



Suivi Scientifique du lac du Bourget



RAPPORT ANNUEL Année 2024



Réalisé avec le soutien financier de :

Janvier – Décembre 2024



RAPPORT SCIENTIFIQUE DU SUIVI REALISEE PAR L'INRAE

Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques et les Écosystèmes Limniques
(CARREL), Université Savoie Mont Blanc, Institut national de recherche pour
l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE), 74200 Thonon-les-Bains, France

Réalisé par : Jean-Philippe JENNY (coordination, édition), Leslie LAINE & Serena RASCONI (zooplancton), Frédéric RIMET & Stéphan JACQUET (phytoplancton), Viet TRAN-KHAC (physico-chimie), Jean GUILLARD, Clément RAUTUREAU, Chloé GOULON, Valérie HAMELET (poissons), Quentin GODEAUX (hydroacoustique), Philippe QUETIN & Olivia ITIER-DESGUE (météorologie), Jean Christophe HUSTACHE (prélèvement et mesures *in situ*), Pascal PERNEY (physico-chimie et prélèvement et mesures *in situ*).

 Comité Intercommunautaire pour l'Assainissement du Lac du Bourget 42 Rue du Pré Demaison, 73000 Chambéry Tél : +33 (0)4 79 70 64 64 Site Internet du CISALB : www.cisalb.fr	 INRAE 75 bis, avenue de Corzent – CS 50511 F-74203 THONON-LES-BAINS CEDEX Tél : +33 (0)4 50 26 78 00 Université de Savoie Mont-Blanc Technolac 73370 LE BOURGET-DU-LAC Tél : +33 (0)4 79 75 88 68
--	--

Pour citer ce document :

Référence à citer : Jenny, JP., J.-N. Avrillier, S. Cachera, O. Itier-Desgué, Q. Godeaux, C. Goulon, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, S. Jacquet, L. Laine, P. Perney, P. Quétin, J. Raphy, C. Rautureau, F. Rimet, S. Rasconi, V. Tran-Khac. 2025. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2024. Rapport INRAE-CISALB, 103 pages.

SOMMAIRE

1.	Introduction	8
2.	Contexte hydroclimatique.....	9
3.	Méthodologies	12
3.1	Physico-chimie	12
3.2	Phytoplancton.....	12
3.3	Zooplancton.....	13
3.4	Poissons.....	14
3.4.1	Hydroacoustique	15
3.4.2	Suivi halieutique	17
3.4.1	Pêche amateur	18
3.5	Indicateurs DCE et métrique de Brettum	20
3.5.1	Indicateurs DCE.....	20
3.5.2	Métriques de Brettum & transparence	21
4.	Résultats	24
4.2	Physico-chimie	24
4.2.1	Température et oxygène	24
4.2.2	Transparence	28
4.2.3	Nutriments	31
4.3	Phytoplancton.....	34
4.3.1	Evolution des classes d'algues.....	34
4.3.2	Evolution des espèces dominantes et des groupes fonctionnels	35
4.3.3	Évolution des picocyanobactéries	36
4.4	Zooplancton.....	39
4.4.1	Dynamique saisonnière du zooplancton crustacéen.....	39
4.5	Poissons.....	45
4.5.1	Hydroacoustique	45
5.	Tendances à long-terme	49
5.2	Physico-Chimie.....	49
5.2.1	Transparence	49
5.2.2	Teneurs en nutriments	50
5.3	Phytoplancton.....	54
5.3.1	Evolution des classes algales.....	54
5.3.2	Evolution des groupes fonctionnels.....	55
5.3.3	Evolution du micro et nanophytoplancton	57
5.3.4	Evolution des picocyanobactéries	58
5.4	Zooplancton.....	62
5.4.1	Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2024	62
5.5	Poisson	66

5.5.1	Hydroacoustique	66
5.5.2	Suivi halieutique	70
5.5.3	Captures pêcheurs amateurs	73
5.5.4	Dynamiques des populations exploitées	74
5.5.5	Discussion.....	81
5.6	Métrique de Brettum et IPLAC	84
5.6.1	IPLAC	84
5.6.2	Indice de Brettum.....	85
6.	<i>Synthèse annuelle.....</i>	88
7.	<i>Bibliographie</i>	91
8.	<i>Annexes</i>	97

LISTE DES FIGURES

Figure 1. Conditions météorologiques enregistrées à Voglans. Les graphiques du haut représentent les moyennes annuelles..	9
Figure 2. Hydrologie de la Laysse, principal affluent du lac du Bourget en 2024. Données HydroFrance HydroPortail, station de La Motte-Servolex [Pont du Tremblay].	10
Figure 3. Localisation des transects effectués de nuit en 2024	16
Figure 4. Lots de pêche du lac du Bourget	18
Figure 5. Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987	19
Figure 6. Évolution annuelle de la température, de l'oxygène dissous, des orthophosphates et de la silice réactive en 2024.	25
Figure 7. Profils verticaux des températures (°C) et de l'oxygène dissous (mg/L) au point B au début de l'année 2024.	26
Figure 8. Variation saisonnière des températures (°C) ainsi que de la saturation en oxygène dissous (%) dans la couche superficielle à 2 et 140 mètres de profondeur au point B en 2023 et 2024.	27
Figure 9 Évolution de la transparence (profondeur de secchi) en 2023 (gris) et en 2024 (noir)	29
Figure 10 Évolution de la température au fond du point B entre 1991 et 2024	30
Figure 11. Évolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point B de 2022 à 2024.	31
Figure 12. Évolution des concentrations en nutriments (mg/L) au point B à 2 m en 2023 (gris) et en 2024 (noir).	32
Figure 13 Évolution des concentrations en nutriments (mg/L) au point B à 140 m en 2023 (gris) et en 2024 (noir).	33
Figure 14. Variations saisonnières du biovolume du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2024.	34
Figure 15. Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2024.	35
Figure 16. Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres C à Z ; "autres" correspond aux taxons non classés par (Reynolds et al., 2002) dans le Lac du Bourget en 2023..	36
Figure 17. Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 2 et 50 m pour l'année 2023.	38
Figure 18. Dynamique comparative du biovolume zooplanctonique sédimenté au lac du Bourget pour les années consécutives 2015 – 2024.	40
Figure 19. Dynamique saisonnière des différentes classes de microcrustacés au lac du Bourget en 2024.	40
Figure 20. Evolution saisonnière de la composition des cladocères herbivores au lac du Bourget en 2024.	41
Figure 21. Evolution saisonnière de l'abondance des cladocères prédateurs au lac du Bourget en 2024.	42
Figure 22. Evolution de la composition des copépodes cyclopoïdes au lac du Bourget en 2024.	43
Figure 23. Evolution de l'abondance des Calanoïdes (Eudiaptomus gracilis) au lac du Bourget en 2024.	44
Figure 24. Pourcentage des effectifs des herbivores et des prédateurs au lac du Bourget en 2024.	44
Figure 25. Séquences d'échointégration (S_A) pour la couche supérieure et la couche inférieure en 2024	46
Figure 26. Distributions en taille pour la couche supérieure (rouge) et inférieure (bleu)	47
Figure 27. Distributions des cibles en fonction de la profondeur en 2024.	47

Figure 28. Évolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2024 ; comparaison avec les classes de qualité.....	49
Figure 29. Concentrations moyennes hivernales (mgN/L) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates au point B de 1981 à 2024.....	51
Figure 30. Concentrations moyennes hivernales (mgN/L) en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) au point B de 1981 à 2024 ; comparaison avec les classes de qualité.....	51
Figure 31. Évolution des concentrations moyennes hivernales de l'orthophosphate (bleu) et du phosphore total (rouge) (mgP/L) et des stocks hivernaux (tonnes P) au point B de 1981 à 2024.....	52
Figure 32. Évolution des concentrations moyennes hivernales (mgP/L) des orthophosphates et du phosphore total ; comparaison avec les classes de qualité.	53
Figure 33. Évolution des concentrations moyennes hivernales de la silice réactive (mg/L) au point B de 2003 à 2024	53
Figure 34. Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales	55
Figure 35. Dynamique interannuelle de la proportion exprimée en pourcentage de biomasse ($\mu\text{g/L}$) de certains groupes fonctionnels selon (Reynolds et al., 2002)	56
Figure 36. Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques.....	58
Figure 37. Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2024 inclus	58
Figure 38. Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2024	60
Figure 39. Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004	61
Figure 40. Abondances moyennes annuelles des a. crustacés totaux, b. cladocères, c. daphnies, d. calanoïdes et e. cyclopoïdes au lac du Bourget entre 2004 et 2024.....	63
Figure 41. Comparaison a. des biovolumes phytoplanctoniques et des effectifs totaux de microcrustacés et b. des biomasses de Diatomées et Chrysophycées et des effectifs de zooplancton herbivore au lac du Bourget de 2004 à 2024.....	64
Figure 42. Indices fonctionnels caractérisant la communauté zooplanctonique du lac du Bourget de 2004 à 2024.	65
Figure 43. S_A moyen et boxplot des TS des poissons individuels en couche supérieure (1) et inférieure (2)..	67
Figure 44. Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure et inférieure pour les années 2023 (rouge) et 2024 (bleu)	68
Figure 45. Box-plots de la distribution des cibles en fonction de la profondeur pour les années 2023 (rouge) et 2024 (bleu), pour la couche supérieure et inférieure.....	68
Figure 46. Statistiques de pêche professionnelle 1995-2024 (données DDT73)	72
Figure 47. Evolution des captures de silures par la pêche professionnelle (données DDT73)	73
Figure 48. Statistiques de pêche amateur 1987-2024	74
Figure 49. Tonnages annuels de la pêche aux lavarets depuis 1990 chez les pêcheurs professionnels et amateurs	75
Figure 50. Rendements de capture de corégones conservés et relâchés par les pêcheurs amateurs volontaires.....	76
Figure 51. Distribution en taille et en âge des corégones capturés par la pêche professionnelle dans les pics de maille 35 mm.....	77
Figure 52. Distribution en âge des corégones capturés par la pêche professionnelle entre Juillet et Octobre 2024	77

Figure 53. Evolution mensuelle du pourcentage de corégones capturés et conservés par la pêche amateur en 2024.	78
Figure 54. Distribution en taille des lavarets déclarés en 2024 par les pêcheurs amateurs inscrits sur l'application FISHOLA	79
Figure 55. Rendements (CPUE) de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2024	80
Figure 56. Rendements (CPUE) pondéraux des brochets dans la pêche amateur	81
Figure 57. Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives sur le lac du Bourget de 2004 à 2024 (MCS= résultats de la Métrique de Composition Spécifique et MBA=résultats de la Métrique de Biomasse Algale)	85
Figure 58. Évolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum.	86

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1. Synthèse des prélèvements et analyses physico-chimiques.....	12
Tableau 4. Valeurs pour les différentes classes de qualité d'après le Guide technique relatif à l'évaluation de l'état des eaux de surface continentales (MEEM, 2016).	20
Tableau 5. L'état trophique de l'eau catégorisé selon indice de Brettum.....	21
Tableau 6. Températures et oxygène dissous au moment du brassage hivernal au point B de 2012 à 2024	24
Tableau 7. Concentrations moyennes des nutriments ($\mu\text{g/L}$ ou mg/L) au maximum du mélange des eaux	31
Tableau 8. Concentrations maximales ($\mu\text{g/L}$ ou mg/L) à 140 m en période de relargage.....	33
Tableau 9. Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2023.....	37
Tableau 11. Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2014 et 2024.....	50
Tableau 12. Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 1995 à 2024.....	54
Tableau 13. Evolution en % du micro- et du nanoplancton dans la couche 0-20m dans le lac du Bourget (en termes de biomasse annuelle moyenne).....	57
Tableau 14. Valeurs de S_A sur la chronique de données.....	70
Tableau 15. Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2022.....	84

ANNEXES

Annexe 1	97
Annexe 2	100
Annexe 3	102
Annexe 4	101
Annexe 5	98

1. Introduction

1. Introduction

Depuis les années 1950, le lac du Bourget, comme la plupart des grands lacs périalpins, a été confronté au défi de l'eutrophisation en raison de l'augmentation des émissions de nutriments liée au développement sociétal. Pour remédier à ce problème, un réseau de collecte et de traitement des eaux usées a été mis en place avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse. Une galerie a été percée dans la montagne du Chat pour rejeter les eaux traitées dans le Rhône issues des stations d'épuration des agglomérations de Bourget-du-Lac, Aix-les-Bains et Chambéry. Ce projet, réalisé entre 1974 et 1979 et opérationnel depuis 1980, a considérablement réduit les apports en phosphore et en azote au cours des deux décennies suivantes. Dans les années 1990, de nouvelles stations d'épuration ont été mises en service à Sierroz et Bourget-du-Lac, avec des améliorations significatives, notamment en matière de déphosphatation.

Le suivi de la qualité des eaux à long terme du lac du Bourget a été engagé depuis 1980. Initialement, un suivi allégé a été réalisé par la Cellule Technique de l'Aquarium du Lac du Bourget puis la CCLB pour déterminer l'évolution du stock du phosphore et de l'azote, de la transparence des eaux, de la chlorophylle a totale, de la température et de l'oxygène dissous. Ce suivi sera ensuite complété au cours de trois périodes : 1988-1989, 1995- 1996 et 2004-2005. Depuis 1999, la Station INRAE d'Hydrobiologie Lacustre de Thonon-les-Bains participe à cette évaluation. L'Equipe d'Ecologie Microbienne Aquatique a porté une attention plus particulière ces dernières années à la prolifération d'une cyanobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens*. Depuis 2004, un suivi régulier des principaux compartiments biologiques est effectué, en plus des études physico-chimiques, de transparence, d'oxygène dissous et de transparence. L'INRAE bénéficie de l'assistance technique du CISALB pour la réalisation de ce suivi. Le suivi annuel de 2023 s'inscrit ainsi dans la continuité de l'auscultation à long terme de la qualité physico-chimique et biologique du lac.

2. Contexte hydroclimatique

L'année 2024 a été moins ensoleillée mais a été presque tout aussi chaude que l'année 2023, figurant ainsi parmi l'une des années records en chaleur de la décennie. Cette année 2024 est aussi caractérisée par des précipitations annuelles relativement dans les moyennes (**Figure 1**). L'analyse de la dynamique mensuelle met en évidence : 1) Une insolation plus forte que la moyenne principalement en février, en juin, juillet et septembre, mais plus faibles en mars, avril et mai ; 2) les précipitations ont été particulièrement variables avec des déficits de précipitations surtout au printemps et été et particulièrement en juillet alors que les mois de mars et novembre ont connus d'importantes précipitations ; les températures moyennes mensuelles étaient plus importantes que les moyennes pluri-annuelles la majeure partie de l'année : de janvier à mars, et de mai à décembre.

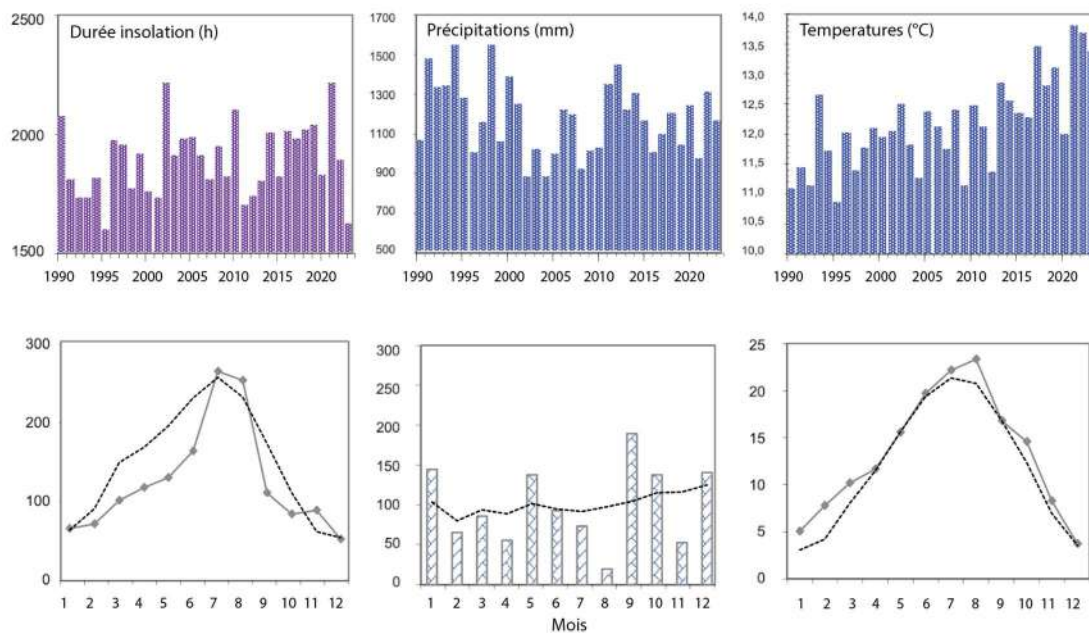


Figure 1. Conditions météorologiques enregistrées à Voglans. Les graphiques du haut représentent les moyennes annuelles. Les graphiques du bas représentent la dynamique mensuelle pour 2024 avec les lignes en pointillées représentant les tendances 1990-2020. Les chiffres pour l'axe des abscisses correspondent aux différents mois.

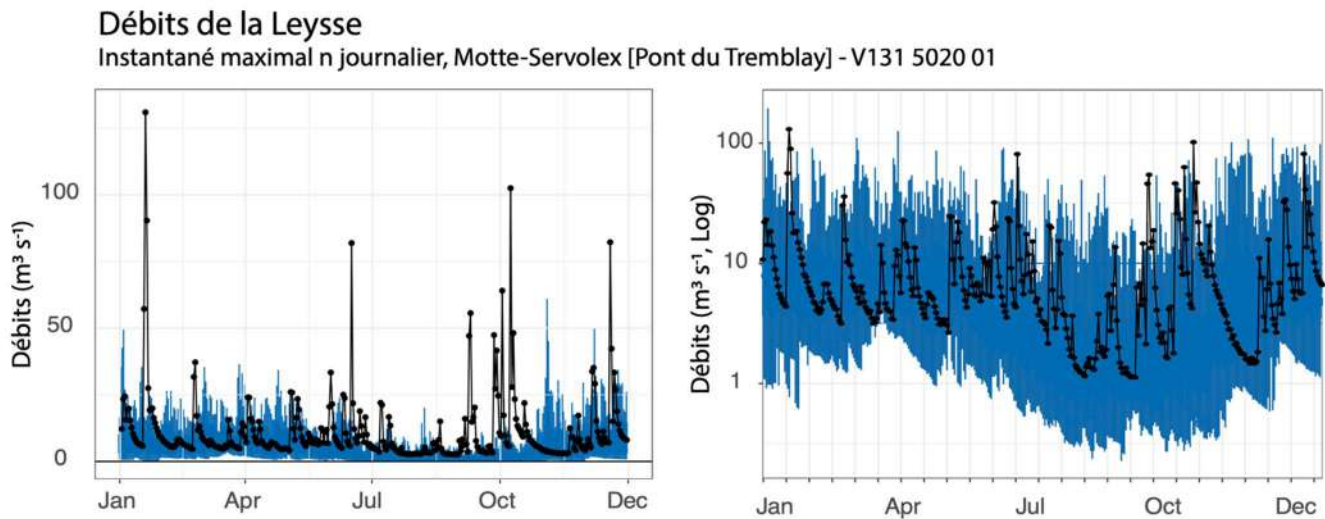


Figure 2. Hydrologie de la Leysse, principal affluent du lac du Bourget en 2024. Les débits journaliers maximum (courbe noire) sont présentés en échelle normale (encadré de gauche) et en échelle logarithmique (encadré de droite). Les bornes bleues représentent les débits mensuels médians sur vingt ans (1993-2023), ainsi que les 10 et 90 percentiles. Données HydroFrance HydroPortail, station de La Motte-Servolex [Pont du Tremblay].

L'année hydrologique 2024 a été marqué par des crues significatives en janvier, octobre et décembre pour l'affluent principal du lac, la Leysse. La Leysse prenant sa source dans les montagnes, elle peut atteindre un débit très élevé en hiver et surtout au printemps, lors de la fonte des neiges. Cette année 2024 se caractérise principalement par un étiage estival relativement peu marqué de juillet jusqu'au mois d'octobre (**Figure 2**). L'année 2024 indique une accentuation des débits lors de la période hivernal et une diminution des débit estivaux. Le débit instantané maximal de crue quinquennale (QX5) et de crue décennale (QX10), estimés respectivement à 150 m³/s et 180 m³/s, n'ont pas été atteints en 2024, malgré les épisodes de crue.

3. Matériels et Méthodes

3. Méthodologies

3.1 Physico-chimie

Le suivi mensuel des caractéristiques physico-chimiques du lac s’effectue au niveau du point le plus profond du lac aux six profondeurs de 2, 4, 30, 50, 110, et 140 mètres (fond). Le nombre de campagnes de prélèvement est passé de 20 en 2002 à 12 en 2023 afin d’alléger le dispositif tout en maintenant un suivi mensuel (**Tableau 1**). 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).

