

ZOOPLANCTON DU LÉMAN

THE ZOOPLANCTON OF LAKE GENEVA

CAMPAGNE 2023

PAR

Serena RASCONI et Leslie LAINÉ

INRAE-UMR CARRETEL, CS 50 511, F-74203 THONON LES BAINS cedex

RÉSUMÉ

Le zooplancton microcrustacéen du Léman en 2023 a été dominé, comme dans les années précédentes, par *Eudiaptomus gracilis*, unique représentant des copépodes calanoïdes. En fin d'hiver (février et début mars), l'abondance du zooplancton était faible. Le développement printanier a été observé à partir de la fin du mois de mars et le pic des abondances a été atteint fin mai. Les abondances du zooplancton microcrustacéen ont été moins importantes pendant les mois d'été. Un deuxième pic d'abondance moins important a été atteint fin juillet, représenté en majorité par les calanoïdes. Enfin, un troisième pic a eu lieu en octobre avant d'observer une baisse des abondances typiques des mois d'hiver.

A l'échelle inter-annuelle, les effectifs de la communauté microcrustacéenne présentent une tendance à la baisse depuis la fin des années 80. Depuis 2020 les valeurs d'abondance sont particulièrement basses et restent stables en 2023. Les cladocères herbivores, qui avaient montré une baisse constante de leur abondance depuis 2014 et des effectifs particulièrement faibles en 2020, ont encore diminué en 2023. Ainsi que les effectifs du cladocère carnivore *Bythotrephes longimanus* qui ont subi une diminution importante. Les groupes des cyclopoides et calanoïdes au contraire ont présenté des valeurs d'abondance en légère augmentation par rapport aux valeurs mesurées en 2022, de même que le cladocère carnivore *Leptodora kindtii*.

La communauté des rotifères a présenté un premier pic d'abondance plus important fin mai et un deuxième moins important fin juillet. Les abondances sont restées importantes pendant l'été et les effectifs ont baissé à partir du mois d'août. Comme en 2022, l'espèce dominante au printemps a été *Synchaeta* sp. En juillet l'espèce dominante a été *Pompholyx sulcata*.

L'évolution inter-annuelle de l'abondance des larves des mollusques *Dreissena* sp. était stable depuis les années 2000 avec une saisonnalité marquée par de fortes abondances en été. Cependant, un changement dans la phénologie a été observé depuis 2017, probablement dû à l'arrivée d'une nouvelle espèce de *Dreissena* (*Dreissena bugensis*). Toutefois, cette tendance n'est pas confirmée en 2023, l'abondance des larves a considérablement diminué et leur présence a été observée uniquement durant les mois d'été.

ABSTRACT

The microcrustacean zooplankton of Lake Geneva was dominated in 2023, as during the previous years, by the copepods calanoids, only represented by the species *Eudiaptomus gracilis*. During winter (February and early March) the abundance was low. The spring development started end of March and the peak of abundance was observed at the end of May. The abundance values were low during summer. A second minor peak was observed at the end of July, mainly represented by the calanoids. A third final peak was recorded in October before observing the lowering of the abundance typical of the winter period.

The long-term dynamic confirmed the downward trend observed since the end of the 80's. The values were very low since 2020 for almost all the zooplankton groups. In 2023 the values of total abundance were stable compared to previous years, while the abundance of the herbivorous cladocerans decreased again considerably in 2023. Also, the abundance of the carnivorous cladocerans *Bythotrephes longimanus* was lower in 2023 compared to the previous years. The cyclopoids and calanoids recorded a slight increase, as well the carnivorous cladoceran *Leptodora kindtii*.

The rotifers community presented a first major abundance peak end of May and a second one less important end of July. The abundance was high during summer and started decreasing as of August. The community was dominated during springtime by the species *Synchaeta* sp. and *Pompholyx sulcata* in July.

The abundance of the mollusc larvae *Dreissena* sp. has remained stable since the 2000s and has been showing a recurrent seasonality with higher abundance in summer. However, a change in the phenology was observed in 2017, probably due to the arrival of a new species of *Dreissena* (*Dreissena bugensis*). In 2023 the abundance of the mollusc larvae has decreased considerably, and the presence was observed only during the summer months.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton constitue un maillon majeur dans le fonctionnement de l'écosystème car il est à la fois un régulateur d'abondance du phytoplancton (Anneville et al. 2019) et une source de nourriture pour les consommateurs secondaires. Il représente donc un lien trophique essentiel pour le transfert de la biomasse phytoplanctonique aux consommateurs supérieurs. Il constitue également un compartiment hétérogène en termes de taille, stade de vie (adultes vs nauplii), stratégies trophiques (herbivores vs carnivores), ainsi qu'en terme de qualité nutritionnelle pour les consommateurs. Il est donc très important d'effectuer un suivi complet et d'identifier les différents taxons, leurs traits fonctionnels et les interactions avec les autres compartiments du réseau pélagique. Ceci permet d'évaluer de manière approfondie le rôle du zooplancton dans les processus de fonctionnement de l'écosystème, tels que la capacité des herbivores à contrôler les biomasses phytoplanctoniques (et par conséquent l'impact sur la qualité du milieu), ou d'estimer la quantité de proies disponibles et leur qualité nutritionnelle pour les niveaux trophiques supérieurs, tel que les poissons (et donc l'impact en termes de services écosystémiques). Le suivi de la CIPEL porte sur les rotifères (organismes filtreurs d'algues, bactéries et flagellés, dont la taille se situe entre 50 μm et 2000 μm) et les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés herbivores et carnivores, dont la taille se situe entre 200 μm et 4000 μm), récoltés dans le domaine pélagique.

