

Université de Montréal

**Le zooplancton comme bioindicateur de l'état trophique
et de l'intégrité écologique des lacs du Parc du Mont-
Tremblant**

Par Abir Chemli

Département des sciences biologiques

Faculté des arts et des sciences

Mémoire présenté
en vue de l'obtention du grade de maîtrise
en sciences biologiques (M. Sc.)

Janvier, 2017

© Abir Chemli, 2017

Résumé

La gestion et le suivi des écosystèmes dans les parcs nationaux et provinciaux visent essentiellement la préservation de leur intégrité écologique et de leur biodiversité. Toutefois, le portrait de la biodiversité aquatique dans les lacs des parcs nationaux du Québec est encore incomplet, en particulier pour les microorganismes qui forment la base des réseaux trophiques. Ce mémoire présente les résultats de la première étude d'envergure sur le zooplancton de 14 lacs du parc national du Mont-Tremblant (PNMT, Québec), intégrant des connaissances nouvelles sur la biodiversité et la structure taxonomique et fonctionnelle du zooplancton et l'application d'indices biotiques. Le but final est d'établir les relations entre la structure du zooplancton et l'état trophique des lacs afin de mieux évaluer leur niveau d'intégrité biologique. La diversité et la structure du zooplancton et les patrons de dominance des espèces dans les lacs du PNMT sont similaires à ceux observés dans les lacs du Bouclier Canadien en Ontario et au Québec. On distingue plusieurs groupes de lacs sur la base des espèces de rotifères (*Kellicottia longispina* et *Conochilus unicornis*) et de cladocères de petite (*Bosmina*, *Diaphanosoma birgei*) ou grande (*Daphnia catawba*, *Holopedium gibberum*) taille. Les lacs se répartissent le long d'un gradient inverse dans l'abondance des rotifères et des copépodes calanoïdes. Ces taxons présentent le meilleur potentiel de bioindicateurs de l'état trophique des lacs du PNMT. L'altitude, la taille et la profondeur des lacs et la présence de l'Ombre de fontaine ou du Grand brochet ont un effet structurant sur le zooplancton. Ils permettent de classer les lacs du PNMT en deux groupes bien distincts : i) les lacs oligotrophes à Ombre de fontaine riches en copépodes calanoïdes (Allen, Herman, du Brochet, Obéron et Trap), ii) les lacs oligo-mésotrophes à Grand brochet (avec des cyprins planctivores) plus riches en rotifères (surtout Desjardins, Savane, Houdet, Monroe et Rossi).

Mots-clés : Parc du Mont-Tremblant, lacs, zooplancton, biodiversité, structure, état trophique.

Abstract

The application of environmental management plans and monitoring programs in national parks aims essentially to preserve biodiversity and ecological integrity of natural ecosystems for future generations. However, knowledge on aquatic biodiversity in national parks in Quebec is still incomplete, especially for the microorganisms at the base of food webs. This research presents the first important study on the zooplankton communities in 14 lakes of the Parc National du Mont-Tremblant (PNMT, Québec), including new knowledge on the biodiversity components, the taxonomic and functional structure of zooplankton communities, and the application of biotic indexes. The ultimate goal is to establish the relationships between trophic state and both zooplankton community structure and the derived biotic indexes, in order to evaluate the ecological integrity of the study lakes. Biodiversity components and zooplankton community structure of the PNMT lakes are similar to those observed in Canadian Shield lakes in Ontario and Québec. We could distinguish two groups of lake based on rotifer species (*Kellicottia longispina* and *Conochilus unicornis*) and on cladoceran species of small (*Bosmina*, *Diaphanosoma birgei*) or large (*Daphnia catawba*, *Holopedium gibberum*) size. Lakes are distributed along inverse gradients of the relative abundance of rotifers and calanoid copepods. These taxa offer the best potential as bioindicators of the trophic state and ecological integrity of PNMT lakes. Three main factors (altitude, area and depth of lakes, and the presence of brook trout or northern pike) are structuring zooplankton community in two main groups: i) the oligotrophic lakes with the brook trout dominated by the calanoid copepods (Allen, Herman, du Brochet, Obéron and Trap), ii) the mesotrophic lakes with the northern pike (including planktivore cyprinids) dominated by rotifers (mainly Desjardins, Savane, Houdet, Monroe and Rossi).

Keywords : Parc du Mont-Tremblant, lakes, zooplankton, biodiversity, structure, trophic state.

Table des matières

Résumé.....	i
Abstract.....	ii
Table des matières.....	iii
Liste des tableaux.....	v
Liste des figures.....	vi
Liste des abréviations.....	viii
Remerciements.....	xii
CHAPITRE 1 : Introduction générale.....	1
1.1 La biodiversité au Canada : Rôle des parcs nationaux.....	1
1.2 Le zooplancton : un modèle d'étude.....	3
1.3 Le zooplancton : un bioindicateur de l'intégrité écologique des lacs.....	6
1.4 Le parc national du Mont-Tremblant : site d'étude.....	11
1.5 Objectifs et hypothèses du projet de recherche.....	12
CHAPITRE 2 – Caractérisation du zooplancton de 14 lacs du Parc du Mont-Tremblant en lien avec leur état trophique et l'intégrité biologique.....	14
RÉSUMÉ.....	15
ABSTRACT.....	16
1- INTRODUCTION.....	17
2- MATÉRIEL ET MÉTHODES.....	19
2.1 Sites d'étude et analyses limnologiques.....	19
2.2 Échantillonnage et analyses du zooplancton.....	22
2.3 Analyses statistiques.....	24
3- RÉSULTATS ET DISCUSSION.....	26
3.1 Typologie environnementale des lacs.....	26
3.2 Composantes de la biodiversité et assemblages d'espèces de zooplancton.....	31
3.3 Variabilité spatio-temporelle de la structure des communautés zooplanctoniques ...	37

3.4 <i>Structure des communautés de zooplancton et groupes taxonomiques et fonctionnels dominants</i>	38
3.5 <i>Indices biotiques du zooplancton</i>	42
3.6 <i>Relations entre le zooplancton et les variables environnementales</i>	45
4 – CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS	49
CHAPITRE 3 : Conclusion et discussion générale.....	51
Bibliographie.....	i
ANNEXES- CHAPITRE 1	xvi
ANNEXES-CHAPITRE 2	xxii

Liste des tableaux

Tableau II. Valeurs moyennes (\pm écart type), minimum et maximum, et ratios maximum/minimum des variables limnologiques (morphométrie, qualité des eaux, temps de séjour de l'eau) et des indices trophiques TSI.	27
Tableau III. Richesse spécifique (diversité α) et contributions à la diversité β (LCBD) des lacs et des groupes taxonomiques.	32
Tableau IV. Résultats du test d'interaction espace-temps (Test STI)	38
Tableau V. Valeurs moyennes (\pm écart type), minimum et maximum des indices biotiques basés sur les attributs du zooplancton des lacs du PNMT (abondances, ratios, richesse spécifique)	43

Liste des figures

Figure 1.	Caractéristiques de l'intégrité écologique des écosystèmes (PSIE, 2014)	2
Figure 2.	Groupes taxonomiques du zooplancton	4
Figure 3.	Typologie des réseaux trophiques dans les lacs clairs et turbides. Graphique en provenance de Halliwell et Evers (2010).....	5
Figure 4.	Le Parc National du Mont-Tremblant (A) et la localisation des lacs (B)	21
Figure 5.	Analyse en composantes principales (ACP) basée sur les variables limnologiques (morphométrie, hydrologie, qualité des eaux, indices trophiques et typologie des communautés de poissons prédateurs)	30
Figure 6.	Rangs des espèces de zooplancton en fonction de leur fréquence d'occurrence (A), de leur densité moyenne (B) et de leur contribution à la biodiversité β (SCBD) (C).	35
Figure 7.	Analyses en composantes principales basées sur les assemblages de toutes les espèces de zooplancton (A) et de crustacés planctoniques seulement (B). Juillet 2009.....	36
Figure 8.	Structure des communautés zooplanctoniques des 14 lacs du PNMT (moyenne des 3 périodes d'échantillonnage) basée sur l'abondance relative des grands groupes taxonomiques (A) et fonctionnels (B). Les lacs sont classés par ordre décroissant d'abondance relative des rotifères totaux (A) ou des rotifères herbivores (B).	39
Figure 9.	Analyse en composantes principales de la structure des communautés de zooplancton basée sur l'abondance relative des groupes taxonomiques (A) et fonctionnels (B) dans chacun des lacs (moyenne pour les trois périodes d'échantillonnage).....	41
Figure 10.	Analyse en composantes principales (ACP) basée sur les indices biotiques du zooplancton des 14 lacs du PNMT. À gauche : ordination des lacs; à droite: ordination et corrélation entre les indices biotiques.....	44
Figure 11.	Analyse canonique de redondance (ACR) avec les variables environnementales (variables indépendantes sélectionnées) basées sur les groupes taxonomiques (A), les groupes fonctionnels (B) et les indices biotiques (C) du zooplancton (variables dépendantes). Données de juillet 2009.	48

Figure 12. Synthèse des variations interlacs dans les environnements lacustres (A), la qualité des eaux et l'état trophique (B), dans la structure taxonomique (C) et les indices biotiques (D) du zooplancton des lacs du PNMT. * lac à Omble de fontaine..... 59

Liste des abréviations

Abo	Abondance des <i>Bosmina</i>
AB/AL	Ratio de drainage - Aire du bassin versant/ Aire du lac
ACr	Abondance des Crustacés
ACR	Analyse canonique de redondance
ACP	Analyse en composantes principales
Ada	Abondance des <i>Daphnia</i>
Aho	Abondance des <i>Holopedium</i>
ALL	Lac Allen
ARI	Lac Ariel
ARo	Abondance des rotifères
ALT	Altitude du lac en mètre
B	Biomasse
BRO	Lac Du Brochet
BUR	Lac Buri
Ca	Calcium
CCA	Copépodites calanoïdes
CCY	Copépodites cyclopoïdes
Chla	Chlorophylle a
Clad.	Cladocères
Cl.Ca	Cladocères / Calanoïdes
Cond	Conductivité en $\mu\text{S}/\text{cm}$
Cop.	Copépodes
COD	Carbone organique dissous
CP	Cladocères prédateurs
CYC	Cyclopoïdes omnivores
Cy.Ca	Cyclopoïdes/ Calanoïdes
Da.Clt	<i>Daphnia</i> / Cladocères totaux
Da.Cr	<i>Daphnia</i> / Crustacés
DES	Lac Desjardins
DIA	Calanoïdes herbivores (<i>Diaptomus</i>)
Diversité α	Diversité alpha
Diversité β	Diversité bêta
Diversité γ	Diversité gamma
EPI	Calanoïdes carnivores (<i>Epischura</i>)
ERN	Lac Ernie

ESLU	Grand Brochet (<i>Esox lucius</i>)
GC	Gros cladocères
GCI.CIT	Gros cladocères / Cladocères totaux
GRIL	Groupe de Recherche Interuniversitaire en Limnologie
HER	Lac Herman
HOU	Lac Houdet
IP	Prédateur intermédiaire
Kpar	Coefficient d'extinction de la lumière
LCBD	Coefficient de contribution des lacs à la β diversité
m	Mètre
mg.L ⁻¹	Milligrammes par litre
mm	Millimètre
MON	Lac Monroe
N	Densité
°N	Degré Nord
NAU ou NA	Nauplii
NT	Azote total
°O	Degré Ouest
OBE	Lac Obéron
P	Production
PC	Petits cladocères
PNMT	Parc National du Mont Tremblant
PL	Poisson planctivore
PP	Production primaire
PT	Phosphore total
PSIE	Programme de Suivi de l'Intégrité Écologique
R ²	Coefficient de régression
RC	Rotifères carnivores
RCla	Richesse en cladocères
RCo	Richesse en copépodes
RDA	Redundancy Canonical Analysis
RH	Rotifères herbivores
ROS	Lac Rossi
Ro.Cr	Rotifères / Cladocères
Rot.	Rotifères
RRo	Richesse en rotifères
RS	Richesse spécifique
SAFO	Omble de fontaine (<i>Salvelinus fontinalis</i>)

SAB	Lac des Sables
SBV	Superficie du bassin versant
Sec	Transparence du disque de Secchi
SÉPAQ	Société des établissements de plein air du Québec
STI	Test d'interaction espace-temps
SUP	Superficie du lac en km ²
SAV	Lac de La Savane
TRA	Lac Trap
TP	Prédateurs supérieurs
Tsej	Temps de séjour de l'eau (jours)
TSI-Chla	Indice trophique basé sur la chlorophylle a
TSI-PT	Indice trophique basé sur le phosphore total
TSI-Sd	Indice trophique basé sur la transparence du disque de Secchi
Vol	Volume du lac en km ³
Zmax	Profondeur maximale
Zmoy	Profondeur moyenne
Zoo	Zooplancton
%	Pourcentages
µS.cm ⁻¹	Micro-Siemens par centimètre
µm	Micromètre

Je dédie ce mémoire aux personnes qui me sont chères et qui m'ont soutenue au cours des trois dernières années :

À mon époux Khalil qui a partagé avec moi les pires moments de stress et de fatigue, qui m'a soutenue jusqu'au bout de mon périple, et qui n'a jamais cessé de m'encourager à compléter mon projet de maîtrise et poursuivre mon chemin dans la vie ;

À ma petite princesse Neveen, ma fille adorable que j'ai plus ou moins confiée au soin de son père, pendant ces derniers mois, pour mieux me concentrer à mon travail,

À mes parents Adel et Henda, à ma grand-mère Rachida, à mes sœurs Farah et Houda et à mes beaux-parents Amel et Mohsen que j'ai le sentiment d'avoir tous beaucoup sollicité et qui n'ont pourtant pas cessé de m'encourager.

Remerciements

J'adresse mes sincères remerciements, tout particulièrement, à ma Directrice de recherche, Dr. Bernadette Pinel-Alloul, qui m'a acceptée dans son équipe de recherche en m'accordant sa confiance, en m'aidant à mener à bien ce projet, et en consacrant énormément de temps au suivi de ce travail. Je veux aussi lui exprimer ma grande gratitude pour son infinie compréhension et son soutien moral à chaque fois que je me suis trouvée face à une quelconque difficulté, tant sur le plan académique que sur le plan personnel.

Je transmets aussi mes remerciements et ma gratitude à mon co-directeur Dr. Andrea Bertolo pour n'avoir jamais hésité de me prodiguer ses conseils et pour avoir apporté les correctifs à mon mémoire, ainsi qu'à Mme Ginette Méthot pour m'avoir inculqué les techniques d'analyses taxonomiques des espèces de zooplancton. Je remercie aussi le Groupe de recherche interuniversitaire en limnologie (GRIL), pour la bourse qui m'a été octroyée durant mes études de maîtrise, Dr. Richard Carignan et Mme Jennifer Boivert pour avoir récolté les échantillons de zooplancton et fourni les données physico-chimiques et morphométriques sur les lacs du Parc National du Mont-Tremblant (PNMT), ainsi que Mr. Henri Tennier, responsable du service de la conservation et de l'éducation du PNMT qui nous a fourni les données sur les populations de poissons et la carte de localisation des lacs.

Je dois un grand merci également à Audrey Lafrenaye et Yéléna Bika-Bika et au Dr. El-Amine Mimouni pour leurs contributions à l'analyse des échantillons de zooplancton et aux analyses statistiques, ainsi qu'à toutes mes collègues de laboratoire, David Lévesque, Lama Aldamman et Maryse Robert qui m'ont encouragée durant mon travail.

Je remercie aussi tous les membres de mon jury : Dr. Marc Amyot, Dr. Stéphane Masson, Dr. Andrea Bertolo et Dr. Bernadette Pinel-Alloul, pour leurs commentaires constructifs.

CHAPITRE 1 : Introduction générale

1.1 La biodiversité au Canada : Rôle des parcs nationaux

Le Canada supporte une grande biodiversité naturelle reliée essentiellement à la superficie du pays (2^{ième} plus grand pays au monde), à la variété de ses écosystèmes, à sa topographie et au gradient latitudinal du climat. Les projections des impacts des changements globaux suggèrent un déclin de la biodiversité au niveau mondial au cours du 21^e siècle (Leadley *et al.*, 2010; <https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-50-fr.pdf>). Au Canada, le rapport synthèse sur l'état de la biodiversité dans les écosystèmes terrestres, marins et d'eau douce (Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada. 2010) indique en particulier que les lacs et les cours d'eau subissent des perturbations importantes menaçant leur intégrité écologique (www.biodivcanada.ca). Parmi les facteurs affectant la biodiversité dans les lacs et les cours d'eau du Canada, on compte les changements de débit, l'augmentation de la température, la baisse des niveaux d'eau, l'invasion d'espèces exotiques, la fragmentation des habitats et la perte de connectivité hydraulique. Il est donc essentiel de veiller à la conservation de la biodiversité dans les milieux aquatiques, tout particulièrement dans les lacs et rivières qui font partie du patrimoine culturel du Canada et du Québec.

La création de parcs nationaux et provinciaux est un des moyens de lutter contre la perte de la diversité biologique et de conserver les milieux dans leur état naturel. Les parcs constituent des réserves de la biodiversité et des milieux de référence mis à l'abri des perturbations anthropiques majeures afin de les conserver à l'état naturel au profit des générations futures. Depuis 1885, le Canada a créé 44 parcs nationaux et réserves dans le but de préserver, à perpétuité, des écosystèmes représentatifs des 39 grandes régions naturelles du pays (www.parcscanada.gc.ca) (Annexes 1 et 2). Le Québec possède aussi 24 parcs et des réserves qui sont des aires protégées créées pour conserver des territoires représentatifs des régions naturelles du Québec ou des sites à caractère exceptionnel tout en les rendant accessibles au public pour des fins d'éducation ou de récréation (PSIE, 2014; www.parcquebec.com/integriteecologique) (Annexes 1 et 3).

La gestion et le suivi des écosystèmes dans les parcs nationaux et provinciaux visent essentiellement la préservation de leur intégrité écologique qui caractérise les écosystèmes sains (Agence Parcs Canada, 2013; PSIE, 2014). Trois attributs servent à décrire l'intégrité écologique des écosystèmes, soit la composition, la structure et les fonctions des communautés (Figure 1). Le niveau d'intégrité écologique reflète la diversité et l'abondance des espèces au niveau des populations, des communautés et des paysages écologiques, la structure et la distribution des éléments abiotiques et biotiques ainsi que les interactions entre les organismes et l'environnement. Au sein d'une même région biogéographique, les écosystèmes sains possèdent des réseaux trophiques relativement complexes, une grande variété d'espèces indigènes végétales et animales capables de maintenir leurs populations ainsi que des processus écologiques (p. ex. cycles des nutriments et de l'eau, interactions de compétition et de prédation, croissance et production) assurant la survie des espèces et le maintien de l'intégrité écologique et des fonctions écosystémiques (Graillon, 2009). L'Agence Parcs Canada et le Réseau Parcs Québec (SÉPAQ) qui veillent respectivement sur les parcs nationaux du Canada et du Québec, éprouvent cependant des difficultés quant à la protection de leur intégrité écologique. À la lecture du rapport PSIE (2014), on constate un manque de données et de suivi sur les habitats lacustres dans la plupart des parcs nationaux du Québec.

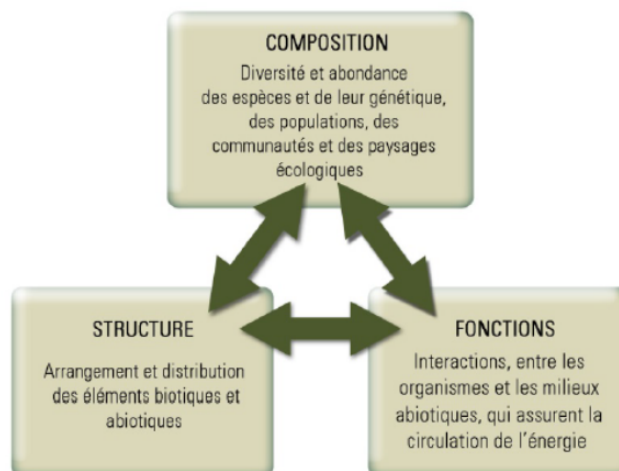


Figure 1. Caractéristiques de l'intégrité écologique des écosystèmes (PSIE, 2014)

Au cours des dernières décennies, notamment depuis l'adoption de la Loi sur les parcs en 1977, le gouvernement fédéral Canadien et le Québec ont mis beaucoup d'efforts pour en préserver la biodiversité et les chercheurs ont porté plus d'attention à la faune et la flore des parcs naturels. L'inventaire des études sur la biodiversité dans 10 parcs nationaux du Canada et dans les parcs provinciaux du Québec montre que les études portent surtout sur les écosystèmes terrestres (forêts, loups, cervidés) (Huggard, 1993; Hebblewhite *et al.*, 2002; Villemure et Masse, 2004; Beschta et Ripple, 2007). Dans les écosystèmes aquatiques, les études portent en majorité sur les macroorganismes, soit les mammifères (phoques, castors), les oiseaux (Hébert et Masse, 1999), les amphibiens et les poissons (Pearson et Goater, 2008), les macroinvertébrés (Nussbaumer *et al.*, 2014) et les plantes (Croft et Chow Fraser, 2007) (Annexes 4 et 5). Par contre, les études sur les microorganismes aquatiques sont plus rares. Les recherches menées sur le zooplancton portent sur plusieurs parcs des Rocheuses et de l'Ontario (Anderson, 1974; McNaught *et al.*, 2000; Donald *et al.*, 2001; Holt, 2002; Jacques *et al.*, 2005; Strecher et Arnott, 2005; Gray et Arnott, 2011; Symons *et al.*, 2012; Nussbaumer *et al.*, 2014). Au Québec, on répertorie seulement une étude sur les rotifères dans les lacs du parc du Mont-Tremblant (Nogrady, 1980) et des études plus récentes sur le zooplancton des lacs du parc national de la Mauricie (Masson et Pinel-Alloul, 2001; Masson et al. 2001) et dans quatre lacs du parc de la Gatineau (Méthot et Pinel-Alloul, 2008, 2009, 2010, 2012).

1.2 Le zooplancton : un modèle d'étude

Le zooplancton est composé de protozoaires unicellulaires (flagellés, ciliés et sarcodines ayant un rôle important dans la boucle microbienne) et de métazoaires pluricellulaires (rotifères, cladocères et copépodes), qui sont plus souvent étudiés (Figure 2). Les organismes zooplanctoniques diffèrent par leur taille, leur régime alimentaire (microphage herbivore et détritivore, macrophage omnivore et carnivore), leur position trophique, leur mode de reproduction et leur phénologie saisonnière (Amblard et Pinel-Alloul, 1995; Allen, 1976). Les rotifères et les cladocères se reproduisent généralement par parthénogénèse, une phase de reproduction asexuée, entrecoupée de phases de reproduction sexuée en conditions adverses. Ces organismes ont une stratégie de développement de type r caractérisée par un fort

potentiel de reproduction, de dispersion et de colonisation et un temps de génération court. Les copépodes (calanoïdes, cyclopoïdes et harpacticoïdes) ont une reproduction sexuée avec plusieurs stades de développement naupliens et copépodites et un dimorphisme sexuel au stade copépodite 5. Ce sont des stratégies de type K caractérisés par des temps de génération plus longs et un plus faible taux de reproduction, de dispersion et de colonisation.

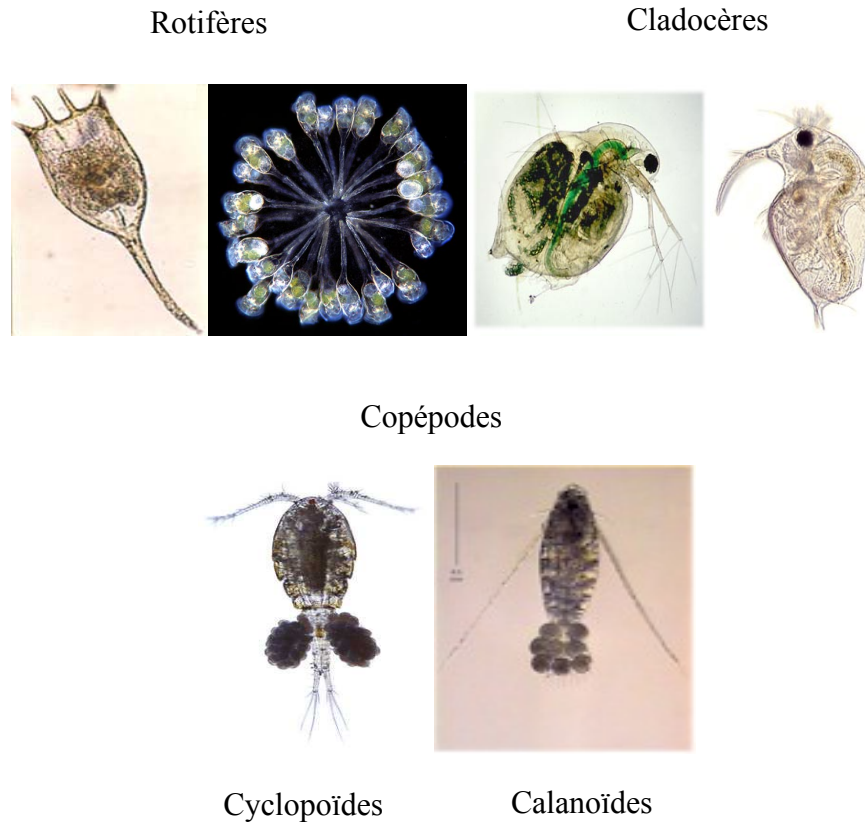


Figure 2. Groupes taxonomiques du zooplancton

Le zooplancton constitue un élément charnière des réseaux trophiques lacustres sous l'influence des facteurs ascendants (bottom-up: nutriments, ressources algales) et descendants (top-down: prédation par les poissons et les invertébrés) (McQueen *et al.*, 1986). Il joue un rôle clef dans le réseau trophique pélagique et régule le fonctionnement des écosystèmes lacustres. Par son broutage, il exerce un contrôle sur le développement des algues et le maintien de la transparence de l'eau. Via la prédation, il assure le transfert du carbone aux

niveaux supérieurs, soit vers les poissons planctivores puis les poissons piscivores. Les réseaux trophiques caractéristiques des lacs aux eaux claires et des lacs turbides aux eaux brunes se différencient par la structure en taille et la composition du zooplancton (Figure 3). Le zooplancton est surtout composé d’herbivores de grande taille (daphnies ou copépodes calanoïdes) dans les lacs aux eaux claires où la pression de prédation par les poissons planctivores est faible. Par contre, le zooplancton est de petite taille (rotifères, petits cladocères: *Bosmina* et copépodes cyclopoïdes) dans les lacs turbides où la biomasse des algues et la pression de prédation sont plus élevées.

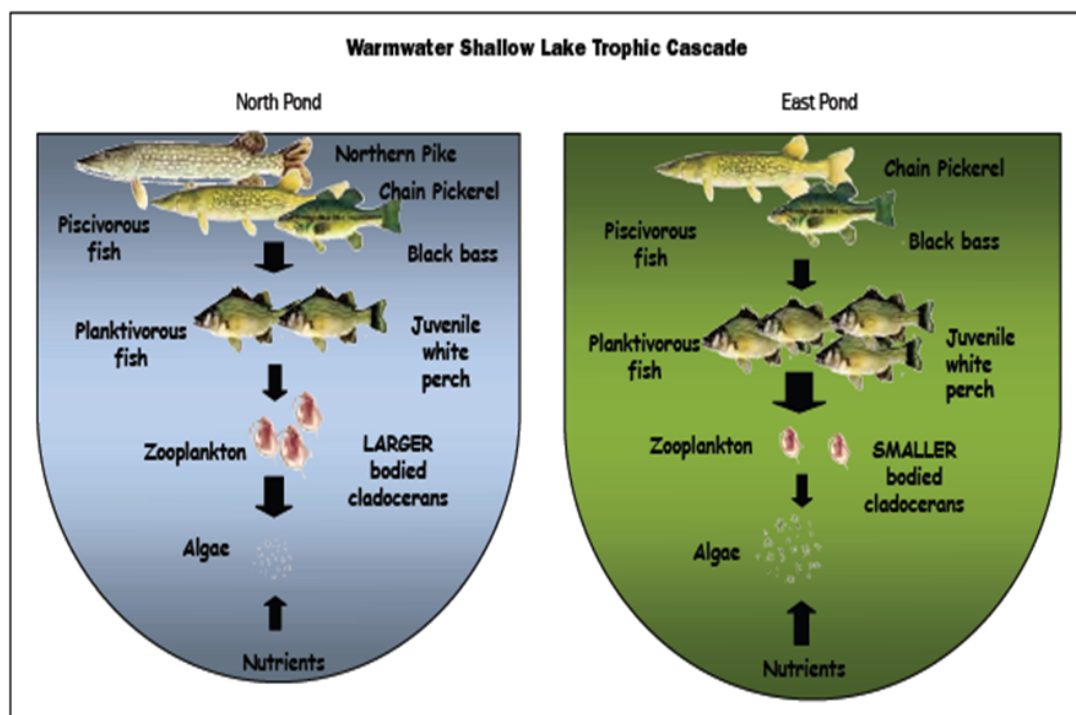


Figure 3. East and North pond trophic cascade (graphic design by Tara Trinko, University of Maine, Orono).

Figure 3. Typologie des réseaux trophiques dans les lacs clairs et turbides. Graphique en provenance de Halliwell et Evers (2010).

Les communautés de zooplancton sont sous le contrôle multiple de facteurs abiotiques et biotiques (“Multiple force hypothesis”: Pinel-Alloul, 1995). Parmi les facteurs abiotiques, la radiation solaire et la température ont un rôle important et contrôlent la distribution des espèces de crustacés planctoniques dans les lacs à l’échelle continentale du Canada (Pinel-Alloul *et al.*, 2013). La chimie des eaux (pH, oxygène, Ca) structure les communautés de zooplancton à l’échelle régionale (Pinel-Alloul *et al.*, 1990; Yan *et al.*, 2008;

Azan *et al.*, 2015). De plus, les concentrations de nutriments (phosphore, azote, silice) en contrôlant la croissance et la succession du phytoplancton influencent indirectement la biomasse (Hanson et Peters, 1984; Yan, 1986; Pace, 1986; Masson *et al.* 2000) et la phénologie saisonnière du zooplancton (Modèles PEG: Sommer *et al.*, 1986 et 2012). Au niveau des facteurs biotiques, le contrôle ascendant du zooplancton par les ressources algales est important (Ghadouani *et al.*, 2003; Pinto Coelho *et al.*, 2005) tandis que le contrôle descendant du zooplancton par la prédation des poissons ou/et des invertébrés planctivores (*Chaoborus*, *Bythotrephes*) influence très fortement la morphologie, la taille, l'abondance et la composition du zooplancton (Brooks et Dodson, 1965; Zaret, 1980; Carpenter, 1988; Masson et Pinel-Alloul, 1998; Gélinas *et al.*, 2007; Azan *et al.*, 2015).

En résumé, la structure du zooplancton varie surtout avec l'état trophique des lacs, la chimie de l'eau et la pression de prédation des poissons et des invertébrés planctivores. Le micro-zooplancton (rotifères, petits cladocères et copépodes) domine dans les lacs eutrophes, acides ou sujets à une forte pression de prédation par les poissons planctivores. Ces lacs ont une faible qualité environnementale et une moins bonne intégrité écologique. Le macro-zooplancton (gros cladocères et copépodes, en particulier les daphnies et les calanoïdes) domine dans les lacs oligotrophes et mésotrophes aux eaux claires, considérés de meilleure qualité environnementale et ayant une bonne intégrité écologique; dans ces lacs, l'abondance des poissons piscivores réduit la pression de prédation des planctivores sur le zooplancton et permet le développement de gros cladocères et des copépodes calanoïdes caractéristiques des lacs oligotrophes et clairs (Amblard et Pinel-Alloul, 1995; Lampert et Sommer, 1997; Patoine *et al.*, 2000; Drouin *et al.*, 2008).

1.3 Le zooplancton : un bioindicateur de l'intégrité écologique des lacs

Au cours des deux dernières décennies, plusieurs études ont montré que le zooplancton constitue un bon bioindicateur de l'intégrité écologique des écosystèmes lacustres (Stemberger *et al.*, 2001; Boix *et al.*, 2005; Carpenter *et al.*, 2006; Ejsmont-Karabin, 2012; Ejsmont-Karabin et Karabin, 2013; Haberman et Haldna, 2014). En Europe, le zooplancton est déjà utilisé comme bioindicateur dans le suivi de la qualité des milieux aquatiques

(European Water Framework Directive: Moss *et al.*, 2003; Jeppesen *et al.*, 2011). Par contre, le zooplancton est encore très peu intégré dans le suivi environnemental des lacs et des rivières au Canada. (Anas *et al.*, 2013 et 2014). De plus, très peu d'études ont testé le potentiel du zooplancton comme bioindicateur de la qualité environnementale et de l'intégrité écologique des lacs des parcs naturels. Seule une revue de littérature portant sur les indicateurs d'eutrophisation des lacs du Parc National de la Mauricie exploite le potentiel du zooplancton comme bioindicateur de qualité d'eau et d'eutrophisation (Masson et Pinel-Alloul, 2001). On a démontré l'intérêt des mesures de densité des groupes taxonomiques et des biomasses de différentes classes de taille du zooplancton comme bioindicateurs potentiels de l'intégrité écologique des lacs (Masson *et al.* 2001). L'application d'indices biotiques basés sur la structure des communautés zooplanctoniques pourraient aider à mieux définir l'intégrité écologique des réseaux trophiques des lacs des parcs nationaux et provinciaux qui représentent les conditions de référence en comparaison avec les lacs sujets à diverses perturbations d'origine anthropique.