Tableau 1. Synthèse des prélèvements et analyses physico-chimiques

Méthode	Compartiment	Paramètres	Nombre
Prélèvements à profondeurs discrètes avec bouteille fermante type NISKIN	Chimie	PO43-, Ptot, NO3-, Ntot, NH4+, COT, SiO2, TAC, SO42-, Cl-, O2	~50
	Balance ionique	Ca2+, Mg2+, Na+, K+	12
	Cytométrie en flux	abondance	~40
	Cyanobactérie	abondance	12
Prélèvement intégré 0 - 18 m avec « cloche Pelletier »	Phytoplancton	chlorophylle a	12
	Phytoplancton	abondance - diversité	12
Prélèvement intégré 0 - 50 m avec filet de maille 212 µm	Zooplancton	abondance - diversité	12
Profils sondes SBE 19 +		T°C, O2	12
Disque de Secchi		transparence	12

3.2 Phytoplancton

En 2024, 12 campagnes de prélèvements ont été effectuées pour l’étude du phytoplancton dans le lac du Bourget (point B). Les échantillons d’eau brute ont été prélevés dans la couche 0-18 m avec une cloche intégratrice IWS. Après récolte, les échantillons d’eau ont été immédiatement fixés au lugol qui assure la conservation du phytoplancton et colore l’amidon des cellules, ce qui rend leur identification plus aisée.

Les échantillons d’eau brute fixés au lugol ont été préparés selon la technique d’Utermöhl normalisée (Afnor, 2006). Pour chaque échantillon, 25 ml sont versés dans un cylindre surmontant une chambre de sédimentation et laissé à sédimenter pendant au moins 12 heures à l’abri de la lumière et de la chaleur. Ce laps de temps permet aux microalgues, même les plus légères, de

sédimenter au fond de la chambre à sédimentation. 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 afin de procéder à l'examen quantitatif du phytoplancton.

Les protocoles d'analyse sont décrits avec plus de précision dans le document rassemblant les modes opératoires phytoplancton de l'INRA (Druart & Rimet, 2008) et les caractéristiques de chaque espèce sont listées dans une base de données open-access et publiée (Rimet & Druart 2018) ; ils sont également conformes au protocole national d'analyse du phytoplancton (Laplace-Tretyure et al., 2009). L'**Annexe 1** donne les principes des calculs de biomasses algales. L'**Annexe 2** donne le détail des comptages phytoplanctoniques.

La stratégie d'échantillonnage du picophytoplancton a été modifiée pour s'aligner sur celle du phytoplancton. Les abondances des picocyanobactéries ont été obtenues au moyen de la cytométrie en flux sur des échantillons d'eau brute non fixés. La cytométrie en flux est une technologie rapide permettant le dénombrement rapide d'un grand nombre de particules ou cellules (jusqu'à plusieurs milliers par seconde) en suspension dans un liquide et la discrimination de sous-populations homogènes sur des critères de fluorescence et de diffusion de la lumière (en relation avec la « taille », la forme et la structure des particules). Cette technique est particulièrement adaptée pour obtenir des comptages précis de microorganismes de petite taille comme les cyanobactéries unicellulaires (**Annexe 3**).

3.3 Zooplancton

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2024 est identique à celui réalisé dans le cadre du suivi à long terme du Léman et du lac d'Annecy. Les prélèvements ont été effectués à la station pélagique située au milieu du lac à l'aide d'un filet de vide de maille de 200 µm, lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons ont été mis au congélateur -20°C après retour au laboratoire et décongelés lentement à 4°C le jour avant le comptage. Les microcrustacés ont été conservés dans la glace pendant les analyses de dénombrement par espèce et stade de développement. Le dénombrement a été réalisé sous loupe binoculaire sur lame de comptage à partir d'un sous échantillon. Après le comptage, les échantillons ont été mis à décanter durant 2 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Un prélèvement par mois a été effectué et analysé en 2024. A cause des contraintes techniques et météorologiques l'échantillonnage de septembre n'a pas eu lieu et l'échantillonnage d'octobre a été bimensuel, soit 12 prélèvements totaux.

3.4 Poissons

Les poissons dans les écosystèmes lacustres présentent une grande diversité, tant sur le plan de leur niveau trophique (carnivore, planctonophage, détritivore), que de leurs exigences de vie, mais aussi de leur comportement et mode de reproduction (Gillet 2001). De par sa position aux niveaux supérieurs du réseau trophique, le poisson est un modèle biologique d'intérêt (Karr 1981): d'une part, il agit en tant que régulateur de la chaîne alimentaire, l'effet « top-down » (Mehner 2010) et intègre les changements qui ont lieu à des niveaux trophiques inférieurs (Angeli et al. 2001); d'autre part, son développement et son maintien dans un milieu donné dépendent fortement des échelons inférieurs dans la pyramide trophique, l'effet « bottom-up » (Lazzaro 2009). Enfin, sa durée de vie relativement longue par rapport aux autres organismes aquatiques, lui permet de pouvoir intégrer les changements d'état des écosystèmes dans le temps (Karr 1981). Dans les grands lacs péri-alpins comme le lac du Bourget, le poisson représente également un intérêt fort, puisque plusieurs espèces sont exploitées par la pêche amateur et professionnelle. Les populations de poissons sont les objets cibles de l'halieutique, car ce sont "les unités de gestion" (Laurec and Le Guen 1981), même si aujourd'hui le concept de "gestion écosystémique des pêches" (Cury et al. 2008) étant accepté (Hilborn 2011) et encouragé (Gascuel et al. 2011), la gestion halieutique ne peut se limiter à cette échelle.

Dans le cadre de ce suivi 2 à 3 méthodes indépendantes de suivis des espèces et du peuplement sont utilisées, à savoir pêches aux filets, l'hydroacoustique et le suivi halieutique. Depuis 2024, les pêches aux filets ne sont plus réalisées toutes les années mais à un rythme d'une campagne tous les deux à 3 ans. L'objectif est de dégager des tendances d'évolution piscicole qui pourront être mises en relation avec l'état écologique du lac. Ainsi, le poisson sera pris en compte dans une approche 'bio-indicateur' de l'état écologique du lac, cet indicateur étant plus intégrateur que les autres qui sont déjà suivis par ailleurs (*cf autres chapitres de ce rapport*). Les résultats pour l'année 2024 seront présentés et l'évolution des populations de poissons sera également mesurée à partir des données des campagnes annuelles antérieures : 2005 et la période 2010-2023. Ces données pourront être utilisées pour apporter des éléments de réflexion pour la gestion halieutique, avec des bases fiables et robustes.

Un suivi régulier et standardisé, inscrit dans la continuité, est ainsi plus informatif et plus opérationnel que les études ponctuelles, telles que celles réalisées en 1984-85, puis 2004-05, trop soumises aux fluctuations interannuelles des communautés piscicoles, parfois importantes (Batt et al. 2017). En 2024, les pêches scientifiques aux filets n'ont pas été réalisées en raison de la révision du rythme de réalisation de ces pêches afin de se concentrer sur d'autres compartiments.

3.4.1 Hydroacoustique

L'utilisation de l'hydroacoustique dans les milieux aquatiques est maintenant bien développée et acceptée comme une méthode reconnue, en particulier dans les lacs (Guillard et al. 2006; Mouget et al. 2019; Girard et al. 2020). Le lecteur intéressé pourra se référer en particulier à l'ouvrage de (Simmonds and MacLennan 2005) qui fait référence ainsi qu'à deux chapitres d'ouvrages plus précisément consacrés à l'utilisation de l'hydroacoustique en milieu lacustre. Nous rappellerons seulement que l'hydroacoustique est une méthode non destructive qui permet d'obtenir une image quantitative du peuplement, les répartitions en classes de taille des individus et leur répartition spatiale, pour la partie du peuplement accessible à cette méthode, toutes espèces confondues. Le protocole employé sur le lac du Bourget est le protocole standard déjà utilisé par l'équipe dans d'autres lacs et retenues, conforme aux travaux en cours de normalisation européenne (CEN 2014) et américaine (Parker-Stetter 2009).

Des parcours de nuit sont réalisés afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible, selon un parcours dit en « zigzag » effectué à environ 8 km.h⁻¹. L'échantillonnage a été réalisé le 10/10/2024. Le matériel est constitué d'un sondeur SIMRAD EK80 WBT Mini fréquence 120 kHz, d'un transducteur circulaire split-beam (ES120-7C -faisceaux partagés) avec un angle d'ouverture de 7°, à -3 dB, fixé à environ 70 cm en dessous de la surface de l'eau. Il est à noter que depuis 2016 l'ouverture angulaire est plus faible (7° vs 11°).

La longueur d'impulsion du sondeur est de 0.256 ms (Godlewska et al. 2011). Un ordinateur gère et stocke les données qui sont géo-référencées par un GPS. Une étude a montré que les résultats obtenus sur la série étaient équivalents avec un effort d'échantillonnage moindre (1 transect sur 2) (Jacquet et al. 2022). La **Figure 3** présente le parcours réalisé pour la campagne de 2024.

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).

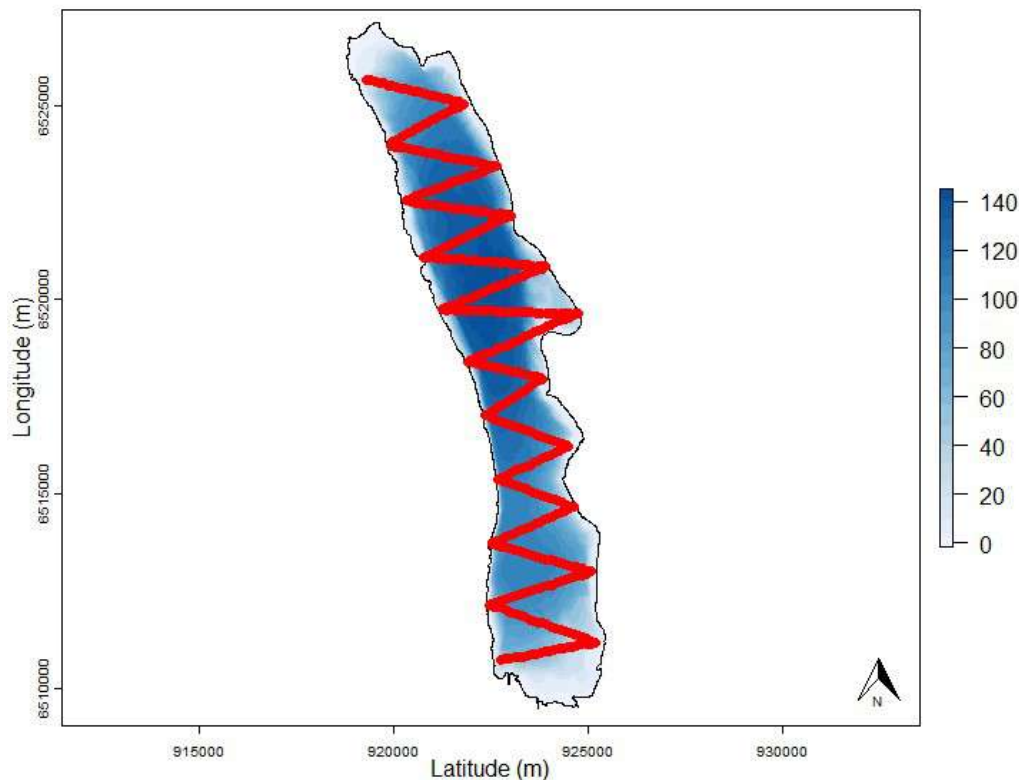


Figure 3. Localisation des transects effectués de nuit en 2024

Les données acoustiques ont été analysées avec le logiciel Sonar5-Pro (Balk and Lindem 2017). Les séquences d'échointégration, unité élémentaire d'échantillonnage, couvrent une distance d'environ 250 mètres et permettent d'obtenir une valeur de la « densité acoustique moyenne », exprimée en S_A ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (MacLennan et al. 2002), proportionnelle à la quantité de poisson détectée dans le volume échantillonné : on considère cette valeur comme un 'proxy' de la densité de poissons (Simmonds and MacLennan 2005).

Pour des raisons techniques, la zone entre la surface et les premiers mètres (environ 2 m) n'est pas échantillonnée, ainsi que les zones littorales d'une profondeur de fond inférieure à 2-5 m. Pour les calculs des estimateurs de biomasse acoustique réalisés à partir des S_A ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (MacLennan et al. 2002), nous avons choisi une méthode simple pour les calculs d'estimation de stock de poissons, la moyenne arithmétique des valeurs (Guillard and Vergès 2007). En effet, celle-ci est considérée comme un estimateur sans biais de la moyenne sur la zone si l'effort est réparti de façon homogène sans hypothèse statistique au départ (Smith 1990) et si l'effort d'échantillonnage est suffisant (Aglen 1989). Les sondeurs split-beam permettent le calcul de la position de chaque poisson dans le cône acoustique et donc de leur index de réflexion compensé (Target Strenght : TS) exprimé en dB (MacLennan et al. 2002). Cet index de réflexion est, pour une espèce donnée, proportionnel à la taille de chaque individu (Simmonds and MacLennan 2005). L'utilisation de l'équation classique de Love (1971) permet d'appréhender les répartitions en taille des poissons

dans le milieu naturel (Emmrich et al. 2012). Les données sont analysées en mode ‘tracking’ (Balk and Lindem 2017), permettant d’associer plusieurs cibles individuelles pour définir un poisson (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 variabilité des réponses des valeurs de TS.

C’est à partir de ces valeurs moyennes qu’on définit ensuite la densité de poissons (ρ_a , nbre de poissons.ha⁻¹) basée sur la Sv/TS scaling method’ (Balk and Lindem 2017) à partir de l’équation de Forbes & Nakken (1972) :

$$\rho_a = \frac{S_A}{\sigma_{sb}}$$

σ étant défini par $TS = 10 \log(\frac{\sigma_{sb}}{1m^2})$ (Diner and Marchand 1995)

Les seuils d’acquisitions ont été définis à -60 dB pour les TS (40 log R) et -66 dB pour les S_A (20 log R) conformément aux recommandations des normes internationales (Parker-Stetter 2009; CEN 2014). À titre indicatif, à partir de l’équation de Love (1971), les poissons ayant une TS inférieure à -42 dB correspondent à des poissons mesurant au maximum 15 cm, et les poissons ayant une TS supérieur à -36 dB à des poissons mesurant plus de 30 cm. Pour l’analyse des données, la masse d’eau est divisée en deux couches 2 m-thermocline, pour la couche dite de surface et thermocline-fond pour la couche dite inférieure. La division en deux couches est fonction de la structure thermique du lac au moment où s’effectuent les campagnes (partie physico-chimie, mais aussi de la répartition des poissons au moment de l’échantillonnage). Elle a été positionnée entre 15 et 18 m suivant le profil thermique réalisé le 01/10/2024 et la répartition des poissons avec un positionnement moyen à 17,16 m. En effet, les poissons selon les espèces se répartissent dans les couches superficielles chaudes ou profondes froides (Guillard et al. 2006; Mehner et al. 2010).

3.4.2 Suivi halieutique

La pêche professionnelle exerce ses activités sur 4 lots de pêche (lots 1 à 4) représentant 80 % de la superficie du lac soit 3513 hectares. Après avoir été plus de 120 pêcheurs professionnels pluri-actifs entre 1950 et 1980, puis une trentaine d’actifs dans les années 80, il ne reste à l’heure actuelle que huit pêcheurs, nombre maximum de licences délivrées par la Direction Départementale des Territoires de Savoie (DDT73). Ces pêcheurs sont tous adhérents de l’AAIPPLA (Association Agréée Interdépartementale des Pêcheurs Professionnels des Lacs Alpains), qui regroupe les pêcheurs du Léman, et des lacs d’Annecy et du Bourget.

Les pêcheurs professionnels sont dans l'obligation de déclarer leurs captures annuellement auprès de la DDT73. Les captures des pêcheurs professionnels sont ainsi suivies depuis 1920. À la fin des années 90, un suivi scientifique des captures de la pêche professionnelle a été instauré par l'INRA (l'appellation de l'institut est aujourd'hui INRAE) en même temps que le démarrage du programme de pacage lacustre. Depuis 2003, ce suivi est piloté par le CISALB. Il est axé essentiellement sur la population de lavarets (corégones). Le principe est d'effectuer 2 à 3 échantillonnages par mois dans les captures de lavarets de la pêche professionnelle afin de décrire la dynamique de la population exploitée. L'échantillonnage consiste à mesurer tous les poissons de la pêche du jour et à prélever des écailles pour la détermination de l'âge.

L'échantillonnage se poursuit en décembre pendant les pêches exceptionnelles réalisées dans le cadre des captures de géniteurs réalisées à des fins d'alevinage. À cette occasion, une partie des géniteurs d'ombles chevaliers et de lavarets capturés est analysée (sex-ratio, mensurations, détermination de l'âge).

3.4.1 Pêche amateur

Ce sont les Associations agréées pour la pêche et la protection du milieu aquatique (AAPPMA) de Chambéry et d'Aix-les-Bains qui se partagent les 6 lots de pêche du lac du Bourget. Les lots 5 et 6 sont spécifiquement réservés à la pêche amateur (**Figure 4**). La pêche à la ligne se pratique du bord (catégorie non suivie) ou depuis un bateau.



Figure 4. Lots de pêche du lac du Bourget

Aucune statistique de la pêche amateur n'est disponible avant 1987. À partir de cette date, la catégorie « pêche à la traîne » a été suivie avec la mise en place d'un permis et d'un carnet obligatoire de déclaration des captures. L'évolution du nombre de permis « traîne » est restée relativement constante sur la période 1987-1994, oscillant entre 489 et 529 permis (**Figure 5**). À partir de 1995, ce permis est rattaché au permis de pêche en bateau afin d'être en accord du point de vue de la réglementation. Après une longue période de stagnation autour de 1500 pêcheurs amateurs en bateau, ce nombre tend à augmenter depuis 2010 et un record a même été atteint en 2016 avec plus de 2000 carnets vendus. Jusqu'en 1994, le taux de retour des carnets de la pêche amateur variait de 50 à 73 %, ensuite il n'a fait que chuter (moins de 10 % en 1998). En 2004, grâce à une meilleure communication des résultats, une sensibilisation des pêcheurs et une modification du carnet, le taux de retour a fortement augmenté pour atteindre 50 % entre 2010 et 2014. Depuis 2015, il est repassé sous la barre des 50 % oscillant entre 20 et 40 %. En 2024, les données sont moins fiables car il y a un doute sur le nombre de carnets délivrés par Chambéry. Ce chiffre est en forte baisse alors que le nombre de carnets retournés est en hausse. De ce fait, le taux de retour est en très forte augmentation. Cette augmentation est aussi à mettre en relation avec la mise en place d'une consigne de retour. Les statistiques de captures de la pêche amateur sont tenues par le CISALB depuis 2003.

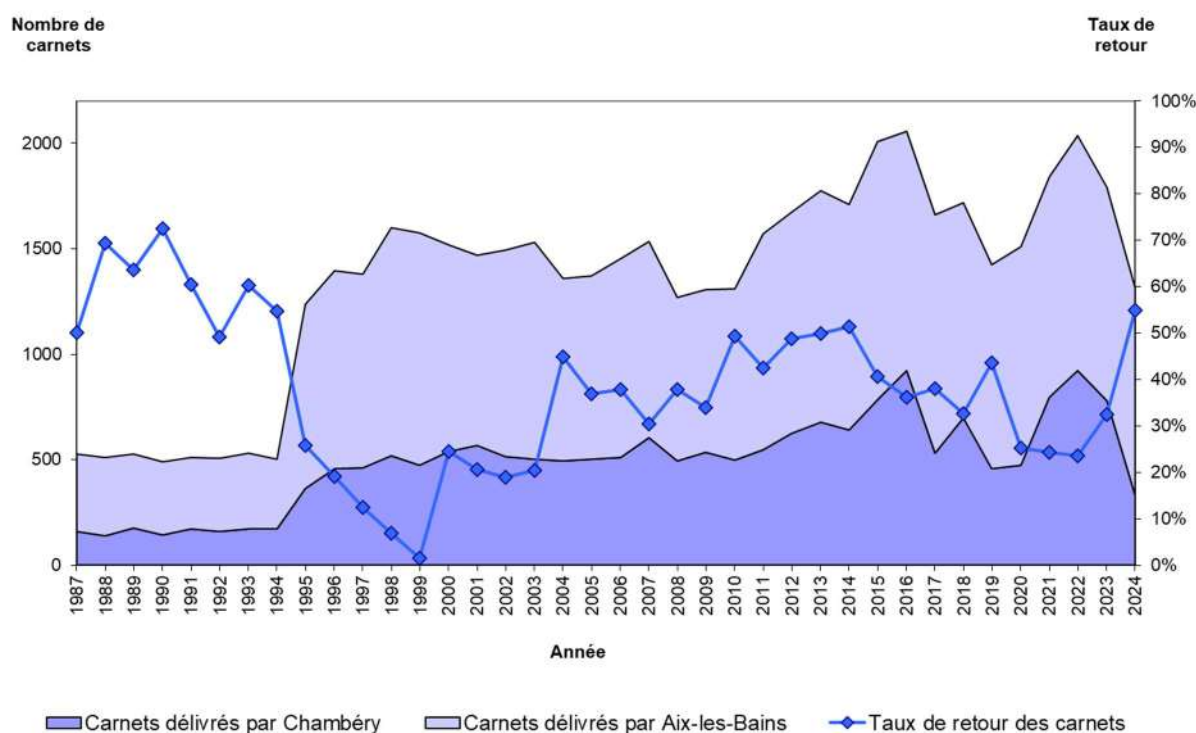


Figure 5. Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987

Depuis 2004, une vingtaine de pêcheurs des AAPPMA d’Aix-les-Bains et de Chambéry s’est portée volontaire pour remplir un carnet de capture spécifique et ainsi participer au suivi scientifique des populations de poissons exploités du lac du Bourget.