Autre que le zooplancton crustacéen et les rotifères, un troisième groupe peut être observé dans les échantillons. Il s'agit des larves de mollusques de la famille des Dreissenidae (*Dreissena sp.*). Ces organismes, originaires de la région de la Mer Caspienne, sont désormais répandus dans les rivières, canaux et lacs européens (Birnbaum, 2011). Ils sont connus en France depuis le XIXe siècle. Ils ont été observés dans le Léman depuis les années 60 (Binder, 1965) où ils ont été transportés via les canaux de navigation (Bouquerel, 2008). Parmi eux, deux espèces sont présentes dans les grands lacs alpins : la moule zébrée et la moule quagga. La moule zébrée (*Dreissena polymorpha*), connue depuis le début du 20ème siècle, était considérée comme la principale espèce invasive. Depuis la deuxième moitié des années 2000, la moule quagga (*Dreissena bugensis*) est aussi apparue supplantant progressivement la moule zébrée dans de nombreux lacs européens (Haltiner et al 2022). Ces espèces sont en effet très similaires, bien que la moule quagga puisse se développer en eaux plus profondes. Elle peut s'observer dans des lacs oligotrophes et peut facilement croître à basse température. La phénologie de ces deux espèces est donc différente (McMahon, 1996), la moule quagga possède une saisonnalité plus ample avec des phases de croissance active également en saison hivernale.

Les données de dynamique saisonnière et les tendances inter-annuelles des organismes zooplanctoniques sont présentées dans ce chapitre. Ce document traite : (i) des biovolumes sédimentés des microcrustacés, (ii) de la dynamique saisonnière des principaux taxons de microcrustacés et rotifères (iii) des tendances inter-annuelles observées sur les communautés de microcrustacés (iv) ainsi que l'évolution inter-annuelle de l'abondance saisonnière des larves du mollusque *Dreissena sp.*

2. MATÉRIELS ET MÉTHODES

L'échantillonnage a été mensuel pendant les mois d'avril, octobre, novembre et décembre, et bimensuel pendant les autres mois. A cause des contraintes techniques et météorologiques l'échantillonnage en janvier n'a pas pu être effectué.

Le site d'échantillonnage est localisé à la station SHL2, situé au milieu du lac au point le plus profond (309.7 m). Les microcrustacés et rotifères ont été recueillis respectivement à l'aide d'un filet jumelé à vide de maille de 200 μm et 64 μm . Les prélèvements ont été effectués par un trait vertical réalisé depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons ont été mis au congélateur -20°C après retour au laboratoire, décongelés lentement à 4°C le jour avant le comptage. Les microcrustacés ont été conservés dans la glace pendant les analyses de dénombrement par espèce et stade de développement.

Après le comptage, les échantillons prélevés à l'aide du filet de vide de maille de 200 μm ont été mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au-dessus du zooplancton n'est pas pris en compte.

Les rotifères ont été dénombrés à partir de l'échantillon prélevé au filet à vide de maille de 64 μm . Après homogénéisation du prélèvement, une fraction (1 ml ou 0.5 ml en fonction de l'abondance des algues dans le milieu) de l'échantillon a été mise à sédimenter dans une chambre de comptage planctonique (Utermöhl, 1958) pendant la nuit, puis examinée au microscope inversé. Le dénombrement a été fait à l'espèce ou au genre suivant les taxons.

Le dénombrement a été réalisé sur lame de comptage à partir d'un sous échantillon (0.1 ml, minimum 100 individus comptés) sous loupe binoculaire pour les microcrustacés et sous microscope inversé pour les rotifères.

Pour chaque catégorie taxonomique (microcrustacés et rotifères), le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon l'Equation 1 :

$$\text{Abondance} = N_{\text{ind.ss.ech}} \times (V_{\text{ech.total}} / V_{\text{ss.ech}}) \times (H_{\text{filtrée}} / V_{\text{filtré}})$$

Avec :

$N_{\text{ind.ss.ech}}$: le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon

$V_{\text{ech.total}}$: le volume de l'échantillon total ajusté (ml)

$V_{\text{ss.ech}}$: le volume du sous-échantillon (ml)

$H_{\text{filtrée}}$: la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou la profondeur du prélèvement (50 m)

$V_{\text{filtré}}$: le volume filtré par le filet (4.81 m³)

3. RÉSULTATS ET DISCUSSIONS

3.1. DYNAMIQUE SAISONNIERE DES MICROCRUSTACES

En 2023, la communauté microcrustacéenne pélagique du Léman était composée des copépodes (dont font partie les calanoïdes et les cyclopoïdes) et des cladocères. Les calanoïdes étaient représentés par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis* (herbivore), et les cyclopoïdes étaient représentés par l'espèce *Cyclops prealpinus* (carnivore) et ses formes larvaires (nauplii, herbivores). Les cladocères herbivores étaient représentés par des daphniidés (*Daphnia sp.*) et les cladocères carnivores étaient représentés par *Leptodora kindtii* et *Bythotrephes longimanus*.

Le biovolume sédimenté était relativement faible en début d'année, les valeurs étaient plus hautes à partir du mois de mai (Figure 1a). Une diminution de la transparence apparaît également à partir du mois d'avril qui traduit un démarrage de l'activité phytoplanctonique (Rimet, 2023, ce rapport ; Rasconi et al., 2023, ce rapport). Le biovolume a baissé en fin de printemps et à nouveau augmentée en début d'été jusqu' à fin juillet où il a atteint un deuxième pic. Après une autre diminution, le pic maximal est atteint fin septembre, ensuite les biovolumes ont diminué rapidement en fin d'année.

