

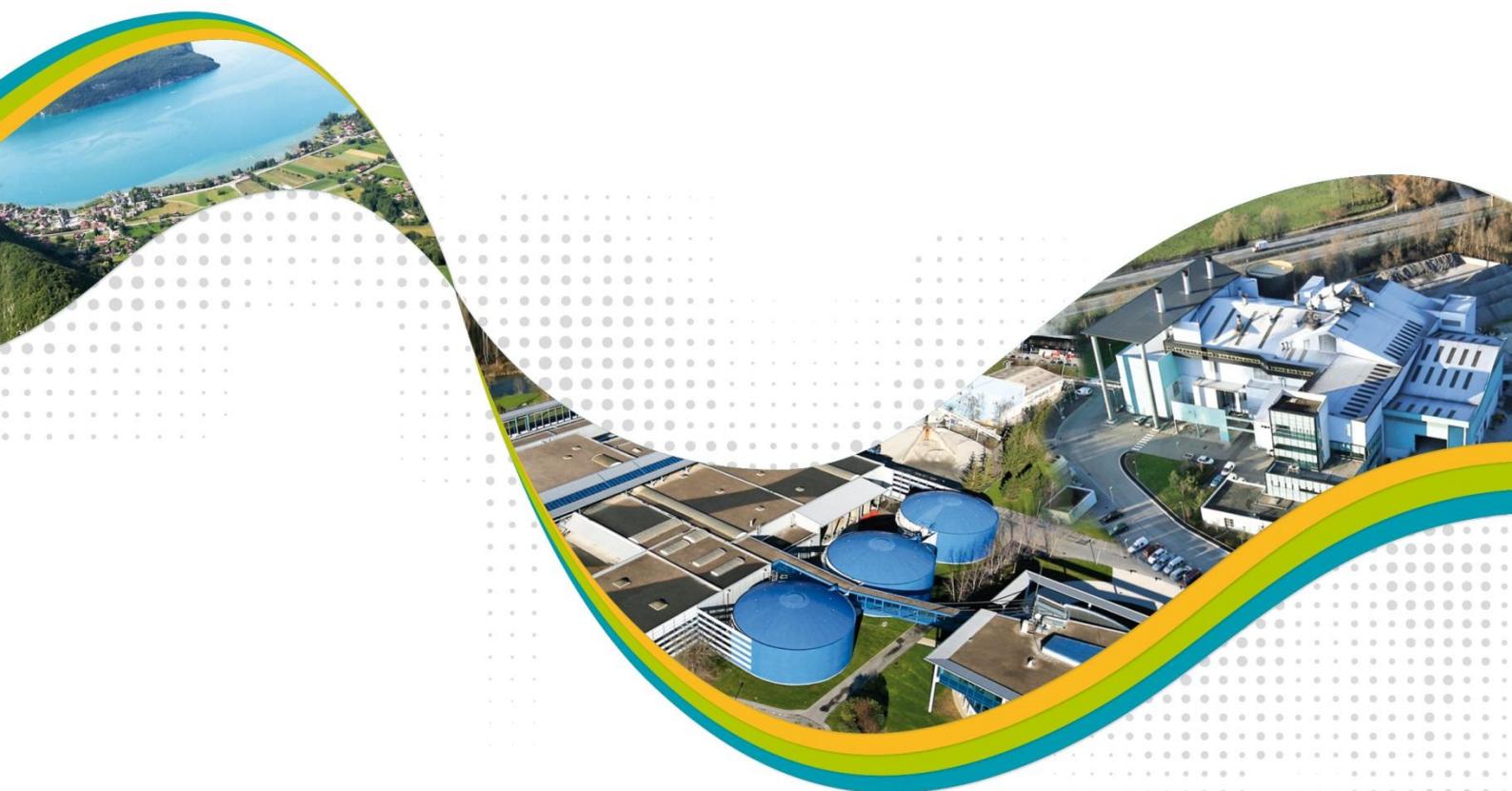


**I'oxygène
à la source**



Suivi scientifique du lac d'Annecy

RAPPORT ANNUEL Année 2024



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 LAINÉ (zooplancton)

Frédéric RIMET (phytoplancton)

Viet TRAN-KHAC (physico-chimie)

Jean GUILLARD, Clément RAUTUREAU, Chloé GOULON, Valérie HAMELET (poissons)

Edition :

Pierre GOLFIER, Damien ZANELLA - SILA

Appui technique :

Jean Christophe HUSTACHE, Pascal PERNEY

Référence à citer : FROSSARD V., GOULON C., GUILLARD J., HAMELET V., LAINÉ L., RAUTUREAU C., RIMET F. TRAN-KHAC V. 2025. Suivi de la qualité écologique du lac d'Annecy. Rapport 2024. SILA (éd.) et INRA-Thonon. 43 pages et annexes.



**I'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	4
2.1. Physico-chimie.....	4
2.2. Phytoplancton.....	5
2.3. Zooplancton	5
2.4. Poissons	6
Pêches aux filets CEN.....	6
Hydro-acoustique.....	9
2.5. Indicateurs DCE.....	10
2.6. Indicateurs fonctionnels	11
Rapport N/P	11
Métriques de Carlson.....	11
Utilisation des ressources	12
III. Résultats 2024	13
3.1. Physico-chimie.....	13
3.2. Phytoplancton	14
3.3. Zooplancton	17
3.4. Poissons	18
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	41
Bibliographie	42
Annexes	44

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 2024.....	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 2024 indiquées par les lignes colorées et les boites à moustaches représentent les tendances 2000-2024. Les chiffres pour l'axe des abscisses correspondent aux différents mois. Les boites 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.....	3
Figure 3 : Hydrologie des principaux affluents du lac d'Annecy en 2024. Les lignes rouges et noires représentent les débits quinquennaux humides et secs et les lignes turquoises représentent les débit médians mensuels. Données HydroPortail.....	4
Figure 4 : Localisation des points de pose des filets (A) et des transects hydro-acoustiques (B) en 2024.....	7
Figure 5 : Relations Taille/Poids dans le lac d'Annecy pour la perche (A) et le corégone (B).....	8
Figure 6 : Evolution de la température (A), de l'oxygène(B), du pH (C) et de la conductivité (D) en 2024.....	13
Figure 7 : Evolution des nutriments dans l'épilimnion (couche de surface) et l'hypolimnion (couche profonde) en 2024. Les lignes pointillées rouges représentent les seuils de « très bon état » d'après la DCE.....	14
Figure 8 : Evolution des groupes phytoplanctoniques (A) et de la richesse spécifique et diversité taxonomique associée (B) en 2024.....	15
Figure 9 : Evolution mensuelle de la Chlorophylle <i>a</i> en 2024.....	16
Figure 10 : Evolution de la transparence (profondeur de Secchi, en bleu) et de Chlorophylle A dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) en 2024. La ligne horizontale pointillée rouge représente le seuil DCE de « très bonne qualité » pour la transparence.....	16
Figure 11 : Evolution de la communauté zooplanctonique en 2024 : 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.....	17
Figure 12 : Principales caractéristiques des captures des trois espèces dominantes (perche, gardon, corégone : distribution en taille (A), distributions bathymétriques (B).....	19
Figure 13 : Distribution en fonction de la profondeur des tailles individuelles estimées par hydroacoustique (A) et 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. (Les tailles des individus détectés par hydroacoustique sont estimées par calcul et sont données à titre indicatif).....	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 2024 par rapport aux années 1966-1980.	26
Figure 19: Evolution temporelle de la désoxygénéation de l'hypolimnion	27
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 (moyennes annuelles) 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 2024 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)	39
Figure 31 : Relation entre la richesse phytoplanctonique (nombre d'espèces) et les RUE phytoplanctonique (A) et zooplanctonique (B). L'année 2024 est mise en évidence par les points orange.....	40

LISTE DES TABLEAUX

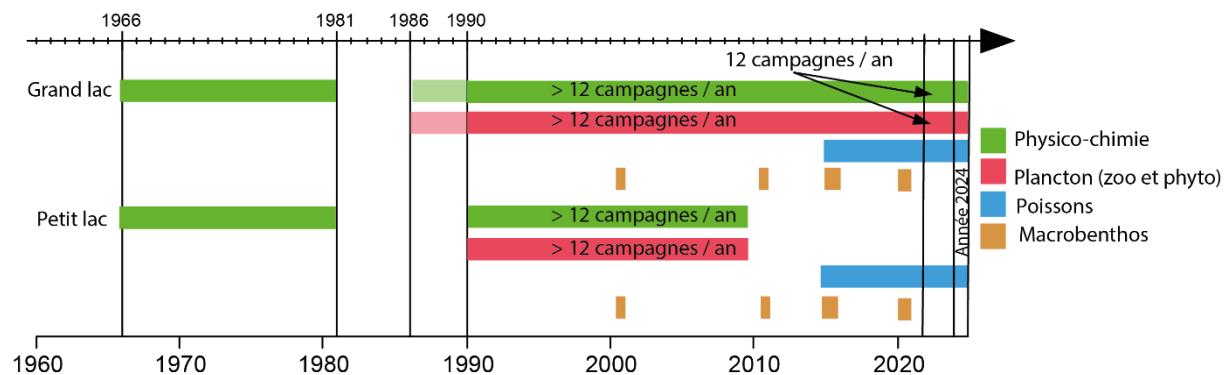
Tableau 1: Répartition des filets benthiques posés en 2023 par strates	6
Tableau 2: Tailles des mailles et disposition des mailles des filets benthiques.....	7
Tableau 3: Valeurs pour les différentes classes de qualité des différents indicateurs spécifiques pour le lac d'Annecy d'après le Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (2016).....	11
Tableau 4 : Classes de qualité écologique d'après l'indice de Brettum selon Wolfram (2007)	11
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.....	12
Tableau 6 : Espèces phytoplanctoniques dominantes en 2024	15
Tableau 7 : Synthèse des captures effectuées par pêche aux filets en 2024	18

ANNEXES

Annexe 1 : Protocoles normalisés.....	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 2 : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 3 : Détail du calcul de l'indice Brettum	Erreur ! Signet non défini.
Annexe 4 : Caractéristiques des sondes multi-paramétriques immergables utilisées par le laboratoire CARRTEL.....	48

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 (CARRTEL) 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 a 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 (depuis 2000) et les poissons (depuis 2012) à des fréquences variables (Fig. 1). Le suivi annuel de 2024 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. Depuis 2022, la fréquence des échantillonnages est mensuelle, alors que depuis 2014, la fréquence était irrégulière avec deux campagnes par mois pour le compartiment pélagique au printemps et une campagne par mois 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.



I. Contexte hydroclimatique

Par rapport aux moyennes mensuelles à long terme (Fig. 2A), l'année 2024 a été caractérisée par :

- Des durées d'insolation plus faibles que les normales mensuelles au cours du printemps jusqu'en début d'été ainsi qu'en octobre et en novembre,
- Des rayonnements photosynthétiques plus faibles que les normales mensuelles au cours du printemps jusqu'en début d'été ainsi qu'en octobre et en novembre du fait de la plus faible insolation,
- Des précipitations régulières tout au long de l'année avec de plus fortes précipitations en Mai et en Septembre
- Des températures généralement proches des normales mensuelles sauf pour le mois de Septembre durant lequel elles ont été plus basses ($\sim 15^{\circ}\text{C}$).

Les tendances moyennes annuelles des 4 descripteurs météorologiques indiquent que l'année 2024 était caractérisé par une durée d'insolation et un rayonnement photosynthétique faible, des précipitations dans la moyenne pluri-annuelle et une température moyenne plus faible qu'en 2022 et 2023 mais supérieure aux températures moyennes annuelles des années 2000-2010 (Fig. 2B).

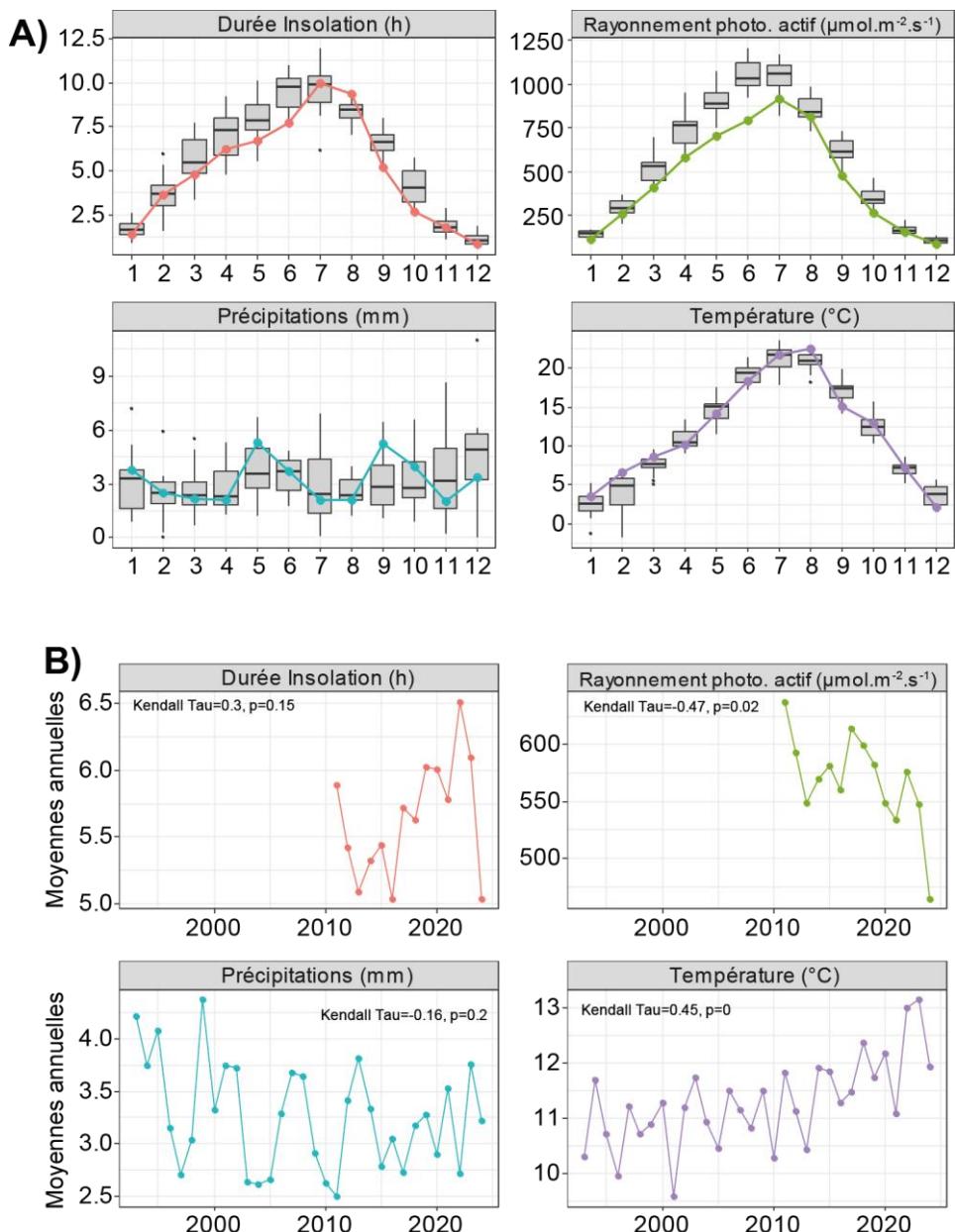


Figure 2 : Conditions météorologiques enregistrées à Meythet pour les températures et précipitations et à Thonon-les-Bains pour l'insolation et le rayonnement photosynthétiquement actif. A) Dynamiques mensuelles pour 2024 indiquées par les lignes colorées et les boîtes à moustaches représentent les tendances 2000-2024. 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.

En 2024, l'hydrologie des affluents n'a pas connu d'épisodes de sécheresse marquée du fait des précipitations régulières au cours de l'année (Fig. 3). Les débits des affluents sont cependant devenus relativement bas fin Aout et l'épisode le plus marquant de diminution des débits s'est produit au cours du mois de Novembre.