Le carnet de captures volontaire se veut plus précis que le carnet obligatoire rempli par tous les pêcheurs en bateau du lac. Il permet de suivre principalement l’évolution des populations d’omble chevalier, de lavaret, de truite et de brochet. À chaque prise, le pêcheur reporte dans un tableau la date et la durée de la sortie de pêche, les espèces capturées, les techniques de pêche utilisées, la longueur de chaque poisson capturé (même ceux qu’il relâche) et le poids de chaque poisson conservé. De façon facultative, le pêcheur détermine le sexe du poisson, note le lieu de pêche (n° de lot) et des observations éventuelles (marquage externe, blessures, parasites externes ou internes). Enfin, chaque pêcheur qui le souhaite effectue un prélèvement d’écailles, uniquement sur les salmonidés, afin de déterminer leur structure en âge.

3.5 Indicateurs DCE et métrique de Brettum

3.5.1 Indicateurs DCE

Différents indicateurs de qualité d’eau, développés dans le cadre de la Directive Cadre Eau (DCE) (2000), ont été estimés pour caractériser la qualité biologique du lac. Le **Tableau 2** indique les valeurs des limites de classe pour les différents indicateurs spécifiquement définis pour le lac du Bourget (RMC DL60) dans le guide ministériel technique relatif à l’évaluation de l’état des eaux de surface continentales (cours d’eau, canaux, plans d’eau) (MEEM, 2016). Ces seuils ne concernent que la couche de surface.

Tableau 2. Valeurs pour les différentes classes de qualité d’après le Guide technique relatif à l’évaluation de l’état des eaux de surface continentales (MEEM, 2016).

	Classes de qualité				
	Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
Secchi (m)	> 4,11	2,98	2,16	1,58	< 1,58
Nitrate (mg NO ₃ L ⁻¹)	< 1,2	2,6	5,6	30,1	> 30,1
Ammonium (µg NH ₄ L ⁻¹)	< 74,2	98,9	130,8	172,7	> 172,7
Phosphore total (µg P L ⁻¹)	< 11	15,7	22,4	31,9	> 31,9
IPLAC	>0,8	[0,6, 0,8]	[0,4, 0,6]	[0,2, 0,4]	<0,2

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). 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.

3.5.2 Métriques de Brettum & transparence

Le niveau trophique des lacs peut être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique (**Tableau 3**). Une étude a montré que c'est l'indice de Brettum (modifié par (Wolfram et al., 2007; Wolfram & Dokulil, 2007) qui était le plus adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins (Kaiblinger, 2008), (Anneville & Kaiblinger, 2009), (Kaiblinger et al., 2009). L'**Annexe 4** donne le détail du calcul de l'indice Brettum.

Cet indice donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à une concentration en phosphore total (PT). Plus cet indice est élevé plus le niveau trophique sera faible. Les valeurs suivantes sont données par les auteurs :

Tableau 3. L'état trophique de l'eau catégorisé selon indice de Brettum.

Classe	Concentrations en PT	Niveau trophique	Valeur indice
6	≤5 µg.L ⁻¹	ultra-oligotrophe	6 (valeur max)
5	5–8 µg.L ⁻¹	oligotrophe	5
4	8–15 µg.L ⁻¹	oligo-mesotrophe	4
3	15–30 µg.L ⁻¹	méso/faiblement eutrophe	3
2	30–60 µg.L ⁻¹	eutrophe	2
1	>60 µg.L ⁻¹	hypereutrophe	1

La transparence de l'eau connaît d'importantes fluctuations annuelles non seulement sous l'effet de la production de biomasse phytoplanctonique, mais aussi du fait de la présence de particules minérales (carbonates ou silicates), qui interviennent par exemple dans le phénomène de blanchiment des eaux dans le cas des carbonates, cette « turquoisation » rendant les eaux moins transparentes en dépit d'un système ultra-oligotrophique. Les bassins-versants très calcaires sont à l'origine des concentrations élevées en hydrogénocarbonates dans les grands lacs alpins. En cas de fortes précipitation ou lorsque l'activité photosynthétique augmente au printemps, l'équilibre calco-carbonique de l'eau est modifié et entraine la précipitation des calcites. Alors que la production primaire ne devrait pas modifier les niveaux de transparence de l'eau, trop

d'incertitudes demeures conservant les effets climatiques sur la dissolution des sols, les apports et la précipitation de calcite dans le lac.

Dans le cadre du suivi annuel du lac du Bourget les teneurs en chlorophylle *a* sont mesurées et la communauté du phytoplancton est analysée plusieurs fois par mois. Le nombre d'observations annuelles est supérieur à celui requis dans le protocole standardisé DCE plan d'eau (Laplace-Treuture et al. 2009) nécessaire pour la mise en œuvre de l'Indice Phytoplancton Lacustre (IPLAC. Feret et al. 2013) et la zone d'échantillonnage diffère aussi. En effet le protocole préconise un échantillonnage sur la zone euphotique alors que le suivi du Bourget a été réalisé sur une colonne d'eau fixe de 0 à 20 m de 2004 à 2011 et 0-18 m depuis 2012. Une campagne par "saison" est requise dans le protocole alors que le suivi du Bourget comprend de 20 à 35 campagnes annuelles.

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 du Bourget sur les années 2004 à 2022. Le calcul peut alors être réalisé sur l'ensemble des campagnes disponibles dans la plage de temps adaptée pour l'application de l'IPLAC à savoir de mai à octobre de chaque année. Ainsi de 6 à 23 mesures de chlorophylle *a* sont utilisées par année et de 6 à 14 relevés floristiques pour la composition phytoplanctonique.

2. Résultats

4. Résultats

4.2 Physico-chimie

4.2.1 Température et oxygène

3.1.4.1 Distribution verticale

L'année 2024 est l'année la plus chaude jamais enregistrée à l'échelle mondiale depuis le début des relevés en 1850 selon Copernicus. Ces conditions météorologiques n'ont pas permis un brassage complet et réduit considérablement l'intensité du brassage en 2024 (**Figure 6**). La profondeur maximale du brassage a été observé le 6 mars 2024. La différence de température entre la surface et le fond est de 1, 33 °C. Cette différence est due à la stratification journalière et le brassage partiel. La réoxygénation des eaux profondes demeure également plus faible que l'année précédente, avec une concentration en oxygène de 5,27 mg/L en 2024 contre 8,69 mg/L en 2023 (**Tableau 4**).

Tableau 4. Températures et oxygène dissous au moment du brassage hivernal au point B de 2012 à 2024

Année	Date	Maximum mélange	
		Température (°C)	O ₂ dissous (mg/L)
		Surface - Fond	Surface - Fond
2012	07/03/2012	5,53 - 4,99	10,40 - 9,75
2013	06/03/2013	5,56 - 5,37	10,34 - 9,92
2014	06/03/2014	6,31 - 5,57	11,35 - 6,26
2015	10/03/2015	6,65 - 6,00	10,93 - 9,03
2016	07/03/2016	7,11 – 6,08	9,95 – 4,91
2017	19/01/2017	6,34	8,99 – 5,13
2018	07/03/2018	6,57 – 5,86	9,99 – 10,14
2019	28/03/2019	6,75 (20m) – 6,04	11,15 – 9,10
2020	03/03/2020	7,30 (5m) - 6,26	10,57 – 6,34
2021	08/03/2021	8,11 - 6,64	11,19-7,09
2022	10/02/2022	6,70 – 6,50	9,96 – 10,00
2023	16/03/2023	7,59 - 6,62	10,98 – 8,69
2024	06/03/2024	8,06 - 6,73	11,07 – 5,27

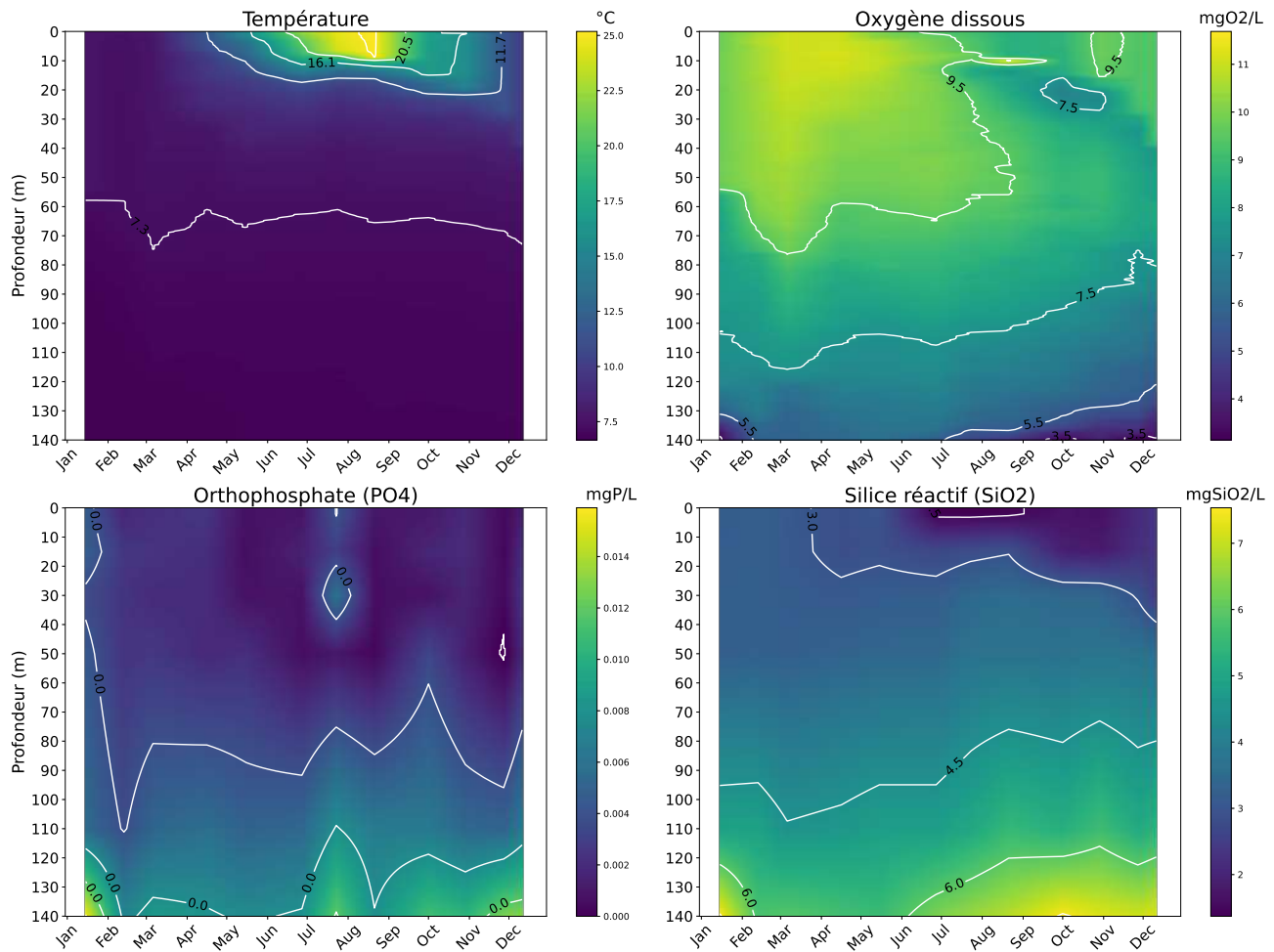


Figure 6. Évolution annuelle de la température, de l'oxygène dissous, des orthophosphates et de la silice réactive en 2024

La **Figure 7** (haut) illustre les distributions verticales des températures et des concentrations en oxygène au point B au début de l'année 2024. La **Figure 7** (bas) illustre la différence des températures et des concentrations en oxygène entre 2023 et 2024 au moment du maximum de mélange. On constate que le processus d'homogénéisation hivernale commence dès janvier et se fait de façon progressive. En 2024, le brassage hivernal est partiel jusqu'à 120m et observé le 06/03/2024.

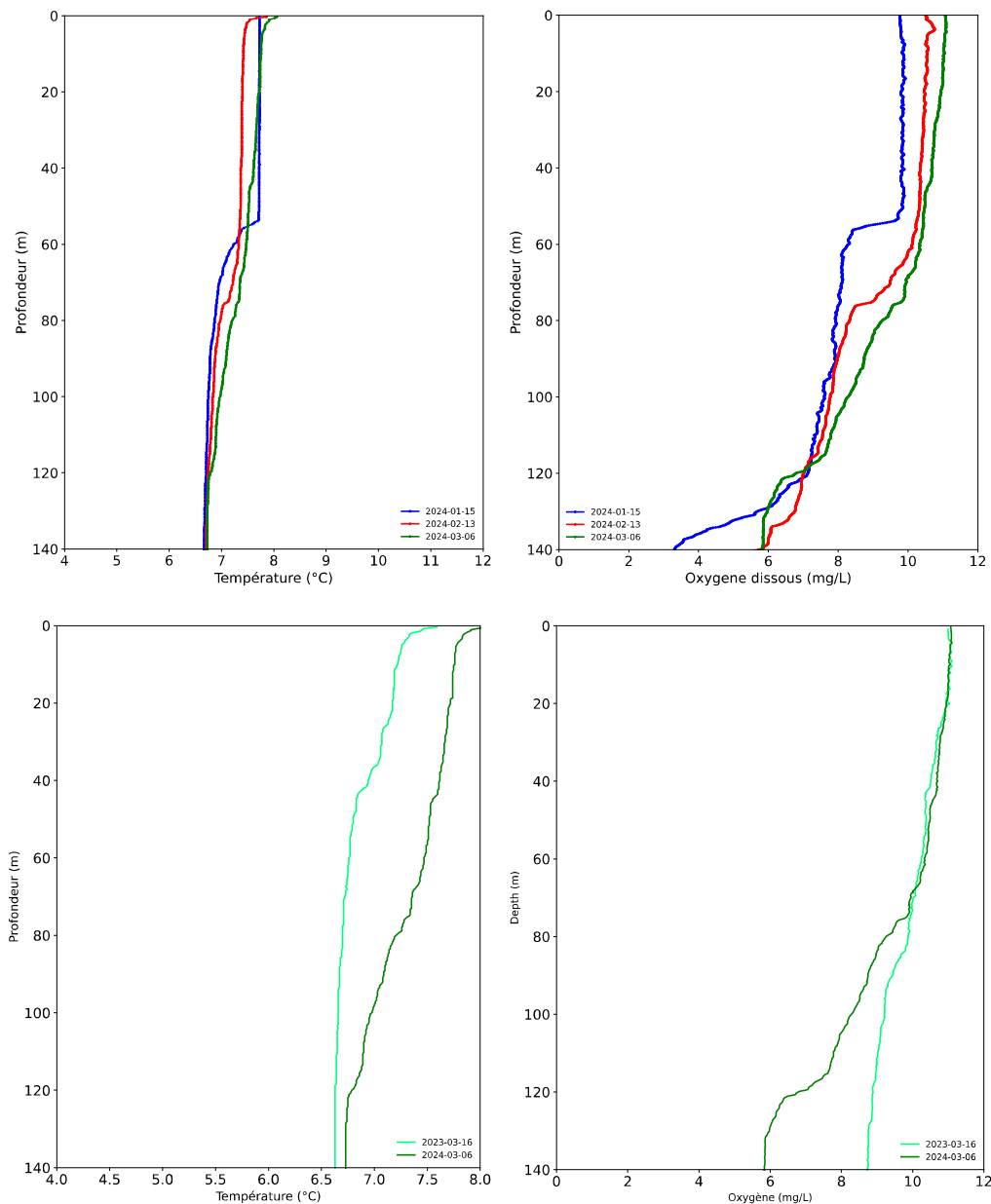


Figure 7. Profils verticaux des températures (°C) et de l'oxygène dissous (mg/L) au point B au début de l'année 2024. Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène dissous (mg/L) au point B au maximum d'homogénéisation ; comparaison 2023 (vert) et 2024 (vert foncé)

Dès le début du mois de mars 2024, la stratification thermique journalière est bien observée. L'élévation des températures de l'air et l'augmentation des durées d'insolation ont favorisé la mise en place d'une stratification thermique en surface avec pour conséquence de bloquer progressivement les échanges verticaux. La sursaturation en oxygène de la couche de surface indique les activités photosynthétiques à partir du printemps. D'avril à octobre, la distribution verticale de la température entraîne une stratification des teneurs en oxygène dissous :

- Dans les couches superficielles (0 à 10 m), la teneur en oxygène dissous augmente pour atteindre une sursaturation en été, conséquence d'une activité photosynthétique soutenue. Cette

sursaturation, d'abord observée en surface s'enfonce progressivement avec l'épaississement de l'épilimnion et l'évolution des dynamiques des populations algales entre le printemps et l'été. La concentration en oxygène maximale est de 9,27 mg/L (115 %) dans l'épilimnion le 24 juillet 2024 (**Figure 6**).

- Le bas de l'hypolimnion (>120 m) montre un déficit d'oxygène dissous : les concentrations sont d'autant plus faibles que l'on se rapproche du fond.

Le refroidissement automnal entraîne un enfouissement de la thermocline. Nous observons alors une homogénéisation progressive de l'épilimnion avec pour conséquence (**Figure 6**) :

- La disparition du maximum d'oxygène dissous (brassage et diminution de l'activité photosynthétique) ;
- L'enfoncement et la diminution du minimum d'oxygène dissous métalimnique.

Au mois de décembre, l'épilimnion présente une épaisseur de 37 m avec une température moyenne de 9,93 °C et une saturation en oxygène dissous moyenne de 85%. La saturation en oxygène dissous à 140m est de 25,74 %.

3.1.4.2 Évolution saisonnière

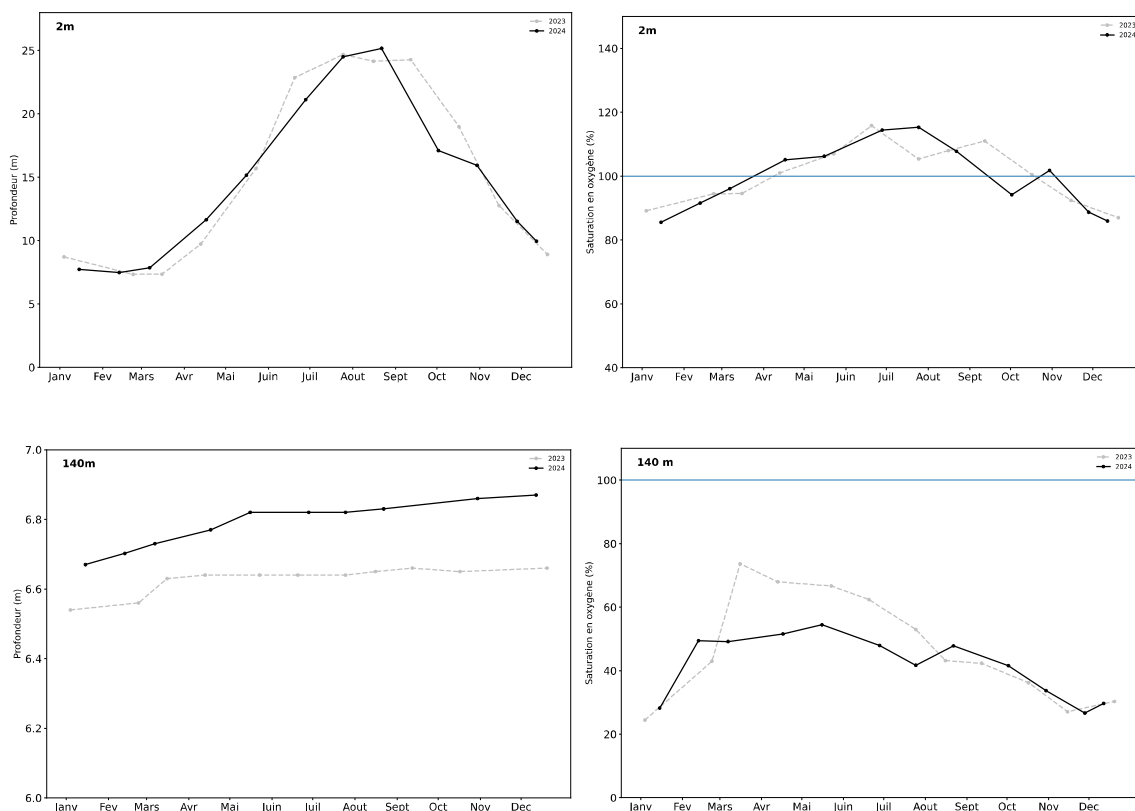


Figure 8. En haut, variation saisonnière des températures (°C) (gauche) ainsi que de la saturation en oxygène dissous (%) (droite) dans la couche superficielle à 2 mètres de profondeur au point B en 2023 et 2024. En bas, variations saisonnières des mêmes paramètres à 140 m.

Température proche surface

A 2 m de profondeur, l'année 2024 est plus chaude que l'année 2023 pour la plupart des mois, excepté les mois juillet, septembre et octobre. La température maximale est de 25,20 °C le 24/07/2024, soit 0,50 °C de plus que l'année 2023 (**Figure 8**). L'évolution interannuelle des températures moyennes montre une tendance au réchauffement depuis 1984.

Oxygène proche surface

La présence d'oxygène dissous dans l'eau est la résultante d'un ensemble de réactions d'oxydo-réduction et de processus de diffusion et de mélange. En ce qui concerne les réactions d'oxydo-réduction, une situation de déséquilibre est entretenue par deux types d'activité :

- L'activité photosynthétique dans la zone euphotique qui, en piégeant l'énergie lumineuse pour la convertir en énergie chimique, produit de la matière organique et libère de l'oxygène ;
- L'activité respiratoire et minéralisatrice qui consomme de l'oxygène dissous.
- En 2024, la variation saisonnière en oxygène dissous (**Figure 8**) caractérise une période d'activité photosynthétique bien marquée.
- La phase printanière présente un maximum le 16 avril avec 104% de la saturation qui correspond à une augmentation de la biomasse du phytoplancton.
- Pendant toute la période estivale, la saturation reste constamment élevée, atteignant un niveau de sursaturation maximale à 133% le 21/08/2024.