Tout comme dans les années précédentes (2018-2022), la communauté de microcrustacés était largement dominée par les calanoïdes (Figure 1b), qui ont représenté en moyenne sur toute l'année 60% des effectifs de la communauté zooplanctonique. Les cyclopoïdes ont été également plus abondants que les cladocères pendant la même période au printemps. En 2023 l'abondance des cladocères a été particulièrement faible.

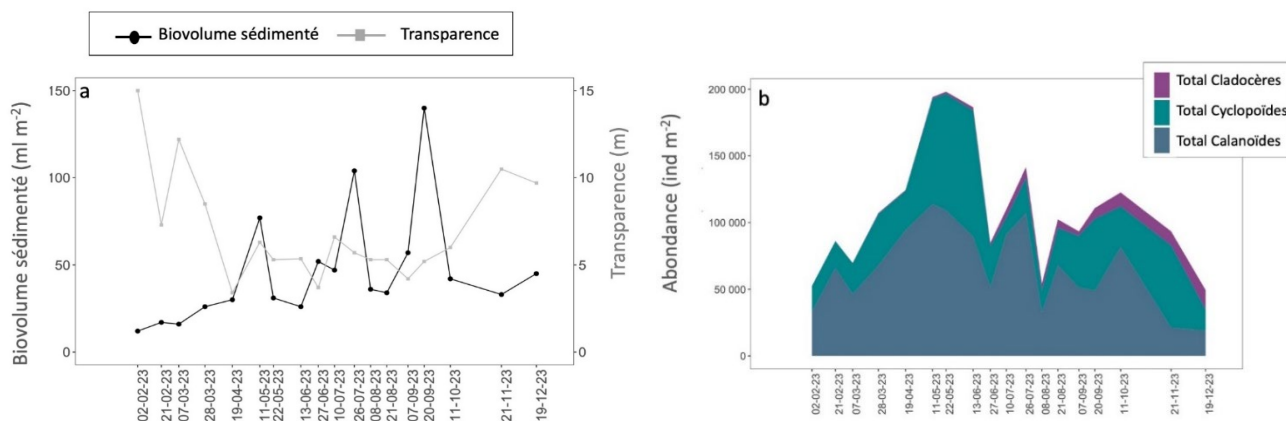


Figure 1. (a) Evolution saisonnière comparée des biovolumes de zooplancton sédimenté et de la transparence des eaux en 2023. (b). Evolution saisonnière de l'abondance des grands groupes zooplanctoniques microcrustacés (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 1. (a) Seasonal dynamic in zooplankton biovolume (black line) and water transparency (grey line) in 2023. (b) Seasonal dynamic of the principal microcrustacean groups (Lake Geneva, SHL2. The dates indicate the sampling dates).

En ce qui concerne les copépodes, en 2023, tout comme pour les années précédentes, la communauté des cyclopoïdes était uniquement composée de *Cyclops prealpinus* et de ses formes larvaires (nauplii) (Figure 2). L'abondance des cyclopoïdes était au plus bas en février et début juillet. Les effectifs ont augmenté en mars et un premier pic a été observé en mai ($49 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$), suite à l'accroissement du nombre de nauplii. Les abondances plus élevées ont été observées en septembre et le pic maximum a eu lieu en novembre ($52 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$), suivi par une baisse rapide en décembre et des valeurs typiquement hivernales avec des abondances d'environ $15 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ au mois de décembre.

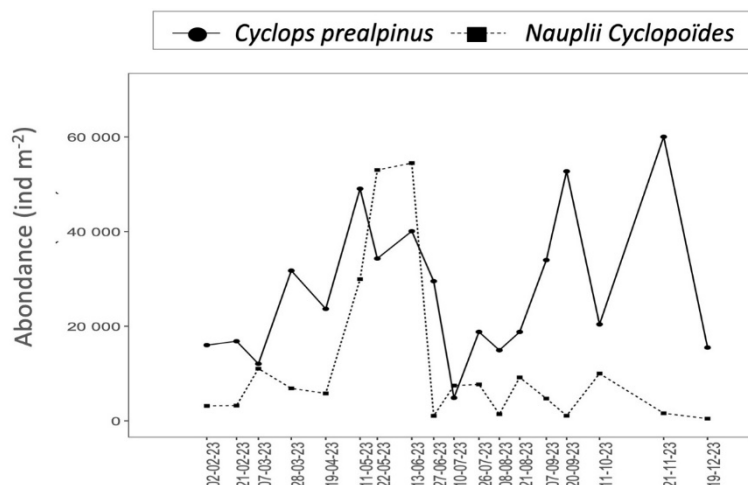


Figure 2. Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes en 2023 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 2. Seasonal dynamic of cyclopoids abundance in 2023 (Lake Geneva, SHL2. The dates indicate the sampling dates).

Chez les calanoïdes, *E. gracilis* a suivi en début d'année 2023 une dynamique similaire à *C. prealpinus*, avec des valeurs d'abondance un peu plus hautes fin février (Figure 3). Le développement printanier a débuté fin mars et un premier pic est observé le 11 mai ($113 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$). Des valeurs plus basses ont été retrouvées pendant la période mai-juin pour ensuite augmenter en été et un deuxième pic d'abondance a été enregistré le 26 juillet ($106 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$), suivi par une baisse des effectifs puis une légère augmentation et un dernier pic inférieur par rapport aux précédents est observé le 11 octobre ($81 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$). Le minimum a été observé en décembre ($18 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$). *E. gracilis* est un organisme herbivore qui se nourrit de phytoplancton et il présente une dynamique synchrone avec la biomasse phytoplanctonique (Rimet, 2024, ce rapport). Les valeurs les plus élevées ont été observées au printemps pendant la période de croissance de la diatomée *Cyclotella costei* et des Chrysophycées et en juin pendant la croissance de la Chlorophycée *Monoraphidium minutum*. Ces espèces sont connues pour avoir des petites tailles et constituent une ressource nutritionnelle importante pour les consommateurs de phytoplancton. Suite à la croissance de *E. gracilis*, une pression de prédation importante a probablement été exercée sur ces espèces phytoplanctoniques, qui ont subi une baisse en début du mois de juin et juillet (RIMET 2024, ce rapport).

