



HAL
open science

Suivi de la qualité écologique du lac d'Annecy pour l'année 2023

Victor Frossard, Chloé Goulon, Jean Guillard, Valérie Hamelet, Stéphane Jacquet, Leslie Lainé, Clément Rautureau, Frédéric Rimet, Viet TRAN KHAC

► **To cite this version:**

Victor Frossard, Chloé Goulon, Jean Guillard, Valérie Hamelet, Stéphane Jacquet, et al.. Suivi de la qualité écologique du lac d'Annecy pour l'année 2023. carrtel. 2024. hal-04682229

HAL Id: hal-04682229

<https://hal.science/hal-04682229v1>

Submitted on 30 Aug 2024

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

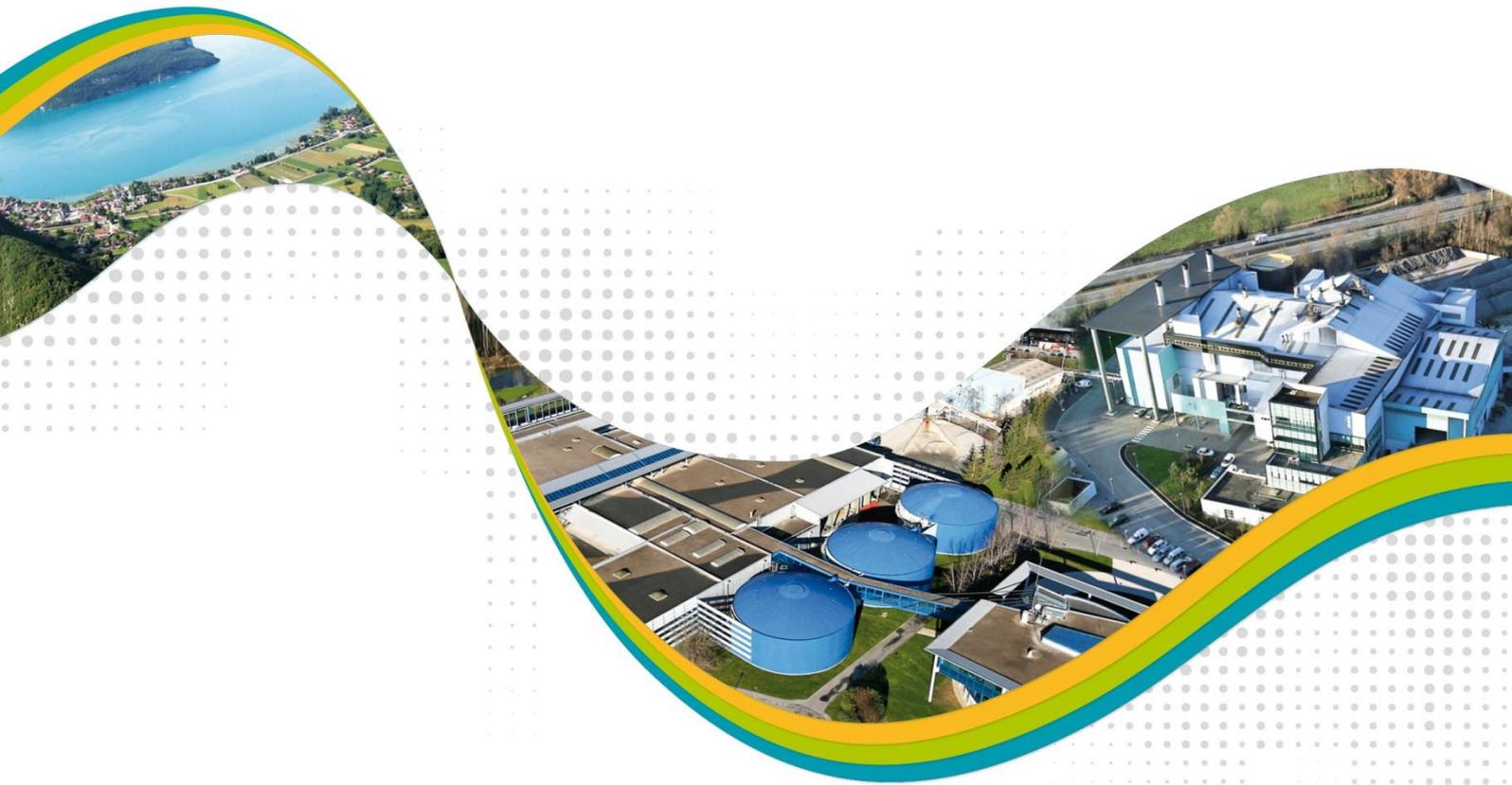


l'oxygène
à la source



Suivi scientifique du lac d'Annecy

RAPPORT ANNUEL Année 2023



Réalisé avec le soutien financier de :



Action inscrite au Contrat de bassin
Fier & Lac d'Annecy (fiche action Q1-1)



Rédigé par :
Victor FROSSARD (coordination, édition, zooplancton)
Leslie LAINE (zooplancton)
Frédéric RIMET & Stéphane JACQUET (phytoplancton)
Viet TRAN-KHAC (physico-chimie)
Jean GUILLARD, Clément Rautureau, Chloé GOULON, Valérie HAMELET (poissons)

Edition :
Judith GIDEL, Damien ZANELLA - SILA

Appui technique :
Jean Christophe HUSTACHE, Pascal PERNEY

Référence à citer : FROSSARD V., GOULON C., GUILLARD J., HAMELET V., JACQUET S., LAINE L., RAUTUREAU C., RIMET F. TRAN-KHAC V. 2024. Suivi de la qualité écologique du lac d'Annecy. Rapport 2023. SILA (éd.) et INRA-Thonon. 42 pages et annexes.



**l'oxygène
à la source**

Syndicat Mixte du Lac d'Annecy
7, rue des Terrasses B.P. 39
74962 CRAN-GEVRIER CEDEX
Tél : 04 50 66 77 77

Rapport téléchargeable en
format PDF sur le site Internet du
SILA : www.sila.fr



INRAE
75, avenue de Corzent B.P. 511
74203 THONON-LES-BAINS CEDEX
Tél : 04 50 26 78 00

Université de Savoie Mont-Blanc
Technolac
73370 LE BOURGET-DU-LAC
Tél : 04 79 75 88 68

SOMMAIRE

Introduction	1
I. Contexte hydroclimatique	2
II. Méthodologies	3
2.1. Physico-chimie	3
2.2. Phytoplancton	4
2.3. Zooplancton	4
2.4. Poissons	5
<i>Pêches aux filets CEN</i>	5
<i>Hydro-acoustique</i>	8
2.5. Indicateurs DCE	9
2.6. Indicateurs fonctionnels	10
<i>Rapport N/P</i>	10
<i>Métriques de Carlson</i>	10
<i>Utilisation des ressources</i>	11
III. Résultats 2023	12
3.1. Physico-chimie	12
3.2. Phytoplancton	13
3.3. Zooplancton	16
3.4. Poissons	17
IV. Tendances à long-terme	24
4.1. Physico-chimie	24
4.2. Phytoplancton	29
4.3. Zooplancton	32
4.4. Poissons	33
4.5. Indicateurs fonctionnels	37
Synthèse annuelle	42
Bibliographie	44
Annexes	47

LISTE DES FIGURES

Figure 1 : Synoptique des investigations réalisées au cours du suivi scientifique du lac d'Annecy. Les deux barres noires verticales indiquent les types d'investigations réalisées en 2023.	1
Figure 2 : Conditions météorologiques enregistrées à Meythet pour les températures et précipitations et à Thonon-les-Bains pour l'insolation et le rayonnement photosynthétiquement actif. A) Dynamiques mensuelles pour 2023 indiquées par les lignes colorées et les boîtes à moustaches représentent les tendances 2000-2023. Les chiffres pour l'axe des abscisses correspondent aux différents mois. Les boîtes représentent 75% des données avec la barre horizontale indiquant la valeur médiane. Les points représentent des valeurs extrêmes. B) Dynamiques pluri-annuelles des valeurs moyennes de chaque variable météorologique. Données CLIMATIK® INRAE.	2
Figure 3 : Hydrologie des principaux affluents du lac d'Annecy en 2023. Les lignes rouges et noires représentent les débits quinquennaux humides et secs et les lignes turquoises représentent les débit médians mensuels. Données HydroPortail.	3
Figure 4 : Localisation des points de pose des filets (A) et des transects hydro-acoustiques (B) en 2023	6
Figure 5 : Relations Taille/Poids dans le lac d'Annecy pour la perche (A) et le corégone (B) sur la chronique 2017-2023	7
Figure 6 : Evolution de l'oxygène (A), de la température (B), du pH (C) et de la conductivité (D) en 2023.....	12
Figure 7 : Evolution des nutriments dans l'épilimnion (couche de surface) et l'hypolimnion (couche profonde) en 2023. Les lignes pointillées rouges représentent les seuils de « très bon état » d'après la DCE.....	13
Figure 8 : Evolution des groupes phytoplanctoniques (A) et de la richesse spécifique et diversité taxonomique associée (B) en 2023.	14
Figure 9 : Evolution mensuelle de la Chlorophylle <i>a</i> en 2023.....	15
Figure 10 : Evolution de la transparence (profondeur de Secchi, en bleu) et de Chlorophylle A dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) en 2023. La ligne horizontale pointillée rouge représente le seuil DCE de « très bonne qualité » pour la transparence.	15
Figure 11 : Evolution de la communauté zooplanctonique en 2023 : A) proportions relatives des abondances sur l'ensemble de l'année, B) richesse et diversité spécifiques, C) dynamiques des espèces herbivores et D) dynamiques des espèces de prédateurs.	16
Figure 12 : Principales caractéristiques des captures des trois espèces dominantes (perche, gardon, corégone : distribution en taille (A), distributions bathymétriques (B).....	18
Figure 13 : Distribution bathymétrique des tailles individuelles estimées par hydroacoustique (A) et fréquence de distribution en taille pour les trois couches de la colonne d'eau (B, C, D). Dans (A), la ligne rouge représente la profondeur de la thermocline et les points orange et bleu distinguent les individus de part et d'autre de celle-ci.....	20
Figure 14 : Distribution spatiale des biomasses estimées par hydroacoustiques pour les 3 couches de la colonne d'eau : A) supérieure, B) intermédiaire, C) inférieure	22
Figure 15 : Synthèse de la distribution des biomasses dans les 3 couches de la colonne d'eau	23
Figure 16 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle pour les différentes profondeurs suivies	24

Figure 17 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle saisonnière pour les différentes profondeurs suivies	25
Figure 18 : Tendances temporelles de la température pour les différentes saisons (A), pour les différentes profondeurs (B), (C) Amplitude du réchauffement en 2022 par rapport aux années 1966-1980.	26
Figure 19 : Evolution temporelle de la désoxygénation de l'hypolimnion	26
Figure 20 : Evolution temporelle du ratio N/P (A) et variabilité saisonnière du ratio N/P (B).	27
Figure 21 : Evolution à long terme des concentrations en nutriments dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) et au fond (>60m, en bleu). Les lignes pointillées rouges représentent les seuils DCE de « très bon état » pour l'épilimnion.....	28
Figure 22 : Evolution à long terme du phytoplancton.....	29
Figure 23 : Evolution à long terme des indicateurs phytoplanctoniques : Indice de Brettum et IPLAC. Les limites pour l'oligotrophie pour l'indice de Brettum en rouge et des seuils DCE entre « très bon état » (en rouge) et « bon état » (en orange) pour l'IPLAC sont indiquées.	29
Figure 24 : Evolution à long terme de la Chlorophylle A (A), de la transparence (B) et relation entre la Chlorophylle A et la transparence (C).....	31
Figure 25 : Evolution à long terme des caractéristiques du zooplancton : abondances moyennes annuelles des herbivores (A) et des prédateurs (B), abondances zooplanctoniques moyennes annuelles printanières (Mars-Avril-Mai) (C), Tau de Kendall des différentes espèces de zooplancton (D).....	32
Figure 26 : Evolutions temporelles de la distribution des captures aux filets par classes de taille pour les 3 espèces dominantes (perche, gardon, corégone) (A). Les barres verticales pointillées noires indiquent les différentes classes de taille. Coefficient d'allométrie β caractérisant les relations taille/poids pour les trois espèces (B). La ligne pointillée rouge indique le coefficient d'allométrie β par Giannetto et al. 2011 pour les perches de différents lacs européens.	34
Figure 27 : Evolution temporelle des densités numériques (A) et pondérales (B) estimées par pêches aux filets pour les trois espèces dominantes : corégone, gardon, perche	35
Figure 28 : Evolution temporelle des biomasses médianes estimées par hydroacoustique	36
Figure 29 : Contexte trophique du lac d'Annecy évalué par les métriques trophiques de Carlson considérant la Chlorophylle a (TSI_Chla), la transparence de Secchi (TSI_Secchi) et les concentrations en phosphore total (TSI_TP). A) Evolution temporelle des indices. Le niveau trophique du lac est estimé en considérant la moyenne de ces trois indices (mean_TSI) et B) Analyse graphique des indices de Carlson basée sur les différences entre indices. L'année 2023 est représentée en traits épais avec la fin de l'année indiquée par une flèche.	38
Figure 30 : Evolution temporelle de l'efficacité d'utilisation des ressources par A) le phytoplancton (RUE phytoplancton = ratio entre la biomasse phytoplanctonique et les concentrations en phosphore total) et B) par le zooplancton (RUE zooplancton = ratio entre la biomasse zooplanctonique et la biomasse phytoplanctonique) ..	40
Figure 31 : Relation entre la richesse phytoplanctonique (nombre d'espèces) et les RUE phytoplanctonique (A) et zooplanctonique (B). L'année 2022 est mise en évidence par les points orange.	41

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1: Répartition des filets benthiques posés en 2023 par strates	5
Tableau 2: Tailles des mailles et disposition des mailles des filets benthiques.....	6
Tableau 3: Valeurs pour les différentes classes de qualité des différents indicateurs spécifiques pour le lac d'Annecy d'après le Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (2016).....	10
Tableau 4 : Classes de qualité écologique d'après l'indice de Brettum selon Wolfram (2007)	10
Tableau 5 : Classes de niveau trophique lacustre estimé par la moyenne des TSI calculés d'après les concentrations en phosphore total, en Chlorophylle <i>a</i> et la transparence de Secchi.....	11
Tableau 6 : Espèces phytoplanctoniques dominantes en 2023	14

ANNEXES

Annexe 1 : Protocoles normalisés.....	48
Annexe 2 : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques.....	49
Annexe 3 : Détail du calcul de l'indice Brettum	50
Annexe 4 : Caractéristiques des sondes multi-paramétriques immergeables utilisées par le laboratoire CARTELE.....	51
Annexe 5 : Utilisation des données du suivi scientifique dans le cadre de recherche ou expertise	56

Introduction

Le suivi écologique à long terme du lac d'Annecy a été engagé depuis 1966, du fait de l'émergence des premiers signes d'eutrophisation du lac. Ce suivi est commandité par le Syndicat Mixte du Lac d'Annecy (SILA) et confié pour sa réalisation au Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques des Ecosystèmes Limniques (CARTEL) qui a bénéficié de l'assistance technique du SILA pour sa réalisation. Celui-ci s'orientait initialement principalement sur le compartiment physico-chimique dans le but d'évaluer la qualité des eaux du lac et avait été interrompu entre 1981 à 1985. Depuis 1986, le suivi écologique a repris en intégrant en plus de la physico-chimie, le phytoplancton, le zooplancton, les invertébrés benthiques et les poissons (depuis 2012) à des fréquences variables (Fig. 1). Le suivi annuel de 2023 s'inscrit ainsi dans la continuité de l'auscultation à long terme de la qualité physico-chimique et biologique du lac. Les échantillonnages pélagiques ne s'effectuent maintenant que dans le Grand Lac du fait des fortes corrélations chimiques et biologiques obtenues par le passé entre les échantillons issus du Petit lac et du Grand lac. A partir du suivi 2022, la fréquence des échantillonnages sera mensuelle, alors que depuis 2014 la fréquence était irrégulière avec une fréquence bi-mensuelle pour le compartiment pélagique au printemps et mensuelle le reste de l'année. Ce suivi à long terme et multi-compartiments permet ainsi de qualifier l'état écologique du lac et d'étudier la dynamique de cet écosystème.

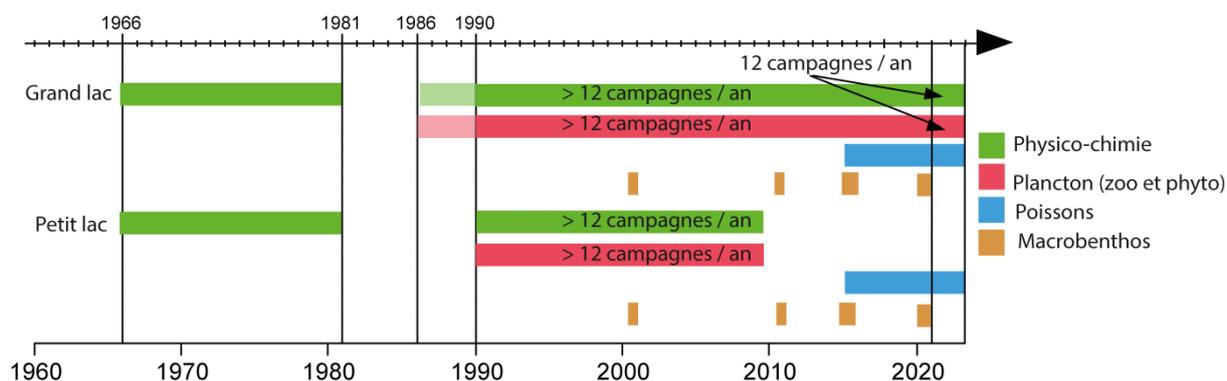


Figure 1 : Synoptique des investigations réalisées au cours du suivi scientifique du lac d'Annecy. Les deux barres noires verticales indiquent les types d'investigations réalisées en 2023.

I. Contexte hydroclimatique

Par rapport aux moyennes mensuelles à long terme (Fig. 2A), l'année 2023 a été caractérisée par :

- Des durées d'insolation très variables par rapport aux normales mensuelles,
- Des rayonnements photosynthétiques généralement inférieurs aux normales mensuelles,
- Des déficits de précipitations durant l'été et de forts excès de précipitations en fin d'année (ayant menées aux crues des affluents et à l'augmentation du niveau d'eau du lac),
- Des températures généralement proches des normales mensuelles sauf pour les mois d'août, septembre et octobre durant lesquels les températures étaient plus hautes que les normales mensuelles.

Il découle de ces caractéristiques climatiques mensuelles que d'un point de vue annuel (Fig. 2B), l'année 2023 présentait une insolation relativement forte mais associée à un rayonnement photosynthétique relativement faible. L'alternance de déficits et d'excès de précipitations place l'année 2023 avec des précipitations moyennes bien plus importantes que l'année 2022 mais similaires à celles de 2001-2002 et 2007-2008. Les fortes températures automnales placent l'année 2023 comme étant la plus chaude depuis 1993.

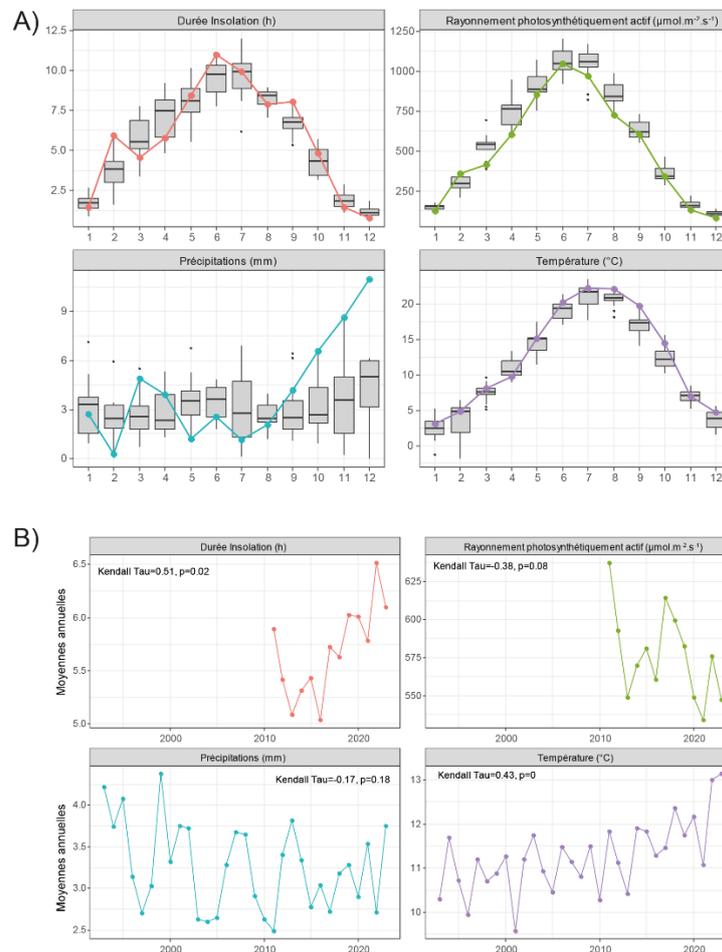


Figure 2 : Conditions météorologiques enregistrées à Meythet pour les températures et précipitations et à Thonon-les-Bains pour l'insolation et le rayonnement photosynthétique. A) Dynamiques mensuelles pour 2023 indiquées par les lignes colorées et les boîtes à moustaches représentent les tendances 2000-2023. Les chiffres pour l'axe des abscisses correspondent aux différents mois. Les boîtes représentent 75% des données avec la barre horizontale indiquant la valeur médiane. Les points représentent des valeurs extrêmes. B) Dynamiques pluri-annuelles des valeurs moyennes de chaque variable météorologique. Données CLIMATIK® INRAE.

L'année hydrologique 2023 a été caractérisée par une diminution prolongée des débits des affluents de mi-juin à début août, moment de l'année où les étiages ont été particulièrement sévères. Plusieurs épisodes de précipitations ont ensuite permis des augmentations temporaires des débits qui n'étaient pas durables puisque ceux-ci retendaient rapidement vers les débits quinquennaux secs jusqu'au mois de novembre, sauf pour l'Ire où les débits restaient légèrement plus proches des débits médians pluri-annuels. A partir de novembre et jusqu'à la fin de l'année 2023, les fortes précipitations répétées ont menées à des crues successives ayant induit une augmentation du niveau du lac.

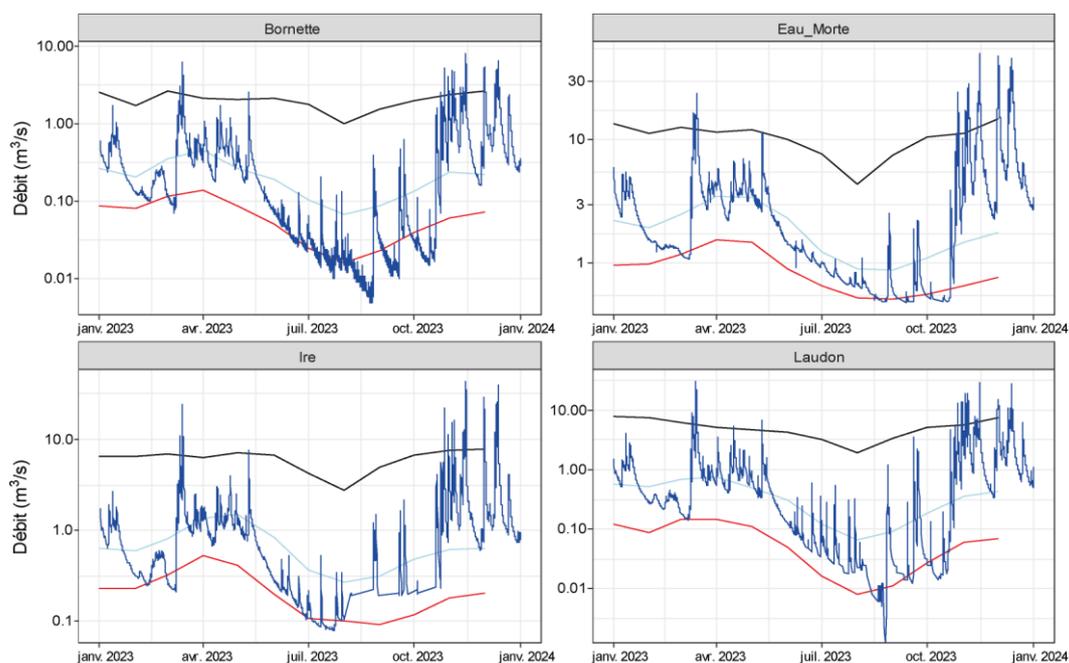


Figure 3 :Hydrologie des principaux affluents du lac d'Annecy en 2023. Les lignes rouges et noires représentent les débits quinquennaux humides et secs et les lignes turquoise représentent les débit médians mensuels. Données HydroPortail.