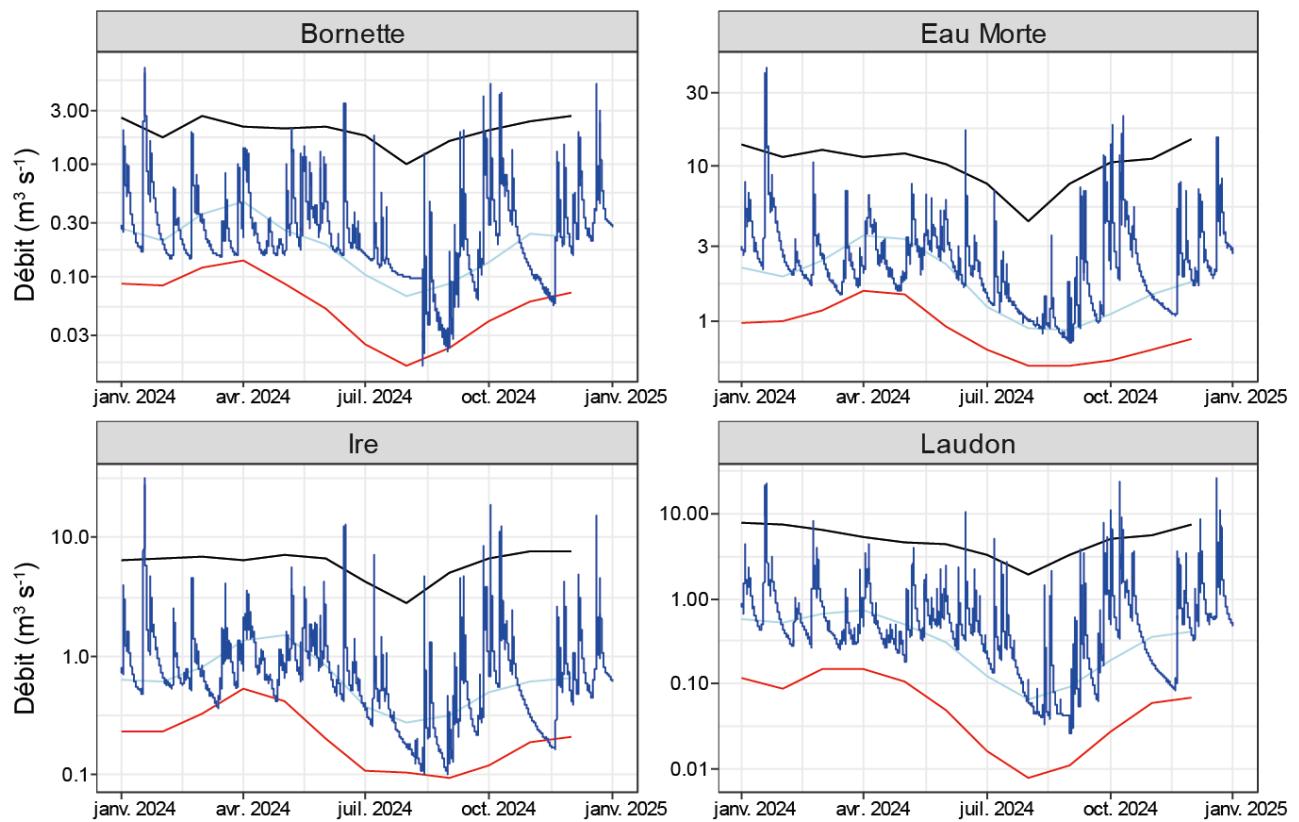


Figure 3 : Hydrologie des principaux affluents du lac d'Annecy en 2024. Les lignes rouges et noires représentent les débits quinquennaux humides et secs et les lignes turquoises représentent les débits médians mensuels. Données HydroPortail.

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 complémentairement 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 sédimentier 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 sédimentier 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 µg/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 2024 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	6
Total	66
Surface totale de filets posés	66 x30 x1.5 = 2970 m ²

Tableau 1: Répartition des filets benthiques posés en 2024 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. 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. Les filets pélagiques n'ont pu être déployés qu'une seule nuit, avant l'interdiction d'utiliser le bateau SILA, en raison de l'absence de renouvellement du titre de navigation. Cette information, communiquée tardivement (après le début des opérations de pêche), a compromis la mise en œuvre du protocole prévu. Faute de moyens matériels disponibles — notamment l'absence de bateau — les filets pélagiques n'ont finalement pas pu être utilisés comme prévu initialement.

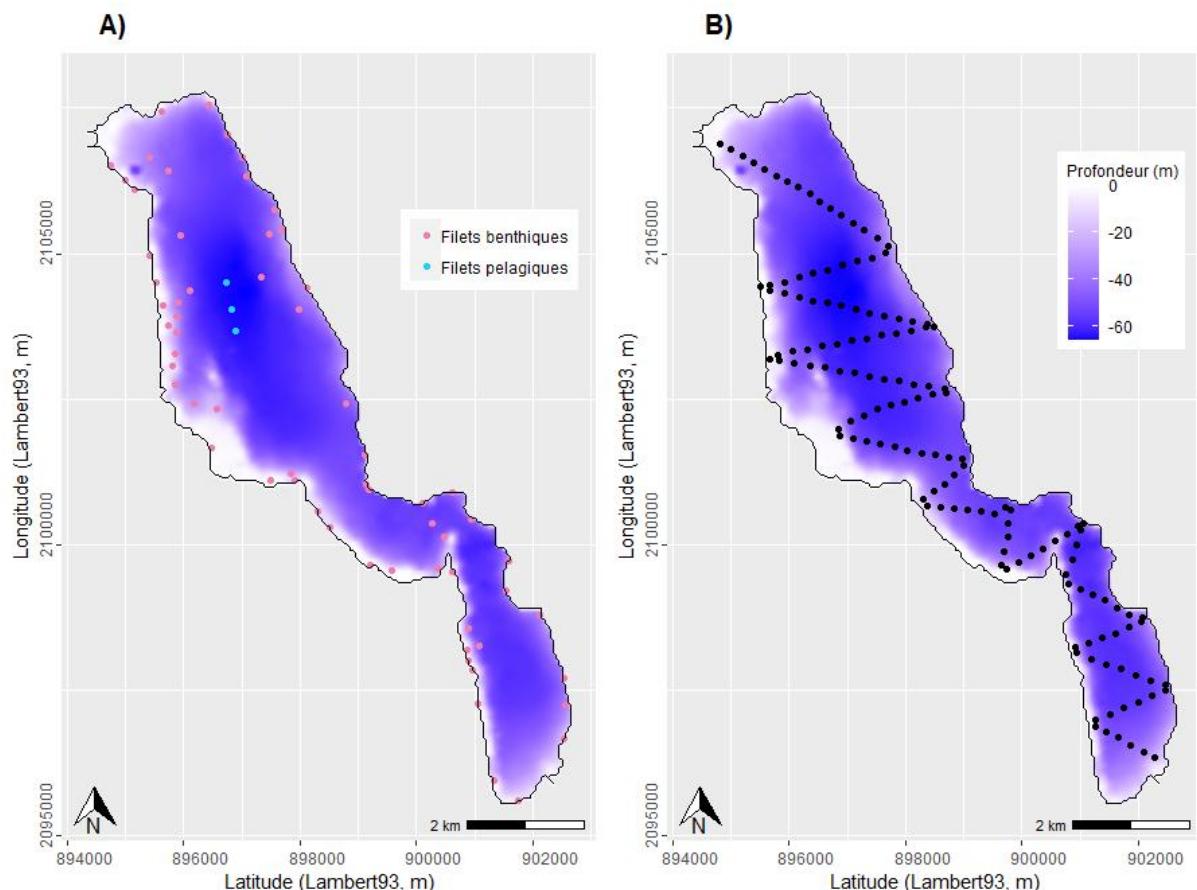


Figure 4 : Localisation des points de pose des filets (A) et des transects hydro-acoustiques (B) en 2024

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. Le terme embonpoint peut également être utilisé pour la caractérisation de 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 (Fig. 5).

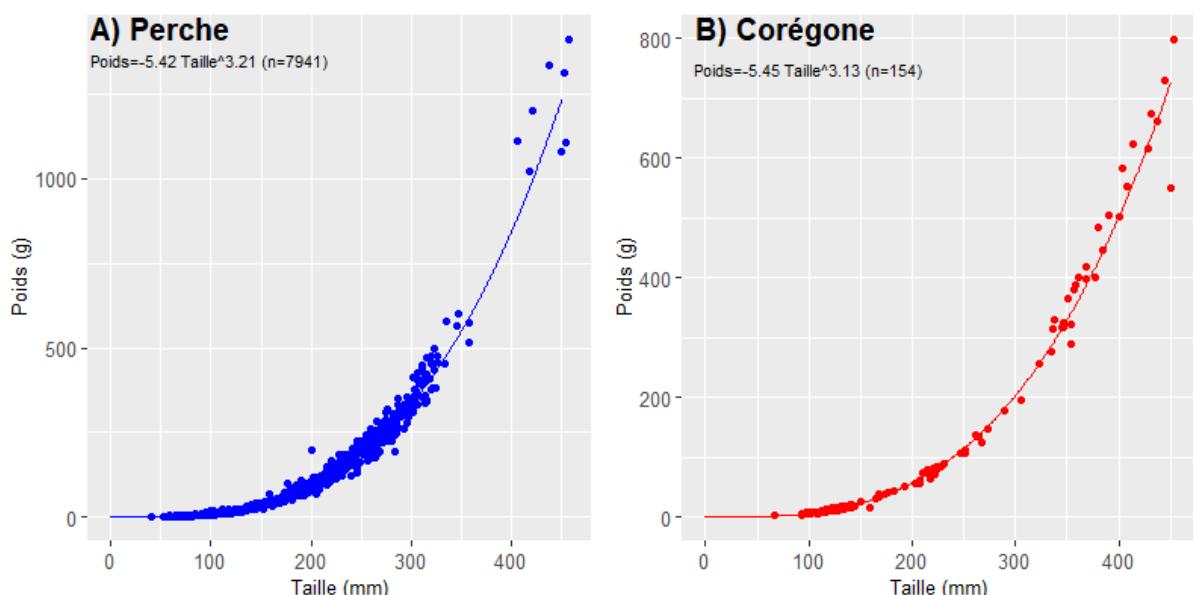


Figure 5 : Relations Taille/Poids dans le lac d'Annecy pour la perche (A) et le corégone (B)

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 (Draštík 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 (AmpSA) (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 (Draštík 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 Strenght : 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).

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

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 ($m^2.ha^{-1}$) (Maclennan et al. 2002), proportionnelle à la quantité de poissons détectée dans le volume échantillonné : cette valeur est considérée comme un estimateur de la densité de poissons (Simmonds and MacLennan 2005). C'est à partir de ces valeurs moyennes qu'est définie 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 (Fig. 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 ($kg.ha^{-1}$) est obtenue par l'équation suivante :

$$Biomasse\ piscicole = \text{densité} \times \text{poids moyen}$$

avec

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

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-Treyture 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, l'objectif d'un indice de Brettum de 4,5 est retenu.

Classes Indice de Brettum	[Ptot]	Niveau trophique
6	<=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 impliquées 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 particules de petites tailles et possiblement l'implication de carbone inorganique particulaire (par ex. calcite) 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 centrées sur 0.

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

III. Résultats 2024

3.1. Physico-chimie

La figure 6 présente l'évolution temporelle de quatre caractéristiques physico-chimiques importantes du lac. La stratification des eaux a débuté dès le mois d'avril, menant au développement de la thermocline tout au long de l'été à une profondeur d'environ 15 m descendant à près de 20 m au cours de l'automne. A partir de décembre la stratification thermique est négligeable (Fig. 6A). En début d'année 2024, le fond du lac était encore légèrement désoxygéné et le brassage des eaux a permis la réoxygénéation des eaux de fond dès le mois de février (Fig. 6B). Cette désoxygénéation se ré-installe au mois de juin pour progresser dans la colonne d'eau jusqu'en fin d'année où la concentration de 4 mg L⁻¹ (limite de confort pour les Salmonidae) remonte jusqu'à 52 m de profondeur. Les concentrations en oxygène sont maximales en juillet et aout entre 10 m et 15 m de fond traduisant une activité photosynthétique intense. Le pH est conditionné par les conditions physico-chimiques et les activités biologiques. Les valeurs de pH les plus faibles sont observées en profondeur lorsque la désoxygénéation est présente alors que les pH les plus forts le sont dans les couches de surface en lien avec l'activité photosynthétique du phytoplancton (Fig. 6C). La conductivité est aussi influencée par les conditions physico-chimiques et l'activité phytoplanctonique. Les conductivités plus fortes sont observées au niveau du fond lors de la désoxygénéation des eaux du fait de la remise en solution d'éléments chimiques alors que la plus faible conductivité l'est dans les couches de surface en été (Fig. 6D).

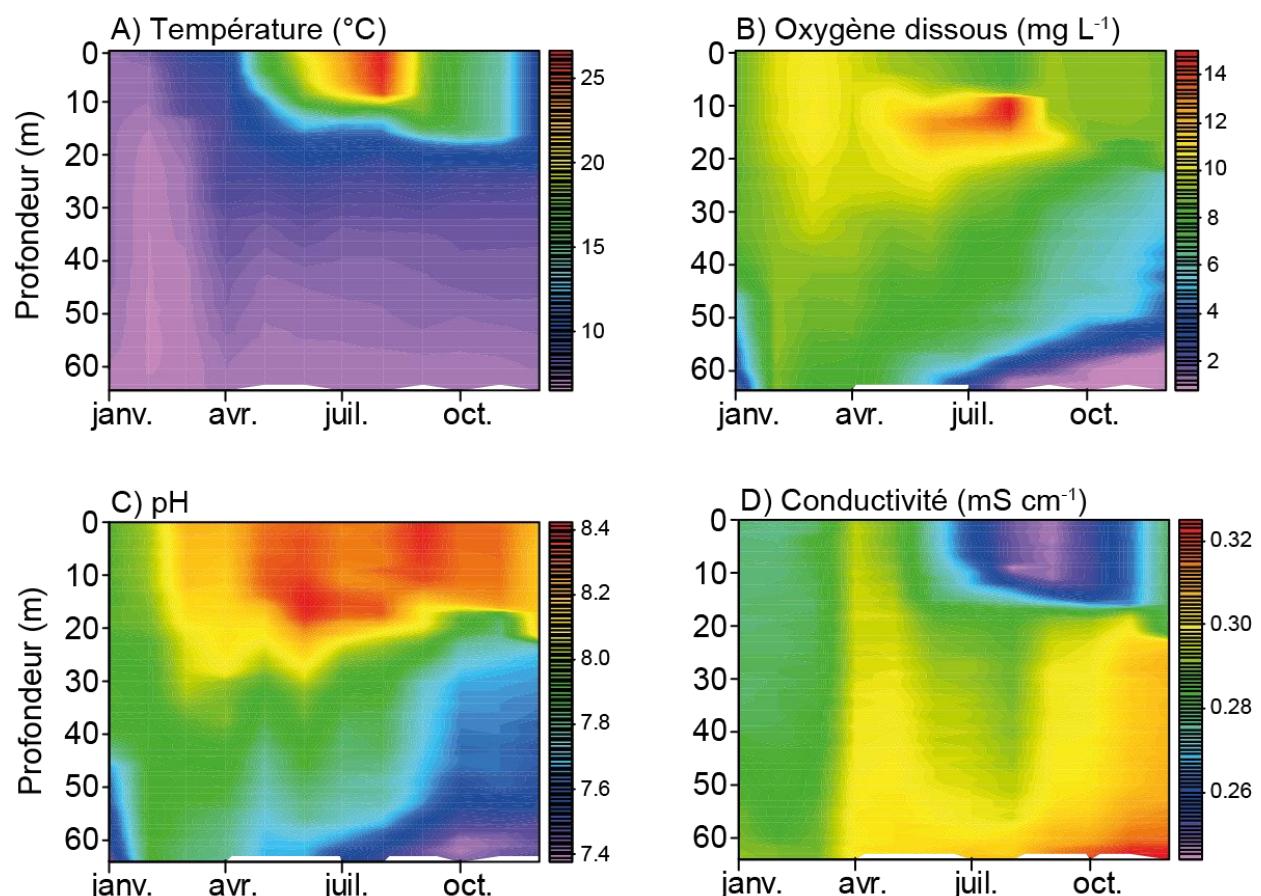


Figure 6 : Evolution de la température (A), de l'oxygène (B), du pH (C) et de la conductivité (D) en 2024

L'évolution annuelle des principales formes d'azote et de phosphore (ammonium, nitrate, orthophosphate et phosphore total) dans l'épilimnion et le fond en 2024 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 suggère que le brassage des eaux s'initie dès la fin de l'année.