Chez les cladocères, en 2023, les bosminidés (Figure 4a) n'ont pas été observés dans les échantillons. Seules les daphniidés ont été présents avec des abondances très faibles (la moyenne sur l'année 2023 a été de $3 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ contre $22 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ en 2022 et $25 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ en 2021) et une dynamique un peu atypique comparée aux années précédentes. Les valeurs d'abondance sont restées très basses jusqu'en mai et ont légèrement augmenté pendant l'été. Ensuite, les effectifs ont augmenté en fin d'année (septembre-décembre) et le pic plus important est observé en décembre ($14 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$).

Les cladocères carnivores (Figure 4b) sont restés en 2023, tout comme en 2020 et 2021, quasiment absents pendant la période printanière. Ils ont montré une croissance des abondances à partir du mois de mai-juin, cohérente avec les années précédentes. L'espèce majoritairement représentée pendant la période estivale a été *Leptodora kindtii* qui a atteint le pic maximal le 26 juillet ($4 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$). Suite à ce pic, les abondances sont restées dans l'ordre de $3 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$ jusqu'au mois d'octobre et ensuite ont diminué progressivement jusqu'aux valeurs minimales de l'hiver ($20 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$). L'espèce *Bythotrephes longimanus* a présenté une phase de croissance en mai-juin et le pic d'abondance a eu lieu le 13 juin ($0,5 \times 10^3 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$). Les valeurs ont ensuite baissé fin juillet pour revenir aux valeurs minimales ($0 \text{ ind}\cdot\text{m}^{-2}$) début septembre.

Le développement saisonnier du zooplancton se caractérise dans les lacs des régions tempérées par une croissance en saison chaude. Les valeurs d'abondance du zooplancton observé dans le Léman en 2023 ont été cohérentes avec le développement saisonnier habituel de ces organismes.

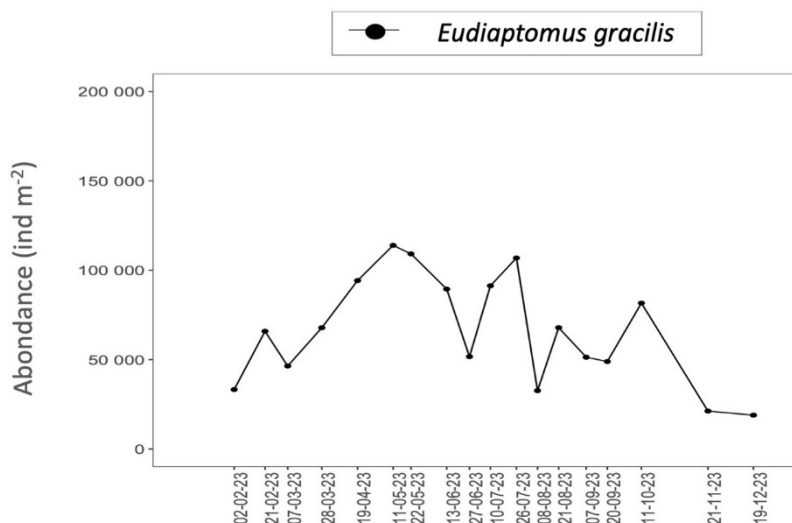


Figure 3. Evolution saisonnière de l'abondance du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* en 2023 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes).

Figure 3. Seasonal dynamic of the calanoids *Eudiaptomus gracilis* in 2023 (Léman, SHL2. The dates correspond to the sampling dates).

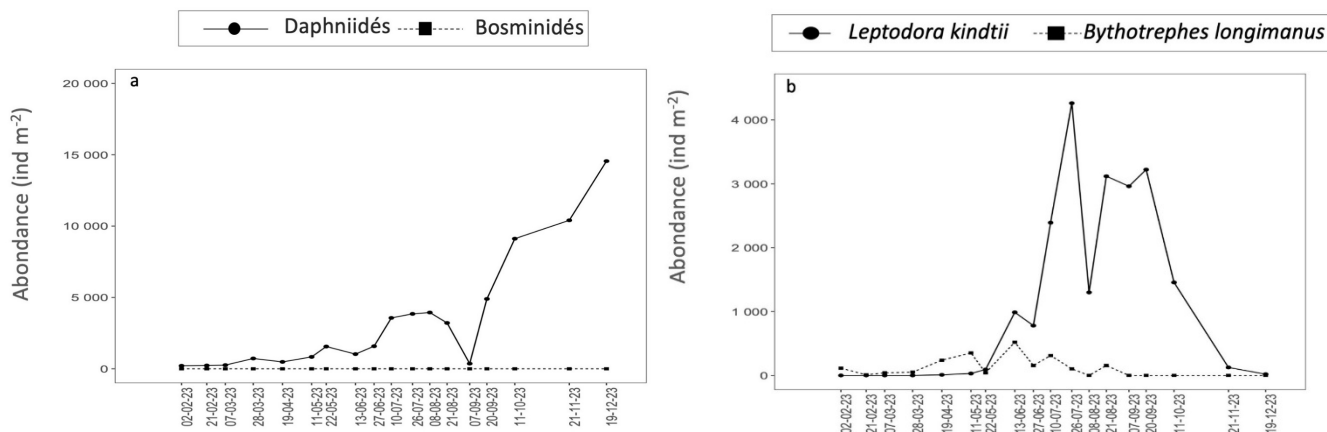


Figure 4. Evolution saisonnière de l'abondance des Cladocères (a) herbivores(b) carnivores en 2023 (Léman, SHL2. Les dates correspondent aux dates de campagnes)