II. Méthodologies

2.1. Physico-chimie

Le suivi mensuel des caractéristiques physico-chimiques du lac s'effectue au niveau du point le plus profond du lac aux profondeurs de 0, 3, 10, 15, 30, 45 et 62 mètres (fond). Les paramètres suivis sont : oxygène dissous, orthophosphate, phosphore total, nitrate, ammonium, azote total, silice réactive, carbonate (titre alcalimétrique complet, TAC) et carbone organique total et dissous (COT et COD). Pour le phosphore total et les orthophosphates, les concentrations sont aussi estimées complémentirement à 50 et 60 m dans le Grand Lac pour une meilleure observation des échanges de nutriments entre eau et sédiments. Les éléments majeurs (chlorure, sulfate, calcium, magnésium, sodium et potassium) sont dosés quatre fois par an (fin d'hiver, printemps, été automne) en suivant des protocoles normalisés (annexe 1). Les méthodes utilisées pour ces analyses chimiques ainsi que les incertitudes relatives à

l'ensemble de ces paramètres sont présentées en annexe 2. La profondeur d'échantillonnage est contrôlée par une sonde de pression couplée à la bouteille de prélèvement avec un écart moyen de 0,5m par rapport à la profondeur théorique.

Des profils de sondes physico-chimiques (YSI Exo 1, SST CTM 1079, SST CTM 214, descriptifs et protocoles de mise en œuvre en annexe 4) sont également effectués à chaque campagne afin d'apprécier l'évolution bathymétrique de la température, l'oxygène, la conductivité, la turbidité et la chlorophylle *a* tout au long de la colonne d'eau.

La transparence de la colonne d'eau au point de prélèvement correspond à la profondeur de disparition dans l'eau du disque de Secchi et est directement liée à la présence de particules (principalement les micro-algues pélagiques mais aussi d'autres matières en suspension (MES)). La mesure de transparence a été effectuée avec un disque de Secchi normalisé.

2.2. Phytoplancton

Le suivi mensuel du phytoplancton s'effectue au même point de plus grande profondeur dans le Grand Lac que le suivi physico-chimique. Les échantillons d'eau brute sont prélevés dans la couche 0-18 m avec un appareil intégrateur (Cloche IWS). Après la récolte, les échantillons sont immédiatement fixés au lugol, réactif iodo-ioduré qui assure la conservation du phytoplancton pour son traitement ultérieur en laboratoire et colore l'amidon des cellules, ce qui rend leur identification plus aisée.

Les échantillons d'eau brute fixés au lugol sont préparés selon la technique d'Utermöhl, méthode normalisée au niveau français et européen (Norme NF EN 15204, Afnor, 2006). Un sous-échantillon de 25 ml est versé dans un cylindre surmontant une chambre de sédimentation et laissé à sédimenter pendant 24 heures à l'abri de la lumière (le lugol se dégrade à la lumière et perd son effet conservateur) et de la chaleur. Ce laps de temps permet aux algues de sédimenter au fond de la cuvette. Puis on glisse la partie cylindrique sur le côté de la chambre pour la remplacer par une lamelle de couverture en verre. Enfin, la lame est déposée délicatement sur un microscope inversé ZEISS Observer D1 afin de procéder à l'examen qualitatif et quantitatif du phytoplancton.

Les abondances sont exprimées en nombre de cellules algales ou de colonies par millilitre d'eau brute, puis transformées en biomasse (poids frais en $\mu\text{g/L}$). Le détail des modes opératoires est donné dans Druart & Rimet (2008), les biovolumes des espèces sont publiés dans Rimet & Druart (2018). Les biomasses en carbone de chaque taxon sont ensuite obtenues en considérant que la biomasse en carbone pour chaque taxon représente 10% du poids frais.

2.3. Zooplancton

Le suivi mensuel du zooplancton s'effectue au même point de plus grande profondeur dans le Grand Lac que le suivi physico-chimique. Les microcrustacés et rotifères sont recueillis à l'aide d'un filet jumelé à vide de maille de 200 μm lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons sont fixés au formol à 5% puis 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 microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon.

Pour chaque taxon, les densités (ind l⁻¹) :

$$Densité = \frac{N_{ind_{ss_{ech}}} \times \frac{V_{éch_{total}}}{V_{ss_{ech}}}}{V_{filtré}}$$

Avec $N_{ind_{ss_{ech}}}$ = nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon,

$V_{éch_{total}}$ = volume de l'échantillon total ajusté (en ml),

$V_{ss_{ech}}$ est le volume du sous-échantillon (en ml),

$V_{filtré}$ = le volume filtré par le filet sur la colonne d'eau de 50m = 4.81 m³.

La biomasse individuelle de chaque taxon (poids sec, µg) est estimée en utilisant des relations empiriques taille-poids de Watkins et al. (2011) d'après des mesures de tailles effectuées pour chaque taxon dans les lacs d'Annecy, du Bourget et Léman ainsi qu'après des estimations empiriques directes de biomasse individuelle dans différents écosystèmes (Geller et al. 1985, Branstrator, 2005, Cummins et al. 1969). Ces estimations de biomasses individuelles permettent ensuite d'obtenir la biomasse en carbone pour chaque taxon en considérant que le carbone représente 48% du poids sec.

2.4. Poissons

Deux méthodologies distinctes et normalisées (pêches aux filets et hydro-acoustique) ont été mises en place en septembre 2021 fournissant des informations convergentes et complémentaires (Emmrich et al. 2012 ; Yule et al. 2013 ; Tušer et al., 2022) sur le peuplement de poissons du lac.

Pêches aux filets CEN

Le protocole de pêche aux filets correspond à celui de la norme EN 14757 (Appelberg 2000; AFNOR 2005) mise en œuvre dans les plans d'eau européens dans le cadre de la DCE (Directive Cadre Eau). Cette norme prévoit l'utilisation de filets benthiques posés de façon aléatoire, dans des strates préalablement définies (Tableau 1, Fig.4), avec un effort proportionnel à la surface et la profondeur du plan d'eau. Chaque filet benthique mesure 30 mètres de long par 1,5 mètre de haut. Il est composé de 12 nappes, de 2,5 mètres de long chacune. Chaque nappe a une maille différente, couvrant en progression géométrique la gamme de mailles de 5 mm à 55 mm (Tableau 2).

Strates	Nombre de filets
< 3 m	10
3 à 5,9 m	10
6 à 11,9 m	10
12 à 19,9 m	10
20 à 34,9 m	10
35 à 49,9 m	10
>50 m	4*
Total	64
Surface totale de filets posés	64 x30 x1.5 = 2880 m ²

Tableau 1: Répartition des filets benthiques posés en 2023 par strates

N° de nappe	Taille de maille (mm)
1	43
2	19,5
3	6,25
4	10
5	55
6	8
7	12,5
8	24
9	15,5
10	5
11	35
12	29

Tableau 2: Tailles des mailles et disposition des mailles des filets benthiques

La norme prévoit que des filets pélagiques soient posés dans la zone de plus grande profondeur du lac. Les filets pélagiques, longs de 27,5 mètres et hauts de 6 mètres, sont similaires dans leur composition aux filets benthiques. Couplés par deux, ils sont ancrés au point le plus profond du lac (Fig.4). Par l'intermédiaire de suspentes, ils sont descendus quotidiennement d'une profondeur de 6 mètres afin d'explorer toute la tranche d'eau jusqu'à 54 m de profondeur. La norme précise que les données issues des filets pélagiques sont uniquement qualitatives (CEN 2015), mais des rendements sont néanmoins calculés afin d'aborder la dynamique des populations de poissons pélagiques, en particulier celle du corégone. Pour effectuer les pêches au cours d'une seule semaine, plusieurs batteries de filets pélagiques ont été posées afin d'échantillonner chaque jour plusieurs strates de 6 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques en 2023 est de 3960 m².

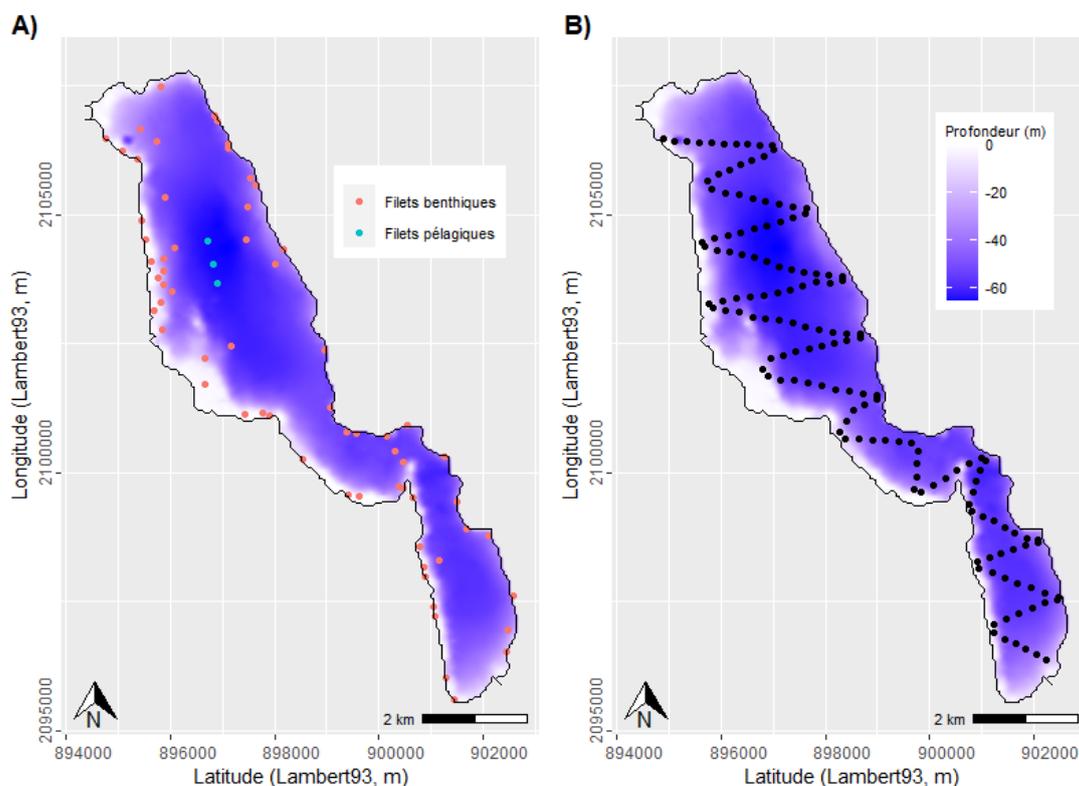


Figure 4 : Localisation des points de pose des filets (A) et des transects hydro-acoustiques (B) en 2023

Les filets sont posés avant le coucher du soleil, qui correspond au pic d'activité de la faune piscicole, et sont relevés après le lever du jour. Le temps de pose pour tous les filets est donc d'environ 12 heures. Le démaillage des filets et le traitement des échantillons de poissons s'effectuent à terre. Chaque filet est démaillé nappe par nappe, afin d'identifier et dénombrer les espèces capturées, par filet et par taille de maille. Les individus capturés sont ensuite mesurés et pesés. Les captures sont exprimées de façon conventionnelle en capture par unité d'effort (CPUE) pour 1000 m² de filets à la fois en biomasse (g) et en nombre de captures par espèces.

Des mesures biométriques (taille, poids) sont réalisées sur les individus capturés chaque année. La relation taille-poids est déterminée pour les trois espèces dominantes (corégone, perche, gardon) d'après l'équation ci-après dont le coefficient β permet de déterminer le taux d'accroissement de masse avec la taille (coefficient d'allométrie) ; a est défini comme l'ordonnée à l'origine de la droite de régression.

$$Poids(g) = \alpha \times Taille(mm)^\beta$$

Il est attendu que β soit proche de 3, liant une mesure linéaire (taille) à une mesure volumétrique (masse). Plus ce coefficient est élevé plus la prise de masse avec la taille est importante pouvant informer de la bonne santé des populations étudiées. On parle également d'embonpoint pour caractériser la santé des individus d'une population. Pour la perche, ce coefficient a été estimé à partir de 64913 spécimens provenant de 762 populations différentes de perches Européennes (Giannetto et al. 2011) et est utilisé afin de comparer les résultats obtenus pour cette espèce dans le lac d'Annecy.

En plus de la relation servant au calcul du coefficient d'allométrie, une seconde relation taille/poids, pour la perche et le corégone, est calculée, mais cette fois-ci à partir des données pluriannuelles (période 2017-2023) afin d'estimer le poids moyen de chaque cible détectée par hydroacoustique (Figure 5).

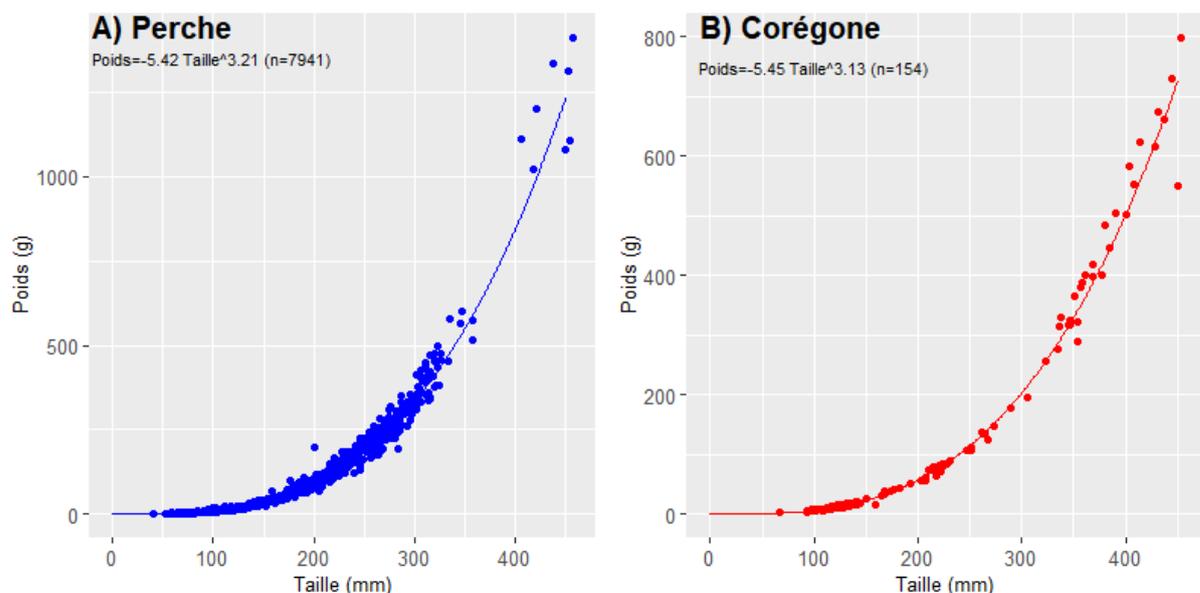


Figure 5 : Relations Taille/Poids dans le lac d'Annecy pour la perche (A) et le corégone (B) sur la chronique 2017-2023

Hydro-acoustique

L'hydroacoustique (méthode non destructive) permet d'obtenir une image quantitative du peuplement de poissons et d'informer de sa distribution spatiale (toutes espèces confondues) et de la répartition en classe de taille (Draštick et al. 2017, Guillard et al. 2016 ; Rudstam et al. 2012). Le protocole employé est le protocole standard conformément aux principes de normalisation européenne (CEN 2014) et américaine (Parker-Stetter et al. 2009). Des parcours de nuit sont réalisés afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible (Girard et al. 2020), selon un parcours en zigzag (Guillard et Verges 2007), effectué à environ 8 km.h⁻¹. Le matériel est constitué d'un sondeur SIMRAD EK80, fréquence 120 kHz, transducteur circulaire split-beam (faisceaux partagés) de 7° à -3 dB, fixé à environ 70 cm en dessous de la surface. La longueur d'impulsion du sondeur est fixée à 0,256 ms (Godlewska et al. 2011). Un ordinateur gère et stocke les données qui sont géo-référencées à l'aide d'un GPS. Les échantillonnages acoustiques se composent de transects en zigzag la même semaine que les pêches aux filets. Les seuils d'acquisitions ont été fixés à -60 dB pour les SED (Single Echo Detection, les échos simples) (40 log R) et -66 dB pour les énergies (AmpS_A) (20 log R) conformément aux recommandations des normes internationales (Parker-Stetter et al. 2009; CEN 2014).

Pour des raisons techniques, le volume d'eau situé entre la surface et les premiers mètres (2 m) n'est pas échantillonné, ainsi que les zones littorales d'une profondeur inférieure à 5 m.

Le cover-ratio est similaire depuis 2012, malgré le changement de protocole (transect puis zigzag), permettant une comparaison interannuelle des données obtenues (Guillard and Vergès 2007). Le matériel a également évolué, mais il a fait l'objet de comparaisons et montre des résultats similaires assurant la continuité des séries de données (Draštick et al. 2017, Rautureau et al., 2022).

Pour l'analyse des données, la masse d'eau est divisée en 3 couches (surface – thermocline, thermocline-35m, 35m-fond) en lien avec la distribution des espèces piscicoles dans la colonne d'eau et leur préférendum thermique.

Les données acoustiques sont analysées avec le logiciel Sonar5-Pro (Balk and Lindem 2017). Les sondeurs de type split-beam permettent d'accéder à la position de chaque cible dans le cône acoustique et donc de calculer leur index de réflexion compensé (Target Strength : TS), exprimé en dB (Simmonds and MacLennan 2005). Cet index de réflexion, pour une espèce donnée, est proportionnel à la taille de chaque individu (Simmonds and MacLennan 2005). L'équation classique de Love (1971) permet d'approcher les répartitions en taille des poissons (Emmrich et al. 2012).

$$Taille\ individuelle\ (TL) = 10^{\frac{TS - 0.9 \times \log_{10}(f) + 62}{19.1}}$$

Avec f = fréquence utilisée

Les données sont analysées en mode « tracking » (Balk and Lindem 2017) qui permet d'associer plusieurs cibles individuelles définissant un même individu (Godlewska et al. 2009) (2 cibles minimum pour les couches supérieures à la thermocline, 3 pour les couches inférieures). Cette approche permet de lisser la forte variabilité des réponses individuelles des valeurs de TS (Ona, 1990). Les séquences d'échointégration, l'unité élémentaire d'échantillonnage, correspondent à une distance d'environ 250

mètres, et permettent d'obtenir une valeur de la « densité moyenne acoustique », exprimée en S_A ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (MacLennan et al. 2002), proportionnelle à la quantité de poissons détectée dans le volume échantillonné : on considère cette valeur comme un estimateur de la densité de poissons (Simmonds and MacLennan 2005). C'est à partir de ces valeurs moyennes qu'on définit la densité de poissons ρ_a (nbre de poisson. ha^{-1}) basée sur la « Sv/TS scaling method » (Balk and Lindem 2017) à partir de l'équation :

$$\rho_a = \frac{S_A}{\sigma}$$

Avec σ étant défini par $TS = 10 \log \left(\frac{\sigma}{4\pi} \right)$ (Diner et Marchand 1995)

Le poids moyen est estimé d'après la taille moyenne des cibles par couche, obtenue à partir des TS, puis converti en masse d'après les relations empiriques estimées pour la perche au niveau de la couche de surface et pour le corégone pour les couches intermédiaires et profondes (figure 2). Les couches les plus profondes sont essentiellement peuplées par l'omble chevalier, cependant en raison des faibles effectifs et de la capture quasi exclusive de petits individus, il n'est pas possible d'établir une relation taille/poids pour cette espèce. C'est pourquoi le poids moyen de cette espèce est estimé à partir de la relation taille/poids du corégone appartenant à la même famille (salmonidés). Cette relation sera à affiner les prochaines années avec des données issues de la bibliographie et des suivis écologiques et halieutiques.

Enfin, la biomasse piscicole ($kg \cdot ha^{-1}$) est obtenue par l'équation suivante :

$$Biomasse\ piscicole = densité \times poids\ moyen$$

avec

$$densité = \frac{S_A}{4\pi \times 10^{\frac{TS}{10}}}$$

2.5. Indicateurs DCE

Différents indicateurs écologiques sont considérés et correspondant à des indicateurs réglementaires dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (2000). Le tableau 3 indique les valeurs des limites de classe pour les différents indicateurs spécifiquement définis pour le lac d'Annecy (RMC DL66) dans le guide technique Relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau) (MEEM 2016).

L'Indice Phytoplancton Lacustre (IPLac) est un indice synthétique adopté au niveau national pour rendre compte du compartiment phytoplanctonique d'après les teneurs en chlorophylle a et les caractéristiques des communautés phytoplanctoniques (Laplace-Treuture et al. 2016) (Tableau 3). Les détails de calcul sont fournis en Annexe 3. Dans sa mise en œuvre originelle, l'IPLac se base sur une campagne d'échantillonnage par "saison" au sein de la zone euphotique alors que le suivi actuel du lac comprend des campagnes mensuelles et une profondeur d'échantillonnage fixe (0-18m). Ces différences sont à noter car elles pourraient apporter des divergences dans les résultats mais n'empêchent pas la réalisation des calculs d'IPLAC pour le lac d'Annecy sur les plages de temps adaptées pour l'application de l'IPLac, à savoir de mai à octobre de chaque année.

	Très Bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Secchi (m)	> 3,39	[2,46, 3,39]	[1,8, 2,46]	[1,31, 1,8]	<1,31
Nitrate ($\mu\text{gNO}_3\text{-/l}$)	<1200	[1200, 2600]	[2600, 5600]	[5600, 30100]	>30100
Ammonium ($\mu\text{gNH}_4\text{/L}$)	<86,1	[86,1, 116,8]	[116,8, 154,1]	[154,1, 203]	>203
Phosphore total ($\mu\text{gP/L}$)	<13,6	[13,6, 19,4]	[19,4, 27,5]	[27,5, 39,1]	>39,1
IPLAC	>0,8	[0,6, 0,8]	[0,4, 0,6]	[0,2, 0,4]	<0,2

Tableau 3: Valeurs pour les différentes classes de qualité des différents indicateurs spécifiques pour le lac d'Annecy d'après le Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (2016).

L'indice de Brettum (1989) modifié par Wolfram et al. (2007) et Wolfram & Dokulil (2007) est un indice permettant d'évaluer le niveau trophique des lacs et peut aussi servir d'indicateur écologique. Cet indice donne pour 133 taxons leurs préférences par rapport à une concentration en phosphore total (PT) et plusieurs classes de qualité ont pu être estimées (Tableau 4). Plus cet indice est élevé plus le niveau trophique sera faible. Pour le lac d'Annecy nous considérons l'objectif d'un indice de Brettum de 4.5.

Classes Indice de Brettum	[Ptot]	Niveau trophique
6	$\leq 5 \mu\text{g/L}$	Ultra-oligotrophe
5	5-8 $\mu\text{g/L}$	Oligotrophe
4	8-15 $\mu\text{g/L}$	Oligo-mesotrophe
3	15-30 $\mu\text{g/L}$	Meso-eutrophe
2	30-60 $\mu\text{g/L}$	Eutrophe
1	$> 60 \mu\text{g/L}$	Hyper-eutrophe

Tableau 4 : Classes de qualité écologique d'après l'indice de Brettum selon Wolfram (2007)

2.6. Indicateurs fonctionnels

Rapport N/P

Le ratio entre l'azote et le phosphore disponible (ratio N/P) permettant de distinguer l'élément nutritif limitant la production photosynthétique est calculée d'après le ratio des concentrations moyennes dans l'épilimnion (profondeurs 0, 3, 10, 15m) en azote minéral ($[\text{N-NH}_4^+] + [\text{N-NO}_3^-]$) et en orthophosphates ($[\text{P-PO}_4^{3-}]$). Ce ratio N/P est considéré optimal pour la croissance de la plupart des espèces phytoplanctoniques pour 16 atomes d'azote pour 1 atome de phosphore, soit un rapport en masse de 7/1. Lorsque ce ratio est supérieur à 7/1, cela indique une limitation par le phosphore de la production phytoplanctonique et lorsqu'il est inférieur à 7/1 cela indique une limitation de la production phytoplanctonique par l'azote.

Métriques de Carlson

Le phosphore total (TP), la transparence de l'eau estimée par la profondeur de Secchi (Secchi) ainsi que les concentrations en Chlorophylle *a*, sont trois indicateurs reflétant l'état trophique des écosystèmes lacustres. Carlson (1977) a proposé différents indices basés sur ces trois descripteurs pour estimer l'état trophique des écosystèmes lacustres (Trophic state index, TSI) calculés de la manière suivante :

$$TSI(\text{Secchi}) = 10 \times \left(6 - \frac{\ln(\text{Secchi})}{\ln(2)} \right)$$

$$TSI(TP) = 10 \times \left(6 - \frac{\ln\left(\frac{48}{TP}\right)}{\ln(2)} \right)$$

$$TSI(Chla) = 10 \times \left(6 - \frac{2.04 - 0.68 \times \ln(Chla)}{\ln(2)} \right)$$

La comparaison de ces trois indices permet d'identifier l'adéquation de ces trois variables environnementales (TP, Chl *a*, Secchi) dans la caractérisation de l'état trophique du lac et leur moyenne permet une estimation robuste de l'état trophique de l'écosystème lacustre d'après la classification présentée dans le tableau 5.

TSI moyen	Niveau trophique
< 30	Ultra-oligotrophe
30 - 40	Oligotrophe
40 - 50	Oligo-mesotrophe
50 - 60	Meso-eutrophe
60 - 80	Eutrophe
>80	Hyper-eutrophe

Tableau 5 : Classes de niveau trophique lacustre estimé par la moyenne des TSI calculés d'après les concentrations en phosphore total, en Chlorophylle *a* et la transparence de Secchi.

