10142.0 | 18294.2 | 13210.6 |
| Calanoides | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Diaptomus minutus</i> | 27669.5 | 6130.5 | 12175.2 | 6044.0 | 17653.4 | 23100.0 | 6314.0 | 61184.5 | 49101.0 | 12536.9 | 25301.0 | 22245.0 | 29486.0 | 5599.6 | 11979.3 | 7011.4 | 0.0 | 0.0 | 112.7 | 87.4 | 50.2 | 49.9 | 4336.7 | 17552.6 |
| <i>Diaptomus spatulocrenatus</i> | 325.9 | 136.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 363.6 | 412.1 | 466.3 | 112.0 | 84.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 275.6 | 1652.7 | 566.4 | 1349.6 | 205.4 | 221.2 | 71.5 | 47.5 | 0.0 |
| <i>Epischura lacustris</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 90.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Cyclopoides | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| <i>Cyclops scutifer</i> | 733.3 | 78.5 | 91.1 | 57.1 | 562.4 | 4080.0 | 78.3 | 4927.3 | 8368.7 | 4183.3 | 3235.0 | 2905.0 | 4538.0 | 4246.2 | 2986.3 | 2277.2 | 1442.6 | 748.4 | 1675.4 | 1519.9 | 3261.5 | 5028.8 | 5817.8 | 3958.3 |
| <i>Cyclops vernalis</i> | 81.5 | 50.6 | 0.0 | 0.0 | 99.6 | 540.0 | 1879.2 | 1818.0 | 507.2 | 129.5 | 263.0 | 224.0 | 28.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 189.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Mesocyclops edax</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 73.0 | 0.0 | 278.0 | 1407.6 | 275.6 | 665.2 | 321.5 | 63.5 | 0.0 | 55.2 | 101.7 | 313.4 | 217.1 |
| <i>Orthocyclops modestus</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 2019.5 | 1069.4 | 790.8 | 43.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| ROTIFERES | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | 71173.3 | 13534.0 | 10392.7 | 2166.7 | 10026.9 | 31500.0 | 8848.1 | 16156.5 | 36751.0 | 62007.4 | 24041.0 | 44960.0 | 53455.0 | 3286.9 | 13466.8 | 14347.1 | 37185.9 | 115765.6 | 115855.7 | 58238.7 | 87680.8 | 42312.9 | 93653.5 | 86421.6 |
| CHAOBORUS | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| ----- | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 35.6 | 57.0 | 64.1 | 63.4 | 186.5 | 117.8 | 97.1 | 52.9 | 27.2 | 58.4 | 133.0 |

Lac Edithe (ind./m2) : 30/9/82 10/11/82 22/2/83 28/3/83 13/4/83 16/5/83 14/6/83 7/7/83 27/7/83 17/8/83 18/10/83 14/11/83 9/1/84 14/5/84 5/6/84 20/6/84 9/7/84 24/7/84 8/8/84 22/8/84 6/9/84 25/9/84 10/10/84 25/10/84