Figure 4. Seasonal dynamic of the abundance of (a) herbivorous and (b) carnivorous Cladocera in 2023 (Lake Geneva, SHL2. The dates correspond to the sampling dates)

3.2. AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

Rotifères

Dans le Léman, les rotifères sont majoritairement représentés par des espèces des genres *Synchaeta* et *Polyarthra sp.* (filtreurs de flagellés hétérotrophes), *Pompholyx sulcata* (filtreur de bactéries et phytoplancton) et par des espèces des genres *Keratella* (prédateur de flagellés hétérotrophes), tous appartenant à la classe des rotifères *Monogononta*. Ils sont présents dans la colonne d'eau toute l'année sauf en hiver (janvier, février, décembre) où leur abondance est faible.

La dynamique annuelle (Figure 5a) était caractérisée par trois pics d'abondance : en mai, en juillet et en septembre (respectivement 49×10^5 ind·m⁻², 30×10^5 ind·m⁻² et 11×10^5 ind·m⁻²). La communauté était composée de 20 taxons déterminés qui se sont succédés en présentant une claire dynamique saisonnière. Lors du premier pic en mars, la communauté était dominée par l'espèce *Synchaeta sp.*, qui représentait 73 % des effectifs totaux des rotifères. Suite à ce pic, les valeurs d'abondances ont chuté et sont remontées au mois de juillet. La communauté était cependant plus diversifiée avec deux espèces majoritaires observées (*Pompholyx sulcata* et *Keratella cochlearis*) représentant chacune respectivement 68 et 18 % des effectifs. En septembre, *Keratella cochlearis* est devenue l'espèce principale (74 % de effectifs) (Figure 5b). Les abondances des rotifères ont baissé ensuite rapidement et ont atteint des valeurs minimales en décembre (25×10^3 ind·m⁻²).

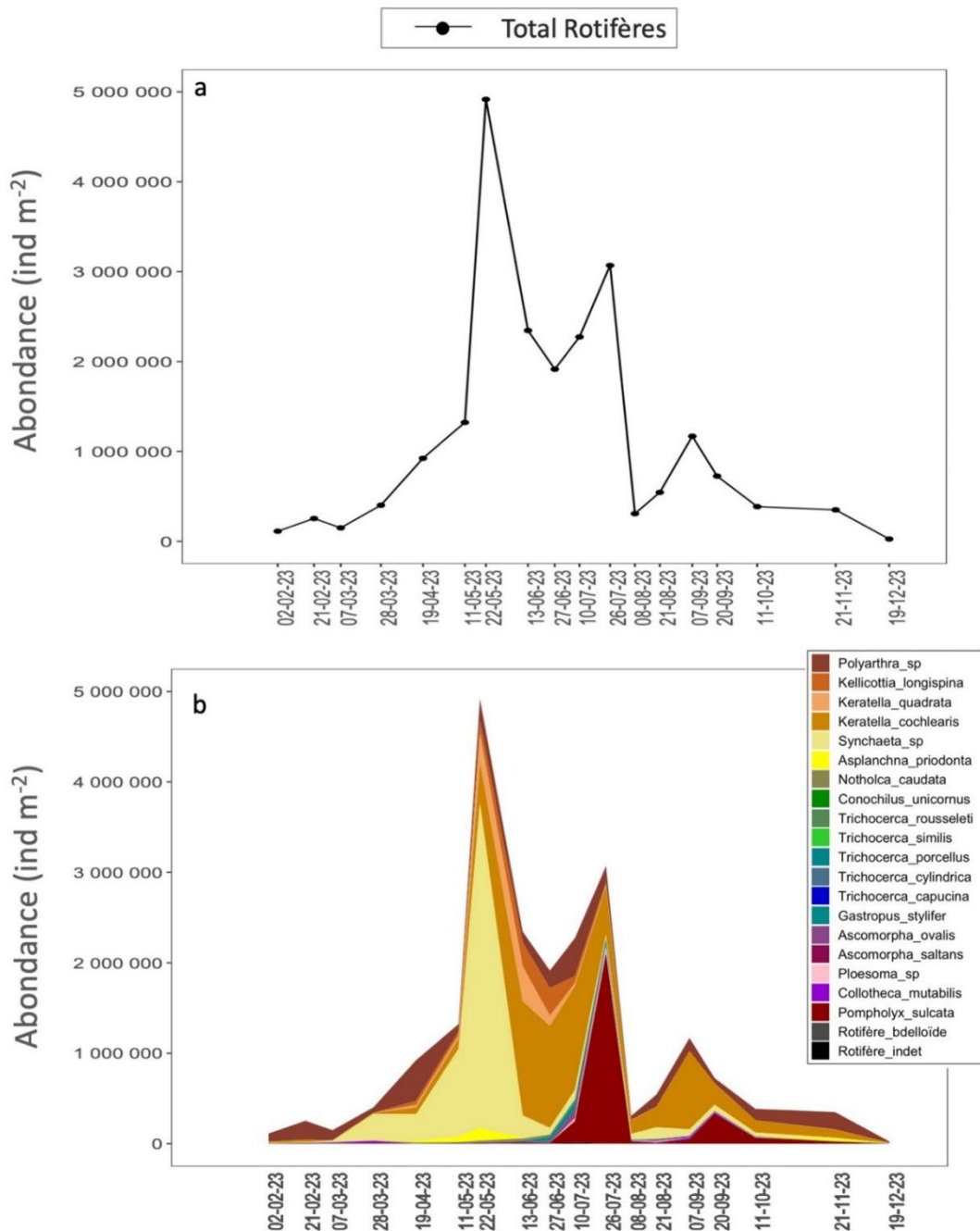


Figure 5. Evolution saisonnière (a) de l'abondance totale des rotifères, (b) des principaux taxons identifiés dans le Léman (SHL2) en 2023. Les dates correspondent aux dates de campagnes.