Plusieurs indices biotiques basés sur la structure du zooplancton répondent aux gradients environnementaux (eutrophisation, acidification) et aux perturbations anthropiques sur les bassins versants (déforestation, urbanisation) (Tableau I). Les attributs les plus utilisés sont la taille, la biomasse, l'abondance et la diversité du zooplancton, ainsi que l'abondance des groupes taxonomiques (rotifères, cladocères, copépodes cyclopoïdes et calanoïdes) et d'espèces-clés (*Daphnia*, *Bosmina*; etc.). Plusieurs indices basés sur la structure du zooplancton varient en fonction de l'état trophique des lacs (Gannon et Stemberger, 1978; Bays et Crisman, 1983; Pejler, 1983; Jeppesen *et al.*, 2011; Ejsmont-Karabin, 2012; Ejsmont-Karabin et Karabin, 2013). D'une part, le ratio entre l'abondance des gros cladocères comme *Daphnia pulex* sur l'abondance totale des cladocères, le ratio de la biomasse du zooplancton sur la biomasse du phytoplancton, le rapport entre la production du zooplancton filtreur sur la production primaire et le taux de broutage du zooplancton herbivore diminuent parallèlement à une eutrophisation du milieu (Gulati, 1984; Ivanova, 1985; Andronikova, 1996; Jeppesen *et al.*, 1999, 2000 et 2011; Moss *et al.*, 2003; Blank *et al.*, 2010; Havens et Beaver, 2011). D'autre part, une augmentation de certains indicateurs (ratio des cladocères sur les calanoïdes, ratio des cyclopoïdes sur les calanoïdes, ratio de l'abondance du zooplancton sur sa biomasse)

ou la baisse de certains autres (richesse spécifique, abondance des calanoïdes) indiquent un phénomène d'eutrophisation (Gulati, 1984; Pace, 1986; Andronikova, 1996; Pinto Coelho *et al.*, 2005; Ejsmont-Karabin et Karabin, 2013).

D'autres indices basés sur la structure du zooplancton varient en fonction du niveau d'acidification des lacs, en particulier la richesse spécifique, les assemblages d'espèces et la taille des crustacés planctoniques (Tableau I). Les daphnies sont les espèces les plus sensibles à l'acidification; elles présentent des problèmes de reproduction à un pH variant entre 5.0 et 5.5 en conditions expérimentales (Locke, 1992) ou en milieu naturel (Sprules, 1975, Keller *et al.*, 1990; Azan *et al.*, 2015). L'abondance et la taille des daphnies et du zooplancton en général diminuent avec la baisse du pH (Pinel-Alloul *et al.*, 1990; Korosi *et al.*, 2010). Le zooplancton crustacé des lacs acides de l'Ontario est dominé par des espèces de petite taille comme *Bosmina longirostris* et/ou *Leptodiatomus minutus* (Havens *et al.*, 1993). On a pu établir une échelle de sensibilité des espèces de crustacés à l'acidité allant des espèces les plus sensibles aux plus tolérantes: *Daphnia galeata mendotae* > *Daphnia retrocurva* et *Skiptodiatomus oregonensis* > *Daphnia birgei* > *Mesocyclops edax* et *Bosmina longirostris*. Pinel-Alloul *et al.* (1990) ont montré que la typologie du zooplancton dans les lacs de la zone boréale au Québec varie en fonction des effets combinés de plusieurs facteurs environnementaux (gradients d'acidité, de transparence de l'eau, de profondeur des lacs, de concentrations en nitrates et sulfates, etc.). Les assemblages d'espèces dans les milieux acides étaient dominés par *Keratella taurocephala*, *Polyarthra vulgaris*, *Bosmina longirostris*, *Holopedium gibberum* et *Leptodiatomus minutus*. Récemment, une revue de littérature portant sur les effets de multiples facteurs environnementaux (Azan *et al.* 2015), incluant les effets de l'acidité de l'eau, d'espèces invasives (*Bythotrephes longimanus*) et de la baisse de calcium dans les lacs suggère que les espèces de *Daphnia* sont plus sensibles à ces différents stressseurs que les espèces d'*Holopedium*. Ceci pourrait entraîner des changements importants dans les communautés de zooplancton des lacs de l'écozone boréale du Québec, en particulier une gélification des lacs suite au remplacement des gros cladocères filtreurs (*Daphnia*) par des cladocères gélatineux (*Holopedium*) moins susceptibles à la prédation par les poissons et les invertébrés (Azan *et al.* 2015; Jeziorski *et al.* 2015).

Les communautés de zooplancton varient aussi en fonction de la transparence des eaux. Les petits cladocères dominent lorsque les concentrations de carbone organique dissous (COD) sont faibles et que la luminosité est importante, puisque les poissons planctivores qui chassent à vue exercent une prédation sélective sur les gros cladocères (Blindow *et al.*, 2000, Wissel *et al.*, 2003). Inversement, le zooplancton de grande taille, comme les daphnies, domine souvent en profondeur ou durant la nuit en surface dans les lacs aux eaux claires, lorsque la faible luminosité leur permet d'échapper aux prédateurs vertébrés et invertébrés. Les daphnies se retrouvent surtout dans les lacs aux eaux claires où leur broutage par filtration contrôle la biomasse algale (Mazumder, 1994; Mazumder et Havens, 1998; Stemberger et Miller, 2003).

Le zooplancton répond également aux perturbations anthropiques sur les bassins versants. Il est un bon bioindicateur du niveau de développement résidentiel des lacs du sud du Québec (Gélinas et Pinel-Alloul, 2008). La biomasse des crustacés planctoniques augmente avec le niveau de développement résidentiel des lacs. L'enrichissement en phosphore favorise le développement des petits cladocères (*Bosmina*, *Ceriodaphnia* et *Diaphanosoma*) et des petites espèces de *Daphnia* (*D. g. mendotae*, *D. dubia* et *D. ambigua*) mais affecte négativement le développement des copépodes calanoïdes. En milieu urbain, l'eutrophisation favorise le développement des rotifères tandis que l'absence de poissons planctivores dans les petits étangs artificiels et la présence de macrophytes sont associées à une plus grande diversité de cladocères et à la présence de grandes espèces de Daphnidae (Pinel-Alloul et Mimouni, 2013; Mimouni *et al.*, 2015). Finalement, les feux et les coupes forestières sont les perturbations majeures dans l'écozone boréale qui affectent indirectement le zooplancton. Patoine *et al.* (2000) et Jalal *et al.* (2005) ont montré que les feux occasionnent un processus d'eutrophisation par apports de minéraux et de nutriments sous forme de cendres tandis que les coupes forestières provoquent un processus de dystrophisation par apport de carbone organique dissous suite à la décomposition et au lessivage des résidus forestiers sur le bassin versant. Les feux de forêt occasionnent une augmentation de l'abondance des rotifères de 59% ainsi que de leurs prédateurs qui sont les copépodes cyclopoïdes. Par ailleurs, les coupes forestières entraînent la diminution de l'abondance des copépodes calanoïdes de 43% par rapport aux lacs de référence.

Tableau I. Indices biotiques basés sur les communautés planctoniques et leurs relations avec les gradients environnementaux et des perturbations anthropiques.

Gradients et Perturbations	Bioindicateurs et indices biotiques	Références
Eutrophisation	$N_{\text{Gros cladocères}}/N_{\text{Cladocères totaux}} \downarrow$ $N_{\text{Cladocères}}/N_{\text{Calanoïdes}} \uparrow$ $N_{\text{Cyclopoïdes}}/N_{\text{Calanoïdes}} \uparrow$ $B_{\text{Zooplancton}}/B_{\text{Phytoplancton}} \downarrow$ $P_{\text{Filtreurs}}/PP \downarrow$ \uparrow Crustacés Taux de broutage du zooplancton herbivore \downarrow $1 < \text{Indice de diversité-Shannon Wiener} < 2$ \uparrow Abondance // \downarrow Biomasse zooplancton \downarrow Richesse spécifique des cladocères \uparrow Richesse spécifique et abondance des rotifères	Gulati, 1984 Ivanova, 1985 Andronikova, 1996 Jeppesen <i>et al.</i> , 1999 Jeppesen <i>et al.</i> , 2000 Jeppesen <i>et al.</i> , 2011 Moss <i>et al.</i> 2003 Blank <i>et al.</i> , 2010 Havens et Beaver, 2011 Pinto-Coehlo <i>et al.</i> , 2005
Transparence de l'eau	\uparrow Gros cladocères filtreurs: <i>Daphnia</i> \uparrow <i>Daphnia</i> /Crustacés	Blindow <i>et al.</i> , 2000 Wissel <i>et al.</i> , 2003 Mazumder, 1994 Mazumder et Havens, 1998 Stemberger et Miller, 2003
Acidification Baisse en Ca	\downarrow <i>Daphnia</i> \downarrow <i>Daphnia</i> /Cladocères totaux \uparrow <i>Bosmina</i> , <i>Holopedium</i>	Sprules, 1975 Keller <i>et al.</i> , 1990 Pinel-Alloul <i>et al.</i> , 1990 Locke, 1992 Korosi <i>et al.</i> , 2010 Havens <i>et al.</i> , 1993 Azan <i>et al.</i> , 2015 Jeziorski <i>et al.</i> , 2015
Développement résidentiel Urbanisation	\uparrow Cladocères de petite taille: <i>Diaphanosoma</i> , <i>Ceriodaphnia</i> , <i>Simocephalus</i> \downarrow Copépodes calanoïdes	Gélinas et Pinel-Alloul, 2008 Pinel-Alloul et Mimouni, 2013 Mimouni <i>et al.</i> , 2015
Coupes de forêt	\downarrow Abondance des copépodes calanoïdes	Patoine <i>et al.</i> , 2000
Feux de forêt	\uparrow Abondance des rotifères et des copépodes cyclopoïdes	Patoine <i>et al.</i> , 2000 Jalal <i>et al.</i> , 2005
Enrichissement en nutriments	\uparrow PT \rightarrow \uparrow CHL \rightarrow \uparrow Biomasse du zooplancton	Patoine <i>et al.</i> , 2000

PT : phosphore total, CHL : Chlorophyll *a*, N: densité, B: biomasse, P: production, PP: production primaire

1.4 Le parc national du Mont-Tremblant : site d'étude

Le parc national du Mont-Tremblant a été créé en 1981, en vertu de la loi sur les parcs adoptée en 1977. Il occupe une surface de 1510 km² s'étendant sur deux régions naturelles, soient les Laurentides méridionales et les Laurentides boréales. Le territoire est partagé en trois bassins hydrographiques correspondant aux rivières Rouge, l'Assomption et Matawin. On y compte 400 lacs de plus d'un hectare qui se distribuent sur une surface de 82 km² ou 5,4% du territoire (Carignan, 2010).

D'après le dernier rapport du PSIE (2014), le parc du Mont-Tremblant a gardé un niveau d'intégrité écologique global stable au cours des dix dernières années. La diversité faunique du parc est représentative de la diversité de la région naturelle des Laurentides méridionales. On y a recensé 45 espèces de mammifères, 202 espèces d'oiseaux, 34 espèces de poissons, 14 espèces d'amphibiens et 6 espèces de reptiles. La recherche scientifique au parc du Mont-Tremblant est axée, prioritairement, sur l'étude du loup de l'est et sa relation avec les autres espèces (orignal, cerf de virginie, castor, êtres humains), sur le suivi des espèces non indigènes envahissantes ou surabondantes, surtout des plantes aquatiques et des espèces à statut particulier, l'étude de la faune ichthyenne et le contrôle de la pêche sportive, et sur l'évolution des habitats perturbés par l'homme (www.sepaq.com). Les études sur le biotope aquatique concernent la faune benthique, le plongeon huard, les anoues (PSIE, 2014), les insectes (Robert, 1953 et 1955; Roy et Harper, 1975) et certains poissons comme le meunier noir (Lauzon, 1955; Bouchard, 1971), le brochet commun (Mongeau, 1960 et 1980) et l'omble de fontaine (Benoit et Legault, 2002). Une seule étude a été faite sur le zooplancton, plus spécifiquement sur les rotifères (Nogrady, 1980). Plus récemment, le laboratoire du Dr. Carignan (SBL, Université de Montréal) a fait de nouveaux relevés sur la morphométrie et la bathymétrie des lacs et sur la qualité des eaux (Carignan, 2010). Finalement, le laboratoire du Dr. Amyot (GRIL, Université de Montréal) a déterminé les concentrations de mercure, de sélénium et de thiol dans les eaux de surface de quatre ruisseaux, de cinq étangs de castor et de 19 lacs (Labonté-David, 2012).

1.5 Objectifs et hypothèses du projet de recherche

Le portrait de la biodiversité aquatique dans les parcs nationaux du Québec est encore incomplet (PSIE, 2014). Il manque des éléments essentiels pour garantir la crédibilité scientifique du suivi environnemental. Il y a des lacunes importantes dans les données de référence sur la biodiversité des microorganismes qui forment la base des réseaux trophiques, en particulier le zooplancton qui constitue un maillon central du réseau trophique pélagique (McQueen *et al.*, 1986; Carpenter, 1988). La recherche réalisée dans le cadre du programme de maîtrise en sciences biologiques vise à combler ces lacunes en présentant une des premières études d'envergure sur le zooplancton des parcs naturels au Québec. Elle permettra d'acquérir des connaissances de base sur le zooplancton afin de mieux comprendre son contrôle environnemental en conditions de référence et de développer des approches pour le suivi de l'intégrité écologique dans les lacs des parcs nationaux de l'écozone boréale du Québec. Ce projet de recherche vise à caractériser la biodiversité et la structure des communautés zooplanctoniques des lacs du parc national du Mont-Tremblant (PNMT). Ce projet complète une étude récente de la qualité des eaux de 14 lacs du PNMT (Carignan, 2010).

L'objectif principal de la recherche est d'estimer les composantes de la diversité du zooplancton dans les lacs du PNMT et d'en décrire la structure taxonomique et fonctionnelle. Le zooplancton a été échantillonné en juillet 2009 et juin et juillet 2010 dans 14 lacs du PNMT. La biodiversité des communautés de zooplancton a été établie sur la base de la variation spatiale dans la diversité α (richesse en espèces dans chacun des lacs) et de la contribution des lacs et des groupes taxonomiques à la diversité β (variation interlac de la richesse et la composition du zooplancton). La structure du zooplancton a été établie sur la base des grands groupes taxonomiques (rotifères, cladocères, copépodes calanoïdes et cyclopoïdes) et de 12 groupes fonctionnels basés sur la taille et les groupes trophiques (filtreurs herbivores, omnivores, carnivores). La typologie des lacs a été établie en fonction de leur structure taxonomique et fonctionnelle et mise en relation avec l'hétérogénéité environnementale dans la morphométrie des lacs et des bassins versants, la qualité des eaux, l'état trophique et l'ichtyofaune. L'hypothèse que *la variation spatiale entre les lacs dans la composition du zooplancton était plus importante que la variation temporelle entre les séries d'échantillonnage (H1-a)* a été testée avec un modèle ANOVA sans réplication. Des

méthodes de groupements et d'analyses canoniques ont été appliquées pour tester *l'existence de différents types de communautés de zooplancton dans les lacs du PNMT (H1-b) et évaluer les relations avec les gradients limnologiques*. Ces analyses ont permis d'établir la stratégie d'échantillonnage optimale et de définir la typologie des communautés de zooplancton sur la base des abondances des groupes taxonomiques et fonctionnels et la présence d'espèces-clés, en lien avec les gradients limnologiques des lacs du PNMT.

Le second objectif de la recherche est de déterminer sur la base d'études antérieures (Tableau I), plusieurs indices biotiques en fonction de la structure taxonomique et fonctionnelle du zooplancton et de la présence d'espèces-clés, ceci afin d'évaluer leur potentiel comme outils pour le suivi environnemental de l'intégrité écologique des lacs du PNMT. Des méthodes d'analyses canoniques et des corrélations ont permis de tester l'hypothèse que *certaines indices reflétaient la variation dans la structure du zooplancton en lien avec les principaux gradients environnementaux et l'état trophique des lacs (H2)*.

Le troisième objectif de la recherche est de comparer la biodiversité et la structure du zooplancton des lacs du PNMT à celles observés dans d'autres parcs naturels (Parc de la Gatineau) et dans d'autres lacs de l'écozone boréale du sud du Québec. Compte-tenu des différences dans les efforts d'échantillonnage entre les études, la comparaison a été faite au niveau qualitatif. En particulier, nous avons évalué si *la diversité et la structure du zooplancton des lacs du PNMT étaient comparables ou différentes à/de celles des lacs du parc de la Gatineau et des lacs du sud du Québec (H3)*.

CHAPITRE 2 – Caractérisation du zooplancton de 14 lacs du Parc du Mont-Tremblant en lien avec leur état trophique et l'intégrité biologique

*Zooplankton characteristics of 14 lakes of the Mont-Tremblant national park in
relation to their trophic state and ecological integrity*

**ABIR CHEMLI¹, BERNADETTE PINEL-ALLOUL^{1*}, ANDREA BERTOLO², GINETTE MÉTHOT,
AUDREY LAFREPAYE, YÉLENA BIKA BIKA ET EL-AMINE MIMOUNI¹**

¹GRIL, Groupe de Recherche interuniversitaire en Limnologie et Environnement Aquatique;

Département de sciences biologiques, Université de Montréal,

C.P. 6128, Succ. Centre ville, Montréal, Québec, Canada, H3C 3J7.

e-mails: abir.chemli@umontreal.ca; bernadette.pinel-alloul@umontreal.ca;

yelena.brison-bika_bika@etu.umpc.fr;

el-amine.mimouni@umontreal.ca

²GRIL, Département des sciences de l'environnement, Université du Québec à Trois-Rivières, C.P.

500, Trois-Rivières, Québec, Canada. G9H 5H7.

e-mail: andrea.bertolo@uqtr.ca

*Auteur correspondant : Bernadette Pinel-Alloul, professeure titulaire, Tél : 514-343-6784

bernadette.pinel-alloul@umontreal.ca

en préparation pour la *Revue des Sciences de l'Eau*

RÉSUMÉ

Les lacs du Parc national du Mont-Tremblant (PNMT) représentent les conditions de référence des lacs oligo-mésotrophes du Québec méridional. La typologie environnementale est reliée aux gradients limnologiques dans la taille des lacs, leur état trophique et les communautés de poissons. Dans cet article, nous présentons la première étude d'envergure sur le zooplancton des lacs du PNMT incluant tous les groupes taxonomiques et fonctionnels et les composantes de la biodiversité. La diversité régionale (γ) du zooplancton dans les lacs du PNMT est de 40 espèces dont 22 rotifères, 10 cladocères et 8 copépodes. La diversité locale (α) du zooplancton est de 15 espèces par lac et varie entre 8 et 21 espèces, chacun des lacs abritant en moyenne 37% du pool régional d'espèces. La variation interlacs dans la diversité (β) est important et inversement reliée au patron de variation de la diversité α . La typologie du zooplancton reflète un gradient inverse dans l'abondance relative des rotifères et des copépodes calanoïdes. Ces taxons avec plusieurs espèces-clés de rotifères (*Kellicottia longispina* et *Conochilus unicornis*) et de cladocères de petite (*Bosmina* et *Diaphanosoma birgei*) et grande (*Daphnia catawba* et *Holopedium gibberum*) tailles offrent un bon potentiel d'indicateurs de l'état trophique des lacs et de leur intégrité écologique. L'analyse des relations entre la structure du zooplancton et les gradients limnologiques a permis de classer les lacs du PNMT en deux groupes bien distincts : les lacs plutôt oligotrophes à Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) riches en copépodes calanoïdes, représentés surtout par Allen, Herman, du Brochet, Obéron et Trap et les lacs qui sont plutôt oligo-mésotrophes à Grand brochet (*Esox lucius*), plus riches en nutriments et en rotifères, représentés principalement par Desjardins, Savane, Houdet, Monroe et Rossi.

Mots-clés : *Lacs, zooplancton, Parc du Mont-Tremblant, biodiversité, structure des communautés, état trophique, intégrité écologique.*

ABSTRACT

The lakes of the Parc National du Mont-Tremblant (PNMT) represent the conditions of reference for the oligo-mesotrophic lakes of the south-central Québec. Environment typology is linked to limnological gradients in lake size and depth, trophic state and fish community composition. In the present paper, we present the first important study on the zooplankton communities in 14 lakes of PNMT including new knowledge on the taxonomic and functional structure of zooplankton communities, and their biodiversity components. Zooplankton regional diversity (γ) accounted for 40 species including 20 rotifers, 10 cladocerans and 8 copepods. Zooplankton local diversity (α) is of 15 species per lake and varies from 8 to 21 species, each lake supporting 37% of the regional pool of species in average. Spatial variation in diversity among lakes (diversity β) is important and inversely related to spatial variation pattern in diversity α . Zooplankton typology reflects inverse gradients in the abundance of rotifers and calanoid copepods. These taxa with several key species of rotifers (*Kellicottia longispina* and *Conochilus unicornis*) and of small (*Bosmina*, *Diaphanosoma birgei*) or large (*Daphnia catawba*, *Holopedium gibberum*) cladocerans offer a good potential of bioindicators of lake trophic state and ecological integrity. Based on the relationships between zooplankton community structure and limnological gradients, we could distinguish two main groups of lakes: i) the oligotrophic lakes with the brook trout dominated by the calanoid copepods (Allen, Herman, du Brochet, Obéron and Trap), ii) the mesotrophic lakes with the northern pike (including planktivore cyprinids) dominated by rotifers (mainly Desjardins, Savane, Houdet, Monroe and Rossi).

Key Words: Lakes, zooplankton, Mont-Tremblant national park, biodiversity, community structure, trophic state, ecological integrity.

1- INTRODUCTION

Le Canada, à l'instar des États-Unis, a une grande expérience en matière de protection des parcs naturels et des aires protégées, un élément essentiel pour la conservation de la biodiversité dans les régions naturelles du pays (HÉRITIER et MOUMANEIX, 2007). En effet, les parcs nationaux constituent des réserves de biodiversité et des milieux de référence à l'abri des perturbations anthropiques majeures, qui doivent être conservés dans leur intégrité écologique pour les générations futures (AGENCE PARCS CANADA, 2013). La responsabilité du suivi de l'intégrité écologique des écosystèmes des parcs naturels relève principalement de Parc Canada au niveau du gouvernement fédéral et des gouvernements provinciaux (GRAILLON, 2009). Mais, la gestion des parcs naturels doit aussi se baser sur les connaissances découlant de la recherche afin d'assurer plus de rigueur scientifique et une meilleure prise de décision. Toutefois, il y a encore beaucoup de lacunes dans la connaissance des écosystèmes des parcs nationaux (AGENCE PARCS CANADA, 2013 ; PSIE, 2014). En effet, la majorité des suivis porte sur le milieu terrestre, en particulier sur la fragmentation et la perte des habitats, l'abondance et la dynamique des populations de mammifères (loup, wapiti, orignal), ainsi que sur certaines espèces aquatiques ayant un statut particulier comme certains amphibiens et poissons (PSIE, 2014). De plus, les études ciblent essentiellement les macroorganismes (mammifères, oiseaux, amphibiens, poissons) mais très rarement les microorganismes comme les algues et le zooplancton qui constituent la base du réseau trophique pélagique des lacs (McQUEEN *et al.*, 1986, PINEL-ALLOUL *et al.*, 1998a).

Dans le cadre de ce projet, le zooplancton a été choisi comme modèle d'étude car il est reconnu comme un bon indicateur de la qualité de l'eau, de l'état trophique et du niveau de perturbation des lacs. En effet, la structure des communautés de zooplancton varie en fonction de l'état trophique des lacs (HESSEN *et al.*, 1995; JEPPESEN *et al.*, 2000; PINTO-COELHO *et al.*, 2005; HABERMAN *et al.*, 2007; EJSMONT-KARABIN, 2012; EJSMONT-KARABIN et KARABIN, 2013), de l'acidité (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990 ; HAVENS *et al.*, 1993; PÉREZ-FUENTETAJA *et al.*, 2000) et de la transparence de l'eau (BLINDOW *et al.*, 2000; WISSEL *et al.*, 2003), ainsi que des perturbations anthropiques dans le bassin versant (PATOINE *et al.*, 2000 et 2002; JALAL *et al.*, 2005; GÉLINAS et PINEL-ALLOUL, 2008). En conséquence, plusieurs indices biotiques basés sur des attributs du zooplancton, comme sa

richesse spécifique, son abondance et sa biomasse, sa taille et sa composition taxonomique ont été proposés comme outils de gestion et de suivi environnemental de l'intégrité écologique des lacs en Europe et aux USA (STEMBERGER *et al.*, 2001; BOIX *et al.*, 2005; CARPENTER *et al.*, 2006; JEPPESEN *et al.*, 2011; EJSMONT-KARABIN et KARABIN, 2013; HABERMAN et HALDNA, 2014). En comparaison, l'utilisation du zooplancton comme bioindicateur de l'intégrité écologique des lacs est encore embryonnaire au Canada (ANAS *et al.*, 2013, 2014), et tout particulièrement dans les parcs nationaux.

Notre recherche vise à décrire la biodiversité ainsi que la structure taxonomique et fonctionnelle des communautés de zooplancton de 14 lacs du parc national du Mont-Tremblant (PNMT) afin d'évaluer son potentiel comme bioindicateur de l'état trophique et de l'intégrité écologique des milieux lacustres dans les parcs naturels. Ce projet complète une étude portant sur la morphométrie des lacs et leurs bassins versants et sur la qualité des eaux (CARIGNAN, 2010). Plusieurs attributs de la structure des communautés ont été étudiés : les composantes de la diversité (α , β , γ) l'abondance des grands groupes taxonomiques (rotifères, cladocères, copépodes cyclopoïdes et calanoïdes) et celle de 12 groupes fonctionnels basés sur la taille et les guildes trophiques. Des indices biotiques ont été définis sur la base des attributs du zooplancton présentant le meilleur potentiel comme bioindicateurs.

Nous avons d'abord déterminé la diversité locale (richesse en espèces : RS) dans chacun des lacs (diversité α), la variation de la diversité entre les lacs (diversité β) et la diversité régionale (diversité γ) pour l'ensemble des lacs à l'étude au PNMT. Nous avons ensuite évalué les variations spatio-temporelles dans la composition du zooplancton (assemblages d'espèces) entre les lacs et les périodes d'échantillonnage. La typologie des lacs a été définie sur la base des variations interlacs dans la composition taxonomique et les groupes fonctionnels du zooplancton afin de sélectionner les indices biotiques pouvant servir de bioindicateurs de l'intégrité écologique des lacs. Finalement, nous avons déterminé les relations entre la structure des communautés de zooplancton (groupes taxonomiques et fonctionnels, indices biotiques) et les variables limnologiques représentatives des gradients dans la morphométrie des lacs et des bassins versants, l'hydrologie, la qualité des eaux, l'ichtyofaune et l'état trophique des lacs.

Nous avons d'abord testé l'hypothèse que la variation spatiale entre les lacs dans la composition en espèces et la structure des communautés de zooplancton est la source de variation la plus importante en comparaison avec la variation temporelle entre les périodes d'échantillonnage. La question était de savoir si un suivi spatial limité à une seule période d'échantillonnage durant l'été serait suffisant pour un réseau de surveillance du zooplancton dans les lacs du PNMT. Ensuite, nous avons testé l'hypothèse que certains attributs du zooplancton (groupes taxonomiques et fonctionnels, indices biotiques) varient en fonction des gradients limnologiques (morphométrie, qualité de l'eau, indices trophiques, ichtyofaune) afin d'évaluer leur potentiel comme bioindicateurs de l'état trophique et de l'intégrité écologique des lacs à l'échelle régionale du PNMT.

Ce projet représente la première étude d'envergure sur le zooplancton du parc national du Mont-Tremblant incluant tous les groupes taxonomiques et fonctionnels et les composantes de la biodiversité. La seule étude réalisée auparavant sur le zooplancton des lacs du PNMT se limitait aux communautés de rotifères (NOGRADY, 1980). Notre recherche servira de référence pour les futures études de suivi et de gestion des lacs dans le parc du Mont-Tremblant et dans d'autres parcs nationaux du Québec et du Canada. Elle permettra d'augmenter les connaissances de base sur des composantes peu étudiées à la base des réseaux trophiques pélagiques et d'évaluer le potentiel du zooplancton comme bioindicateur de l'intégrité écologique des lacs, contribuant ainsi à l'amélioration des études sur la biodiversité et le suivi environnemental des écosystèmes aquatiques dans les parcs nationaux du Québec.

2- MATÉRIEL ET MÉTHODES

2.1 Sites d'étude et analyses limnologiques

L'étude a été réalisée au Parc National du Mont-Tremblant (PNMT), le parc provincial le plus vieux (1981) et le plus grand (surface = 1510 km²) du Québec. Le PNMT couvre les régions naturelles des Laurentides méridionales et des Laurentides boréales. Son territoire est divisé en trois bassins hydrographiques correspondant à la rivière Rouge, la rivière l'Assomption et la rivière Matawin (Figure 4A). Il comprend 400 lacs de plus de 1 hectare distribués sur une surface de 82 km², soit 5,4% du territoire (www.sepaq.com).

L'échantillonnage a été réalisé dans 14 lacs du parc du Mont-Tremblant (46,33°-46,52°N ; 74,35°-74,57°O) (Figure 4B). Les lacs sélectionnés sont répartis dans les trois bassins hydrographiques du PNMT et reflètent la gamme de variation des conditions limnologiques des lacs oligo-mésotrophes du Québec méridional (CARIGNAN, 2010 ; TREMBLAY et PIENITZ, 2015). La sélection des lacs a été limitée aux 14 lacs pour lesquels on avait les caractéristiques limnologiques (morphométrie et physico-chimie) et représentatifs de la variation environnementale sur la base du rapport de CARIGNAN (2010). La transparence de l'eau a été mesurée avec un disque de Secchi de 20 cm de diamètre et le coefficient d'atténuation de la lumière a été estimé avec des sondes LI-Cor de surface et submersible (Li-190 et Li-192A). L'état trophique des lacs a été évalué en mesurant les concentrations de phosphore total (PT), d'azote total (NT), de carbone organique dissous (COD) et de chlorophylle (Chl a). Les analyses physico-chimiques ont été effectuées selon les protocoles standards au laboratoire de qualité des eaux de l'Université de Montréal (CARIGNAN, 2010). Les informations sur la bathymétrie des lacs proviennent des banques de cartes des ministères (MRN-MDDEP) et de relevés bathymétriques faits par échosondage pour certains lacs (Ariel, Obéron, Rossi).

Les variables de qualité d'eau ont permis de définir l'état trophique des lacs selon l'échelle de CARLSON (1977) (indice TSI: Trophic State Index). L'indice TSI a été estimé en fonction de la transparence de l'eau au disque de Secchi (Sd), de la biomasse en chlorophylle (Chl a) ou de la concentration en phosphore total (PT) selon les formules suivantes :

$$1) \text{ TSI (Sd)} = 10 (6 - (\ln \text{ Sd} / \ln 2))$$

$$2) \text{ TSI (Chl}a) = 10 (6 - (2,04 - 0,68 \ln \text{ Chl}a) / \ln 2)$$

$$3) \text{ TSI (PT)} = 10 (6 - (\ln (48/\text{PT}) / \ln 2))$$

Selon les valeurs de l'indice TSI, l'état trophique des lacs varie du stade oligotrophe (TSI < 40), aux stades mésotrophe (40 < TSI < 50), eutrophe (50 < TSI < 70) et hypereutrophe (TSI > 70).

2.2 Échantillonnage et analyses du zooplancton

Le zooplancton a été récolté au centre de la zone pélagique des 14 lacs lors des campagnes d'analyse de la qualité des eaux (CARIGNAN, 2010) en juillet 2009 ainsi qu'en juin et juillet 2010, une période durant la saison estivale correspondant au maximum de diversité dans les communautés zooplanctoniques selon le modèle PEG (SOMMER *et al.* 1986 et 2012). Le zooplancton a été récolté par halage vertical à l'aide d'un filet à plancton à contre-levier de 53 μm de taille de maille et de surface d'ouverture de 0,04 m^2 (FILION *et al.*, 1993) sur l'ensemble de la colonne d'eau (1 m au-dessus du fond) au cours de la journée; les profondeurs d'échantillonnage varient selon les lacs de 2 m (Obéron) à 23 m (Herman). Ce type de filet offre une très bonne efficacité de filtration et la taille de maille permet de récolter tous les groupes taxonomiques du zooplancton (rotifères, cladocères, copépodes). Les organismes ont été anesthésiés avec de l'eau carbonatée pendant 5 min et ensuite fixés dans une solution de formaldéhyde (4%). Les organismes ont été colorés avec du rose de Bengale afin de faciliter le comptage et l'identification des espèces lors des analyses taxonomiques. Au laboratoire, les échantillons de juillet 2009 et juin 2010, ont été ramenés à un volume standard de 250 ml alors que les échantillons de juillet 2010 ont été ramenés à un volume de 500 ml. Les organismes zooplanctoniques ont été comptés dans des sous-échantillons de 12 ml (juillet 2009 et juin 2010) ou 24 ml (juillet 2010) à l'aide d'une cellule rotative Ward (WARD, 1955) sous une loupe binoculaire (Leica Wild M3B) aux grossissements 20X ou 40X.