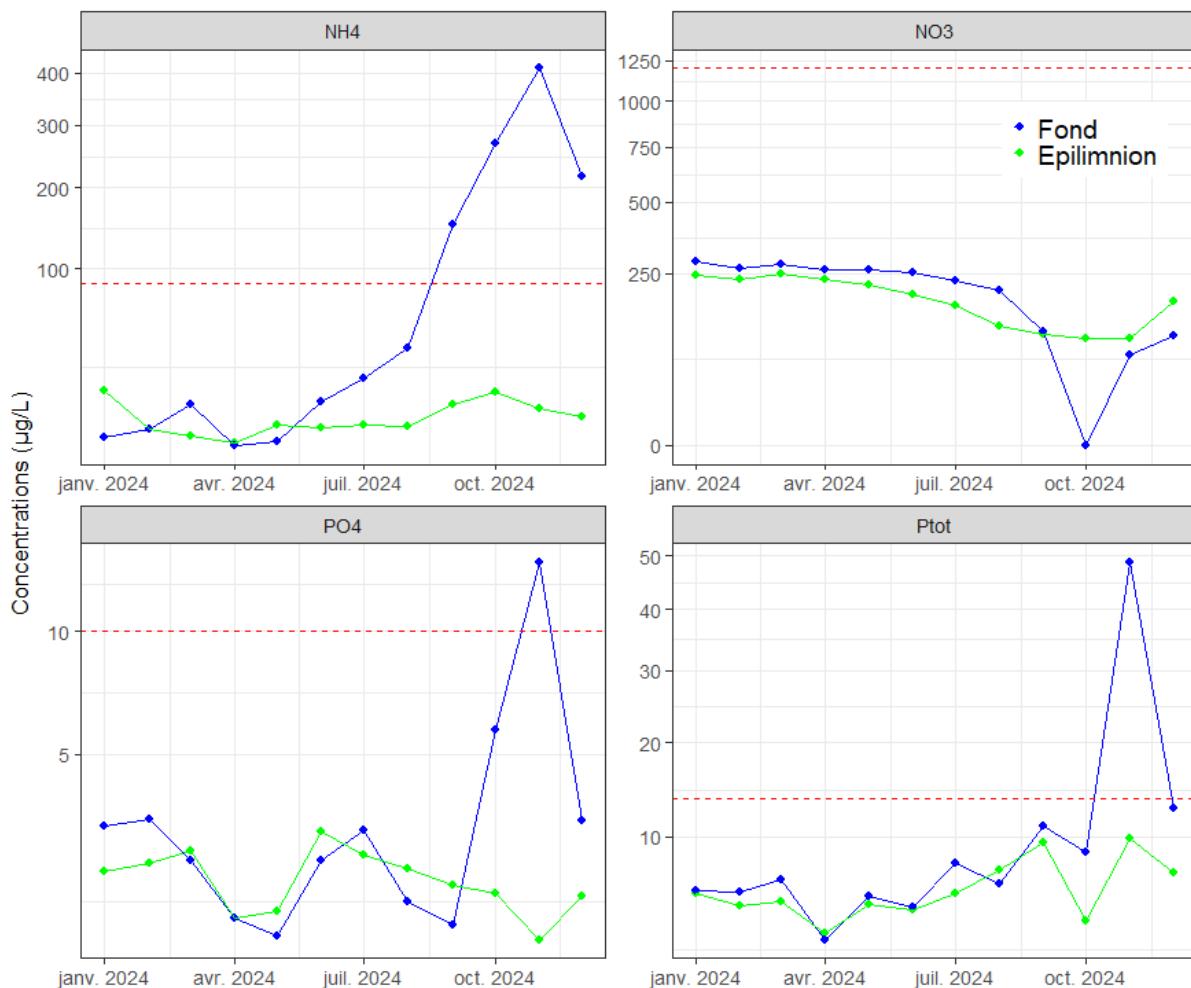


Figure 7 : Evolution des nutriments dans l'épilimnion (couche de surface) et l'hypolimnion (couche profonde) en 2024. Les lignes pointillées rouges représentent les seuils de « très bon état » d'après la DCE.

3.2. Phytoplancton

L'évolution temporelle du phytoplancton en 2024 peut être séparées en trois périodes (Fig. 8A) :

- une période hivernale et printanière (15/01-15/05), avec de biomasses algales très faibles. Le compartiment est dominé par une diatomée centrique (*Cyclotella costei*) indicatrices de milieux brassés et oligotrophes.
- une période estivale et automnale (27/06 au 1/10) : pendant cette période, la biomasse algale augmente fortement pour atteindre son maximum le 1^{er} octobre (1788 µg/L), du fait de diatomées centriques (*Cyclotella distinguenda* et *C. costei*).
- une période automnale et hivernale (29/10 au 11/12) : la biomasse baisse fortement à cette période. Les diatomées centriques dominent toujours la biomasse, avec des diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis*, *Ulnaria ulna* et *U. delicatissima* var. *angustissima*).

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

Le nombre d'espèce de phytoplancton (richesse, Fig. 8B) était faible en janvier puis est resté relativement stable durant le reste de l'année et les richesses maximales ont été estimées en novembre (27 espèces) et en décembre (28 espèces). La diversité est restée relativement stable au cours de l'année bien qu'une augmentation soit identifiée en décembre lors que la communauté phytoplanctonique était la plus riche.

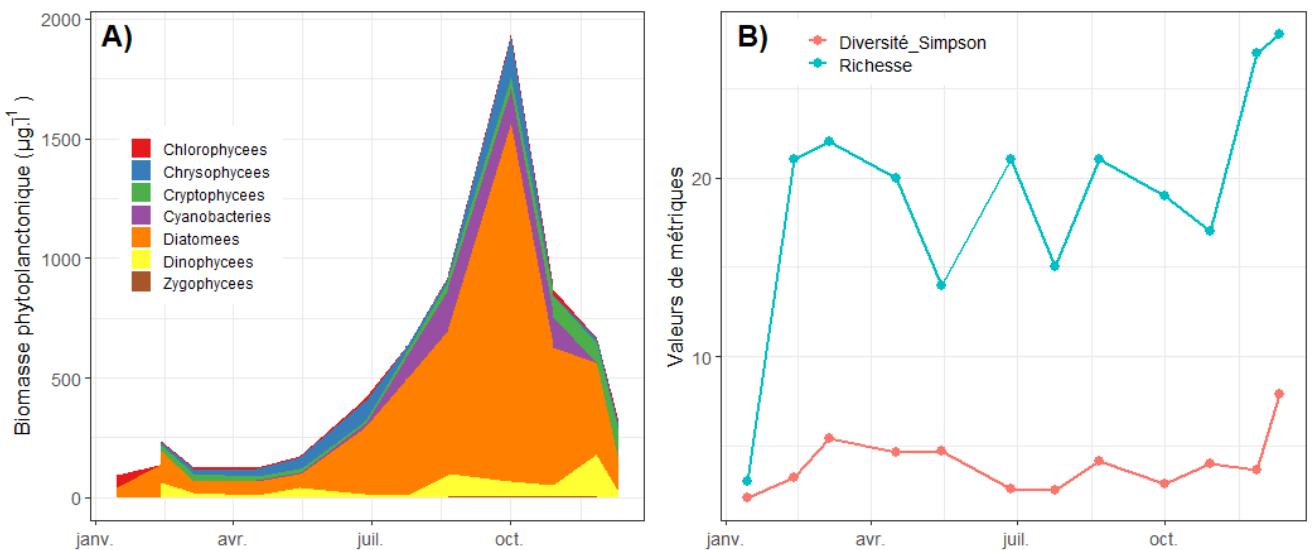


Figure 8: Evolution des groupes phytoplanctoniques (A) et de la richesse spécifique et diversité taxonomique associée (B) en 2024.

Sur l'ensemble de l'année, la communauté phytoplanctonique est dominée par 4 espèces (Tableau 6), trois Diatomées, une Cryptophycée représentant 70% de la biomasse algale

Espèces	Classes algales	Proportion de biovolume annuel (%)
Cyclotella costei	Diatomees	32,5
Cyclotella distinguenda	Diatomees	21,4
Fragilaria crotonensis	Diatomees	10,8
Cryptomonas sp.	Cryptophyces	4,9
Peridinium willei	Dinophycees	3,1
Gymnodinium helveticum	Dinophycees	2,7
Plagioselmis nannoplantica	Cryptophyces	2,6
Aphanocapsa planctonica colonie 50 μm	Cyanobacteries	2,5
Dinobryon sertularia vide	Chrysophyces	2,1
Aphanocapsa planctonica	Cyanobacteries	2

Tableau 6 : Espèces phytoplanctoniques dominantes en 2024

La dynamique annuelle de la Chl- α est caractérisée par une distribution sur une majeure partie de la colonne d'eau en janvier et février du fait du brassage des eaux (Fig. 9). Dès le mois d'avril et la mise en place de la stratification, les plus fortes concentrations en Chl- α sont identifiées entre 10 m et 20 m de profondeur. En fin d'année, la stratification thermique s'amenuise et les concentrations en Chl- α se distribuent de façon relativement homogène entre 5 m et 25 m de profondeur.

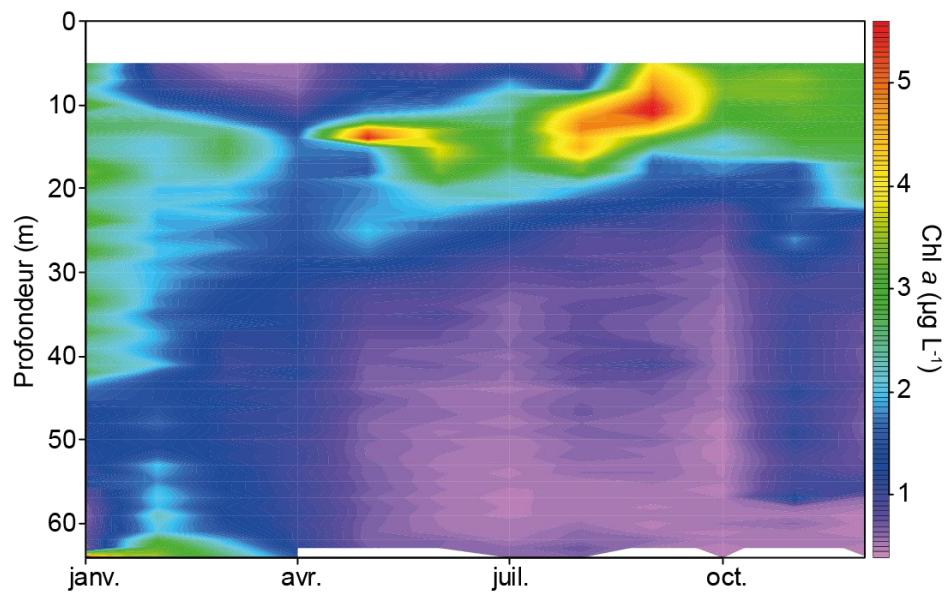


Figure 9 : Evolution mensuelle de la Chlorophylle α en 2024

Le lien entre Chl- α et transparence est marqué en 2024 comme les années précédentes à la différence de 2021 probablement du fait des précipitations de calcites impliquées dans l'atténuation de la transparence de l'eau. La transparence est restée forte jusqu'en mai avant de diminuer de façon importante en juin en lien avec l'augmentation de la Chl- α . Des variations de transparence non négligeable ont ensuite été enregistrées jusqu'à la fin de l'année mais ce paramètre est toujours resté au-delà du seuil de « très bon état écologique » (3, 39 m, Fig. 10).

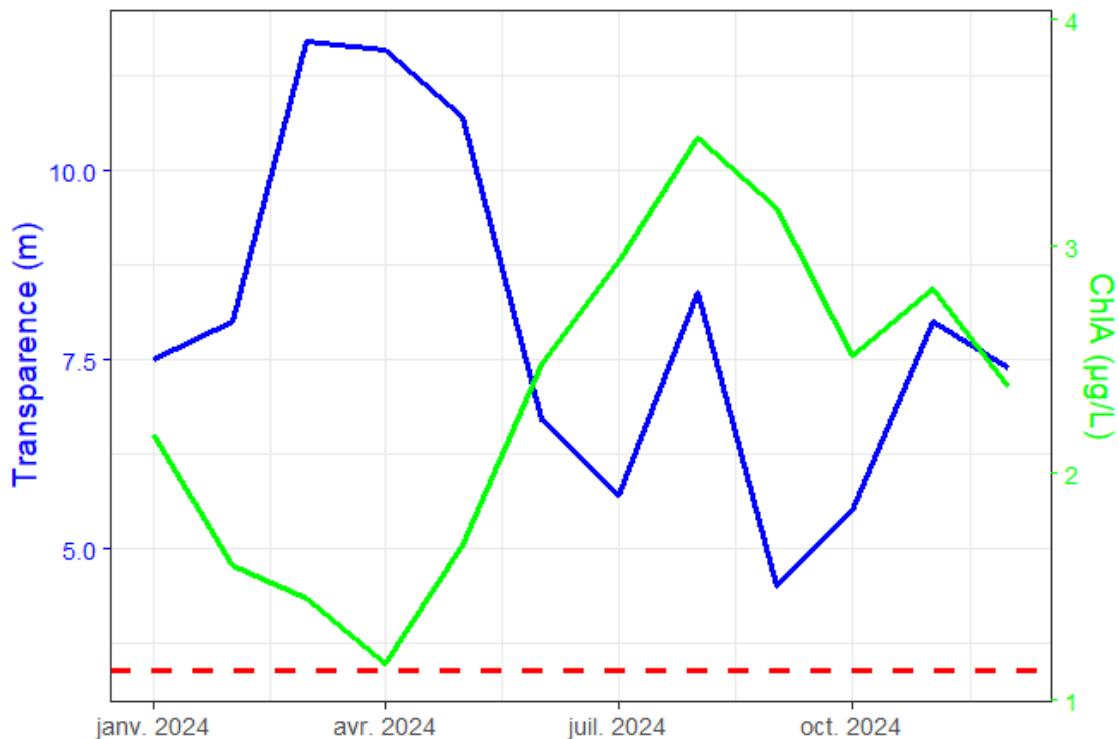


Figure 10 : Evolution de la transparence (profondeur de Secchi, en bleu) et de Chlorophylle A dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) en 2024. La ligne horizontale pointillée rouge représente le seuil DCE de « très bonne qualité » pour la transparence.

3.3. Zooplancton

En 2024, le zooplancton du lac d'Annecy était dominé par deux petites espèces *Mesocyclops leukartii* et *Cyclops prealpinus* qui représentent plus de 60% des densités annuelles. *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 (Fig. 11A). La richesse taxonomique du zooplancton a augmenté au cours de l'année passant de 5 taxons en janvier à 9 taxons à partir d'octobre (Fig. 11B). La diversité taxonomique a connu deux maxima en début de printemps et en fin d'été et était minimale en décembre alors que la richesse taxonomique était maximale (Fig. 11B). La dynamique temporelle détaillée des espèces herbivores ne met pas en évidence la présence de pic d'abondance printanier et les abondances restent peu variables (Fig. 11C). Différemment, les deux espèces de zooplancton prédateur ont connu un pic de développement en octobre et *B. longimanus* semble le seul prédateur bien présent sur l'ensemble de l'année (Fig. 11D).

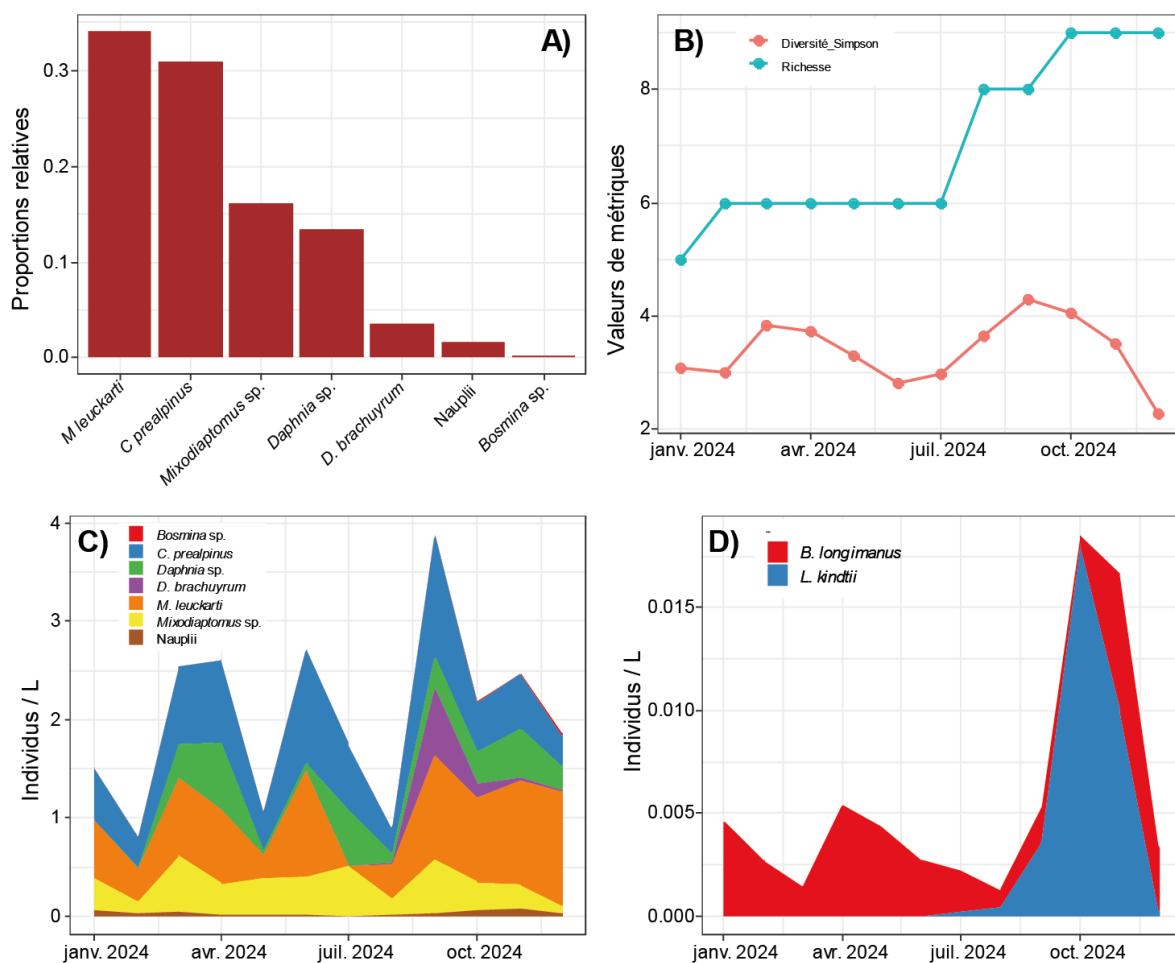


Figure 11 : Evolution de la communauté zooplanctonique en 2024 : A) proportions relatives des abondances sur l'ensemble de l'année, B) richesse et diversité spécifiques, C) dynamiques des espèces herbivores et D) dynamiques des espèces de prédateurs.