Figure 5. Seasonal dynamic of (a) total abundance and (b) the identified taxa of Rotifera in Lake Geneva in 2023. The dates correspond to the sampling dates.

3.3. DYNAMIQUE INTER-ANNUELLE ET ÉVOLUTION À LONG-TERME DU ZOOPLANCTON MICROCRUSTACÉEN

La majorité des taxons de microcrustacés présente des tendances inter-annuelles fortement marquées (figure 6). L'abondance de ces consommateurs est contrainte par la disponibilité et la qualité de la ressource alimentaire (matière organique en suspension, biomasse phytoplanctonique, abondance des autres organismes zooplanctoniques pour les espèces prédatrices) et par la pression de prédation exercée par les consommateurs secondaires et supérieurs, tels que les poissons planctivores.

Depuis la fin des années 1980, une tendance à la baisse de l'abondance moyenne de mars à septembre des microcrustacés est observée (Figure 6). Depuis 2020 l'abondance est stable et cela se confirme en 2023. Les valeurs totales de microcrustacés étaient de 12×10^4 ind·m⁻² en 2021, 15×10^4 ind·m⁻² en 2022 et 12×10^4 ind·m⁻² en 2023. Les cladocères herbivores en 2023 ont drastiquement baissé, avec des valeurs de 2×10^3 ind·m⁻² en 2023, alors que les effectifs dépassaient les 40×10^3 ind·m⁻² en 2021 et 2022. Les cyclopoïdes avaient aussi fortement diminué en 2020 (24×10^3 ind·m⁻²) et 2021 (25×10^3 ind·m⁻²), les valeurs depuis 2022 sont également en légère augmentation (33×10^3 ind·m⁻² en 2022 et 46×10^3 ind·m⁻² en 2023). Avant 2019, les calanoïdes ne présentaient pas de tendance à la baisse. Au cours des trois dernières années, les effectifs ont cependant baissé considérablement (23×10^4 ind·m⁻² en 2019, 12×10^4 ind·m⁻² en 2020 et 5×10^4 ind·m⁻² en 2021). En 2022, on observe comme pour les autres groupes (microcrustacés totaux, cladocères herbivores et carnivores, cyclopoïdes) une légère augmentation (7.3×10^4 ind·m⁻²), confirmée en 2023 (7.6×10^4 ind·m⁻²). *L. kindtii* a suivi la tendance à la baisse enregistrée pour la plupart des groupes de microcrustacés avec des abondances également en forte baisse depuis 2020 (2544 ind·m⁻² en 2020 et 655 ind·m⁻² en 2021) et une augmentation en 2022 (1466 ind·m⁻²) et en 2023 (1915 ind·m⁻²). En revanche, *B. longimanus* a présenté déjà en 2021 un faible accroissement des effectifs par rapport aux valeurs de 2020 (338 ind·m⁻² et 288 ind·m⁻² respectivement), confirmé en 2022 (768 ind·m⁻²) et encore plus réduit en 2023 (164 ind·m⁻²).

L'évolution inter-annuelle de l'abondance des microcrustacés en 2023 reste cohérente avec les années précédentes et la tendance sur les dernières années est confirmée. La tendance à la baisse reste marquée en 2023 pour les cladocères herbivores et pour *B. longimanus*, avec des valeurs encore plus faibles, alors que les groupes des cyclopoïdes, calanoïdes et *L. kindtii* ont présenté des valeurs d'abondance en légère augmentation par rapport aux valeurs mesurées en 2022.

3.4. DYNAMIQUE SAISONNIERE DE *DREISSENA SP.*

Les abondances des larves de mollusques du genre *Dreissena* étaient élevées dans la période estivale des années 2000 (Figure 7). Les valeurs plus élevées avaient été enregistrées jusqu'en 2010, période pendant laquelle les abondances étaient de l'ordre de $29-112 \times 10^3$ ind·m⁻². A partir de 2011, une stabilisation des abondances est observée avec des valeurs qui n'ont pas dépassé les 10.7×10^3 ind·m⁻². Toutefois, depuis quelques années, il semblerait se produire un changement dans la phénologie habituelle des *Dreissena sp.* Les larves étaient normalement observées presque exclusivement pendant la période estivale (juin- septembre), alors qu'à partir de décembre 2017, ce modèle saisonnier habituel a changé avec une croissance des larves se produisant aussi durant les mois d'hiver. Ce phénomène est probablement dû à l'arrivée dans le Léman de l'espèce *Dreissena bugensis* en 2015. Il s'agit d'une espèce dont la reproduction a lieu plus précocement (à partir du mois de janvier) contrairement à *Dreissena polymorpha* déjà installée dès les années 1960. Une détermination à l'espèce des larves de *Dreissena* n'est malheureusement pas possible sans l'utilisation de méthodes moléculaires. Depuis 2018, on observe les larves de *Dreissena sp.* déjà présentes dès le mois de janvier-février. Ce changement de phénologie induit par la reproduction précoce de *D. bugensis* cependant n'est pas confirmé en 2023, avec des observations des larves dans les échantillons uniquement pendant les mois d'été (juin-septembre) et des valeurs d'abondances en considérable baisse. Un premier pic a été observé au mois de juin (1×10^3 ind·m⁻²) et le deuxième pic d'abondance, plus important (5×10^3 ind·m⁻²), est observé en juillet. Ensuite les effectifs ont baissé en septembre et ont été absents toute la fin d'année, une dynamique qui est considéré plus cohérente avec la phénologie de *Dreissena polymorpha*.