CLADOCERES

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|--------|--------|-------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|---------|--------|-------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|
| Bosmina longirostris | 0.0 | 112.2 | 0.0 | 125.5 | 68.8 | 1079.0 | 57.8 | 269.8 | 897.9 | 434.7 | 188.0 | 185.0 | 260.0 | 87.3 | 0.0 | 0.0 | 226.8 | 291.2 | 0.0 | 4.6 | 22.1 | 9.3 | 61.6 | 92.4 |
| Chydorus gibbus | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 215.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 108.9 | 40.1 | 0.0 | 0.0 |
| Daphnia catawba & pulex | 2483.1 | 1922.4 | 0.0 | 0.0 | 263.0 | 1156.1 | 716.8 | 2158.0 | 3082.8 | 4347.3 | 1216.0 | 0.0 | 0.0 | 268.6 | 0.0 | 4014.8 | 236.2 | 2124.5 | 1064.4 | 648.6 | 1170.9 | 1083.8 | 4867.1 | 1016.8 |
| Daphnia longiremis | 0.0 | 39.0 | 231.2 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 974.9 | 630.0 | 4824.2 | 2391.0 | 94.0 | 0.0 | 0.0 | 43.7 | 791.6 | 550.0 | 390.3 | 858.5 | 161.1 | 0.0 | 152.5 | 118.6 | 61.6 | 5.1 |
| Daphnia galeata mendotae | 0.0 | 39.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Daphnia dubia | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 399.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Diaphanosoma brachyurum | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 643.5 | 326.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 357.4 | 133.0 | 312.2 | 21.0 | 132.5 | 4.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Holopedium gibberum | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 654.0 | 2744.0 | 0.0 | 795.8 | 4004.4 | 550.0 | 269.2 | 2342.6 | 560.2 | 246.5 | 234.1 | 375.9 | 1746.0 | 1324.9 |
| Leptodora kindtii | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 4.6 | 1.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Parophryoxus tubulatus | 75.6 | 1488.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 4547.1 | 3146.4 | 1283.2 | 2173.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 439.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Polyphemus pediculus | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1027.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| Cladoceres imm. | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 15806.8 | 1787.1 | 0.0 | 177.8 | 320.5 | 43.9 | 10.8 | 220.3 | 0.0 | 0.0 |

COPEPODES

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------|---------|--------|--------|---------|---------|----------|---------|---------|---------|----------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|----------|---------|----------|----------|---------|---------|---------|---------|
| Copepodes imm. | 17916.3 | 5116.9 | 6782.2 | 56344.0 | 20982.5 | 120229.3 | 57478.9 | 29941.7 | 83755.9 | 116725.1 | 26097.0 | 28254.0 | 12085.0 | 35883.9 | 68821.8 | 111235.9 | 105175.9 | 98054.2 | 111931.9 | 114782.9 | 54699.8 | 38053.3 | 37250.1 | 35773.2 |
|----------------|---------|--------|--------|---------|---------|----------|---------|---------|---------|----------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|----------|---------|----------|----------|---------|---------|---------|---------|

Calanoides

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------|---------|--------|--------|--------|---------|---------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|--------|---------|
| Diaptomus minutus | 18193.0 | 5148.6 | 7244.6 | 1423.1 | 12136.1 | 39567.8 | 1595.4 | 41091.8 | 55394.1 | 59581.7 | 26103.0 | 85477.0 | 11513.0 | 10469.5 | 28214.0 | 4950.0 | 50.9 | 0.0 | 0.0 | 205.4 | 52.4 | 232.6 | 8388.5 | 17696.6 |
| Diaptomus spatulocrenatus | 673.8 | 19.5 | 0.0 | 113.4 | 0.0 | 0.0 | 127.2 | 1527.9 | 1797.7 | 0.0 | 466.0 | 648.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1677.7 | 1445.7 | 1312.2 | 283.1 | 587.0 | 759.5 | 234.2 | 983.5 | 118.1 |
| Epischura lacustris | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 416.0 | 714.8 | 28.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

Cyclopoides

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------|--------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|---------|--------|--------|-------|--------|-------|-------|---------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|--------|
| Cyclops scutifer | 5898.8 | 583.6 | 1464.3 | 8000.3 | 2119.2 | 8015.3 | 8978.7 | 15196.3 | 3341.0 | 9672.7 | 841.0 | 3915.0 | 629.0 | 191.4 | 24488.8 | 17105.5 | 9803.7 | 3145.2 | 5659.7 | 4141.2 | 3355.5 | 885.8 | 685.4 | 1463.6 |
| Cyclops vernalis | 1141.2 | 117.1 | 0.0 | 749.4 | 159.8 | 77.1 | 840.1 | 1709.0 | 512.5 | 217.4 | 0.0 | 584.0 | 0.0 | 849.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 161.1 | 96.0 | 170.5 | 77.0 | 143.8 | 369.7 |
| Cyclops bicuspidatus thomasi | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 38.5 | 0.0 | 23.1 |
| Mesocyclops edax | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1183.5 | 742.6 | 667.3 | 984.5 | 756.6 | 667.1 | 676.4 | 15.4 | 69.3 | 0.0 |
| Orthocyclops aodestus | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 100.9 | 711.3 | 0.0 | 0.0 | 101.7 | 69.3 | 4.4 | 0.0 |