La profondeur du pic de sursaturation en oxygène dissous va s'enfoncer progressivement entre les mois de juillet et septembre et se positionner autour de 15 m. A partir de la fin du mois d'août, les concentrations en oxygène dissous diminuent plus lentement et plus ou moins régulièrement jusqu'à la fin d'octobre puis se stabilisent autour de 90 % de la saturation.

4.2.2 Transparence

3.1.4.3 Variation saisonnière

La dynamique de la transparence pour l'année 2023 et 2024 est représentée sur la **Figure 9**. Elle donne une indication de l'importance du nombre de particules dans les premiers mètres de la colonne d'eau. En l'absence d'eaux turbides ou de remise en suspension des sédiments qui peuvent occasionnellement se produire dans les zones littorales, la transparence est essentiellement déterminée par l'abondance du phytoplancton.

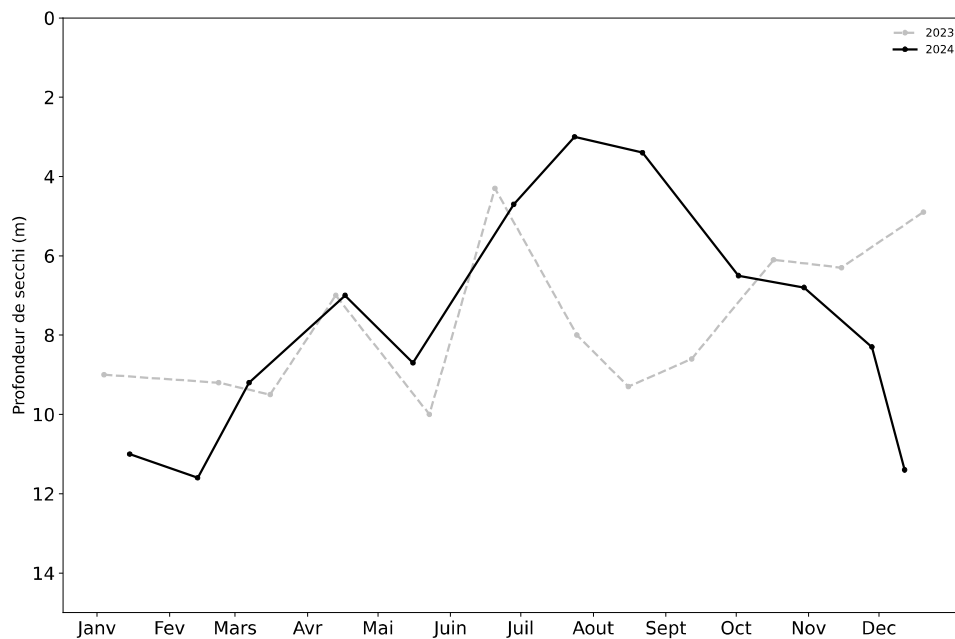


Figure 9 Évolution de la transparence (profondeur de secchi) en 2023 (gris) et en 2024 (noir)

L'évolution saisonnière de la transparence montre plusieurs phases. L'hiver entraîne souvent une transparence importante du fait d'une biomasse phytoplanctonique faible. Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique, induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique et provoque une diminution importante de la transparence qui passe à 3,0 m le 23 juillet 2024. La raréfaction des nutriments et l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs engendre ensuite un abattement des formes consommables du phytoplancton, provoquant une augmentation de la transparence jusqu'à une valeur de 6,5 m le 01 octobre 2024. La transparence de l'eau continue de diminuer jusqu'à la fin d'année avec une transparence de 11,4m observée le 11 décembre 2024.

3.1.4.4 Partie basse de la colonne d'eau

Température à 140 m

Entre 2013 et 2021, les conditions météorologiques n'ont pas permis un refroidissement complet jusqu'à la couche profonde. L'intensité du brassage hivernal est de plus en plus faible. La température au fond continue à augmenter, soit une augmentation de 1,60 °C entre 2012 et 2024. La température au fond est de 6,80 °C en 2024 (**Figure 10**).

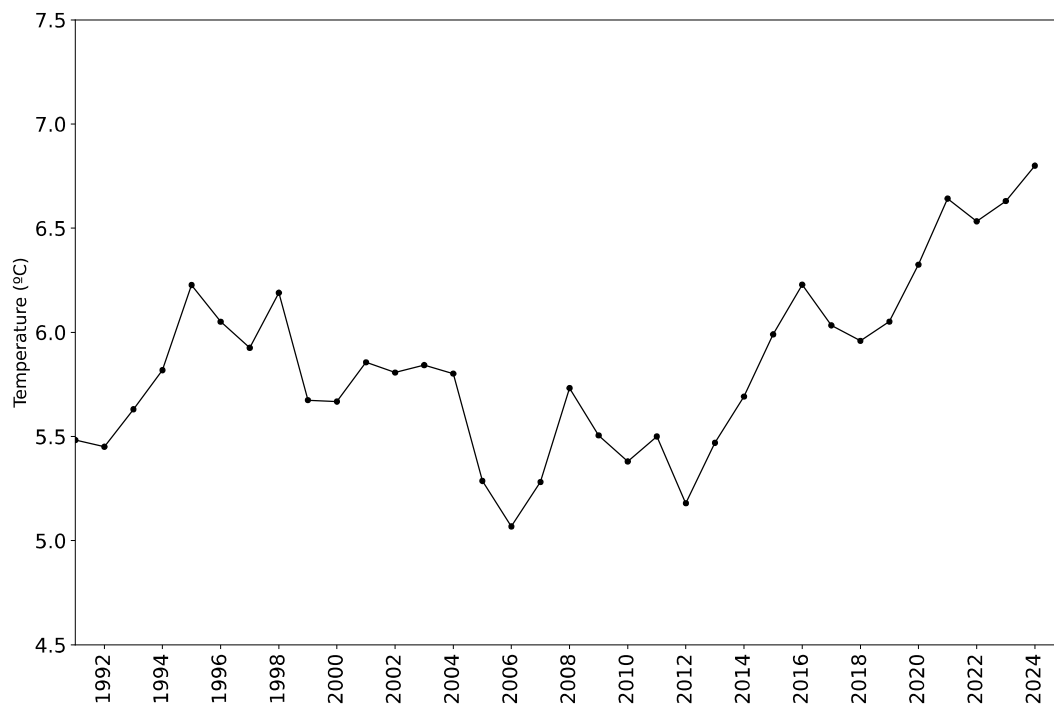


Figure 10 Évolution de la température au fond du point B entre 1991 et 2024

Oxygène à 140 m

L'intensité de la minéralisation de la matière organique et la qualité de la réoxygénation hivernale peuvent s'estimer à partir de l'analyse des variations saisonnières des valeurs en oxygène dissous dans les zones profondes. Le brassage partiel observé en 2024 a permis une homogénéisation de l'oxygène nettement moins importante qu'en 2023 et 2022 (**Figure 11**).

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

La **Figure 11** résume l'évolution de la saturation en oxygène dissous sur les trois dernières années et sur l'ensemble de la colonne d'eau.

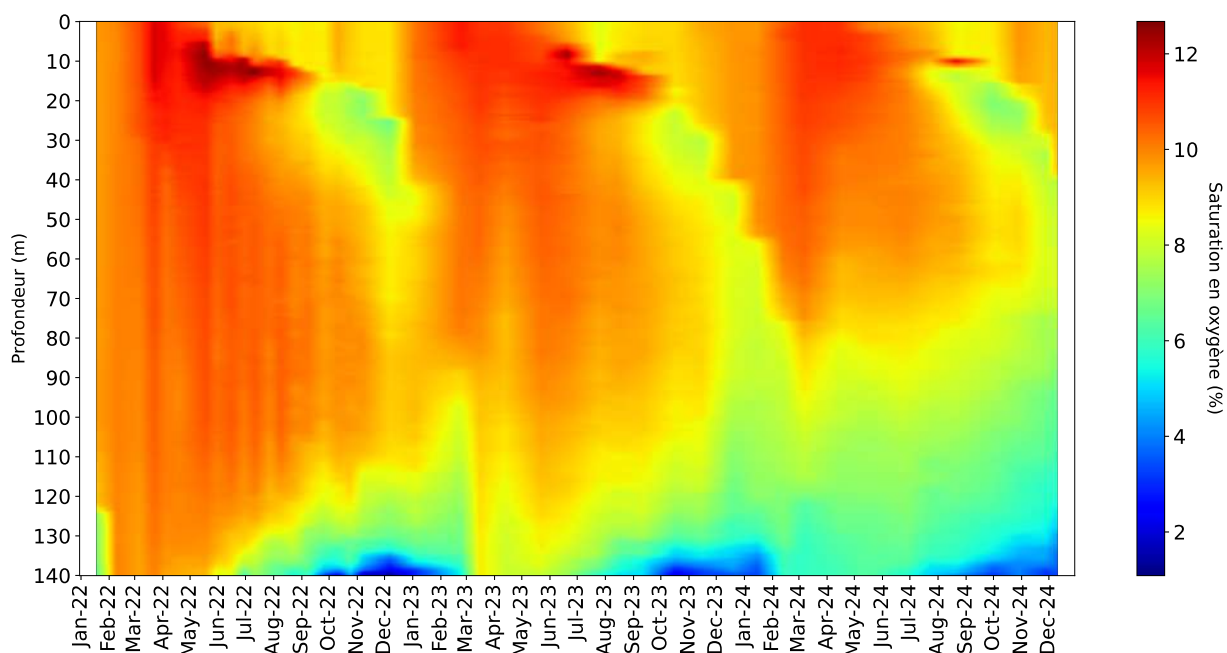


Figure 11. Évolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point B de 2022 à 2024

On peut observer :

- Le brassage hivernal pour les trois années (2022-2024)
- La conséquence de l'activité photosynthétique sur l'augmentation de la concentration en oxygène dissous en surface
- L'étendue du déficit en oxygène dissous résultant de la consommation de celui-ci lors de la minéralisation de la matière organique dans le métalimnion (vers 20m) et dans l'hypolimnion.

4.2.3 Nutriments

3.1.4.5 Distributions verticales

Tableau 5. Concentrations moyennes des nutriments ($\mu\text{g/L}$ ou mg/L) au maximum du mélange des eaux

Concentrations moyennes	0 à 50 m		80 à 140 m	
	2023	2024	2023	2024
Orthophosphate ($\mu\text{gP/L}$)	< 3,0	< 3,0	3,0	7,0
Phosphore total (mgP/L)	4,0	6,0	5,0	7,0
Silice réactive (mg/L)	3,5	3,2	4,2	5,2

3.1.4.6 Variations saisonnières

Les concentrations mesurées tout au long de l'année permettent de suivre les évolutions saisonnières des différents nutriments à différentes profondeurs :

- Épilimnion : 2 m (**Figure 12**)
- Hypolimnion : 140 m (**Figure 13** et **Tableau 8**)

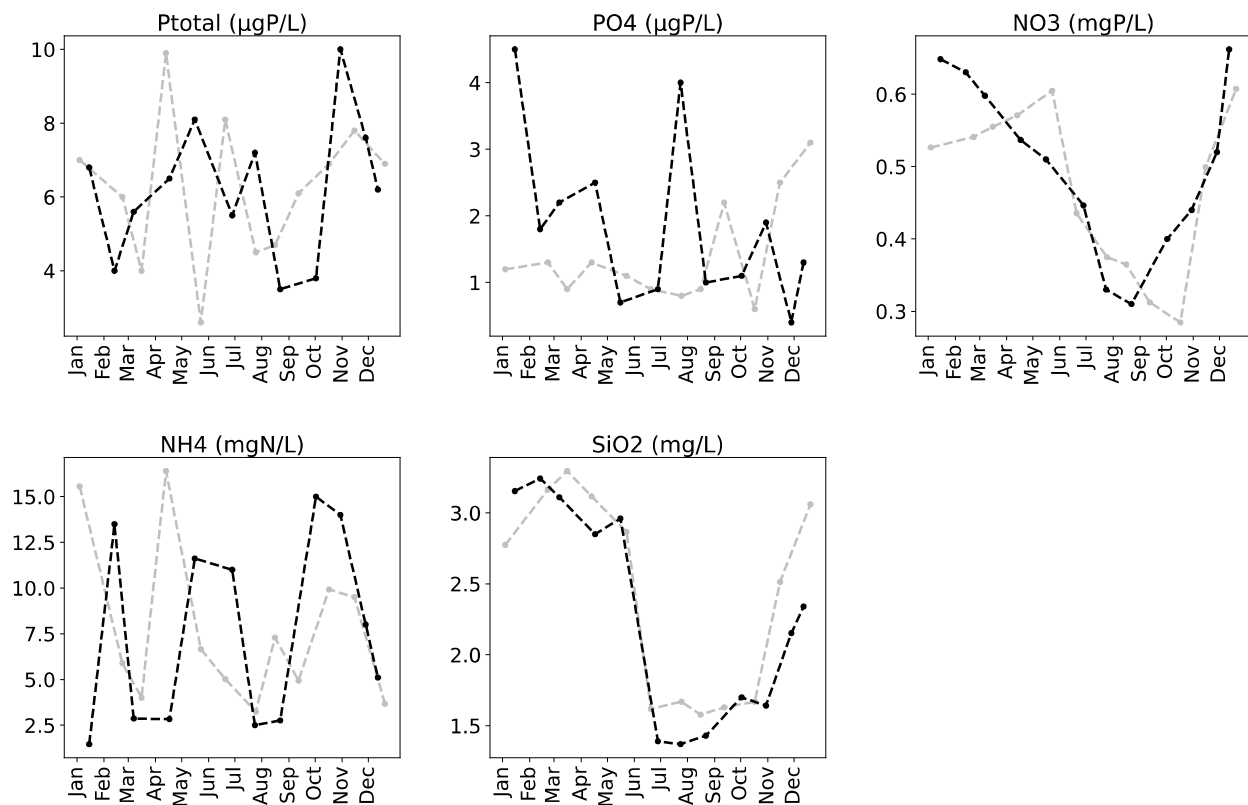


Figure 12. Évolution des concentrations en nutriments (mg/L) au point B à 2 m en 2023 (gris) et en 2024 (noir).

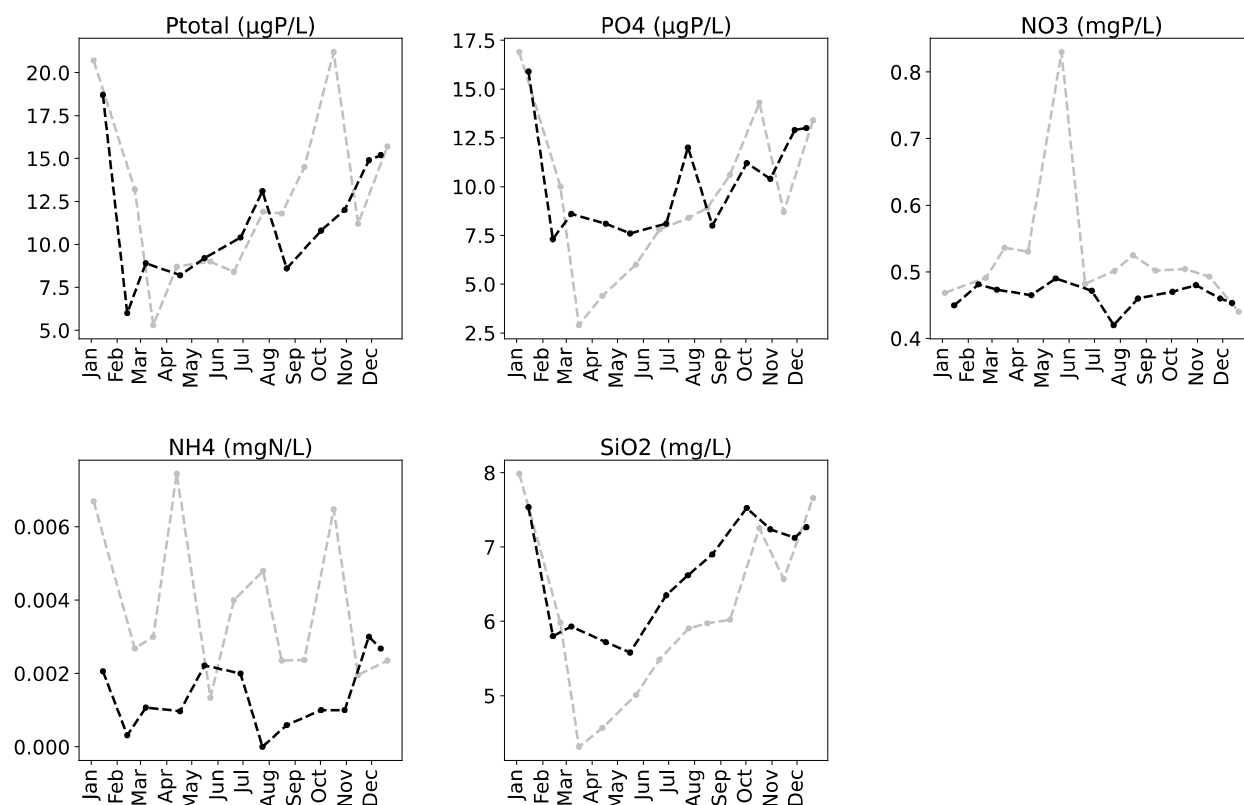


Figure 13 Évolution des concentrations en nutriments (mg/L) au point B à 140 m en 2023 (gris) et en 2024 (noir).

Tableau 6. Concentrations maximales (µg/L ou mg/L) à 140 m en période de relargage

	PO ₄ ³⁻ µgP/L	Ptot µgP/L	SiO ₂ mg/L
2012	28	30	7,35
2013	24	32	8,94
2014	51	77	8,20
2015	72	80	10,15
2016	35	38	7,50
2017	79	79	7,58
2018	33	49	7,15
2019	25	37	8,22
2020	33	45	8,54
2021	27	43	8,70
2022	29	38	10,78
2023	17	21	13,70
2024	9	9	5,93

4.3 Phytoplancton

4.3.1 Evolution des classes d'algues

La **Figure 14** présente l'évolution saisonnière des principales classes algales (*sensu* Bourrelly, 1972; Bourrelly, 1981; Bourrelly, 1985) pour l'année 2024. Les phases principales suivantes peuvent être observées :

- Une phase hivernale de début d'année (15/01 au 13/02), avec des biomasses faibles, dominées par des Diatomées et des Cryptophycées
- Une phase printanière (1/03 au 15/05), les biomasses augmentent et sont dominées par des Cryptophycées, des Chrysophycées et également des Diatomées.
- Une phase estivale (27/06 au 21/08) pendant laquelle on observe la biomasse maximale annuelle le 24 juillet (2603 $\mu\text{g/L}$). Les Chrysophycées dominent la biomasse. Les Diatomées et les Dinophycées présentent également une part significative de la biomasse pendant cette phase.
- Une phase automnale et hivernale de fin d'année (1/10 au 11/12). Cette période se caractérise par un pic de biomasse en Chrysophycées le 29/10 (2ème valeur la plus élevée de l'année avec 1372 $\mu\text{g/L}$). Puis il y a une diminution de la biomasse en novembre et décembre, et ce sont les Diatomées et les Cryptophycées qui dominent le compartiment.

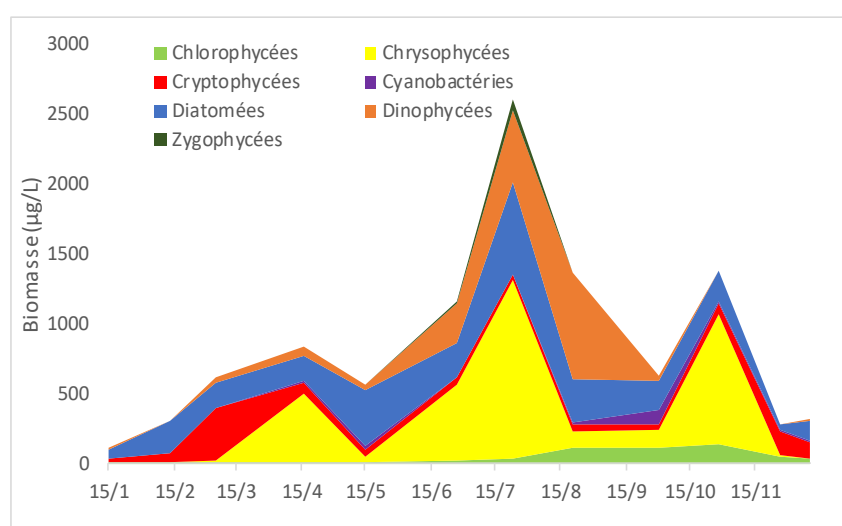


Figure 14. Variations saisonnières du biovolume du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2024.

4.3.2 Evolution des espèces dominantes et des groupes fonctionnels

La **Figure 15** illustre la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2024. Un groupe fonctionnel rassemble des espèces ayant la même écologie. Les groupes utilisés ci-après rassemblent des taxons vivant dans les mêmes niveaux trophiques, les mêmes turbulences ou les mêmes étages limniques et permettent de mieux apprécier les facteurs influençant le phytoplancton et la qualité du lac. La **Figure 16** présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds (Reynolds et al., 2002). L'**Annexe 5** reprend les définitions de chaque groupe fonctionnel données dans l'article de (Reynolds et al., 2002).