3.4. Poissons

Pêches aux filets

En 2024, 66 filets benthiques ont été déployés conformément au plan d'échantillonnage. Les captures réalisées permettent d'identifier les espèces présentes et de calculer les rendements par espèce exprimés en effectif ou en poids, rapportés à une surface unitaire de filet et à 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	Blennie	1,2	1	0,4	0,3
	Brochet	346,6	3	116,7	1
	Corégone	238,6	12	80,3	4
	Gardon	6075,2	228	2045,5	76,8
	Goujon	144,2	27	48,5	9,1
	Omble	208,8	1	70,3	0,3
	Perche	15778,6	424	5312,7	142,8
	Rotengle	737	5	248,1	1,7
	Tanche	4663,4	3	1570,2	1

Tableau 7 : Synthèse des captures effectuées par pêche aux filets en 2024

En 2024, la campagne de pêche a permis la capture de 9 espèces de poissons. Le rendement de pêche numérique en 2024 est de 237 ind/1000 m² et pondéral de 9,5 kg/1000 m². Comme les années précédentes, la perche (*Perca fluviatilis*) et le gardon (*Rutilus rutilus*) sont les deux espèces dominantes en termes de rendement numérique dans les filets benthiques avec respectivement 142,8 et 76,8 ind/1000m². Ces deux espèces représentent 93% des effectifs capturés lors des pêches scientifiques. En comparaison à 2023, le nombre de gardons capturés pour 1000 m², dans les filets benthiques, a été divisé par 2. Pour la perche, la diminution est moins marquée, mais reste notable. Sur le plan pondéral, la perche reste l'espèce la plus représentée, suivie du gardon.

En 2024, 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 des distributions en taille et des distributions verticales dans la colonne d'eau.

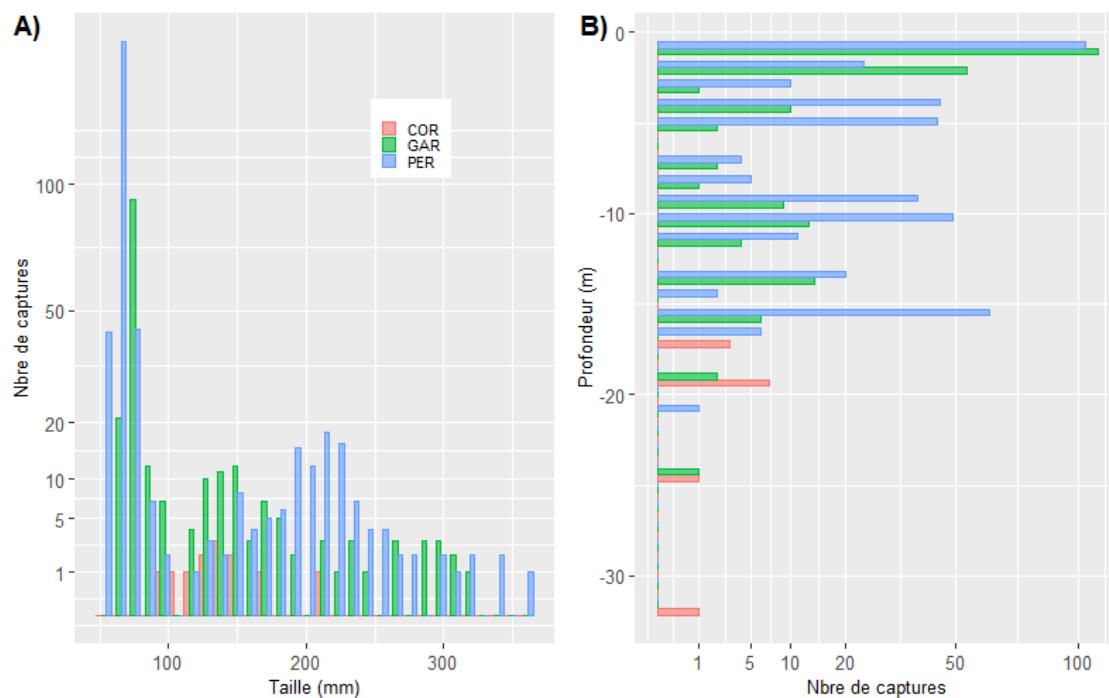


Figure 12 : Principales caractéristiques des captures des trois espèces dominantes (perche, gardon, corégone : distribution en taille (A), distributions bathymétriques (B)

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

En 2024, la population de perches présente une structure en taille classique, caractérisée par une bimodalité. Le mode principal se situe à 70 mm, correspondant aux individus de l'année (0+) (Fig. 12A). Cette année une part non négligeable de petites perches a été capturée, avec une taille comprise entre 55 et 60 mm. Le second mode s'établit entre 200 et 220 mm, majoritairement composé d'individus d'âge 2+. Après un schéma atypique en 2023 (mode principal 0+, 1+ mélangé), la population de perches retrouve une distribution conforme aux attentes.

De manière générale, les percidés sont présents dans les couches chaudes, situées au-dessus de la thermocline. En 2024, un individu a toutefois été capturé en dessous de celle-ci à 21m de profondeur (Fig. 12b). À cette profondeur et à cette période de l'année, la présence de cette espèce est peu probable. Il pourrait s'agir d'un individu capturé accidentellement lors de la remontée des filets.

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

La distribution en taille de la population de gardons présente une bimodalité, avec une dominance marquée des individus de l'année (0+), dont le mode se situe à 75 mm. Le second mode regroupe des individus dont la taille est comprise entre 120 et 180 mm, avec un pic à 140 mm (1+). Pour les tailles supérieures, la distribution est relativement uniforme, sans apparition de mode distinct.

En ce qui concerne la répartition selon la profondeur, la majorité des gardons ont été capturés au-dessus de la thermocline. Les trois individus pêchés aux alentours de 20 mètres de profondeur sont probablement le résultat de captures accidentnelles, survenues lors de la pose ou de la relève des filets.

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

En 2024, la structure en taille de la population de corégones capturés durant les pêches scientifiques n'est pas représentative de l'ensemble de la population. L'impossibilité technique de poser les filets pélagiques est certainement responsable de l'absence de captures d'individus adultes. Parmi les 12 individus capturés à l'aide des filets benthiques, un seul présentait un âge supérieur à 1 an+. Le mode des juvéniles de l'année est de 130 mm. La majorité des captures en corégones a été réalisée entre 17 et 20 m de profondeur.

Hydroacoustique

L'analyse des données issues la campagne hydroacoustique a permis la détection de 4431 cibles en couche supérieure et 979 en dessous de la thermocline (Fig. 13) Le nombre d'individus détectés au-dessus de la thermocline (trait en pointillé) est conforme aux valeurs généralement observées depuis la mise en œuvre du transducteur avec un angle d'ouverture à 7° . Ce résultat est encourageant, notamment après une année 2023 marquée par la détection de seulement 66 cibles dans cette même couche.

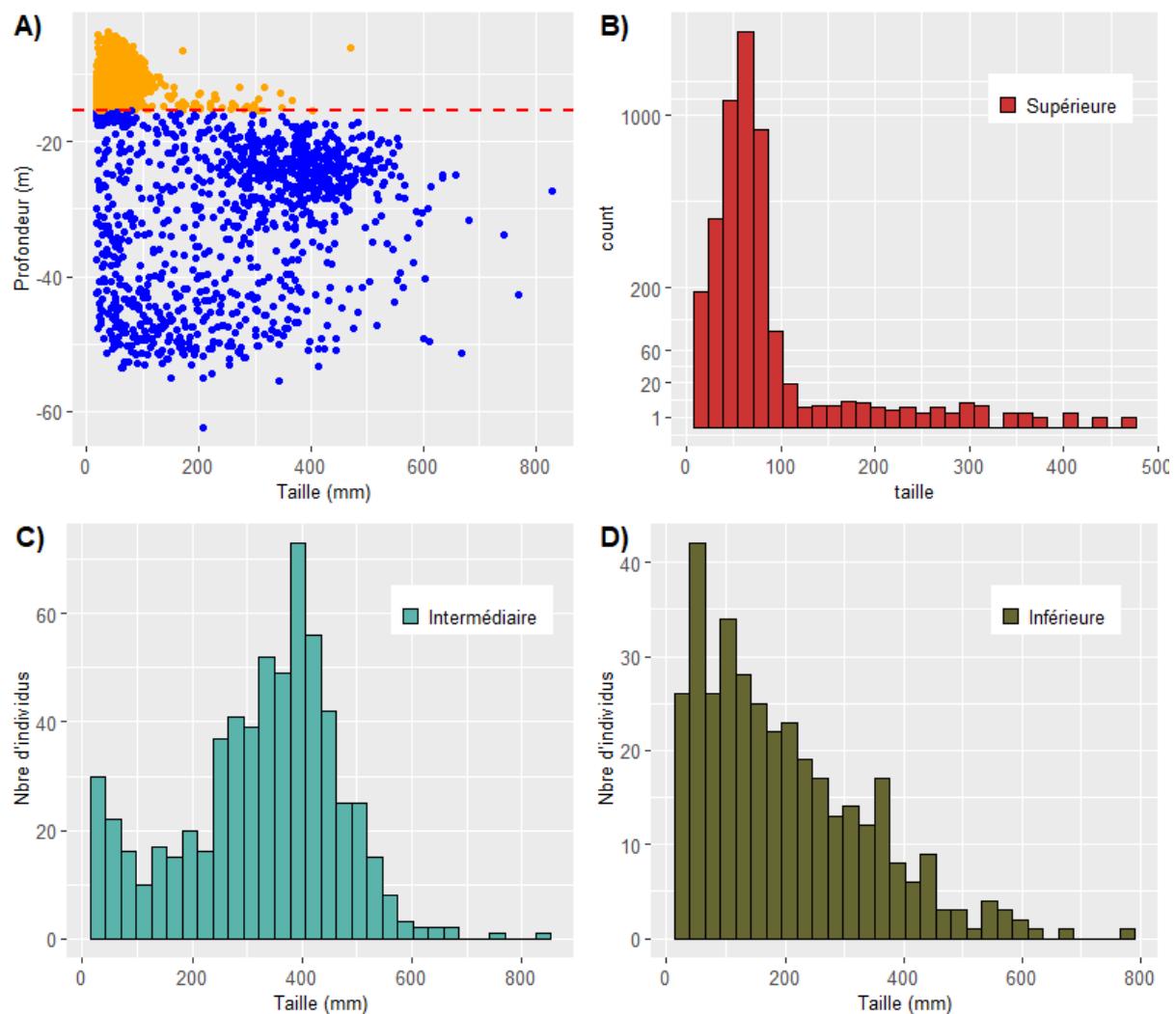


Figure 13 : Distribution en fonction de la profondeur des tailles individuelles estimées par hydroacoustique (A) et distribution en taille pour les trois couches de la colonne d'eau (B, C, D). Dans (A), la ligne rouge représente la profondeur de la thermocline et les points orange et bleu distinguent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

En utilisant l'équation généraliste de Love (1971), la taille des cibles détectées dans la couche supérieure est estimée entre 20 et 470 mm, avec une distribution unimodale centrée sur 70 mm (Fig. 13). La majorité des cibles de cette couche présentent une taille inférieure à 100 mm.

Dans la strate intermédiaire, 619 cibles ont été enregistrées. La distribution en taille des individus détectés dans cette zone est également unimodale, avec un mode principal à 400 mm. Le premier pic observé à 20 mm est probablement d'ordre non biologique (bruit acoustique). Cette strate intermédiaire concentre principalement les corégones. L'identification d'un mode à 400 mm dans cette

zone vient compléter les données manquantes des pêches scientifiques en ce qui concerne les corégones adultes, en lien avec l'absence de filets pélagiques cette année.

Dans la couche inférieure, les données hydroacoustiques ne permettent pas de dégager de mode clair. Comme en couche intermédiaire il s'agit probablement de bruit acoustique, notamment au vu de la distribution en taille. Cette zone profonde est principalement peuplée par l'omble chevalier.

La répartition spatiale de la biomasse au sein du lac d'Annecy est représentée sous forme Unité Élémentaire d'Échantillonnage (ESDU) de 250 m chacune (Fig. 14).

Cette année, la **répartition des biomasses** en couche supérieure présente une nette tendance de concentration au Nord du lac. Dans cette zone, les biomasses par ESDU sont élevées. Le peuplement piscicole de cette couche est constitué majoritairement de perches et de gardons. En comparaison, les biomasses enregistrées dans les couches intermédiaire et inférieure sont plus homogènes, aussi bien selon l'axe Nord-Sud que selon le gradient littoral/pélagique.

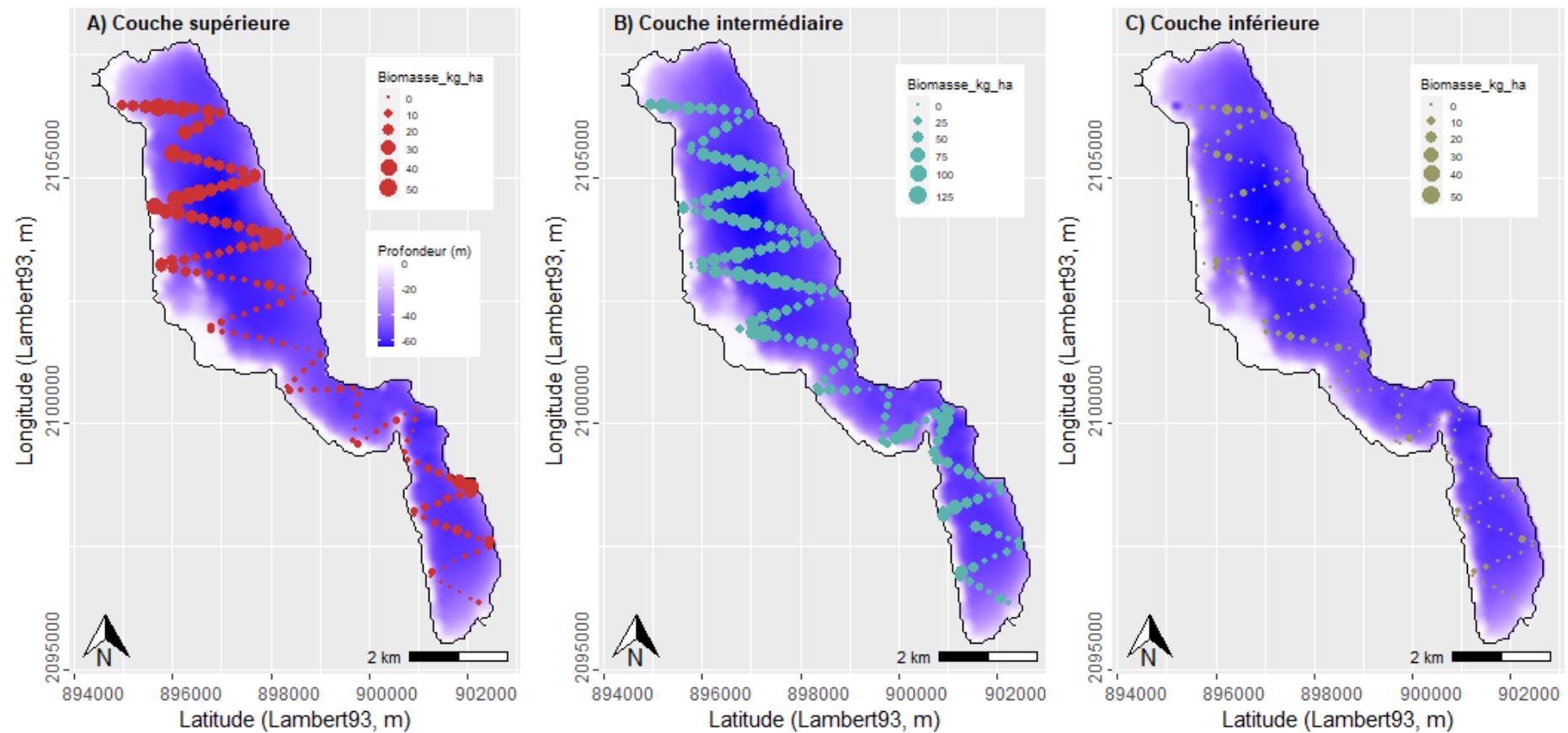


Figure 14 : Distribution spatiale des biomasses estimées par hydroacoustiques pour les 3 couches de la colonne d'eau : A) supérieure, B) intermédiaire, C) inférieure

En termes de répartition entre les couches, un schéma classique est observé, à savoir des biomasses nettement plus faibles en couches supérieure et inférieure, comparativement à la couche intermédiaire (Fig. 15). Cette dernière présente également une plus grande hétérogénéité des biomasses par ESDU. Ainsi, dans la couche intermédiaire, la distribution des biomasses est dispersée autour de la médiane, avec 50% des valeurs comprises entre 23,5 et 55,7 kg.ha⁻¹ et un maximum à 153 kg.ha⁻¹.