Une analyse graphique est aussi conduite en considérant les différences entre les différents TSI d'après Carlson et Havens (2005) où TSI(Chla)-TSI(Secchi) permet d'apprécier le type de particules impliqué dans la transparence de l'eau. Dans ce cas plus la différence est positive plus il y a un excès de Chlorophylle *a* par rapport à ce qui pourrait être attendu pour une transparence donnée. Cela suggère des particules de grosses tailles contenant de la Chlorophylle *a* c'est-à-dire du phytoplancton de relativement grosse taille. A l'opposé, si cette différence est négative, cela suggère la présence de particule de petites tailles et possiblement l'implication de carbone inorganique particulaire (par ex. calcilte) impliquant une transparence plus faible qu'attendue pour le niveau de Chlorophylle *a* observé. La seconde différence étudiée est TSI(Chla)-TSI(TP). Lorsque cette différence est positive cela indique qu'il y a plus de Chlorophylle *a* qu'attendu pour les concentrations de TP observé suggérant une limitation en phosphore dans le développement phytoplanctonique. A l'opposé, plus cette différence est négative moins le phosphore serait limitant dans le développement phytoplanctonique.

Utilisation des ressources

L'efficacité du transfert des ressources (Resource Use Efficiency, RUE) dans le réseau trophique du lac peut être un indicateur important pour juger de son fonctionnement écologique (Otero et al. 2020). Cette efficacité est estimée pour le compartiment des producteurs primaires par le ratio entre la masse de nutriments disponibles (phosphore total) et la masse de phytoplancton présentes (RUE_{phyto}) et pour le compartiment des consommateurs par le ratio entre les biomasses de zooplancton et de phytoplancton (RUE_{zoo}). Ces deux RUE donnent ainsi des informations sur la capacité du lac à produire du phytoplancton par unité de masse de nutriments (RUE_{phyto}) et la capacité du lac à produire du zooplancton par unité de phytoplancton (RUE_{zoo}). Les RUE sont log-transformées afin d'être symétriques et centrés sur 0.

$$RUE_{phyto} = \log\left(\frac{Biomasse\ phytoplancton}{Masse\ phosphore\ total}\right) ; RUE_{zoo} = \log\left(\frac{Biomasse\ zooplancton}{Biomasse\ phytoplancton}\right)$$

III. Résultats 2023

3.1. Physico-chimie

La figure 6 présente l'évolution temporelle de quatre caractéristiques physico-chimiques importantes du lac. Concernant la dynamique de l'oxygène, il est possible d'identifier un maximum d'oxygénation vers 12m-14m à partir de fin juin et présent l'ensemble du mois de juillet caractérisant une activité photosynthétique forte. Le reste de l'année les eaux de surface restent parfaitement oxygénées avec des concentrations proches de 100% de saturation (Fig. 6A). La dynamique de l'oxygène profond met en évidence le brassage total de la colonne d'eau en février avec une désoxygénation ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) ayant atteint les 50 m de fond et le développement d'une nouvelle désoxygénation dès la fin du mois de juin qui se propage dans la colonne d'eau jusqu'à la fin de l'année. La dynamique thermique du lac (Fig. 6B) se caractérise par la mise en place de la thermocline dès le mois d'avril et sa disparition en novembre. Au cœur de l'été, les eaux de surface ont atteint plus de 25°C. La dynamique annuelle du pH du lac (Fig. 6C) met en évidence que les eaux restent basiques tout au long de l'année ($\text{pH} > 7$) avec les plus faibles pH en zone profonde suivant la désoxygénation des eaux et les forts pH dans les couches supérieures en lien avec l'activité photosynthétique. La conductivité est à la fois influencée par l'activité photosynthétique induisant sa diminution dans les couches de surface en été et par la dissolution des éléments issus du sédiments en couche profondes liée à la désoxygénation induisant son augmentation (Fig 6D).

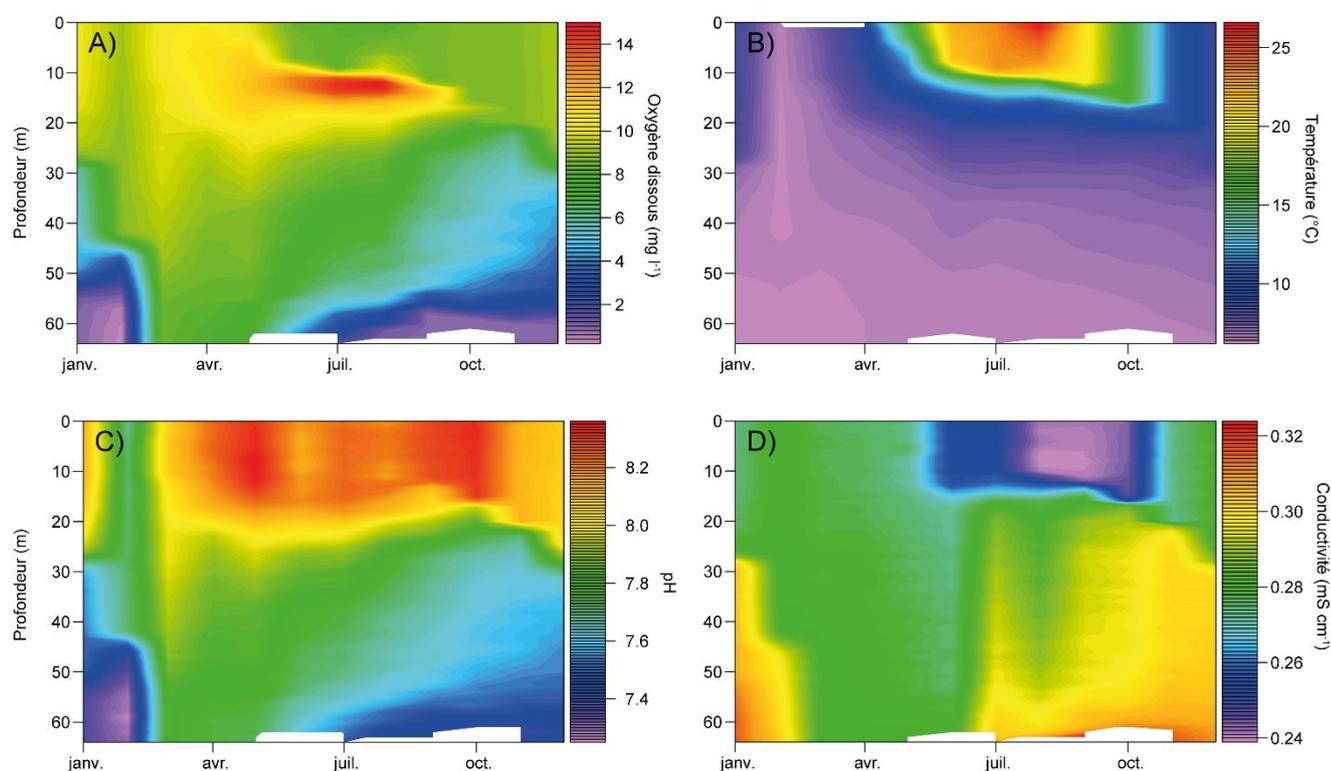


Figure 6 : Evolution de l'oxygène (A), de la température (B), du pH (C) et de la conductivité (D) en 2023

L'évolution annuelle des principales formes d'azote et de phosphore (ammonium, nitrate, orthophosphate et phosphore total) dans l'épilimnion et le fond est présentée dans la figure 7. L'ensemble des concentrations en nutriments dans l'épilimnion sont inférieures au seuil de « très bon

état » défini par la DCE. Dans la zone profonde, les concentrations croissantes en ammonium, orthophosphates sont expliquées par l'apparition de la désoxygénation. Leur diminution conjointe en décembre interroge puisque les conditions de désoxygénation étaient encore présentes.

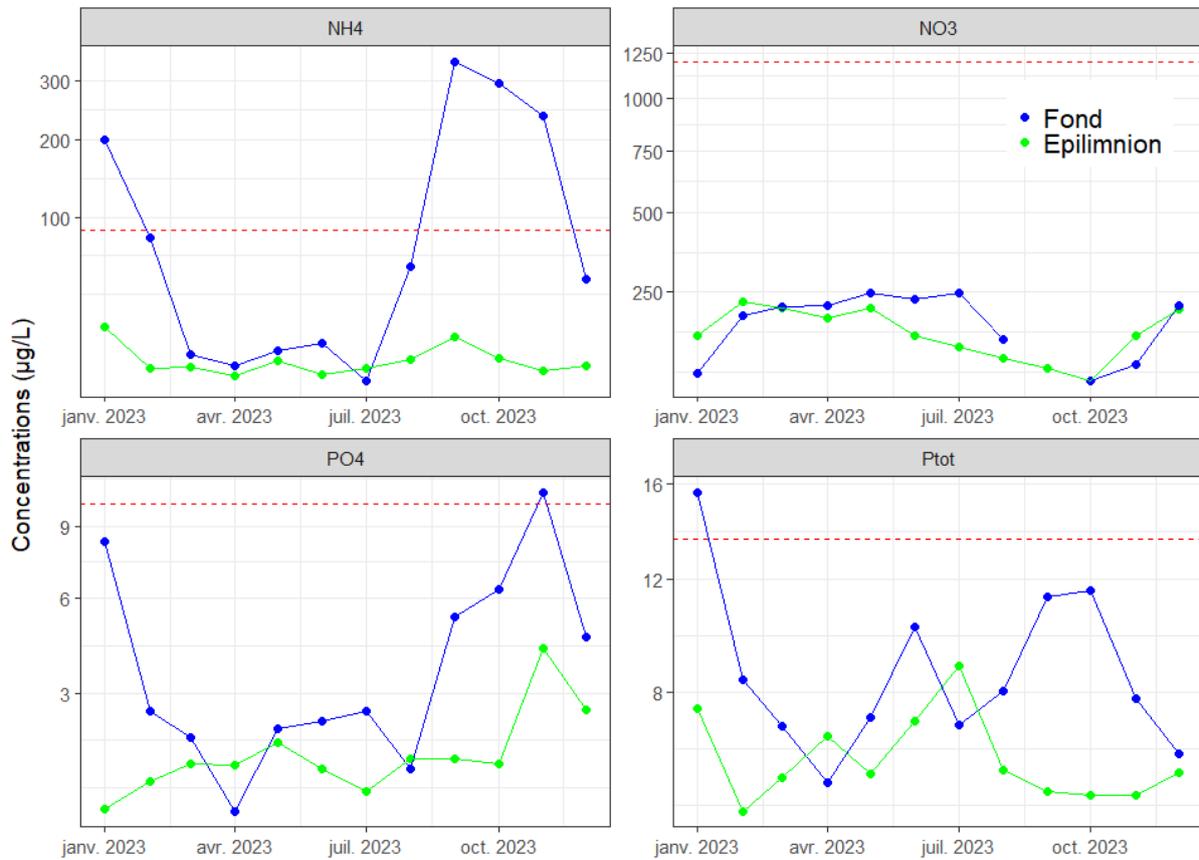


Figure 7 : Evolution des nutriments dans l'épilimnion (couche de surface) et l'hypolimnion (couche profonde) en 2023. Les lignes pointillées rouges représentent les seuils de « très bon état » d'après la DCE.

3.2. Phytoplancton

L'évolution temporelle du phytoplancton en 2023 peut être séparée en trois périodes (Fig. 8A) :

- une période hivernale (5/01-20/03), avec de biomasses algales relativement faibles. Le compartiment est dominé par des diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis*, *Ulnaria delicatissima* var. *angustissima*, *Ulnaria acus*, *Asterionella formosa*) indicatrices de milieux stratifiés.
- une période printanière (17/04 au 9/05) : pendant cette période les biomasses augmentent pour atteindre un pic de 1500 µg/L le 17/04. La biomasse du compartiment est dominée par *Ceratium hirundinella* une espèce de Dinophycée caractéristique d'épilimnions estivaux bien stratifiés (Padisak et al. 2009). Une autre espèce de Dinophycée (*Gymnodinium helveticum*) qui a une autécologie similaire domine le compartiment.
- une période estivale (28/06 au 22/08) : cette période est dominée par plusieurs espèces de Chrysophycées (*Dinobryon* spp.) indicatrices de milieux oligotrophes. Elles sont accompagnées par des petites Diatomées centriques (*Cyclotella costei*), également caractéristiques de milieux oligotrophes.
- une période automnale et hivernale (27/09 au 19/12) : la biomasse baisse progressivement à cette période. En septembre-octobre, ce sont les Dinophycées (*Ceratium hirundinella*) et Chrysophycées (*Dinobryon* spp.) et dans une moindre mesure les Diatomées centriques qui dominent le compartiment :

ces taxons indiquent que le milieu est stratifié et oligotrophe. Par contre, en novembre-décembre, les Chlorophycées présentent une biomasse relative importante (*Chlamydomonas* sp. et *Monoraphidium* spp.) ce qui est assez inhabituel pour le lac d'Annecy : ces taxons sont indicateurs de milieux riches en nutriments (Padisak et al. 2009). Les autres taxons de cette fin d'année sont plus classiquement observés en période hivernale (Cryptophycées, Diatomées).

Le nombre d'espèce de phytoplancton (richesse, Fig. 8B) était stable de janvier à août avec ~25 espèces présentes avant de diminuer en septembre (17 espèces) et de connaître un maximum en novembre avec 35 espèces.

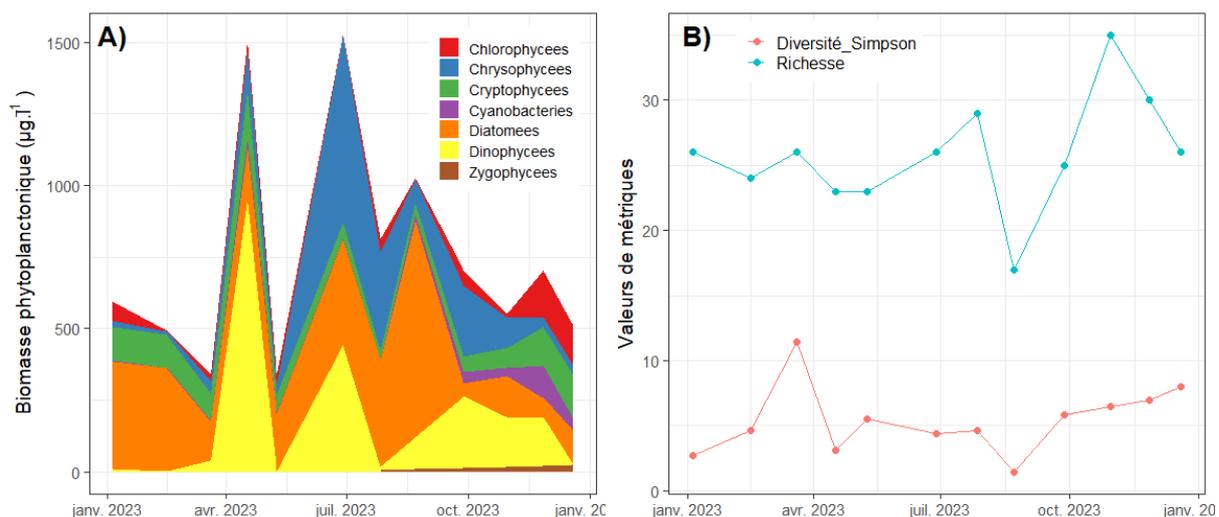


Figure 8: Evolution des groupes phytoplanctoniques (A) et de la richesse spécifique et diversité taxonomique associée (B) en 2023.

Sur l'ensemble de l'année, la communauté phytoplanctonique est dominée par 4 espèces (Tableau 6), deux Diatomées, une Dinophycée et une Chrysophycée.

Espèces	Classes algales	%
<i>Cyclotella costei</i>	Diatomees	21,3
<i>Ceratium hirundinella</i>	Dinophycees	13,5
<i>Fragilaria crotonensis</i>	Diatomees	9,3
<i>Dinobryon divergens vide</i>	Chrysophycees	8,5
<i>Chlamydomonas</i> sp.	Chlorophycees	4,8
<i>Plagioselmis nannoplantica</i>	Cryptophycees	4,5
<i>Peridinium willei</i>	Dinophycees	4,3
<i>Cryptomonas</i> sp.	Cryptophycees	3,9
<i>Plagioselmis lacustris</i>	Cryptophycees	3,7
<i>Dinobryon divergens plein</i>	Chrysophycees	2,3

Tableau 6 : Espèces phytoplanctoniques dominantes en 2023

La dynamique annuelle de la Chl-a (Fig. 9) est similaire aux années précédentes bien qu'en début d'année, des concentrations non-négligeables de Chl-a (~ 5 µg l⁻¹) ont été enregistrées et étaient cantonnées dans les 20 premiers mètres alors que les années précédentes les plus fortes concentrations étaient enregistrées au printemps. A la suite du brassage en février, la Chl-a a été redistribuée dans une grande partie de la colonne d'eau avec des concentration proche de 3 µg l⁻¹ présente jusqu'à 45 m. Suite

à la mise en place de la stratification, les plus fortes concentrations en Chl-a étaient identifiées entre 10 m et 20 m de profondeur. En fin d'année, et avec la disparition de la thermocline, les concentrations en Chl-a de l'ordre de 3 $\mu\text{g l}^{-1}$ étaient présentes de façon relativement homogène entre 5 m et 25 m de profondeur comme en 2022.

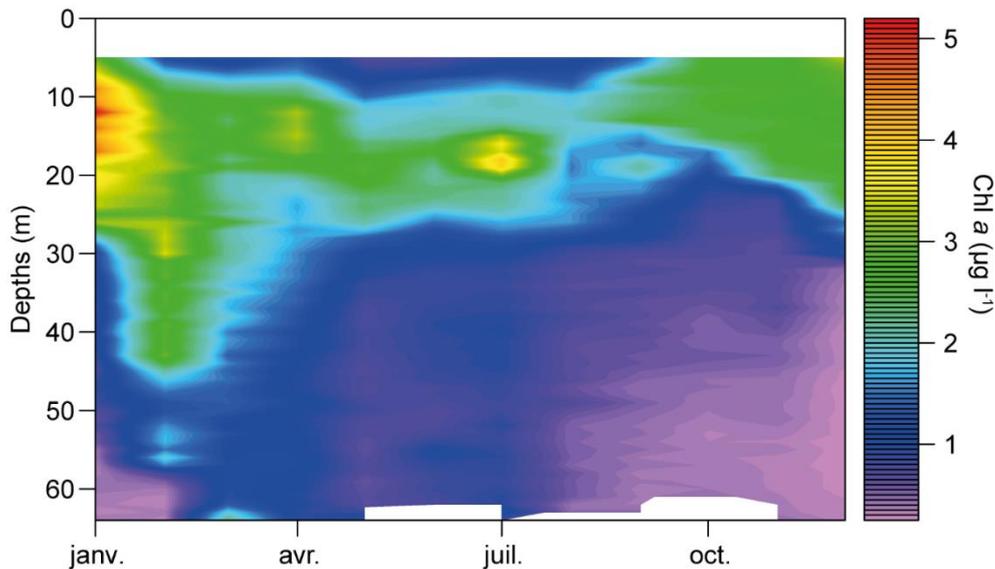


Figure 9 : Evolution mensuelle de la Chlorophylle a en 2023

Le lien entre Chl-a et transparence est marqué en 2023 comme en 2022 et à la différence de 2021 (du fait des précipitations de calcites impliquées dans l'atténuation de la transparence de l'eau ?). La transparence est restée forte (8 m à 10 m) jusqu'en mai en 2023 avant de diminuer de façon importante en juin (~4.5 m) et reste dans relativement stable jusqu'à la fin de l'année et augmenter de nouveau en décembre. Sur l'ensemble des mesures de transparence, ce critère reste au-delà du seuil de « très bon état écologique » (Fig. 10).



Figure 10 : Evolution de la transparence (profondeur de Secchi, en bleu) et de Chlorophylle A dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) en 2023. La ligne horizontale pointillée rouge représente le seuil DCE de « très bonne qualité » pour la transparence.

3.3. Zooplancton

Comme les années précédentes, le zooplancton du lac d'Annecy était dominé par deux petites espèces *Mesocyclops leukartii* et *Cyclops prealpinus* qui représentent plus de 50% des densités. *Daphnia* sp., souvent considérée comme une filtreuse particulièrement efficace et de taille importante par rapport aux autres espèces herbivores, ne représente que ~15% des abondances comme en 2022 (Fig. 11A). La richesse taxonomique du zooplancton est relativement stable sur l'ensemble de l'année variant entre 6 et 8 espèces avant d'augmenter en octobre à 9 espèces et diminuer à 5 espèces recensées en décembre (Fig. 11B). La diversité taxonomique était plus variable en 2023 montrant des changements de distributions relatives entre espèces au cours de l'année avec une diversité plus importante en fin de printemps et en été par rapport au reste de l'année (Fig. 11B). La dynamique temporelle détaillée des espèces herbivores a été caractérisée une forte densité de *M. leukartii* en février et un développement de *Daphnia* sp. en juillet alors que *C. prealpinus* était bien présent durant l'ensemble de l'été (Fig. 11C). Le pic de développement printanier du zooplancton n'a ainsi pas été particulièrement présent probablement en lien avec un développement phytoplanctonique limité à cette période. Concernant les deux espèces de zooplancton prédateurs, le développement habituel en septembre de *B. longimanus* a été plus précoce et enregistré en juillet au moment des plus forts développements de *Daphnia* sp. et *C. prealpinus* alors que *L. kindtii* s'est principalement développé en octobre (Fig. 11D).

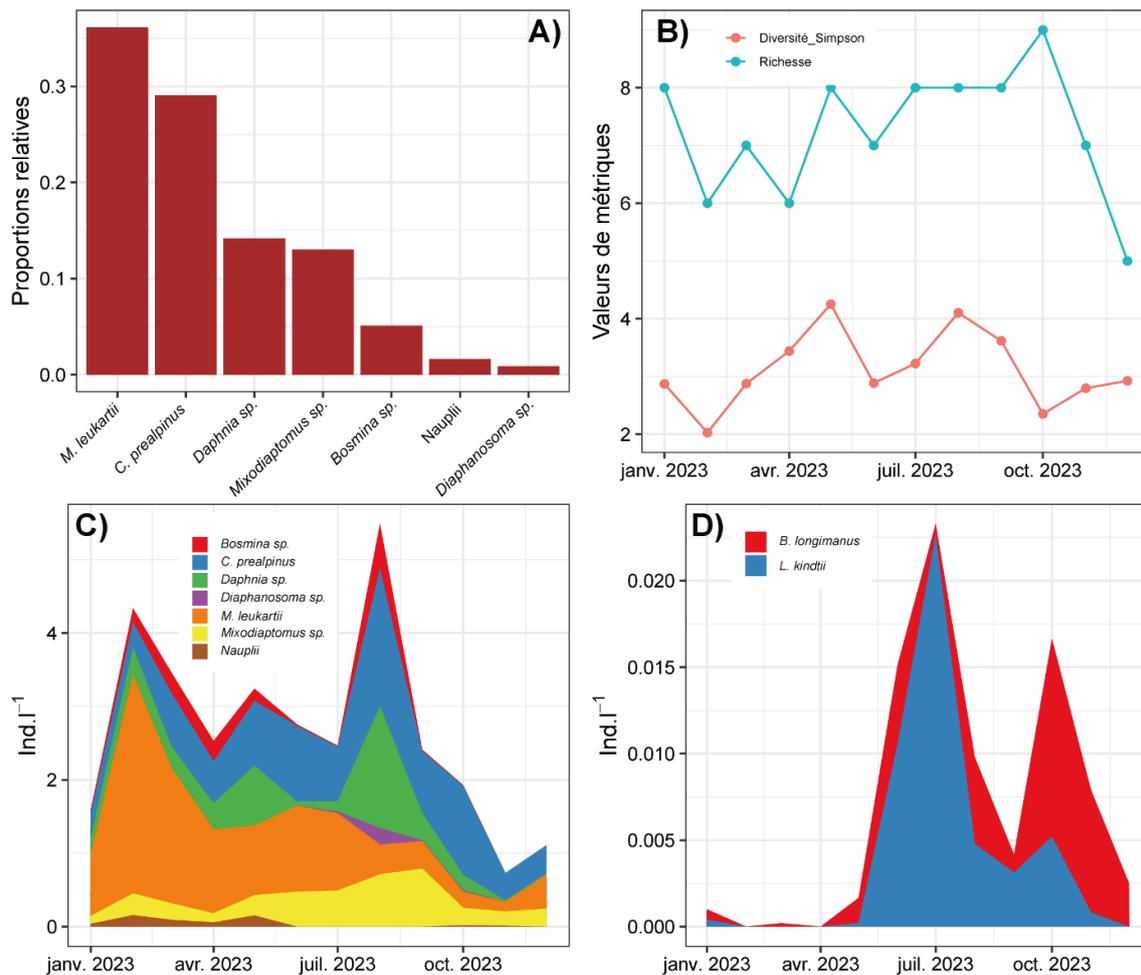


Figure 11 : Evolution de la communauté zooplanctonique en 2023 : A) proportions relatives des abondances sur l'ensemble de l'année, B) richesse et diversité spécifiques, C) dynamiques des espèces herbivores et D) dynamiques des espèces de prédateurs.