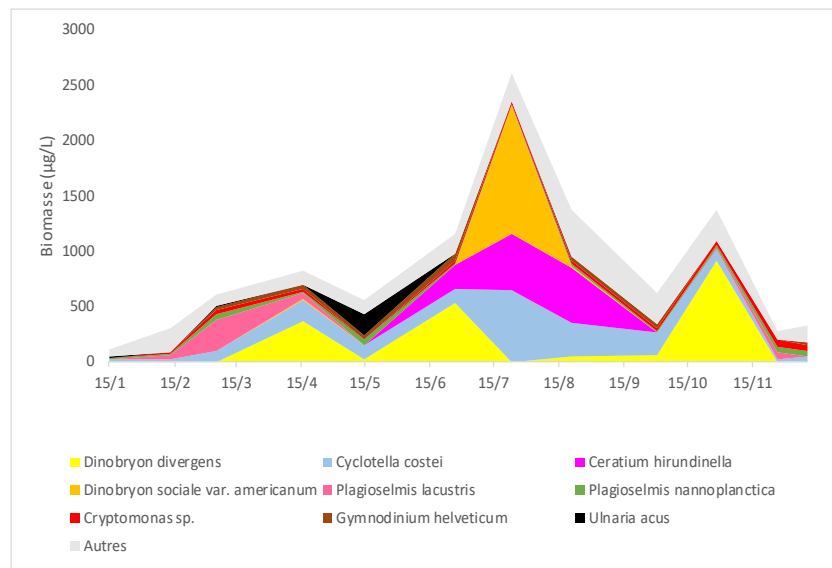


Figure 15. Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2024

- Phase hivernale de début d'année (15/01 au 13/02) : Pendant cette phase, la biomasse est dominée une diatomée pennée formant des rubans (*Fragilaria crotonensis*) adaptée aux milieux brassés (Reynolds et al. 2002). On observe également des petites Cryptophycées (*Plagioselmis lacustris*, *P. nannoplantica*), ces taxons sont typiques de ces périodes hivernales (masse d'eau non-stratifiée, faible luminosité).
- Phase printanière (1/03 au 15/05) : Une petite diatomée centrique (*Cyclotella costei*) présente pendant cette période des biomasses relatives importantes : ce taxon est typique des lacs en cours de ré-oligotrophisation (Rimet et al. 2009). On observe également plusieurs espèces de *Dinobryon* appartenant au groupe fonctionnel E (Reynolds et al. 2002), qui caractérise également les lacs oligotrophes.
- Phase estivale (27/06 au 21/08) : La biomasse est dominée par des espèces de *Dinobryon*, indicatrices de milieux oligotrophes et également par *Ceratium hirundinella* une espèce de

Dinophycée qui caractérise les épilimnions estivaux stratifiés et bien éclairés (groupe fonctionnel Lm, Reynolds et al. 2002).

- Phase automnale et hivernale de fin d'année (1/10 au 11/12) : on observe pendant cette phase un pic de biomasse important le 29/10 de *Dinobryon divergens*, une Chrysophycée (indicatrice de milieux oligotrophe). Il y a une baisse rapide de la biomasse à partir du mois de novembre, et ce sont les Cryptophycées et les petites diatomées centriques qui vont à nouveau dominer le compartiment : ces taxons sont typiques des luminosités faibles et des eaux brassées.

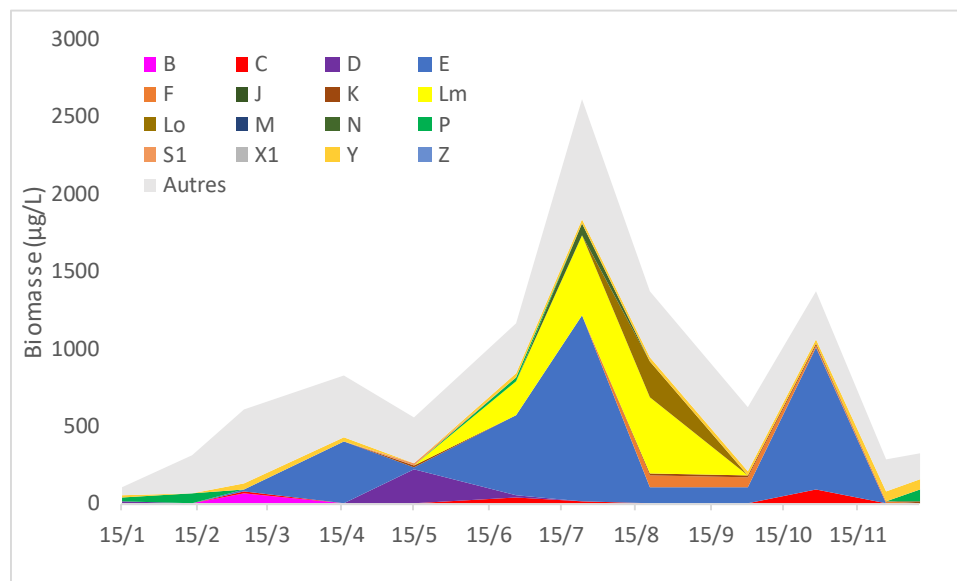


Figure 16. Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres C à Z ; "autres" correspond aux taxons non classés par (Reynolds et al., 2002) dans le Lac du Bourget en 2024. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée dans l'Annexe 5.

4.3.3 Évolution des picocyanobactéries

Les concentrations annuelles (minimales, maximales et moyennes) sont rapportées dans le **Tableau 7** ci dessous. Les picocyanobactéries sont majoritairement représentées dans le lac du Bourget par le genre unicellulaire *Synechococcus* riche en phycoérythrine (de couleur rose à rouge) et tous les isolaments obtenus et maintenues en culture à Thonon les Bains sont effectivement de cette couleur (Jacquet non publié). Ce résultat est en accord avec la littérature ayant montré que cette forme pigmentaire est en effet caractéristique des lacs oligo- à mésotrophes alors que la forme pigmentaire riche en phycocyanine (de couleur verte à bleue) est plutôt typique des lacs eutrophes et riches en substances humiques et/ou côtières/littorales.

En 2024, la concentration moyenne autour de $2,3 \times 10^4$ cellules.ml⁻¹ a été plus faible que les années précédentes et significativement inférieure à la moyenne globale (e.g. $4,1 \times 10^4$ cellules.ml⁻¹).

¹). De la même manière, la valeur maximale observée pour la communauté des picocyanobactéries (e.g. $1,2 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹) a été la plus faible de la chronique. Ces valeurs relativement faibles sont difficiles à interpréter car le changement de stratégie d'échantillonnage opéré en 2023, avec moins de dates (deux fois moins) et moins de profondeurs prélevées (soit 24 en moins sur toute l'année), a peut-être été déterminant. En effet, en 2022, les valeurs excédant 10^5 cellules.ml⁻¹ ont été enregistrées tous les mois, d'avril à octobre, et régulièrement à 20 m. Il est clairement envisageable que nous « manquions » depuis 2023, des périodes et profondeurs clefs à forte abondance de cette communauté.

Tableau 7. Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2023

		Minimum	Maximum	Moyenne
Picocyanobactéries (cell.ml ⁻¹)				
	2004	164	$5,2 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$
	2005	59	$2,7 \times 10^5$	$3,3 \times 10^4$
	2006	9	$3,4 \times 10^5$	$2,4 \times 10^4$
	2007	111	$7,2 \times 10^5$	$3,9 \times 10^4$
	2008	17	$7,7 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$
	2009	15	$5,4 \times 10^5$	$2,7 \times 10^4$
	2010	43	$6,4 \times 10^5$	$3,0 \times 10^4$
	2011	155	$2,6 \times 10^5$	$2,6 \times 10^4$
	2012	469	$3,7 \times 10^5$	$3,5 \times 10^4$
	2013	342	$7,0 \times 10^5$	$4,1 \times 10^4$
	2014	543	$7,1 \times 10^5$	$4,1 \times 10^4$
	2015	326	$3,7 \times 10^5$	$3,3 \times 10^4$
	2016	203	$2,3 \times 10^5$	$4,1 \times 10^4$
	2017	430	$7,9 \times 10^5$	$7,1 \times 10^4$
	2018	388	$3,5 \times 10^5$	$3,7 \times 10^4$
	2019	287	$3,6 \times 10^5$	$4,7 \times 10^4$
	2020	502	$6,2 \times 10^5$	$7,6 \times 10^4$
	2021	417	$5,9 \times 10^5$	$6,9 \times 10^4$
	2022	744	$5,3 \times 10^5$	$8,7 \times 10^4$
	2023	150	$1,3 \times 10^5$	$3,2 \times 10^4$
	2024	349	$1,2 \times 10^5$	$2,3 \times 10^4$

En 2024, la dynamique des picocyanobactéries révèle des concentrations qui augmentent régulièrement dès la période hivernale en surface (**Figure 17**). Contrairement à 2023, où la première valeur $>10^5$ cellules.ml⁻¹ avait été observée mi-mai à 15 m de profondeur, il faut attendre juillet pour enregistrer à 2 et 15 m $1,0$ à $1,2 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹. Aucune autre valeur $>10^5$ cellules.ml⁻¹ n'est enregistrée en 2024, ce qui tranche avec les années précédentes mais qui étaient aussi plus « riches » en prélèvements. Au cours de l'automne, les concentrations diminuent mais la baisse est moins marquée que les années précédentes.

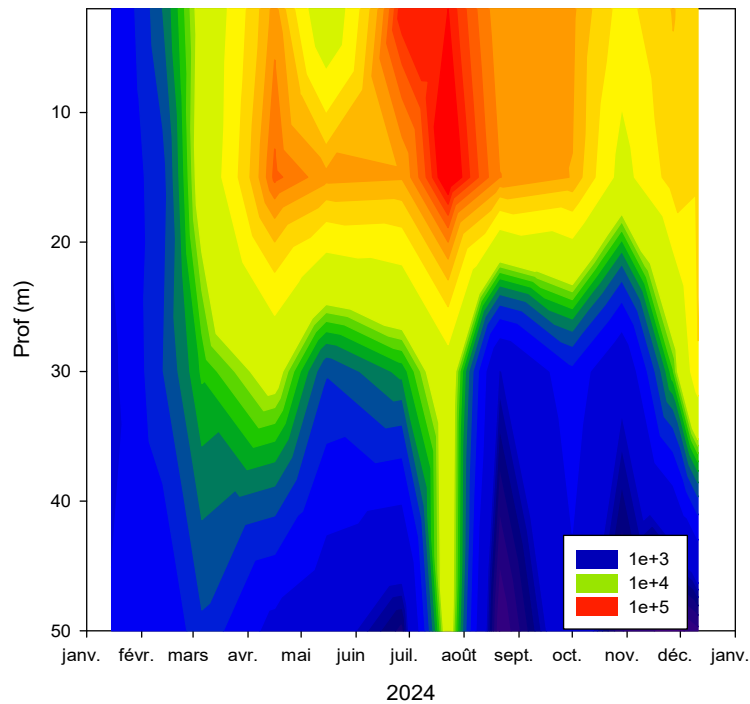


Figure 17. Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 2 et 50 m pour l'année 2024

Comme pour les années précédentes, cette communauté se structure fortement en fonction de la profondeur et, bien que présente tout le long de la colonne d'eau examinée, les populations se distribuent majoritairement entre la surface et 15-20 m de profondeur. Dans la littérature, il est généralement admis que le picophytoplancton présente un maximum d'abondance au printemps et en fin d'été ou en automne (Peltomaa et Ojala 2012) et le lac du Bourget ne semble pas faire exception à « cette règle », avec des variations saisonnières pouvant être marquées, quant à cette dominance, d'une année sur l'autre.

La distribution de ces picocyanobactéries est connue pour être très dépendante de la température et de la quantité/qualité de la lumière reçue au sein de ces écosystèmes : la lumière verte prédominant dans les lacs oligo- à mésotrophes pauvres en substances humiques et la lumière rouge prédominant dans les eaux de surface des lacs eutrophes « colorés » (voir ci-dessous).

Nous avons testé en 2014 et 2015 cette hypothèse de l'importance de la lumière en conditions expérimentales (à partir de différentes cultures de souches isolées du lac du Bourget à différentes périodes de l'année) et révélé effectivement la capacité de *Synechococcus* sp de croître efficacement en conditions de lumière verte (Jacquet et al non publié), là où d'autres populations phytoplanctoniques en sont incapables, et de plus à très faibles intensités. L'occupation possible d'une niche en profondeur est donc une réalité pour cette communauté eu regard de ses capacités photosynthétiques, validées expérimentalement au laboratoire.

4.4 Zooplancton

4.4.1 Dynamique saisonnière du zooplancton crustacéen

En milieu lacustre, le zooplancton se compose essentiellement de deux grandes classes : les crustacés et les rotifères. Le mode d'échantillonnage appliqué lors du suivi routinier du lac du Bourget est surtout adapté à l'étude du zooplancton crustacéen, cette étude porte par conséquent uniquement sur les microcrustacés. Ce groupe se subdivise en deux principales sous-classes : les branchiopodes et les copépodes. La sous-classe des branchiopodes est représentée par le seul ordre des cladocères. La sous-classe des copépodes se compose, dans les milieux pélagiques des lacs périalpins français, de deux ordres : les cyclopoïdes et les calanoïdes.

Le nombre de taxons crustacéen observés chaque année oscille entre 8 et 14, pour un total de 16 espèces de crustacés identifiées depuis la mise en place du suivi en 2004. Ces 16 taxons comprennent une unique espèce de copépode calanoïde (*Eudiaptomus gracilis*), 7 taxons de copépodes cyclopoïdes (*Acanthocyclops robustus*, *Cyclops prealpinus*, *Cyclops vicinus*, *Cyclops sp.*, *Megacyclops viridis*, *Mesocyclops leuckartii*, et *Thermocyclops crassus*) et 8 taxons de cladocères (*Bosmina longirostris*, *Bythotrephes longimanus*, *Chydorus sphaericus*, complexe *Daphnia longispina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Eubosmina coregoni*, *Eubosmina longispina* et *Leptodora kindtii*). *E. coregoni*, *M. leuckarti*, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés ou seulement très ponctuellement depuis 2010. En cohérence avec les années précédentes, en 2024 les espèces suivantes n'ont pas été observées : *B. longirostris*, *Chydorus sp.*, *Cylops sp.*, *C. vicinus*. Les autres espèces ont été observées régulièrement au cours de l'année et font l'objet de la première partie de cette étude.

La comparaison du biovolume sédimenté entre 2015 et 2024 (**Figure 18**) montre une légère augmentation dans la tendance à la baisse observée depuis 2019, la moyenne annuelle était de 112 ml m⁻² en 2015 et a diminué progressivement (49 ml m⁻² en 2019, 51 ml m⁻² en 2022) pour n'atteindre que 5.1 ml m⁻² en 2023 et revenir à une valeur de 42 ml m⁻² en 2024. Comme déjà observé les années précédentes, en 2024 les biovolumes sédimentés sont plus faibles en début d'année (janvier - mars) et plus importants au printemps (le maximum a été observé en mai). La tendance bimodale typique des lacs mésotrophes est bien visible ces dernières années avec des pics récurrents au printemps (avril-mai) et en automne. En 2024 ce dernier pic a été un peu tardif par rapport aux années précédentes et a été enregistré fin novembre).

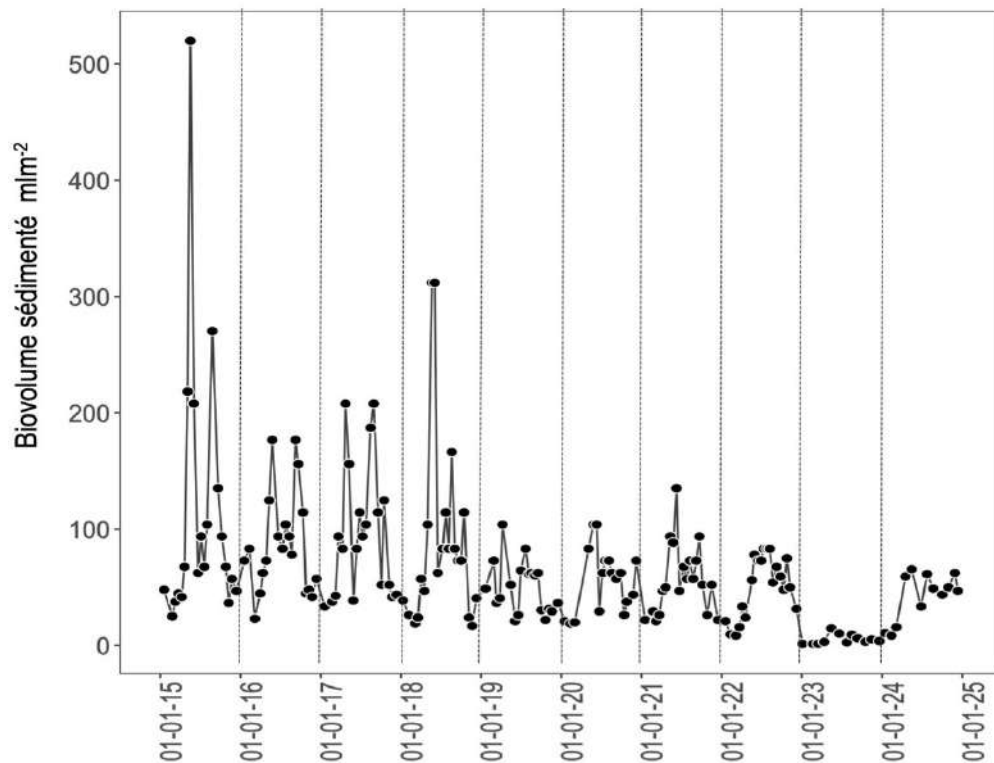


Figure 18. Dynamique comparative du biovolume zooplanctonique sédimenté au lac du Bourget pour les années consécutives 2015 – 2024.

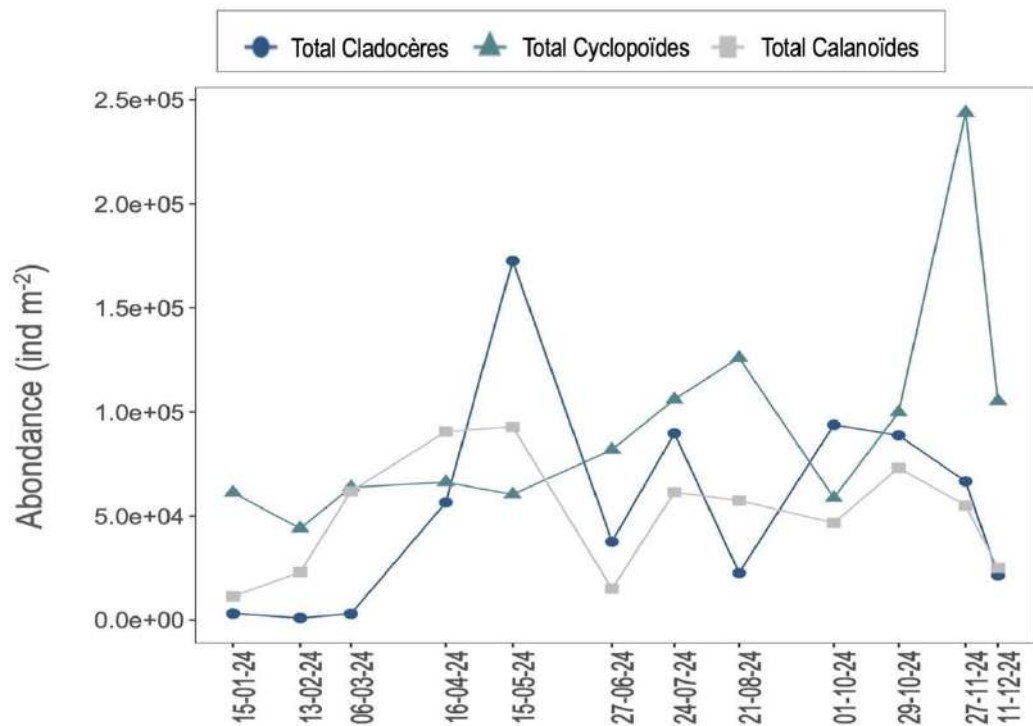


Figure 19. Dynamique saisonnière des différentes classes de microcrustacés au lac du Bourget en 2024.

La dynamique des abondances des trois familles crustacéennes en 2024 (**Figure 19**) a suivi une dynamique saisonnière typique pour les lacs tempérés, avec un pic au printemps dû au développement des cladocères et un pic en août qui correspond à l'augmentation des cyclopoïdes. Un dernier pic de cyclopoïdes a été observé en novembre. Dans le détail, les cladocères ont représenté 53% des effectifs du pic en mai et les cyclopoïdes respectivement 61% et 67% des effectifs du pic en août et en novembre. Les cyclopoïdes ont constitué la majorité des effectifs totaux du zooplancton avec une moyenne annuelle de 51%. Les abondances des microcrustacés sont variables pendant l'année, le pic d'abondance en mai était de 3.2×10^5 ind m^{-2} , le pic plus important en novembre était de 3.6×10^5 ind m^{-2} , suivi ensuite par un important déclin en automne et hiver.