ROTIFERES

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------|---------|--------|---------|--------|--------|---------|---------|---------|----------|---------|---------|---------|---------|--------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|---------|---------|---------|---------|
| ROTIFERES | 28007.0 | 7971.0 | 17417.8 | 4962.0 | 3587.0 | 20519.9 | 61929.6 | 87576.7 | 105362.5 | 94875.2 | 43279.0 | 70404.0 | 37456.0 | 7138.6 | 188154.4 | 448676.0 | 471523.4 | 249224.7 | 260474.5 | 176824.6 | 56077.0 | 40667.7 | 85609.3 | 74958.8 |
|-----------|---------|--------|---------|--------|--------|---------|---------|---------|----------|---------|---------|---------|---------|--------|----------|----------|----------|----------|----------|----------|---------|---------|---------|---------|

CHAOBORUS

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|
| CHAOBORUS | nd | 33.9 | 53.9 | 15.4 | 140.1 | 231.1 | 373.2 | 306.6 | 178.7 | 289.7 | 57.0 | 181.8 |
|-----------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|------|------|------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-------|

Lac Main de Fer (ind./m2) 30/9/82 10/11/82 22/2/83 28/3/83 13/4/83 16/5/83 14/6/83 7/7/83 27/7/83 17/8/83 18/10/83 14/11/83 9/1/84 14/5/84 5/6/84 20/6/84 9/7/84 24/7/84 8/8/84 22/8/84 6/9/84 25/9/84 10/10/84 25/10/84

CLADOCERES

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|--------|-------|-----|-----|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|--------|---------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|--------|--------|
| <i>Bosmina longirostris</i> | 101.0 | 26.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 687.6 | 94.6 | 3610.2 | 2365.0 | 65.7 | 536.0 | 161.0 | 122.0 | 0.0 | 271.6 | 242.7 | 52.1 | 179.5 | 56.5 | 0.0 | 3.4 | 9.3 | 5.4 | 78.6 |
| <i>Chydorus gibbus</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 6.3 | 2.3 | 0.0 |
| <i>Daphnia catawba & pulex</i> | 875.5 | 53.5 | 0.0 | 0.0 | 107.3 | 2373.7 | 97.5 | 3728.4 | 2430.7 | 6306.6 | 587.0 | 240.0 | 90.0 | 480.6 | 333.4 | 1177.4 | 1592.7 | 3838.4 | 6426.3 | 3510.2 | 452.6 | 670.2 | 1802.9 | 855.6 |
| <i>Daphnia longiremis</i> | 0.0 | 13.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 667.8 | 1796.2 | 4620.4 | 2693.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 96.0 | 5018.1 | 6066.6 | 1622.8 | 2803.5 | 2346.8 | 296.8 | 33.3 | 9.9 | 0.8 | 0.0 |
| <i>Daphnia galeata mendotae</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Daphnia dubia</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 91.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Diaphanosoma brachyurum</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 830.1 | 2036.5 | 2299.3 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 44.5 | 352.5 | 443.1 | 37.9 | 1.5 | 0.8 | 0.0 | 6.6 |
| <i>Holopedium gibberum</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 305.1 | 394.2 | 525.5 | 1947.0 | 1533.0 | 0.0 | 1827.4 | 16400.4 | 6089.1 | 104.2 | 778.5 | 412.5 | 309.5 | 192.1 | 516.4 | 1654.7 | 1148.8 |
| <i>Leptodora kindtii</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 7.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Parophryoxus tubulatus</i> | 1582.7 | 632.5 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 687.6 | 8308.8 | 4948.7 | 1489.1 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Polyphemus pediculus</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 76.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |
| <i>Cladoceres im.</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1063.1 | 0.0 | 1559.7 | 1335.8 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 166.7 | 1069.5 | 15.3 | 969.9 | 872.7 | 180.2 | 9.3 | 4.6 | 165.0 | 0.0 |