L'analyse du zooplancton a été faite à deux niveaux de résolution taxonomique. Pour estimer les composantes de la diversité (α , β , γ) et la composition taxonomique du zooplancton, les échantillons récoltés dans chacun des lacs en juillet 2009 ont été analysés au niveau du genre et de l'espèce à l'aide de clefs d'identification pour les rotifères (EDMONDSON, 1959, STEMBERGER, 1979, CHENGALATH et KOSTE, 1983 et 1987; NOGRADY *et al.*, 1995), les cladocères (BROOKS, 1957 et 1959; BRANDLOVA *et al.*, 1972; CHENGALATH, 1982; AMOROS, 1984; DE MELO et HEBERT, 1994; HEBERT, 1995), les copépodes (SMITH et FERNANDO, 1978; DUSSART, 1969 et 2000; HUDSON et LESKO, 2003; HANEY *et al.*, 2010), et les larves de *Chaoborus* (SAETHER, 1971). Pour déterminer la structure fonctionnelle du zooplancton, les échantillons de juin et juillet 2010 ont été analysés sur la base de 12 groupes fonctionnels : 1 - petits rotifères herbivores (*Keratella*,

Polyarthra, etc.), 2 - rotifères omnivores et carnivores (*Asplanchna*, *Synchaeta*), 3 - petits cladocères < 1 mm (*Bosmina*, *Ceriodaphnia*, etc.), 4 - gros cladocères > 1 mm (*Daphnia*, *Holopedium*), 5 - cladocères prédateurs (*Leptodora*), 6 - nauplies de copépodes, 7 - copépodites calanoïdes, 8 - copépodites cyclopoïdes, 9 - adultes de calanoïdes herbivores (*Diaptomus*), 10 - adultes de calanoïdes carnivores (*Epischura*), 11 - adultes de cyclopoïdes omnivores (*Cyclops*) et 12 - larves de chaoboridés (*Chaoborus*). La structure fonctionnelle du zooplancton a aussi été estimée pour les échantillons de juillet 2009 sur la base des assemblages d'espèces des groupes taxonomiques.

Les abondances des 4 groupes taxonomiques et des 12 groupes fonctionnels ont été estimées pour chacun des lacs et pour les 3 campagnes d'échantillonnage selon les méthodes établies au laboratoire du Dr. Bernadette Pinel-Alloul (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990). Les densités des espèces (juillet 2009) et des groupes taxonomiques et fonctionnels ont été estimées en nombre d'individus par litre (Ind. L⁻¹) selon la formule suivante :

Densité (Ind. L⁻¹) = nombre d'organismes dans le sous-échantillon x volume concentré de l'échantillon (250 ml ou 500 ml) / volume du sous-échantillon (12 ml ou 24 ml) x volume d'eau filtré dans le lac (litres).

À partir des analyses des assemblages d'espèces de zooplancton dans les échantillons de juillet 2009, nous avons calculé les valeurs de i) la diversité locale alpha (α), qui correspond au nombre d'espèces de zooplancton dans chaque lac, ii) la diversité régionale gamma (γ), qui est représentée par le nombre total d'espèces répertoriées dans les 14 lacs du PNMT et iii) la diversité bêta (β), qui est la variation de la diversité entre les lacs. La diversité bêta (β) a été calculée sur la base du rapport de la diversité gamma (γ) sur la diversité alpha (α) moyenne par lac, ce qui indique la contribution moyenne des lacs à la diversité du zooplancton dans l'ensemble des sites à l'étude (GASTON et SPICER, 2004; SOININEN *et al.*, 2007). De plus, la contribution de chacun des lacs, des groupes zooplanctoniques et des espèces à la diversité β a été calculée selon la méthode de LEGENDRE et DE CÁCERES (2013). Cette méthode permet d'évaluer i) quels sont les lacs qui présentent une communauté particulière les distinguant des autres et ii) quels sont les groupes et les espèces qui contribuent le plus à la variation dans la biodiversité entre les lacs.

Pour décrire la typologie des communautés de zooplancton en lien avec l'intégrité écologique des lacs, nous avons utilisé des indices biotiques déjà établis pour le zooplancton (JEPPESEN *et al.*, 2011; EJSMONT-KARABIN et KARABIN, 2013), en particulier ceux basés sur la richesse spécifique et les abondances des groupes taxonomiques, et certaines espèces-clés (voir Tableau IV, résultats). Ces indices sont reliés aux types de conditions environnementales ou de perturbations anthropiques, tels que l'eutrophisation (YAN, 1986; JEPPESEN *et al.*, 1999, 2000 et 2011; MOSS *et al.*, 2003; BLANK *et al.*, 2010; HAVENS et BEAVER, 2011), la transparence de l'eau (BLINDOW *et al.*, 2000; WISSEL *et al.*, 2003; STEMBERGER et MILLER, 2003), l'acidification et la baisse en calcium (KELLER *et al.*, 1990; PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990; LOCKE, 1992; HAVENS *et al.*, 1993; YAN *et al.*, 2008; AZAN *et al.*, 2015), le développement résidentiel (GÉLINAS et PINEL-ALLOUL, 2008) ou la gestion des étangs urbains (MIMOUNI et PINEL-ALLOUL, 2013; MIMOUNI *et al.*, 2015) et le niveau de perturbation des bassins versants par les coupes et les feux de forêt (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1998b; PATOINE *et al.*, 2000 et 2002; JALAL *et al.*, 2005; WINKLER *et al.*, 2009).

2.3 Analyses statistiques

Toutes les variables limnologiques et biologiques ont été centrées réduites ainsi que les indices biotiques basés sur les attributs du zooplancton. L'indice TSI-Chla, la superficie du lac et du bassin-versant, le rapport de drainage ainsi que le volume du lac ont subi une transformation log. La profondeur moyenne et le temps de séjour de l'eau ont subi une transformation racine-quatrième. La transformation de Hellinger a été appliquée aux données d'abondance du zooplancton (Legendre et Gallagher, 2001; Borcard *et al.*, 2011).

Afin d'évaluer l'importance de la variation spatiale (espace) entre les lacs dans les communautés de zooplancton comparativement à la variation temporelle entre les périodes d'échantillonnage (temps), nous avons appliqué un test d'interaction espace-temps (STI: Space-Time Interaction) (Legendre *et al.*, 2010). Le test d'interaction a été fait avec 9999 permutations sur les données d'abondance d'espèces et s'est avéré non significatif ($P > 0,05$). Ceci signifie que la variation interlacs dans les communautés de zooplancton ne changeait pas entre les périodes d'échantillonnage. Il était donc justifié d'analyser les données moyennes des

3 périodes d'échantillonnage pour caractériser la variation spatiale en 2009-2010 des communautés zooplanctoniques des 14 lacs du PNMT.

Des analyses en composantes principales (ACPs) ont permis de visualiser la variabilité dans la morphométrie des lacs et des bassins versants, le temps de séjour de l'eau, la qualité des eaux, l'état trophique (Indices TSI) et la présence d'espèces clés de poissons (Omble de fontaine vs Grand brochet) afin de sélectionner les variables les plus discriminantes de l'hétérogénéité environnementale des lacs du PNMT. Des ACPs ont aussi été appliquées aux variables zooplanctoniques (groupes taxonomiques et fonctionnels, indices biotiques) afin de visualiser les similarités ou les différences entre les lacs dans la structure des communautés et de déterminer les attributs zooplanctoniques les plus discriminants à sélectionner pour les indices biotiques.

Pour établir les relations entre la structure des communautés de zooplancton et les caractéristiques environnementales des lacs, nous avons fait des analyses canoniques de redondance (ACRs) avec un processus d'ordination sous contrainte et une sélection pas à pas des variables limnologiques qui expliquaient le mieux les variations spatiales dans la structure des communautés de zooplancton et les indices biotiques (Borcard et al., 2011). Les modèles ont été établis après 9999 permutations avec une sélection progressive des variables limnologiques (BLANCHET et al., 2008).

Finalement, pour évaluer les liens entre la structure du zooplancton et les indices biotiques d'une part, et l'état trophique des lacs d'autre part, nous avons appliqué des modèles de régression linéaire entre les variables zooplanctoniques et les indices trophiques, en particulier l'indice TSI-Chla.

Toutes les analyses ont été faites avec le progiciel R (R Development Core Team, 2012), en utilisant les bibliothèques [vegan], [BiodiversityR] et [STI] selon les méthodes de LEGENDRE et LEGENDRE (2012).

3- RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 Typologie environnementale des lacs

Le tableau II présente les valeurs moyennes (minima et maxima, ratio maximum/minimum) des caractéristiques morphométriques des lacs et des bassins versants, du temps de séjour de l'eau, de la qualité des eaux de surface et des indices trophiques. Les valeurs respectives pour chacun des lacs sont présentées en annexes (Tableaux S1, S2 et S3).

Les lacs du PNMT situés entre 344 et 533 m d'altitude (en moyenne 457 m) présentent des gradients importants en termes de taille et de volume, ainsi qu'au niveau du temps de séjour des eaux, avec des ratios maximum/minimum variant de 89 à 526 (Tableau II). Leur superficie est de 0,77 km² en moyenne et varie de 0,03 à 3,35 km². En moyenne, la profondeur maximale est de 15 m (4-27 m) et la profondeur moyenne de 5 m (1,6-11 m). Le volume des lacs varie de 0,06 à 23 km³ (moyenne de 5 km³). La superficie des bassins versants est aussi très variable allant de 0,82 à 432 km² (moyenne de 42 km²) et le ratio de drainage varie de 7 à 346 (moyenne de 42). Cinq lacs (Ernie, Du Brochet, Trap, Desjardins, Buri) sont de petite taille (< 0,2 km²) et ont de très petits bassins versants (≤ 2 km²) (Tableau S1, Annexes). Cinq autres lacs (Obéron, Ariel, Allen, Houdet, Herman) sont de taille moyenne (0,2-0,6 km²) avec des bassins versants plus grands (3-12 km²). Seulement 4 lacs (Rossi, de la Savane, des Sables, Monroe) sont plus grands que 1 km² et ont de très grands bassins versants (> 30 km²). Le lac Monroe situé à la plus basse altitude (344 m) a le plus grand bassin versant (432 km²) et le plus grand ratio de drainage (346). Compte tenu des grandes variations dans la taille des lacs et des bassins versants, le temps de séjour des eaux varie de 2,68 ans au lac Ernie à 11 jours (0,03 an) au lac Monroe, et est en moyenne de moins d'un an (0,6 an). Les lacs se distinguent aussi par leur régime thermique. Les lacs peu profonds ($Z_{\max} \leq 6$ m : Du Brochet, Buri, Obéron, Trap) ont un régime polymictique et ne sont pas stratifiés. Les lacs plus profonds ($Z_{\max} > 6$ m à 27 m) ont un régime dimictique et sont stratifiés (Tableau S1, Annexes) (CARIGNAN, 2010).

Tableau II. Valeurs moyennes (\pm écart type), minimum et maximum, et ratios maximum/minimum des variables limnologiques (morphométrie, qualité des eaux, temps de séjour de l'eau) et des indices trophiques TSI.

Table II. Mean values (\pm standard error), minimum and maximum, and ratios maximum/minimum of limnological variables (morphometry, water quality, water retention time) and of TSI trophic indices.

Variables limnologiques	Moyenne \pm écart type	Minimum	Maximum	Maximum/ Minimum
Morphométrie				
ALT (Altitude du lac en m)	457,3 \pm 51,9	344	533	1,55
SUP (Superficie du lac en km ²)	0,77 \pm 0,95	0,03	3,35	111,66
SBV (Superficie du bassin versant en km ²)	41,9 \pm 113,1	0,82	432	526,83
AB/AL (aire du bassin versant / aire du lac)	42,4 \pm 87,9	7,4	346,2	46,78
Zmax (Profondeur maximale du lac en m)	14,7 \pm 8,8	4	27	6,75
Zmoy (Profondeur moyenne du lac en m)	5,0 \pm 2,9	1,6	11,3	7,06
Vol (Volume du lac en km ³)	5,13 \pm 7,07	0,06	23,42	390,33
Hydrologie				
Tsej (Temps de séjour de l'eau en année)	0,64 \pm 0,70	0,03	2,68	89,33
Qualité des eaux*				
PT (Phosphore total en $\mu\text{g/L}$)	7,5 \pm 3,4	2,7	16,6	6,15
NT (Azote totale en $\mu\text{g/L}$)	224,6 \pm 63,3	138,3	389	2,81
COD (Carbone organique dissous en mg/L)	3,6 \pm 0,8	2,4	4,8	2
Chla (Chlorophylle- <i>a</i> en $\mu\text{g/L}$)	2,6 \pm 2,1	0,8	9,4	11,75
Cond (Conductivité en $\mu\text{S/cm}$)	17,2 \pm 2,9	13,2	21,4	1,62
Sec (Transparence au disque de Secchi en m)	4,5 \pm 1,5	2,9	8,3	2,86
Kpar (Coeff. d'atténuation lumineuse en m ⁻¹)	0,73 \pm 0,25	0,33	1,09	3,30
Indices d'état trophique (TSI)				
TSI (Sd)	39,2 \pm 4,8	29,0	46,6	1,61
TSI (Chla)	37,3 \pm 5,7	27,41	47,7	1,74
TSI (PT)	32,6 \pm 6,9	18,6	46,8	2,52

* moyennes 2009-2010, tirées de CARIGNAN (2010)

Les lacs présentent aussi des gradients au niveau de la qualité des eaux de surface (Tableau II). Les plus fortes variations (6-12 fois) sont observées au niveau des indices trophiques (PT, *Chl_a*) tandis que la variation est plus faible (2-3 fois) pour la couleur et la transparence de l'eau. Les lacs sont généralement clairs avec une transparence moyenne de 4,5 m et des variations de 2,9 m au lac Obéron à 8,3 m au lac Ernie (Tableau S2, Annexes). Inversement, le coefficient d'extinction de la lumière (*K_{par}*) varie de 0,33 m⁻¹ au lac Ernie à 1,09 m⁻¹ au lac Desjardins (moyenne de 0,73 m⁻¹). Les concentrations en carbone organique dissous (COD) varient de 2,4 mg/L au lac du Brochet à 4,8 mg/L au lac Houdet (en moyenne 3,6 mg/L). Les lacs sont peu minéralisés avec une conductivité moyenne de 17,2 µS/cm (13-21 µS/cm). Les concentrations de phosphore total varient de 2,7 µg/L au lac Ernie à 16,6 µg/L au lac Desjardins (moyenne de 7,5 µg/L), celles d'azote total de 138 à 389 µg/L (moyenne de 225 µg/L), et celles de chlorophylle-*a* de 0,8 µg/L au lac Herman à 9,4 µg/L au lac Desjardins (moyenne de 2,6 µg/L).

En moyenne, les lacs du PNMT sont des lacs oligo-mésotrophes avec des indices trophiques (TSI) < 40 (Tableau II). D'après les trois indices TSI (*S_d*, *Chl_a*, PT) (Tableau S3, Annexes), les lacs Desjardins, Obéron, de la Savane, Houdet, Monroe et Ariel sont mésotrophes avec au moins un des indices trophiques > 40. Les lacs Ernie, Herman, Allen et Trap sont les plus oligotrophes avec au moins un des indices trophiques < 30. Les lacs du Brochet, Buri, des Sables et Rossi ont un statut oligo-mésotrophe avec des TSI compris entre 30 et 40.

Les lacs du PNMT se distinguent aussi au niveau des communautés de poissons et prédateurs invertébrés du zooplancton. Dix-sept espèces de poissons ont été répertoriées dans les lacs à l'étude (Tableau S4, Annexes). La typologie de l'ichtyofaune basée sur une ACP (Figure S1, Annexes) a permis de distinguer deux groupes de lacs sur la base de la présence exclusive de l'Omble de fontaine dans 5 lacs (Allen, Herman, Obéron, Trap, Du Brochet) ou du Grand brochet dans 9 lacs (Ernie, Rossi, De la Savane, Ariel, Buri, Houdet, Desjardins, Monroe et Sables). Les communautés de poissons des lacs du PNMT sont typiques de celles des lacs du Bouclier Canadien où l'Omble de fontaine et le Grand brochet ne se retrouvent jamais ensemble (BERTOLO et MAGNAN, 2006). L'échantillonnage n'ayant pas pu être fait

de nuit, les abondances des Chaoboridés sont probablement sous-estimées. Ils sont cependant les prédateurs invertébrés les plus courants dans les lacs du PNMT comme dans les lacs du Bouclier Canadien (MASSON et PINEL-ALLOUL, 1998 ; RAMCHARAN *et al.*, 2001). Plusieurs espèces de petite taille (*Chaoborus flavicans*, *C. punctipennis*, *C. crystallina*, *C. trivittatus*) ont été recensées dans 9 lacs. L'espèce de grande taille *C. americanus* n'a été retrouvée que dans le lac Ernie (Tableaux S4 et S6, Annexes).

L'analyse en composantes principales (ACP) basée sur les caractéristiques limnologiques des lacs du PNMT a mis en évidence trois gradients majeurs reliés à la taille des lacs et leur état trophique ainsi qu'à la typologie des communautés de poissons (Figure 5). Les deux premiers axes représentent 71% de la variabilité environnementale. L'axe 1 (40%) relié à l'état trophique est associé à une progression des trois indices TSI et à une hausse du ratio de drainage (AB/AL), parallèlement à une baisse de l'altitude et du temps de séjour des eaux (Tsej). Il distingue les lacs les plus oligotrophes (Ernie, Herman, Allen) situés à plus haute altitude et ayant un long temps de séjour des eaux des lacs mésotrophes (Houdet, Desjardins) ou ayant un très grand ratio de drainage (Monroe). L'axe 2 (31%) reflète le gradient de taille (SUP, Vol) et de profondeur des lacs (Zmax, Zmoy) et l'opposition entre les lacs à Omble de fontaine (SAFO) et ceux à Grand brochet (ESLU). Les petits lacs peu profonds avec un petit bassin versant, les plus isolés en altitude sont habités par l'Ombre de fontaine (Trap, Brochet, Herman, Allen, Obéron) tandis que les grands lacs plus profonds avec un grand bassin versant sont habités par le Grand brochet (des Sables, Rossi, de la Savane, Monroe).

Les gradients limnologiques observés dans les lacs du PNMT correspondent aux gradients caractéristiques d'enrichissement trophique et de profondeur des lacs du Québec méridional (TREMBLAY et PIENITZ, 2015). La gamme d'état trophique des lacs du PNMT se situe au niveau inférieur du gradient trophique observé dans l'ensemble du Québec méridional (ultra-oligotrophe à hypereutrophe). En ce sens, les lacs du PNMT représentent bien les conditions naturelles de référence des lacs du Québec méridional les moins perturbés par les activités anthropiques.

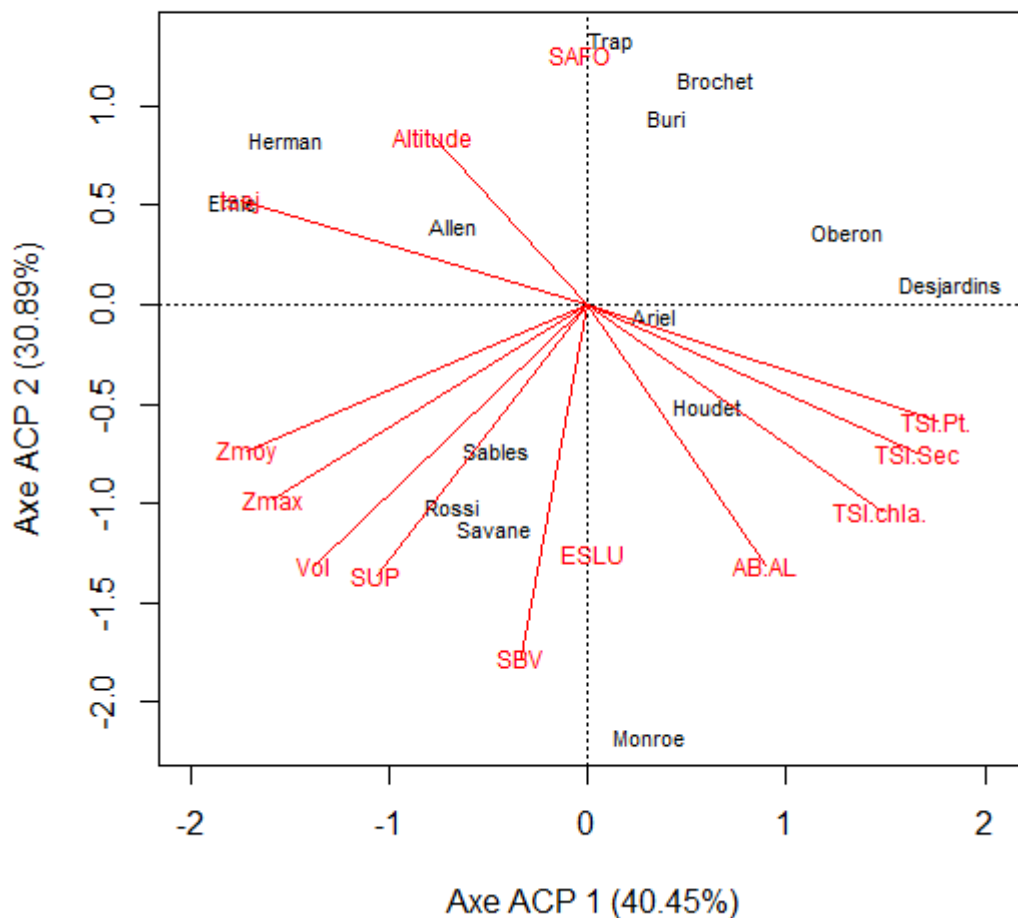


Figure 5. Analyse en composantes principales (ACP) basée sur les variables limnologiques (morphométrie, hydrologie, qualité des eaux, indices trophiques et typologie des communautés de poissons prédateurs)

Figure 5. Principal component analysis (PCA) based on the limnological variables (morphometry, hydrology, water quality, trophic indices, and fish predators typology)

Lacs : AL(Allen), OB (Obéron), ER(Ernie), HE (Herman), RO(Rossi), SV (de La Savane), TR (Trap), AR (Ariel), BU (Buri), BR (du Brochet), HO (Houdet), DE(Desjardins), MO (Monroe), SB (des Sables).

Variables limnologiques : Altitude (m), AB/AL (ratio de drainage), SBV (surface du bassin versant), SUP (surface du lac), Vol (Volume du lac), Zmax (profondeur maximale), Zmoy (Profondeur moyenne), tsej (temps de séjour des eaux), TSt.Pt (Indice TSI basé sur le phosphore total), TSt.chla (Indice TSI basé sur la chlorophylle a), TSt.Sec (Indice TSI basé sur la transparence au Secchi), ESLU (*Esox lucius*), SAFO (*Salvelinus fontinalis*)

3.2. Composantes de la biodiversité et assemblages d'espèces de zooplancton

À l'échelle du PNMT, la diversité γ répertoriée dans les 14 lacs est de 40 espèces dont 22 rotifères, 10 cladocères et 8 copépodes (4 calanoïdes + 4 cyclopoïdes) (Tableaux S5 et S6, Annexes). Compte-tenu des différences dans l'effort d'échantillonnage, il est difficile de comparer quantitativement la diversité γ des lacs du PNMT avec celle d'autres régions du Québec ou des parcs nationaux. En effet, les estimés de diversité du zooplancton des lacs du Bouclier Canadien basés sur un seul échantillonnage, comme dans le cas du PNMT, sont sous-évalués d'au moins 50% et devraient être vus comme des indices plutôt que des estimés absolus (ARNOTT *et al.*, 1998). Néanmoins, la diversité (γ) du zooplancton pélagique des 14 lacs du PNMT est globalement comparable à celle rapportée pour les lacs oligo-mésotrophes du Canada. Ainsi, cinquante-trois (53) espèces ont été recensées dans 54 lacs naturels situés au sud du 52°N de latitude au Québec (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990) et 62 espèces (> 5% d'occurrence) dans 38 lacs naturels ou affectés par les coupes et les feux de forêt autour du réservoir Gouin (PATOINE *et al.*, 2002). Dans les Territoires du Nord-Ouest et du Yukon, on a recensé 41 espèces dans 30 lacs subarctiques et alpins (SWADLING *et al.*, 2000). Par contre, la diversité γ du zooplancton dans les lacs du PNMT est inférieure à celles rapportées dans d'autres parcs probablement à cause du plus faible effort d'échantillonnage limité à la zone pélagique. Au parc de la Gatineau, un parc plus anthropisé que le PNMT, on a recensé 52 à 86 espèces dans les zones pélagiques et littorales de 4 lacs (MÉTHOT et PINEL-ALLOUL, 2008 à 2012). Dans le cadre d'études à large échelle (> 100 lacs), la richesse du zooplancton des lacs des parcs nationaux du Canada est de l'ordre d'une centaine d'espèces (ANDERSON, 1974 ; LARSON *et al.*, 2009).

À l'échelle locale, la diversité α du zooplancton est en moyenne de 15 espèces par lac et varie entre 8 et 21 espèces (Tableau III). Les lacs qui ont la plus grande richesse en espèces sont les lacs Houdet, Allen et Ariel (≥ 19 espèces) ; les moins riches en espèces sont les lacs Obéron, Trap, Herman, Rossi et Desjardins (≤ 12 espèces); les lacs Ernie, de la Savane, du Brochet, Monroe, des Sables, et Buri ont une richesse moyenne (14-19 espèces). Dans l'ensemble, la diversité locale du zooplancton dans les lacs du PNMT est plus élevée que celle des lacs de la forêt boréale dans les Territoires du Nord-Ouest et du Yukon (2-15 espèces; SWADLING *et al.*, 2000). Elle se compare à la diversité locale du zooplancton dans les lacs

oligo-mésotrophes du Bouclier Canadien de l'est du Québec (14-17 espèces par lac) (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990 ; WINKLER *et al.*, 2009). Elle est moindre que celle estimée dans le cadre d'échantillonnages plus intensifs des lacs oligotrophes du nord de l'Ontario (Projet Coldwater : 27 espèces par lac; suivi de 10 ans, données non publiées) et du Québec (46 espèces par lac: suivi de 38 lacs, PATOINE *et al.*, 2002). Dans le parc de la Gatineau, la diversité du zooplancton pélagique et littorale est plus élevée (27 espèces par lac) (MÉTHOT et PINEL-ALLOUL, 2008-2012).

Tableau III. Richesse spécifique (diversité α) et contributions à la diversité β (LCBD) des lacs et des groupes taxonomiques.

Table III. *Species richness (diversity α) and contributions of lakes and taxonomic groups to β diversity (LCBD).*

Lacs	Richesse spécifique - diversité α				Contribution à la diversité β (LCBD)			
	Rot.	Clad.	Cop.	Zoo.	Rot.	Clad.	Cop.	Zoo.
Allen	13	5	2	20	3,70	1,92	0,10	5,73
Oberon	5	2	1	8	7,19	2,70	0,08	9,97
Ernie	13	3	1	17	6,96	1,17	0,05	8,18
Herman	6	6	0	12	7,20	1,44	0,06	8,70
Rossi	7	3	1	11	6,17	1,40	0,08	7,65
Savane	8	6	2	16	3,36	0,32	0,24	3,92
Trap	2	5	3	10	3,31	5,76	0,99	10,06
Ariel	10	5	4	19	3,42	0,51	0,10	4,03
Buri	8	5	1	14	3,83	1,60	0,16	5,60
Brochet	10	4	2	16	2,30	0,58	0,38	3,26
Houdet	10	9	2	21	4,34	1,26	0,11	5,71
Desjardins	5	5	1	11	9,63	2,20	0,09	11,93
Monroe	11	4	0	15	6,39	1,34	0,06	7,79
Sables	4	7	3	14	3,06	3,79	0,62	7,47
%	50	37,5	12,5	100	70,86	26,01	3,13	100,00
Moyenne	8	5	2	15	5,06	1,86	0,22	7,14

La richesse spécifique des rotifères (8 espèces en moyenne, 2-13 espèces) représente 50% de la diversité locale ; celles des cladocères (5 espèces en moyenne, 2 à 9 espèces) et des copépodes (2 espèces en moyenne, 0-4 espèces) sont beaucoup moins importantes (37,5 et 12,5%) (Tableau III). Ce patron de répartition dans la richesse en espèces est typique des lacs de la zone boréale du Québec (PATOINE *et al.*, 2002) et du Canada (SWADLING *et al.*, 2000 ; LARSON *et al.*, 2009). Les rotifères et les cladocères, ayant généralement une reproduction asexuée et une croissance rapide, représentent la majorité des espèces tandis que les copépodes ayant un cycle plus long et une reproduction sexuée, sont peu diversifiés (ALLEN, 1976).

La diversité β régionale calculée selon le rapport de la diversité γ sur la diversité α moyenne est égale à 2.67, ce qui signifie qu'en moyenne on retrouve 37% des espèces du pool régional dans chacun des lacs (2,67 \ 7,14: rapport entre la diversité β moyenne au niveau régional et la diversité β moyenne par lac, Tableau III) tel qu'observé dans les lacs du Bouclier Canadien (ARNOTT *et al.*, 1998). La contribution des lacs à la diversité β (LCBD) varie d'un minimum de 3-4% aux lacs du Brochet, de La Savane et Ariel à un maximum de 10-12% aux lacs Trap et Desjardins (Tableau III), la contribution moyenne d'un lac à la diversité β étant de 7%. Le coefficient LCBD exprime le degré d'unicité du lac quant à la composition du zooplancton (LEGENDRE et CÁCERES, 2013). Il permet de distinguer les lacs où on retrouve surtout des espèces communes (faibles LCBDs) des lacs qui abritent des groupes et espèces particulières (forts LCBDs), notamment le lac Trap, très riche en gros copépodes calanoïdes (*Aglaodiatus spatulocrenatus*) et en cyclopoïdes (*Eucyclops speratus*) rarement retrouvés dans les autres lacs, et le lac Desjardins qui se singularise par de fortes abondances du rotifère *Kellicottia bostoniensis*, du cladocère *Holopedium gibberum* et du copépode cyclopoïde *Mesocyclops edax* mais où on n'a pas trouvé de copépodes calanoïdes (Voir Tableau S6: Annexes). Tel qu'observé en milieu urbain (MIMOUNI *et al.*, 2015), il existe une relation inverse entre la diversité α (richesse spécifique : RS) et la contribution des lacs à la diversité β (LCBD) ($RS = 14 - 0,47 LCBD$; $R^2 = 0,50$). Les lacs les plus riches en espèces, pour la plupart des espèces communes, sont ceux qui contribuent le moins à la variation dans diversité β . Inversement, les lacs qui ont un petit nombre d'espèces moins fréquentes ou plus rares sont ceux qui contribuent le plus à la diversité β .

En termes d'occurrence, les espèces les plus fréquentes retrouvés dans au moins 12 lacs sont des rotifères (*Kellicottia longispina*, *Keratella taurocephala* et *Keratella cochlearis*) et des cladocères (*Bosmina*, *Holopedium gibberum* et *Daphnia catawba*) (Figure 6A). Neuf espèces se retrouvent dans la moitié des lacs et 13 espèces sont présentes dans 2 lacs ou moins. En termes d'abondance, les espèces dominantes sont des rotifères (*Kellicottia longispina*, *Conochilus unicornis*, *Kellicottia bostoniensis*, *Keratella taurocephala*) et le petit cladocère (*Bosmina*) (Figure 6B). Les patrons de dominance des espèces de zooplancton dans les lacs du PNMT sont similaires à ceux observés dans les lacs du Bouclier Canadien en Ontario (RUSAK *et al.*, 2001) et au Québec (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990 ; PATOINE *et al.*, 2002).

Les rotifères ont la plus forte contribution à la diversité β (70%) suivi des cladocères (26%) tandis que les copépodes y contribuent très peu (3%) tel que noté pour la diversité α (Tableau III). La contribution des espèces à la biodiversité β (SCBD) varie d'un minimum de 0.005% pour le cladocère prédateur *Leptodora kindtii* à un maximum de 21% pour le rotifère colonial *Conochilus unicornis* (Tableau S5, Annexes). Les 13 espèces qui ont un SCBD plus élevé que la moyenne (SCBD moy = 0,15) sont les espèces qui contribuent le plus à la β diversité du zooplancton (Figure 6C), dont notamment *Conochilus unicornis*, *Kellicottia longispina*, *K. bostoniensis*, *Keratella cochlearis*, *Pompholyx sulcata*, *Polyarthra major*, *Keratella taurocephala* et *Polyarthra vulgaris* chez les rotifères, *Bosmina*, *Daphnia catawba*, *Holopedium gibberum*, *Diaphanosoma birgei* et *D. brachyurum* chez les cladocères. Plusieurs de ces espèces caractérisent la typologie du zooplancton des lacs du PNMT (Figure 7). Les deux premiers axes de l'ACP représentent 58% des variations dans la composition du zooplancton (Figure 7A). Sur l'axe 1 (34%) on distingue les lacs dominés par le rotifère *Kellicottia longispina* (Ernie, Obéron, Herman) de ceux dominés par le rotifère colonial *Conochilus unicornis* (Rossi, Houdet, Ariel, Du Brochet). Sur l'axe 2 (25%), on distingue les lacs dominés par le petit cladocère *Bosmina* (Allen, Desjardins). Sur la base des crustacés (Figure 7B), on distingue des lacs ayant des cladocères de taille différente. Sur l'axe 1 (40%), les lacs riches en petits cladocères *Bosmina* (Monroe, Allen, Buri, Ariel: à gauche) s'opposent à ceux dominés par le gros cladocère *Daphnia catawba* (des Sables, Herman, Trap). Sur l'axe 2 (25%), on distingue les lacs avec le petit cladocère *Diaphanosoma birgei* (Rossi, Oberon) de ceux avec le gros cladocère gélatineux *Holopedium gibberum* (Brochet, Houdet).