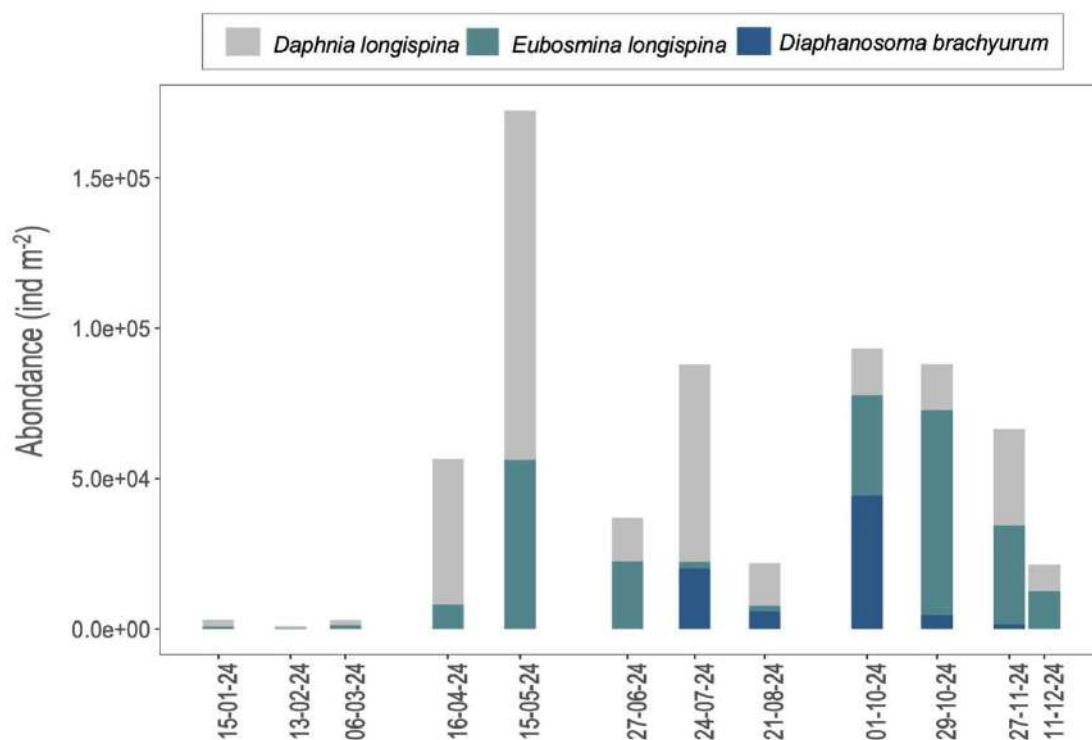


Figure 20. Evolution saisonnière de la composition des cladocères herbivores au lac du Bourget en 2024.

Les cladocères herbivores (**Figure 20**) ont été représentés par le complexe *Daphnia longispina* et les espèces *Eubosmina longispina* et *Diaphanosoma brachyurum*. Pendant la période de janvier à mars l'abondance est restée faible (maximum 6×10^4 ind m^{-2}) et l'espèce la plus abondante était *D. longispina*. Le développement printanier a débuté en avril, suivi par le premier pic d'abondance en mai (1.7×10^5 ind m^{-2}), représenté en majorité par *D. longispina* (67% des effectifs des cladocères herbivores) et *E. longispina* (33% des effectifs des cladocères herbivores).

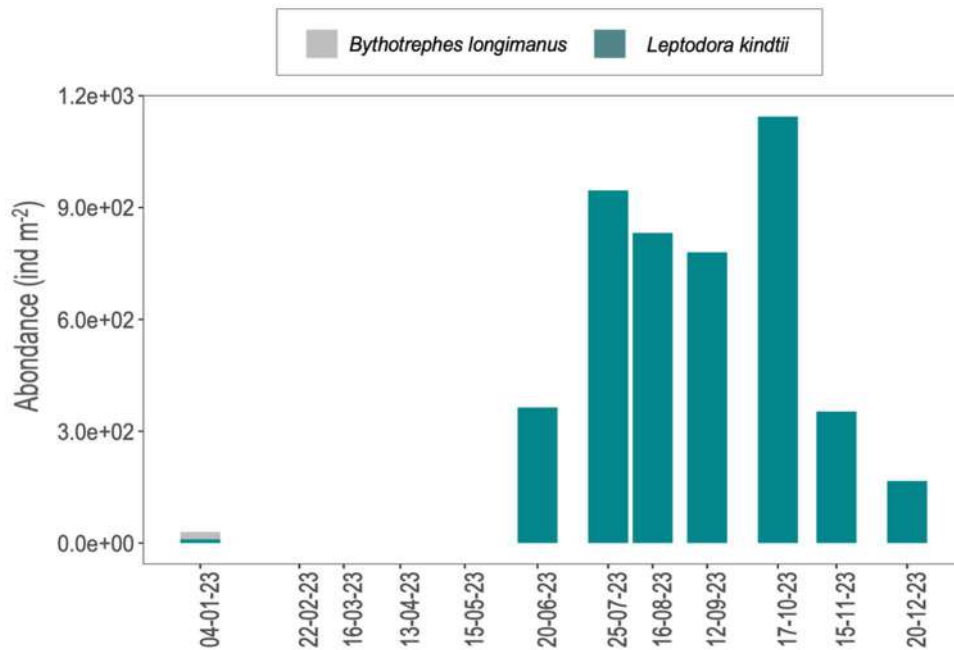


Figure 21. Evolution saisonnière de l'abondance des cladocères prédateurs au lac du Bourget en 2024.

Au cours de l'été un changement est observé dans la dominance au sein de la communauté et *E. longispina* est remplacée par l'espèce thermophile *D. brachyurum*, qui atteint le pic plus important en automne (4.4×10^4 ind m⁻², représentant 48% des effectifs des cladocères herbivores).

En fin d'automne *E. longispina* est l'espèce dominante (6.8×10^4 ind m⁻²) et représente 77% des effectifs des cladocères herbivores, ensuite les abondances sont plus faibles (3.2×10^4 ind m⁻² en novembre et 1.2×10^4 ind m⁻² en décembre).

Les cladocères prédateurs ont présenté par rapport aux cladocères herbivores des abondances typiquement inférieures (**Figure 21**). *Bythotrephes longimanus* a été observé en 2024 avec des valeurs d'abondance très faibles (moyenne annuelle 27 ind m⁻²). *Leptodora kindtii* a été l'espèce plus abondante, tout comme *B. longimanus* avec un développement et une période de croissance principale pendant la saison chaude. La croissance a démarré en mai et le pic majeur (1.5×10^3 ind m⁻²) a été observé en juillet. A partir de novembre, les effectifs des cladocères prédateurs ont été présents dans la communauté en faible abondance (52 ind m⁻² en novembre et 156 ind m⁻² en décembre). La dynamique saisonnière des cladocères prédateurs a été donc très différente par rapport à la dynamique des cladocères herbivores, notamment à cause de la période de croissance quasiment limitée à la période été - automne. Malgré les faibles abondances, les cladocères prédateurs sont toutefois supposés jouer un rôle important en tant que lien trophique intermédiaire, en exerçant une pression forte sur les petites formes crustacéennes (Manca & Comoli 1995) et représentant une proie préférentielle pour les poissons en été.

Les copépodes cyclopoides en 2024 ont montré une augmentation des effectifs dès le début d'année (**Figure 22**), principalement due au développement de *Thermocyclops crassus*, qui a représenté l'espèce principale de la communauté des cyclopoides en janvier (74% des effectifs totaux), bien que *Cyclops prealpinus* soit resté toujours présent. Pendant les mois, une succession semble opérer entre ces deux espèces et la dominance de *T. crassus* a été progressivement remplacée par *C. prealpinus* qui est l'espèce majoritaire pendant la période avril-mai, représentant en mai 64% des effectifs du zooplancton crustacéen. *T. crassus* est devenu dominant à nouveau pendant les mois hivernaux (74% et 73% des effectifs en novembre et décembre), bien que décrit comme une espèce thermophile.

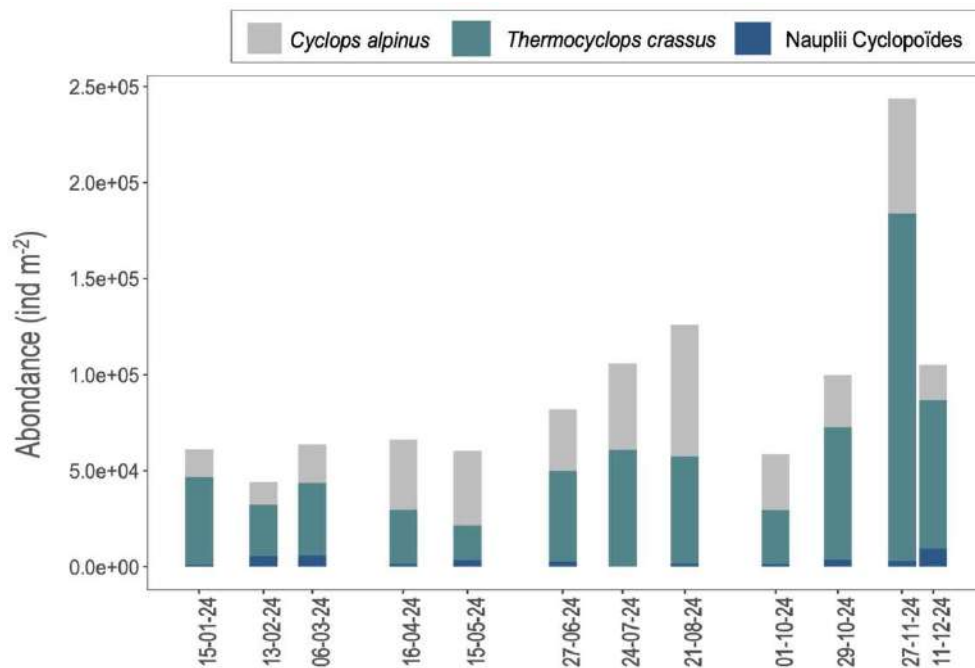


Figure 22. Evolution de la composition des copépodes cyclopoides au lac du Bourget en 2024.

Les copépodes calanoïdes sont représentés au lac du Bourget par la seule espèce *Eudiaptomus gracilis*. Sa dynamique saisonnière (**Figure 23**) est assez comparable à celle des cyclopoides avec un démarrage de croissance en début d'année. On a observé en 2024 le pic usuel se produisant au printemps en mai (9.2×10^4 ind m⁻²) et un pic de fin d'été, moins important, en octobre (7.3×10^4 ind m⁻²).

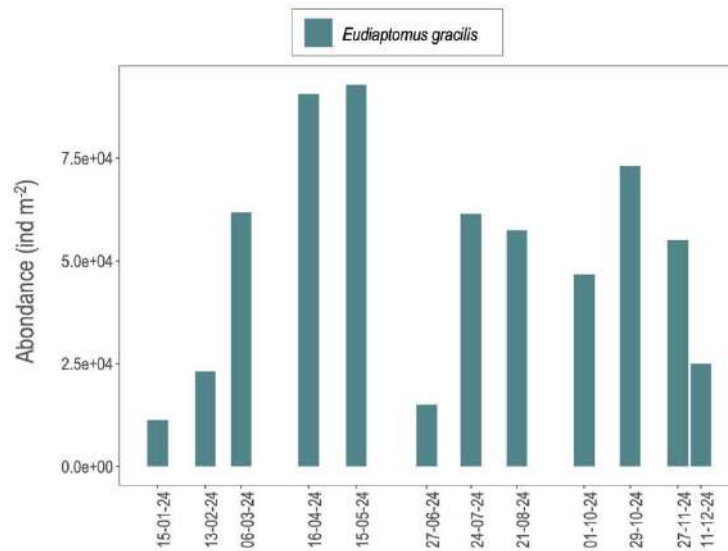


Figure 23. Evolution de l'abondance des Calanoïdes (*Eudiaptomus gracilis*) au lac du Bourget en 2024.

L'analyse des stratégies trophiques (herbivores vs prédateurs) (**Figure 24**), permet une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques du zooplancton à l'échelle annuelle.

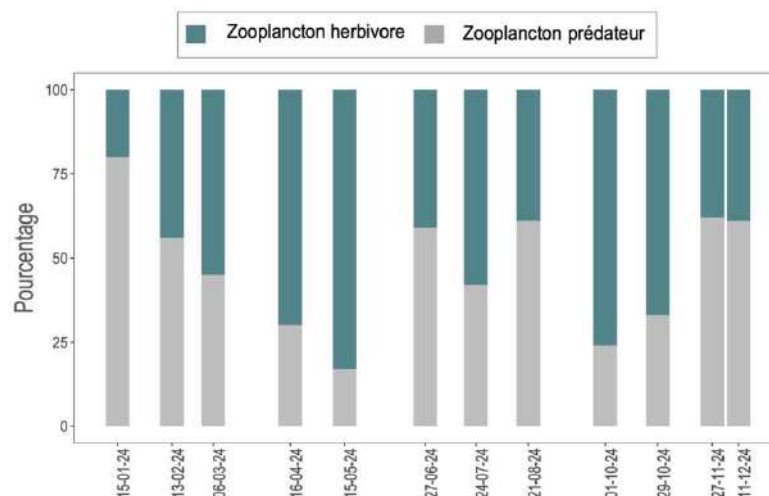


Figure 24. Pourcentage des effectifs des herbivores et des prédateurs au lac du Bourget en 2024.

Les espèces herbivores (les cladocères *Daphnia longispina*, *Eubosmina longispina* et *Diaphanosoma brachyurum*, le calanoïde *E. gracilis*, les nauplii des cyclopoïdes et à partir du mois d'octobre les stades 1,2,3 des cyclopoïdes) ont constitué une partie importante de la communauté totale zooplanctonique. En 2024, ils ont représenté en moyenne 52% des effectifs totaux et notamment ont été prépondérants au printemps, le pic majeur de 83% des effectifs a été atteint en mai.

Le zooplancton prédateur est plus présent pendant les mois d'hiver, les pics plus importants ont été observé en janvier (80% des effectifs totaux), en novembre (62% des effectifs totaux) et en octobre (61% des effectifs totaux).

Les espèces herbivores en 2024 ont été donc prépondérantes dans la communauté zooplanctonique notamment pendant la saison printanière et estivale. Leur dynamique a été fortement liée à la communauté phytoplanctonique et à la disponibilité d'espèces qui constituent une ressource nutritionnelle adéquate au développement et à la reproduction des consommateurs. Notamment au printemps la dominance des espèces herbivores correspond à la disponibilité d'espèces algales de petite taille et de bonne qualité nutritionnelle telles que le sont les Diatomées et les Cryptophycées, qui constituent une partie importante de la communauté phytoplanctonique au printemps (Rimet, ce rapport).

En contrepartie, le zooplancton étant une ressource importante pour les consommateurs supérieurs tels que les poissons, une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques nécessite également une intégration de la pression de prédation exercées par les poissons.

4.5 Poissons

4.5.1 Hydroacoustique

En 2024, le S_A moyen est de $0.33 \text{ (m}^2 \cdot \text{ha}^{-1})$ pour la couche supérieure et de $2.06 \text{ (m}^2 \cdot \text{ha}^{-1})$ pour la couche inférieure. Les séquences d'échointégration, exprimées en unité d'échointégration, sont visualisées par un cercle dont la surface est proportionnelle à la biomasse détectée pour chaque couche (**Figure 25**). En 2024, la répartition de la densité globalement homogène avec des densités légèrement supérieures dans la zone Nord du lac. La répartition spatiale des poissons détectés en couche inférieure est relativement homogène sur le lac du Bourget.

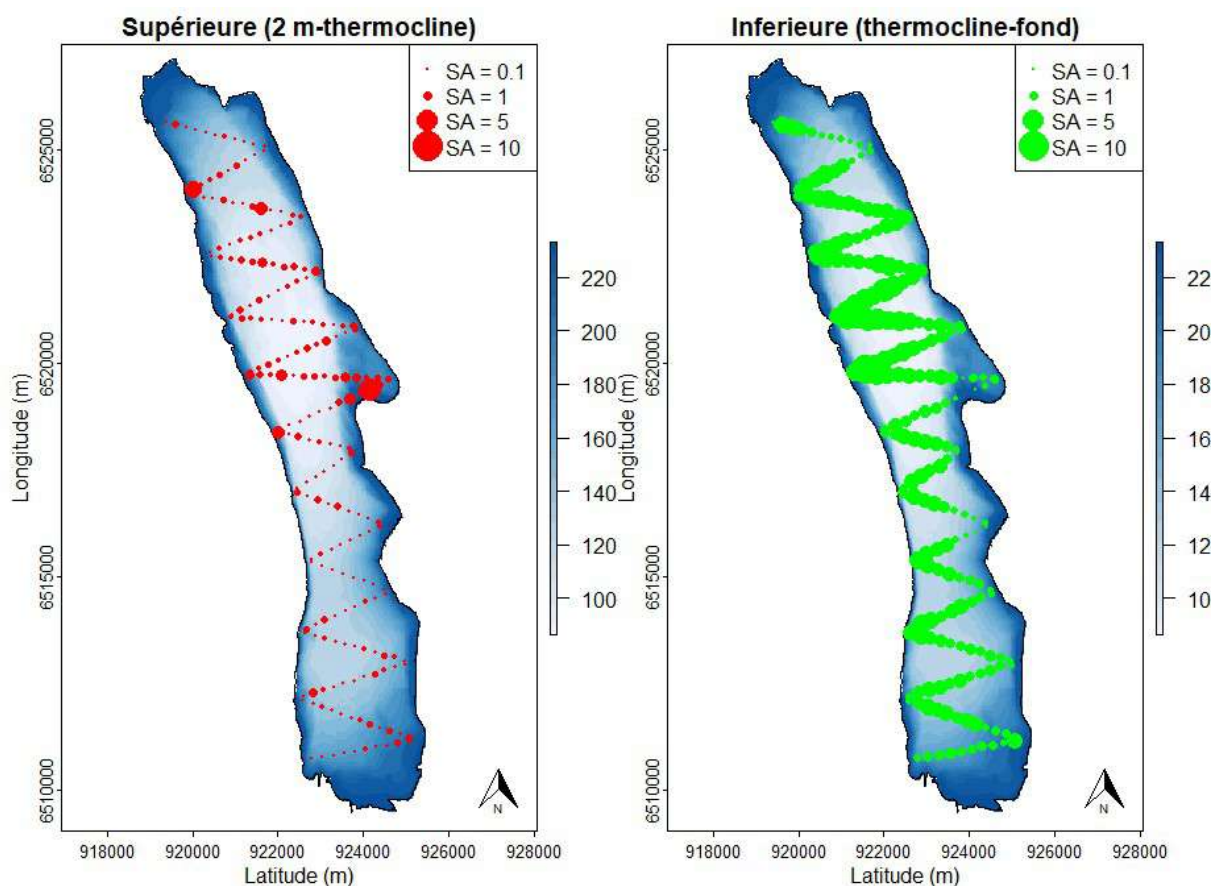


Figure 25. Séquences d'échointégration (SA) pour la couche supérieure et la couche inférieure en 2024

En 2024, le nombre de poissons identifiés comme individus 'trackés' est de 112 dans la couche supérieure et de 1171 dans la couche inférieure. La couche supérieure est composée d'une répartition bimodale avec un mode principal centré autour de -47 dB et un second à -40 dB. La strate inférieure est caractérisée par une répartition bimodale avec un mode fortement dominant à -36 dB (**Figure 26**). Cette observation se confirme au regard de la distribution des cibles dans la colonne d'eau (**Figure 27**). Les cibles de grandes tailles se positionnent majoritairement entre la thermocline et 40 mètres de profondeur.

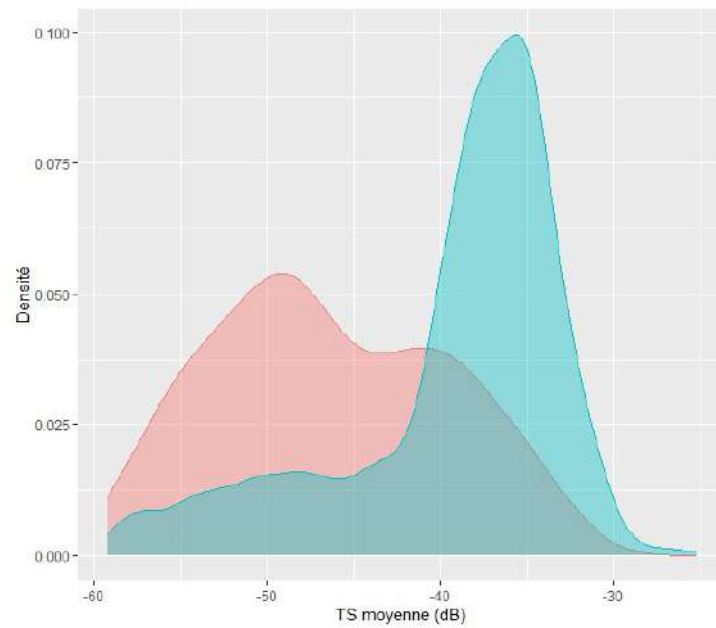


Figure 26. Distributions en taille pour la couche supérieure (rouge) et inférieure (bleu)

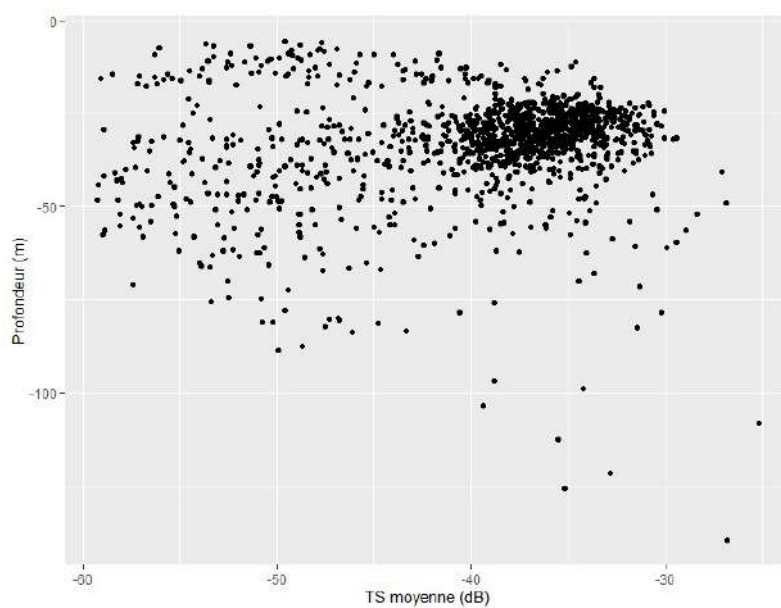


Figure 27. Distributions des cibles en fonction de la profondeur en 2024

4. Tendances à long-terme

5. Tendances à long-terme

5.2 Physico-Chimie

L'évolution de paramètres clefs est proposé ci-après :

- La transparence moyenne estivale en mètres ;
- La teneur hivernale en nutriments en mg/L

5.2.1 Transparence

La transparence moyenne estivale pour l'année 2024 est faible, similaire qu'en 2021 et 2022 avec 3,7m. La valeur de 2024 replace la transparence dans la catégorie « bon » (vert) après un passage à la catégorie « très bon » en 2023. Ce changement de catégorie devrait être confirmé par les rapports des prochaines années (**Figure 28**).