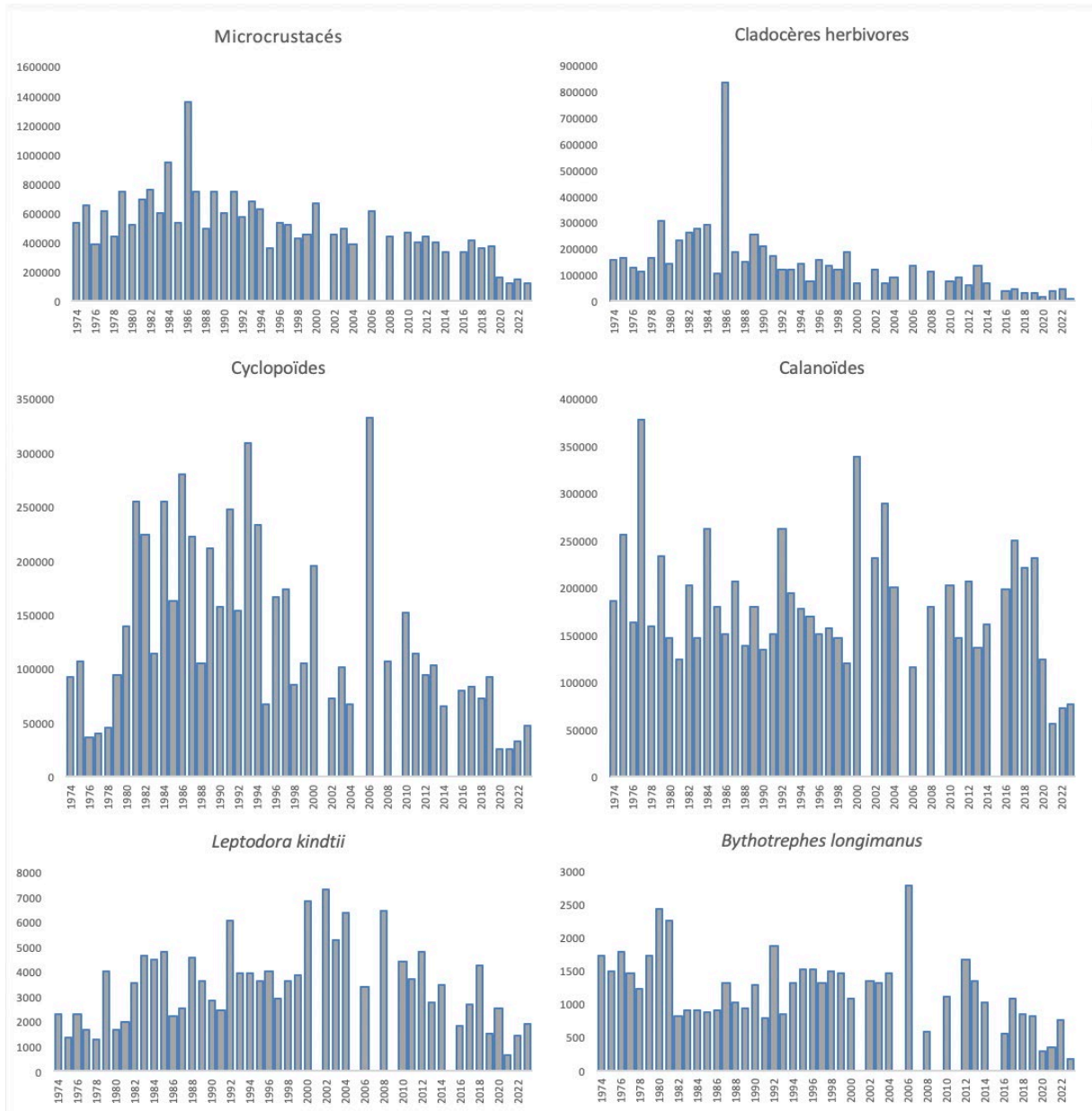


Figure 6. Evolution inter-annuelle de l'abondance moyenne des différentes catégories de zooplancton microcrustacéen (Léman, SHL2 ; moyenne de mars à septembre). En raison du manque d'échantillons, les années 2001, 2005, 2007, 2009 et 2015 n'ont pas été incluses. Pour l'année 2020 les moyennes ont été calculées de mai à septembre.

Figure 6. Long-term pattern of abundances of the microcrustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2). Values are averaged for the period March-September, years 2001, 2005, 2007, 2009 and 2015 were not included. For 2020 values are averaged for the period Mai-September.