COPEPODES

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------|---------|--------|--------|-------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|----------|---------|---------|--------|---------|---------|
| <i>Copepodes im.</i> | 10135.7 | 2826.1 | 3372.3 | 264.4 | 7739.8 | 31689.4 | 57188.3 | 44637.7 | 63985.4 | 74167.9 | 38783.0 | 24094.0 | 17817.0 | 22788.0 | 49078.6 | 63221.7 | 71162.3 | 148069.7 | 104346.2 | 38249.4 | 30913.1 | 6166.2 | 24175.0 | 14029.3 |
|----------------------|---------|--------|--------|-------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|----------|---------|---------|--------|---------|---------|

Calanoides

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------------|--------|--------|--------|-------|--------|--------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|--------|-------|-------|--------|-------|--------|--------|-------|-------|------|-------|--------|
| <i>Diaptomus minutus</i> | 5421.4 | 4500.0 | 5824.9 | 691.5 | 3602.2 | 4836.1 | 3430.9 | 28202.5 | 31634.7 | 46811.0 | 17954.0 | 21123.0 | 4743.0 | 768.7 | 0.0 | 0.0 | 15.3 | 61.1 | 15.3 | 92.5 | 13.2 | 61.9 | 388.1 | 4291.2 |
| <i>Diaptomus spatulocrenatus</i> | 134.7 | 97.4 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 158.6 | 3966.1 | 1357.7 | 1182.5 | 114.0 | 36.0 | 0.0 | 0.0 | 919.7 | 1536.9 | 469.5 | 1115.2 | 1084.8 | 358.9 | 291.5 | 84.8 | 130.6 | 107.0 |
| <i>Epischura lacustris</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 101.7 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 857.9 | 3172.6 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 |

Cyclopoides

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------------------|-------|-------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|--------|---------|---------|--------|--------|--------|--------|-------|-------|-------|-------|--------|
| <i>Cyclops scutifer</i> | 538.8 | 410.8 | 1051.1 | 1301.7 | 2553.3 | 3441.2 | 3775.8 | 355.9 | 0.0 | 1511.0 | 764.0 | 900.0 | 1640.0 | 33648.4 | 26325.8 | 8596.6 | 1673.8 | 3521.0 | 2180.3 | 624.6 | 605.6 | 553.9 | 527.9 | 1864.8 |
| <i>Cyclops vernalis</i> | 303.1 | 40.1 | 0.0 | 10.2 | 480.6 | 594.5 | 2483.1 | 3441.1 | 1642.3 | 525.5 | 140.0 | 36.0 | 0.0 | 230.6 | 24.7 | 76.4 | 280.8 | 731.4 | 420.2 | 0.0 | 43.7 | 42.8 | 218.5 | 137.5 |
| <i>Cyclops bicuspidatus thomasi</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.8 | 0.0 | 0.0 | 2.2 |
| <i>Mesocyclops edax</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 29.0 | 288.1 | 104.9 | 422.4 | 220.0 | 218.1 | 488.9 | 68.5 | 268.1 | 67.2 | 35.1 | 0.0 |
| <i>Orthocyclops modestus</i> | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 522.8 | 138.5 | 183.4 | 5.2 | 158.1 | 16.1 | 10.7 | 15.3 |

ROTIFERES

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|---------|---------|---------|--------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|----------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | 13421.2 | 12402.3 | 19812.0 | 1861.0 | 5523.7 | 14473.4 | 61614.7 | 64894.1 | 61357.7 | 22007.3 | 45981.0 | 37809.0 | 38307.0 | 15770.2 | 276223.5 | 123593.0 | 74981.1 | 27384.8 | 23061.5 | 29595.2 | 27683.2 | 21773.4 | 28482.1 | 23161.7 |
|--|---------|---------|---------|--------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|----------|----------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|

CHAQBORUS

| | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-----|
| | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 0.0 | 1.5 | 6.1 | 0.0 | 51.2 | 389.6 | 383.5 | 264.6 | 385.8 | 301.0 | 64.9 | 5.4 |
|--|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|------|-------|-------|-------|-------|-------|------|-----|