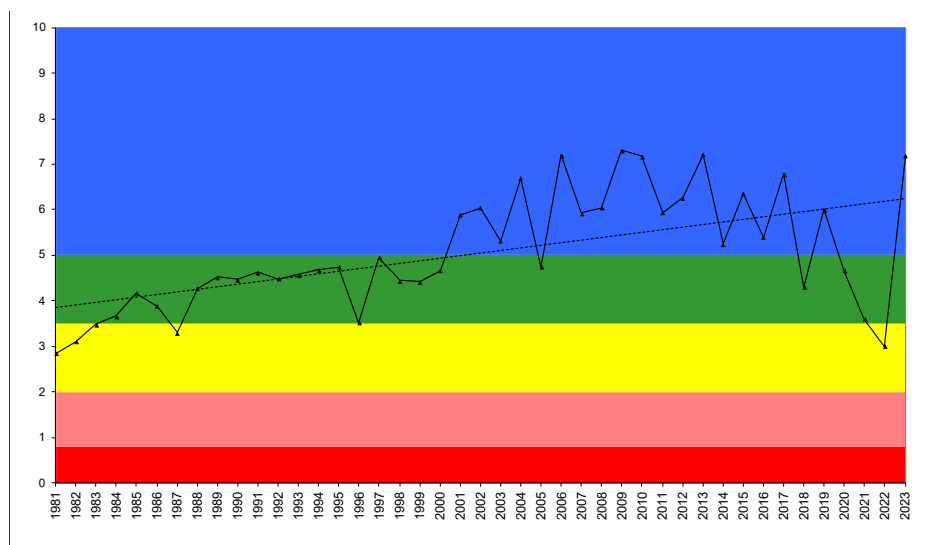


Figure 28. Évolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2024 ; comparaison avec les classes de qualité.

5.2.2 Teneurs en nutriments

Ces concentrations calculées au moment du brassage hivernal représentent les réserves maximales du lac en nutriments lorsque la consommation est minimale, la distribution des nutriments la plus homogène et l'homothermie maximale. Les moyennes retenues sont les moyennes des concentrations mesurées à 2, 10, 15, 20, 30, 50, 80, 110, 130, et 140 mètres en janvier, février et mars. Les concentrations moyennes hivernales en nutriments constituent un indicateur de l'évolution des stocks disponibles pour le développement algal et c'est le critère retenu dans le cadre des suivis de la DCE pour donner un statut trophique à l'écosystème.

Pour le calcul des moyennes hivernales, nous avons estimé la quantité de nutriments par tranches d'eau quand le lac est le plus homogène verticalement. Globalement, les résultats montrent que les concentrations hivernales dans le lac sont sensiblement identiques aux valeurs des années antérieures pour la plupart des nutriments malgré la hausse des apports perçue depuis 2015 (**Tableau 8**).

Tableau 8. Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2014 et 2024

	unité	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024
NO ₃ ⁻	mgN/L	0,61	0,57	0,56	0,54	0,53	0,53	0,55	0,54	0,55	0,59
NH ₄ ⁺	mgN/L	0,003	0,003	0,003	0,004	0,005	0,003	0,003	0,005	0,008	0,004
PO ₄ ³⁻	mgP/L	0,006	0,008	0,004	0,006	0,003	0,005	0,004	0,004	0,003	0,005
Ptot	mgP/L	0,010	0,009	0,009	0,010	0,007	0,009	0,009	0,009	0,007	0,006
SiO ₂	mg/L	3,21	3,42	3,07	3,31	3,04	3,37	3,31	3,28	3,82	4,01

3.1.4.7 Nitrate et azote minéral

La concentration moyenne hivernale en azote nitrique calculée pour 2024 est égale 0,59 mgN/L, soit une légère augmentation que celles des années précédentes (**Figure 29**). Depuis 2009, la concentration hivernale montre des valeurs du même ordre de grandeur que la moyenne de ces dix dernières années (0,58 mgN/L). Les concentrations de 2012 à 2015 (légèrement supérieures à 2011 et 2010) peuvent s'expliquer, en partie, par un lessivage plus important en relation avec la pluviométrie.



Figure 29. Concentrations moyennes hivernales (mgN/L) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates
—◆— au point B de 1981 à 2024

Depuis 2006, la concentration en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) est relativement stable autour d'une valeur moyenne de 0,55 mgN/L et se situe, comme le montre la **Figure 30** dans la classe de qualité "moyen".

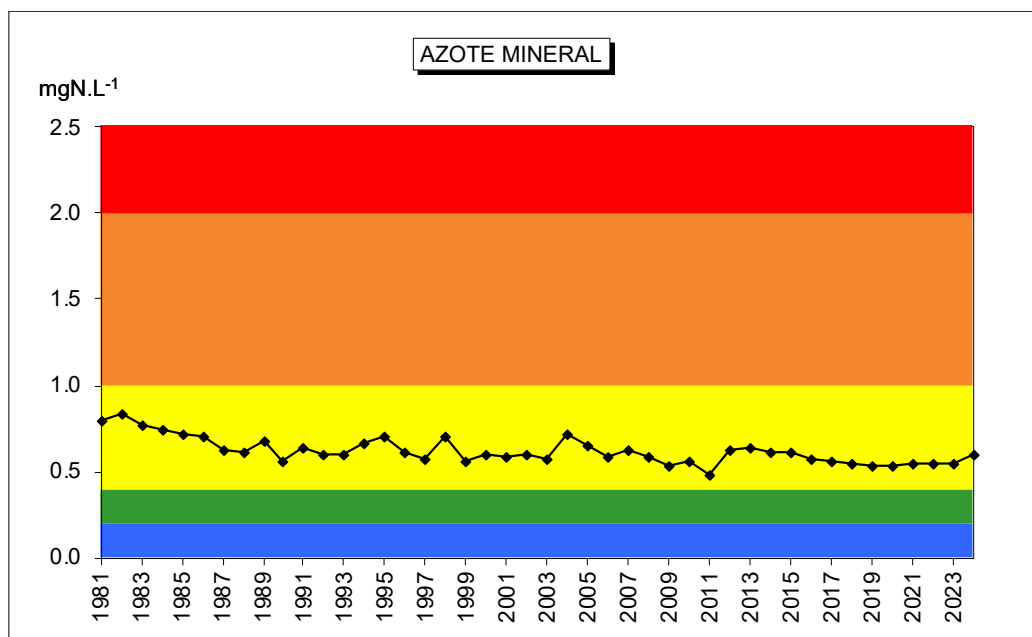


Figure 30. Concentrations moyennes hivernales (mgN/L) en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) au point B de 1981 à 2024 ; comparaison avec les classes de qualité.

3.1.4.8 Phosphore total et orthophosphates

La diminution de la concentration moyenne hivernale des orthophosphates a connu plusieurs étapes : elle est passée de 120 à 45 $\mu\text{gP/L}$ de 1981 à 1992, puis sous les 40 $\mu\text{gP/L}$ de 1993 à 1997, puis sous les 30 $\mu\text{gP/L}$ de 1998 à 2005 et enfin sous les 20 $\mu\text{gP/L}$ depuis 2006. Depuis 2011, la concentration en orthophosphate est restée inférieure ou égale à 10 $\mu\text{gP/L}$ (**Figure 31**).

Avec 5 $\mu\text{gP/L}$ en orthophosphate et 6 $\mu\text{gP/L}$ en phosphore total, les concentrations moyennes pondérées sur les 3 campagnes de janvier, février et mars complètes 2024 confirment la baisse du stock perçue en 2006 (**Figure 31**).

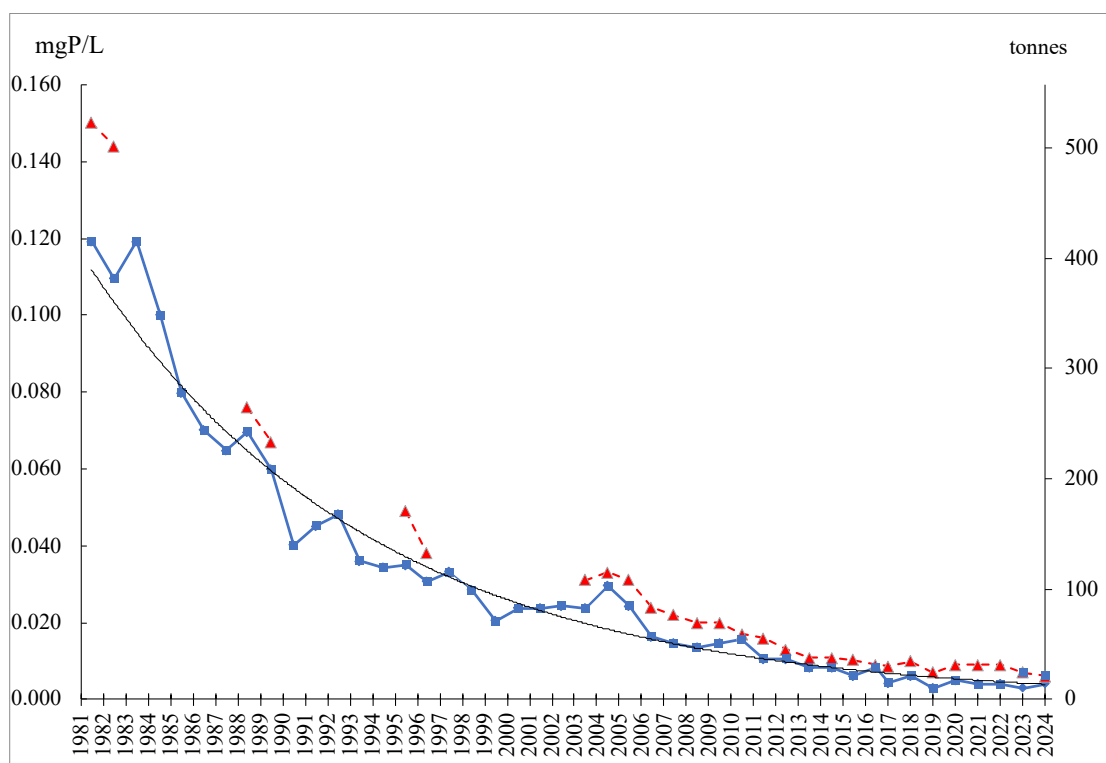


Figure 31. Évolution des concentrations moyennes hivernales de l'orthophosphate (bleu) et du phosphore total (rouge) (mgP/L) et des stocks hivernaux (tonnes P) au point B de 1981 à 2024.

L'évolution des concentrations hivernales par rapport aux classes de qualité (état écologique des plans d'eau) montre que depuis 2012 les concentrations se situent dans la classe d'état "très bon" (**Figure 32**).

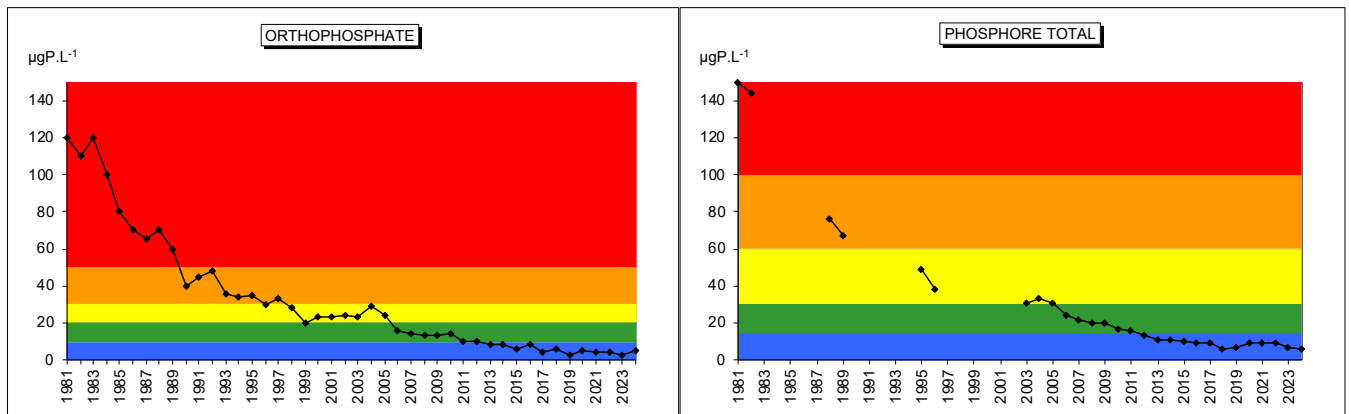


Figure 32. Évolution des concentrations moyennes hivernales (mgP/L) des orthophosphates et du phosphore total ; comparaison avec les classes de qualité.

3.1.4.9 Silice

Pour la silice réactive, la concentration moyenne annuelle est de 3,89 mg/L en 2024. Cette valeur est la valeur la plus élevée des moyens annuels depuis 2003. (Figure 33).

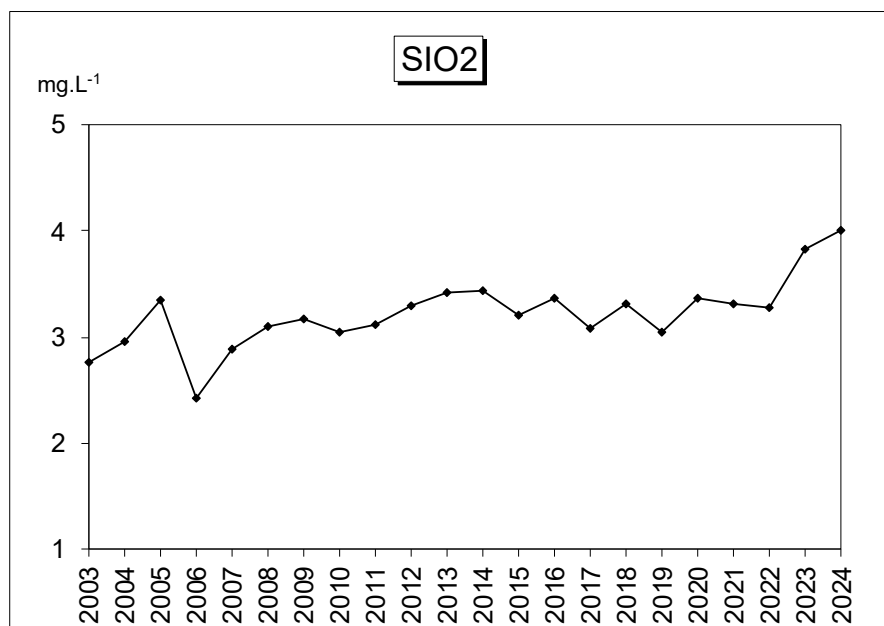


Figure 33. Évolution des concentrations moyennes hivernales de la silice réactive (mg/L) au point B de 2003 à 2024

5.3 Phytoplancton

5.3.1 Evolution des classes algales

La biomasse totale algale augmente progressivement de 1995 à 2008. Par contre, les années de 2009 à 2024 présentent des biomasses nettement plus faibles, l’année 2024 présente la 2^e biomasse la plus faible de la chronique. Celle-ci est divisée par environ 2. Le **Tableau 9** reprend les valeurs chiffrées de la biomasse algale totale de la **Figure 34**.

Tableau 9. Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 1995 à 2024

	Biomasse annuelle (µg/l)
1995	1767
1996	2532
2004	2940
2005	3384
2006	4346
2007	4121
2008	3842
2009	1417
2010	1088
2011	1093
2012	1337
2013	684
2014	1566
2015	1360
2016	2785
2017	1643
2018	1251
2019	1510
2020	1323
2021	1052
2022	1243
2023	1046
2024	845

La **Figure 34** présente l’évolution interannuelle des classes algales (*sensu* Bourrelly, 1972; Bourrelly, 1981; Bourrelly, 1985). On observe une augmentation de l’abondance des Cyanobactéries de 1995 à 2008, puis une chute en 2009. Entre 2009 et 2015 leur biomasse reste faible. Les années 2016 et 2017 présentent des biomasses de cette classe algale plus élevées. Pendant la période 1995-2009 et 2016-2017 c’est *Planktothrix rubescens* (cyanobactérie filamenteuse potentiellement toxique) qui domine la classe des Cyanobactéries.

A partir des années 2018 à 2024, les biomasses sont proches de celles de 2009-2015 et se sont d'autres cyanobactéries qui vont dominer la biomasse des cyanobactéries (*Aphanocapsa* spp.). Depuis l'année 2019, le compartiment algal est caractérisé par la dominance des Diatomées et des Chrysophycées, qui sont indicatrices de milieux oligotrophes.

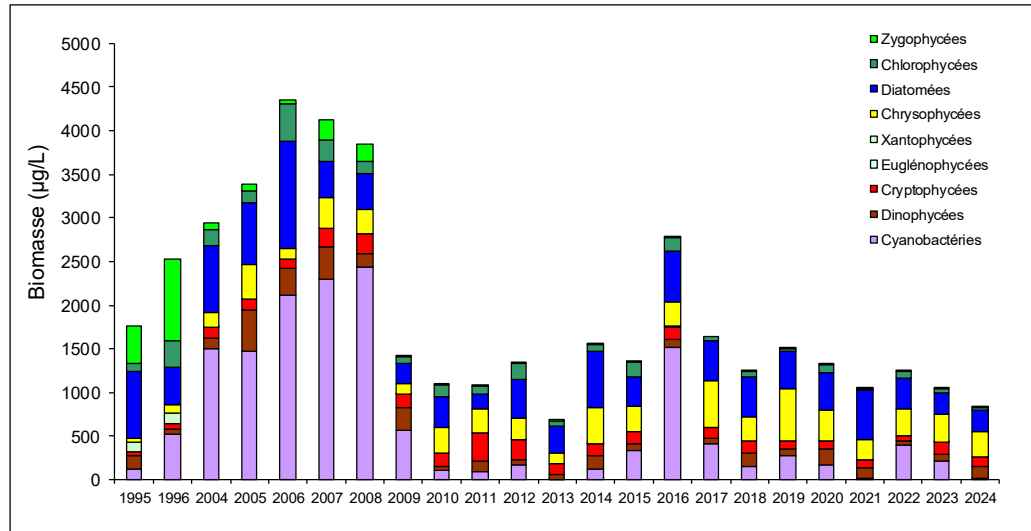


Figure 34. Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

5.3.2 Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels définis par Reynolds (Reynolds et al., 2002) est donnée à la **Figure 35**. Plusieurs phases peuvent être identifiées dans cette chronique interannuelle :

- Une première phase correspondant aux années 1995-1996 où le compartiment phytoplanctonique est dominé par le groupe fonctionnel T. Celui-ci est caractérisé par des taxons préférant les habitats profonds et les épilimnions bien homogénéisés (ex : *Mougeotia*, *Tribonema*).
- Une deuxième phase de 2004 à 2009 où le groupe R qui rassemble les taxons se trouvant dans le métalimnion des lacs stratifiés (ex : *Planktothrix rubescens*) dominait. Les taxons de ces deux groupes ont en commun de préférer les zones de faibles luminosités et des eaux riches en nutriments. Les années 2016-2017 présentent aussi une biomasse importante de ce groupe fonctionnel.
- Depuis 2010, le groupe R n'est plus dominant. Une forte proportion de la biomasse est représentée par le groupe E, rassemblant des taxons mixotrophes (*Dinobryon* spp.) préférant les lacs oligotrophes. A partir de 2016 les biomasses de ce groupe E deviennent significatives et les années 2021 - 2024 présentent une augmentation spectaculaire de la biomasse de ce groupe fonctionnel. C'est actuellement le groupe dominant depuis 2021.

- De la même façon, les groupes C et D présentent une augmentation de leurs proportions relatives depuis 2009. Il s'agit de groupes composés de diatomées (diatomées pennées et centriques). On remarque que c'est principalement le groupe D, composé de diatomées indicatrices de milieux de faible profondeur et/ou de crues dans le lac (ex : *Ulnaria acus*) qui devient le plus abondant. Les années 2021 - 2024 confirment cette tendance avec des biomasses nettement plus élevées que le reste de la chronique pour ces groupes fonctionnels.