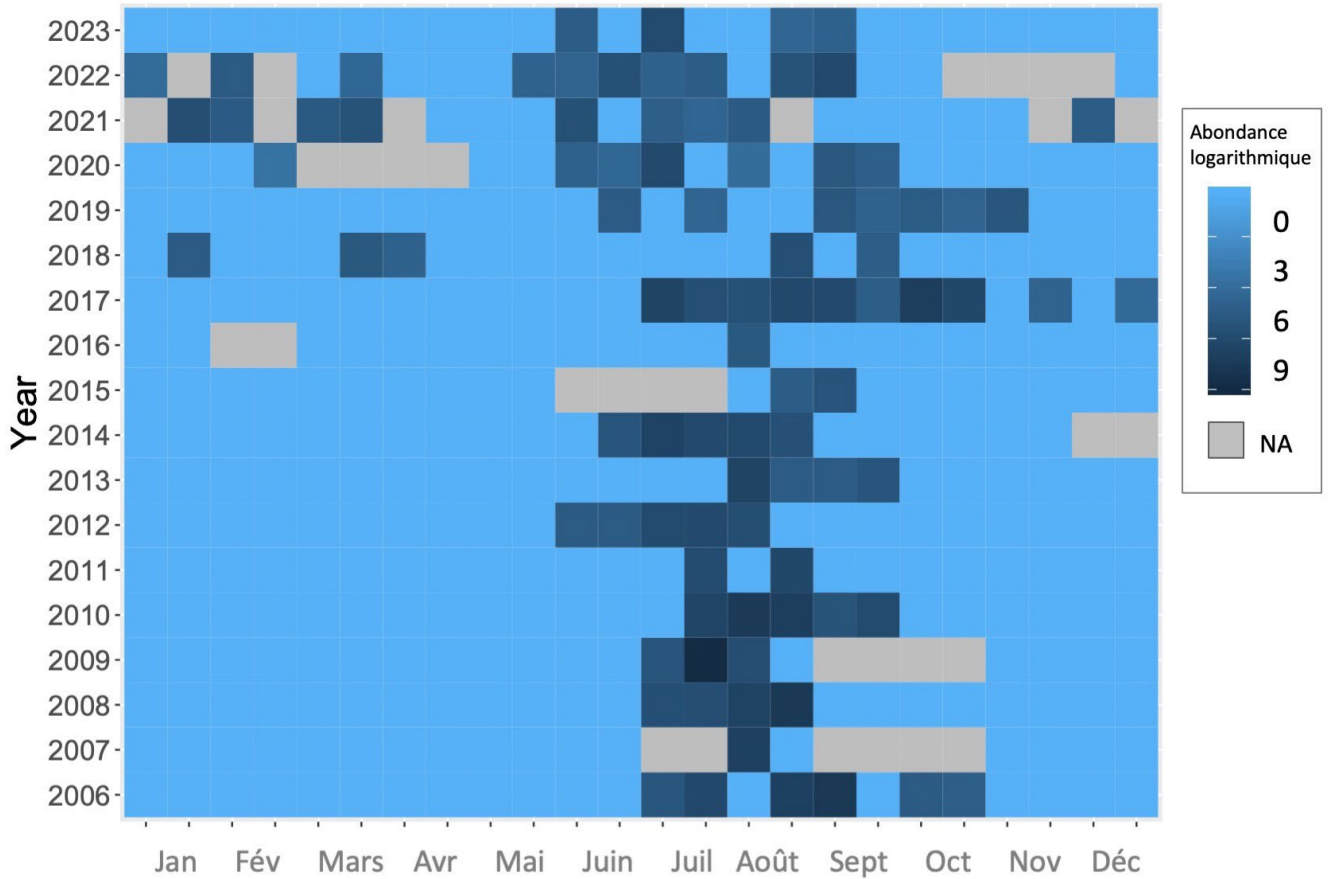


Figure 7. Evolution inter-annuelle de la dynamique saisonnière de *Dreissena sp.* (Léman, SHL2). Les abondances sont exprimées en valeurs logarithmiques naturelles.

Figure 7. Inter-annual variability in seasonal dynamic of *Dreissena sp.* (Lake Geneva, SHL2). Abundances are expressed as natural logarithmic values (natural logarithm plus one).

BIBLIOGRAPHIE

- Anneville, O., Chang, C.W., Dur, G., Souissi, S., Rimet, F., et Hsieh, C.H (2019). The paradox of re-oligotrophication: the role of bottom-up versus top-down controls on the phytoplankton community. *Oikos*, 128, 1666-1677.
- Anneville, O., Vogel, C., Lobry, J., et Guillard, J. (2017). Fish communities in the Anthropocene: detecting drivers of changes in the deep peri-alpine Lake Geneva. *Inland Waters*, 7, 65-76.
- Birnbaum, C. (2011): NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Dreissena polymorpha*. – From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org.
- Haltiner, L., Zhang, H., Anneville, O., De Ventura, L., DeWeber, J. T., Hesselschwerdt, J., Koss, M., Rasconi, S., Rothhaupt, K.-O., Schick, R., Schmidt, B., Spaak, P., Teiber-Siessegger, P., Wessels, M., Zeh, M., et Dennis, S.R. (2022). The distribution and spread of quagga mussels in perialpine lakes north of the Alps. *Aquatic Invasions*, 17.
- Lainé, L., Perga, M.E. (2015). Zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2014, 127-136.
- Mcmahon, R.F. (1996). The physiological ecology of the zebra mussel, *Dreissena polymorpha*, in North America and Europe. *American Zoologist*, 36(3), 339-363.
- Rimet, F. (2023). Phytoplankton du Léman. Rapp. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2021.
- Vogel, C. (2014). Influence du changement global sur les peuplements piscicoles des lacs perialpins Léman, Bourget et d'Annecy. Rapport de stage. Master 2 recherche, Université Claude Bernard Lyon 1. 27p.
- Utermöhl, H. (1958). Zür Vervollkommung der quantitative Phytoplankton Methodik. *Mitt. Internat. Ver. Theor. Anqew. Limnol*, 9, 1-38.