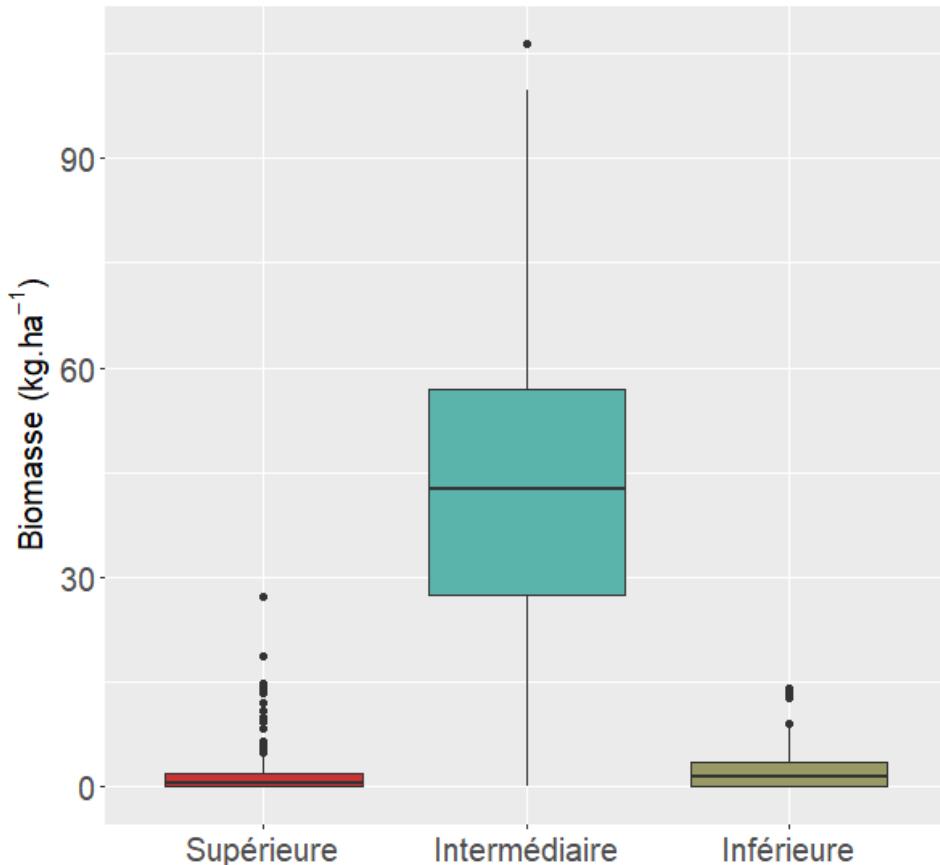


Figure 15 : Synthèse de la distribution des biomasses dans les 3 couches de la colonne d'eau

La médiane calculée en biomasse par hectare, à partir des tailles moyennes, par ESDU, des cibles estimées par acoustique, est de 7,52 kg.ha⁻¹ pour la couche superficielle. Les estimations seraient de 39,5 kg.ha⁻¹ pour la couche intermédiaire et de 1 kg.ha⁻¹ pour la couche la plus profonde.

IV. Tendances à long-terme

4.1. Physico-chimie

L'évolution thermique moyenne annuelle à long terme du lac en fonction de la profondeur indique que les couches de surface se sont moins réchauffées en 2024 qu'en 2023 particulièrement à la différence de température de fond qui ont continué à augmenter par rapport à 2023. Il en découle que les températures de surface n'ont pas présenté de record thermique notable par rapport à la chronique temporelle disponible alors que les températures de fond ont été, en moyenne, les plus chaudes de l'ensemble de la chronique temporelle (Fig. 16).

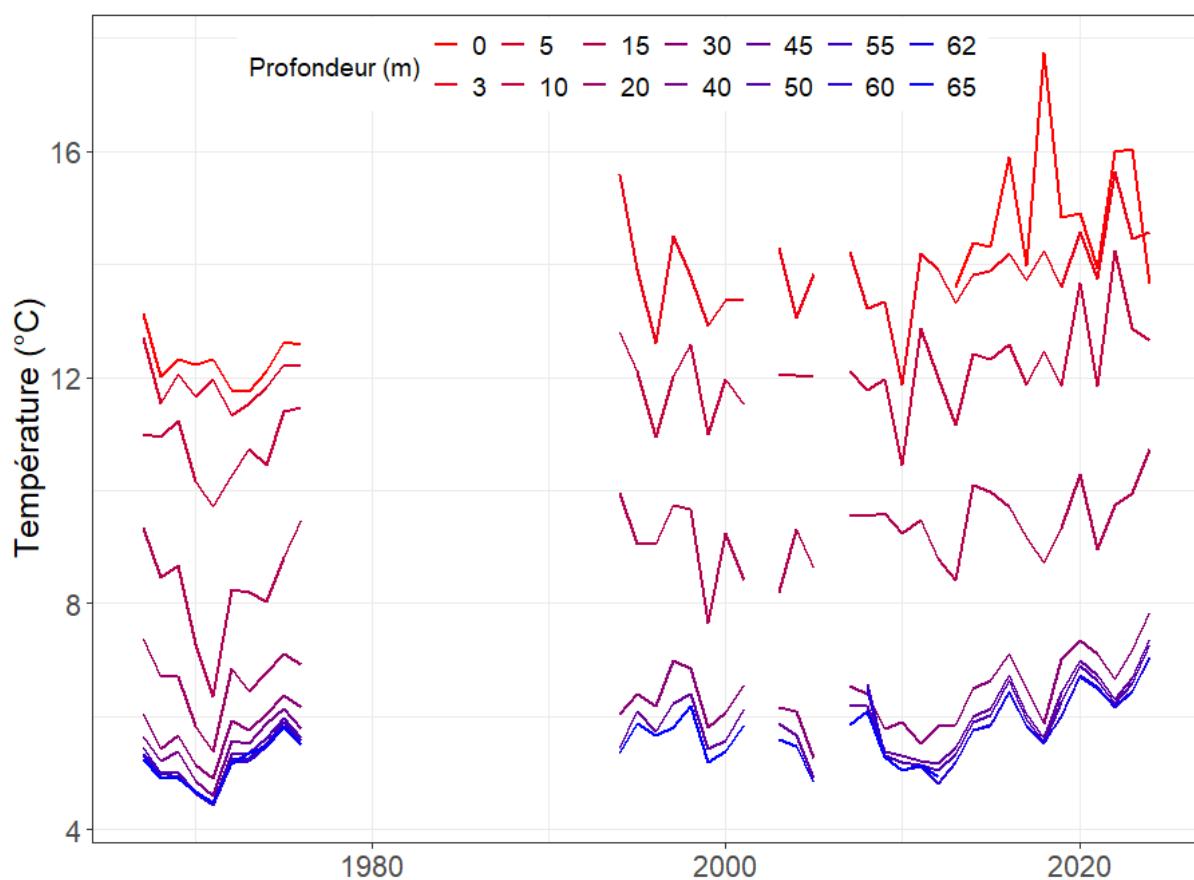


Figure 16 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle pour les différentes profondeurs suivies

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). Pour les 4 saisons, les températures en profondeur présentent peu de variations et sont moins influencées par la météorologie. Ces dernières présentent ainsi une tendance similaire pour les 4 saisons à l'augmentation des températures en 2024 par rapport aux années précédentes. Ce phénomène semble s'être principalement initié à partir de 2012. Différemment les températures plus proches de la surface montrent des tendances très variables entre saisons. Ainsi, les températures printanières ont été bien moins chaudes au printemps 2024 qu'en 2023 dans le premier mètre mais cette tendance ne s'est pas

répercutee dans le reste des couches de surface. Les températures de surface ont été chaudes en 2024 et proches de 2023. L'automne a vu les températures de surface (< 10 m de profondeur) chuter très rapidement mais ce phénomène n'a pas affecté les couches plus profondes du fait de l'inertie thermique. Enfin les températures hivernales sont similaires sur l'ensemble de la colonne d'eau et ne montre que peu de variations inter-annuelles au-delà de l'augmentation identifiée depuis 2012

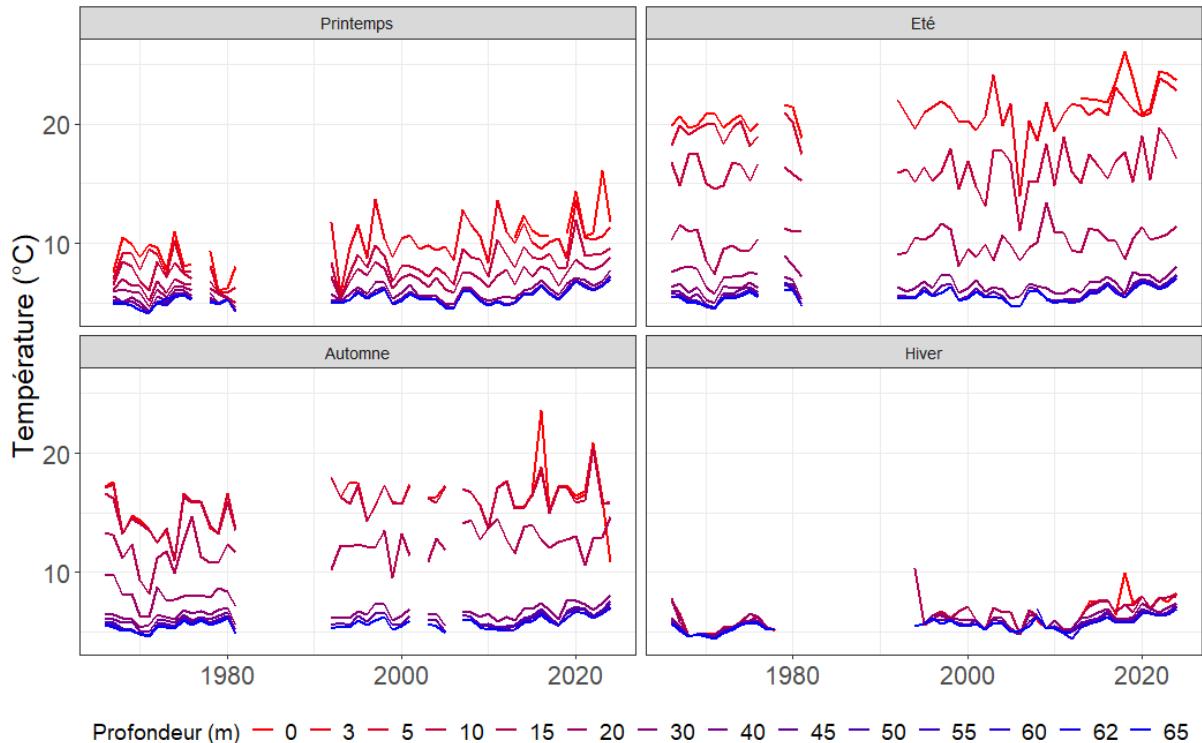


Figure 17 : Dynamique à long terme de la température moyenne annuelle saisonnière pour les différentes profondeurs suivies

Les tendances thermiques entre 1966 et 2024 pour chaque saison et chaque profondeur sont caractérisées 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 surtout 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), un réchauffement moindre pour les couches d'eau intermédiaires (10m à 45m) et un réchauffement plus faible pour les couches d'eau proche de la surface (3m à 5m).

Comparativement à la période 1966-1980, l'année 2024 se caractérise par un réchauffement particulièrement important des eaux de surface ($\sim 3^{\circ}\text{C}$) et qui diminue avec la profondeur pour être $\sim 2^{\circ}\text{C}$ à partir de 30m.

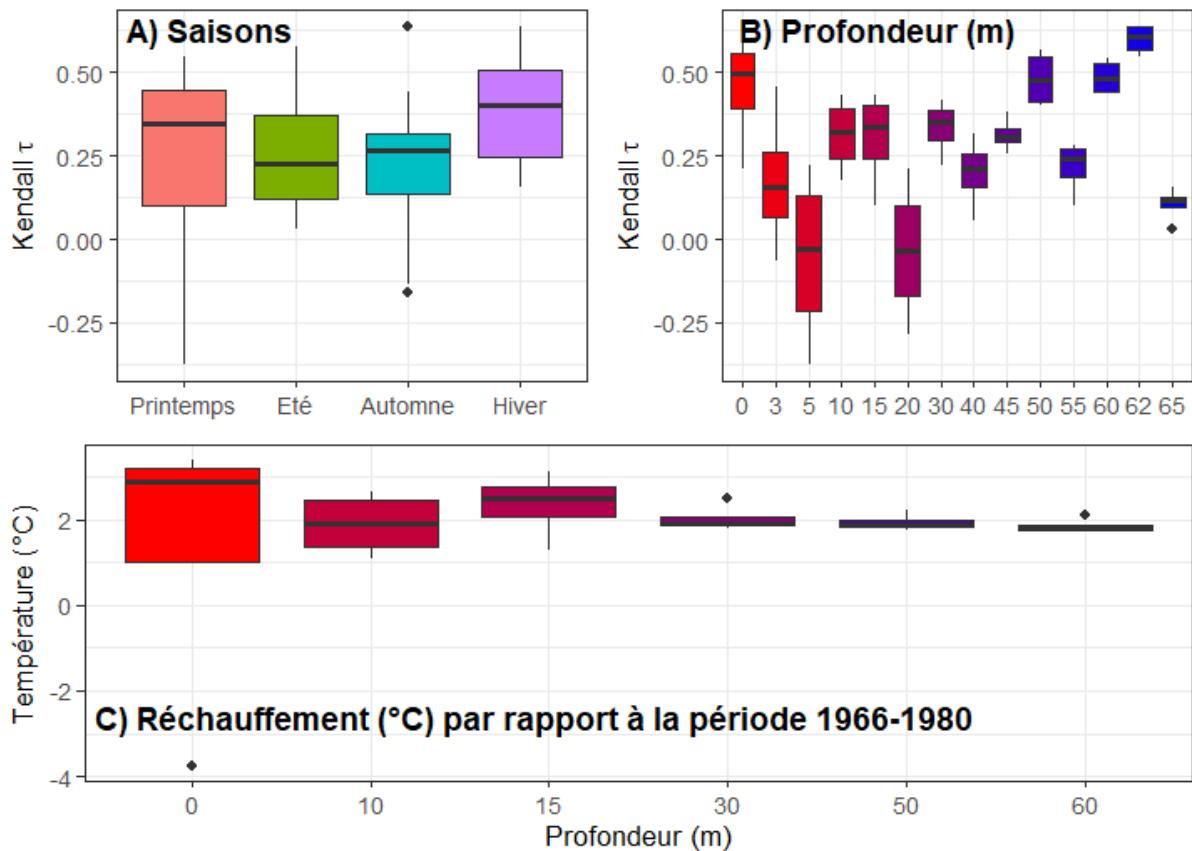


Figure 18 : Tendances temporelles de la température pour les différentes saisons (A), pour les différentes profondeurs (B), (C) Amplitude du réchauffement en 2024 par rapport aux années 1966-1980.

L'évolution de la dynamique de l'oxygène et plus particulièrement de la désoxygénéation 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, une désoxygénéation des eaux profondes débutant en milieu d'été et dont la hauteur s'amplifie au cours de l'automne et de l'hiver est mise en évidence. La profondeur de désoxygénéation maximale a atteint 51 m de profondeur en 2024 et était ainsi moins prononcée que les années précédentes particulièrement en 2023 où elle a atteint les 45 m de profondeur.

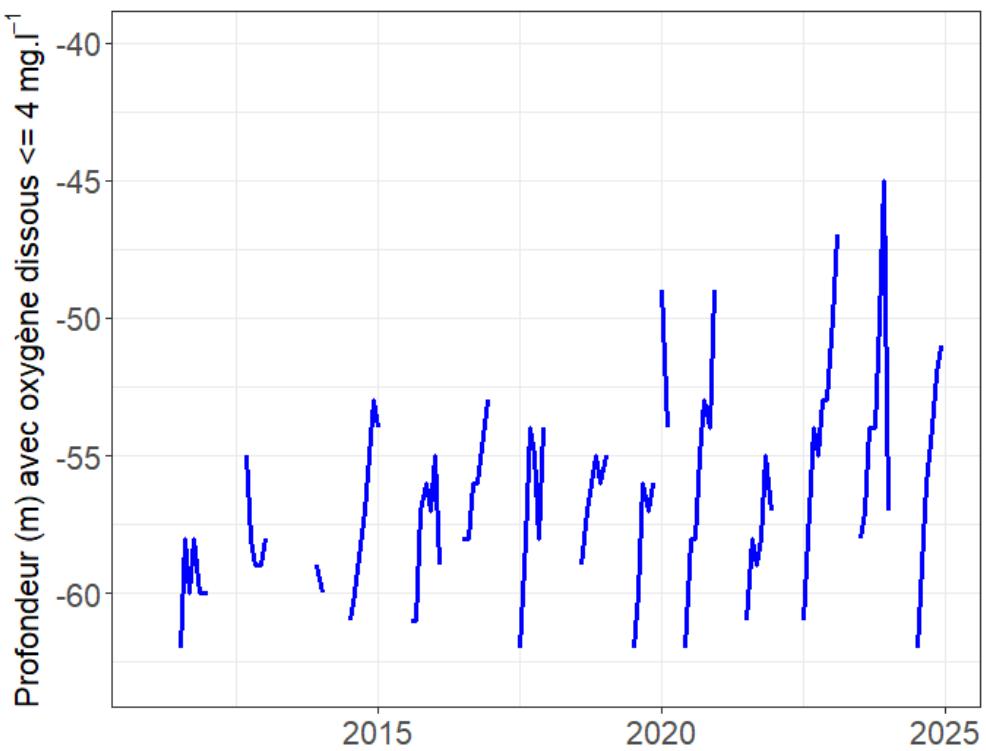


Figure 19: Evolution temporelle de la désoxygénation de l'hypolimnion

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 ne montre pas de tendance marquée à l'échelle annuelle mais a tendance à légèrement augmenter en 2024 suggérant une plus forte limitation en phosphore pour le métabolisme phytoplanctonique (Fig. 20A). Les fortes fluctuations intra-annuelles de ce ratio sont en lien avec des fluctuations saisonnières des concentrations en azote et en phosphore menant à un ratio N/P plus élevé au printemps et en hiver qu'en été et en automne (Fig. 20B).