3.4. Poissons

Pêches aux filets

En 2023, 63 filets benthiques ont été posés (contre 64, conformément au plan d'échantillonnage). Le filet non comptabilisé s'est pris dans un arbre à 25 m de profondeur et a été remonté par les plongeurs d'Annecy en fin de campagne. La colonne d'eau, en pélagique, a été échantillonnée dans son ensemble de 0 à 54 m (Fig. 12). Les captures dans les filets permettent d'identifier les espèces présentes et d'obtenir les rendements par espèce (effectif ou poids ramenés à une surface unitaire de filet et une durée de pose) (Tableau 7).

Compartiment lacustre	Espèce	Biomasse totale (g)	Nombre (Ind)	Rendements de pêche	
				Pondéraux (gr / 1000 m ²)	Numériques (ind / 1000 m ²)
Benthique	Brochet	618	1	221,6	0,4
	Chevesne	5082	3	1821,6	1,1
	Corégone	1753	25	628,5	8,9
	Gardon	11995	365	4299,4	130,8
	Goujon	337	47	120,9	16,8
	Omble chevalier	324	1	116,4	0,4
	Perche	21673	526	7768,2	188,5
	Rotengle	1702	20	610,0	7,2
Pélagique	Tanche	3545	2	1270,7	0,7
	Corégone	6633	16	1431,4	3,5
	Gardon	5906	117	1988,6	39,4
	Omble chevalier	1142	5	276,5	1,3
	Perche	75	2	25,1	0,7

Tableau 7: Synthèse des captures effectuées par pêche aux filets en 2023

En 2023, la campagne de pêche a permis la capture de 9 espèces de poissons. Le rendement de pêche numérique global en 2023 est de 400 ind/1000 m² et pondéral de 20,5 kg/1000 m². Comme pour les années précédentes la perche (*Perca fluviatilis*) et le gardon (*Rutilus rutilus*) sont les deux espèces dominantes en termes de rendement numérique benthique avec respectivement 188,5 et 130,8 ind/1000m². Ces deux espèces représentent 90% des effectifs capturés lors des pêches scientifiques. Cette année est marquée par la faible quantité de perche capturée dans les filets pélagiques avec seulement (0,7 ind/1000m²) contre 580 ind/1000 m² l'année précédente. En revanche, ces mêmes filets ont capturé 3 fois plus de corégones (*Coregonus lavaretus*) que l'année dernière. Lorsque l'on cumule les captures des filets pélagiques et benthiques, le corégone représente la 4^{ème} espèce en numéraire après la perche, le gardon et le goujon. Sur le plan pondéral, la perche reste l'espèce la plus représentée suivie du gardon et du corégone.

En 2023, deux espèces d'écrevisses ont été capturées, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*) et l'écrevisse signal (*Pacifastacus leniusculus*). Ce rapport se concentrant sur les poissons, les caractéristiques des populations d'écrevisses ne sont pas analysées.

La figure 12 présente les principales caractéristiques populationnelles des 3 espèces dominantes sur le plan numérique à savoir la perche, le gardon et le corégone en termes de structuration et de distribution verticale.

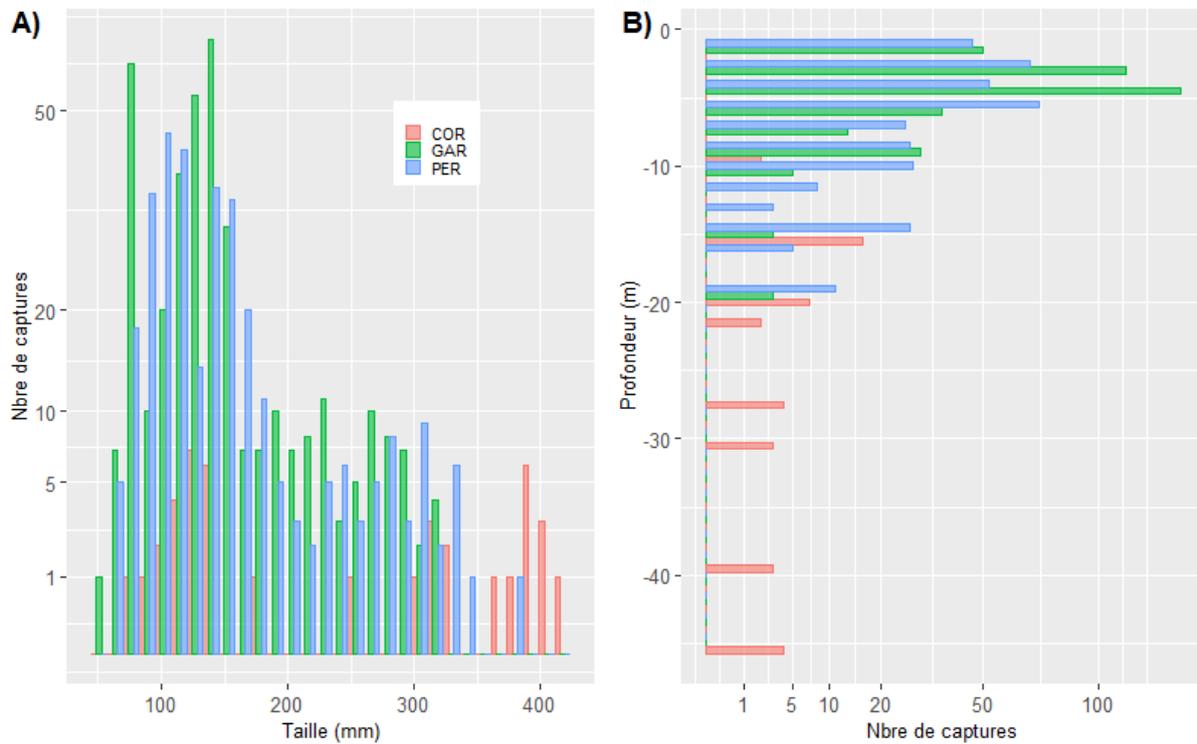


Figure 12 : Principales caractéristiques des captures des trois espèces dominantes (perche, gardon, corégone : distribution en taille (A), distributions bathymétriques (B)

Structure en taille et distribution dans la colonne d'eau pour la perche

En règle générale, la population de perche est classiquement structurée par une bimodalité avec une majorité correspondant à des 0+ et un second mode qui correspond aux 1+ ou 2+. En 2023, ce schéma diffère avec un mode principal, représenté à la fois par les cohortes 0+ et 1+, qui se situe entre 110-130 mm. Cela traduit la présence de 0+ présentant des tailles plus importantes que la moyenne et des 1+ ayant eu une faible croissance durant leur deuxième année de vie. Le second mode s'établit à 310 mm correspondant aux individus âgés de 3+ à 4+ ans et pour la plupart issus du bon recrutement de 2020. Les autres cohortes sont marginales.

De manière générale, les percidés sont présents dans les couches chaudes, au-dessus de la thermocline. En 2023, quelques individus ont été capturés en dessous de celle-ci. Ces poissons se trouvaient dans un seul filet benthique situé à 20 m de profondeur (Figure 12b). À ces profondeurs et à cette période, il est peu probable de retrouver cette espèce. Il peut s'agir d'individus capturés lors de la remontée des filets.

Le fait marquant de cette année concerne les faibles quantités de juvéniles présents dans les filets benthiques et surtout l'absence de perche dans les filets pélagiques qui reflète un mauvais recrutement pour cette année.

Structure en taille et distribution dans la colonne d'eau pour le gardon

La distribution en taille de la population de gardon est marquée par une bimodalité avec la dominance des 1+. Ces individus présentent une taille modale de 130 mm. Le mode secondaire, correspondant aux juvéniles de l'année de plus petite taille, se situe à 80 mm. En ce qui concernant les tailles supérieures, la distribution reste relativement lissée sans dégagement de mode. En termes de répartition sur le gradient de profondeur, la majorité des captures de gardons ont été réalisées au-dessus de la thermocline. Les 3 poissons pêchés à 20 mètres correspondent probablement à des captures accidentelles lors de la pose ou de la relève des filets.

Structure en taille et distribution dans la colonne d'eau pour le gardon

En 2023, comme les années antérieures, les captures de juvéniles se font essentiellement dans les filets benthiques, en couche profonde. La population en corégones, pour l'année 2023 présente une structure en taille bimodale représentée par les juvéniles de l'année (mode à 120 mm) et des individus plus âgés (390 mm)(**Erreur ! Source du renvoi introuvable.**) Cette année 10 corégones de plus de 380 mm ont été capturés avec une estimation d'âge qui va de 3+ à 5+. Les corégones sont capturés de 9 à 45 m de profondeur avec un pic de capture englobant la thermocline correspondant à la tranche d'eau à 12-18m et représenté par sa moyenne (15m) sur la figure 12b.

Hydroacoustique

L'analyse des données de la campagne hydroacoustique a permis la détection de seulement 66 cibles en couche supérieure contre 831 en dessous de la thermocline (Figure 13). Le nombre d'individus détecté au-dessus de la thermocline (trait en pointillé) est identique à 2021, année marquée par une faible biomasse en couche supérieure.

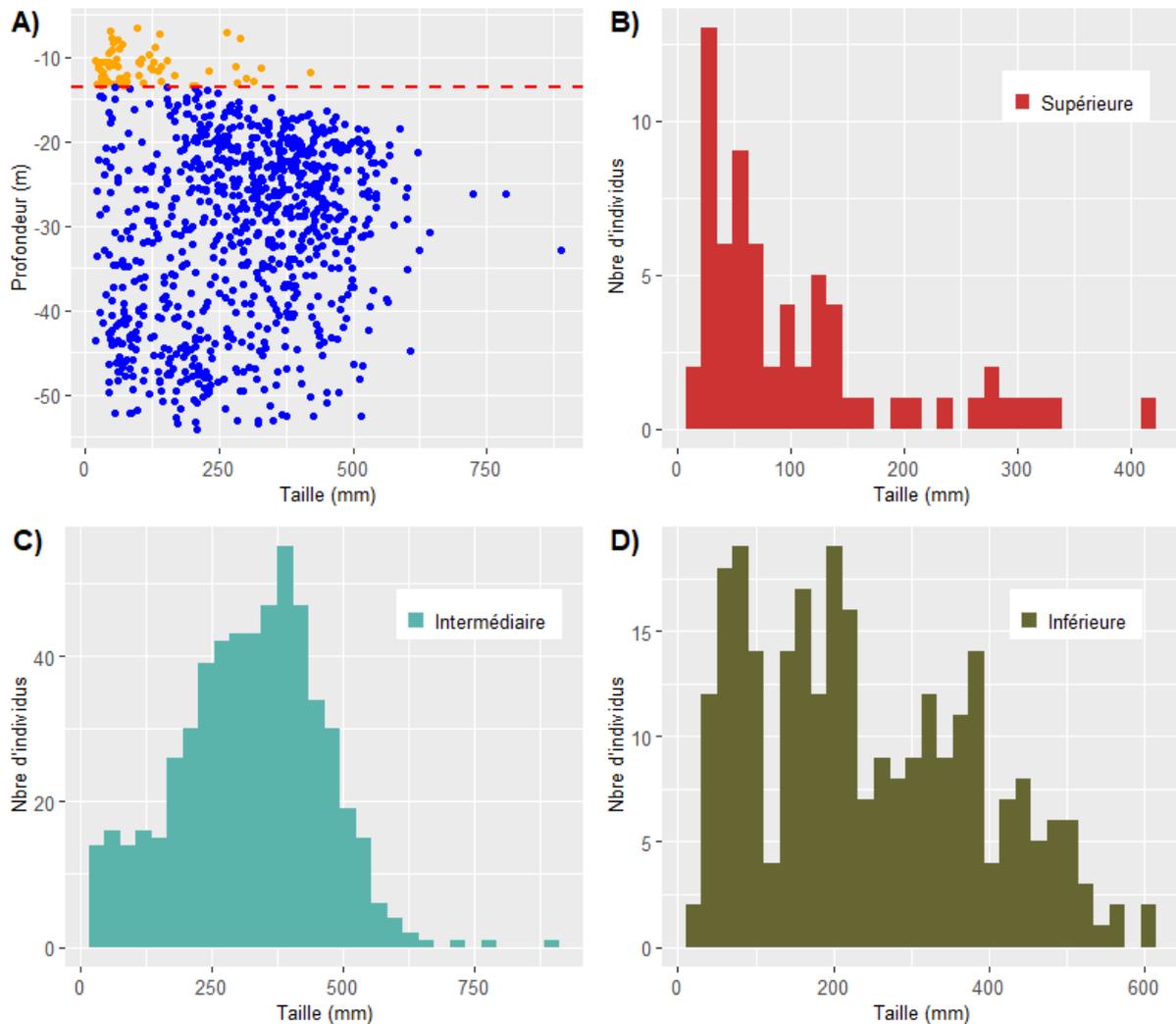


Figure 13 : Distribution bathymétrique des tailles individuelles estimées par hydroacoustique (A) et fréquence de distribution en taille pour les trois couches de la colonne d'eau (B, C, D). Dans (A), la ligne rouge représente la profondeur de la thermocline et les points orange et bleu distinguent les individus de part et d'autre de celle-ci.

En utilisant l'équation généraliste de Love (1971), les cibles détectées, en couche supérieure, ont une taille estimée de 20 à 420 mm avec une répartition bimodale dont le premier mode se situe au voisinage de 50 mm et le second, moins marqué, à 130 mm (figure 13). La majorité des cibles détectées dans cette couche ont une taille inférieure à 100 mm.

La strate intermédiaire enregistre 561 cibles et la distribution en taille de la population présente dans cette zone, est unimodale avec un mode situé à 390 mm. Cette strate intermédiaire concentre principalement les corégones. Contrairement à la distribution observée via les pêches aux filets, on ne retrouve pas un mode marqué à 120 mm correspondant aux juvéniles de l'année, mais plutôt un

plateau. En revanche, les données concordent parfaitement entre la proportion et la taille d'individus adultes capturés dans les filets pélagiques et le mode à 390 mm observé via la campagne hydroacoustique.

La couche inférieure concentre une population présentant une distribution trimodale. Le premier mode se situe à 90 mm et le second à 190 mm. Ils sont représentés dans des proportions similaires. Le troisième mode correspond à une taille de 380 mm. Ces profondeurs sont essentiellement peuplées par l'omble chevalier.

Cette année les répartitions en biomasse pour les 3 couches présentent une homogénéité spatiale selon l'axe Nord/Sud (figure 14). En couche supérieure, les biomasses sont particulièrement faibles. Les quelques ESDU concentrant le plus de poissons sont situées dans la zone littorale. Dans cette couche, le peuplement piscicole est représenté à 80% de perche et de gardon. Les données hydroacoustiques reflètent le faible nombre de captures recensé lors des pêches scientifiques, notamment pour la perche. Les biomasses enregistrées pour les deux autres couches sont plus homogènes entre le littoral et le pélagique.

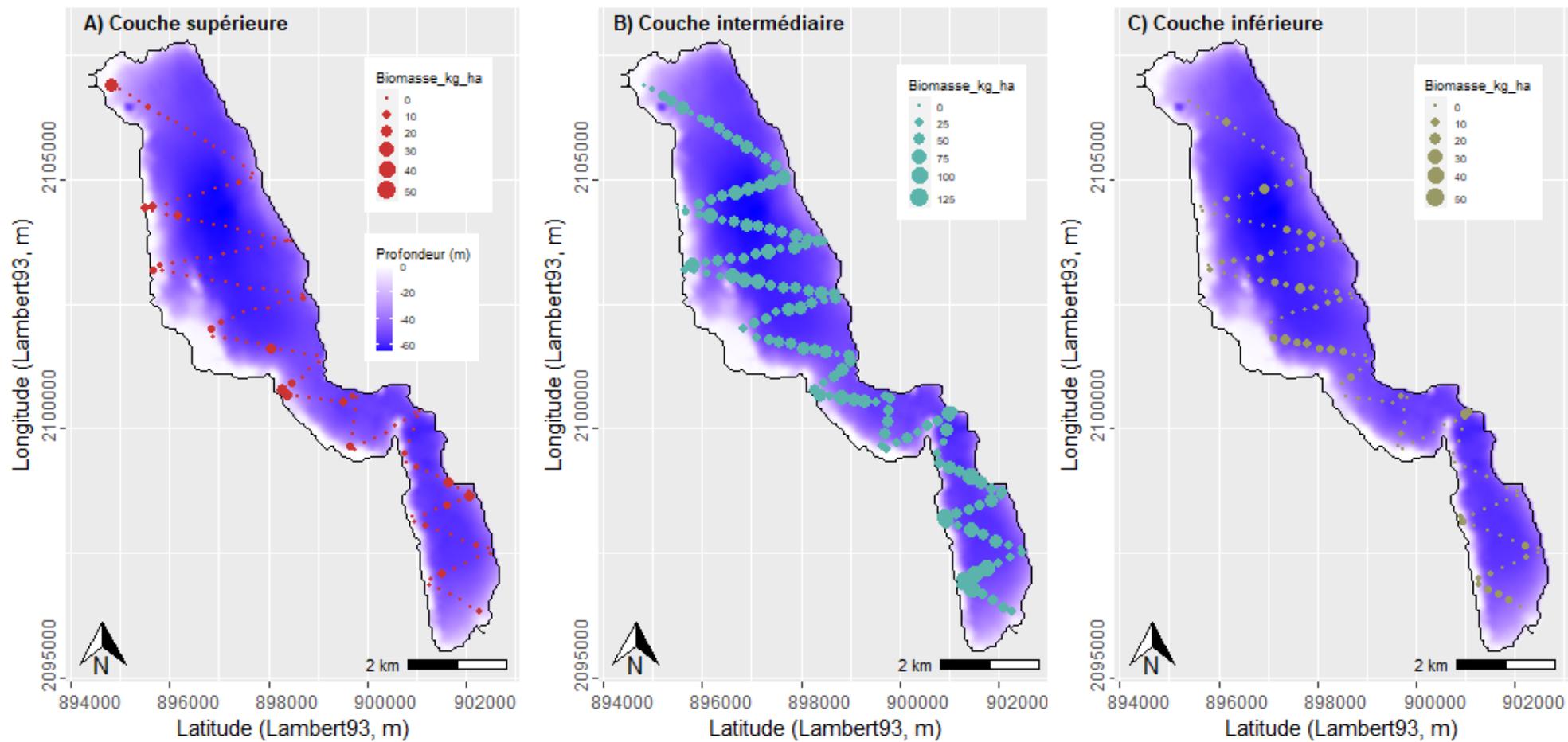


Figure 14 : Distribution spatiale des biomasses estimées par hydroacoustiques pour les 3 couches de la colonne d'eau : A) supérieure, B) intermédiaire, C) inférieure

La couche supérieure et la couche inférieure ont des biomasses nettement plus faibles que la couche intermédiaire (figure 15). Cette dernière présente également une plus grande hétérogénéité des biomasses par ESDU. Ainsi, en couche intermédiaire la distribution est dispersée autour de la médiane avec 50% des valeurs comprises entre 27,4 et 56,8 kg.ha⁻¹.

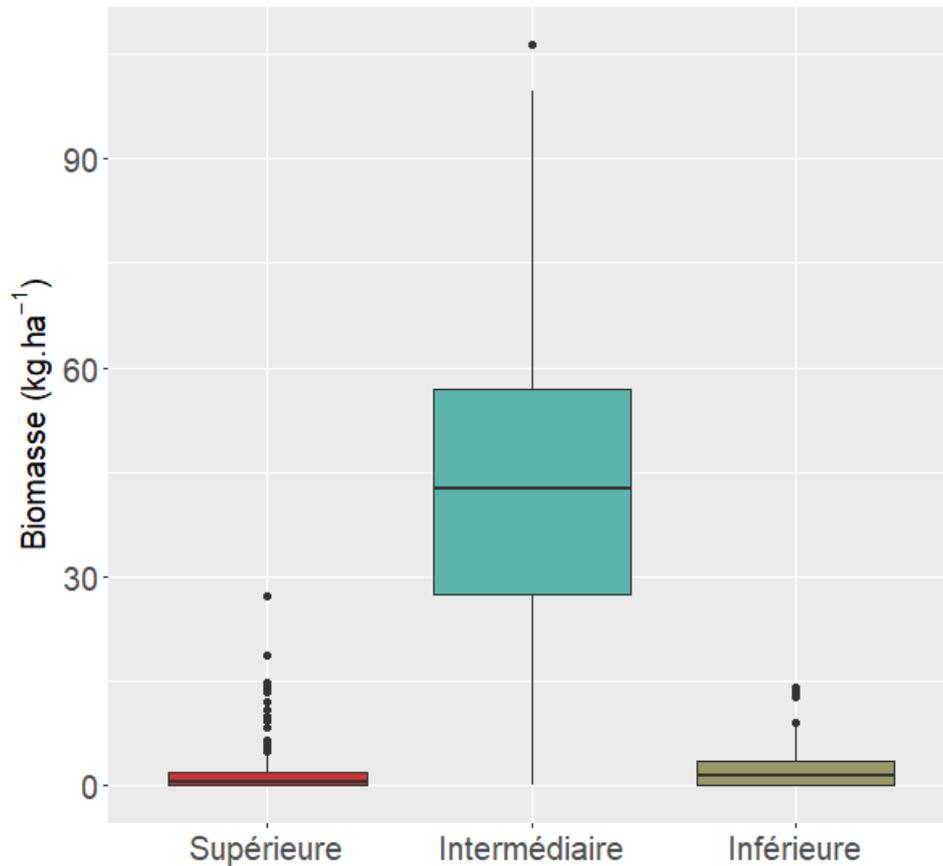


Figure 15 : Synthèse de la distribution des biomasses dans les 3 couches de la colonne d'eau

La médiane calculée en biomasse par hectare, à partir des tailles moyennes, par ESDU, des cibles estimées par acoustique, est de 0,59 kg.ha⁻¹ pour la couche superficielle. Les estimations seraient de 42,7 kg.ha⁻¹ pour la couche intermédiaire et de 1,55 kg.ha⁻¹ pour la couche la plus profonde.

IV. Tendances à long-terme

4.1. Physico-chimie

L'évolution à long terme de la température moyenne annuelle de l'eau à différentes profondeurs est présentée dans la figure 16. On note d'importantes variations inter-annuelles et celles-ci peuvent en partie être induites par un nombre de mesures variables entre les années et à des dates variables d'échantillonnage au sien des mois. Il n'est pas évident d'observer des tendances claires de changement des températures au cours du temps bien que les températures moyennent annuelles semblent augmenter depuis les années 2010 pour différentes profondeurs et plus clairement en zone profonde en lien avec la plus faible variabilité interannuelle. En 2023, on note que c'est la température de surface qui a connu la plus forte augmentation thermique ($\sim 2^{\circ}\text{C}$) par rapport à 2022 alors que les températures des eaux des couches intermédiaires ont légèrement diminué. Différemment en zone profonde, les températures ont légèrement augmenté par rapport à 2022 et sont similaires à celles de 2020.

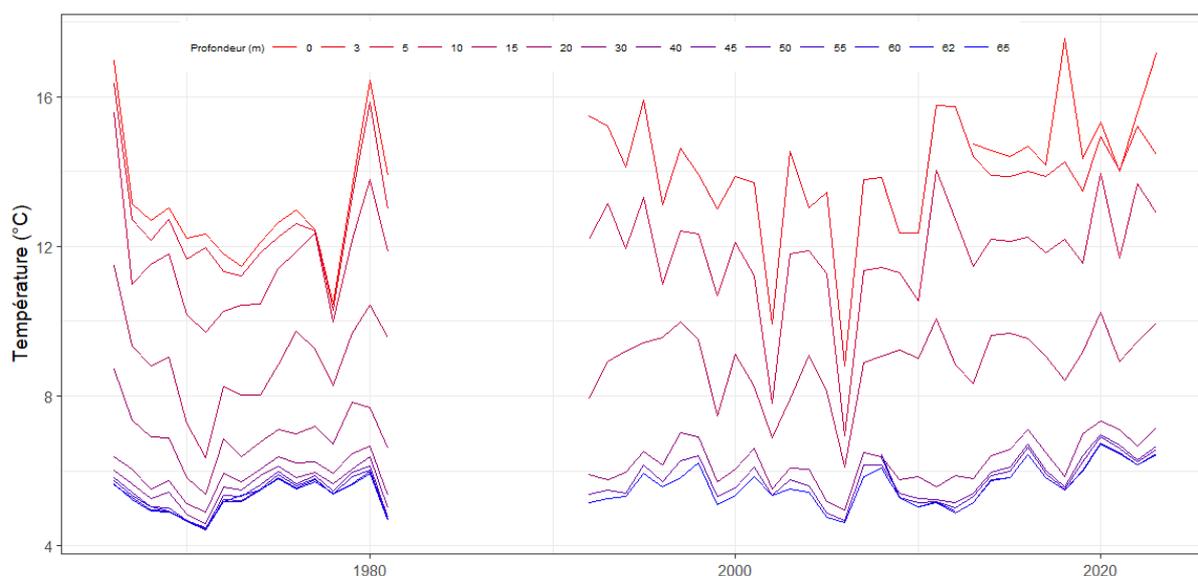


Figure 16 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle pour les différentes profondeurs suivies

L'agrégation des données thermiques en moyennes annuelles peut masquer en partie des tendances de changements thermiques spécifiques aux différentes saisons de l'année. L'évolution temporelle des températures pour les différentes profondeurs est ainsi détaillée pour les 4 saisons (Fig. 17). On note ainsi des tendances contrastées en 2023 avec des températures de printemps stables depuis 2020 sauf pour la couche de surface qui a connu un réchauffement marqué. L'été 2023 a connu des températures similaires à l'année 2022 alors que les températures de surface automnale de surface ont été plus faible et celles en profondes très similaires à l'année 2022. En hiver, les températures sont très similaires sur l'ensemble de la colonne d'eau et on note une légère augmentation des températures depuis 2010 passant de 5.7°C en moyenne sur l'ensemble de la colonne d'eau à 7.15°C en 2023.