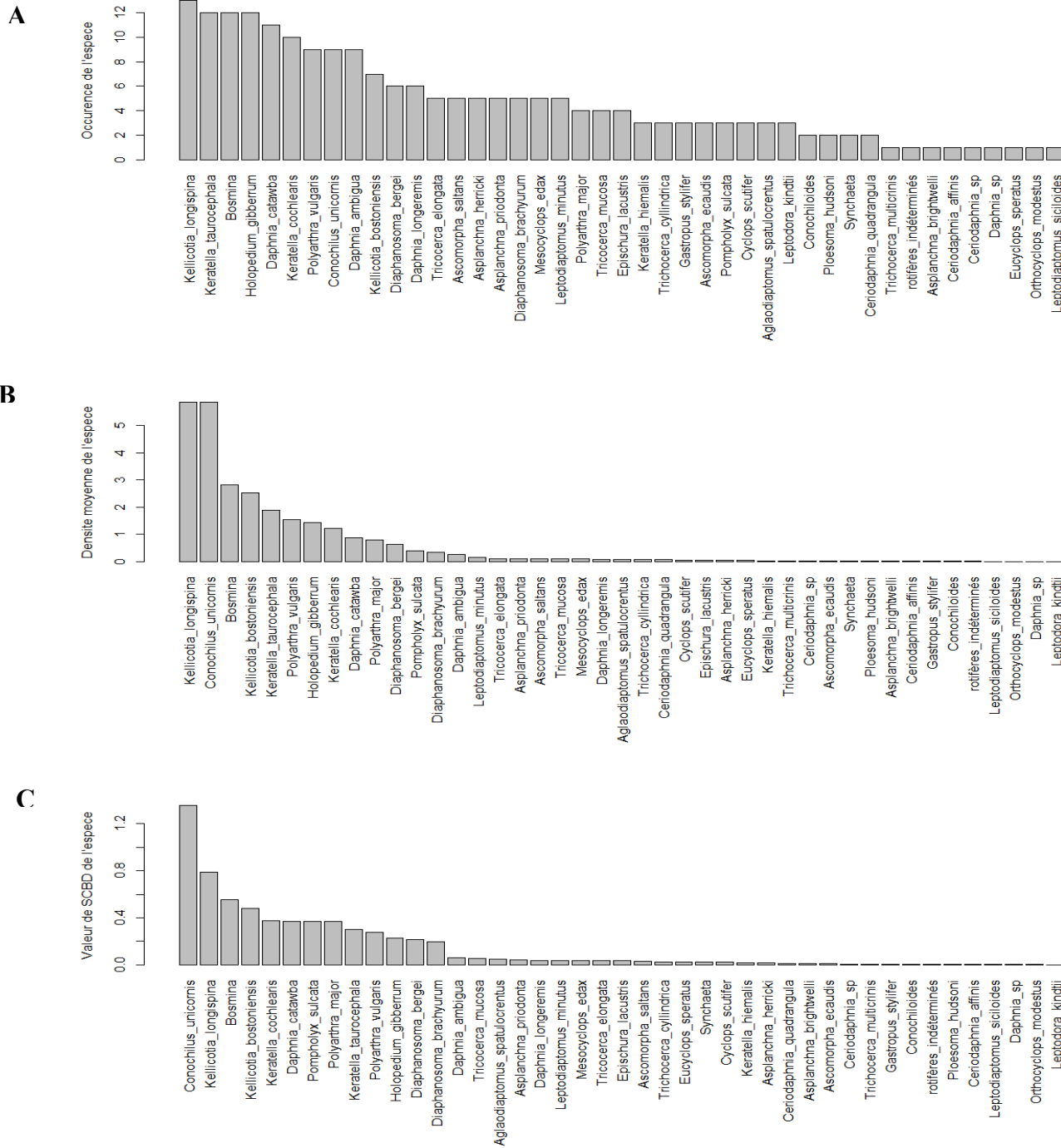
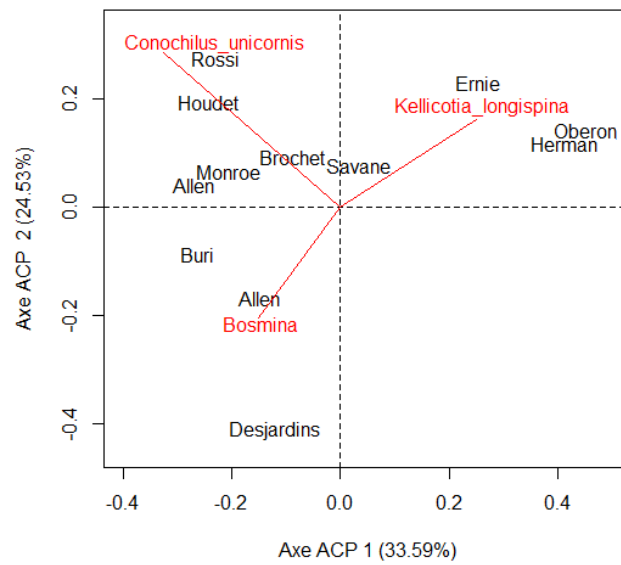


Figure 6. Rangs des espèces de zooplancton en fonction de leur fréquence d'occurrence (A), de leur densité moyenne (B) et de leur contribution à la biodiversité β (SCBD) (C).

Figure 6. Zooplankton species ranks according to their occurrence (A), their mean density (B), and their contribution to β diversity (SCBD) (C).

A)



B)

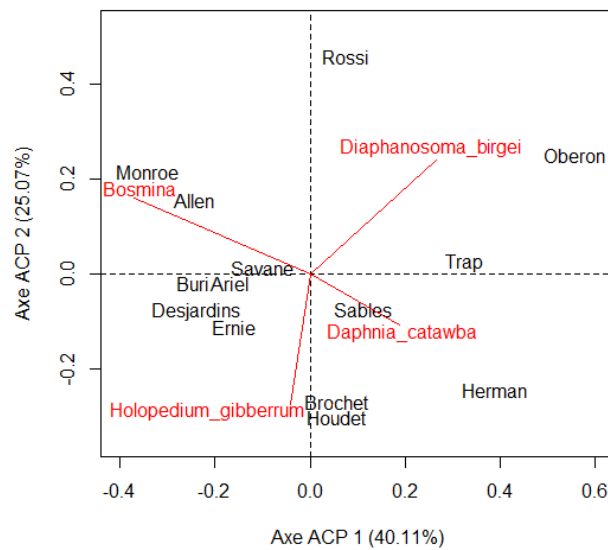


Figure 7. Analyses en composantes principales basées sur les assemblages de toutes les espèces de zooplancton (A) et de crustacés planctoniques seulement (B). Juillet 2009.

Figure 7. Principal components analysis based on all zooplankton species (A) and only on crustacean species (B). July 2009.

La typologie du zooplancton des lacs du PNMT est caractéristique des lacs de l'est du Canada (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990; PATOINE *et al.*, 2002). Les espèces de rotifères *Kellicotia longispina* et *Conochilus unicornis* sont indicatrices de lacs oligo-mésotrophes aux eaux claires (HABERMAN et HALDNA, 2014; GANNON et STEMBERGER, 1978) ou des lacs dystrophes colorés et aux eaux acides (PEJLER, 1957). Dans les lacs du Bouclier Canadien, *Daphnia catawba* se retrouve dans les lacs oligotrophes, acides et peu minéralisés car elle n'est pas sensible à la baisse des concentrations en calcium (HABERMAN *et al.*, 2007 ; AZAN *et al.*, 2015). *Holopedium gibberum* est aussi une espèce de gros cladocères caractéristique des lacs humiques, acides et pauvres en calcium du Bouclier Canadien où elle remplace *Daphnia* car elle est couverte d'un manteau gélatineux et ne possède pas de carapace calcifiée (JEZIORSKI *et al.*, 2015). L'abondance d'*H. gibberum* a augmenté de 30% entre 1980 et 2005 dans les lacs du centre-sud de l'Ontario parallèlement à une baisse de 25% dans les concentrations de Ca (PALMER *et al.*, 2011). Les autres espèces de cladocères (*Bosmina* et *Diaphanosoma birgei*) sont de petite taille et supportent une grande gamme de conditions au niveau du pH et de l'état trophique (EJSMONT-KARABIN et KARABIN, 2013). *Bosmina* est le cladocère dominant dans les lacs acides du Québec (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990) et de l'Ontario (YAN et STRUS, 1980) et dans les lacs sujets à une forte pression de prédation par les poissons planctivores (HESSEN *et al.*, 1995). Finalement, *Diaphanosoma birgei* est une espèce plus sensible à l'acidité que *Bosmina*, généralement absente dans les lacs de pH < 6 (HAVENS *et al.*, 1993).

3.3 Variabilité spatio-temporelle de la structure des communautés zooplanctoniques

Le test d'interaction espace-temps (Space-Time Interaction : STI) démontre que la composition du zooplancton sur la base des groupes taxonomiques diffère significativement entre les lacs ($P = 0,0007$) et entre les périodes d'échantillonnage ($P = 0,0001$) mais que l'interaction espace-temps n'est pas significative ($P = 0,1834$) (Tableau IV). Ceci signifie que la composition du zooplancton varie entre les lacs et aussi entre les mois d'échantillonnage mais de façon indépendante, c'est-à-dire que la variation spatiale entre les lacs ne change pas

en fonction des périodes d'échantillonnage et vice-versa. Dans l'ensemble des lacs tempérés d'Amérique du Nord, la variation spatiale dans les communautés de zooplancton excède aussi de beaucoup la variation interannuelle, bien qu'il puisse y avoir des interactions espace/temps pour certains groupes de zooplancton (RUSAK *et al.*, 2002). Notre étude suggère donc qu'un échantillonnage axé sur un suivi spatial de plusieurs lacs offre plus de potentiel qu'un suivi temporel de quelques lacs dans le cadre du suivi des communautés zooplanctoniques des lacs du PNMT.

Tableau IV. Résultats du test d'interaction espace-temps (Test STI)

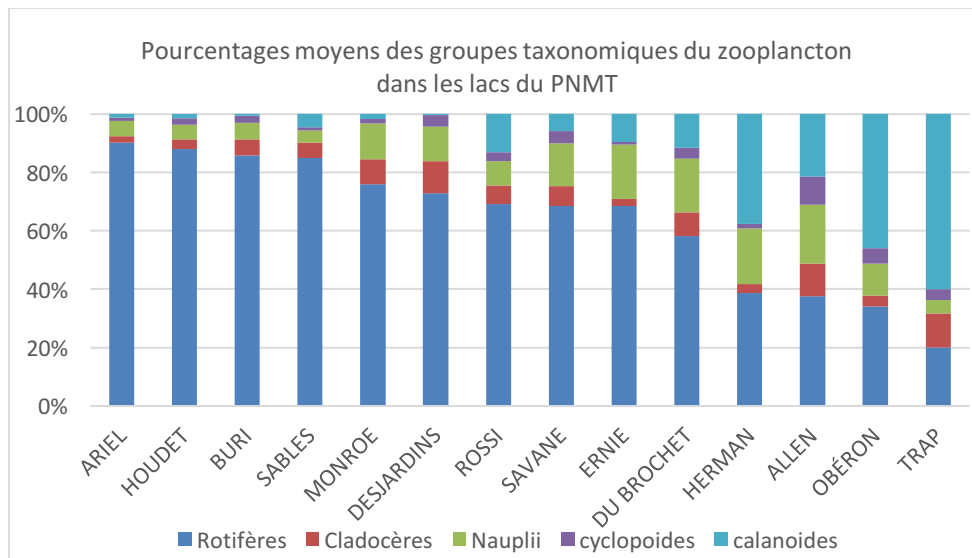
Table IV. Results of the space-time interaction test (Test STI)

	R²	F	P
Espace (Lac)	0,45	2,35	0,0007
Temps (Mois)	0,12	4,00	0,0001
Interaction (Lac/Mois)	0,15	1,50	0,1834

3.4 Structure des communautés de zooplancton et groupes taxonomiques et fonctionnels dominants

La structure des communautés de zooplancton dans les lacs du PNMT a été décrite sur la moyenne des abondances relatives (%) de 4 grands groupes taxonomiques et de 12 groupes fonctionnels (Figure 8). Les données relatives à chaque période d'échantillonnage sont présentées en annexes (Figures S2 et S3). Les lacs ont été classés selon l'ordre décroissant d'abondance relative du groupe dominant des rotifères (ou des rotifères herbivores). La typologie du zooplancton reflète un gradient inverse dans l'abondance relative des rotifères et des copépodes calanoïdes. Les rotifères herbivores représentent le groupe dominant (> 50%) dans une grande majorité de lacs (10/14 lacs) tandis que 4 lacs sont caractérisés par une dominance de copépodes calanoïdes. La typologie des lacs est identique à celle observée dans les lacs de l'écozone boréale du Québec où les rotifères représentent toujours plus de la moitié des abondances du zooplancton (PATOINE *et al.*, 2002). Elle diffère de celle des lacs méso-eutrophes du parc de la Gatineau où les rotifères et des cyclopoïdes sont relativement plus abondants (MÉTHOT et PINEL-ALLOUL, 2012).

A



B

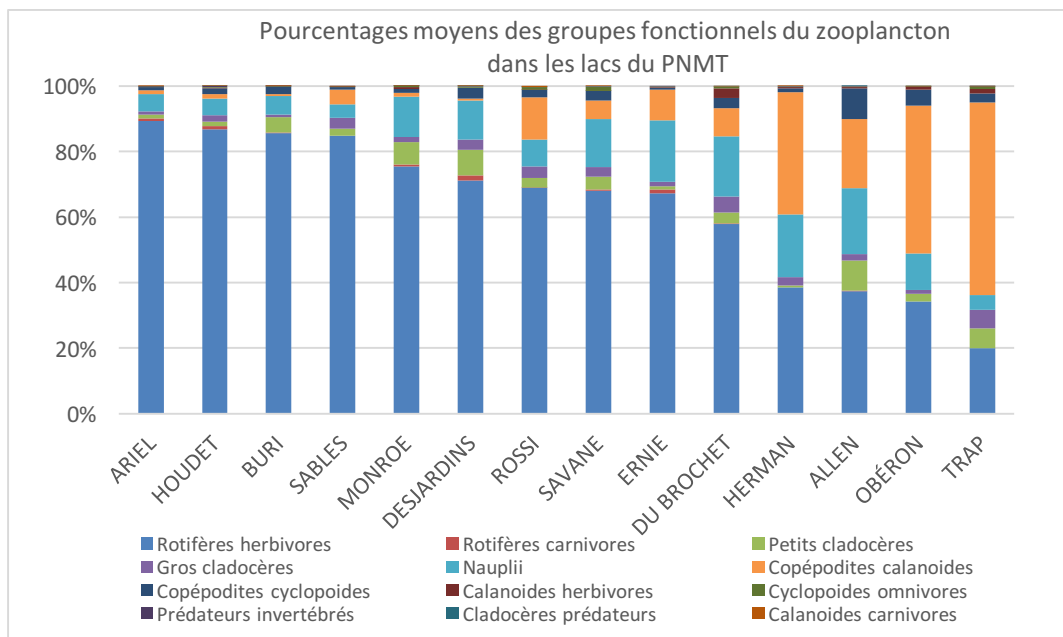
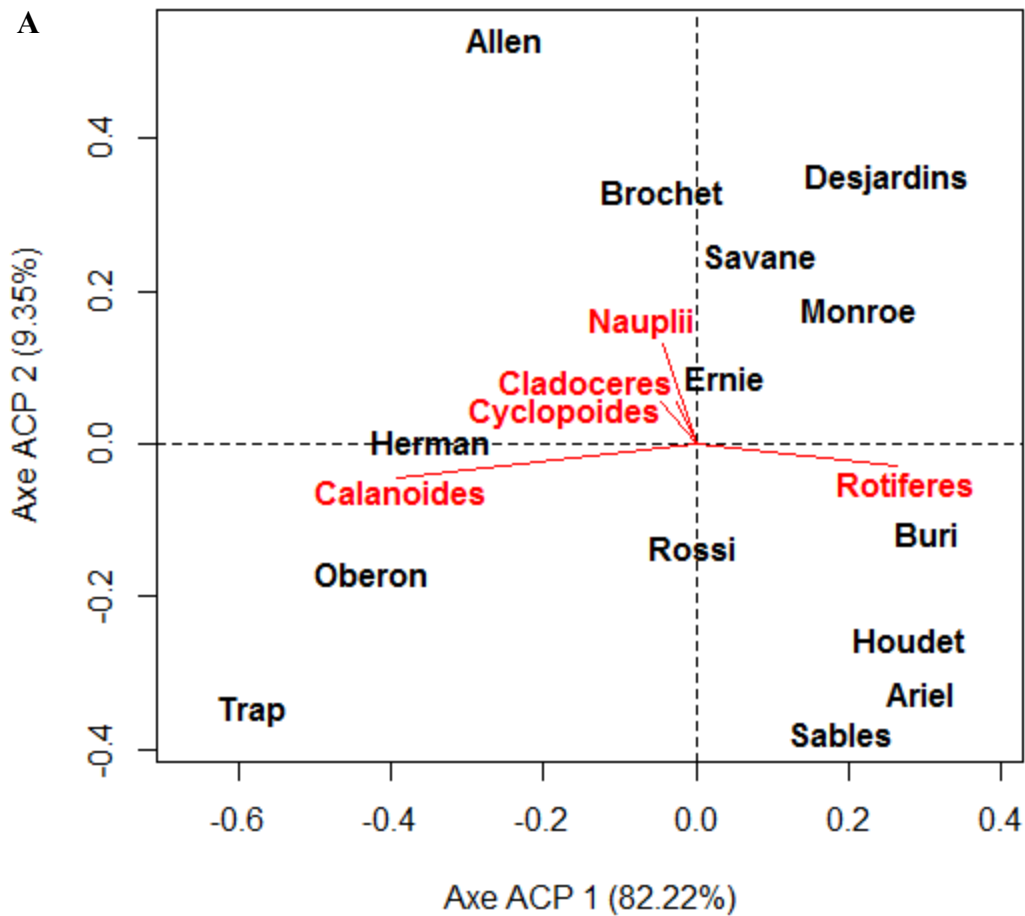


Figure 8. Structure des communautés zooplanctoniques des 14 lacs du PNMT (moyenne des 3 périodes d'échantillonnage) basée sur l'abondance relative des grands groupes taxonomiques (A) et fonctionnels (B). Les lacs sont classés par ordre décroissant d'abondance relative des rotifères totaux (A) ou des rotifères herbivores (B).

Figure 8. Zooplankton community structure in the 14 lakes of the PNMT (mean of the 3 sampling periods) based on relative abundance of taxonomic (A) and functional (B) groups. Lakes are ranked according to relative abundances of total rotifers (A) or herbivorous rotifers (B).

Les analyses en composantes principales basées sur la structure taxonomique et fonctionnelle du zooplancton des lacs du PNMT reflètent les patrons de dominance des communautés (Figure 9). L'axe 1 (77-82%) représente le gradient de dominance rotifères vs copépodes calanoïdes. Il contraste les lacs dont le zooplancton est dominé par les rotifères herbivores du côté droit de l'ordination (Ariel, Houdet, Buri, Sables Monroe, Desjardins, Savane) avec ceux dominés par les copépodites de calanoïdes (Obéron, Herman, Trap, Allen) du côté gauche de l'ordination. L'axe 2 (11-22%) est moins important mais distingue les lacs qui supportent plus de cladocères, surtout les petits cladocères (PC), de nauplii (NA) et de cyclopoïdes (CCY) (Brochet, Savane, Desjardins, Monroe).



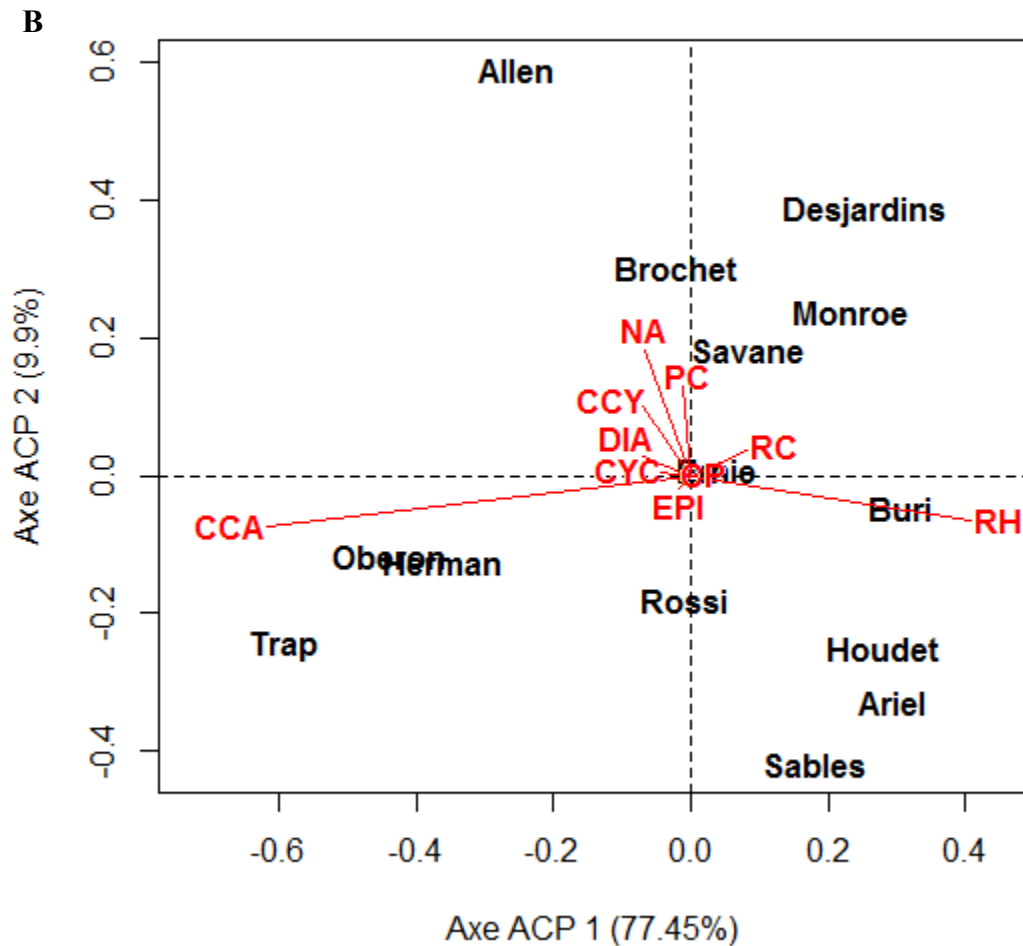


Figure 9. Analyse en composantes principales de la structure des communautés de zooplancton basée sur l'abondance relative des groupes taxonomiques (A) et fonctionnels (B) dans chacun des lacs (moyenne pour les trois périodes d'échantillonnage).

Figure 9. Principal components analysis on zooplankton community structure based on the relative abundance of taxonomic (A) and functional (B) groups in each lake (mean for the three sampling periods)

Groupes fonctionnels de zooplancton : RH (Rotifères herbivores), RC (Rotifères carnivores), PC (Petits cladocères), GC (Gros cladocères), NA (Nauplii), CCA (Copépodites calanoïdes), CCY (Copépodites cyclopoïdes), DIA (Calanoïdes herbivores), CYC (Cyclopoïdes omnivores), CP (cladocères prédateurs), EPI (Calanoïdes carnivores).

3.5 Indices biotiques du zooplancton

Plusieurs indices biotiques, basés sur la richesse spécifique, les abondances et les ratios des groupes taxonomiques ainsi que les abondances d'espèces-clés (*Bosmina*, *Holopedium*, *Daphnia*) ont été calculés (Tableau V). Les valeurs des indices biotiques pour chacun des lacs sont présentées en annexe (Tableau S7). L'étendue de variation des indices est importante en particulier pour l'abondance des rotifères (ARo) et des crustacés (ACr) surtout constitués de copépodes calanoïdes, pour celles de plusieurs espèces-clés de petits *Bosmina* (ABo) ou de gros cladocères (*Holopedium*: AHo, *Daphnia*: ADa), et pour les ratios entre les cladocères et les copépodes calanoïdes (Cl.Ca). L'analyse en composantes principales basée sur les indices biotiques du zooplancton capture 50% de la variation interlacs sur les deux premiers axes (Figure 10). Sur l'axe 1 (29%), on peut distinguer deux groupes de lacs selon la taille et la richesse en cladocères: i) les lacs dont les communautés de zooplancton sont caractérisées par une plus grande richesse en cladocères (RCl) et copépodes (RCo), surtout des gros cladocères tels que *Daphnia* (GCl.CIT; Da.CIT; Da.Cr) (Des Sables, Ariel, Herman, De la Savane et Du Brochet); ii) les lacs moins riches en cladocères (Desjardins et Buri) dominés par un petit cladocère (*Bosmina*: ABos) ou un gros cladocère gélatineux (*Holopedium*: AHo) et ayant un ratio cladocères/calanoïdes (Cl.Ca) plus fort. Sur l'axe 2 (21%), on distingue les lacs ayant une plus grande richesse de rotifères (RRo) et un ratio rotifères/crustacés (Ro.Cr) plus élevé (en particulier le lac Houdet) des lacs ayant une forte abondance de crustacés (ACr, surtout des calanoïdes) et de *Daphnia* (ADa) (Obéron et Trap). Les indices biotiques du zooplancton des lacs du PNMT font ressortir les gradients majeurs opposant les rotifères et les copépodes calanoïdes d'une part, et les espèces clés de petits (*Bosmina*) et gros (*Daphnia*, *Holopedium*) cladocères, d'autre part.

Tableau V. Valeurs moyennes (\pm écart type), minimum et maximum des indices biotiques basés sur les attributs du zooplancton des lacs du PNMT (abondances, ratios, richesse spécifique)

Table V. Mean values (\pm Sd), minimum and maximum of biotic indices based on zooplankton attributes of PNMT lakes (abundances, ratios, specific richness)

Indices biotiques – 2009	Codes	Milieux	Moyenne \pm Écart-type	Min.	Max.
Gros Cladocères/Cladocères totaux	GCl.CIT	E-, T+, P-	0,43 \pm 0,28	0,00	0,85
<i>Daphnia</i> /Cladocères totaux	Da.CIT	E-, T+, P-	0,25 \pm 0,21	0,00	0,59
Cladocères/Copépodes	Cl.Co	E+	1,07 \pm 1,64	0,08	6,30
<i>Daphnia</i> /Crustacés	Da.Cr	E-, T+, A-, P-	0,06 \pm 0,06	0,00	0,21
Abondance des <i>Bosmina</i>	Abo	E+, A+, P+	2,81 \pm 3,83	0,00	12,34
Abondance des <i>Holopedium</i>	Aho	E-, A+	1,44 \pm 3,04	0,00	11,56
Abondance des <i>Daphnia</i>	Ada	E-, T+, A-, P-	1,22 \pm 1,14	0,00	3,57
Cladocères/Calanoïdes	Cl.Ca	E+	3,07 \pm 6,44	0,08	24,38
Abondance des Crustacés	ACr	E+	28,29 \pm 30,54	2,83	98,75
Cyclopoïdes/Calanoïdes	Cy.Ca	E+	1,12 \pm 2,65	0,02	10,00
Rotifères/Crustacés	Ro.Cr	E+	1,39 \pm 1,60	0,04	6,25
Abondance des Rotifères	ARo	E+	20,81 \pm 17,08	0,91	49,64
Richesse en Rotifères	RRo	E+	8 \pm 3	2	13
Richesse en Cladocères	RCl	E-, P-, T+	5 \pm 2	2	9
Richesse en Copépodes	RCo	E+	2 \pm 1	0	5

E: eutrophisation, T: transparence, A: Acidification, P: prédation

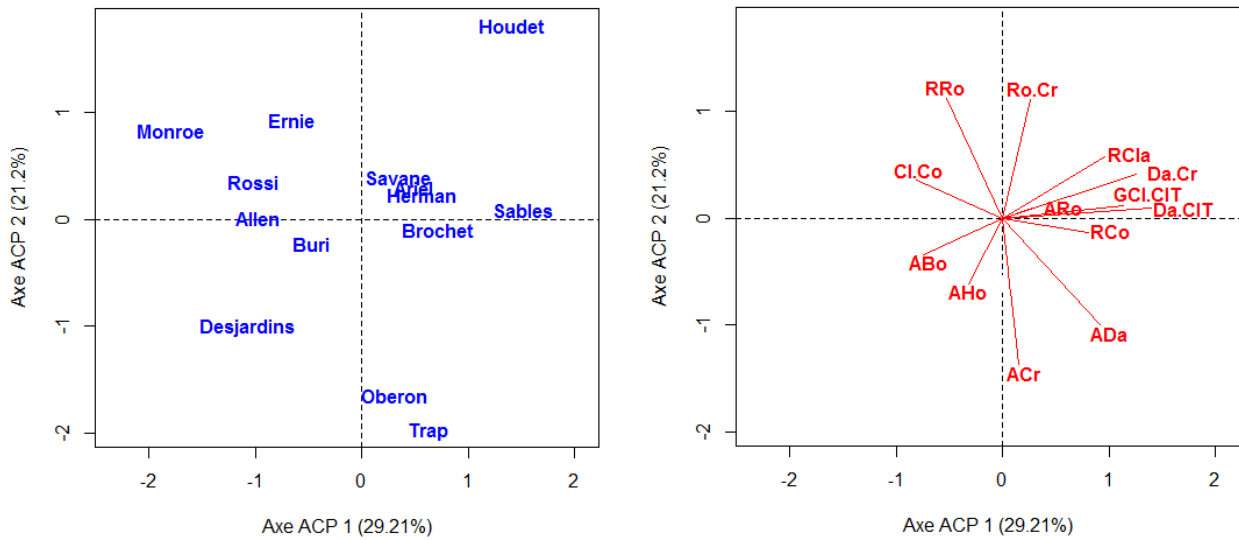


Figure 10. Analyse en composantes principales (ACP) basée sur les indices biotiques du zooplancton des 14 lacs du PNMT. À gauche : ordination des lacs; à droite: ordination et corrélation entre les indices biotiques.

Figure 10. Principal components analysis (PCA) based on zooplankton biotic indices of 14 lakes of the PNMT. Left: ordination of lakes; right: ordination and correlation of biotic indices.

Code des indices biotiques: RRo (Richesse en rotifères); Ro.Cr (Rotifères/Crustacés); GCl.CIT (Gros Cladocères/Cladocères totaux); Da.CIT (*Daphnia*/Cladocères totaux); Cl.Co (Cladocères/Copépodes); Da.Cr (*Daphnia*/Crustacés); Abo (Abondance des *Bosmina*); Ada (Abondance des *Daphnia*); Aho (Abondance des *Holopedium*); Cl.Ca (Cladocères/Calanoïdes); ACr (Abondance des Crustacés); Cy.Ca (Cyclopoïdes/Calanoïdes); Ro.Cr (Rotifères/Crustacés); ARo (Abondance des Rotifères); RCl (Richesse en Cladocères); RCo (Richesse en Copépodes)

3.6 Relations entre le zooplancton et les variables environnementales

Pour établir les relations entre la structure des communautés de zooplancton et les gradients environnementaux des lacs du PNMT, nous avons utilisé trois types d'attributs : les grands groupes taxonomiques, les groupes fonctionnels et les indices biotiques établis sur les échantillons de juillet 2009 (Figure 11). Les analyses canoniques de redondance (ACR) font ressortir les trois gradients majeurs des lacs du PNMT : i) le gradient d'altitude qui représente une progression de l'état trophique des lacs d'oligotrophe à mésotrophe et une augmentation du ratio de drainage; ii) le gradient de profondeur associé à une progression dans la taille des lacs et des bassins versants et iii) le contraste entre les lacs ayant deux types de poissons prédateurs (Omble de Fontaine vs Grand brochet). Le gradient d'altitude explique mieux la structure des communautés de zooplancton que le type de poissons présents ou l'état trophique.

Le gradient d'altitude reflète le changement dans l'état trophique des lacs et s'associe à un changement dans la structure taxonomique et fonctionnel du zooplancton (Figure 11A-B). Les lacs oligotrophes situés à plus de 500 m d'altitude (Allen, Trap, Herman et Sables) sont caractérisés par une dominance de copépodes calanoïdes (surtout des stades copépodites: CCA) tandis que les lacs mésotrophes (Desjardins, De la Savane, Houdet, Monroe et Ariel) situés à une altitude inférieure à 500 m sont caractérisés par la dominance des rotifères (surtout des rotifères herbivores: RH). Au niveau intermédiaire, on retrouve les lacs oligo-mésotrophes (Brochet, Buri, Ernie, et Rossi) qui ont une communauté de zooplancton plus riche en cladocères et en copépodes cyclopoïdes. Le gradient d'altitude reflète aussi le changement dans les types de poissons prédateurs. En effet, parmi les 5 lacs caractérisés par la présence exclusive de l'Omble de fontaine (Allen, Herman, Obéron, Trap, Du Brochet), on retrouve ceux situés à plus haute altitude, et inversement pour les lacs caractérisés par la présence exclusive du Grand brochet.