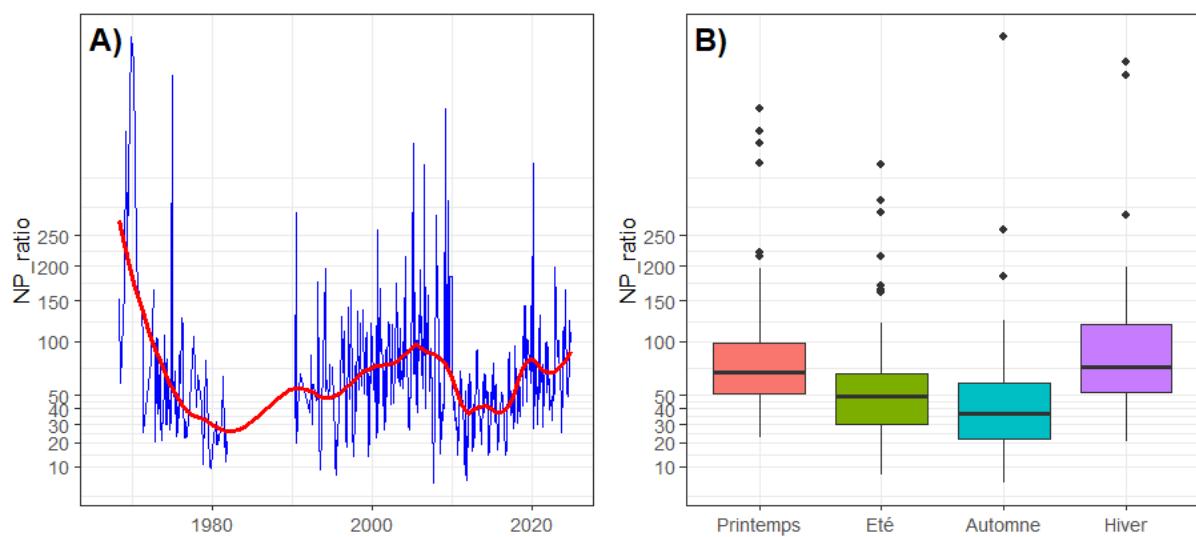


Figure 20 : Evolution temporelle du ratio N/P (A) et variabilité saisonnière du ratio N/P (B).

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 conditions moyennes annuelles en 2024 étaient proches des années précédentes. 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.

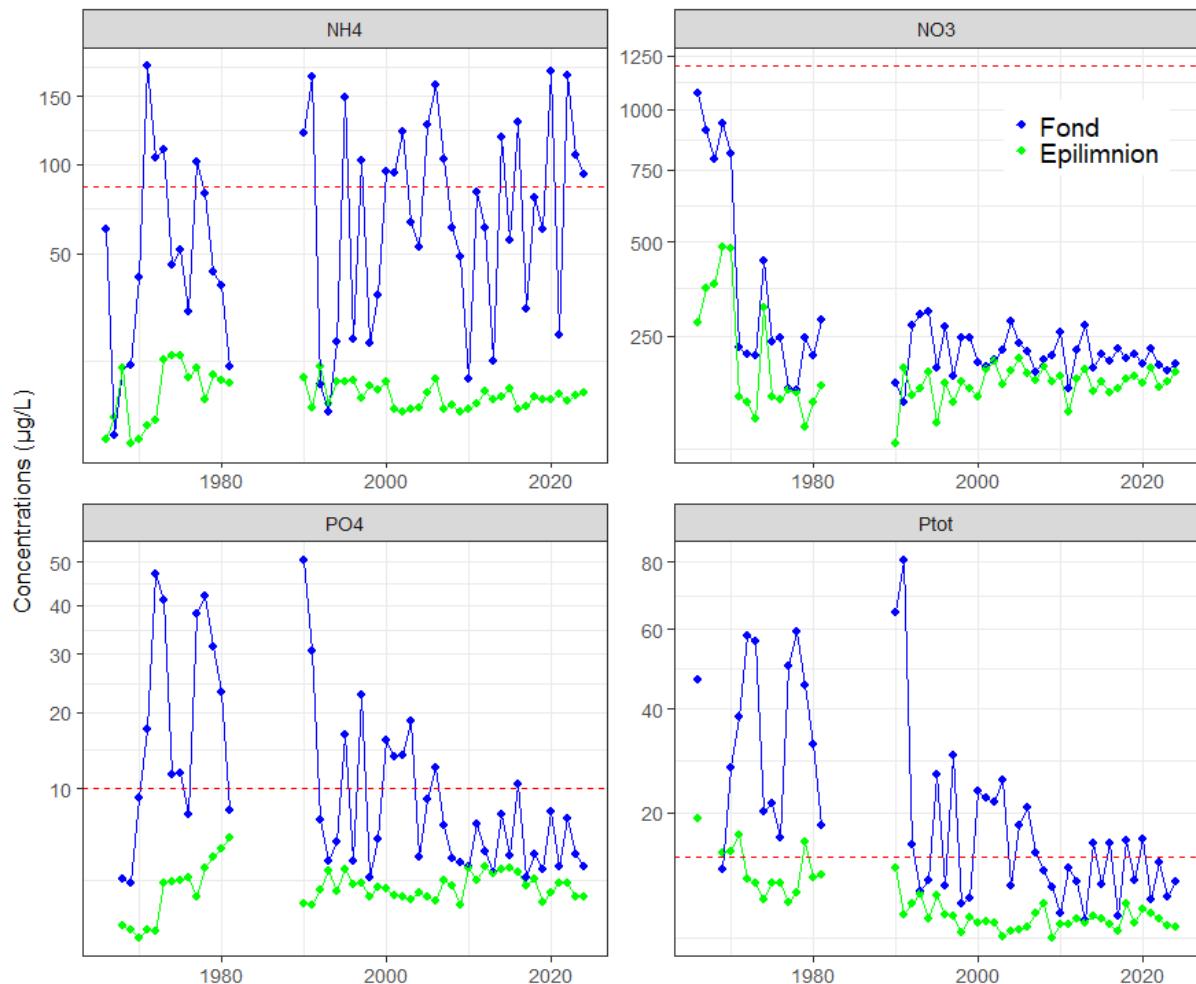


Figure 21 : Evolution à long terme des concentrations en nutriments (moyennes annuelles) dans l'épilimnion (couche de surface, en vert) et au fond (>60m, en bleu). Les lignes pointillées rouges représentent les seuils DCE de « très bon état » pour l'épilimnion.

4.2. Phytoplancton

L'année 2024 présente une biomasse sensiblement inférieure 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).

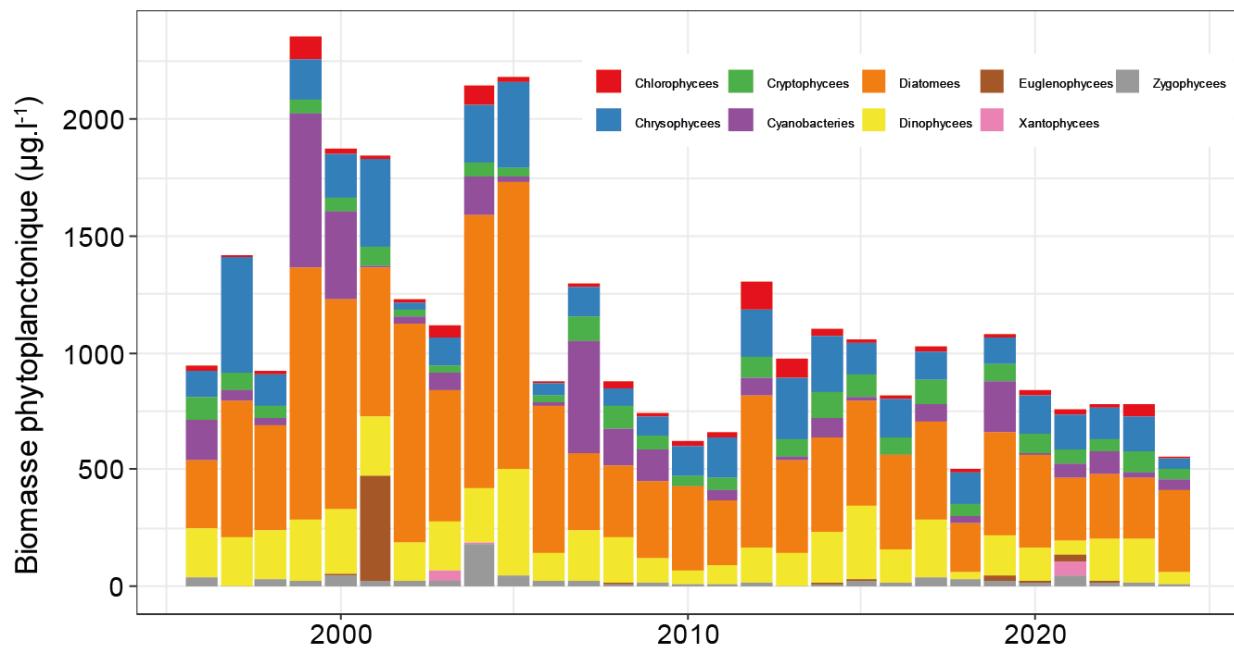


Figure 22 : Evolution à long terme du phytoplancton

La chronique 1996-2024 montre des valeurs de l'indice Brettum stables, qui alternent entre l'oligomesotrophie et l'oligotrophie associé au « bon » et « très bon » état écologique (Fig. 23A). La faible valeur de 2012 est liée à une biomasse de Chlorophycées relativement importante. Pour l'IPLAC, depuis 2019, le lac est dans le très bon état ou très proche de cet état (Fig. 23B).

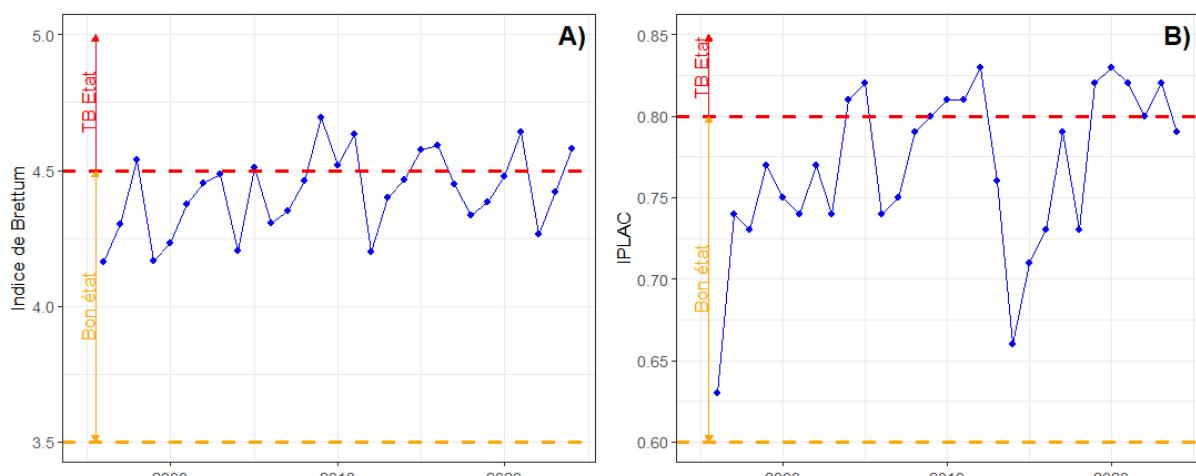


Figure 23 : Evolution à long terme des indicateurs phytoplanctoniques : Indice de Brettum et IPLAC. Les limites pour l'oligotrophie pour l'indice de Brettum en rouge et des seuils DCE entre « très bon état » (en rouge) et « bon état » (en orange) pour l'IPLAC sont indiquées.

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.

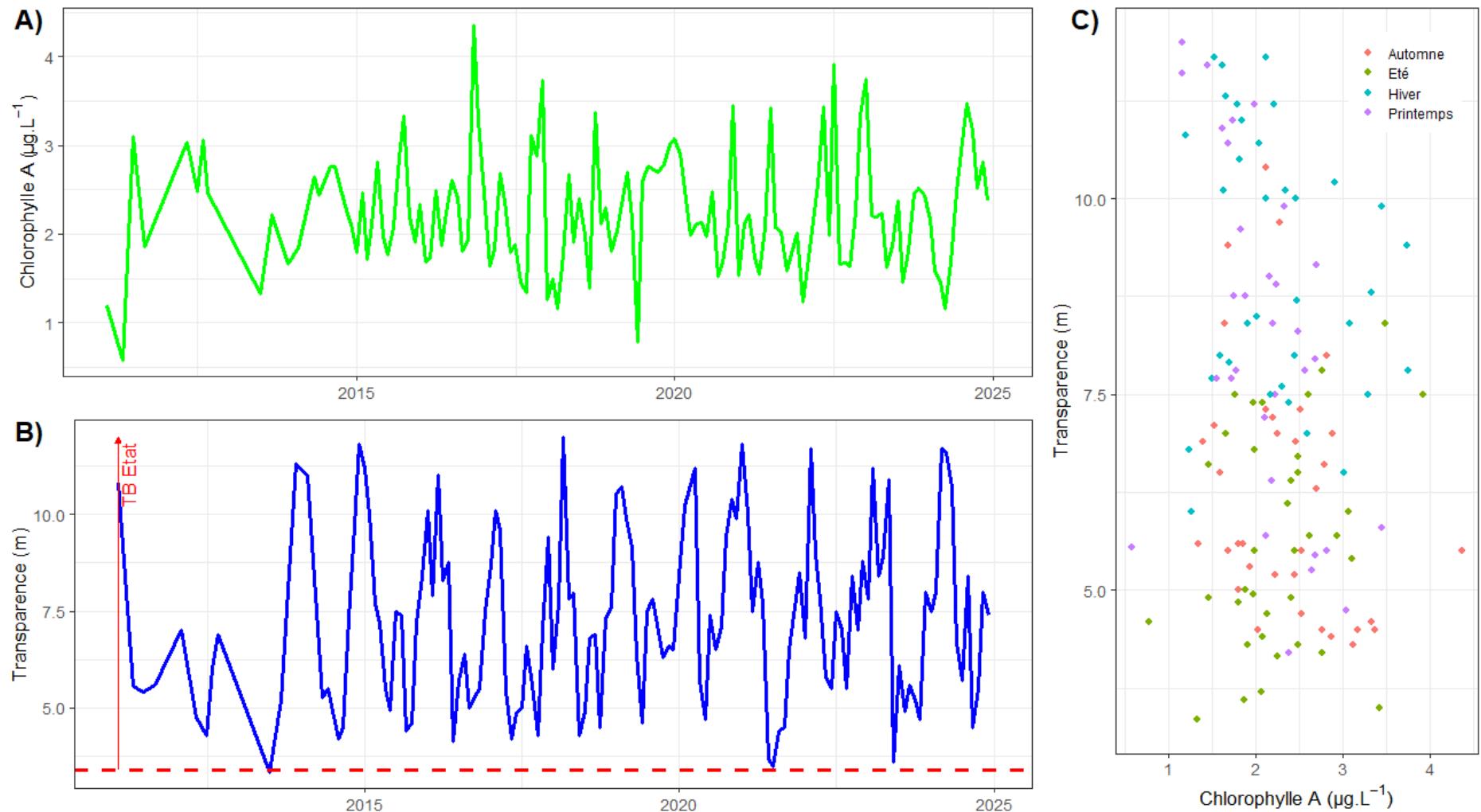


Figure 24 : Evolution à long terme de la Chlorophylle A (A), de la transparence (B) et relation entre la Chlorophylle A et la transparence (C)

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 2024 présente des abondances moyennes annuelles légèrement plus faibles que celles mesurées depuis 2021 et relativement faibles comparativement à l'ensemble de la chronique ($\sim 2 \text{ ind L}^{-1}$). Concernant les prédateurs, leurs abondances sont relativement stables depuis 2021 ($\sim 5 \text{ ind m}^{-3}$) mais la variabilité annuelle en 2024 est plus faible que les années précédentes. Les abondances mesurées depuis 1995 sont $\sim 4 \text{ ind m}^{-3}$ et aucune tendance claire n'est mise en évidence à long-terme pour ce groupe de zooplancton.

Les abondances printanières du zooplancton, considérées comme un facteur clé pour la croissance des jeunes de l'année pour la plupart des espèces piscicoles, étaient inférieures à 2.5 ind L^{-1} ce qui représente la valeur la plus faible sur la chronique disponible. Ces densités sont particulièrement faibles par rapport aux abondances printanières mesurées au cours des années 2005-2019 ($\sim 6 \text{ ind L}^{-1}$) (Fig. 25C). Les biomasses phytoplanctoniques diminuent au printemps depuis 2019 ce qui pourraient expliquer la diminution des densités de zooplancton à cette époque de l'année.

Le coefficient Tau de Kendall 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 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.