Figure 17 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle saisonnière pour les différentes profondeurs suivies

Les tendances thermiques entre 1966 et 2023 pour chaque saison et chaque profondeur sont estimées par le coefficient Tau de Kendall (positif = augmentation et négatif = diminution) (Fig. 18 A, B). Il ressort que sur l'ensemble de la période d'étude :

- une tendance au réchauffement est observée pour l'ensemble des saisons et que cette tendance est plus marquée au printemps et en hiver.
- les couches d'eau ne se réchauffent pas de la même façon avec un réchauffement plus marqué pour la couche de surface et les couches profondes (50m à 62m), moindre pour les couches d'eau intermédiaires (10m à 45m) et plus faible pour les couches d'eau proche de la surface (3m à 5m).

Comparativement à la période 1966-1980, l'année 2023 avec de fortes températures printanières et estivales et automnales se caractérise par un réchauffement particulièrement important des eaux de surface ($\sim 3^{\circ}\text{C}$) et qui diminue avec la profondeur pour être $\sim 1^{\circ}\text{C}$ à partir de 30m.

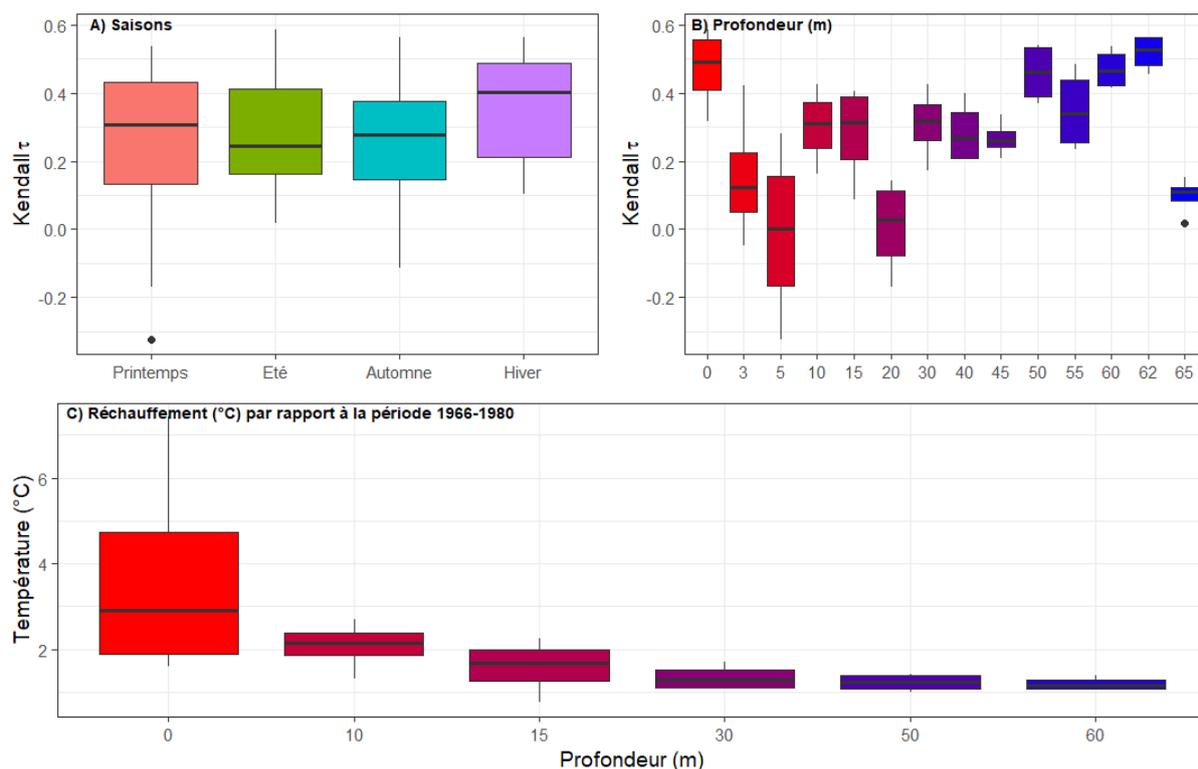


Figure 18 : Tendances temporelles de la température pour les différentes saisons (A), pour les différentes profondeurs (B), (C) Amplitude du réchauffement en 2022 par rapport aux années 1966-1980.

L'évolution de la dynamique de l'oxygène et plus particulièrement de la désoxygénation revêt un caractère particulièrement important pour le fonctionnement du lac en lien avec le relargage d'éléments chimiques comme le phosphore et l'habitat des poissons. La figure 19 présente l'évolution de la profondeur à laquelle l'oxygène dissous est inférieur à 4 mg l^{-1} correspondant à un seuil de confort pour les Salmonidae. Chaque année, on note une désoxygénation des eaux profondes débutant en milieu d'été et dont la hauteur s'amplifie au cours de l'automne et de l'hiver. La profondeur de désoxygénation varie chaque année avec un maximum enregistré en 2023 atteignant les 45 m de profondeur.

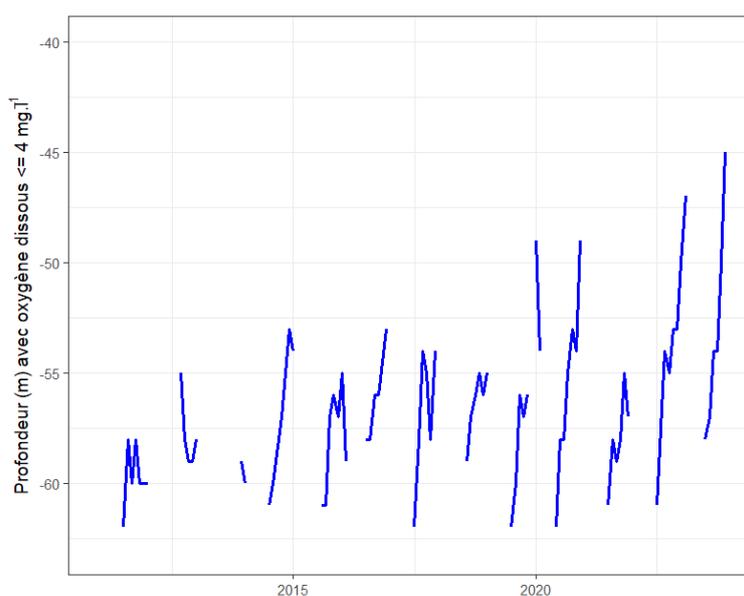


Figure 19: Evolution temporelle de la désoxygénation de l'hypolimnion

Le rapport N/P met en évidence le fort caractère limitant du phosphore dans le lac (rapport N/P > 10) malgré des variations à long terme avec une limitation plus forte du phosphore dans les années 2000-2010 et une brusque diminution dans les années 2010-2020. Depuis 2020, le ratio N/P a tendance à diminuer (Fig. 20A). Les fortes fluctuations intra-annuelles de ce ratio sont en lien avec des fluctuations saisonnières avec des ratios N/P particulièrement élevés au printemps et en hiver et moins importants en été et particulièrement en automne (Fig. 20B). Cela pourrait indiquer que l'intensité de limitation du phosphore dans le développement phytoplanctonique est variable au cours de l'année.

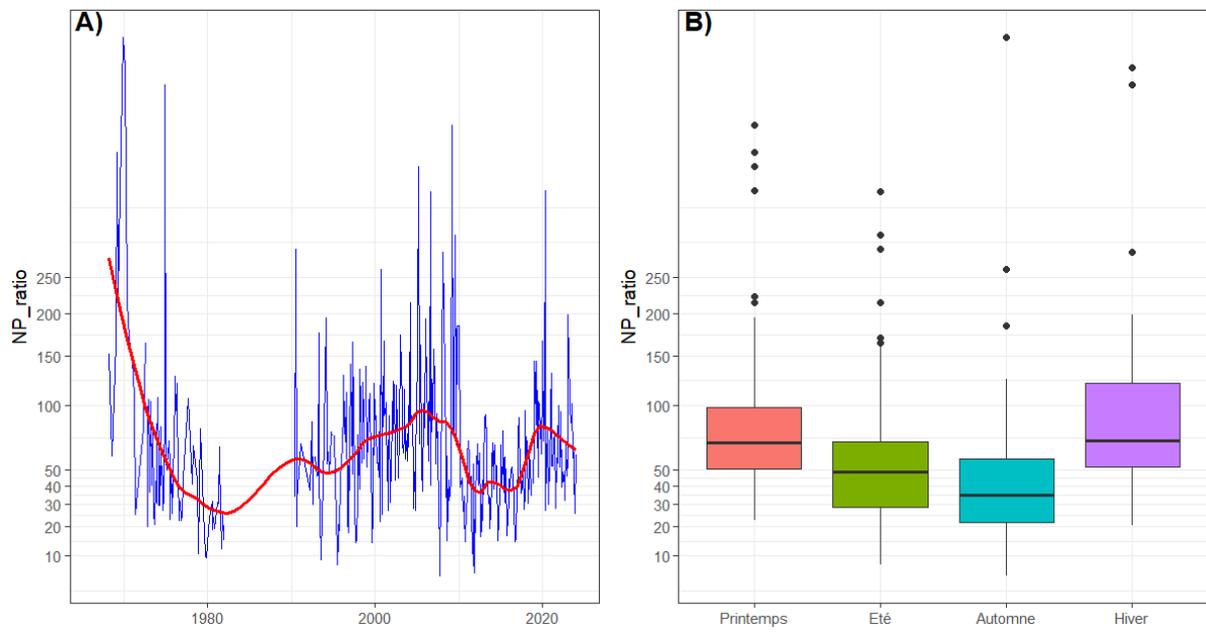


Figure 20 : Evolution temporelle du ratio N/P (A) et variabilité saisonnière du ratio N/P (B).

Comme les années précédentes, les concentrations des éléments nutritifs dans l'épilimnion sont bien inférieures aux seuils de « très bon état » de la DCE (Fig. 21). Ces seuils ne concernent que la couche de surface. Les concentrations en nutriments au fond sont bien plus importantes indiquant une charge interne en nutriments non-négligeable qui est mobilisée lors du brassage hivernal complet mettant en évidence un recyclage interne des nutriments au sein du lac. Les concentrations en formes dissoutes de l'azote en zone profonde ne montrent pas de tendances particulières depuis les années 2000 alors que celles du phosphore auraient tendance à diminuer légèrement.

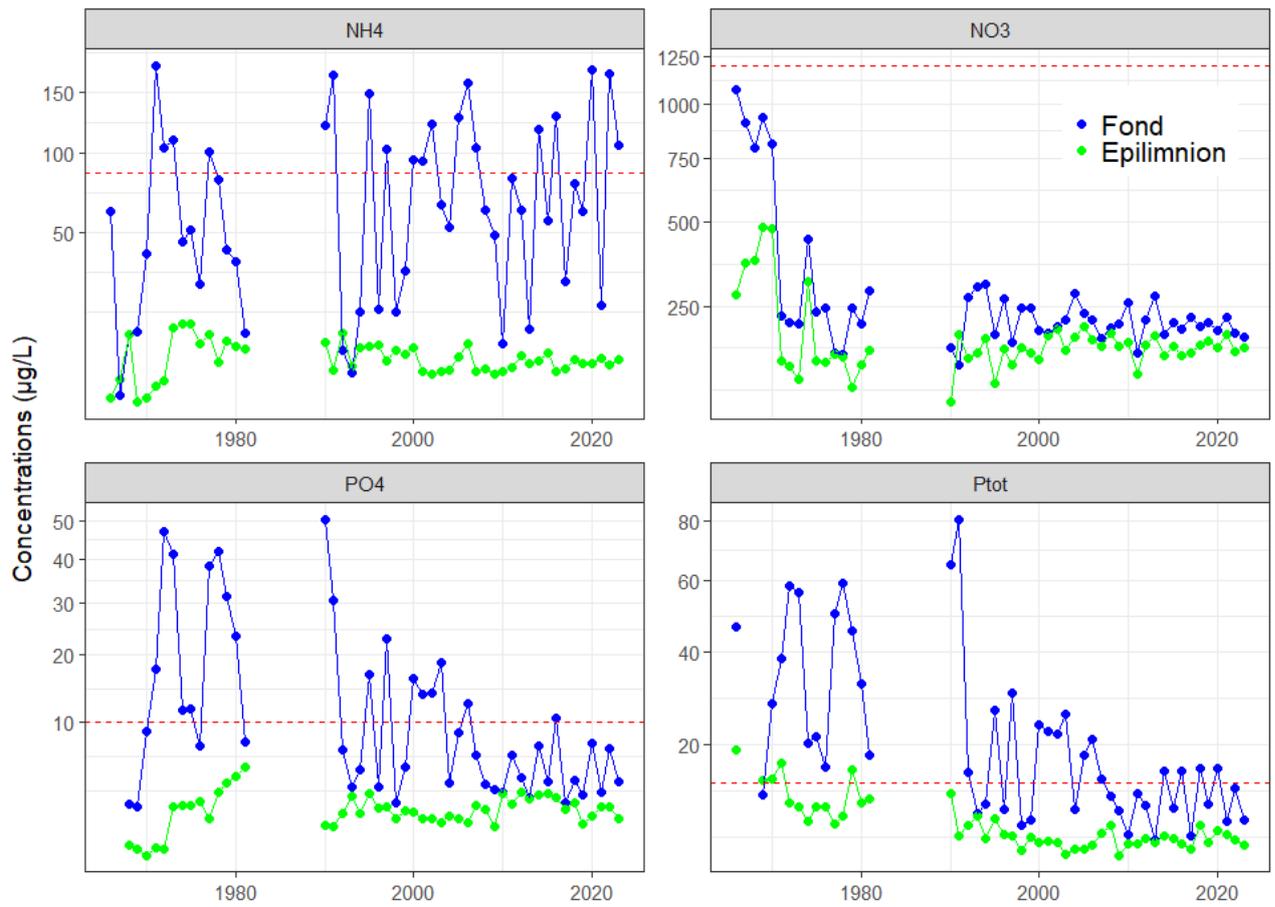


Figure 21 : Evolution à long terme des concentrations en nutriments dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) et au fond (>60m, en bleu). Les lignes pointillées rouges représentent les seuils DCE de « très bon état » pour l'épilimnion.

4.2. Phytoplancton

L'année 2023 présente une biomasse sensiblement équivalente à celles observées depuis 2013. Les Diatomées, les Chrysophycées et les Dinophycées sont les classes algales qui dominent la biomasse (Fig. 22).

L'année 2018 avait présenté une biomasse exceptionnellement faible (deux fois plus faible que la chronique 2013-2019). 2012 avait présenté une biomasse supérieure en raison d'un brassage intense du mois de février qui a amené une quantité importante de nutriments dans la zone euphotique et qui avait favorisé le phytoplancton (Fig. 22).

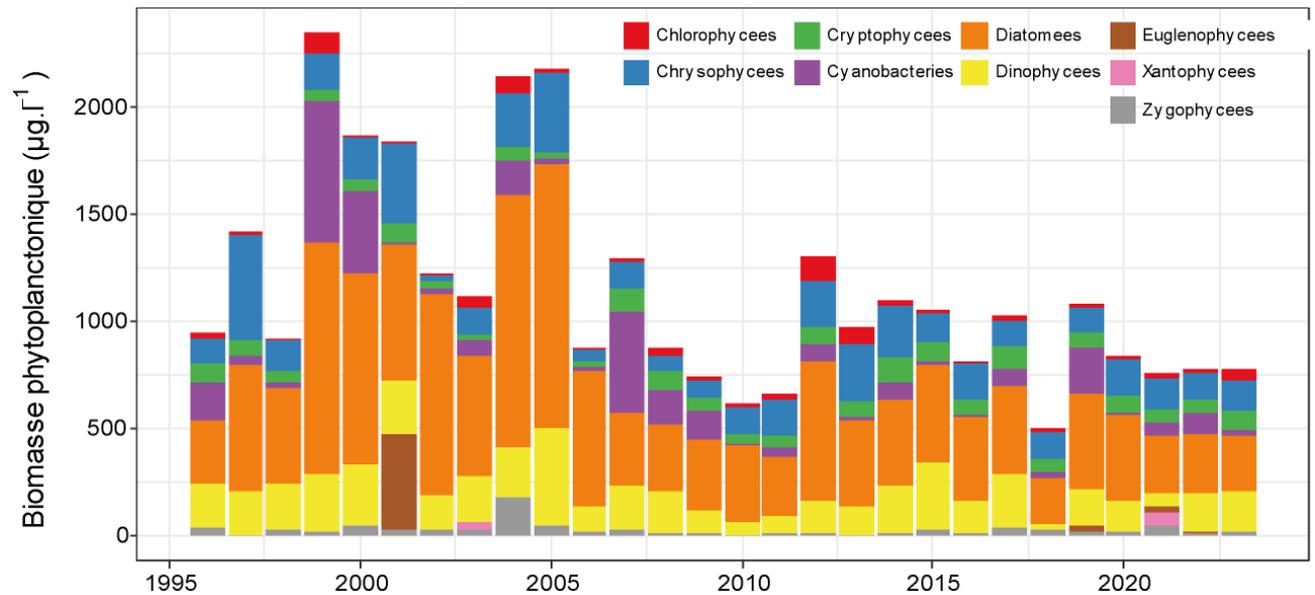


Figure 22 : Evolution à long terme du phytoplancton

On observe que sur la chronique 1996-2023 les valeurs de l'indice Brettum sont stables et oscillent entre l'oligo-mésotrophie et l'oligotrophie (Fig. 27A). La faible valeur de 2012 est liée à une biomasse de Chlorophycées relativement importante. Cet indice suggère un état écologique « bon » à « très bon ». Pour l'IPLac, depuis 2019, le lac est dans le « très bon » état écologique (Fig. 27B).

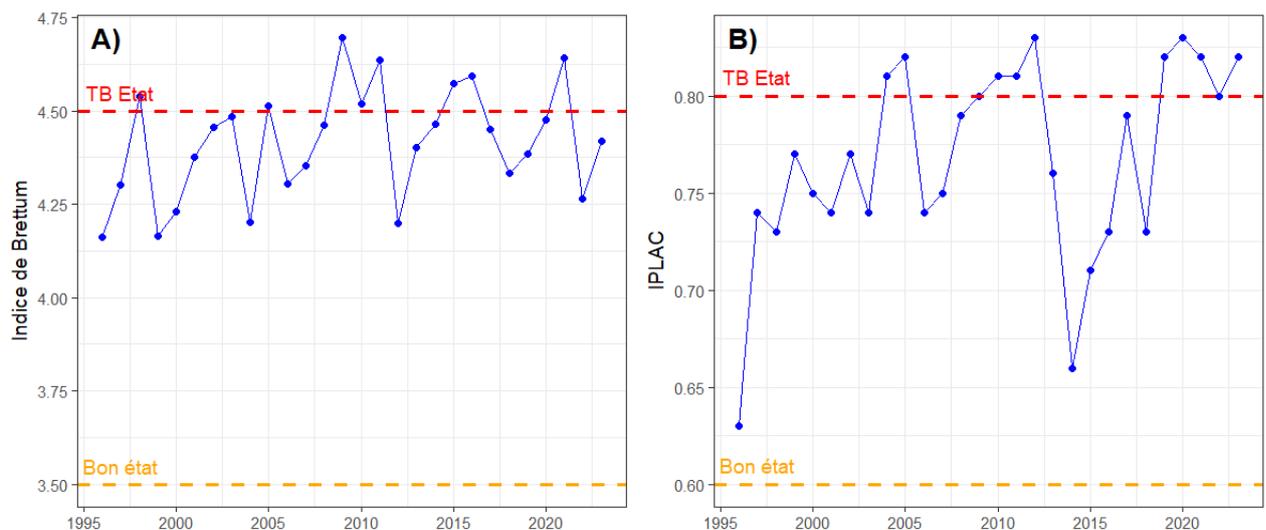


Figure 23 : Evolution à long terme des indicateurs phytoplanctoniques : Indice de Brettum et IPLAC. Les limites pour l'oligotrophie pour l'indice de Brettum en rouge et des seuils DCE entre « très bon état » (en rouge) et « bon état » (en orange) pour l'IPLAC sont indiquées.

Depuis 2012, aucune tendance claire n'est identifiée pour la Chlorophylle *a*, les concentrations restent faibles à très faibles et la cyclicité annuelle due au développement du phytoplancton n'est pas toujours clairement identifiable (Fig. 24A). Cela peut s'expliquer par la variabilité du développement phytoplanctonique pouvant impliquer différentes espèces présentant des maxima annuels à différents moments. Par exemple, le fort développement phytoplanctonique hivernal n'étant pas observé chaque année. La transparence présente une cyclicité saisonnière plus marquée avec un maximum de transparence en hiver et un minimum de transparence généralement mesuré en fin de printemps et en été. (Fig. 24B). La relation entre Chlorophylle *a* et transparence est globalement faible (Fig. 24C). Ce résultat peut être induit par l'implication des particules minérales dans l'estimation de la transparence (par ex. précipitation de calcite) mais aussi par la taille variable des espèces phytoplanctoniques ayant un effet variable sur la transparence à concentrations algales égales.

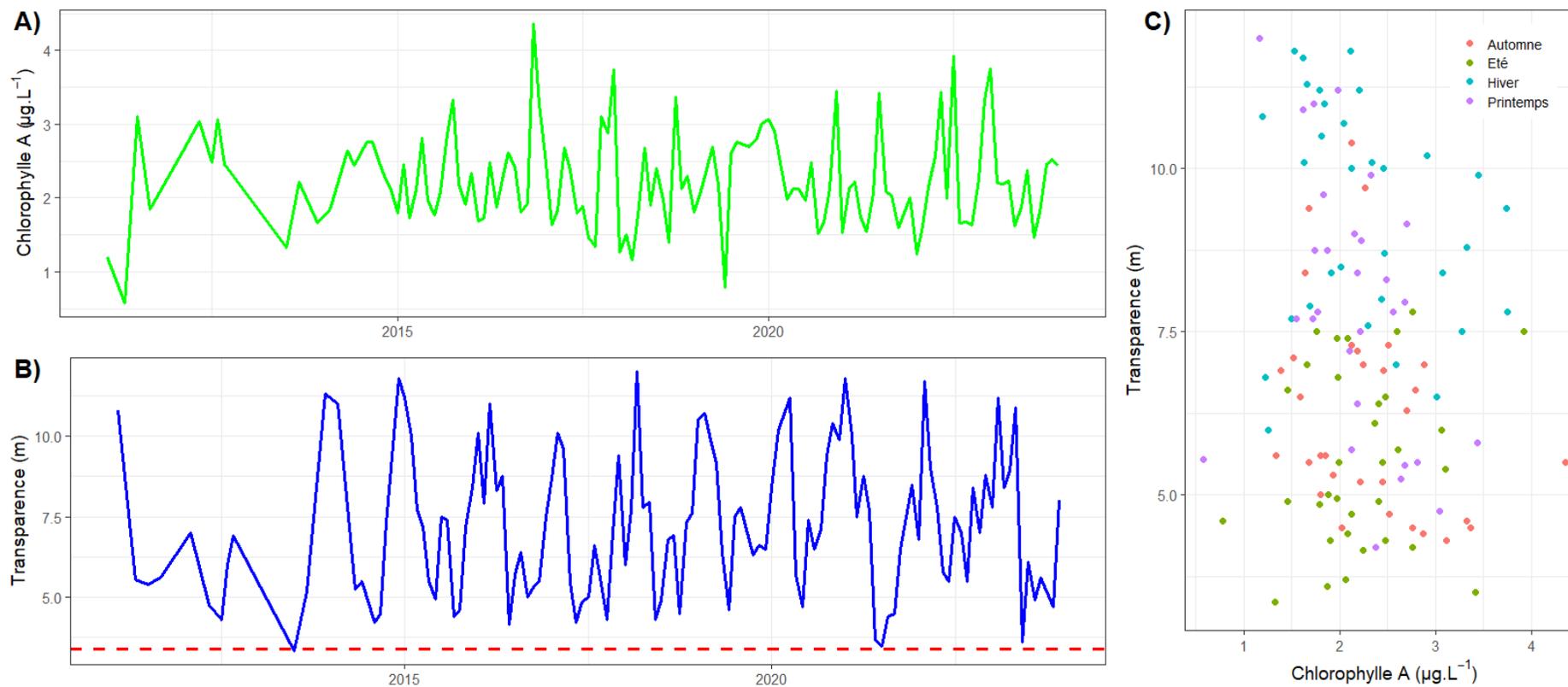


Figure 24 : Evolution à long terme de la Chlorophylle A (A), de la transparence (B) et relation entre la Chlorophylle A et la transparence (C)

4.3. Zooplancton

L'évolution à long-terme du zooplancton est distinguée entre espèces herbivores et prédateurs (Fig. 25A et B). Pour les espèces herbivores, l'année 2023 présente des abondances moyennes annuelles similaires à celles mesurées depuis 2021 et relativement faibles comparativement à l'ensemble de la chronique ($\sim 2.5 \text{ ind L}^{-1}$). Concernant les prédateurs, leurs abondances sont aussi relativement stables depuis 2021 ($\sim 5 \text{ ind m}^3$) et sont de l'ordre des abondances mesurées depuis 1995 ($\sim 4 \text{ ind m}^3$) et aucune tendance particulière n'est mise en évidence à long-terme pour ce groupe de zooplancton. Concernant les abondances printanières du zooplancton, considérées comme un facteur clé pour la croissance des jeunes de l'année pour la plupart des espèces piscicoles, les densités de zooplancton en 2023 étaient très similaires à celles de 2022 ($\sim 3 \text{ in L}^{-1}$) mais restent relativement faibles par rapport aux abondances printanières mesurées au cours des années 2005-2019 ($\sim 6 \text{ in L}^{-1}$) (Fig. 25C). Le coefficient Tau de Kendall nous renseigne de la tendance à l'augmentation (positif) ou à la diminution (négatif) des différentes espèces de zooplancton sur l'ensemble de la période d'étude (Fig. 25D). Les résultats sont très similaires par rapport à ceux obtenus en 2022 et mettent en évidence une absence de tendance pour l'ensemble des espèces à part *Mixodiaptomus* sp. Cependant, il apparaît que la tendance à l'augmentation sur l'ensemble de la période d'étude est principalement due à son augmentation après 2005. Depuis 2020, ce taxon aurait plutôt tendance à diminuer en abondance.