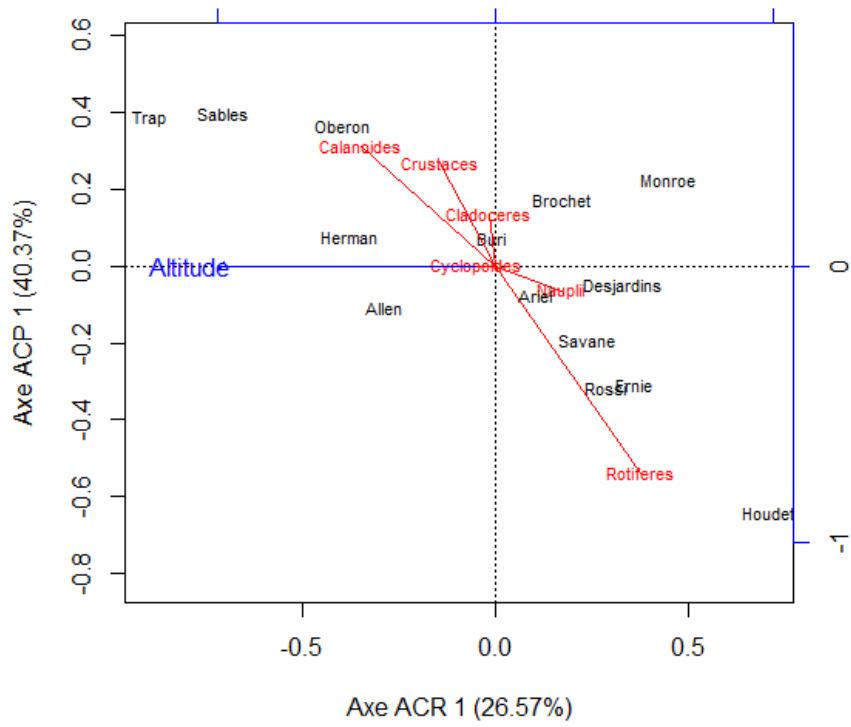
Le gradient de profondeur des lacs distingue deux groupes de lacs : i) les lacs plus profonds ($Z_{max} > 20$ m) et bien stratifiés avec le Grand brochet (Ernie, Rossi, Monroe, Herman, Allen, Savane à gauche) qui ont la plus grande richesse en rotifères (RRo), des lacs peu profonds ($Z_{max} < 6$ m) et non stratifiés (Trap, Obéron, Brochet) plus riches en gros cladocères (Ada, Aho) et crustacés (ACr, surtout des copépodes calanoïdes) où on retrouve l'Omble de fontaine.

Pour faire mieux ressortir les liens entre la structure des communautés de zooplancton et l'état trophique des lacs, nous avons établi les modèles de régression linéaire entre l'abondance des rotifères et de copépodes calanoïdes (en log) d'une part, et les indices trophiques (TSI) d'autre part (Figure S4, Annexes). Les meilleures relations ont été observées avec l'indice trophique basé sur la chlorophylle *a* (TSI-Chl*a*). L'abondance des rotifères augmente avec l'indice TSI-Chl*a* ($R^2 = 36\%$) et l'indice TSI-PT ($R^2 = 26\%$) mais la relation est plus faible avec l'indice TSI-Sd ($R^2 = 17\%$). L'abondance des copépodes calanoïdes diminue avec l'indice TSI-Chl*a* ($R^2 = 15\%$) mais n'est pas reliée avec les changements des indices TSI-PT et TSI-Sd.

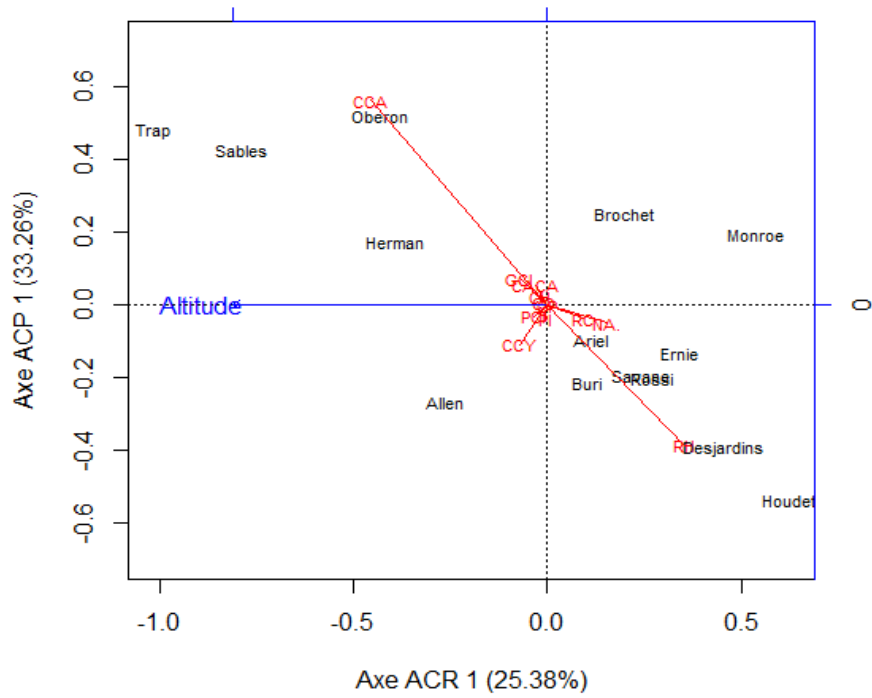
Pour sélectionner les indices biotiques les plus pertinents pour caractériser l'état trophique des lacs, nous avons établi les modèles de régression linéaire entre les indices biotiques du zooplancton et l'indice trophique TSI-Chl*a* (Figure S4, Annexes). Seulement trois indices sont reliés à l'état trophique des lacs. Les ratios cyclopoïdes/calanoïdes, cladocères/calanoïdes et cladocères/copépodes augmentent avec l'indice TSI-Chl*a* (R^2 : 33 à 48%), ce qui signifie que l'abondance des copépodes cyclopoïdes et des petits cladocères (*Bosmina*) augmente dans les lacs mésotrophes tandis que celle des copépodes calanoïdes est plus forte dans les lacs oligotrophes.

Finalement, nous avons comparé les valeurs moyennes des indices biotiques du zooplancton dans les lacs à Omble de fontaine et ceux à Grand brochet (Figure S5, Annexes). Des différences ont été notées pour plusieurs indices: d'une part i) l'abondance des *Daphnia* (ADa) et des crustacés (ACr : surtout les copépodes calanoïdes) qui est 2 à 3,5 fois plus grande dans les lacs à Omble de fontaine, et d'autre part ii) les ratios rotifères/crustacés (Ro.Cr), cyclopoïdes/calanoïdes (Cy.Ca), cladocères/copépodes (Cl.Co), cladocères/calanoïdes (Cl.Ca) et *Daphnia*/crustacés qui sont 2 à 13 fois plus grands dans les lacs à Grand Brochet. Ceci suggère que les lacs à Omble de fontaine supportent une communauté de zooplancton de plus grande taille avec des espèces indicatrices de lacs oligotrophes avec une faible planctivorie. À l'opposé, les lacs à Grand brochet supportent une communauté zooplanctonique de plus petite taille plus riche en petits cladocères (*Bosmina*) et en cyclopoïdes, espèces et groupes indicateurs de lacs mésotrophes avec une plus forte planctivorie, probablement due à la présence de poissons planctivores tels que les cyprinidés.

A



B



C

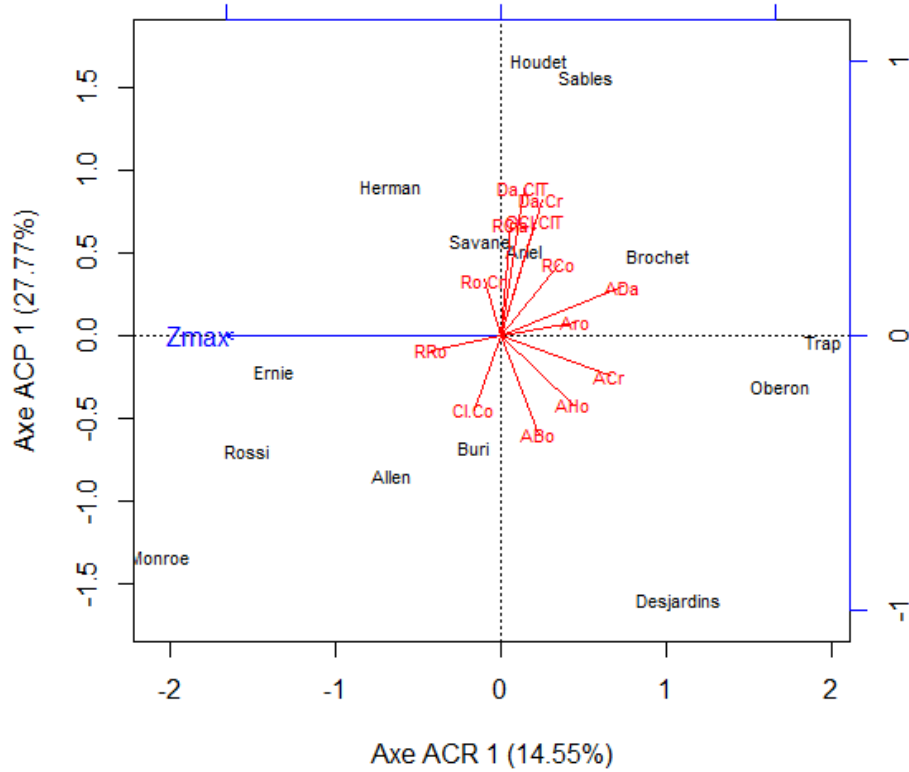


Figure 11. Analyse canonique de redondance (ACR) avec les variables environnementales (variables indépendantes sélectionnées) basées sur les groupes taxonomiques (A), les groupes fonctionnels (B) et les indices biotiques (C) du zooplancton (variables dépendantes). Données de juillet 2009.

Figure 11. Redundancy canonical analysis (RDA) with environmental variables (Independent selected variables) based on zooplankton taxonomic groups (A), functional groups (B) and biotic indices (C) (Dependent variables). Data from July 2009.

4 – CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Les lacs du PNMT représentent les conditions de référence, tant au niveau de leur caractéristiques limnologiques que de la biodiversité et la structure du zooplancton, des lacs naturels à l'état oligo-mésotrophe des hautes Laurentides et de la zone boréale du Québec.

Notre étude permet de confirmer l'hypothèse que la variation spatiale entre les lacs dans la composition du zooplancton du PNMT est plus importante que la variation temporelle entre les différentes périodes d'échantillonnage. Il serait donc pertinent dans le cadre d'un programme de suivi des communautés de zooplancton de se limiter à une seule période d'échantillonnage en été (en juillet de préférence) et de visiter un grand nombre de lacs. L'échantillonnage pourrait être répété à tous les 5 ans dans le cadre d'un suivi à long-terme.

La structure du zooplancton varie le long d'un gradient d'altitude et d'enrichissement trophique allant de l'état oligotrophe à mésotrophe. L'abondance des rotifères augmente dans les lacs plus mésotrophes à basse altitude tandis que les copépodes calanoïdes sont très abondants dans les lacs plus oligotrophes à plus haute altitude. Ces deux groupes, avec certaines espèces-clés de petits (*Bosmina*) et de gros (*Daphnia*, *Holopedium*) cladocères sont de bons indicateurs de l'état trophique et du niveau d'intégrité écologique des lacs du PNMT.

Les patrons de dominance des groupes et des espèces du zooplancton varient en fonction des gradients géographique (altitude), morphométriques (taille et profondeur) et trophique (état oligotrophe vs mésotrophe) et des types de communautés de poissons prédateurs (Omble de fontaine vs Grand brochet). Les petits lacs situés en altitude (> 500 m), plus oligotrophes, sont colonisés par l'omble de fontaine; ils présentent un niveau supérieur d'intégrité écologique avec des groupes (copépodes calanoïdes) et espèces (*Daphnia*) de zooplancton indicateur de milieu oligotrophe aux eaux claires. Ils doivent donc être considérés en priorité dans les plans de gestion et de conservation des milieux lacustres. Les lacs situés à plus basse altitude, de plus grande taille et oligo-mésotrophes sont colonisés par le Grand brochet; ils présentent un niveau inférieur d'intégrité écologique car les groupes (rotifères) et espèces de petits cladocères (*Bosmina*) sont indicateurs d'enrichissement trophique. Pour ces lacs, les plans de gestion devraient limiter les perturbations anthropiques sur leur bassin versant et leurs rives afin de les protéger d'une eutrophisation accélérée.

En conclusion, notre étude a permis de mettre en évidence l'importance du rôle du zooplancton en tant que bioindicateur de l'intégrité écologique des écosystèmes lacustres dans les lacs du PNMT. Par conséquent, nous soutenons les limnologues qui préconisent d'intégrer le zooplancton comme composante biologique importante dans le suivi de la qualité écologique des milieux aquatiques, tant en Europe qu'en Amérique du nord. Nous recommandons à Parc Canada et à la SÉPAQ d'inclure dans leur programme de suivi de l'intégrité écologique des parcs nationaux des bioindicateurs basés sur des attributs du zooplancton, d'autant plus qu'ils se sont avérés plus efficaces et moins coûteux que ceux basés sur les poissons. De plus, les bioindicateurs basés sur le zooplancton seraient plus faciles à appliquer dans un suivi de gestion car ils ne requièrent pas des certificats pour la collecte et ne présentent pas les mêmes problèmes d'éthique que ceux reliés aux communautés de poissons.

CHAPITRE 3 : Conclusion et discussion générale

La figure 12 résume les gradients observés dans les environnements lacustres et les communautés de zooplancton des 14 lacs du PNMT. Les caractéristiques limnologiques des lacs du PNMT se comparent à celles des lacs du Québec méridional situés sur le Bouclier Canadien (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990; PATOINE *et al.*, 2002; BERTOLO et MAGNAN, 2005; WINKLER *et al.*, 2009; TREMBLAY et PIENITZ, 2015). Elles correspondent en particulier aux lacs de petite à grande taille (SUP: 3 ha à 3 km²), de profondeur variable (Zmax: 4-27 m), transparents (Secchi: 3-8 m) et peu colorés COD: 2-5 mg/L) avec de faibles concentrations en nutriments (TP: 3-17 µg/L) et en algues (Chl_a: 1-9 µg/L) dans lesquels on note la présence exclusive du Grand brochet ou de l’Ombre de fontaine, en association avec des poissons planctivores et le prédateur invertébré *Chaoborus*. L’état trophique des lacs (TSI-Chl_a: 27-48) correspond à la gamme inférieure (oligo-mésotrophe) observée dans l’ensemble des lacs du Québec méridional (TREMBLAY et PIENITZ, 2015). Les lacs du PNMT représentent donc les conditions de référence des lacs de bonne intégrité écologique pour les Laurentides et l’est du Québec.

Bien que notre étude soit limitée à la zone pélagique d’un petit nombre de lacs et à trois périodes d’échantillonnage, la richesse en espèces du zooplancton dans les 14 lacs du PNMT (diversité γ : 40 espèces) est comparable à celle des lacs oligo-mésotrophes du Bouclier Canadien de l’est du Québec (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990 ; WINKLER *et al.*, 2009). En moyenne, chaque lac du PNMT supporte le tiers du pool régional d’espèces, soit 15 espèces par lac, ce qui se compare à la richesse en espèces (RS = diversité α) dans les lacs oligo-mésotrophes de l’est du Québec (14-17 espèces par lac). Les variations interlacs dans la richesse (RS: diversité α) et la composition en espèces (LCBD : diversité β) sont importantes. Les patrons de contribution des lacs à la diversité α et à la diversité β sont inversés. Les lacs qui ont un grand nombre d’espèces communes (RS > 15) et contribuent peu à la diversité β (LCBD < 7) (du Brochet, de La Savane, Allen, Houdet), présentent moins de singularité dans la composition du zooplancton. Par contre, les lacs qui ont un plus petit nombre d’espèces (RS \leq 12) moins fréquemment retrouvées (Obéron, Trap, Desjardins et Herman) contribuent le plus à la diversité β (LCBD > 9). Ces lacs présentent donc des conditions singulières qui leur

confèrent un niveau d'intégrité écologique supérieur et une priorité en terme conservation et de protection.

Dans l'ensemble, la structure du zooplancton et les patrons de dominance des espèces dans les lacs du PNMT sont similaires à ceux observés dans les lacs du Bouclier Canadien en Ontario (RUSAK *et al.*, 2001) et au Québec (PINEL-ALLOUL *et al.*, 1990 ; PATOINE *et al.*, 2002). Les espèces les plus discriminantes en termes d'occurrence, d'abondance et de contribution à la diversité β sont celles qui caractérisent la typologie des communautés de zooplancton. On distingue plusieurs groupes de lacs sur la base de deux espèces de rotifères (*Kellicottia longispina* et *Conochilus unicornis*) et de 4 espèces de cladocères de taille différente: les petits cladocères *Bosmina* et *Diaphanosoma birgei* et les gros cladocères *Daphnia catawba* et *Holopedium gibberum*.

La typologie du zooplancton dans les lacs du PNMT basée sur les groupes taxonomiques et fonctionnels reflète les mêmes patrons. Les lacs se répartissent le long d'un gradient inverse dans l'abondance relative des rotifères (surtout des rotifères herbivores) et des copépodes calanoïdes (surtout des stades copépodites). Notre étude permet de distinguer différents groupes de lacs: Quatre lacs (Buri, Desjardins, Ariel et Houdet) sont très riches en rotifères (> 100 ind./L), deux lacs sont riches en cladocères (Buri, Desjardins) tandis que deux autres lacs sont très riches en copépodes calanoïdes (Trap, Obéron). Les rotifères et les copépodes calanoïdes offrent un bon potentiel comme indicateurs de l'état trophique des lacs et du niveau d'intégrité écologique (GANNON et STEMBERGER, 1978). La richesse et l'abondance des rotifères augmentent très rapidement avec l'enrichissement trophique des lacs (WALZ *et al.*, 1987; BERZINS et PEJLER, 1989; MAY et O'HARE, 2005) tandis que les copépodes calanoïdes sont plus abondants dans les lacs clairs et oligotrophes en milieu boréal (HESSSEN *et al.*, 1995; PATOINE *et al.*, 2000).

Les indices biotiques du zooplancton des lacs du PNMT font aussi ressortir les gradients majeurs opposant les rotifères et les copépodes calanoïdes d'une part, et les espèces-clés de petits (*Bosmina*) et gros (*Daphnia*, *Holopedium*) cladocères, d'autre part. Parmi les indicateurs retenus pour les lacs du PNMT, ceux qui offrent le meilleur potentiel pour le suivi de l'intégrité écologique des lacs sont l'abondance des rotifères (A-Ro) et des crustacés (A-Cr). A-Ro est associé à une progression de l'état trophique et à une baisse de l'intégrité

écologique des lacs oligo-mésotrophes, en particulier ceux en basse altitude avec de grands bassins versants. Inversement les lacs les plus oligotrophes colonisés par l’Omble de Fontaine qui sont plus isolés car situés plus en altitude, ont la meilleure intégrité écologique. Des perturbations anthropiques sur leur bassin versant (déforestation, installation de castors) ou sur les rives pourraient provoquer un apport accru en nutriments et entraîner leur eutrophisation accélérée. ACr est typique des petits lacs (Trap, Obéron) où on retrouve l’Omble de fontaine mais pas peu de prédateurs invertébrés. D’autres indicateurs sont aussi typiques des lacs à Omble de fontaine; ainsi on retrouve les plus fortes abondances de *Daphnia* (ADa) dans les lacs Trap et Obéron ou les plus grands ratios de gros cladocères/cladocères totaux (GCI-CIT) ou de *Daphnia*/cladocères totaux (Da-CIT) dans les lacs Herman et du Brochet. Il semble donc que les communautés de zooplancton des lacs à Omble de fontaine soient particulières et caractérisées par des gros cladocères. Ceci peut s’expliquer par le régime alimentaire de cette espèce piscivore intermédiaire qui sélectionne surtout les invertébrés prédateurs (*Leptodora*, *Chaoborus*) et le zoobenthos (DROUIN *et al.*, 2009) ce qui diminue la pression de prédation sur les gros cladocères dans les lacs de l’est du Québec (BERTOLO *et al.*, 2005).

L’analyse des relations entre la structure du zooplancton et les gradients limnologiques a permis de classer les lacs du PNMT en deux groupes bien distincts. Des lacs plutôt oligotrophes avec l’Omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*) riches en copépodes calanoïdes, représentés surtout par Allen, Herman, du Brochet, Obéron et Trap et des lacs qui sont plutôt oligo-mésotrophes avec le Grand brochet (*Esox lucius*), plus riches en nutriments et en rotifères, représentés principalement par Desjardins, Savane, Houdet, Monroe et Rossi. Nous expliquons ces relations principalement, par la situation des lacs plus oligotrophes situés à plus de 500m d’altitude (Allen, Herman, Trap) ou ayant de très petits bassins versants et un faible ratio de drainage (Buri, Ernie, du Brochet) ce qui limite les apports en nutriments et la prolifération du phytoplancton. Ces lacs ont d’ailleurs les plus faibles biomasses en chlorophylle ($Chla < 1,5 \mu\text{g/L}$). Ces conditions sont favorables aux copépodes calanoïdes qui sont bioindicateurs des lacs ayant une bonne intégrité écologique (PATOINE *et al.*, 2000 ; PINTO-COELHO *et al.*, 2005 ; EJSMONT-KARABIN et KARABIN, 2013). En outre, la baisse de l’abondance des rotifères, pourrait aussi être attribuée en partie à l’Omble de fontaine qui colonise les eaux fraîches, claires et bien oxygénées des lacs oligotrophes et isolés

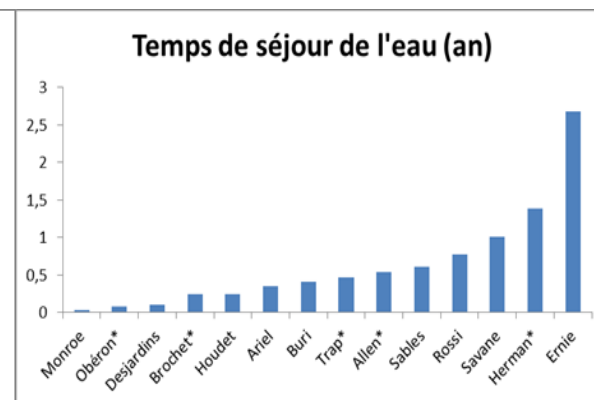
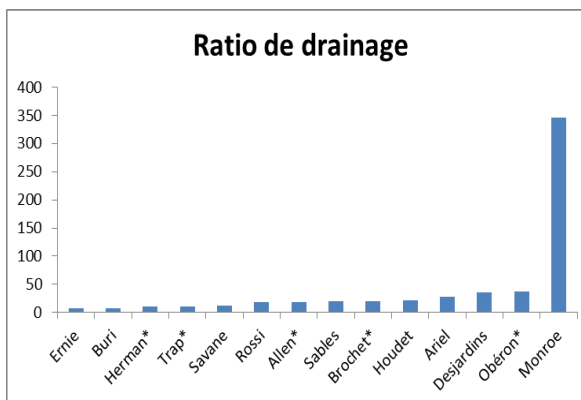
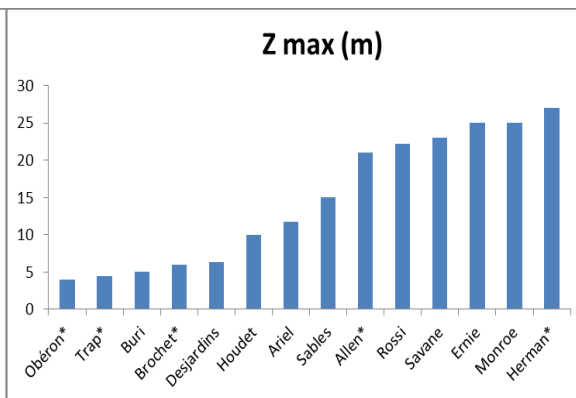
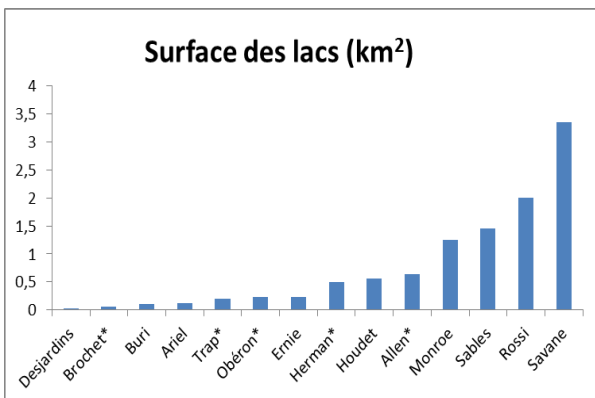
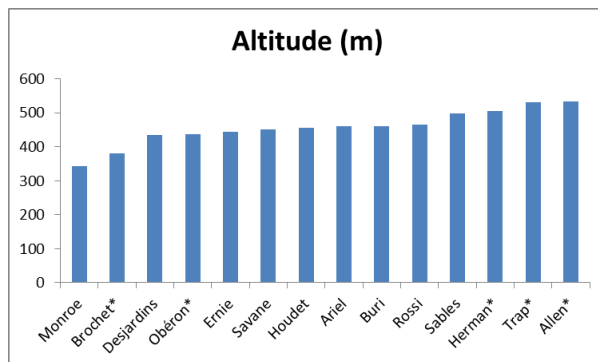
de l'est du Québec (BERTOLO *et al.*, 2008) et dont le régime alimentaire vise surtout les rotifères au stade juvénile et les invertébrés prédateurs (*Leptodora*, *Chaoborus*) au stade adulte, favorisant ainsi la prolifération des gros cladocères (DROUIN *et al.*, 2009). Par contre, les lacs mésotrophes situés à plus basse altitude (en particulier Desjardins, Houdet, Monroe, Savane, Obéron), ayant de plus grands bassins versants ou ratios de drainage, reçoivent plus de nutriments et sont plus riches en phytoplancton (Chla : 2-9 µg/L) sont généralement plus riches en rotifères, en petits cladocères (*Bosmina*) ou en gros cladocères gélatineux (*Holopedium*). Ce type de communauté est surtout relié à un enrichissement trophique car on la retrouve dans les deux types de lacs avec Omble de fontaine ou Grand brochet. Elle pourrait aussi être associée à une plus forte planctivorie de la part de cyprinidés, qui sont plus nombreux et abondants dans les lacs à Grand brochet.

Notre étude donne suite à certaines recommandations concernant la gestion et le suivi de l'intégrité écologique des lacs du PNMT. Premièrement, une stratégie d'échantillonnage axée sur un suivi spatial de plusieurs lacs offre plus de potentiel qu'un suivi temporel de quelques lacs dans le cadre d'un programme de suivi environnemental, car la variation interlacs dans la biodiversité et la structure des communautés zooplanctoniques est beaucoup plus importante que la variation temporelle entre les mois et les années d'échantillonnage. Deuxièmement, le caractère oligo-mésotrophe des lacs du PNMT leur confère une bonne intégrité écologique et le potentiel de servir de milieux (ou conditions) de référence pour la région des Laurentides et l'est du Québec. Il faudrait toutefois mieux comprendre les processus d'interaction entre le zooplancton et les prédateurs vertébrés et invertébrés dans les lacs à Omble de fontaine et ceux à Grand brochet. Les lacs oligotrophes situés en altitude présentent une très bonne intégrité écologique. Ils sont caractéristiques de lacs de tête isolés du l'est du Bouclier canadien avec un faible niveau de planctivorie. Ils doivent donc être protégés de toute introduction de piscivores supérieurs ou d'espèce telle que le castor pouvant nuire à la survie de l'Ombre de fontaine (BERTOLO *et al.*, 2008). Les lacs mésotrophes situés à plus basse altitude doivent être protégés de perturbations (déboisement, activités récréatives) sur leur bassin versant et leurs rives afin de limiter les apports en nutriments et une eutrophisation accélérée.

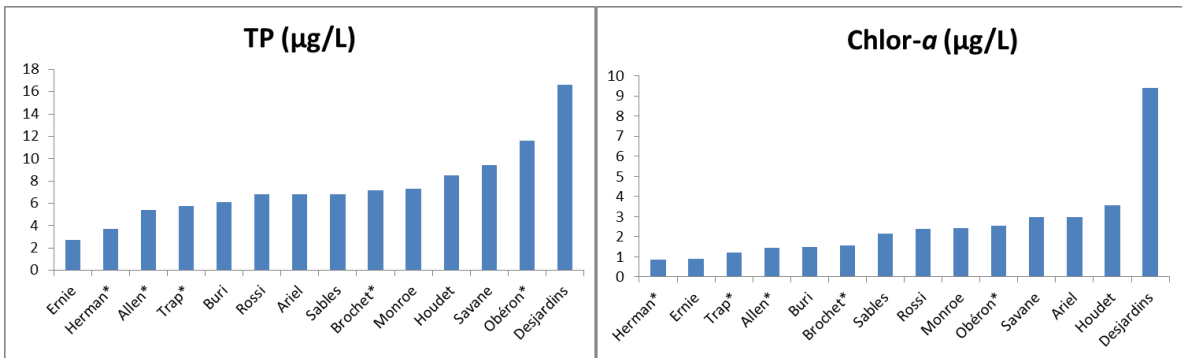
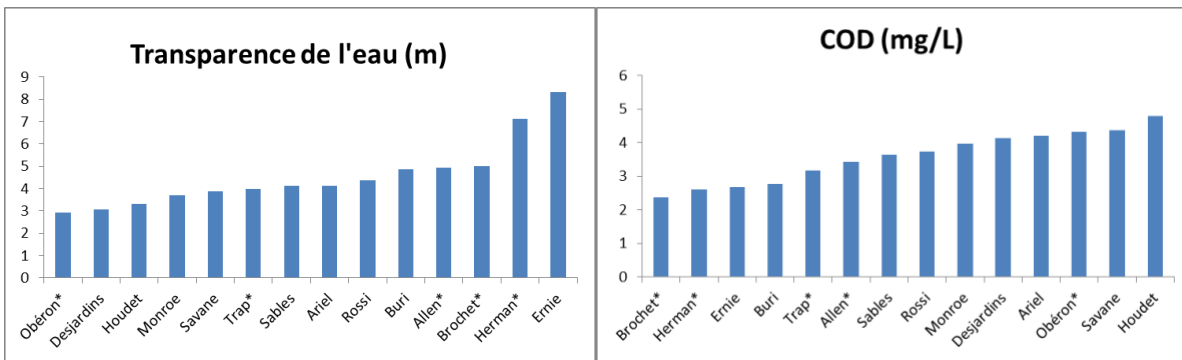
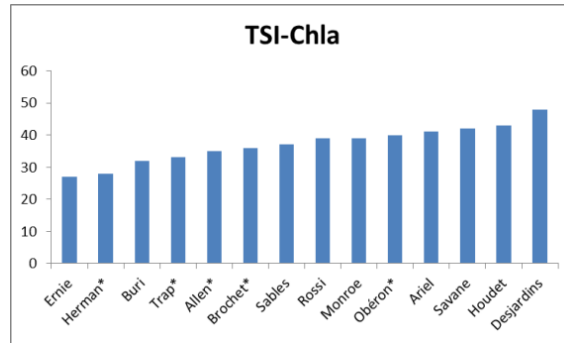
Notre étude présente certaines limites à cause de l'échantillonnage restreint à quelques lacs, à trois périodes d'échantillonnage et à la zone pélagique. Premièrement, nous n'avons pas pu faire des comparaisons approfondies sur la biodiversité et la structure du zooplancton dans les lacs du PNMT avec celles d'autres parcs ou d'autres régions de l'est du bouclier boréal. Il serait intéressant de mener plus d'études ou de méta-analyses pour comparer la structure du zooplancton à plus grande échelle spatiale suivant un gradient de perturbation anthropique, allant des lacs des parcs naturels dans les Laurentides (Parc national de la Mauricie et Parc national du Mont-Tremblant) aux zones péri-urbaines des Basses Laurentides. Deuxièmement, notre étude a été limitée à des attributs du zooplancton basés sur les composantes de la biodiversité et les abondances des groupes taxonomiques et fonctionnels. Il serait intéressant d'utiliser d'autres attributs de zooplancton (biomasse, structure en taille) pour tester d'autres bioindicateurs dont l'importance a été révélée dans d'autres études en Europe (JEPESSEN *et al.*, 2011; EJSMONT-KARABIN et KARABIN, 2013). Les bioindicateurs basés sur le zooplancton seraient plus faciles à appliquer dans un suivi de gestion car ils ne requièrent pas des certificats pour la collecte et ne présentent pas les mêmes problèmes d'éthique que ceux reliés aux communautés de poissons. Finalement, afin de mieux comprendre les interactions trophiques entre le zooplancton et leurs prédateurs vertébrés et invertébrés, il faudrait faire une analyse plus approfondie à l'aide de techniques basées sur les isotopes stables de l'azote des régimes alimentaires des poissons des lacs à l'Omble de fontaine ou à Grand Brochet dans quelques lacs représentatifs des deux types de communautés halieutiques des lacs du PNMT.

Nous espérons que cette étude apporte des connaissances nouvelles sur la biodiversité et la structure taxonomique et fonctionnelle des communautés de zooplancton des lacs du PNMT en lien avec leur état trophique et leur intégrité écologique et qu'elle aidera les gestionnaires à définir les priorités des programmes de suivi environnemental et de conservation des milieux aquatiques du PNMT.