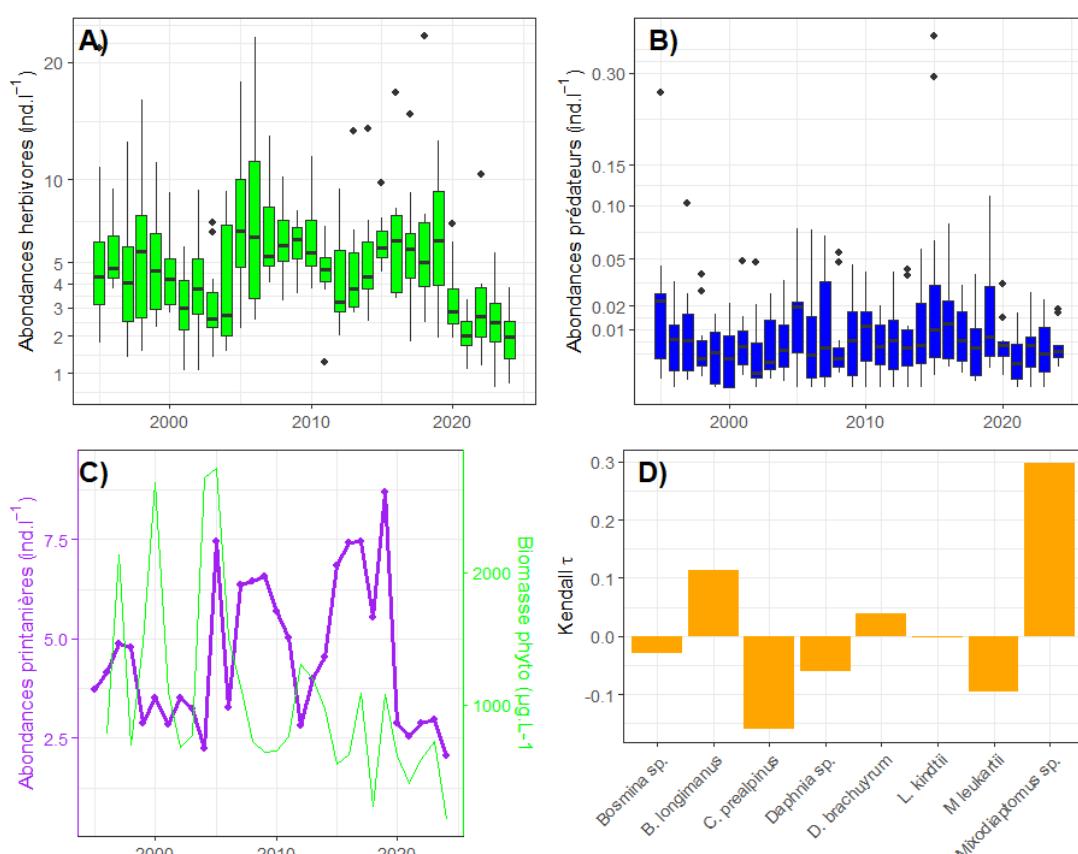


Figure 25 : Evolution à long terme des caractéristiques du zooplancton : abondances moyennes annuelles des herbivores (A) et des prédateurs (B), abondances zooplanctoniques moyennes annuelles printanières (Mars-Avril-Mai) (C), Tau de Kendall des différentes espèces de zooplancton (D).

4.4. Poissons

Pêches aux filets (exclusivement benthique)

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

En 2024, la classe de taille majoritairement représentée dans les filets benthiques est celle de [100-200[, correspondant aux juvéniles de l'année. Avec 10 captures, il s'agit de la 2ème moins bonne année. Deux autres individus sont capturés [0-100[et [200-300[. Cette année il n'y a pas de capture de grands individus dans les filets benthiques. Le coefficient d'allométrie, calculé principalement sur des juvéniles, présentant une silhouette très filiforme, se traduit par une baisse significative à 2,7.

Gardon

La campagne 2024 montre une dominance de la classe [0-100 mm[, correspondant aux individus de l'année. Depuis 2020, il s'agit du 3^{ème} meilleur niveau de capture enregistré. En revanche les classes [100-200[et [200-300[enregistrent leurs plus faibles abondances depuis 2020. Enfin 2 gros individus ont été capturés dans la classe [300-400[. Le coefficient d'allométrie reste stable et au-dessus de 3, traduisant une population qui se porte bien.

Perche

En termes de distribution, la classe [0-100 mm[, correspondant aux juvéniles de l'année, domine largement avec plus de 250 individus capturés dans les filets benthiques. Cela reste cependant loin des niveaux historiques atteints en 2020 et 2022. Les classes [100-200[et [300-400[comptabilisent le plus faible nombre de captures depuis 2020. Cette année aucune perche de plus de 400mm n'a été capturée. Le coefficient d'allométrie suit la bonne dynamique observée depuis 2022 et s'établit à 3,23. Il repasse au-dessus du coefficient de Giannetto et al. (2011).

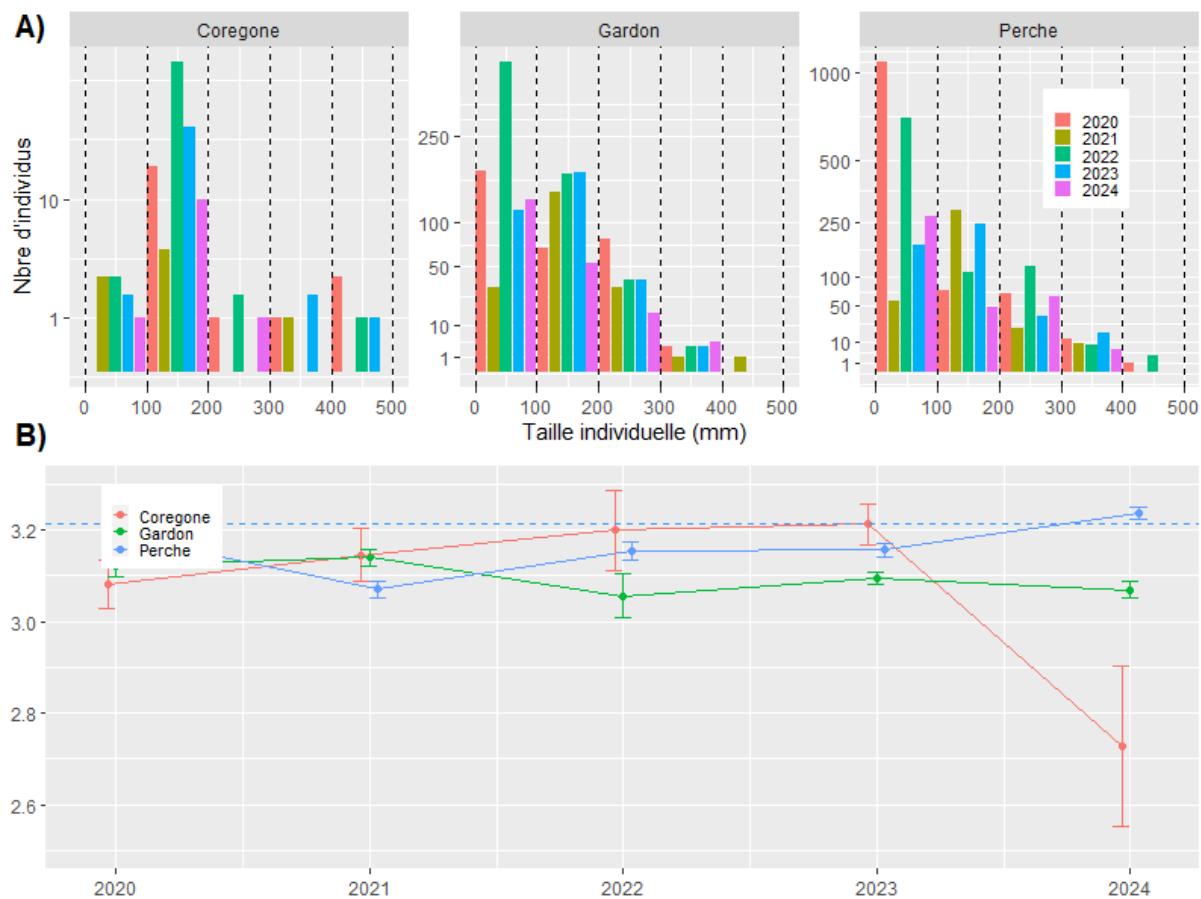


Figure 26 : Evolutions temporelles de la distribution des captures aux filets par classes de taille pour les 3 espèces dominantes (perche, gardon, corégone) (A). Les barres verticales pointillées noires indiquent les différentes classes de taille. Coefficient d'allométrie β caractérisant les relations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

Evolution temporelle des CPUE benthiques

Les CPUE numériques des 3 espèces sont en baisses dans les filets benthiques (Fig. 27). L'année 2024 se situe au même niveau que l'année 2021, une année marquée par des captures numériques inférieures à la moyenne interannuelle, notamment pour la perche et les jeunes corégones. Le constat est similaire pour les CPUE pondérales. Concernant le corégone, la CPUE pondérale de 2024 fait partie des années historiquement faibles. Pour le gardon, les niveaux sont comparables à ceux observés en 2012 et 2013. La perche, quant à elle, présente une CPUE pondérale de 5300g/1000m² soit inférieure à la moyenne interannuelle.

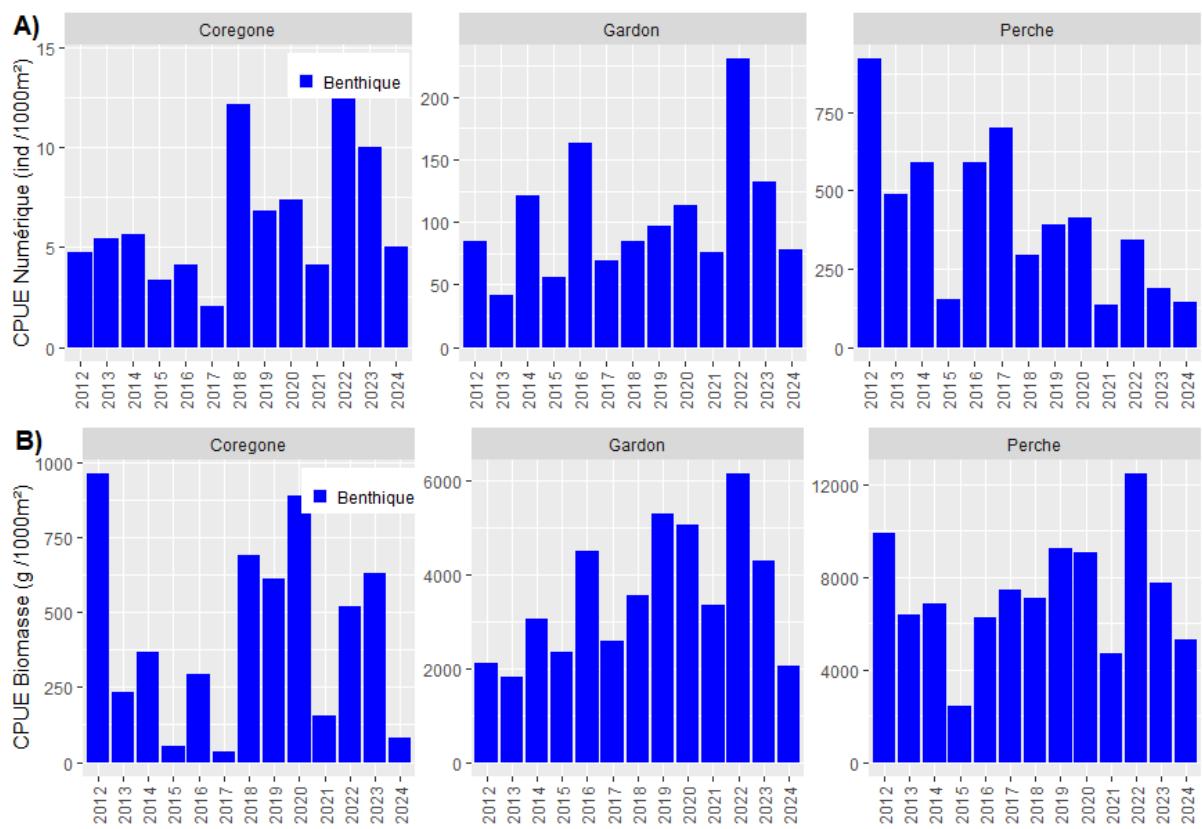


Figure 27 : Evolution temporelle des densités numériques (A) et pondérales (B) estimées par pêches aux filets pour les trois espèces dominantes : corégone, gardon, perche

Hydroacoustique

En ce qui concerne l'évolution des biomasses interannuelles par hydroacoustique (Fig. 28), la valeur médiane en couche supérieure, majoritairement peuplée de perches et de gardons, s'établit à $7,5 \text{ kg.ha}^{-1}$. Après une année 2023 marquée par une faible biomasse dans cette couche, la valeur de 2024 se situe dans la moyenne de la chronique. En couche intermédiaire, concentrant majoritairement les corégones, la biomasse reste comparable à celle observée au cours des 4 dernières années avec $39,5 \text{ kg.ha}^{-1}$. Sur la chronique de données, deux périodes se distinguent : 2012-2018 et 2021-2024 avec un décrochement des biomasses pour cette dernière. Cette biomasse est principalement soutenue par des individus de grandes tailles dont le mode se situe à 400 mm (Fig. 13c). Enfin, dans la strate profonde, la densité acoustique observée en 2024 est de 1 kg.ha^{-1} , similaire aux deux années précédentes.

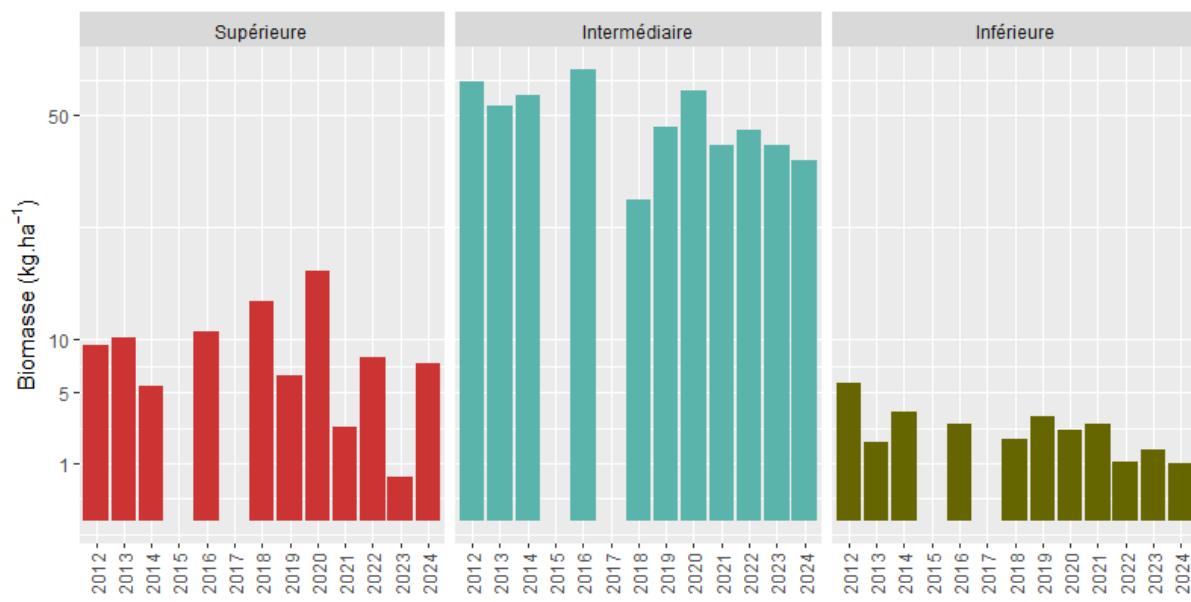


Figure 28 : Evolution temporelle des biomasses médianes estimées par hydroacoustique

En résumé, la campagne hydroacoustique 2024, montre des biomasses en couche supérieure à des niveaux classiquement observés, après les faibles valeurs observées l'année précédente. Pour les couches intermédiaire et inférieure, les biomasses de 2024 restent dans le même ordre de grandeur que les années précédentes.

4.5. Indicateurs fonctionnels

Les indices trophiques de Carlson (TSI – trophic state index) informent de l'état trophique lac en se basant sur la Chlorophylle a, la transparence et le phosphore total. En se basant sur la Chlorophylle a, le lac aurait un statut trophique oligotrophe à oligo-mésotrophe alors que d'après la transparence et le phosphore total, le lac pourrait être considéré oligotrophe à ultra-oligotrophe (Fig. 29A). Ce résultat met en évidence l'intérêt d'apprécier le statut trophique du lac en utilisant des variables complémentaires. 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 permettant d'expliquer leur divergence à certain moment de l'année. Par exemple, suite au brassage des eaux en janvier - 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) indique 1) une limitation en phosphore récurrente depuis 2010 en accord avec les ratios N/P élevés mais aussi 2) la présence de phytoplancton de grande taille en accord avec le suivi phytoplanctonique effectué qui met en évidence la présence de formes coloniales (*Fragilaria crotonensis*, *Dinobryon sp.*) au sein des 10 espèces les plus présentes dans le lac. Cette caractéristique de la communauté de phytoplancton peut expliquer les concentrations en Chlorophylle a supérieures 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 contribuants 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 2024 au regard des métriques de Carlson peut être résumé comme suit : de janvier à mai les conditions trophiques sont restées similaires avec une limitation par le phosphore réduite. A partir du mois de juin et en juillet, la limitation de la croissance phytoplanctonique par le phosphore s'est accrue. Au mois d'août, la communauté phytoplanctonique a changé avec le développement d'algues de plus grandes taille, favorisées par la forte stratification des eaux limitant leur vitesse de sédimentation. En septembre les algues de plus petites tailles sont redevenues prépondérantes. En octobre, la limitation en phosphore était maximale. Enfin en novembre et décembre les conditions trophiques sont redevenues proches de celles du début d'année.