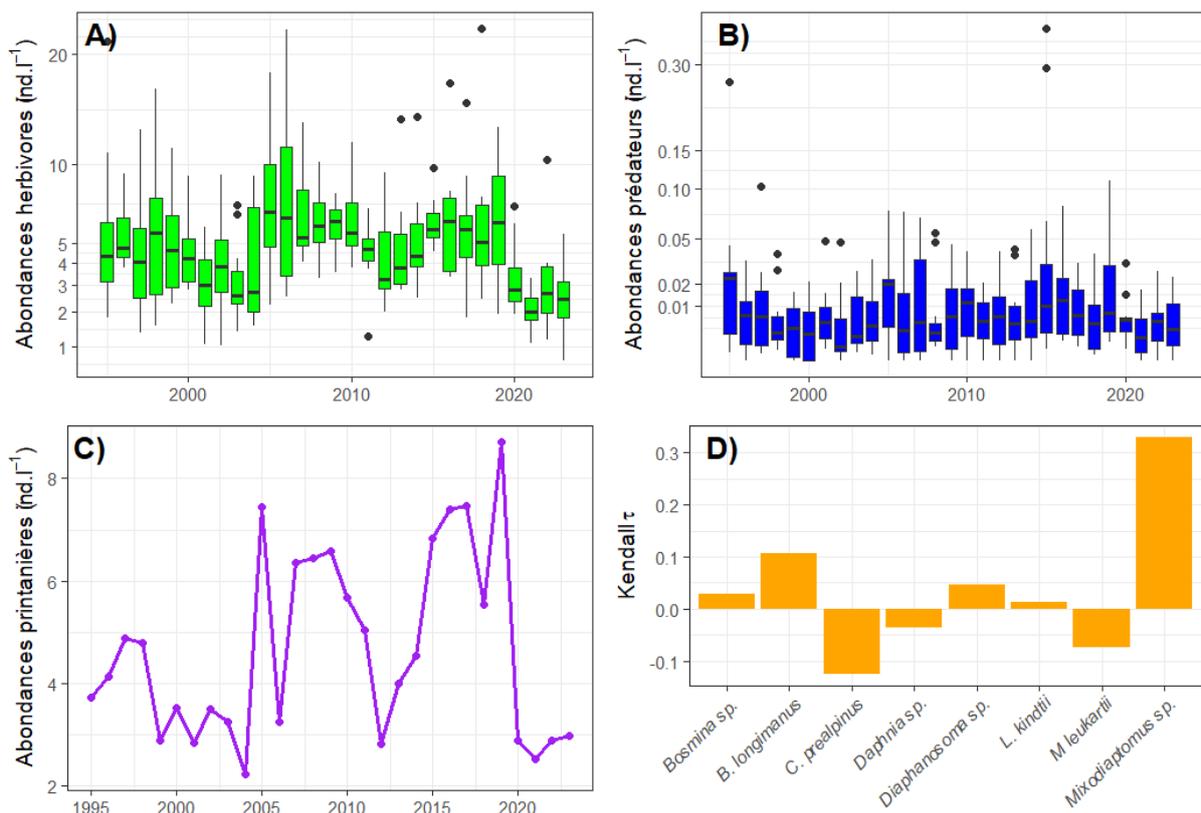


Figure 25 : Evolution à long terme des caractéristiques du zooplancton : abondances moyennes annuelles des herbivores (A) et des prédateurs (B), abondances zooplanctoniques moyennes annuelles printanières (Mars-Avril-Mai) (C), Tau de Kendall des différentes espèces de zooplancton (D).

4.4. Poissons

Pêches aux filets

La figure 26 porte sur l'évolution interannuelle de la distribution des captures par classes de tailles et de l'embonpoint pour les 3 espèces dominantes à savoir la perche, le gardon et le corégone depuis 2017.

Corégone

Comme chaque année, la classe de taille [100-200[est la classe la plus représentée au sein de la population de corégones. Celle-ci correspond aux juvéniles de l'année. Le nombre d'individus capturés correspond au troisième plus gros effectif comptabilisé depuis 2017. En 2023, le nombre de captures pour les classes [300-400 mm[et [400-500 mm[est le plus élevé de la chronique. Les classes [0-100 mm[et [200-300 mm[sont dans la moyenne interannuelle. Le coefficient d'allométrie est similaire à celui de 2022. Il se situe au-dessus de la moyenne.

Gardon

En 2023, la distribution par classes de taille de la population de gardon suit parfaitement les dynamiques annuelles observées sur la chronique. Les tailles les plus représentées sont présentes dans la classe [100-200 mm[. À l'exception de 2020, le nombre de poissons capturés dans cette classe de tailles ne cesse de croître. Il atteint même un record cette année avec plus de 250 individus contre en moyenne 125 ind. ces dernières années. Globalement, 2023 fait partie des années où les effectifs de gardon sont au-dessus de la moyenne, et ce pour chaque classe. Le coefficient d'allométrie s'établit à 3.1.

Perche

L'année 2023 est marquée par une très faible proportion d'individus dans la classe [0-100 mm[. Cette classe de taille, correspondant aux juvéniles de l'année, est normalement majoritairement représentée. Il s'agit du second plus faible nombre enregistré depuis 2017. Cela traduit un faible recrutement. La classe [100-200 mm[se place légèrement au-dessus de la moyenne avec un peu moins de 250 individus. Le nombre de captures dans les 2 autres classes supérieures suit la dynamique interannuelle. Cette année, aucune perche de plus de 400 mm n'a été capturée. Le coefficient de condition reste identique à 2022.

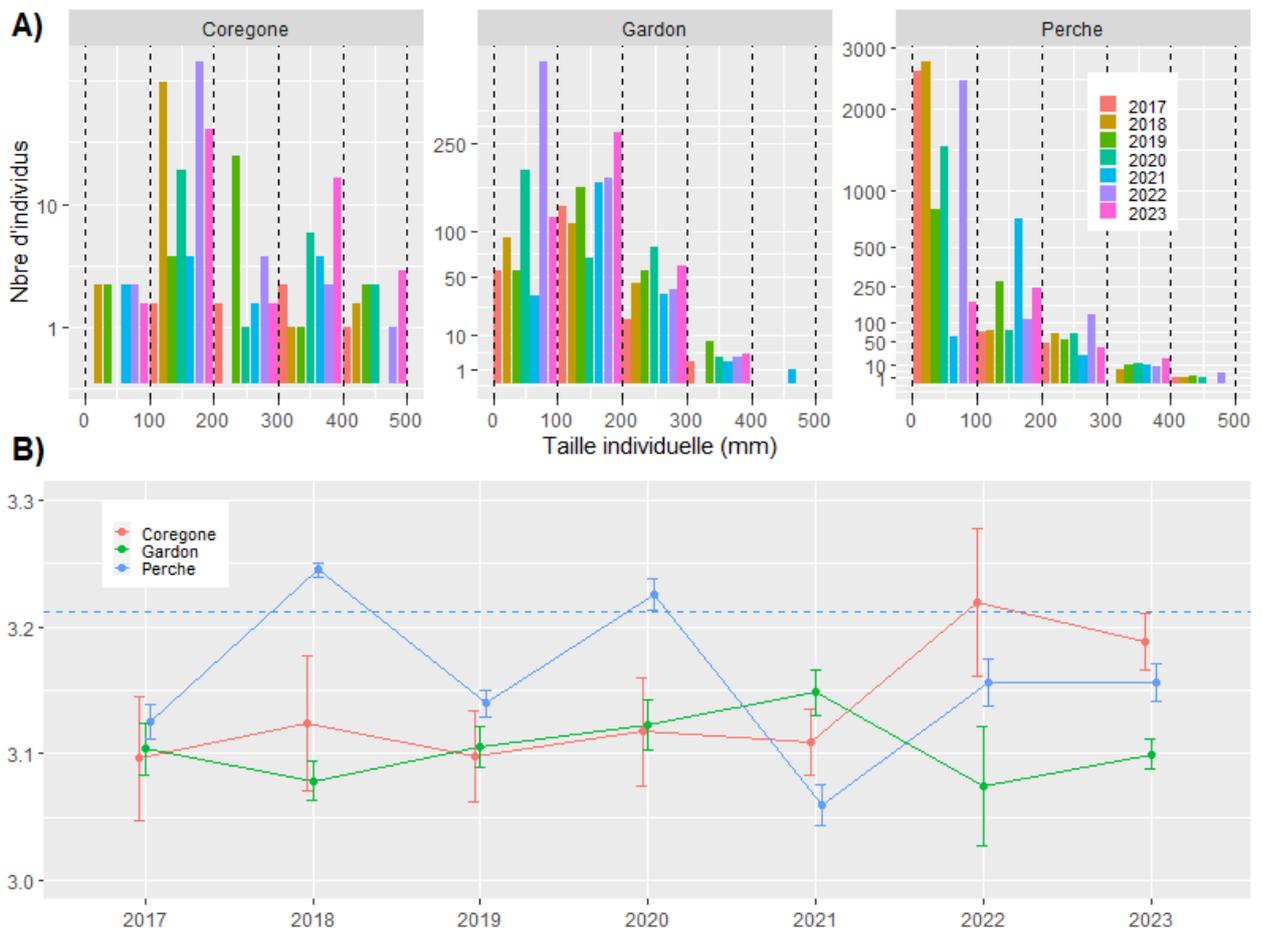


Figure 26 : Evolutions temporelles de la distribution des captures aux filets par classes de taille pour les 3 espèces dominantes (perche, gardon, corégone) (A). Les barres verticales pointillées noires indiquent les différentes classes de taille. Coefficient d'allométrie β caractérisant les relations taille/poids pour les trois espèces (B). La ligne pointillée rouge indique le coefficient d'allométrie β par Giannetto et al. 2011 pour les perches de différents lacs européens.

Evolution temporelle des CPUE

Par rapport à l'année dernière, les CPUE numériques pour les 3 espèces sont en baisse dans les filets benthiques alors qu'elles sont en hausse dans les filets pélagiques pour les gardons et les corégones (figure 27). En revanche l'année 2023 est marquée par une CPUE numérique au plus bas pour les perches dans la zone pélagique. Le constat est identique pour les CPUE pondérales. Cette année le gardon(âge>0+) domine en zone pélagique. Les CPUE numériques pour le corégone se placent parmi les 3 meilleures années.

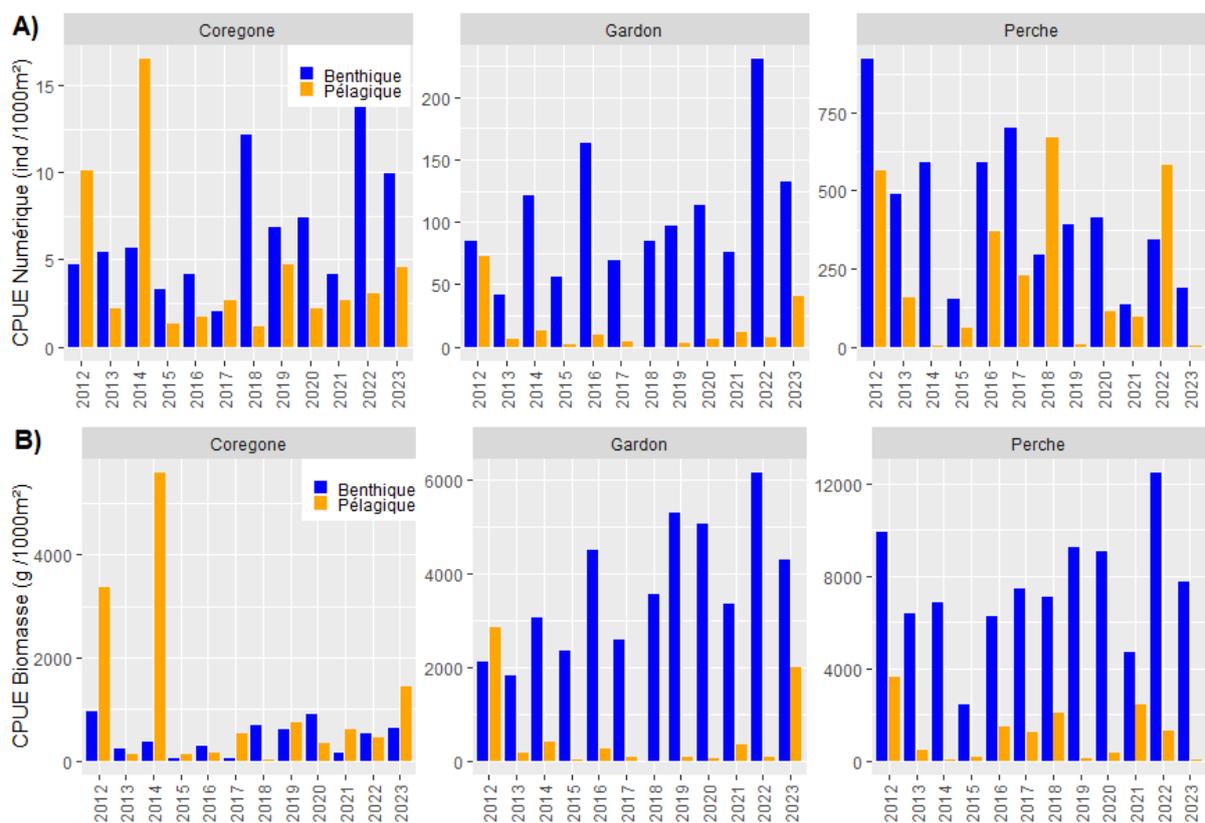


Figure 27 : Evolution temporelle des densités numériques (A) et pondérales (B) estimées par pêches aux filets pour les trois espèces dominantes : corégone, gardon, perche

Les CPUE pondérales sont en hausse pour le gardon, particulièrement en zone pélagique avec la 2^{ème} meilleure valeur la plus élevée de la chronique avec 2012. La CPUE pondérale en gardon, pour la zone benthique, a connu une forte augmentation en 2023. La CPUE pondérale, en secteur benthique, pour la perche est légèrement inférieure à 8000 g/1000 m² et représente la 5^{ème} valeur de la chronique. Cette valeur, comparée à la CPUE numéraire reflète la capture de gros individus de perche.

Hydroacoustique

Du côté de l'évolution des biomasses interannuelles par hydroacoustique (Figure 28), la valeur médiane en couche supérieure, correspondant majoritairement aux perches et gardons, s'établit à 0,59 kg.ha⁻¹. Il s'agit de la valeur la plus basse rencontrée sur la série. Auparavant la plus faible biomasse enregistrée, dans cette couche, datait de 2017 avec 1,78 kg.ha⁻¹. En couche intermédiaire, concentrant majoritairement les corégones, la biomasse reste stable avec 42,7 kg.ha⁻¹. Cette biomasse est principalement soutenue par des individus de grandes tailles dont le mode se situe à 390 mm (Figure 13c). Enfin, dans la strate profonde la densité acoustique observée en 2023 remonte un peu suite à la baisse de l'année dernière. Elle est de 1,55 kg.ha⁻¹.

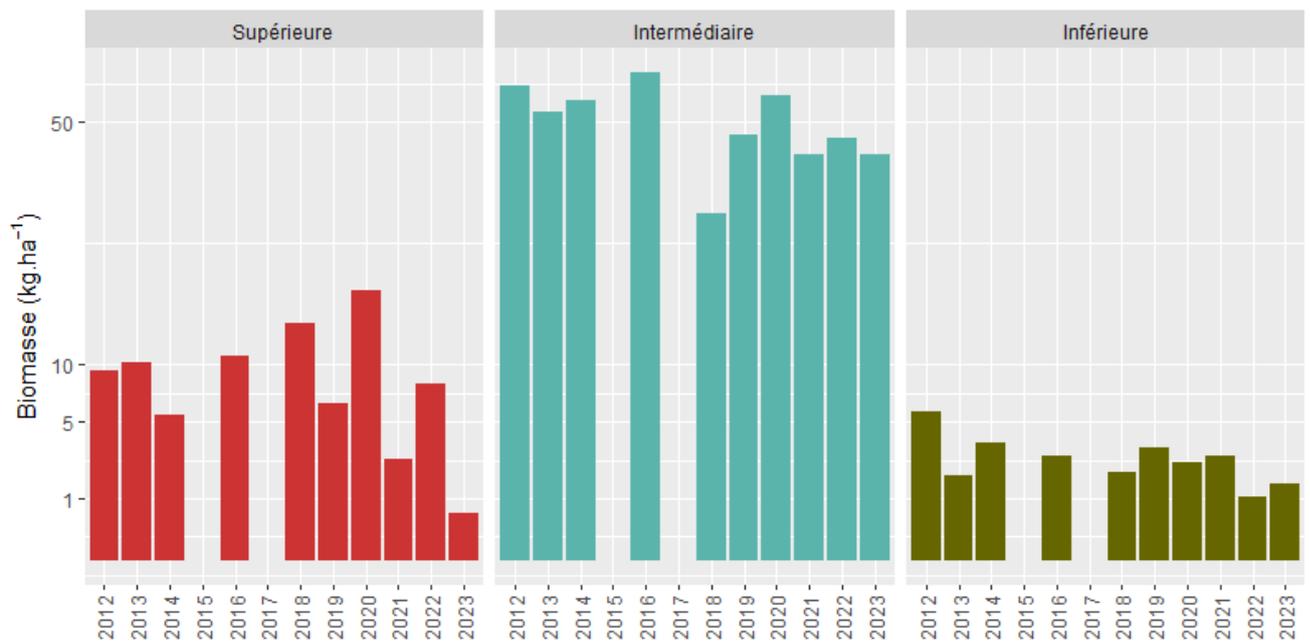


Figure 28 : Evolution temporelle des biomasses médianes estimées par hydroacoustique

En résumé, la campagne hydroacoustique 2023 révèle une chute très importante des biomasses en couche supérieure. Les valeurs restent stables pour la couche intermédiaire et la couche profonde.

4.5. Indicateurs fonctionnels

Depuis 2010, l'état trophique du lac diffère en considérant individuellement les indices trophiques de Carlson en se basant sur la Chlorophylle a (oligotrophe à oligo-mésotrophe) ou si l'on considère la transparence et le phosphore total (oligotrophe à ultra-oligotrophe) (Fig. 29A). La forte variabilité des indices au cours du temps met en évidence les changements des conditions physico-chimiques et écologiques au cours des successions saisonnières et leur divergence possible à certain moment de l'année. Par exemple, suite au brassage des eaux en janvier ou février, les concentrations en phosphore total dans l'épilimnion sont plus importantes tendant à augmenter l'indice trophique basé sur le phosphore. Au même moment, le développement phytoplanctonique est particulièrement faible et caractérisé par de faibles concentrations en Chlorophylle a associé à une forte transparence mène à une diminution des indices trophiques basés sur la Chlorophylle a et la transparence. La prise en compte conjointe de ces trois descripteurs de l'état trophique du lac par la moyenne des indices permet ainsi d'avoir une estimation robuste de l'état trophique du lac en considérant différentes caractéristiques chimiques et écologiques. Il en résulte que le niveau trophique estimé de façon plus robuste par la moyenne de ces trois indices reflète clairement le caractère oligotrophe du lac et aucune tendance n'est clairement identifiable depuis les années 2010.

L'analyse graphique des indices de Carlson basé sur leurs différences (Fig. 29B) suggère 1) une limitation en phosphore récurrente depuis 2010 en accord avec les ratios N/P préalablement analysés mais aussi 2) la possible présence de phytoplancton de relativement grande taille comme des formes coloniales *Fragilaria crotonensis*, *Dinobryon divergens* comprises dans les 10 espèces les plus présentes dans le lac et pouvant expliquer des concentrations en Chlorophylle a supérieure à celles attendues en considérant les valeurs de transparence. Il est intéressant de remarquer que pour certaines campagnes de suivis estivales les différences TSI(Chla)-TSI(Secchi) sont négatives suggérant la présence de particules fines contribuant à la diminution de la transparence pouvant possiblement être en lien avec la présence de particules inorganiques comme des cristaux de calcite.

La dynamique annuelle du lac en 2023 au regard des métriques de Carlson peut être résumé comme suit :

- en hiver une forte limitation en phosphore et des particules de grandes tailles principalement phytoplanctonique qui contribuent à la forte transparence des eaux
- le printemps est une saison transitoire où la taille des particules devient beaucoup plus petites avec probablement une composante minérale en plus du phytoplancton qui contribue à la diminution de la transparence de l'eau (sans que leur contribution relative soit quantifiable avec ces métriques). Le caractère limitant du phosphore sur la production phytoplanctonique est toujours présent mais moindre qu'en hiver.
- En été, le phytoplancton de petite taille associé à de sparticules en suspension reste la caractéristique principale et la limitation en phosphore augmente en fin d'été.
- En automne, la limitation en phosphore s'accroît et l'on retrouve le phytoplancton de grande taille d'hiver et une diminution des particules minérales pouvant participer à la turbidité de l'eau.

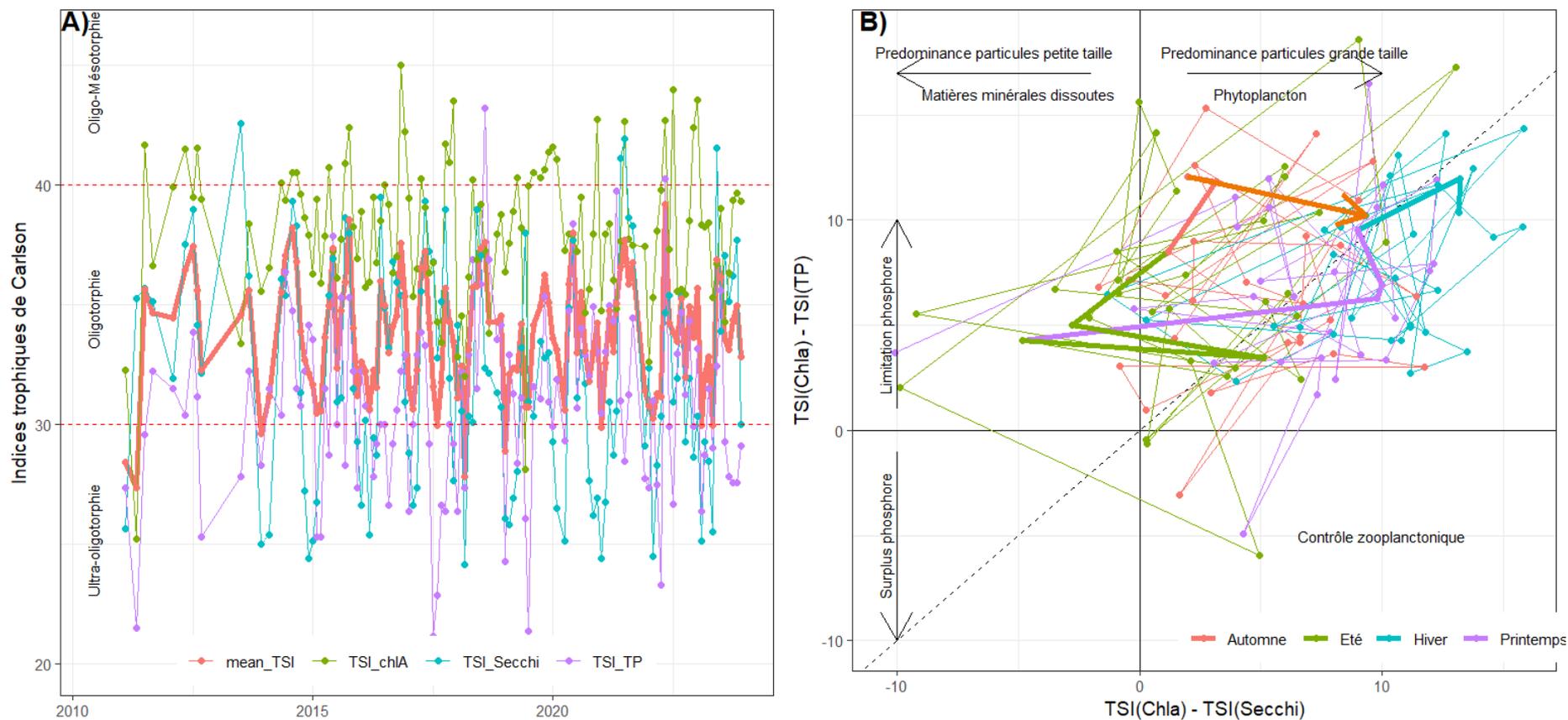


Figure 29 : Contexte trophique du lac d'Annecy évalué par les métriques trophiques de Carlson considérant la Chlorophylle a (TSI_Chla), la transparence de Secchi (TSI_Secchi) et les concentrations en phosphore total (TSI_TP). A) Evolution temporelle des indices. Le niveau trophique du lac est estimé en considérant la moyenne de ces trois indices (mean_TSI) et B) Analyse graphique des indices de Carlson basée sur les différences entre indices. L'année 2023 est représentée en traits épais avec la fin de l'année indiquée par une flèche.