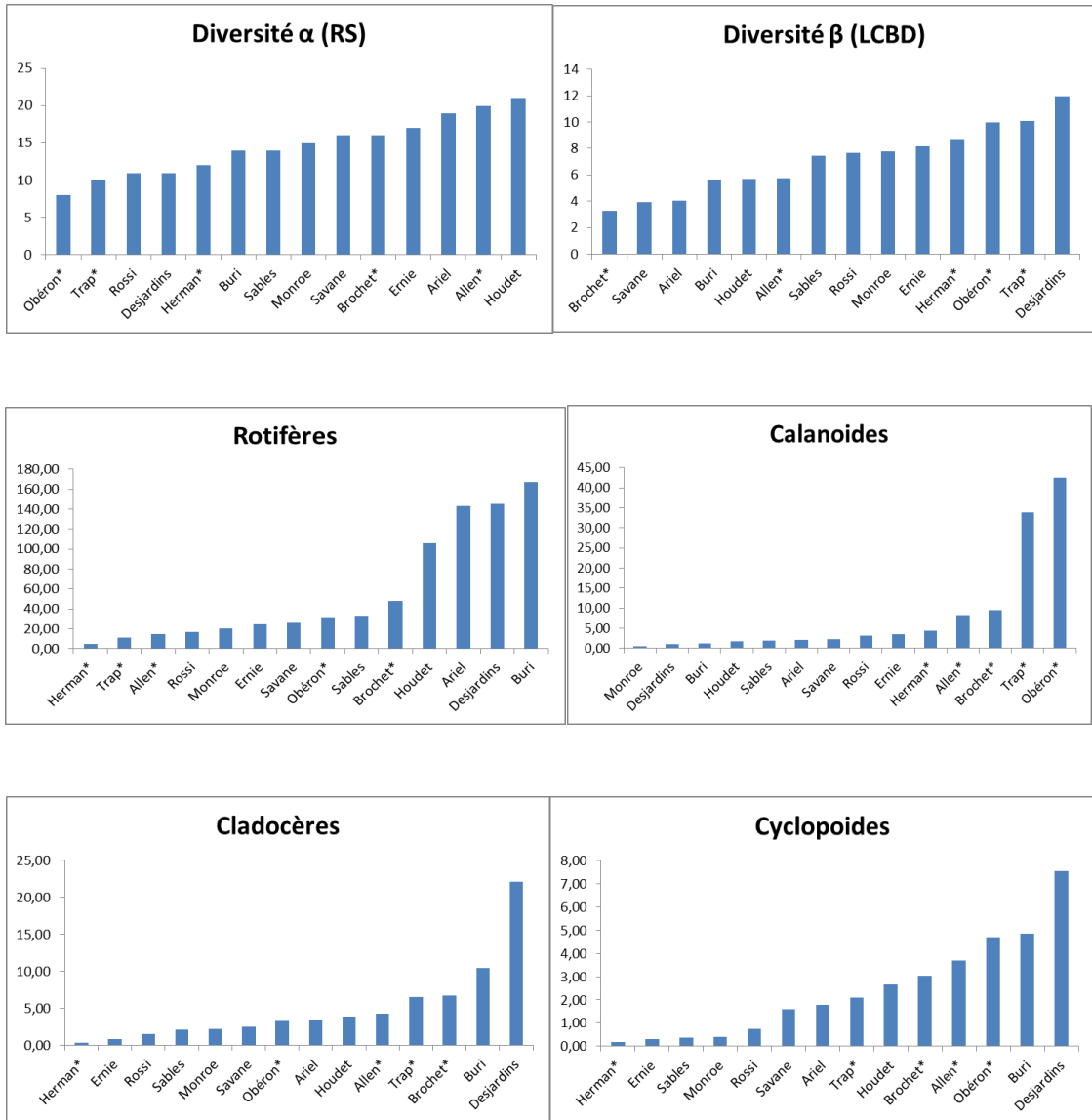
A) ENVIRONNEMENTS LACUSTRES



B) QUALITÉ DES EAUX – ÉTAT TROPHIQUE



C) BIODIVERSITÉ ET STRUCTURE DU ZOOPLANCTON



D) INDICES BIOTIQUES

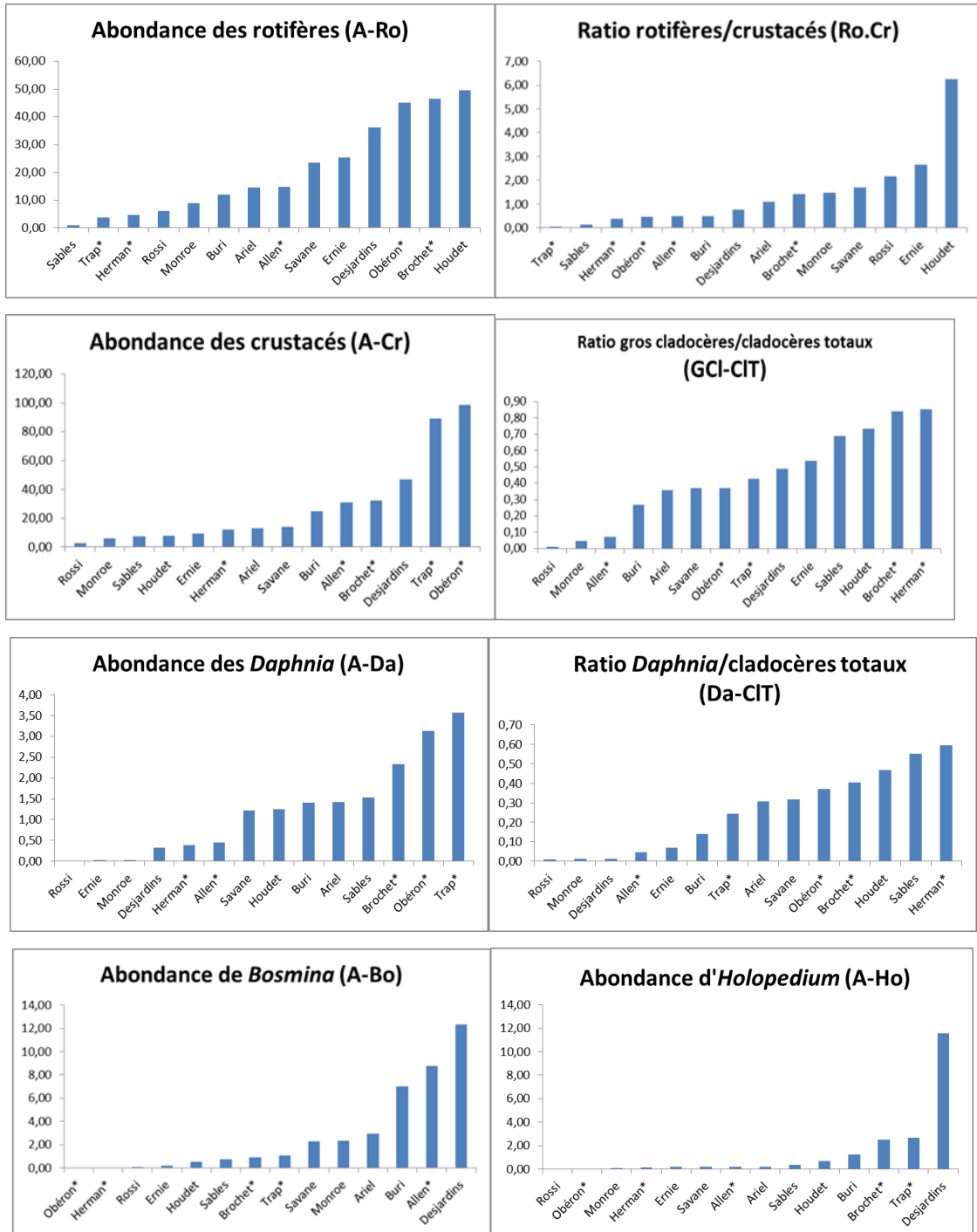


Figure 12. Synthèse des variations interlacs dans les environnements lacustres (A), la qualité des eaux et l'état trophique (B), dans la structure taxonomique (C) et les indices biotiques (D) du zooplancton des lacs du PNMT. * lac à Omble de fontaine.

Bibliographie

- Agence Parcs Canada - Ministère des travaux publics et services gouvernementaux. 2013. Chapitre 7 – L'intégrité écologique dans les parcs nationaux. Rapport du commissaire à l'environnement et au développement durable. N° de catalogue FA1-2/2013-1-7F-PDF, ISBN 978-0-660-21225-8, ISSN 1495-0790, www.oag-bvg.gc.ca.
- Allen, J.D. 1976. Life history patterns in zooplankton. *American Naturalist* 110: 165-180.
- Amblard, C. & B. Pinel-Alloul. 1995. Variations saisonnières et interannuelles du plancton. *Limnologie Générale. Collection Écologie* 25. R. Pourriot et M. Meybeck (eds). Masson. Chapitre 14 : 441-472 p.
- Amoros, C. 1984. Introduction pratique à la systématique des eaux continentales françaises. 5. Crustacés Cladocères. Association Française de Limnologie. Paris.
- Anas, M.U.M., K.A. Scott, R.N. Cooper & B. Wissel. 2014. Zooplankton communities are good indicators of potential impacts of Athabasca oil sands operations on downwind boreal lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 71: 719-732.
- Anas, M.U.M., K.A. Scott & B. Wissel. 2013. Suitability of presence vs absence indicator species to characterize stress gradients: lessons from zooplankton species of boreal lakes. *Ecol. Ind.* 30: 90-99. DOI: 10.1016/j.ecolind.2013.01.038.
- Anderson, S. 1974. Crustacean plankton communities of 340 lakes and ponds in and near the National Parks of the Canadian Rocky Mountains. *J. Fish. Res. Board Can.* 31:855-869.
- Andronikova, I. 1996. Structural and functional organization of zooplankton in large ecosystems of different trophic levels. [Book Russian]. Nauka: 189pp.
- Arnott, S.E., J.J. Magnuson & N.D. Yan. 1998. Crustacean zooplankton species richness: single and multiple-years estimates. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1573-1582.
- Azan, S., S.E. Arnott & N.D. Yan. 2015. A review of the effects of *Bythotrephes longimanus* and calcium decline on zooplankton communities — can interactive effects be predicted? *Environmental Reviews* 23: 395-413.

- Bays, J.S. & T.L. Crisman. 1983. Zooplankton and trophic state relationships in Florida lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40: 1813–1819.
- Benoit, J & M. Legault. 2002. Assessment of the faisability of preventing reproduction of lake charr, *Salvelinus namaycush*, in shallow areas of reservoris affected by drawdowns. *Environmental biology of fishes* 64: 303-311.
- Bertolo, A. & P. Magnan. 2006. Spatial and environmental correlates of fish community structure in Canadian Shield lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 63: 2780-2792.
- Bertolo, A., R. Carignan, P. Magnan, B. Pinel-Alloul, D. Planas & E. Garcia. 2005. Decoupling of pelagic and littoral food webs in oligotrophic Canadian Shield lakes. *Oikos* 111: 534-546.
- Bertolo, A., P. Magnan & M. Plante. 2008. Linking the occurrence of brook trout with isolation and extinction in small Boreal Shield lakes. *Freshwater Biology* 53: 304-321.
- Berzins, B. & B. Pejler. 1989. Rotifer occurrence and trophic degree. *Hydrobiologia* 182: 171-180.
- Beschta, R.L. & W. Ripple. 2007. Wolves, Elks and Aspen, in the winter range of Jasper National Park, Canada. *Canadian Journal of Forest Research* 37 (10): 1873-1885.
- Blanchet, F.G., P. Legendre & D. Borcard. 2008. Forward selection of explanatory variables. *Ecology* 89: 2623-2632.
- Blank, K., R. Laugaste & J. Haberman. 2010. Temporal and spatial variation in the zooplankton: phytoplankton biomass ratio in large shallow lake. *Est. J. Ecol.* 59: 99-115.
- Blindow, I., A. Hargeby, B. Wagnet & G. Andersson. 2000. How important is the crustacean plankton for the maintenance of water clarity in shallow lakes with abundant submerged vegetation? *Freshwater Biol.* 44: 185–197.
- Boix, D., S. Gascón, M. Martinoy, J. Gifre & X.D. Quintana. 2005. A new index of water quality assessment in Mediterranean wetlands based on crustacean and insect assemblages: the case of Catalunya (NE Iberian Peninsula). *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15(6): 635-651.
- Borcard, D., F. Gillet & P. Legendre. 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer, New York.

- Bouchard, P. 1971. Biologie de la carpe noire (*Catostomus commersoni*) Lacepede du lac Lauzon, Canton Rolland, Comté de Montcalm, Parc du Mont-Tremblant, Québec, Canada. Thèse de doctorat. Université de Montréal.
- Brandlova, J., Z. Brandl & C.H. Fernando. 1972. The Cladocera of Ontario with remarks on some species and distribution. *Can. J. Zool.* 50: 1373-1403.
- Brooks, J.L. 1957. The systematics of North American *Daphnia*. *Mem. Conn. Acad. Arst. Sci.* 13: 1-180.
- Brooks, J.L. 1959. Cladocera. *Freshwater Biology*. H. B. Ward and G. C. Whipple, John Wiley and Sons New York, NY: 587-656.
- Brooks, J.L. & S.I. Dodson, 1965. Predation, body size, and composition of plankton. *Science* 150 : 28–35.
- Carignan, R. 2010. Rapport d'activités au Parc national du Mont-Tremblant durant la saison 2009. 20p.
- Carlson, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. & Oceanogr.* 22: 361-369.
- Carpenter, K.E., J.M. Johanson & C. Buchanan. 2006. An index of biotic integrity based on summer polyhaline zooplankton community of the Chesapeake Bay. *Mar. Environ. Proc. R. Ir. Acad.* 110B:35- 53.
- Carpenter, S.R. 1988. *Complex interactions in lake communities*. Springer-Verlag, 283p.
- Chengalath, R. 1982. A faunistic and ecological survey of the littoral Cladocera of Canada. *Canadian Journal of Zoology* 60(11): 2668-2682.
- Chengalath, R. & W. Koste. 1983. Rotifera from northeastern Quebec, Newfoundland and Labrador, Canada. *Hydrobiologia* 104: 49–56.
- Chengalath, R. & W. Koste. 1987. Rotifera from Northwestern Canada. *Hydrobiologia* 147: 49-56.
- Croft, M.V. & P. Chow-Fraser. 2007. Use and development of the wetland macrophyte index to detect water quality impairment in fish habitat of great lakes coastal marshes. *Journal of Great Lakes Research*, suppl. 13 (3):172-197.

- De Melo, R. & P.D.N. Hebert. 1994. A taxonomic reevaluation of North American Bosminidae. *Can. J. Zool.*, 1808-1825.
- Donald, D.V., D.V. Rolf, R.S. Anderson, J. Syrgiannis & M.D. Graham. 2001. Recovery of zooplankton assemblages in Mountain lakes from the effect of introduced sport fish. *Canadian Journal of fisheries and aquatic sciences*. 58 (9): 1822-1830.
- Drouin, A., P. Sirois & P. Archambault. 2008. Discriminating zooplankton communities in lakes with brook trout (*Salvelinus fontinalis*) and in fishless lakes. *Ecoscience* 16: 271-281.
- Dussart, B. 1969. Les copépodes des eaux continentales d'Europe occidentale. Tome 2. Cyclopoïdes et biologie. Ed. Boubee et Cie, 292p.
- Dussart, B., 2000. Crustacés Copépodes de l'Ontario. Document inédit photocopié, 107 p., 66 figures.
- Edmondson, W.T. 1959. Rotifera. *Freshwater Biology*. H. B. Ward and G. C. Whipple, John Wiley and Sons New York, NY: 420-494.
- Ejsmont-Karabin, J. 2012. The usefulness of zooplankton as lake ecosystem indicators: rotifer trophic state index. *Pol. J. Ecol.*, 60 (2): 339–350
- Ejsmont-Karabin, J. & A. Karabin. 2013. The suitability of zooplankton as lake ecosystem indicators: crustacean trophic state index. *Polish Journal of Ecology* 61: 561-573.
- Filion, J.M., P. Chain & M. Futter. 1993. Cantilevering vertical tow nets to reduce tow-line induced zooplankton avoidance. *J. Plankton Research* 15: 581-587.
- Gaston, K.J. & J.I. Spicer. 2004. *Biodiversity: an introduction*. Blackwell Publishing.
- Gannon, J.E. & R.S. Stemberger. 1978. Zooplankton (especially crustaceans and rotifers) as indicators of water quality. *Transactions of the American Microscopical Society* 97: 16-35.
- Gélinas, M. & B. Pinel-Alloul. 2008. Relating crustacean zooplankton community structure to residential development and land-cover disturbance near Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 2689-2702.

- Gélinas, M., B. Pinel-Alloul & M. Slusarczyk. 2007. Formation of inducible cyclomorphosis defences in response to YOY fish and invertebrate predation by two *Daphnia* species co-existing in Lake Brome (Québec, Canada). *Hydrobiologia* 594: 175-185.
- Ghadouani, A., B. Pinel-Alloul & E.E. Prepas. 2003. Effects of experimentally induced cyanobacterial blooms on crustacean zooplankton communities. *Freshwater Biol.* 48 : 363-381.
- Graillon, P. 2009. Le Programme de suivi de l'intégrité écologique de Parcs Québec. *Le Naturaliste Canadien* 133 (3) numéro spécial : 117-124.
- Gray, D.K & S.E. Arnott. 2011. Does dispersal limitation impact the recovery of zooplankton communities damaged by a regional stressor? *Ecological applications* 21 (4): 1241-1256.
- Gulati, R.D. 1984. Zooplankton and its grazing as measures of trophic in the Loosdrecht lakes. *Verh. Int. Verein Limnol.* 22: 863-867.
- Haberman, J., R. Laugaste & T. Noges. 2007. The role of cladocerans reflecting the trophic status of two large and shallow Estonian lakes. *Hydrobiologia* 584:157–166.
- Haberman, J. & M. Haldna. 2014. Indices of zooplankton community as valuable tools in assessing the trophic state and water quality of eutrophic lakes: long-term study of Lake Võrtsjärv. *J. Limnol.* 73: 263-273.
- Halliwell, D. & M. Evers. 2010. A Maine success story. *Bioremediation study of a shallow lake in south-central Maine. NALMS. Fall 2010 Special Electronic Edition.* pages 9-15.
- Haney, J.F., M.A. Aliberti, E. Allan, S. Allard, D.J. Bauer, W. Beagen, S.R. Bradt., B. Carlson, S.C. Carlson, U.M. Doan, J. Dufresne, W.T. Godkin, S. Greene, A. Kaplan, E. Maroni, S. Melillo, A.L. Murby, J.L. Smith, B. Ortman, J.E. Quist, S. Reed, T. Rowin, M. Schmuck, R.S. Stemberger & B. Travers. 2010. An image-based key to the zooplankton of the northeast, USA version 4.0 released 2010. Durham, NH: University of New Hampshire Center for Freshwater Biology. <http://cfb.unh.edu/cfbkey/html/>.
- Hanson, J.M. & R.H. Peters 1984. Empirical predictions of crustacean zooplankton biomass and profundal macrobenthos biomass in lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 41- 439-445.

- Havens, K.E. & J.R. Beaver. 2011. Composition, size, and biomass of zooplankton in large productive Florida lakes. *Hydrobiologia* 668:49–60.
- Havens, K.E., N.D. Yan & W. Keller. 1993. Lake acidification: effects on crustacean zooplankton populations. *Environ. Sci. Technol.* 27: 1621-1624.
- Hébert, R. & D. Masse. 1999. Caractérisation des communautés d'oiseaux aquatiques au Parc National de la Mauricie, 1992-1997. Rapport non publié. Parc Canada. Service de la conservation des ressources naturelles, Parc National de la Mauricie. 123p.
- Hebert, P.D.N. 1995. The *Daphnia* of North America: An Illustrated Fauna. CD-ROM, University of Guelph.
- Hebblewhite, M., D.H. Pletscher & P.C. Paquet. 2002. Elk population dynamics in areas with and without predation by recolonizing wolves in Banff National Park, Alberta. *Can. J. Zool.* 80: 789–799.
- Héritier, S. & C. Moumaneix. 2007. Protection et gestion dans les parcs canadiens et états-unis. Quelques enjeux actuels. *Cahiers de Géographie du Québec.* 51: 155-176.
- Hessen, D.O., B.A. Faafeng & T. Andersen. 1995. Replacement of herbivore zooplankton species along gradients of ecosystem productivity and fish predation pressure. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 433-742.
- Holt, C.A. 2002. Damage and recovery of zooplankton communities in acidified lakes of south central Ontario. *Masters Abstracts International.* Vol. 40. No. 5.
- Hudson, P.L. & L.T. Lesko. 2003. Free-living and Parasitic Copepods of the Laurentian Great Lakes: Keys and Details on Individual Species. Ann Arbor, MI: Great Lakes Science Center Home Page. <http://www.glsc.usgs.gov/greatlakescopepods/>.
- Huggard, D.J. 1993. Effects of snow depth of predation and scavenging by gray wolves. *J. Wildl. Manag.* 57: 382-388.
- Ivanova, M.B., 1985. Productivity of planktonic crustaceans in fresh water bodies. [Book in Russian]. Nauka: 220 pp.

- Jacques, J-M St, M.S.V. Douglas, N. Pric, N. Drakulic & C.P. Gubala. 2005. The effects of fish introduction on the diatom and cladoceran communities of lake Opeongo, Ontario, Canada. *Hydrobiologia* 549 (1): 99-113.
- Jalal, W., B. Pinel-Alloul & G. Méthot. 2005. Suivi à moyen terme des impacts écologiques des feux et des coupes forestières sur la communauté zooplanctonique des lacs de l'écozone boréale. *Rev. Sci. Eau* 18/spécial : 221-248.
- Jeppesen, E., P. Nøges, T.A. Davidson, J. Haberman, T. Nøges, K. Blank, T. Lauridsen, M. Søndergaard, C. Sayer, R. Laugaste, L.S. Johansson, R. Bjerring & S.L. Amsinck. 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia* 676: 279- 297.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Lauridsen & F. Landkildehus. 2000. Trophic structure, species richness biodiversity in Danish lakes: changes along phosphorus gradient. *Freshwater Biol.* 45: 201-218.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard & T. Lauridsen. 1999. Trophic dynamics in turbid and clean water lakes with special emphasis on the role of zooplankton for water clarity. *Hydrobiologia* 408/ 409: 217-231.
- Jeziorski, A., A.J. Tanentzap, N.D. Yan, A.M. Paterson, M.E. Palmer, J.B. Korosi, J.A. Rusak, M.T. Arts, W. Keller, R. Ingram, A. Cairns & J.P. Smol. 2015. The jellification of north temperate lakes. *Proc. Biol. Sci.* 282: 2014- 2449.
- Keller, W., N.D. Yan, K.E. Holtze & J. R. Pitblado. 1990. Inferred effects of lake acidification on *Daphnia galeata mendotae*. *Env. Sci. Technol.* 24: 1259-1261.
- Korosi, J.B., A.M. Paterson, A.M. Desellas & J.P. Smol. 2010. Present day changes in *Bosmina* and *Daphnia* size structure from softwater Ontario lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 67 : 754-762.
- Labonté-David, E. 2012. Relation entre les espèces de mercure (MeHg et HgT), le sélénium et les thiols dans les eaux de surface du parc national du Mont-Tremblant (Laurentides, Québec).

Mémoire de maîtrise, Département de sciences biologiques, FAS, Université de Montréal.
144p.

Lampert, W. & U. Sommer. 1997. Limnoecology: the ecology of lakes and streams. Oxford University Press, New York.

Larson, G.L. R. Hoffman, C.D. McIntire, G. Lienkaemper & B. Samora. 2009. Zooplankton assemblages in montane lakes and ponds of Mount Rainier National parks, Washington State, USA. *Journal of Plankton Research* 31 : 273-285.

Lauzon, P. 1955. Biologie de la carpe noire (*Catostomus commersoni*) Lacepede du lac Lauzon, Canton Rolland, Comté de Montcalm, Parc du Mont-Tremblant, Québec, Canada.

Leadley, P., H.M. Pereira, R. Alkemade, J.F. Fernandez-Manjarrés, V. Proença, J.P.W. Scharlemann & M.J. Walpole. 2010. Scénarios de biodiversité : Projections des changements de la biodiversité et des services écosystémiques pour le 21e siècle. Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique, Montréal. Cahier technique n°50, 55 pages.
<https://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-50-fr.pdf>.

Legendre, P. & M. De Cáceres. 2013. Beta diversity as the variance of community data: dissimilarity coefficients and partitioning. *Ecol Lett* 16: 951-953.

Legendre, P., M.D. Cáceres & D. Borcard. 2010. Community surveys through space and time: testing the space-time interaction in the absence of replication. *Ecology* 91(1): 262-272.

Legendre, P. & E.D. Gallagher. 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia* 129: 271-280.

Legendre, P. & L. Legendre. 2012. *Numerical Ecology*. Elsevier Science Ltd.

Les gouvernements fédéral, provinciaux et territoriaux du Canada. 2010. Biodiversité canadienne : état et tendances des écosystèmes en 2010. Conseils canadiens des ministres des ressources. Ottawa, (Ont.) vi + 148 p.

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

- Masson, S. & B. Pinel-Alloul. 1998. Spatial distribution of zooplankton biomass size fractions in a bog lake: abiotic and (or) biotic regulation. *Can. J. Zool.* 76: 805-823.
- Masson, S. B. Pinel-Alloul & V.H. Smith. 2000. Total phosphorus-chlorophyll a size fraction relationship in southern Québec lakes. *Limnol. Oceanogr.* 45: 732-740.
- Masson, S. & B. Pinel-Alloul. 2001. Élaboration d'indicateurs biophysiques de l'environnement adapté au contexte de la gestion des écosystèmes lacustres du parc national de la Mauricie. Revue de littérature. Rapport produit par le groupe de recherche en limnologie et en environnement aquatique dans le cadre d'un contrat pour Parcs Canada, service de conservation des écosystèmes, Québec. 79p. + appendices
- Masson S., B. Pinel-Alloul, P. East, P. Magnan, G. Hogue & A. Barabé. 2001. Programme de surveillance des écosystèmes aquatiques du parc national de la Mauricie. Rapport de recherche. Groupe de recherche en limnologie et en environnement aquatique pour Parcs Canada, Service de conservation des écosystèmes, Québec. 246p.
- May, L. & M. O'Hare. 2005. Changes in rotifer species composition and abundance along a trophic gradient in Loch Lomond, Scotland, UK. *Hydrobiologia* 546: 397-404.
- Mazumder, A. 1994. Phosphorus-chlorophyll relationships under contrasting zooplankton community structure: potential mechanisms. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 401-407.
- Mazumder, A. & K.E. Havens. 1998. Nutrient-chlorophyll-Secchi relationships under contrasting grazing communities of temperate versus subtropical lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 55: 1652-1662.
- Méthot, G. & B. Pinel-Alloul. 2012. Composition taxonomique du zooplancton des stations pélagiques et littorales du lac Pink situé dans le Parc de la Gatineau. Rapport présenté à la commission de la capitale nationale, 42 p.
- Méthot, G. & B. Pinel-Alloul. 2010. Composition taxonomique du zooplancton des stations pélagiques et littorales du lac Meech situé dans le Parc de la Gatineau. Rapport présenté à la commission de la capitale nationale, 40 p.

- Méthot, G. & B. Pinel-Alloul, 2009. Composition taxonomique du zooplancton des stations pélagiques et littorales du lac Philippe dans le Parc de la Gatineau. Rapport présenté à la Commission de la Capitale Nationale. 28p.
- Méthot, G. & B. Pinel-Alloul, 2008. Composition taxonomique du zooplancton des stations pélagiques et littorales du lac La Pêche dans le Parc de la Gatineau. Rapport présenté à la Commission de la Capitale Nationale. 13p.
- McNaught, A.S., D. Pavlik & D.W. Schindler. 2000. Patterns of zooplankton biodiversity in the mountains lakes of Banff National Park, Canada International Association of Theoretical and Applied Limnology, (v.p.). Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart (FRG).
- McQueen, D.J., J.R. Post & E.L. Mills. 1986. Trophic relationships in freshwater pelagic ecosystems. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 1571-1581.
- Mimouni, El-A., B. Pinel-Alloul & B. Beisner. 2015. Assessing aquatic biodiversity of zooplankton communities in an urban landscape. *Urban Ecosystems* 18: 1353-1372.
- Mongeau, J.R. 1960. Croissance du Brochet commun, *Exos lucius*, dans deux lacs du parc Du Mont-Tremblant, Province du Québec. Faculté des sciences, Université de Montréal.
- Mongeau, J.R. 1980. Comportement alimentaire du Brochet commun, *Exos lucius*, dans deux lacs du parc Du Mont-Tremblant, Province du Québec. Thèse de maîtrise, Biologie, Université de Montréal.
- Moss, B., D. Stephen, C. Alvarez, E. Becares, W. Van De Bund, S.E. Collings, E. Van Donk, E. De Eyto, T. Feldmann, C. Fernández-Aláez, M. Fernández-Aláez, R.J.M. Franken, F. García-Criado, E.M. Gross, M. Gyllström, L-A Hansson, K. Irvine, A. Järvalt, J-P. Jensen, E. Jeppesen, T. Kairesalo, R. Kornijów, T. Krause, H. Künnap, A. Laas, E. Lill, B. Lorens, H. Luup, M.R. Miracle, P. Nõges, T. Nõges, M. Nykänen, I. Ott, W. Peczuła, E.T.H.M. Peeters, G. Phillips, S. Romo, V. Russell, J. Salujõe, M. Scheffer, K. Siewertsen, H. Smal, C. Tesch, H. Timm, L. Tuvikene, I. Tonno, T. Virro, E. Vicente & D. Wilson. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes - a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquat Conserv* 13(6): 507-549.

- Nogrady, T. 1980. Canadian rotifers II. Parc du Mont-Tremblant, Québec, *Hydrobiologia* 71: 35-46.
- Nogrady, T., R. Pourriot & H. Segers. 1995. Guides to the identification of the microinvertebrates of the continental waters of the world. 8. Rotifera Volume 3: Notommatidae and Scardiidae.
- Nussbaumer, C., N.M. Burgess & R.C. Weeber. 2014. Distribution and abundance of Benthic Macroinvertebrate and zooplankton in lakes in Kejimikujik National Park and National Historic site of Canada, Nova Scotia. *128* (1):1-24.
- Pace, M.L. 1986. An empirical analysis of zooplankton community size structure across lake trophic gradients. *Limnol. Oceanogr.* 31: 45–55.
- Palmer M.E., N.D. Yan, A.M. Paterson & R. E. Girard. 2011. Water quality changes in south-central Ontario lakes and the role of local factors in regulating lake response to regional stressors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68 : 1038–1050.
- Patoine, A., B. Pinel-Alloul, E.E. Prepas & R. Carignan. 2000. Do logging and forest fires influence zooplankton biomass in Canadian Shield lakes? *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 57(Suppl. 2): 155–164.
- Patoine, A., B. Pinel-Alloul & E.E. Prepas. 2002. Effects of catchment perturbations by logging and wildfires on zooplankton species richness and composition in Boreal Shield lakes. *Freshwater Biol.* 47:1996-2014.
- Pearson, K.J. & C.P. Goater. 2008. Distribution of long toed salamanders and introduced trout in high and low elevation wetlands in southwestern Alberta, Canada. *Ecoscience* 15 (4):435-459.
- Pejler, B. 1957. Taxonomical and ecological studies on planktonic Rotatoria from Central Sweden. *K. svenska Vetensk. Akad. Handl.* 6 (7): 52 pp.
- Pejler, B. 1983. Zooplankton indicators of trophy and their food. *Hydrobiologia* 101:111-114.
- Pérez-Fuentetaja, A., D. McQueen, N. Yan & P.J. Dillon. 2000. Zooplankton biomass rarely improves predictions of chlorophyll concentration in Canadian Shield lakes that vary in pH. *Aquatic Ecology* 34: 127–136

- Pinel-Alloul, B. & El-A. Mimouni. 2013. Are cladoceran diversity and community structure linked to spatial heterogeneity in urban landscapes and pond environments? *Hydrobiologia* 715: 195-212.
- Pinel-Alloul, B., A. André, P. Legendre, J. Cardille, K. Patalas & A. Salki. 2013. Large-scale geographic patterns of diversity and community structure of pelagic crustacean zooplankton in Canadian lakes. *Global Ecology and Biogeography* 22: 784-795.
- Pinel-Alloul, B., A. Mazumder, G. Lacroix & X. Lazzaro. 1998a. Les réseaux trophiques lacustres : structure, fonctionnement, interactions et variations spatio-temporelles. *Rev. Sci. Eau No spécial, 10e anniversaire* : 163-197.
- Pinel-Alloul, B., A. Patoine, R. Carignan & E.E. Prepas. 1998b. Réponses du zooplancton lacustre aux feux et aux coupes de forêt dans l'écozone boréale du Québec : étude préliminaire. *Annls Limnol.* 34 (4) 1998: 401-412.
- Pinel-Alloul, B. 1995. Spatial heterogeneity as a multiscale characteristic of zooplankton community. *Hydrobiologia* 300(1): 17-42.
- Pinel-Alloul, B., G. Méthot, G. Verreault & Y. Vigneault. 1990. Zooplankton species associations in Quebec lakes: variation with abiotic factors, including natural and anthropogenic acidification. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47(1), 110-121.
- Pinto-Coelho, R., B. Pinel-Alloul, G. Méthot & K. Havens. 2005. Relationships of crustacean zooplankton with latitude and trophic gradients in lakes and reservoirs of temperate and tropical regions. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 62 : 348-361.
- PSIE, 2014. Programme de suivi de l'intégrité écologique. Rapport 2003-2012. Réseau Parcs Québec - SÉPAQ. www.parcsquebec.com/integriteecologique.
- R Development Core Team. 2012. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0.
- Ramcharan, C.W., N.D. Yan, D.J. McQueen, A. Pérez-Fuentetaja, E. Demers & J.A. Rusak. 2001. Complex responses of *Chaoborus* to changes in fish populations. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 56 : 81-100

- Robert, A. 1953. Les odonates du parc du Mont-Tremblant. *The Canadian Entomologist* 85: 316-339.
- Robert, A. 1955. Les associations de gyrins dans les étangs et les lacs du parc du Mont-Tremblant. *The Canadian Entomologist* 87 : 67-78.
- Roy, D. & P.P. Harper. 1975. Nouvelles mentions de Trichoptères au Québec et description de *Limnephilus nimmoi* sp. (Limnephilidae). *Can. J. Zool.* 53 : 1080-1088.
- Rusak, J.A., N.D. Yan, K.M. Somers, D, J, McQueen & C.W. Ramcharan. 2001. Differences in the variability of crustacean zooplankton communities between manipulated and reference lakes. *Arch. Hydrobiol. Spec. Issues Advanc. Limnol.* 56: 171-186.
- Rusak, J.A., N.D. Yan, K.M. Sommers, K.L. Cottingham, F. Micheli, S.R. Carpenter, T.M. Frost, M.J. Paterson and D.J. McQueen. 2002. Temporal, spatial, and taxonomic patterns of crustacean zooplankton variability in unmanipulated north-temperate lakes. *Limnol. Oceanogr.* 47: 613-625.
- Saether, O.A. 1971. Chaoboridae. In *Die Binnengewasser Band XXVI. Das Zooplankton. Vol. 1:* 257-280.
- Smith, K. & C.H. Fernando. 1978. *A Guide to Freshwater Calanoid and Cyclopoid Copepod Crustacea of Ontario.* Department of Biology, University of Waterloo.
- Soininen, J., J.J. Lennon & H. Hillerand. 2007. A multivariate analysis of beta diversity across organisms and environments. *Ecology* 88: 2830-2838.
- Sommer, U., Z.M. Gliwicz, W. Lampert & A. Duncan. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106: 432-471.
- Sommer, U., R. Adrian, L. De Senerpont Domis, J.L. Elser, U. Gaedke, B. Ibelings, E. Jeppesen, M. Lüring, J.C. Molinero, W.M. Mooij, E. van Donk & M. Winder. 2012. Beyond the Plankton Ecology Group (PEG) model: Mechanisms driving plankton succession. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 43: 429-448.
- Sprules, W.G. 1975. Midsummer crustacean zooplankton communities in acid stressed lakes. *J. Fish. Res. Board. Lim.* 32 :389-395.