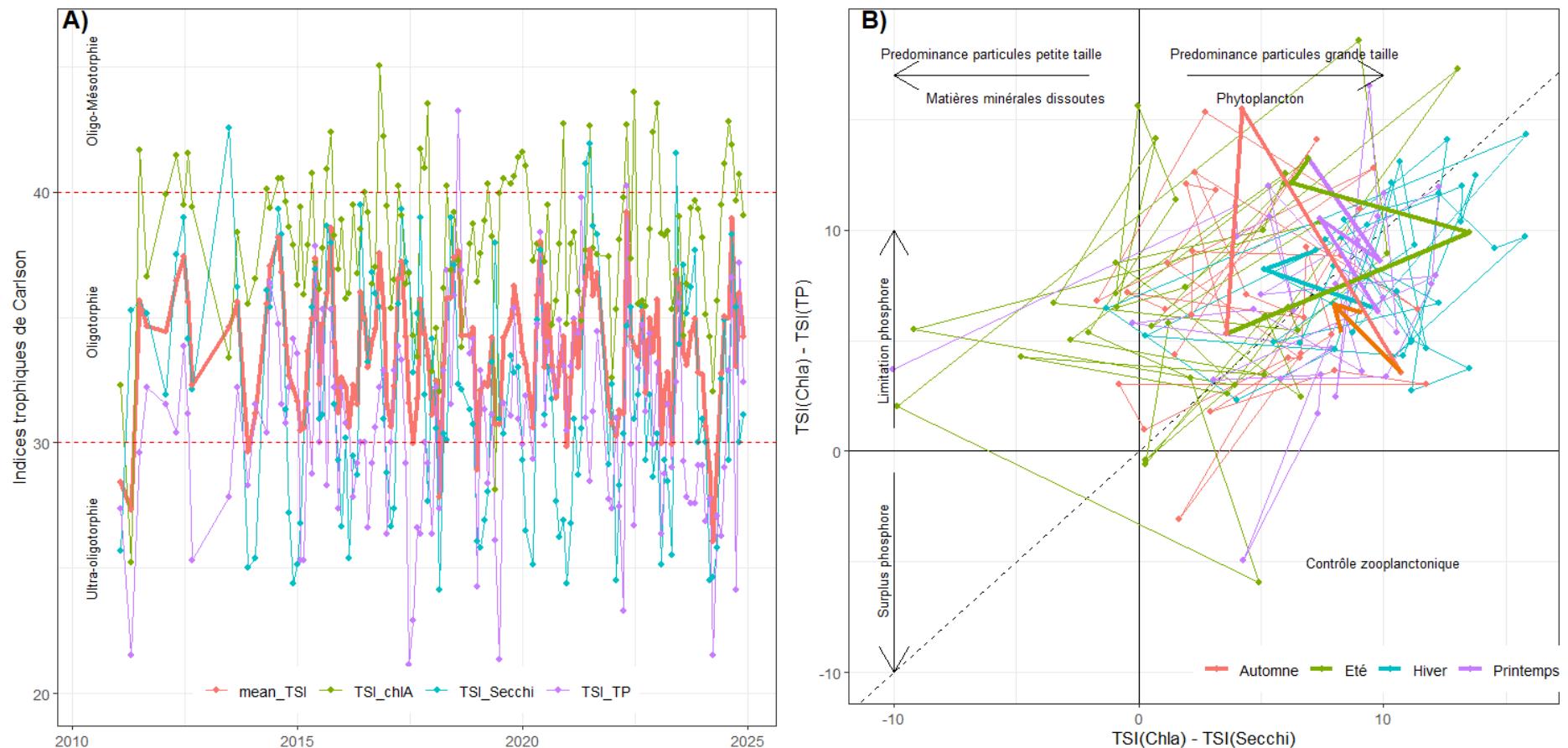


Figure 29 : Contexte trophique du lac d'Annecy évalué par les métriques trophiques de Carlson considérant la Chlorophylle a (TSI_Chla), la transparence de Secchi (TSI_Secchi) et les concentrations en phosphore total (TSI_TP). A) Evolution temporelle des indices. Le niveau trophique du lac est estimé 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 2024 est représentée en traits épais avec la fin de l'année indiquée par une flèche.

L'efficacité de transfert de matières au sein du compartiment pélagique est estimée en deux temps. Premièrement, l'efficacité d'utilisation des ressources par le phytoplancton (RUE Phytoplancton) a tendance à décroître au printemps avec une valeur minimale mesurée en 2024 suggérant qu'il y a une production phytoplanctonique moindre par unité de phosphore au printemps dans le lac (Fig. 30A). Cette tendance semble aussi présente en été, bien que son ampleur soit plus limitée. En automne et en hiver, il n'y a pas de tendances marquées qui pourrait suggérer un changement dans l'efficacité d'utilisation des ressources. Globalement, l'efficacité d'utilisation des ressources par le phytoplancton est supérieure en été et en automne par rapport au printemps et à l'hiver suggérant qu'elle pourrait être conditionnée par la température de l'eau.

L'efficacité d'utilisation des ressources par le zooplancton (RUE zooplancton) a tendance à augmenter au cours de l'année devenant, en moyenne plus importante du printemps jusqu'à l'hiver (Fig. 30B). Cela indique qu'il y aurait relativement plus de zooplancton par unité de phytoplancton en hiver qu'au printemps. L'efficacité d'utilisation des ressources par le zooplancton était plus importante au printemps que les années précédentes et plus faible en automne. En été et en hiver, celles-ci étaient similaires aux années antérieures.

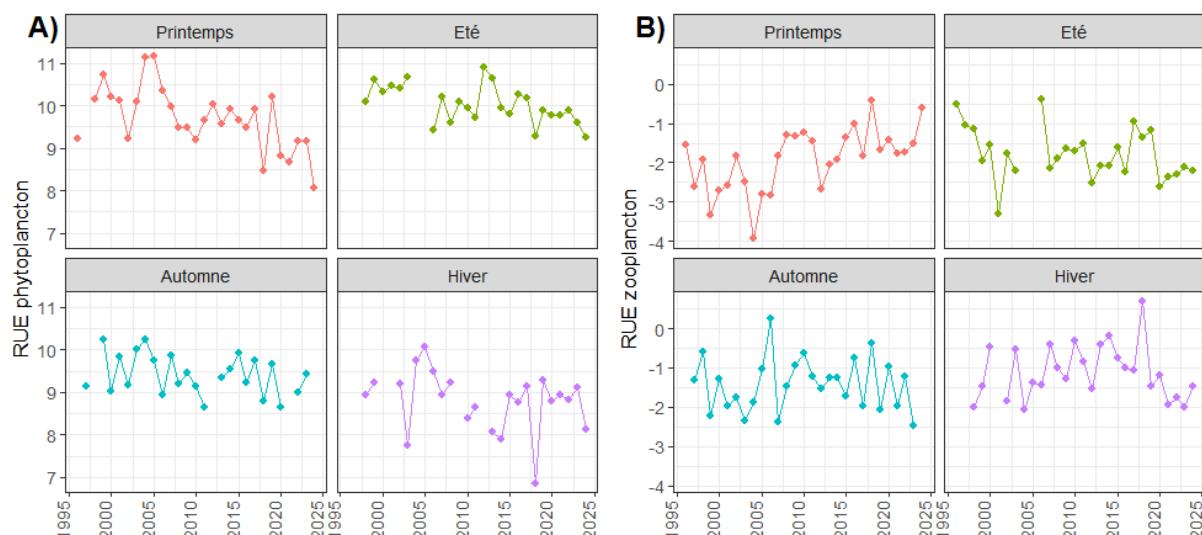


Figure 30 : Evolution temporelle de l'efficacité d'utilisation des ressources par A) le phytoplancton (RUE phytoplancton = ratio entre la biomasse phytoplanctonique et les concentrations en phosphore total) et B) par le zooplancton (RUE zooplancton = ratio entre la biomasse zooplanctonique et la biomasse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

L'efficacité de l'utilisation des ressources dans le compartiment pélagique peut être lié à la richesse du compartiment phytoplanctonique (nombre d'espèces) et dans le but de lier fonctionnement écologique et biodiversité lacustre, les RUE du phytoplancton et du zooplancton ont été confrontés à la richesse phytoplanctonique (Fig. 31). Une relation positive entre RUE phytoplanctonique et richesse phytoplanctonique est mise en évidence. 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 2024, 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).

Complémentairement, 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 qu'une augmentation de la richesse phytoplanctonique est constatée, des espèces de phytoplancton aux caractéristiques écologiques variables sont plus présentes (par exemple formes coloniales comme la chrysophycée *Dinobryon* sp., la cyanobactérie *Aphanocapsa plantonica* ou la diatomée *Fragilaria crotonensis*) étant possiblement moins facilement consommées par le zooplancton. En 2024, 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.

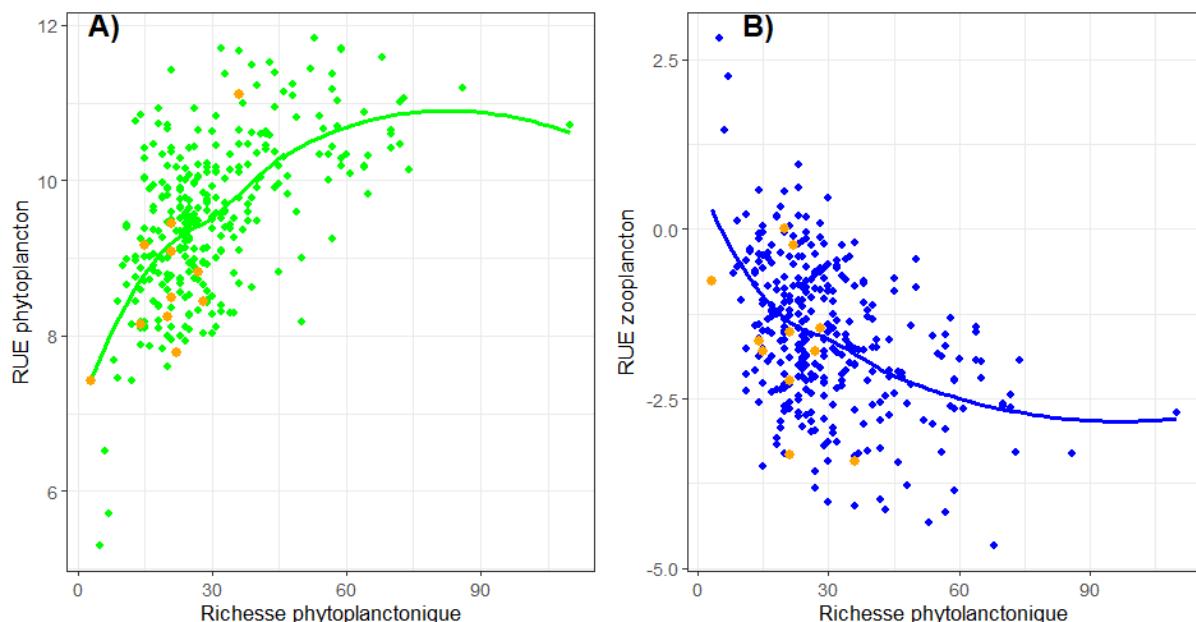


Figure 31 : Relation entre la richesse phytoplanctonique (nombre d'espèces) et les RUE phytoplanctonique (A) et zooplanktonique (B). L'année 2024 est mise en évidence par les points orange.

Synthèse annuelle

A la différence de 2023, l'année 2024 n'a pas été caractérisé par des réchauffements très importants des couches de surface. Le printemps et l'automne ont été relativement froids avec des températures de surface de 5°C inférieures à 2023 alors que les températures estivales et hivernales ont été similaires. La tendance principale est un réchauffement des eaux des couches profondes associées à une fiable variabilité inter-annuelle. L'évolution thermique dépendant des profondeurs considérées avec des réchauffements plus importants dans les couches de surface et profondes que pour les couches intermédiaires. En moyenne par rapport à la période 1966-1980, la colonne d'eau est plus chaude de 2°C.

L'année 2024 a présenté des conditions physico-chimiques classiques pour le lac d'Annecy avec un brassage total de la masse d'eau permettant la réoxygénération des couches profondes. Malgré des concentrations en phosphore non négligeables fin 2023, il n'est pas noté d'enrichissement de la colonne d'eau en phosphore suite au brassage. Sur l'ensemble de l'année, les concentrations dans l'épilimnion sont restées inférieures à 5 µg L⁻¹ traduisant un état oligotrophe voir ultra-oligotrophe du lac du point de vue des nutriments. Cela peut expliquer l'absence de développement significatif au printemps du phytoplancton dont le maximum de développement s'est produit en fin d'été (septembre -octobre). Sur l'ensemble de l'année 2024, c'est la deuxième plus faible biomasse annuelle enregistrée depuis 1996 (~500 µg L⁻¹). Les caractéristiques de la communauté phytoplanctonique suggèrent ainsi que le lac est dans un « bon » à « très bon » état écologique (Brettum et IPLAC). La transparence de l'eau est ainsi restée élevée (jusqu'à 12 m) jusqu'en mai. L'absence de fort développement phytoplanctonique peut probablement expliquer les faibles densités de zooplancton brouteurs tout au long de l'année (< 4 ind L⁻¹) dont les densités moyennes annuelles sont particulièrement faibles depuis 2021. Seules les deux espèces de zooplancton prédatrices (*L. kindtii* et *B. longimanus*) présentent des densités relativement stables au cours du temps et se développent principalement en fin d'été.

Concernant le compartiment piscicole, l'année 2024 est marquée par un retour à une biomasse habituelle en couche supérieure (7,5 kg.ha⁻¹) après la chute observée en 2023 avec une forte proportion d'individus d'environ 70 mm reflet d'un probable bon recrutement en perche et gardon. A noter cette année la présence de 0+ en perche présentant de petites tailles (55-60mm). Cette année, seuls les filets benthiques ont pu être installés et les CPUE benthiques (numériques et pondérales) diminuent par rapport à 2023 pour les 3 espèces (perche, corégone, gardon). Les CPUE pondérales en corégones (principalement juvéniles) et gardon sont les plus faibles de la chronique, tandis que les CPUE de perche se concentrent autour de la moyenne interannuelle. Les résultats 2024 montrent que la biomasse en juvéniles de gardon et perche est principalement répartie dans la zone pélagique. La biomasse en corégone (couche intermédiaire) reste comparable à celle de l'année dernière avec 39,5 kg. ha⁻¹. La structure en taille de la population est estimée par les captures dans les filets benthiques pour les individus de l'année en zone littorale (taille modale de 130 mm) et par hydroacoustique pour les adultes qui présentent en moyenne des tailles supérieures à la taille minimale de capture (taille modale de 400 mm). Les données issues de l'hydroacoustique restent du même ordre de grandeur depuis 4 ans, signe d'une stabilisation des biomasses. Sur la chronique, deux périodes semblent se dessiner avec des valeurs plus basses actuellement (2021-2024) en comparaison à 2012-2018. La couche inférieure, occupée majoritairement par l'omble chevalier, présente des rendements de pêche et de densités acoustiques faibles. La biomasse enregistrée cette année est de 1 kg.ha⁻¹. L'image du peuplement de piscicole du lac d'Annecy est cohérente avec la qualité des eaux observée à travers les autres indicateurs.

Bibliographie

Bibliographie phytoplankton

- 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 phytoplankton de l'INRA : prélèvement

Bibliographie zooplankton

- 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 Zooplankton *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. Soulignac, 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-alpine 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. Doroszczuk, B. Dlugoszewski, 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. Józwik, 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. *Traitemet 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 Hydrobiolology* 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

Annexe 1 : Protocoles normalisés

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		NFT 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 <i>a</i> et phéopigments	Extraction à acétone + Spéctrométrie d'absorption moléculaire	NF T 90-117

Annexe 2 : Incertitudes élargies des principales analyses physico-chimiques

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 3 : Détail du calcul de l'indice Brettum

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 <5	2 5-8	3 8-15	4 15-30	5 30-60	6 >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</i> var. <i>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_j , ($T_1 = 6$, $T_2=5$, $T_3=4$, $T_4=3$, $T_5=2$, $T_6=1$)



Annexe 4 : Caractéristiques des sondes multi-paramétriques immergables utilisées par le laboratoire CARRTEL



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 utilisés dans un logiciel SHL (fabrication INRAE) qui permet la comparaison avec les données chimies (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 dû 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 $\mu\text{mol} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ 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 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 $\pm 0,01$ °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 $\pm 0,2$.

➤ 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 $\pm 1\%$.

➤ 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 $\pm 0,001$ 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 $\mu\text{g/l}$ et l'incertitude est de 0,09 $\mu\text{g/l}$.



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