L'efficacité du fonctionnement pélagique est estimée en deux temps. Premièrement, l'efficacité d'utilisation des ressources par le phytoplancton (RUE Phytoplancton) qui est similaire pour les différentes saisons en 2023 et variant entre 9 et 9.5. Ces valeurs sont similaires à l'année 2022 et semblent moins variables que durant la période avant 2005 où les RUE phytoplancton pouvaient être plus fortes au printemps c'est-à-dire avec la présence de plus fortes biomasses de phytoplancton par unité de phosphore (Fig. 30A).

L'efficacité d'utilisation des ressources par le zooplancton (RUE zooplancton) présente d'importantes variations inter-annuelles mais est restée semblable en 2023 par rapport aux deux années précédentes (Fig. 30B). Les tendances à long-terme sont difficilement identifiables pour les différentes saisons à part pour le printemps où l'on note une augmentation possible depuis 2005 suggérant une meilleure utilisation du phytoplancton par le zooplancton depuis cette date au printemps.

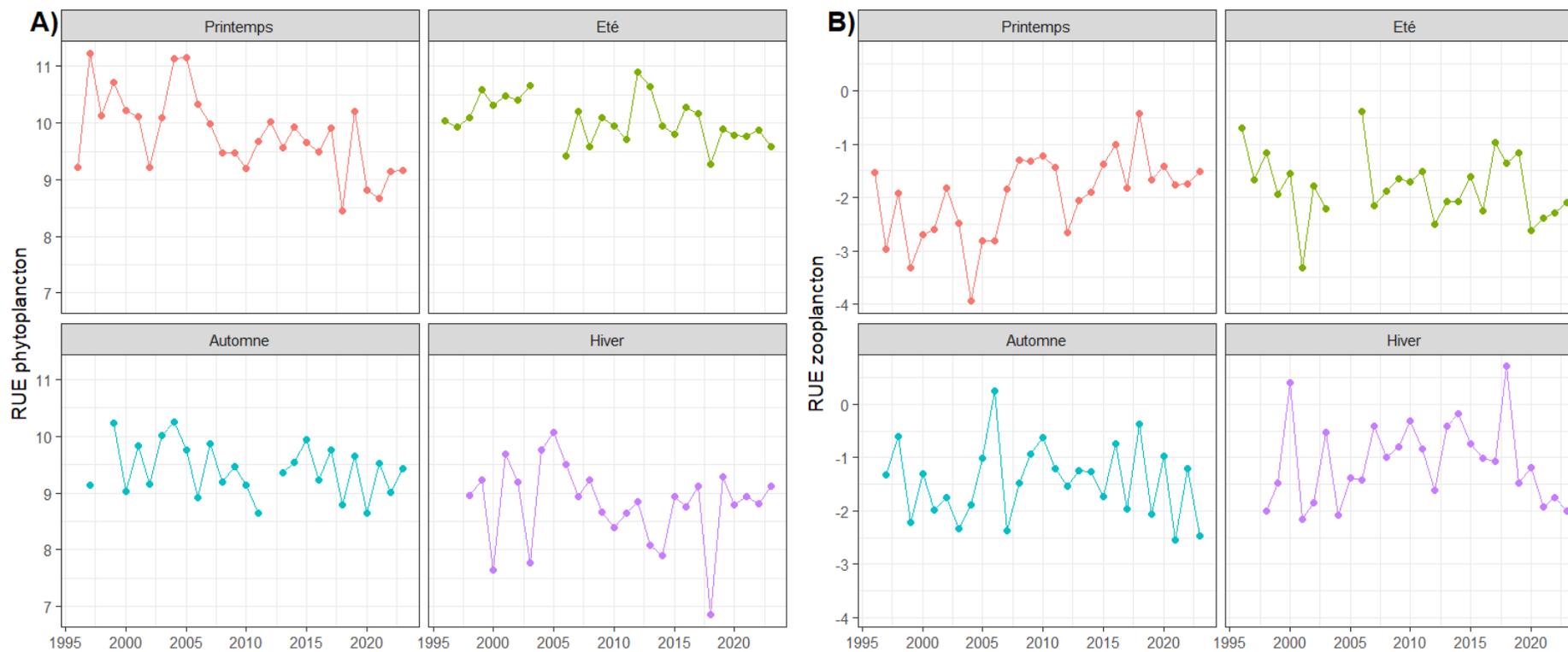


Figure 30 : Evolution temporelle de l'efficacité d'utilisation des ressources par A) le phytoplancton (RUE phytoplancton = ratio entre la biomasse phytoplanctonique et les concentrations en phosphore total) et B) par le zooplancton (RUE zooplancton = ratio entre la biomasse zooplanctonique et la biomasse phytoplanctonique)

L'efficacité de l'utilisation des ressources dans le compartiment pélagique peut être liée à la richesse du compartiment phytoplanctonique (nombre d'espèces) et dans le but de lier fonctionnement écologique et biodiversité lacustre nous avons confronté les RUE du phytoplancton et du zooplancton à la richesse phytoplanctonique (Fig. 31). On note une relation positive entre RUE phytoplanctonique et richesse phytoplanctonique. Ce résultat indique que plus un grand nombre d'espèces phytoplanctoniques sont présentes plus le phytoplancton est capable d'atteindre une biomasse importante pour une même quantité de ressource nutritive, dans le cas présent le phosphore total (Fig. 31A). Cette relation positive met probablement en évidence l'utilisation de niches écologiques complémentaires en espèces (par exemple préférences thermiques ou besoin en lumière différents) permettant de maximiser l'utilisation du phosphore présent dans la colonne d'eau. Ce résultat met ainsi en évidence l'importance de la biodiversité pour soutenir la productivité du lac. En 2023, la richesse phytoplanctonique ainsi que les RUE étaient peu variables et se situent ainsi dans l'espace le plus classiquement identifiée de cette relation (points orange Fig. 31A).

Complétement, l'efficacité d'utilisation des ressources du zooplancton diminue avec la richesse phytoplanctonique (Fig. 31B). Ce résultat suggère que plus le nombre d'espèces de phytoplancton augmente moins la biomasse de zooplancton produite par unité de biomasse de phytoplancton est importante. Cette tendance est possiblement liée au fait que l'espèce dominante de phytoplancton *Cyclotella costei* est une diatomée centrique de petite taille qui peut être facilement consommée par le zooplancton. Cette dernière peut être très dominante lors des épisodes de développement algaux estivaux durant lesquels une faible richesse phytoplanctonique est présente. Alternativement en automne lorsque l'on note une augmentation de la richesse phytoplanctonique, des espèces de phytoplancton aux caractéristiques écologiques variables sont plus présentes (par exemple formes coloniales comme la chrysophycée *Dinobryon* sp., la cyanobactérie *Aphanocapsa planctonica* ou la diatomée *Fragilaria crotonensis*) étant possiblement moins facilement consommées par le zooplancton. En 2023, la richesse phytoplanctonique a peu varié alors que l'efficacité de transfert de la biomasse phytoplanctonique vers la biomasse zooplanctonique a varié sur plusieurs ordres de grandeur.

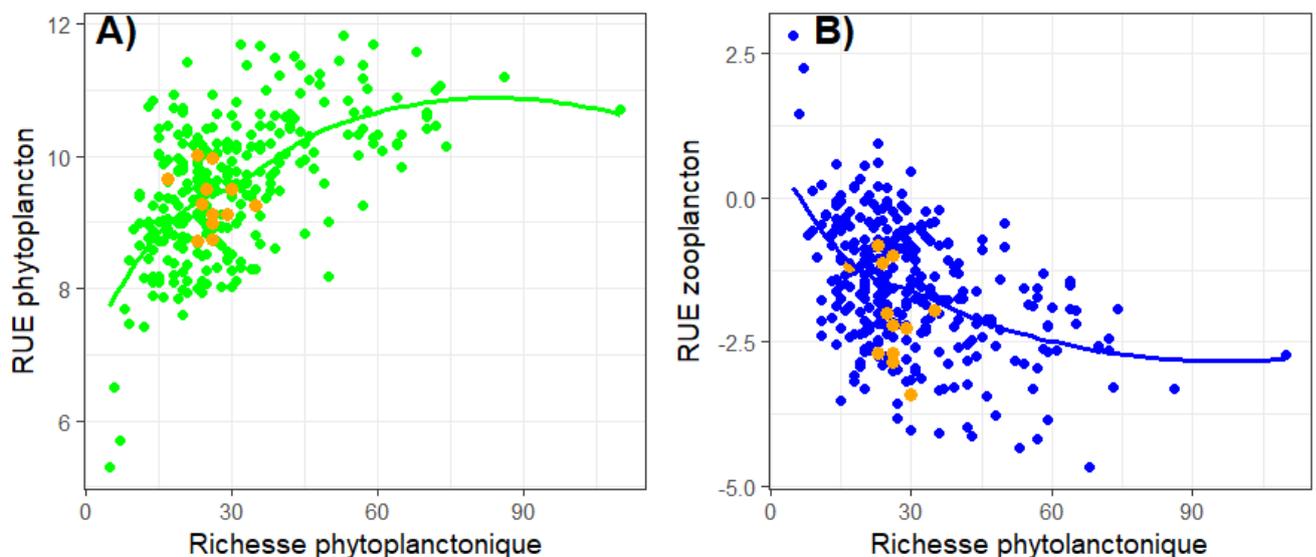


Figure 31 : Relation entre la richesse phytoplanctonique (nombre d'espèces) et les RUE phytoplanctonique (A) et zooplanctonique (B). L'année 2022 est mise en évidence par les points orange.

Synthèse annuelle

L'année 2023 a été caractérisé par un printemps et un été particulièrement chaud et une fin d'automne et un hiver très pluvieux menant à une période d'étiage prononcée des affluents suivie d'importantes crues à répétition. Ce contexte hydrologique a mené à une augmentation de la cote du lac en fin d'année 2023.

Les températures du lac ont été particulièrement élevées par rapport à l'année précédente principalement au printemps en surface menant à des températures les plus importantes enregistrées depuis le début du suivi. Les températures de surface estivales étaient similaires à l'année 2022 et restent particulièrement hautes. Différemment les températures de surface automnales ont connu une nette diminution par rapport à 2022 en lien avec les fortes précipitations. Pour les couches d'eau plus profondes, les fluctuations inter-annuelles sont limitées.

Comme chaque année, le brassage de l'ensemble de la colonne d'eau a eu lieu mais relativement tardivement (fin février) et a permis une réoxygénation. Le début de la désoxygénation se produit dès le mois de juin au fond du lac et atteignait déjà -45 m en décembre 2023.

Les différents descripteurs réglementaires (phosphore total, ammonium, transparence, IPLAC) sont relativement stables au cours des dernières années et indiquent un « très bon » état écologique.

Les métriques de Carlson introduites en 2023 pour caractériser les conditions trophiques du lac mettent en évidence le caractère oligotrophe du lac mais indiquent aussi des concentrations en Chlorophylle a relativement importantes par rapport aux concentrations en phosphore. Cela suggère une bonne efficacité d'utilisation des ressources par le phytoplancton (en lien avec les métriques RUE) mais aussi met en évidence la limitation variable entre les saisons de la production phytoplanctonique par le phosphore (en lien avec le rapport N/P).

La communauté phytoplanctonique est relativement stable depuis les dernières années à la fois d'un point de vue de la biomasse et des espèces présentes dont la plus représentée est la diatomée *Cyclotella costei* en été. La limitation du pic de phytoplancton printanier peut être en lien avec les faibles densités de zooplancton au printemps. Ces faibles densités pourraient être en lien avec le faible recrutement de perche observé cette année bien que le succès de recrutement soit multifactoriel.

La communauté piscicole en 2023 se caractérise ainsi par une très faible biomasse en couche supérieure avec une estimation de seulement $0,59 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ par hydroacoustique pour 66 cibles détectées. Ceci est en adéquation avec l'absence de capture de juvéniles de perche et de gardon dans les filets pélagiques. Le recrutement, 2023, semble donc très faible pour la perche et contrasté pour le gardon. En effet, pour ce dernier, le nombre de juvéniles capturé dans les filets benthiques vient contrebalancer la dynamique en pélagique. Plus généralement la perche est absente en zone pélagique, quelle que soit sa taille (CPUE très faible). En revanche les individus de gardon, âgés d'1 an et plus, sont en augmentation dans les filets pélagiques et dans des proportions similaires aux années précédentes concernant les filets benthiques.

En couche intermédiaire, occupée majoritairement par le corégone, la biomasse est du même ordre de grandeur que l'année dernière avec $42,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. La structure en taille de la population, capturée

par les filets, est composée à la fois d'individus de l'année présentant une taille modale de 120 mm et d'individus plus âgés. L'hydroacoustique et les pêches scientifiques confirment également une quantité importante de poissons, correspondant à des corégones, présentant des tailles supérieures à la taille minimale de capture (mode 390 mm). Les CPUE numériques (benthique et pélagique) sont les 3^{ème} plus élevées de la chronique, signe d'une population stable.

La couche inférieure, occupée majoritairement par l'omble chevalier, présente des rendements de pêche et de densité acoustique légèrement inférieurs à la moyenne de la chronique. L'année 2023 est marquée par une faible augmentation des biomasses (1,55 kg.ha⁻¹) suite à l'inflexion observée en 2022.

L'image du peuplement de piscicole du lac d'Annecy est cohérente avec la qualité des eaux observée à travers les autres indicateurs. Néanmoins, les conditions météorologiques et la pression de pêche peuvent impacter la proportion des différentes communautés piscicoles, notamment lorsque les conditions sont défavorables lors des phases clés du cycle biologique. Par exemple, le recrutement en perche et gardon, très faible cette année, est fortement dépendant des températures au moment de la reproduction et du développement larvaire en plus de la disponibilité en nourriture (zooplancton printanier).

Bibliographie

Bibliographie phytoplancton

- Afnor, 2006. NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor 1-41.
- Anneville, O. & K. Kaiblinger, 2009. Proposal for a phytoplankton lake index applicable to lakes of the Rhône-Alpes basin for the implementation of the European Water Framework Directive. Final report. INRA Thonon, France: 1-54.
- Bourrelly, P., 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes.
- Bourrelly, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes.
- Bourrelly, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges.
- Brettum, P., 1989. Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, 1-102.
- Druart, J. C. & F. dénombrement et biovolumes. In INRA (ed), Thonon les Bains: 1-200.
- Germain, H., 1981. Flore des diatomées, eaux douces et saumâtres. Paris.
- Kaiblinger, K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). INRA Thonon, 1-45.
- Laplace-Treyture, C., Feret, T., 2016. Performance of the Phytoplankton Index for Lakes (IPLAC): A multimetric phytoplankton index to assess the ecological status of water bodies in France. Ecological Indicators 69, 686–698.
- Padisak, J., L. O. Crossetti & L. Naselli-Flores, 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. Hydrobiologia 621: 1-19.
- Reynolds, C. S., V. Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo, 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. Journal of Plankton Research 24: 417-428.
- Rimet F., Druart J.C. & Anneville O., 2009. Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). Ecological Informatics, 4: 99-110.
- Wolfram, G. & M. Dokulil, 2007. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. Lebensministerium, Austria: 1-50.
- Wolfram, G., M. Dokulil, K. Pall, M. Reichmann, L. Schulz, C. Argillier, J. de Bortoli, J. P. Martinez, C. Rioury, E. Hoehn, U. Riedmuller, J. Schaumburg, D. Stelzer, F. Buzzi, A. Dalmiglio, G. Morabito, A. Marchetto, S.
- Remec-Rekar & G. Urbanic, 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.
- Rimet, 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement

Bibliographie zooplancton

- Branstrator, D. (2005). "Contrasting life histories of the predatory cladocerans *Leptodora kindtii* and *Bythotrephes longimanus*." *Journal of Plankton Research* 27: 569-558.
- Cummins, K. W., et al. (1969). "Ecological Energetics of a Natural Population of the Predaceous Zooplankter *Leptodora kindtii* Focke (Cladocera)." *Oikos* 20(189-223).
- Geller, W. and H. Müller (1985). "Seasonal variability in the relationship between body length and individual dry weight as related to food abundance and clutch size in two coexisting *Daphnia* species." *Journal of Plankton Research* 7: 1-18.
- Watkins, J., et al. (2011). "Length-weight regressions for zooplankton biomass calculations – A review and a suggestion for standard equations." *Cornell Biological Field Station*: 17.

Bibliographie pour les poissons

- AFNOR. 2005. Echantillonnage des poissons à l'aide de filets maillants -NF EN 14757, rapport Afnor, 2pp.
- Appelberg, M. 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multimesh. Rapp. Inst. Freshwater Research, Drottningholm (Sweden).
- Balk, H., and T. Lindem. 2017. Sonar4 and Sonar5-Pro post processing systems. Operator manual version 6.0.4.
- CEN. 2014. Water quality - guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. European Committee for Standardization, European Standard EN 15910:2014, Brussels.
- CEN. 2015. Water quality - sampling of fish with multi-mesh gillnets. European Standard EN 14757:2015, Brussels.
- Desgué-Itier, O. L. Soares, O. Anneville, D. Bouffard, V. Chanudet, P-A. Danis, I. Domaizon, J. Guillard, T. Mazure, N. Sharaf, F. Soullignac, V. Tran-Khac, B. Vinçon-Leite, J-P. Jenny, 2022. *Past and future climate change effects on thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpines lakes. Hydrology and Earth System Sciences.* <https://doi.org/10.5194/egusphere-2022-260>
- Drastík, V., Godlewska, M., Balk, H., Clabburn, P., Kubečka, J., Morrissey, E., Hateley, J., Winfield, I.J., Guillard, J., 2017. Hydroacoustic standardization: a new step forward based on comparisons of methods and systems from a large deep lake. *Limnol. Oceanogr. Method* 15 (10), 836–846. <https://doi.org/10.1002/lom3.10202>.
- Emmrich, M., I. J. Winfield, J. Guillard, and others. 2012. Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshwater Biology* 57: 2436–2448.
- Frossard, V., C. Goulon, J. Guill, V. Hamelet, S. Jacquet, L. Lainé, F. Rimet, and V. Tran Khac. 2021. Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy. Rapport 2020. SILA.
- Giannetto, D., A. Carosi, E. Franchi, G. L. Porta, and M. Lorenzoni. 2011. Proposed standard weight (Ws) equation for European perch (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). *Journal of Applied Ichthyology* 28: 34–39. doi:10.1111/j.1439-0426.2011.01880.x
- Girard, M., Goulon, C., Tessier, A., Vonlanthen, P., Guillard, J., 2020. Comparisons of day-time and night-time hydroacoustic surveys in temperate lakes. *Aquat. Living Resour.* 33, 9. <https://doi.org/10.1051/alr/2020011>.
- Godlewska, M., M. Colon, L. Doroszczyk, B. Długoszewski, C. Verges, and J. Guillard. 2009. Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz—consequences for fish stock estimation. *Fisheries Research* 96: 11–16.
- Godlewska, M., M. Colon, A. Jóźwik, and J. Guillard. 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquatic Living Resources* 24: 71–78.
- Guillard J., 2016. L'acoustique au service de l'écologie halieutique. *Traitement du Signal*, 1, 113-130. 10.3166/TS.33.113-130
- Guillard, J., and C. Vergès. 2007. The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various sampling strategies and statistical analyses. *International Review of Hydrobiology* 92: 605–617.
- Love, R. H. 1971. Dorsal-Aspect Target Strength of an Individual Fish. *The Journal of the Acoustical Society of America* 49: 816–823. doi:10.1121/1.1912422
- MacLennan, D. N., P. G. Fernandes, and J. Dalen. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science* 59: 365–369.
- Ona, E. (1990). Physiological factors causing natural variations in acoustic target strength of fish. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 70(1), 107-127. doi:10.1017/S002531540003424X
- Parker-Stetter, S. L. 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes. Rautureau, C., C. Goulon, J. Guillard, In situ TS detections using two generations of echo-sounder, EK60 and EK80: the continuity of fishery acoustic data in lakes, *Fisheries Research*, Volume 249, 2022, 106237, ISSN 0165-7836, <https://doi.org/10.1016/j.fishres.2022.106237>.
- Rudstam, L.G., Jech, J.M., Parker-Stetter, S.L., Horne, J.K., Sullivan, P.J., Mason, D.M., 2012. Fisheries hydroacoustics. In: Zale, A.V., Parrish, D.L., Sutton, T.M. (Eds.), *Fisheries Techniques*, (3rd edn., American Fisheries Society, Bethesda, Maryland, p. 40.
- Simmonds, J., and D. N. MacLennan. 2005. *Fisheries acoustics: theory and practice*, Blackwell, Oxford, UK.

- Tušer, M., Guillard, J., Rustadbakken, A., & Mehner, T. (2022). Comparison of fish size spectra obtained from hydroacoustics and gillnets across seven European natural lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*
- Yule, D. L., L. M. Evrard, S. Cachera, M. Colon, and J. Guillard. 2013. Comparing two fish sampling standards over time: largely congruent results but with caveats. *Freshwater Biology* **58**: 2074–2088.

Bibliographie pour les indicateurs fonctionnels

- Carlson, R. E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22(2):361-369
doi:<https://doi.org/10.4319/lo.1977.22.2.0361>.
- Carlson, R. E. & K. E. Havens, 2005. Simple Graphical Methods for the Interpretation of Relationships Between Trophic State Variables. *Lake and Reservoir Management* 21(1):107-118
doi:10.1080/07438140509354418.
- MEEM (2016). "Guide technique Relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (cours d'eau, canaux, plans d'eau)." 106.
- Otero, J., et al. (2020). "Phytoplankton Diversity Effect on Ecosystem Functioning in a Coastal Upwelling System." *Frontiers in Marine Science* **7**.

Annexes

Paramètres	Méthodes	Normes
pH	Méthode électrométrique	NF T 90-008
Conductivité à 25°C	Correction de la température automatique	ISO 7888 / NF EN 27888 / T 90-031
Ammonium	Spectrométrie avec réaction au bleu d'indophénol	NF T 90-015-2
Nitrate	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / T 90-042-1
Azote total	Chimiluminescence	NF EN 12260 / T 90-060
Orthophosphate	Colorimétrie selon Murphy et Riley	NF EN ISO 6878 / T 90-023
Phosphore total	Minéralisation au peroxydisulfate en milieu acide + Colorimétrie selon Murphy et Riley	NF EN ISO 6878 / T 90-023
Carbone organique total	Minéralisation au persulfate à 80°C+ Détection infrarouge	ISO 8245 / NF EN 1484 / T 90-102
Silice réactive	Colorimétrie en analyse séquentielle	NF T 90-007
Calcium	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF EN ISO 7980 / T 90-005
Magnésium		
Sodium		NF T 90-020
Potassium		
Chlorure	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / T 90-042-1
Sulfate		
Oxygène dissous	Iodométrie	NF EN 25813 / T 90-141
Chlorophylle a et phéopigments	Extraction à acétone + Spectrométrie d'absorption moléculaire	NF T 90-117

Annexe 1 : Protocoles normalisés

Paramètres	Unités	Incertitudes élargies * U (%)
NO₃⁻	mgN.L ⁻¹	8
NH₄⁺	mgN.L ⁻¹	8
Ntot	mgN.L ⁻¹	9
PO₄³⁻	mgP.L ⁻¹	9
Ptot	mgP.L ⁻¹	8
COT	mgC.L ⁻¹	4
Ca²⁺	mgCa ²⁺ .L ⁻¹	6
K⁺	mgK ⁺ .L ⁻¹	4
Mg²⁺	mgMg ²⁺ .L ⁻¹	4
Na⁺	mgNa ⁺ .L ⁻¹	4
Cl⁻	mgCl ⁻ .L ⁻¹	5
SO₄²⁻	mgSO ₄ ²⁻ .L ⁻¹	8
SiO₂	mgSiO ₂ .L ⁻¹	6

* Incertitudes calculées avec la validation des méthodes pour des valeurs proches de celles observées sur les échantillons d'Annecy avec un facteur d'élargissement de 2

Annexe 2 : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques



L'indice Brettum est basé sur la probabilité d'occurrence de taxons phytoplanctoniques le long d'un gradient de phosphore total. Ce gradient est divisé en 6 classes de trophies (de 1 à 6). Quelques exemples de scores sont donnés pour des taxons dans le tableau suivant :

Taxons	Classes de trophie					
	1	2	3	4	5	6
	<5	5-8	8-15	15-30	30-60	>60
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	0	0	0	1	4	5
<i>Aphanocapsa musicola</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanocapsa parasitica f dinobryonis</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanothece clathrata</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece clathrata var. rosea</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Aphanothece saxicola</i>	1	1	3	2	2	1
<i>Chroococcus limneticus</i>	1	3	3	2	1	0
<i>Chroococcus minutus</i>	1	1	6	1	1	0

Pour chacune des 6 classes de trophie, un indice I_j est calculé :

$$I_j = \frac{\sum_{i=1}^n v_i x_{ij}}{\sum_{i=1}^n v_i}$$

Avec : - v_i : biovolume de du taxon i

- x_{ij} : score du taxon i dans la classe de trophie j

Finalement l'indice Brettum BI est calculé :

$$BI = \frac{\sum_{j=1}^6 I_j T_j}{\sum_{j=1}^6 I_j}$$

Avec : - T_j : poids de chaque indice I , ($T_1 = 6, T_2=5, T_3=4, T_4=3, T_5=2, T_6=1$)

Annexe 3 : Détail du calcul de l'indice Brettum



Annexe 4 : Caractéristiques des sondes multi-paramétriques immergeables utilisées par le laboratoire CARTEL



SONDE SST CTD90M

Marque : Sea & Sun Technology
Modèle : CTD90M

Sonde n°: 214 et 1079

Paramètres mesurables :

La sonde possède des capteurs pour la mesure de :

- pression (profondeur)
- température
- conductivité électrique
- pH
- oxygène dissous
- transmission de la lumière
- Chlorophylle A
- turbidité

Description de la procédure et des organes de commande :

La sonde SST CTD90M est une sonde portable submersible autonome.
Les étapes de mise en œuvre sur le terrain sont les suivantes :

- Activation et paramétrisation de la sonde

Avant la mise à l'eau, la sonde est activée et les informations de configuration lui sont transmises à l'aide d'un ordinateur portable (liaison de type RS232), à partir du logiciel SST-SDA qui permet de définir quels sont les paramètres mesurés.