- Stemberger, R.S. 1979. A Guide to Rotifers of the Laurentian Great Lakes. EPA-600/4-79-021.
- Stemberger, R.S., D.P. Larsen & T.M. Kincaid. 2001. Sensitivity of zooplankton for regional lake monitoring. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 2222-2232.
- Stemberger, R.S. & E.K. Miller. 2003. Cladoceran body length and Secchi disk transparency in northeastern U.S. lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 1477–1486.
- Strecher, A.L. & S.E. Arnott. 2005. Impacts of *Bythotrephes* invasion on zooplankton communities in acid damaged and recovered lakes on the boreal shield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 62 (11): 2450-2462.
- Swadling, K.M., R. Pienitz & T. Nogrady. 2000. Zooplankton community composition of lakes in the Yukon and Northwest Territories (Canada): relationship to physical and chemical limnology. *Hydrobiologia* 431: 211-224.
- Symons, C.C., S.E. Arnott & J.N. Sweetman. 2012. Grazing rates of crustacean zooplankton communities on intact phytoplankton communities in Canadian Subarctic lakes and ponds. *Hydrobiologia* 694 (1) : 131-141.
- Tremblay, R. & R. Pienitz. 2015. Caractéristiques limnologiques de 56 lacs du Québec méridional en lien avec l'état trophique. *Revue des Sciences de l'Eau* 28 (2) : 139-162.
- Villemure, M. & D. Masse. 2004. La conservation du loup (*Canis lupus*) au Parc National de la Mauricie. *Le Naturaliste Canadien* 128 (1): 35-42.
- Walz, N., H.-J. Elster & M. Mezger. 1987. The development of the rotifer community structure in Lake Constance during its eutrophication. *Archiv. für Hydrobiologie, Suppl.* 74: 452-487.
- Ward, J. 1955. A description of new zooplankton counter. *Quarterly Journal of Microscopical Science.* 96: 371-373.
- Winkler, G., V. Leclerc, P. Sirois, P. Archambault & P. Bérubé. 2009. Short-term impact of forest harvesting on water quality and zooplankton communities in oligotrophic lakes of the eastern Canadian Boreal Shield. *Boreal Environment Research* 14: 323-337.
- Wissel, B., W.J. Boeing & C.W. Ramcharan. 2003. Effects of water color on predation regimes and zooplankton assemblages in freshwater lakes. *Limnol. Oceanogr.* 48: 1965-1976.

- Yan, N.D., K.M. Somers, R.E. Girard, A.M. Paterson, W. Keller, C.W Ramcharan, J.A Rusak, R. Ingram, G.E Morgan & J.M Gunn. 2008. Long-term trends on zooplankton of Dorset, Ontario lakes: the probable interactive effects of change in pH, total phosphorus, dissolved organic carbon, and predators. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65 : 862-877.
- Yan, N.D. 1986. Empirical prediction of crustacean zooplankton biomass in nutrient poor Canadian Shield lakes. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 43: 788-796.
- Yan, N.D. & R. Strus. 1980. Crustacean zooplankton communities of acidic, metal contaminated lakes near Sudbury, Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 37: 2282-2293.
- Zaret, T.M. 1980. *Predation and freshwater communities.* Yale University Press. New Haven, Connecticut. 187p.

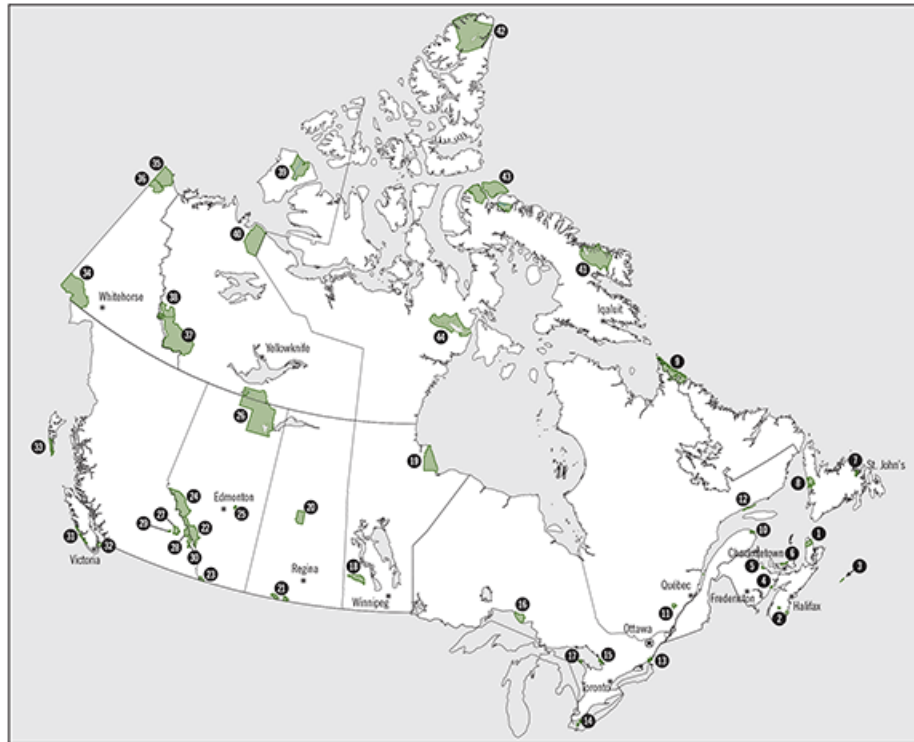
ANNEXES- CHAPITRE 1

Annexe 1: Les Parcs Nationaux du Canada et du Québec.

Les inventaires de la biodiversité aquatique ont été effectués dans tous les parcs en gras

Parcs Nationaux du Canada	Parcs Nationaux du Québec
PN de Forillon (QC)	PN des îles- de- Boucherville
PN de la Mauricie (QC)	PN de la Jacques-Cartier
PN des îles de la Baie Georgienne (ON)	PN de Miguasha
PN des Mille-îles (ON)	PN Mont-Mégantic
PN de Fundy (NB)	Parc marin de Saguenay- Saint-Laurent
PN Aulavik (TNO)	PN d'Oka
PN Kejimikujik(NS)	PN des Mont-Valin
PN Gros Morne (NL)	PN du Mont-Saint-Bruno
PN Banff (AB)	PN du Mont-Orford
PN Jasper (AB)	PN de Plaisance
PN Elk Island (AB)	PN Pointe-Taillon
PN des Lacs-Waterton (AB)	PN de la Yamaska
Réserve de parc de l'Archipel-de-Mingan (QC)	PN d'Anticosti
Réserve de PN Pacific Rim (BC)	PN du Bic
Réserve du PN des îles-Gulf (BC)	PN d'Aiguebelle
PN Auyuittuq	PN du Mont-Tremblant
PN des hautes terres du Cap Breton	PN du Fjord –du- Saguenay
Réserve du PN de Haida Gwaii Hanas	PN de Frontenac
PN de l'île du prince Édouard	PN de la Gaspésie
PN et réserve du PN Kluane	PN des-Grands-Jardins
PN Kootenay	PN des Hautes-Gorges-de-la-Rivière Malbaie
PN Kouchibouguac	PN de l'île-Bonaventure-et du-Rocher-Percé
PN de l'île de sable	PN Kuururjuaq
PN du Mont Torngat	PN du Lac-Temiscouata
PN du Mont-Riding	PN des Pingualuit
PN Nahanni	PN Tursujuq
PN Péninsule Bruce	
PN de la pointe Pelée	
PN des prairies	
PN de Prince Albert	
PN Quttinipaaq	
PN Sirmilik	
PN Terra Nova	
PN Tuktuk Nugait	
PN Vuntut	
PN Ukkusiksalik	
PN Wapusk	
PN Wood Buffalo	
PN Yoho	
PN Revelstoka	
PN des glaciers	
PN Ivvavik	

Annexe 2 – Carte des parcs nationaux du Canada



Nouvelle-Écosse

1. Hautes-Terres-du-Cap-Breton
2. Kejimikujik
3. Île-de-Sable (R)

Nouveau-Brunswick

4. Fundy
5. Kouchibouguac

Île-du-Prince-Édouard

6. Île-du-Prince-Édouard

Terre-Neuve-et-Labrador

7. Terra-Nova
8. Gros-Morne (SPM)
9. Monts-Torngat

Québec

10. Forillon
11. La Mauricie
12. Archipel-de-Mingan (R)

Ontario

13. Mille-Îles
14. Pointe-Pelée
15. Îles-de-la-Baie-Georgienne
16. Pukaskwa
17. Péninsule-Bruce

Manitoba

18. Mont-Riding
19. Wapusk

Saskatchewan

20. Prince Albert
21. Prairies

Alberta

22. Banff (SPM)
23. Lacs-Waterton (SPM)
24. Jasper (SPM)
25. Elk Island
26. Wood Buffalo (SPM)

Colombie-Britannique

27. Glaciers
28. Yoho (SPM)
29. Mont-Revelstoke
30. Kootenay (SPM)
31. Pacific Rim (R)
32. Îles-Gulf (R)
33. Gwaii Haanas (R)

Yukon

34. Kluanne (R, SPM)
35. Ivvavik
36. Vuntut

Territoires du Nord-Ouest

37. Nahanni (R, SPM)
38. Nâáts'ihch'oh (R)
39. Aulavik
40. Tuktot Nogait
26. Wood Buffalo (SPM)

Nunavut

41. Auyittuq
42. Quttinirpaaq
43. Sirmilik
44. Ukkusiksalik

SPM — site du patrimoine mondial
R Réserve

<https://www.google.ca/search?q=carte+des+parcs+canada>

Annexe 3 - Carte des parcs nationaux du Québec



	KM DE QC	KM DE MTL		KM DE QC	KM DE MTL		KM DE QC	KM DE MTL
1 Parc national d'Aigüebelle	919	675	9 Parc national de l'Île-Bonaventure-et-du-Rocher-Percé	758	985	17 Parc national du Mont-Tremblant	390	145
2 Parc national d'Anticosti	✈	✈	10 Parc national des Îles-de-Boucherville	243	10	18 Parc national des Monts-Valin	253	500
3 Parc national du Bic	285	527	11 Parc national de la Jacques-Cartier	40	293	19 Parc national d'Oka	292	46
4 Parc national du Fjord-du-Saguenay	269	522	12 Parc national du Lac-Témiscouata	294	516	20 Parc national de Plaisance	383	160
5 Parc national de Frontenac	150	260	13 Parc national de Miguasha	541	779	21 Parc national de la Pointe-Taillon	250	500
6 Parc national de la Gaspésie	520	770	14 Parc national du Mont-Mégantic	240	225	22 Parc national de la Yamaska	253	100
7 Parc national des Grands-Jardins	134	435	15 Parc national du Mont-Orford	285	150	23 Parc marin du Saguenay-Saint-Laurent	161	476
8 Parc national des Hautes-Gorges-de-la-Rivière-Malbaie	170	470	16 Parc national du Mont-Saint-Bruno	253	20	24 Parc national des Pingualuit*	✈	✈
						25 Parc national Kuururjuaq*	✈	✈

* Les parcs nationaux des Pingualuit et Kuururjuaq, gérés par l'administration régionale Kativik, font également partie du réseau Parcs Québec.

Annexe 4: Liste des espèces aquatiques sous études dans 10 parcs nationaux du Canada

Parc national	Ombre de fontaine	Ombre chevalier	Épinoche à 9 épines	Truite Arc-en-Ciel	Saumon Coho Saumon rouge
PN Forillon	◆				
PN Fundy	◆				
PN Kejimikujik	◆				
PN Mauricie	◆		◆		
PN Gros Morne	◆	◆	◆	◆	
PN Banff	◆			◆	
PN Aulavik	◆	◆			
RPN Pacific Rim					◆

PN= Parc national; RPN= Réserve de Parc national; ◆= Présence

Parc national	Phoque gris	Phoque commun	Plongeon huard	Castor	Salamandre à longs doigts Salamandre foncée
PN Forillon	◆	◆		◆	
PN Fundy			◆		
PN Kejimikujik	◆	◆	◆	◆	
PN Mauricie			◆	◆	
PN Gros Morne		◆	◆		
PN Banff					◆
PN Waterton				◆	◆
RPN Pacific Rim					◆

PN= Parc national; RPN= Réserve de Parc national; ◆= Présence

Annexe 5: Liste des études réalisées dans les parcs nationaux au Canada et au Québec. Les inventaires de la biodiversité aquatique ont été faits dans 10 parcs nationaux du Canada et dans les parcs nationaux du Québec comportant des écosystèmes aquatiques.

Études	Parc nationaux	Références
Caractérisation des communautés d'oiseaux aquatiques du Parc National de la Mauricie	Parc national de la Mauricie	Hébert & Masse (1999)
Distribution and abundance of benthic macroinvertebrate and zooplankton in lakes in Kejimikujik national park and historical site of Canada	Parc national Kejimikujik	Nussbaumer <i>et al.</i> (2014)
Use and development of the wetland macrophytes index to detect water quality impairment in fish habitats of great lakes coastal Marshes	Parc national de la Pointe Pelée	Croft & Chow-Fraser (2007)
Distribution of long toed Salamanders and introduced trout in high and low-elevation wetlands in south western Alberta, Canada	Parc national Banff	Pearson & Goater (2008)
Distribution and abundance of benthic macroinvertebrates of zooplankton in lakes of Kejimikujik National Park and national historical site of Canada, Nova Scotia	Parc national Kejimikujik	Nussbaumer <i>et al.</i> (2014)
Zooplankton communities of 340 lakes and ponds in and near the national parks of the Canadian Rocky Mountains	Parcs nationaux des montagnes rocheuses	Anderson (1974)
Recovery of zooplankton assemblages in mountain lakes from the effects of introduced sport fish	Parcs nationaux des montagnes rocheuses	Donald <i>et al.</i> (2001)
Patterns of zooplankton biodiversity in the mountains lakes of Banff National Park, Canada	Parc national Banff	Mc Naught <i>et al.</i> (2000)
Does dispersal limitation impact the recovery of zooplankton communities damaged by a regional stressor	Parc national Killarney	Gray & Arnott (2011)

Études	Parcs nationaux	Références
Grazing rates of crustacean zooplankton communities on intact phytoplankton communities in Canadian subarctic lakes and ponds	Parc national Killarney	Symons <i>et al.</i> (2012)
Recovery of zooplankton assemblages in mountain lakes from effects of introduced sport fish	Parc national Jasper, Banff et Kootenay	Donald <i>et al.</i> (2001)
Impacts of <i>Bythotrephes</i> invasion zooplankton communities in acid damaged and recovered lakes on the boreal shield	Parc national Killarney	Strecher & Arnott (2005)
Damage and recovery of zooplankton communities in acidified lakes of south central Ontario	Parc national Killarney	Holt (2002)
The effects of fish introduction on the diatom and cladoceran communities of lake Opeongo, Ontario, Canada	Parc national Algonquin	Jacques <i>et al.</i> (2005)
Canadian rotifers II. Parc du Mont-Tremblant	Parc du Mont-Tremblant	Nogrady (1980)
Composition taxonomique du zooplancton du lac La Pêche dans le parc de la Gatineau	Parc de la Gatineau	Méthot et Pinel-Alloul (2008)
Composition taxonomique du zooplancton du lac La Philippe dans le parc de la Gatineau	Parc de la Gatineau	Méthot et Pinel-Alloul (2009)
Composition taxonomique du zooplancton du lac Meech dans le parc de la Gatineau	Parc de la Gatineau	Méthot et Pinel-Alloul (2010)
Composition taxonomique du zooplancton du lac Pink dans le parc de la Gatineau	Parc de la Gatineau	Méthot et Pinel-Alloul (2012)

ANNEXES-CHAPITRE 2

Tableau S1. Variables morphométriques des 14 lacs du Parc de Mont-Tremblant

Variables	ALT	SUP	SBV	AB/AL	Zmax	Zmoy	Vol	Tsej
	m	km ²	km ²		m	m	km ³	an ⁻¹
ALL	533	0,641	12	18,7	21	5,76	3,692	0,54
OBE*	437	0,227	8,44	37,2	4	1,6	0,363	0,08
ERN	445	0,238	1,77	7,4	25	11,3	2,689	2,68
HER	505	0,504	5,03	10	27	7,8	3,931	1,38
ROS	464	2,011	36,9	18,3	22,2	8	16,088	0,77
SAV	451	3,346	40,7	12,2	23	5	23,422	1,01
TRA*	531	0,196	2	10,2	4,5	2,7	0,529	0,47
ARI	461	0,117	3,23	27,6	11,7	5,5	0,644	0,35
BUR*	461	0,105	0,82	7,8	5	1,8	0,189	0,41
BRO*	381	0,060	1,24	20,7	6	2,8	0,168	0,24
HOU	455	0,561	12,12	21,6	10	2,9	1,627	0,24
DES	435	0,032	1,13	35,3	6,3	2	0,064	0,1
MON	344	1,248	432	346,2	25	6,6	8,236	0,03
SAB	499	1,447	29,2	20,2	15	7	7,129	0,61

Lacs : ALL (Allen), OBE (Obéron), ERN (Ernie), HER (Herman), ROS (Rossi), SAV (de la Savane), TRA (Trap), ARI (Ariel), BUR (Buri), BRO (du Brochet), HOU (Houdet), DES (Desjardins), MON (Monroe), SAB (des sables). *Lacs non stratifiés

Variables : ALT (Altitude du lac en m), SUP (Superficie du lac en km²), SBV (Superficie du bassin versant en km²), AB/AL (Ratio aire du bassin versant / aire du lac), Zmax (Profondeur maximale du lac en m), Zmoy (Profondeur moyenne du lac en m), Vol (Volume du lac en km³), tsej (Temps de séjour de l'eau du lac en années).

Tableau S2. Moyennes (\pm écart type) des variables de qualité d'eau des 14 lacs du Parc de Mont-Tremblant (2009-2010).

Variables	PT ($\mu\text{g/L}$)	NT ($\mu\text{g/L}$)	COD (mg/L)	Chla ($\mu\text{g/L}$)	Cond ($\mu\text{S/cm}$)	Sec (m)	Kpar (m^{-1})
ALL	5,37 \pm 0,67	182,67 \pm 14,19	3,43 \pm 0,40	1,43 \pm 0,24	14,10 \pm 2,17	4,92 \pm 0,59	0,71 \pm 0,1
OBE*	11,6 \pm 1,83	296,67 \pm 21,96	4,33 \pm 0,40	2,53 \pm 0,49	18,94 \pm 3,79	2,92 \pm 0,54	1 \pm 0,28
ERN	2,70 \pm 0,44	138,33 \pm 9,07	2,67 \pm 0,10	0,91 \pm 0,47	17,63 \pm 1,43	8,33 \pm 0,42	0,33 \pm 0,09
HER	3,67 \pm 0,40	150,67 \pm 5,03	2,6 \pm 0,35	0,84 \pm 0,29	13,19 \pm 2,37	7,12 \pm 0,63	0,40 \pm 0,10
ROS	6,77 \pm 1,71	212,33 \pm 10,02	3,73 \pm 0,12	2,4 \pm 0,26	18,11 \pm 2,48	4,35 \pm 0,28	0,68 \pm 0,07
SAV	9,4 \pm 3,16	254,67 \pm 41,2	4,37 \pm 0,25	2,97 \pm 1,2	17,12 \pm 2,25	3,88 \pm 1,01	0,9 \pm 0,15
TRA*	5,77 \pm 0,25	199,33 \pm 13,87	3,17 \pm 0,32	1,2 \pm 0,2	14,82 \pm 2,64	3,98 \pm 0,44	0,54 \pm 0,14
ARI	6,77 \pm 1,32	233,33 \pm 24,03	4,2 \pm 0,35	2,97 \pm 0,06	18,6 \pm 3,3	4,13 \pm 0,64	0,85 \pm 0,15
BUR*	6,13 \pm 0,35	222,33 \pm 26,16	2,77 \pm 0,12	1,47 \pm 0,58	18,39 \pm 4,26	4,85 \pm 0,09	0,54 \pm 0,04
BRO*	7,13 \pm 1,27	194,3 \pm 29,57	2,37 \pm 0,35	1,55 \pm 0,62	19,84 \pm 4,54	5 \pm 0,35	0,49 \pm 0,06
HOU	8,53 \pm 0,32	258,33 \pm 14,05	4,8 \pm 0,36	3,56 \pm 0,24	18,56 \pm 3,57	3,3 \pm 0,48	1,04 \pm 0,19
DES	16,6 \pm 5,54	389 \pm 58	4,13 \pm 0,5	9,38 \pm 6,72	15,09 \pm 2,64	3,07 \pm 0,83	1,09 \pm 0,06
MON	7,33 \pm 0,67	225 \pm 15,39	3,97 \pm 0,55	2,44 \pm 0,31	21,37 \pm 2,89	3,7 \pm 0,69	0,93 \pm 0,19
SAB	6,77 \pm 1,01	188 \pm 37,4	3,63 \pm 0,31	2,15 \pm 0,52	15,25 \pm 2,88	4,12 \pm 0,16	0,78 \pm 0,11

Lacs : ALL (Allen), OBE (Obéron), ERN (Ernie), HER (Herman), ROS (Rossi), SAV (de la Savane), TRA (Trap), ARI (Ariel), BUR (Buri), BRO (du Brochet), HOU (Houdet), DES (Desjardins), MON (Monroe), SAB (des sables). *Lacs non stratifiés

Variables : PT = Phosphore total ($\mu\text{g/L}$); NT = Azote total ($\mu\text{g/L}$); COD = Carbone organique dissous (mg/L); Chla = chlorophylle a ($\mu\text{g/L}$); Cond = conductivité ($\mu\text{S/cm}$); Sec = disque de secchi (m); Kpar = coefficient d'atténuation lumineuse (m^{-1}).

Tableau S3 : Indices trophiques TSI (moyenne de 2009 et 2010) des 14 lacs du PNMT

Lacs	TSI (Sd)	TSI (Chla)	TSI (PT)
DES	46,63	47,70	46,82
OBE*	44,51	40,28	40,46
SAV	43,18	42,25	38,88
HOU	42,34	42,86	35,13
MON	42,37	39,24	32,79
ARI	39,65	41,26	32,27
ROS	39,19	39,22	33,78
SAB	39,88	37,34	33,07
TRA*	39,30	33,24	29,67
BUR*	37,67	32,15	30,54
BRO*	30,80	36,20	33,25
ALL	36,64	34,88	27,20
HER	31,89	28,27	23,88
ERN	28,96	27,41	18,56

Lacs : ALL (Allen), OBE (Obéron), ERN (Ernie), HER (Herman), ROS (Rossi), SAV (de la Savane), TRA (Trap), ARI (Ariel), BUR (Buri), BRO (du Brochet), HOU (Houdet), DES (Desjardins), MON (Monroe), SAB (des sables). *Lacs non stratifiés

Indices TSI (CARLSON, 1977)

TSI(Sd) = indice trophique basé sur la transparence de l'eau mesurée au disque de Secchi ;

TSI (Chl a) = indice trophique basé sur les concentrations de chlorophylle a ;

TSI (PT)= indice trophique basé sur les concentrations de phosphore total

Tableau S4 : Présence (1) /absence (0) des espèces de poissons et des larves de *Chaoborus* dans chacun des lacs du PNMT (données sur les poissons : Hugues Tennier, biologiste, PNMT ; A. Bertolo, UQTR)

Lacs	SAFO	ESLU	CACO	PEFL	SANA	SECO	SEAT	PHEO	NOHE	COPL	SATR	ONMY	SASA	NOCR	LUCO	AMNE	LEGI	CHAOBO	
Régime Trophique	IP-PL	TP	B	IP-PL	TP	PL	PL	PL	PL	PL	IP	IP	TP	PL	PL	B	PL	PL	
Allen	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Obéron	1	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
Ernie	0	1	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Herman	1	0	1	0	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Rossi	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Savane	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0	1
Trap	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Ariel	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Buri	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Du Brochet	1	0	1	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Houdet	0	1	1	0	0	1	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Desjardins	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Monroe	0	1	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1
Sables	0	1	1	1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1

SAFO : Omble de fontaine; **ESLU :** Grand brochet; **CACO :** Meunier noir; **PEFL :** Perchaude; **SANA :** Touladi; **SECO :** Ouitouche; **SEAT :** Mulet à cornes; **PHEO :** Ventre rouge du nord; **NOHE :** Museau noir; **COPL :** Méné de lac; **SATR :** Truite brune; **ONMY :** Truite arc-en-ciel; **SASA :** Ouananiche; **NOCR :** Méné jaune; **LUCO :** Méné à nageoires rouges; **AMNE :** Barbotte brune ; **LEGI:** Crapet-soleil

Régime trophique : **TP :** Prédateur supérieur; **IP :** Prédateur intermédiaire; **PL :** Poissons planctivores; **B :** poissons benthivores

Tableau S5: Groupes taxonomiques et fonctionnels du zooplancton et contributions des espèces à la β diversité

Groupes taxonomiques	Espèces	Groupes fonctionnels	SCBD	SCBD (En %)
ROTIFÈRES	<i>Kellicottia longispina</i>	RH	0,786	12,103
	<i>Kellicottia bostoniensis</i>	RH	0,483	7,434
	<i>Keratella taurocephala</i>	RH	0,298	4,593
	<i>Keratella cochlearis</i>	RH	0,375	5,774
	<i>Keratella hiemalis</i>	RH	0,019	0,289
	<i>Polyarthra vulgaris</i>	RH	0,278	4,282
	<i>Polyarthra major</i>	RH	0,368	5,662
	<i>Conochilus unicornis</i>	RH	1,355	20,862
	<i>Tricocerca mucosa</i>	RH	0,053	0,821
	<i>Tricocerca elongata</i>	RH	0,033	0,515
	<i>Trichocerca cylindrica</i>	RH	0,025	0,387
	<i>Trichocerca multicrenis</i>	RH	0,007	0,110
	<i>Gastropus stylifer</i>	RH	0,007	0,105
	<i>Ascomorpha saltans</i>	RH	0,029	0,444
	<i>Ascomorpha ecaudis</i>	RH	0,011	0,167
	<i>Conochiloides</i>	RH	0,006	0,091
	<i>Ploesoma hudsoni</i>	RH	0,005	0,072
	<i>Pompholyx sulcata</i>	RH	0,368	5,664
	Rotifères indéterminés	RH	0,005	0,079
	<i>Asplanchna herricki</i>	RC	0,015	0,228
<i>Asplanchna brightwelli</i>	RC	0,013	0,200	
<i>Asplanchna priodonta</i>	RC	0,040	0,627	
<i>Synchaeta</i>	RC	0,023	0,351	
CLADOCÈRES	<i>Bosmina</i>	PC	0,556	8,552
	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	PC	0,014	0,212
	<i>Ceriodaphnia affinis</i>	PC	0,005	0,071
	<i>Ceriodaphnia sp</i>	PC	0,008	0,118
	<i>Diaphanosoma birgei</i>	PC	0,213	3,281
	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	PC	0,193	2,975
	<i>Daphnia catawba</i>	GC	0,371	5,713
	<i>Daphnia ambigua</i>	GC	0,063	0,971
	<i>Daphnia longiremis</i>	GC	0,037	0,575
	<i>Daphnia sp</i>	GC	0,003	0,049
	<i>Holopedium gibberum</i>	GC	0,227	3,491
	<i>Leptodora kindtii</i>	CP	0,001	0,005
COPÉPODES CYCLOPOÏDES	<i>Eucyclops speratus</i>	CCY – CYC	0,025	0,383
	<i>Orthocyclops modestus</i>	CCY – CYC	0,003	0,042
	<i>Cyclops scutifer</i>	CCY – CYC	0,021	0,319
	<i>Mesocyclops edax</i>	CCY – CYC	0,034	0,522
COPÉPODES CALANOÏDES	<i>Leptodiptomus minutus</i>	CCA – DIA	0,035	0,543
	<i>Leptodiptomus siciloides</i>	CCA – DIA	0,003	0,053
	<i>Aglaodiptomus spatulocrentus</i>	CCA – DIA	0,049	0,757
	<i>Epischura lacustris</i>	CCA – EPI	0,033	0,507

RH (Rotifères herbivores), RC (Rotifères carnivores), PC (Petits cladocères), GC (Gros cladocères), NA (Nauplii), CCA (Copépodites calanoïdes), CCY (Copépodites cyclopoïdes), DIA (Calanoïdes herbivores), CYC (Cyclopoïdes omnivores), CP (cladocères prédateurs), EPI (Calanoïdes carnivores), SCBD (Coefficient de contribution des espèces à la β diversité; species contribution to the β diversity)