Lors de la mesure *in situ*, la sonde est autonome, elle enregistre et stocke directement les mesures des différents paramètres dans une mémoire interne à la sonde. Elle est programmée pour enregistrer les données tous les 25 cm de descente du profil.

- Réalisation du profil

La sonde est maintenue à l'air libre afin de réaliser la calibration à 100 % de saturation en oxygène. Par la suite, elle est fixée à un câble (sur treuil) et est immergée à la surface de l'eau où un temps d'équilibration en température de 5 minutes environ est respecté et encore 5 minutes avec la sonde activée afin de mettre « en chauffe » l'électronique des différents capteurs avant sa descente le long de la colonne d'eau (descente lente d'environ 10 seconde par mètre permettant une mesure fiable des divers paramètres).

- Récupération des données

A sa sortie de l'eau, la sonde est reconnectée à l'ordinateur portable afin d'exporter les données à l'aide du logiciel SST-SDA.

L'ordinateur permet de visualiser les données *a posteriori* et leur représentation graphique sous forme de profils en fonction de la profondeur.

Le logiciel SST-SDA permet de récupérer les données sous forme de fichiers.TOB qui sont utilisées dans un logiciel SHL (fabrication INRAE) qui permet la comparaison avec les données chimiques (O₂, pH, Conductivité, Chlorophylle A) et la sortie des données au format compatible avec le Système d'information (SI OLA).

Caractéristiques :



➤ **Profondeur**

Le capteur de pression piézoélectrique Keller PA7-50 Progress est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST avril 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure couvre de 0 à 600 dbar et l'incertitude est égale à 0,1 %.

Une comparaison de la profondeur est effectuée à l'aide d'une sonde bathymétrique Mini Troll Win-situ attachée à la sonde CTD90M. Cette comparaison réalisée entre janvier 2020 et février 2022 (avant ces dates, une autre sonde Mini Troll était utilisée, son arrêt est due à la pile interne trop faible) a révélé un écart médian de 65 cm (0.43 %) sur des mesures réalisées entre 40 et 310 m.

➤ **Température**

Le capteur de température SST Merz Pt100/1509 (résistance platine) a été étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST mai 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). Sa gamme de mesure est de -2 °C à + 36 °C avec une incertitude de $\pm 0,002$ °C.

➤ **pH**

La sonde de pH Hamilton Polylite PRO 120 XP est une électrode de verre combinée à une électrode de référence. Elle est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration SST mai 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure s'étend de 2 à 10 avec une incertitude de $\pm 0,02$.

Un comparatif est systématiquement effectué en laboratoire pour des échantillons d'eau prélevés à des profondeurs discrètes. De plus des comparaisons sont effectuées une à deux fois par mois avec des solutions étalons, si des écarts sont constatés un étalonnage est réalisé.

➤ **Oxygène dissous**

Le capteur d'oxygène dissous SST fast Optical DO Sensor est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST avril 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure de la sonde est de 0 à 240 % de saturation en oxygène et son incertitude est de $^{12} \pm 2$ %.

Des vérifications sont effectuées par la méthode chimique de Winkler pour des échantillons d'eau pris à des profondeurs discrètes sur le lac Léman pour pouvoir déceler d'éventuelles dérives.

➤ **Conductivité électrique**

Le capteur de conductivité ADM 7-pole platinum electrode cell est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST mai 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure est de 0 à 1 mS/cm (en eau douce) et l'incertitude de $\pm 0,003$ mS/cm.

La même procédure de comparatif que pour la mesure de pH est appliquée.

➤ **Transmission de la lumière**

Le capteur PAR (PAR = Photosynthetically Active Radiations) est un Li-Cor 193 SA dont la gamme de mesure est de 0 à 10 000 $\mu\text{mol.m}^{-2}.\text{s}^{-1}$ avec une incertitude de ± 5 %. Le capteur est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST décembre 2007 (septembre 2016 pour la 1079)).

➤ **Turbidité**

Le capteur de turbidité Seapoint Standard est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST octobre 2007 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure est de 0 à 2500 FTU (NTU).

➤ **Chlorophylle A**

Le capteur Cyclops 7 Fluorometer est étalonné par le fabricant (certificat de calibration SST avril 2016 (septembre 2016 pour la 1079)). La gamme de mesure est de 0 à 50 $\mu\text{g/l}$ avec un range automatique de 10 et l'incertitude est de 0,05 $\mu\text{g/l}$.

1

2



SONDE YSI EXO1

Marque : YSI
Modèle : EXO1
Sonde n°: 13G100215

Paramètres mesurables :

Le capteur pression (profondeur) est intégré dans la sonde.

La sonde possède des **4** entrées parmi ces capteurs pour la mesure de :

- conductivité électrique et température
- pH
- oxygène dissous
- turbidité
- chlorophylle A

Description de la procédure et des organes de commande :

La sonde YSI EXO1 est une sonde portable submersible autonome.

Les étapes de mise en œuvre sur le terrain sont les suivantes :

- Activation et paramétrisation de la sonde

Avant la mise à l'eau, la sonde est activée et les informations de configuration lui sont transmises à l'aide d'un ordinateur portable (liaison de type USB), à partir du logiciel KOR qui permet de définir quels sont les paramètres mesurés.

Lors de la mesure *in situ*, la sonde enregistre et stocke directement les mesures des différents paramètres dans une mémoire interne à la sonde.

- Réalisation du profil

La sonde est maintenue 10 minutes à l'air libre afin de réaliser la calibration à 100 % de saturation en oxygène. Par la suite, elle est fixée à un câble (sur treuil) et est immergée à la surface de l'eau où un temps d'équilibration de 10 minutes environ est respecté avant sa descente le long de la colonne d'eau (descente lente d'environ 0,1 m par seconde permettant une mesure fiable des divers paramètres).

- Récupération des données

A sa sortie de l'eau, la sonde est reconnectée à l'ordinateur portable afin d'exporter les données à l'aide du logiciel KOR.

L'ordinateur permet de visualiser les données *a posteriori* et leur représentation graphique sous forme de profils en fonction de la profondeur.

Le logiciel KOR permet de récupérer les données sous forme de fichiers .BIN qui sont convertis par la suite au format EXCEL.



Caractéristiques

➤ **Profondeur**

Le capteur de pression à jauge extensométrique en acier inoxydable est étalonné par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure couvre de 0 à 250 m et l'incertitude est égale à +/- 0.10 m.

Une comparaison de la profondeur est effectuée à l'aide d'une sonde bathymétrique Mini Troll Win-situ attachée à la sonde YSI EXO1.

➤ **Température**

La sonde de température à thermistance a été étalonnée par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). Sa gamme de mesure est de -5 °C à + 50 °C avec une incertitude de ± 0,01 °C de -5 à + 35 °C.

➤ **pH**

La sonde de pH est une électrode de verre combinée à une électrode de référence. Elle est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure est de 0 à 14 avec une incertitude de mesure égal à ± 0, 2.

➤ **Oxygène dissous**

Le capteur optique d'oxygène dissous est étalonné par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure de la sonde est de 0 à 200 % de saturation en oxygène et son incertitude est de ± 1 %.

➤ **Conductivité électrique**

La cellule de conductivité à 4 électrodes en nickel est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration YSI juillet 2013). La gamme de mesure est de 0 à 100 mS/cm (en eau douce) et l'incertitude de ± 0,001 mS/cm.

➤ **Turbidité**

Le capteur de turbidité optique avec diffusion à 90°. La gamme de mesure est de 0 à 4000 FTU (NTU).

➤ **Chlorophylle A**

Le capteur optique Fluorescence est étalonné par le fabricant. La gamme de mesure est de 0 à 400 µg/l et l'incertitude est de 0,09 µg/l.



Annexe 5 : Utilisation des données du suivi scientifique dans le cadre de recherche ou expertise



Articles scientifiques soumis à comité de lecture publiés en 2022 et utilisant les données du suivi scientifique :

Bourinet F., Anneville O., Drouineau H., Goulon C., Guillard J. and Richard A., 2023. Synchrony in whitefish stock dynamics: disentangling the effects of local drivers and climate. *J. Limnol.*, 82,.

Desgué-Itier, O., Melo Vieira Soares, L., Anneville, O., Bouffard, D., Chanudet, V., Danis, P. A., Domaizon, I., Guillard, J., Mazure, T., Sharaf, N., Soullignac, F., Tran-Khac, V., Vinçon-Leite, B., and Jenny, J.-P., 2023. Past and future climate change effects on the thermal regime and oxygen solubility of four peri-alpine lakes, *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 27, 837–859, <https://doi.org/10.5194/hess-27-837-2023>, 2023.

Rapports d'étude et documents grand public produits en 2022 et utilisant les données du suivi scientifique :

Soares, L., Desgué-Itier O., Frossard V., Barouillet C., Baulaz, Y., Domaizon, I., Dorioz, JM., Goulon, C., Guillard, J., Jacquet, S., Réalis, E., Tran Khac V., Jenny JP., 2023. Prospective des effets du changement climatique sur le lac d'Annecy : Tendances et défis à venir concernant les services rendus. Rapport d'étude, Inra (France), 73 pages.

Rogissart H., Guillard J., Goulon C., 2023. Suivi halieutique du lac d'Annecy 2022 & Analyses à long terme des données recueillies et différences de captures entre les deux catégories de pêcheurs. Convention INRAE-DDT-SILA-ALP-pêcheurspro, 55 p.



Demandes des données du suivi scientifique faites en 2022 auprès du SOERE OLA pour l'utilisation des données du suivi scientifique :

date de la demande	organisme	pays	paramètres demandées	objectifs
2023 03 04 13:21:55.852	INRAE UMR CARRETEL	France	determination et abondance du zooplancton donnees physico chimie	bonjour, jac/a!ac/essaye dac/a!ac/extraire les fichier des donnees pour les lacs bourget et annecy en juin 2021, mais les fiches sont vides. il y a eu deux prelevements pour chaque lacs au mois de juin 2021. serait il possible sac/a!ac/il vous plait dac/a!ac/obtenir les donnees de physico chimie et comptage zooplancton pur ces deux lacs? merci, cordialement serena
2023 10 13 09:20:52.615	Hunan Agricultural U	Chine	the monthly transparency data of 4 big lakes	last year,we have requested plankton,chlorophyll ,and water physical chemistry variables for 4big lakes from ola ,for revealing the trends causal connection between global climate change and plankton and how is it in a global scale. while we have found that we are unable to access transparency data which a key variable for our study, so we hope to acquire the transparency data to complement the dataset.
2023 04 12 20:54:09.171	INRAE UMR CARRETEL	France	zooplancton ; vitesse du vent ; temperature ; turbidite	la demande concerne le suivi halieutique du lac d annecy, car les paaacheurs ont signale une difference entre les captures de poissons des deux categories d exploitants, professionnels et amateurs. cette disparite peut entraaa(r)ner des conflits entre les deux groupes. il est donc necessaire d analyser les raisons de cette difference de captures. inrae est donc sollicite pour realiser des analyses supplementaires afin d expliquer les raisons de cette difference de captures, mais aussi pour reanalyser les donnees collectees depuis 2015 en tenant compte des facteurs environnementaux.



<p>2023 02 15 18:48:00.209</p>	<p>ENSEM</p>	<p>France</p>	<p>temperature du lac d'annecy en fonction de l'annee et en fonction de la profondeur (il faudrait une profondeur de plusieurs metres au moins car la temperature est en principe plus stable qu'a la surface)</p>	<p>bonjour,</p> <p>je suis en 5eme annee d'ecole d'ingenieur et je travaille sur un projet de valorisation des eaux du lac d'annecy.</p> <p>en bref j'aimerais m'inspirer du projet genilac implante a geneve afin de regler la temperature de bassins a partir des eaux du lac d'annecy. par exemple si l'on veut refroidir un logement en ete, il suffit de collecter de l'eau froide situee dans le fond du lac et d'y ajouter des echangeurs de chaleurs afin que l'eau refroidisse naturellement le logement.</p> <p>pour que mon projet soit des plus precis il me faudrait des donnees sur les temperatures du lac d'annecy en fonction et de sa profondeur et au cours de l'annee. comme sila est une entreprise specialisee dans la valorisation d'energies renouvelables dans le bassin annecien il m'a semble coherent de vous poser cette question.</p> <p>bonne journee, theo perdaems</p>
<p>2023 02 27 09:21:08.368</p>	<p>Estonian Marine Inst</p>	<p>Estonie</p>	<p>pp, chl and transparency</p>	<p>i am interested in the data for research purpose only. my focus is in the lac leman pp, chl and transparency data to study the possibilities of using remote sensing data to model primary production. i would like to test pp modelling with copernicus sentinel 2 and sentinel 3 data. it would be a continue to my previous work on lac leman pp with meris data (soomets, t.; kutser, t.; waa 1/4est, a.; bouffard, d. spatial and temporal changes of primary production in a deep peri alpine lake. inland waters 2019, 9, 49ac/a!a60). in addition to modelling pp with sentinel data and validating it with in situ data, another aim is to test the model abilities to work with complex chl a profiles.</p>



2023 04 13 10:51:31.913	Uni of Innsbruck	Autriche	temperature data for the first 5 meters of the lakes. preferably measure data for several depths, e.g. every 1 meter (1,2,3,4,5)	we study the eco evolutionary dynamics and population genetics of the daphnia longispina complex in the peri alpine lakes. our sampling needs to be timed after the "daphnia maximum" occurring roughly 22 days after the average temperature in the first 5 meters of the lake reaches 13°C for the first time during the year. for this we need temperature data in order to estimate when we should time our field work.
2023 06 19 09:57:31.219	INRAE	France	je souhaite obtenir une moyenne sur la temperature de surface (entre 0 5m)	je souhaite avoir acces aux donnees afin de realiser des analyses statistiques (verifier s il y a un lien) entre le taux de dioxygene present et la croissance des coregones dans les lacs d annecy, du bourget et du leman. en effet, dans mon etude la premiere partie etait focalisee sur la difference de croissance et de taille des coregones entre les trois lacs. ainsi, la seconde partie se focalise sur les facteurs environnementaux expliquant ces differences. la temperature, etant un facteur environnemental important dans le developpement des coregones, je souhaite mettre en place des test de correlation et/ou des regressions lineaires entre les resultats pour lesquels j ai obtenus des difference significatives.
2023 06 20 13:25:01.168	INRAE	France	temperature moyenne sur 0 5 m de profondeur	je souhaite avoir acces aux donnees afin de realiser des analyses statistiques (verifier s il y a un lien) entre la temperature et la croissance des coregones dans les lacs d annecy, du bourget et du leman. en effet, dans mon etude la premiere partie etait focalisee sur la difference de croissance et de taille des coregones entre les trois lacs. ainsi, la seconde partie se focalise sur les facteurs environnementaux expliquant ces differences. la temperature, etant un facteur environnemental important dans le developpement des coregones, je souhaite mettre en place des test de correlation et/ou des regressions lineaires entre les resultats pour lesquels j ai obtenus des difference significatives. il s est avere qu il me fallait une periode plus large que mes cohortes commune allant de 1998 aa 2018 car je dois faire correspondre les annees de cohorte avec les annee qui influence reellement aa ces annees laa .



<p>2023 06 21 10:40:12.838</p>	<p>INRAE</p>	<p>France</p>	<p>zooplancton sedimente po4 et/ou phosphate total</p>	<p>dans la maaame idee que mes demandes precedentes, je souhaite comparer les facteurs environnementaux avec la croissance et les tailles retrocalculees des coregones (leman, annecy et bourget). cette fois ci je m oriente plus sur la quantite de nourriture et donc j aurais besoin des donnees sur le zooplancton sedimentee. j aimerais aussi mettre en lien la concentration en phosphate (po4) avec la croissance et les tailles retrocalculees des coregones.</p>
<p>2023 07 24 11:29:13.061</p>	<p>SAS IMTG</p>	<p>France</p>	<p>une temperature moyenne mensuel sur les cinq derniere annees de l ensemble des lacs alpins situes en haute savoie</p>	<p>bonjour,</p> <p>je m appelle etienne tousel, je suis alternant pour sas imtg (societe de conseil et consultation dirige par thibaut guigue). dans le cadre d une mission en partenariat avec l observatoire 74 dirige par vincent mailland rosset il m est demande de remettre aa jours la base de donnee de l observatoire.</p> <p>l entreprise sas imtg ne fait pas partie de l observatoire, nous travaillons en collaboration pour cette mission. ainsi, je suis tenu par la reglementation de la rgpd de garantir l anonymat des donnees ainsi que leurs protections.</p> <p>en vous priant de bien vouloir acceder aa ma demande.</p> <p>cordialement.</p> <p>etienne tousel.</p>
<p>2023 07 28 16:03:13.866</p>		<p>Chine</p>	<p>do,time,depth,temperature,and related with do analysis data</p>	<p>i want to download the dissolved oxygen data of all lakes on ola, and predict the dissolved oxygen through the relationship between other optical indicators and dissolved oxygen.currently collecting data related to all dissolved oxygen analyses, i have carefully read the requirements for data use and will follow all rules of use in the process of use. at present, we have found optical data related to dissolved oxygen, such as chlorophyll inversion data. we hope that your organization can give us data support, and it will be very grateful</p>



2023 08 17 09:58:58.901	INRAE	France	physico chimie sonde multiparametres	<p>je souhaiterai utilise des donnees de l observatoire ola dans le cadre d enseignements realises dans le projet europeen biolaweb, porte par frederic rimet du carrel.</p> <p>l objectif de ces enseignements et de familiariser des collegues serbes aux analyses statistiques de donnees de metarbarcoding.</p> <p>l une des partie de ces enseignements sera consacree aa l etude des patrons de diversite du phytoplancton et des facteurs environnementaux qui contraa lent ces patrons.</p> <p>nous avons dejaa acces aux donnees de metabarcoding (qui ont ete obtenues dans le cadre du projet phytodom), et nous souhaiterions avoir acces aux donnees permettant de caracteriser les parametres physico chimiques sur la periode de temps retenu pour les courts (aa savoir l annee 2021).</p> <p>afin d avoir une approche robuste dans l interpretation des resultats (pour les eleves) nous souhaiterions avoir ces donnees sur deux lacs suivis par l observatoire, la lac d annecy et le lac leman.</p>
2023 12 15 12:57:21.01		France	physico chimie, sonde multiparametre	<p>je souhaiterai utilise des donnees de l observatoire ola dans le cadre du projet phytodom.</p> <p>l objectif du projet est de developper un indicateur d etat des plan d eau sur la base du phytoplancton.</p> <p>les lacs d aiguebelette, d annecy, du boruget et le leman font parti des lacs que nous etudions.</p> <p>il est envisager d utiliser les donnees physico chimiques afin de caracteriser les lacs et de les regrouper selon leur conditions environnementales.</p>
2023 09 22 15:28:00.776	PNYX 2.0 to Teractem	France	temperatures des lacs suivants : leman, bourget, annecy	<p>bonjour, ma societe est prestataire de teractem (societe d economie mixte du departement de la haute savoie), je prends la suite de m. vincent cezard dans l animation de l observatoire departementale de la haute savoie. je souhaiterais pouvoir mettre aa jour les bases de donnees qu il sollicitait chez vous chaque annee.</p>



<p>2023 10 02 11:30:44.831</p>	<p>EDF</p>	<p>France</p>	<p>temperature</p>	<p>bonjour,</p> <p>je travaille pour edf hydro sur les etudes de comportement de barrages. j ai pour objectif de definir une methodologie plus claire de caracterisation de la temperature de l eau en fonction de l altitude, de la superficie, ainsi que des profils types de temperature en fonction de la hauteur d eau dans les lacs.</p> <p>actuellement, je m interesse aux profils annuels des temperatures de l eau, ainsi que leur evolution dans le temps, afin de mieux les prendre en compte dans nos modeles numeriques pour nos etudes de comportement.</p> <p>j ai vu sur votre site que vous possediez de nombreuses donnees mensuelles, et ce depuis des annees.</p> <p>pour moi, ces donnees seraient tres precieuses, puisqu elles me permettraient aa la fois, en les croisant avec d autres, de determiner des lois plus precises sur nos parements amont de barrage, et de determiner une derive climatique. serait il envisageable de me transmettre ces donnees ?</p> <p>je vous remercie par avance,</p> <p>bien cordialement, louis suchier</p>
<p>2023 11 27 13:36:06.379</p>		<p>Suisse</p>	<p>lake chemistry: phosphorus, nitrogen, temperature (but all chemistry can be beneficial)</p>	<p>for my master s thesis i am investigating phytoplankton adaptation to different swiss lake backgrounds. i m doing this at eawag daa 1/4bendorf and university of zurich. to analyse my data, i need the chemistry (nutrient, temperature) background of the lakes that i have taken phytoplankton samples from. this data can help me understand how the specific phytoplankton species might have adapted to their lake of origin. thank you for your support.</p>



<p>2023 12 19 10:13:13.137</p>		<p>France</p>	<p>temperature, luminosite et oxygene en continu.</p>	<p>j aimerais utiliser les donnees des lacs sentinelles pour etudier la stratification et les brassages de ces lacs. j etudie les variations des concentrations en nutriments de ces lacs, et aimerais avoir acces aux donnees de temperature, luminosite et oxygene dissoud pour avoir une idee de la dynamique globale des lacs et ainsi mieux apprehender la dynamique des nutriments au sein des lacs alpins.</p>
<p>2023 11 28 10:25:57.106</p>	<p>CARTEL</p>	<p>France</p>	<p>toutes les donnees phyto et zooplancton, la temperature, l oxygene, les nutriments (les differentes formes d azote et de phosphore) ainsi que la silice.</p>	<p>dans le cadre de ma these je veux etudier l evolution des dynamiques dans les grands lacs alpins aiguebelette, annecy, bourget et leman. j'ai besoin d'avoir le plus de donnees possibles autant sur le nombre de variable mais aussi sur le temps disponible. l'idee est de comprendre comment le phyto repond aux differents forassages et faire des previsions, en utilisant les methodes edm (empirical dynamic system)</p>
<p>2023 12 28 17:06:32.943</p>	<p>USGS</p>		<p>depth of sample, temperature, chlorophyll a concentration (extracted from water samples)</p>	<p>we are compiling data sets of chlorophyll time series to compare seasonal patterns across the world lakes, estuaries, ocean. there is no global comparison of this scale, and we do not know if there are differences in seasonal patterns across ecosystem types, if those patterns are changing, and if those changes can be attributed to global warming. multidecadal time series are rich in information, and their information content expands as we compare them across lakes, estuaries and ocean domains. our goal is to compile time series from at least 200 ecosystems and the observations from french lakes would be valuable contributions. we already have obtained chlorophyll and temperature time series from the french coastal zone from the somlit program.</p>



**l'oxygène
à la source**

Syndicat Mixte du Lac d'Annecy

7, rue des Terrasses

B.P. 39

74 962 CRAN-GEVRIER cedex

Tél. : 04 50 66 77 77

Fax : 04 50 66 77 88

Courriel : sila@sila.fr

Site internet : www.sila.fr