Tableau S6. Données brutes assemblages de zooplancton en juillet 2009

LAC/date	ALLEN 07-09	OBÉRON 07-09	ERNIE 07-09	HERMAN 07-09	ROSSI 07-09	DE LA SAVANE 07-09	TRAP 07-09	ARIEL 07-09	BURI 07-09	DU BROCHET 07-09	HOUDET 07-09	DESJARDINS 07-09	MONROE 07-09	SABLES 07-09
Vol conc (mL)	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250	250	300	250
Vol filtré (L)	560	80	760	760	760	140	720	440	160	160	280	160	760	520
Prof ech (m)	14	2	19	19	19	18	3,5	11	4	4	7	4	19	13
Prof max (m)	15,5	3	21	24,5	21	19,5	4,5	12	5	5	8,5	5	23	14
Espèces	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)	Densité (ind./L)
ROTIFÉRES														
<i>Kellicottia longispina</i>	0,714	36,563	8,355	2,401	0,164	13,403	2,500	1,477	0,313	11,094	4,196	0,000	0,395	0,481
<i>Kellicottia bostoniensis</i>	1,473	0,000	0,592	0,000	0,000	0,000	0,000	0,625	0,000	0,781	2,589	29,063	0,000	0,337
<i>Keratella taurocephala</i>	6,875	0,000	0,000	0,066	0,132	3,299	1,250	0,227	1,250	9,219	0,804	2,969	0,197	0,048
<i>Keratella cochlearis</i>	1,473	4,688	4,375	1,645	0,263	0,000	0,000	0,057	0,000	3,438	0,714	0,000	0,513	0,048
<i>Keratella hiemalis</i>	0,357	0,000	0,000	0,000	0,000	0,035	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,079	0,000
<i>Polyarthra vulgaris</i>	0,134	0,000	0,000	0,000	0,099	2,188	0,000	2,898	2,188	6,719	3,393	3,438	0,355	0,000
<i>Polyarthra major</i>	0,000	2,188	8,454	0,428	0,132	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Conochilus unicornis</i>	2,009	0,000	1,513	0,000	5,263	4,028	0,000	8,693	6,250	14,531	37,054	0,000	2,684	0,000
<i>Tricocerca mucosa</i>	0,000	0,000	0,099	0,066	0,000	0,000	0,000	0,000	1,094	0,000	0,089	0,000	0,000	0,000
<i>Tricocerca elongata</i>	0,000	0,000	0,033	0,000	0,000	0,243	0,000	0,114	0,469	0,000	0,625	0,000	0,000	0,000
<i>Trichocerca cylindrica</i>	0,000	0,625	0,000	0,000	0,033	0,000	0,000	0,284	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Trichocerca multicornis</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,469	0,000	0,000
<i>Gastropus stylifer</i>	0,045	0,000	0,099	0,000	0,000	0,000	0,000	0,057	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Ascomarpha saltans</i>	0,000	0,938	0,329	0,033	0,000	0,069	0,000	0,057	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Ascomarpha ecaudis</i>	0,179	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,156	0,000	0,000	0,039	0,000
<i>Conochiloides</i>	0,134	0,000	0,033	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Ploesoma hudsoni</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,156	0,000	0,156	0,000	0,000
<i>Pompholyx sulcata</i>	1,027	0,000	0,263	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	4,303	0,000
rotifères indéterminés	0,134	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Total Rotifères herbivores	14,554	45,000	24,145	4,638	6,086	23,264	3,750	14,489	11,563	46,094	49,464	36,094	8,566	0,913
<i>Asplanchna herricki</i>	0,000	0,000	0,099	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,156	0,089	0,000	0,000	0,079	0,000
<i>Asplanchna brightwelli</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,313	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Asplanchna priodonta</i>	0,000	0,000	0,987	0,000	0,000	0,139	0,000	0,000	0,000	0,156	0,089	0,000	0,079	0,000
<i>Synchaeta</i>	0,134	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,237	0,000
Total Rotifères carnivores	0,134	0,000	1,086	0,000	0,000	0,139	0,000	0,000	0,469	0,313	0,179	0,000	0,395	0,000
CLADOCÈRES														
<i>Bosmina</i>	8,795	0,000	0,197	0,000	0,099	2,292	1,071	2,955	7,031	0,938	0,536	12,344	2,368	0,769
<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,714	0,156	0,000	0,000
<i>Ceriodaphnia affinis</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,268	0,000	0,000	0,000
<i>Ceriodaphnia juvenile</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,089	0,000	0,000	0,000
<i>Ceriodaphnia sp</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,446	0,000	0,000	0,000
<i>Diaphanosoma birgei</i>	0,000	5,313	0,000	0,066	0,099	0,139	3,214	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,048
<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	0,000	0,000	0,000	0,033	0,000	0,000	4,107	0,000	0,313	0,000	0,179	0,000	0,000	0,048
Total petits Cladocères	8,795	5,313	0,197	0,099	0,197	2,431	8,393	2,955	7,344	0,938	0,714	12,500	2,368	0,865
<i>Daphnia catwba</i>	0,357	3,125	0,033	0,197	0,000	0,313	3,571	0,795	0,938	1,406	0,089	0,000	0,000	1,346
<i>Daphnia ambigua</i>	0,089	0,000	0,000	0,066	0,000	0,590	0,000	0,398	0,469	0,938	0,714	0,156	0,000	1,144
<i>Daphnia longiremis</i>	0,000	0,000	0,000	0,132	0,000	0,243	0,000	0,057	0,000	0,000	0,446	0,156	0,000	0,048
<i>Daphnia juvenile</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,069	0,000	0,170	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Daphnia sp</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,039	0,000
<i>Holopedium gibberum</i>	0,223	0,000	0,197	0,164	0,000	0,208	2,679	0,227	1,250	2,500	0,714	11,563	0,079	0,385
Total gros Cladocères	0,670	3,125	0,230	0,559	0,000	1,424	6,250	1,648	2,656	4,844	1,964	11,875	0,118	1,923
Cladocères prédateurs - Leptodora kindtii	0,002	0,000	0,000	0,000	0,001	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,001
COPEPODES														
<i>Nauplii</i>	3,259	14,688	4,243	3,125	1,217	3,785	4,107	3,864	6,250	10,938	3,125	12,344	3,197	0,144
<i>Copepodites calanoides</i>	12,679	72,500	4,671	8,257	1,349	3,924	66,786	4,205	2,188	10,000	0,625	0,000	0,355	4,038
<i>Copepodites cyclopoides</i>	5,402	2,813	0,099	0,230	0,033	1,701	2,321	0,227	6,094	3,750	0,982	9,531	0,039	0,144
<i>Eucyclops speratus</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,536	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Orthocyclops modestus</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,057	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Cyclops scutifer</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,486	0,000	0,057	0,000	0,000	0,268	0,000	0,000	0,000
<i>Mesocyclops edax</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,035	0,000	0,057	0,000	0,625	0,000	0,469	0,000	0,096
Cyclopoides omnivores adultes	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,521	0,536	0,170	0,000	0,625	0,268	0,469	0,000	0,096
<i>Leptodiatomus minutus</i>	0,000	0,000	0,033	0,000	0,000	0,000	0,000	0,057	0,313	1,406	0,268	0,000	0,000	0,000
<i>Leptodiatomus siciloides</i>	0,089	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Agladiatomus spatulocentus</i>	0,045	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,893	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,048
Calanoides herbivores adultes	0,134	0,000	0,033	0,000	0,000	0,000	0,893	0,057	0,313	1,406	0,268	0,000	0,000	0,048
Calanoides carnivores - Epischura lacustris	0,000	0,313	0,000	0,000	0,033	0,000	0,179	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,096
INVERTÉBRÉS PRÉDATEURS														
<i>Chaoborus americanus</i>	0,000	0,000	0,032	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Chaoborus flavicans</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Chaoborus punctipennis</i>	0,039	0,000	0,000	0,000	0,007	0,022	0,000	0,109	0,000	0,000	0,300	0,038	0,000	0,000
<i>Chaoborus crystallinus</i>	0,000	0,000	0,000	0,032	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
<i>Chaoborus</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,156	0,011	0,008
<i>Chaoborus trivittatus</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Invertébrés prédateurs - Chaoborus	0,039	0,000	0,032											

Tableau S7: Indices biotiques calculés sur les données d'abondances des groupes taxonomiques et des espèces en juillet 2009

Indices biotiques	Allen	Obéron	Ernie	Herman	Rossi	de la Savane	Trap	Ariel	Buri	Du brochet	Houdet	Desjardins*	Monroe	Sables
Gros Cladocères/Cladocères totaux	0,07	0,37	0,54	0,85	0,00	0,37	0,43	0,36	0,27	0,84	0,73	0,49	0,05	0,69
<i>Daphnia</i> /Cladocères totaux	0,05	0,37	0,07	0,59	0,00	0,32	0,24	0,31	0,14	0,40	0,47	0,01	0,01	0,55
Cladocères/Copépodes	0,52	0,11	0,09	0,08	0,14	0,63	0,21	0,99	1,16	0,37	1,25	2,44	6,30	0,63
<i>Daphnia</i> /Crustacés	0,01	0,03	0,00	0,03	0,00	0,09	0,04	0,11	0,06	0,07	0,16	0,01	0,00	0,21
Abondance des <i>Bosmina</i>	8,79	0,00	0,20	0,00	0,10	2,29	1,07	2,95	7,03	0,94	0,54	12,34	2,37	0,77
Abondance des <i>Holopedium</i>	0,22	0,00	0,20	0,16	0,00	0,21	2,68	0,23	1,25	2,50	0,71	11,56	0,07	0,38
Abondance des <i>Daphnia</i>	0,45	3,13	0,03	0,39	0,00	1,22	3,57	1,42	1,41	2,34	1,25	0,32	0,03	1,54
Cladocères/Calanoïdes	0,74	0,12	0,09	0,08	0,14	0,98	0,22	1,08	4,00	0,51	3,00	24,38*	7,00	0,67
Abondance des Crustacés	30,94	98,75	9,47	12,27	2,83	13,78	89,46	13,13	24,84	32,50	7,95	46,72	6,08	7,36
Cyclopoïdes/Calanoïdes	0,42	0,04	0,02	0,03	0,02	0,57	0,04	0,09	2,44	0,38	1,40	10*	0,11	0,06
Rotifères/Crustacés	0,47	0,46	2,66	0,38	2,15	1,70	0,04	1,10	0,48	1,43	6,25	0,77	1,47	0,12
Abondance des Rotifères	14,69	45,00	25,23	4,64	6,09	23,40	3,75	14,49	12,03	46,41	49,64	36,09	8,96	0,91
Richesse spécifique des rotifères	11	5	13	6	7	8	2	10	8	10	10	5	11	4
Richesse spécifique des cladocères	5	2	3	6	3	6	5	5	5	4	9	5	3	7
Richesse spécifique des copépodes	2	1	1	0	1	2	3	5	1	2	2	1	0	3

*Pour Desjardins : absence de copépodes calanoïdes +1 au lieu de 0

Figure S1 : Analyses (ACP) des communautés de poissons dans les 14 lacs du PNMT.

A : espèces/sites ; CA1 = 27% ; CA2 = 16%

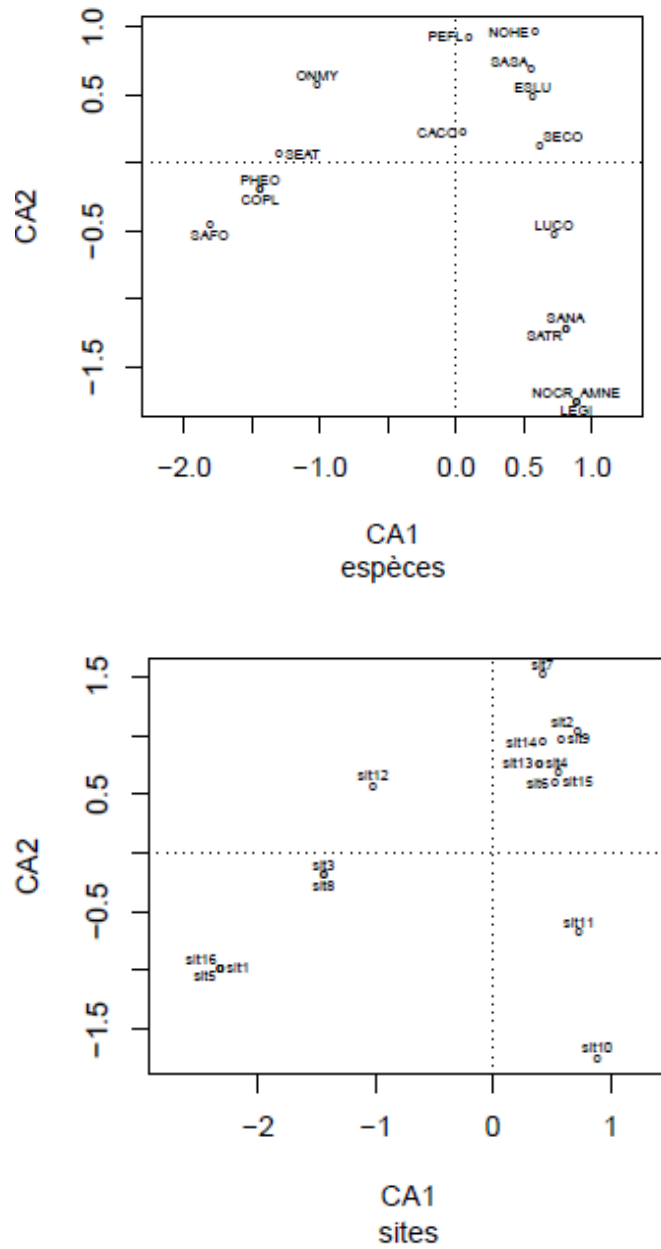
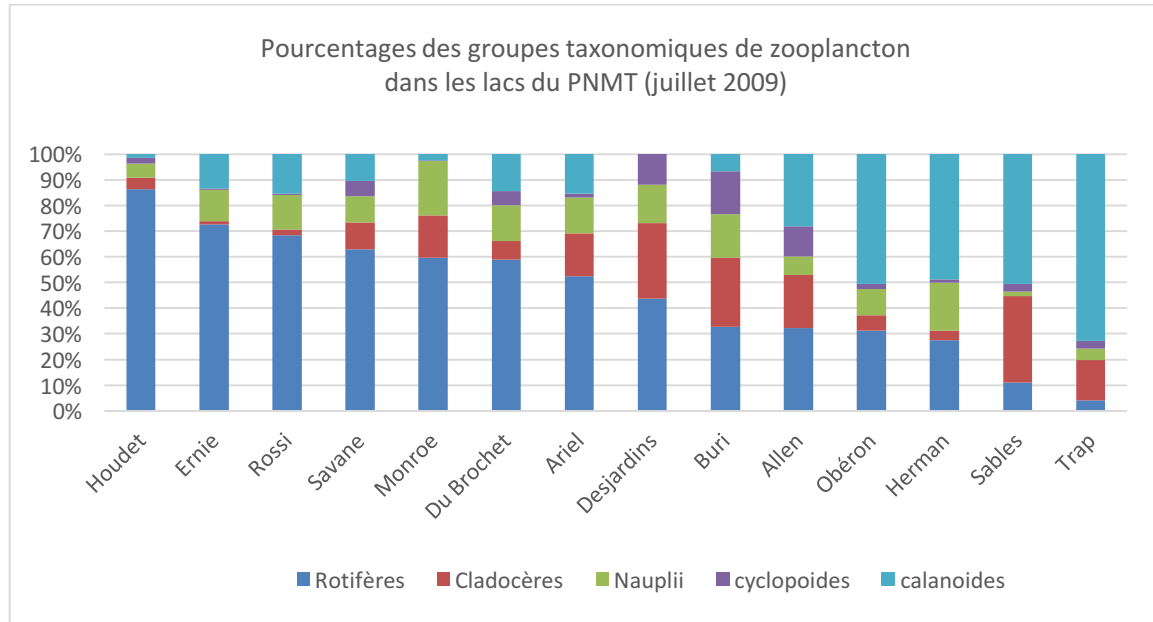
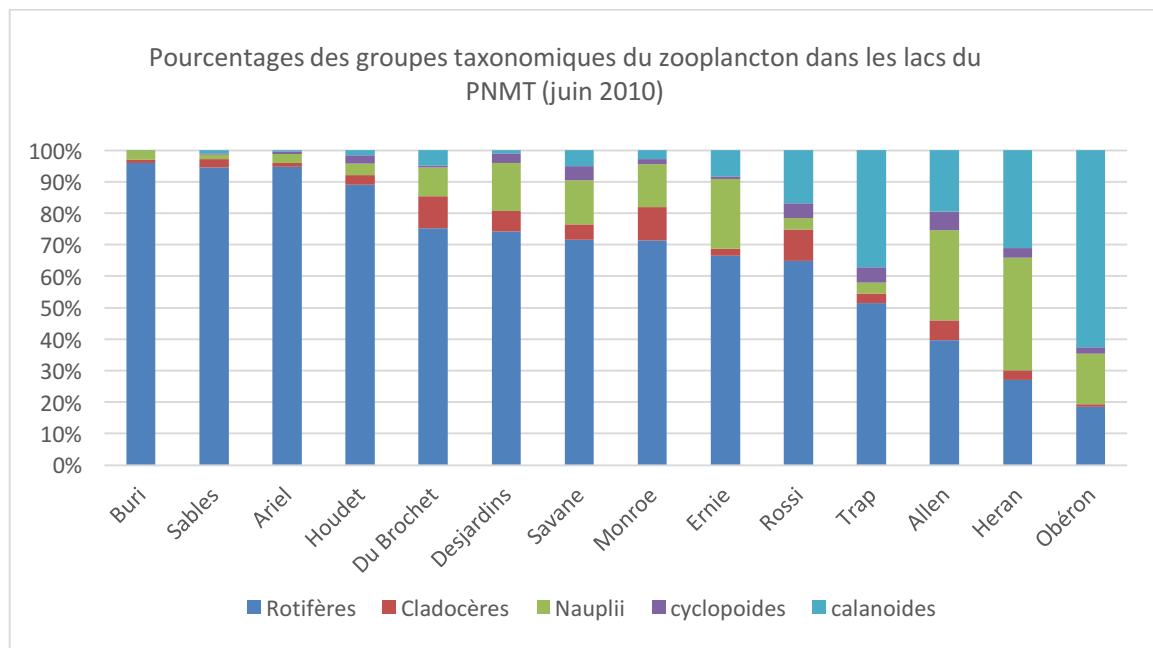


Figure S2. Structure taxonomique des communautés zooplanctoniques en juillet 2009 (A), juin 2010 (B) et juillet 2010 (C) dans les 14 lacs du PNMT. Les lacs sont classés par ordre décroissant d'abondance relative des rotifères

A



B



C

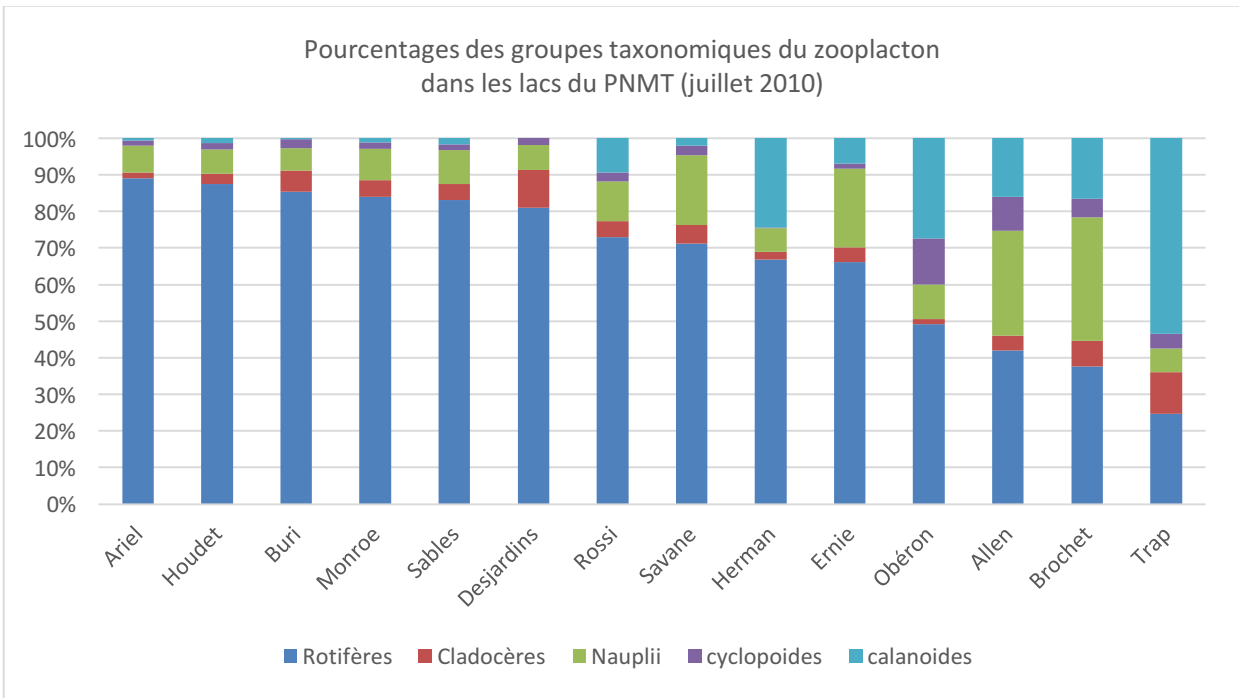
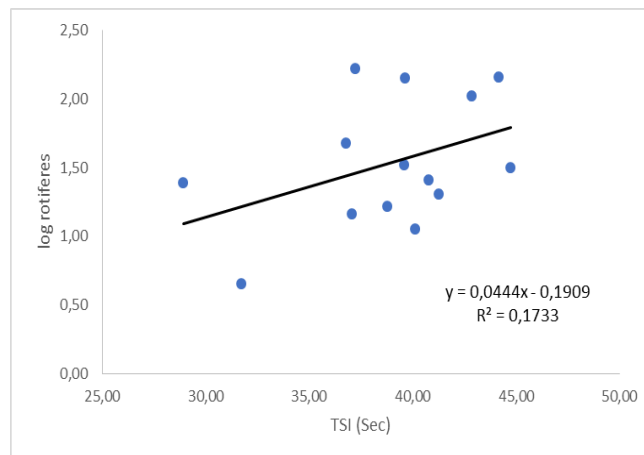
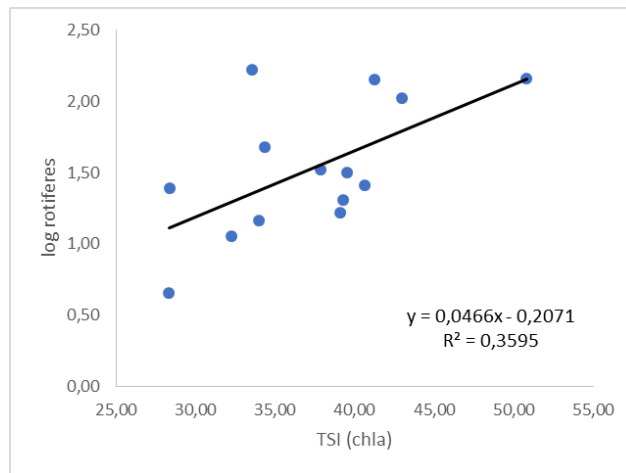
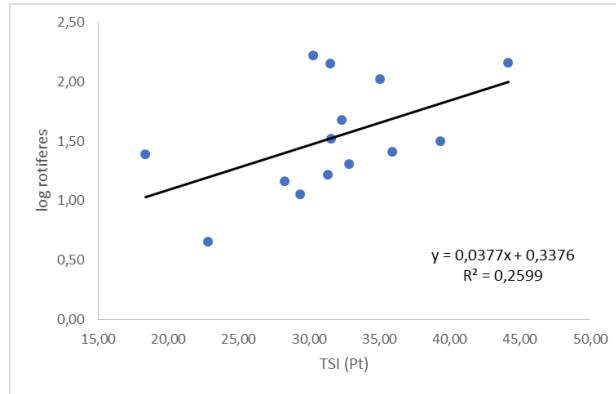
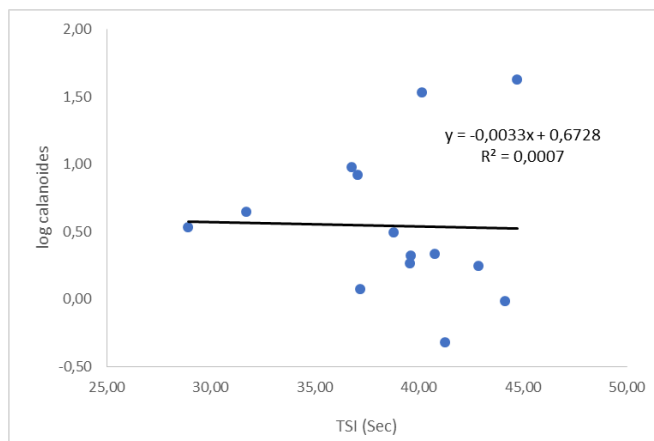
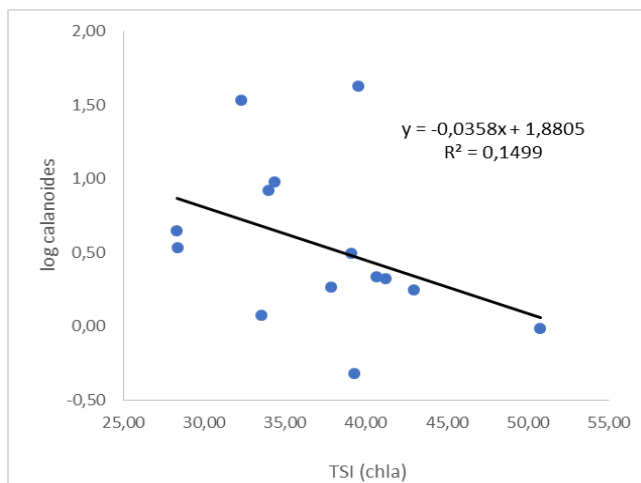
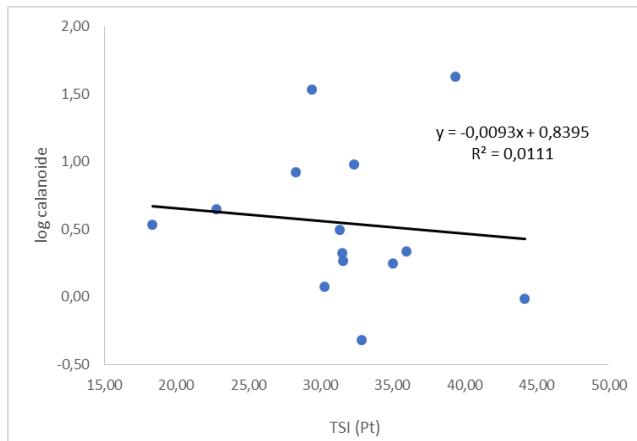


Figure S4 Modèles de régression entre les abondances des rotifères, des copépodes calanoïdes et les indices biotiques d'une part et les indices trophiques (TSI).

A) Rotifères



B) Copépodes calanoïdes



C) Indices biotiques

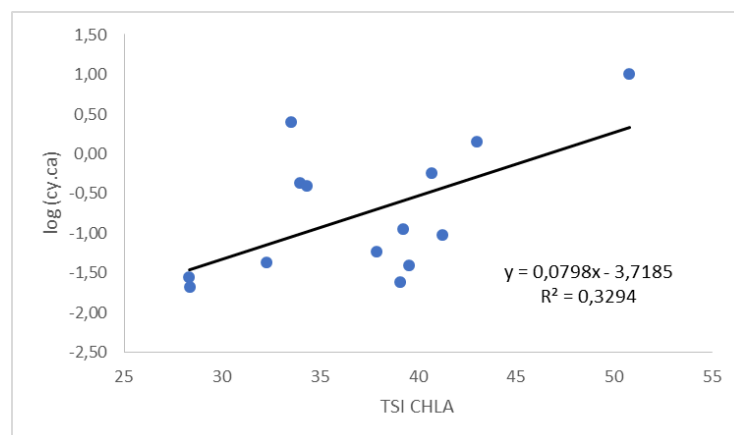
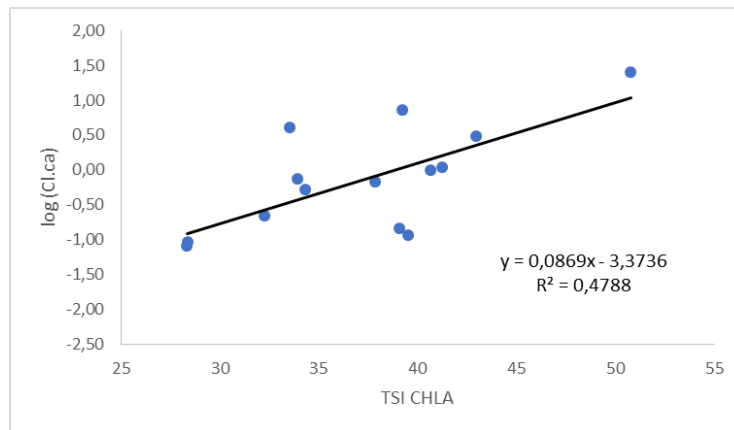
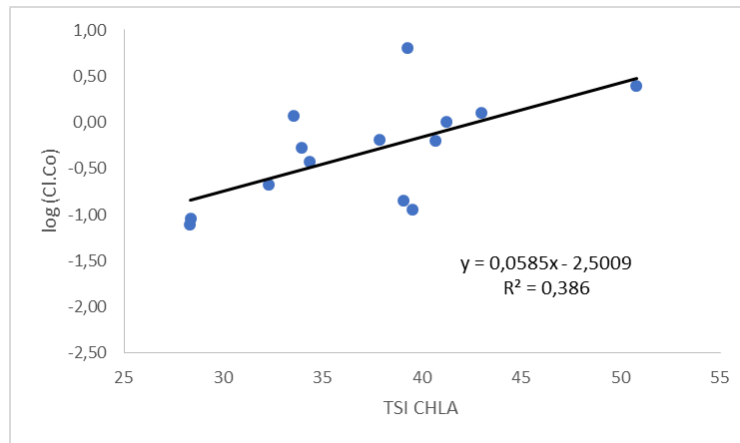
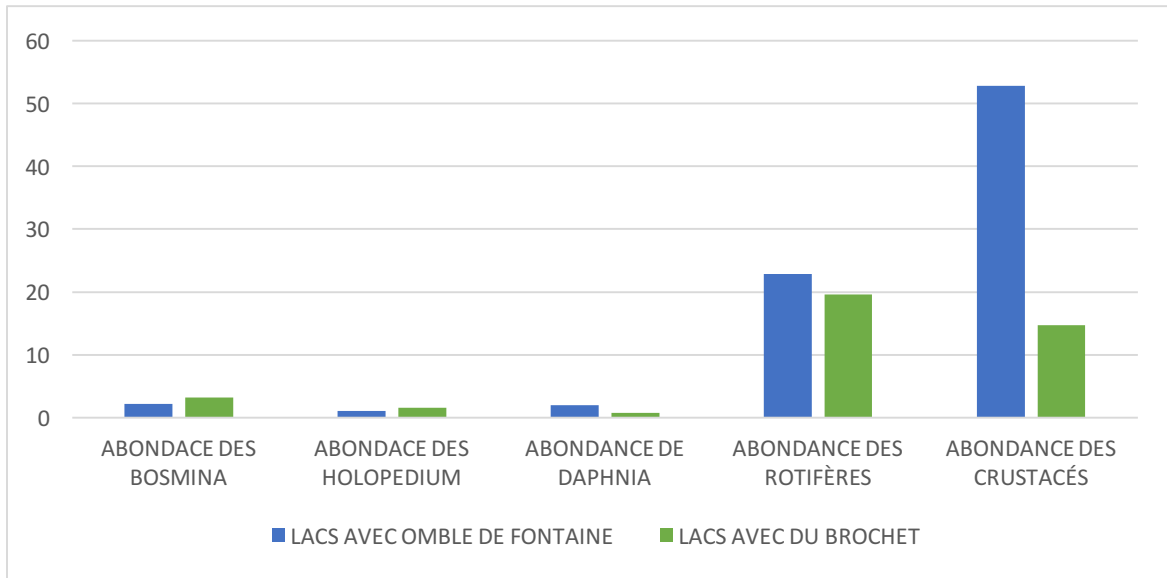
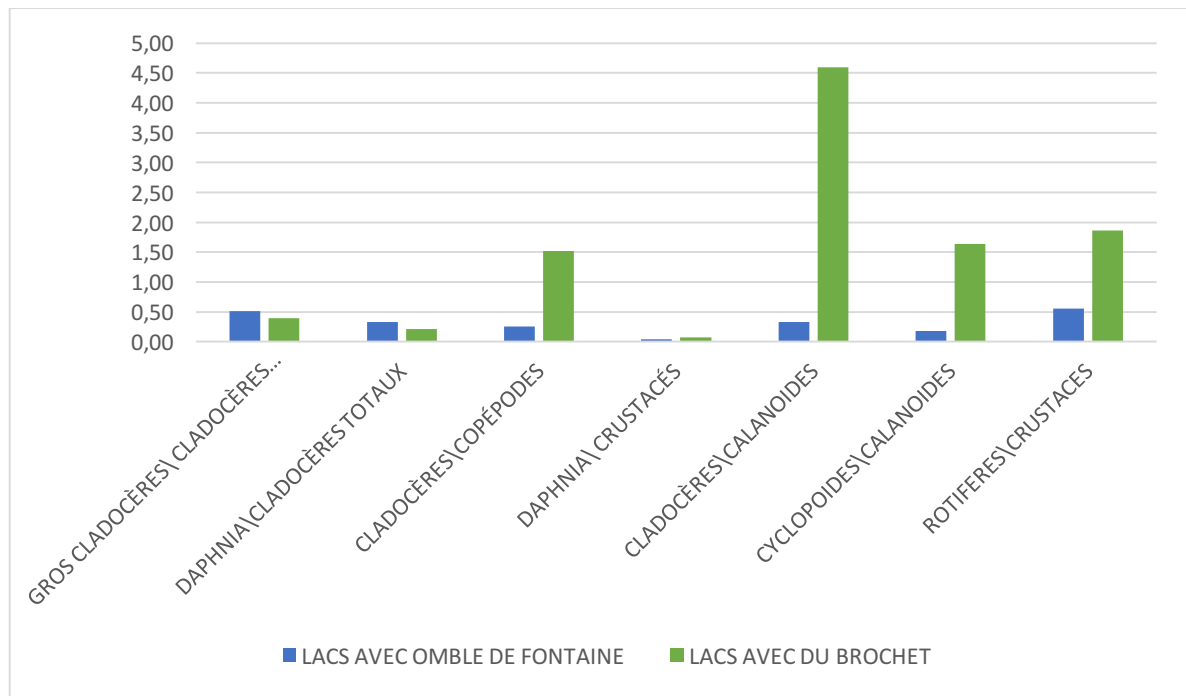


Figure S5 Comparaison de la valeur moyenne des indices biotiques du zooplancton dans les lacs à Omble de fontaine (SAFO) et les lacs à Grand brochet (ESLU):
 A: Comparaison des indices d'abondance absolue; B: Comparaison des indices d'abondance relative; C: Comparaison des indices de richesse spécifique.

A



B



C