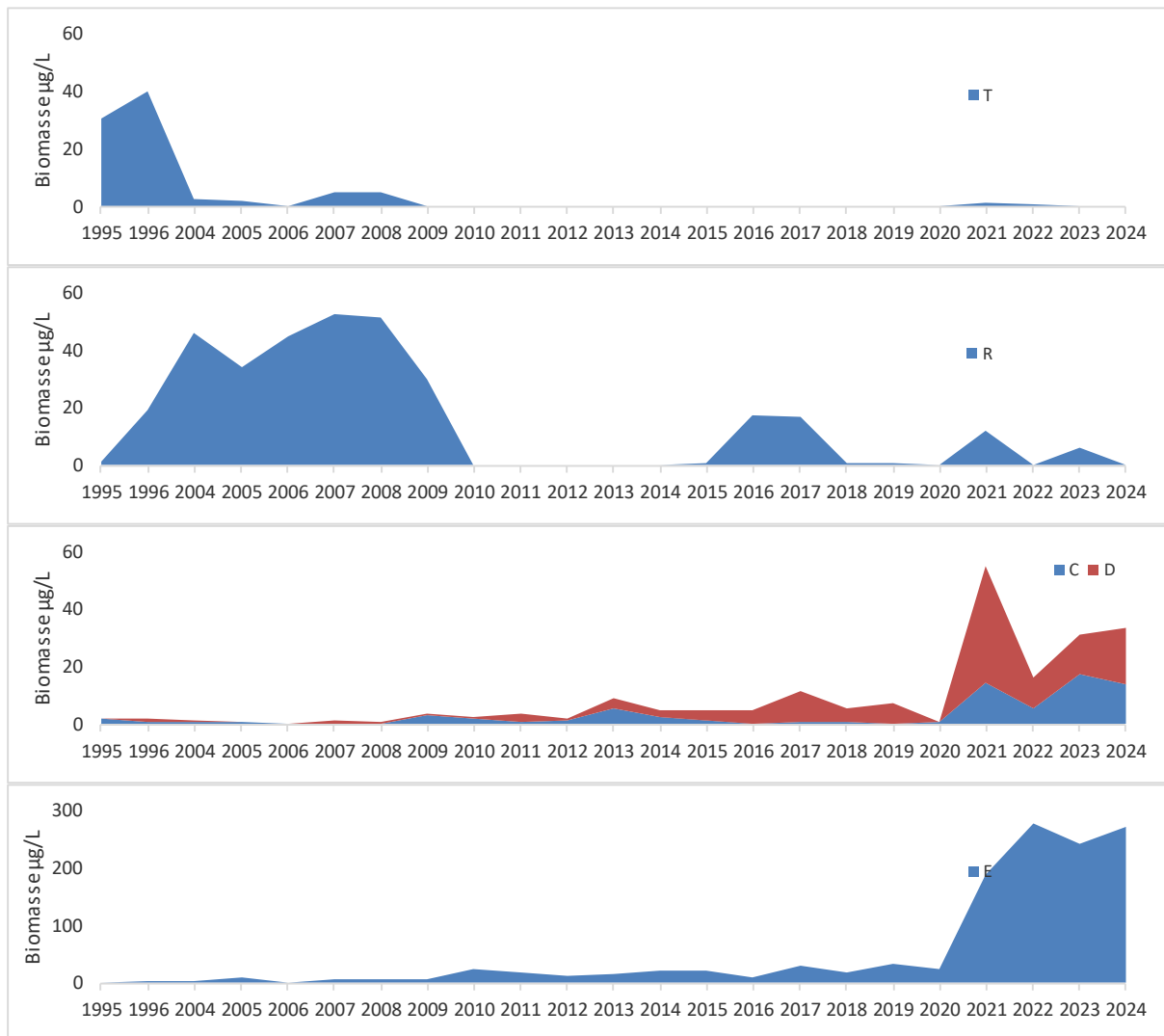


Figure 35. Dynamique interannuelle de la proportion exprimée en pourcentage de biomasse (µg/L) de certains groupes fonctionnels selon (Reynolds et al., 2002)

5.3.3 Evolution du micro et nanophytoplancton

Le **Tableau 10** reprend l'évolution de la proportion des compartiments nano- et microphytoplanctoniques de 1995 à 2024, la **Figure 36** donne cette évolution en biomasse.

Tableau 10. Evolution en % du micro- et du nanoplancton dans la couche 0-20m dans le lac du Bourget
(en termes de biomasse annuelle moyenne)

%	Microphytoplancton	Nanophytoplancton
1995	66,2	33,8
1996	73,1	26,9
2004	89,9	10,1
2005	90,1	9,9
2006	81,0	19,0
2007	91,4	8,6
2008	90,2	9,8
2009	83,5	16,5
2010	74,9	25,1
2011	62,4	37,6
2012	56,9	43,1
2013	70,5	29,5
2014	72,3	27,7
2015	79,5	20,5
2016	89,3	10,7
2017	79,1	20,9
2018	73,4	26,6
2019	76,0	24,0
2020	77,7	22,3
2021	53,4	46,6
2022	80,1	19,9
2023	67,1	32,9
2024	64,8	35,1

Sur toute la chronique, le microphytoplancton domine le compartiment. Cependant, on observe une augmentation progressive de la part représentée par le compartiment microphytoplanctonique de 1995 à 2008, puis une chute de 2008 à 2012 (et qui est principalement le fait de la disparition de *Planktothrix rubescens*). A partir de 2013 à 2016 il y a nouveau une augmentation progressive de la proportion en microphytoplancton. Les années 2017 à 2024 présentent une nouvelle baisse de la proportion en microphytoplancton : on peut attribuer l'augmentation de la part du nanophytoplancton à la ré-oligotrophisation du lac qui favorise d'avantage les petites algues.

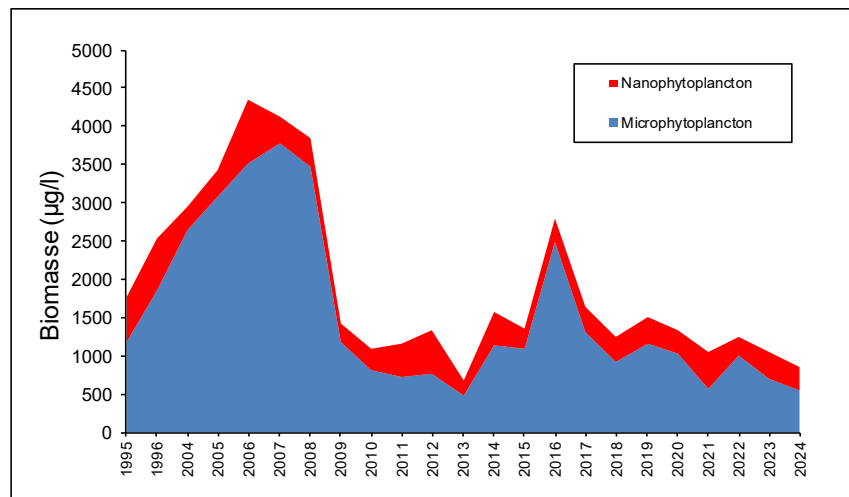


Figure 36. Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques

5.3.4 Evolution des picocyanobactéries

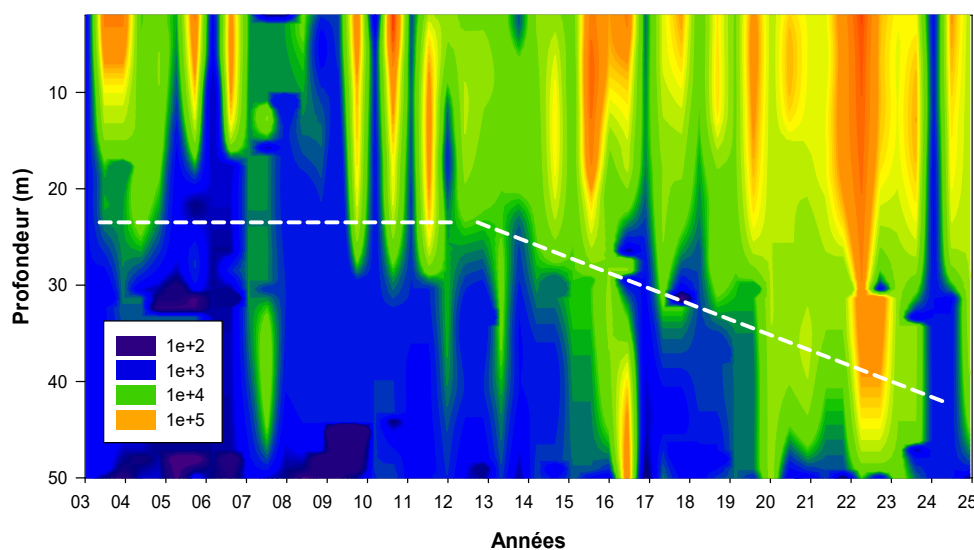


Figure 37. Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2024 inclus

La **Figure 37** illustre la dynamique de la communauté et la répétition annuelle de cette dynamique, avec des concentrations qui croissent en avançant dans l'année pour rediminuer en période hivernale. Comme l'analyse multivariée l'a clairement révélé, cette saisonnalité marquée peut être très largement associée à la température et la lumière, mais aussi sûrement au faible impact de la prédation métazoaire et à la relative indépendance de cette communauté avec la ressource phosphorée telle que mesurée au cours du suivi. Si les fluctuations sont relativement faibles d'une année à l'autre, il apparaît très nettement que la biomasse picocyanobactérienne a

gagné en profondeur depuis 2009 puisque l'on constate que les abondances sont effectivement de plus en plus importantes pour la strate 20-30 m ces dernières années avec également un étalement de cette biomasse au cours de l'année (**Figure 37**). Cet enfoncement de la biomasse picocyanobactérienne pourrait correspondre à la réponse de la communauté (ou de certaines populations au sein de la communauté) capable d'utiliser de faibles intensités lumineuses pour croître mais aussi à la « recherche » des nutriments plus en profondeur, ces derniers étant devenus de plus en plus limitants en surface. Cette dynamique est intéressante car elle a suivi la « disparition » de la cyanobactérie filamenteuse *Planktothrix rubescens*, également riche en phycoérythrine, qui occupait la même niche écologique en profondeur. Cette nouvelle distribution qui s'est donc confirmée depuis les 10-15 dernières années peut sûrement être vue comme un indicateur de la réoligotrophisation.

3.1.4.10 Evolution de la biomasse picophytoplanctonique

Dans les milieux oligotrophes et relativement transparents (non humiques), il est attendu que la biomasse picophytoplanctonique soit bien représentée. Suivre l'évolution des proportions du pico-, nano- et microphytoplancton est donc particulièrement intéressant dans le contexte de la réoligotrophisation du lac du Bourget. Afin de pouvoir calculer la biomasse picophytoplanctonique, celle du nano- et du microphytoplancton étant réalisée en routine, différentes picocyanobactéries issues du lac du Bourget ont été mises en culture et leur biovolume a été mesuré. Il a été trouvé que la plupart des cellules est oblongue avec un biovolume moyen de $1,5 \mu\text{m}^3$ (Jacquet non publié).

Les données phytoplanctoniques classiques étant obtenues sur la strate d'eau 0-18 m, la mesure des abondances picocyanobactériennes a également été effectuée sur l'échantillon d'eau intégrée 0-18 m utilisée pour l'analyse du phytoplancton, depuis 2012, parallèlement aux profondeurs discrètes, générant ainsi à ce jour près d'une centaine de données. Une très bonne corrélation ($r=0,94$, $n=203$, $P<0,001$) a été obtenue entre l'échantillon intégré et la moyenne (non pondérée) des abondances à 2, 10, 15 et 20 m suggérant que cette valeur moyenne puisse être utilisée pour effectuer des calculs et comparer les proportions en biomasse des pico-, nano- et microformes du phytoplancton pour les années 2004 à 2022 (Jacquet non publié). 2023 et 2024 n'ont pas été inclus, eu regard du changement opéré dans la stratégie d'échantillonnage et l'absence du prélèvement à 20 m.

L'évolution (i) des abondances moyennes des picocyanobactéries au sein du lac du Bourget permettant de révéler leur importance quantitative et leur dynamique et (ii) de la proportion en terme de biomasse du pico-, nano- et microphytoplancton est présentée ci-dessous.

Les concentrations annuelles moyennées des picocyanobactéries sur la zone 2-20 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules.ml⁻¹ (**Figure 38**). Ces fortes valeurs sont toujours enregistrées sur la période printemps – été – début d’automne, les concentrations maximales étant généralement observées en juillet-août. Une distribution annuelle bimodale est souvent observée mais pas toujours, ce qui semble typique des lacs tempérés de statut oligotrophe à mésotrophe (Callieri 2010). En 2014, la plus forte valeur de la chronique avait été atteinte avec près de 6×10^5 cellules.ml⁻¹ au mois d’août. En 2016, les concentrations les plus élevées (légèrement inférieures à 2×10^5 cellules.ml⁻¹) étaient comparables à celles des années 2012 et 2015. 2017 était la seconde année après 2014 où la plus forte valeur moyenne était enregistrée avec $4,25 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹ à la fin du mois de juillet. En 2018 et 2019, les plus fortes concentrations enregistrées étaient similaires, avec $2,47 \times 10^5$ vs $2,43 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹ soit deux fois moins qu’en 2017 et plus comparable aux années 2015 et 2016. En 2021, les concentrations maximales se sont étalées de fin juin à fin octobre, les plus fortes valeurs étant observées en juillet ($2,4 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹) et août ($3,2 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹). En 2022, les concentrations maximales se sont étalées d’avril à août, les plus fortes valeurs étant observées, pour la première fois, en avril ($4,7$ et $3,4 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹). Depuis 2023, la comparaison avec les années précédentes est difficile – en 2023 seuls les mois de juillet et août ont été caractérisés par des abondances moyennes supérieures à 10^5 cellules.ml⁻¹, et seulement juillet pour 2024, avec des valeurs plus faibles que les années précédentes (toujours $< 1,25 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹).

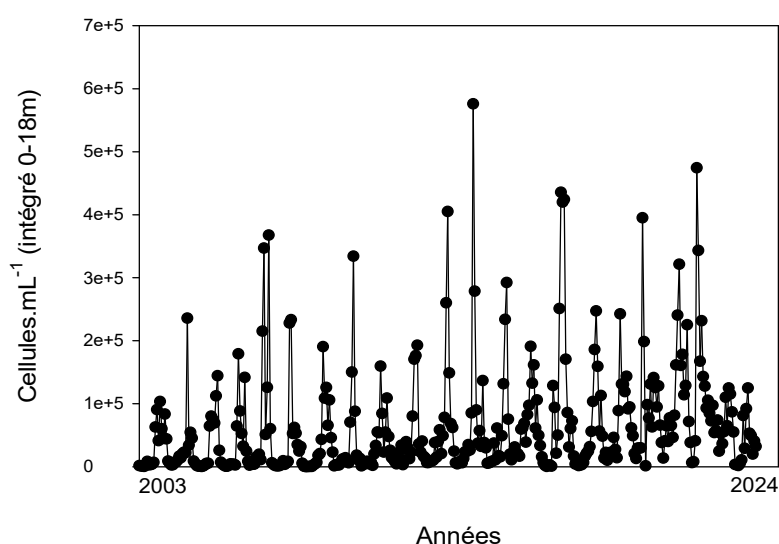


Figure 38. Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2024

Sur la période de 2004 à 2024 inclus, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté par les picocyanobactéries) fluctue entre 1,2 (en 2005) et 19,8% (en 2022) révélant de fortes disparités entre année (**Figure 39**). L’évolution de cette gamme de taille planctonique est particulièrement marquée après 2009 puisque la proportion a été multipliée par

5 entre les années avant 2009 et celles après 2009 (et pouvant, semble-t-il, être directement associée à la raréfaction de *P. rubescens*). Comparativement, la proportion des formes nanoplanctoniques a été multipliée par 2,2.

2013 avait été une année remarquable car, pour la première fois, le picophytoplancton représentait plus de 10% de la biomasse phytoplanctonique. En 2014, cette proportion était deux fois moindre (7%), en lien avec le doublement de la biomasse phytoplanctonique totale entre 2013 et 2014, majoritairement due aux formes microphytoplanctoniques. En dépit de cette forte baisse de la proportion du picoplancton, 2014 avait toutefois été la seconde année où la proportion des picocyanobactéries était la plus élevée. En 2016, la proportion du picophytoplancton était restée modeste avec 7,5%. Elle était de 6,9% et 6,1% en 2014 et 2015, respectivement. En 2017, on observait une augmentation significative de la proportion du picophytoplancton avec 9,9%. En 2018, cette valeur était nettement moindre et similaire à 2014 : 6,9% et 2019 était très peu différente de 2018 avec 8,4%. 2020 était l'année avec la plus forte valeur pour la biomasse picoplanctonique avec 17,3% suivie de près par 2021 avec 15,7%. L'année 2022 s'était classé en première position avec une proportion des picocyanobactéries de presque 20%. 2023 et 2024 ont été marquées par une baisse significative de cette proportion avec 10,7% et 8,1% respectivement mais cela peut être dû au changement de stratégie d'échantillonnage.

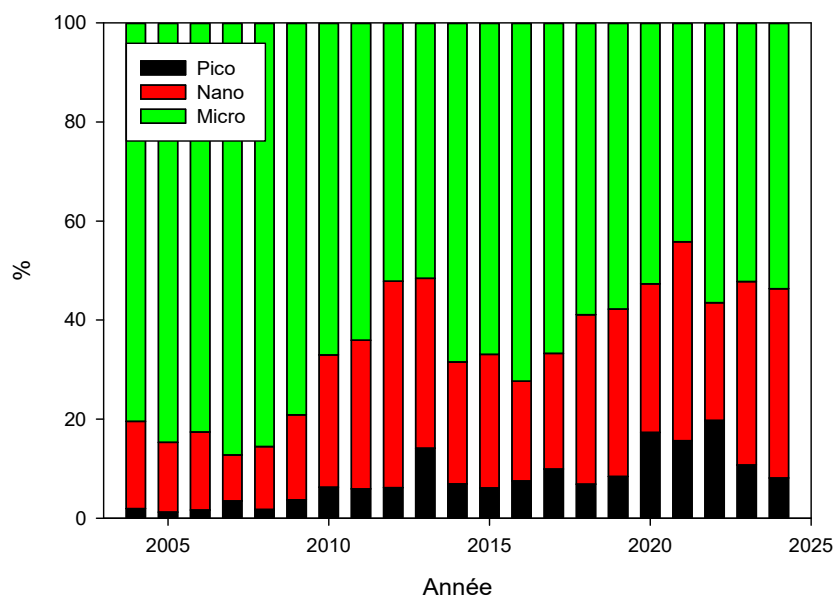


Figure 39. Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004

Le constat d'une augmentation significative de la biomasse du picophytoplancton au cours de la dernière décennie, ici représentée uniquement par les picocyanobactéries ($r=0,83$; $n=19$; $p<0,01$), révèle également que les valeurs moyennes annuelles les plus élevées ont été

enregistrées en 2021 et 2022 avec 179,6 µg/L et 213 µg/L, après 2017 (178 µg/L) et 2020 (161 µg/L). En proportion, ce compartiment est passé d'~2-3 à 10-20% entre 2004 et 2022 de la biomasse phytoplanctonique totale.

Au-delà de leur rôle dans le fonctionnement planctonique des lacs, qu'il reste à déterminer pour le lac du Bourget, les picocyanobactéries semblent être un bio-indicateur du statut trophique et de divers changements pouvant advenir au sein des écosystèmes lacustres. Les picocyanobactéries, de part leur petite taille et un rapport surface/volume élevé, ont des besoins limités en phosphore et une efficacité élevée en terme de « capture » de leur nourriture et de la lumière (Pitt et al. 2010). Ainsi, il est logiquement attendu que la contribution relative du picophytoplancton par rapport à l'ensemble du phytoplancton augmente avec le degré d'oligotrophisation de l'écosystème. Au sein des lacs peri-alpins, l'importance relative des picocyanobactéries par rapport à l'ensemble du phytoplancton semble en effet associée avec des eaux pauvres en nutriments. De plus, dans le contexte de réchauffement global, il se pourrait que les picocyanobactéries soient avantagées par le réchauffement des eaux estivales en conjonction avec l'appauvrissement des eaux de surface (Agawin et al. 2000, Collos et al. 2009, Fu et al. 2007).

5.4 Zooplancton

5.4.1 Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2024

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen en 2024 (**Figure 40a**) a été encore en légère baisse comparée à 2023, bien que en général les valeurs soient restées stables par rapport à la moyenne des années récentes (soit 1.8×10^5 ind m^{-2} en 2024, 2×10^5 ind m^{-2} en 2023 et 2.3×10^5 ind m^{-2} en moyenne en 2021-2022). Ces valeurs confirment la tendance enregistrée depuis le début du suivi avec une moyenne de 3.5×10^5 ind m^{-2} pour la période 2004-2009, 3.4×10^5 ind m^{-2} pour la période 2010-2017 et 2.6×10^5 ind m^{-2} pour la période 2018-2020.

Ces valeurs sont dues notamment à la diminution de cladocères au cours de ces dernières années (**Figure 40b**), avec une baisse des effectifs d'une moyenne de 1.2×10^5 ind m^{-2} pour la période 2004-2009 à 0.6×10^5 ind m^{-2} pour la période 2021-2024. Les abondances de *Daphnia sp.* (**Figure 40c**), qui ont montré une diminution continue des effectifs pendant la période 2004-2021 (moyenne 6.5×10^4 ind m^{-2} en 2004-2009, 7.4×10^4 ind m^{-2} en 2010-2017 et 4.2×10^4 ind m^{-2} en 2018-2020), 3.5×10^4 ind m^{-2} en 2022, 3.4×10^4 ind m^{-2} en 2023, sont encore en baisse en 2024 avec 3.1×10^4 ind m^{-2} .

Les calanoides (**Figure 40d**) ont également confirmé la tendance à la baisse observée depuis 2019 (1.2×10^5 ind m^{-2} en 2004-2017, 1.1×10^5 ind m^{-2} en 2018-2020 et 7×10^4 ind m^{-2} en 2021-

2023) avec une moyenne de 4.6×10^4 ind m^{-2} en 2024. Les cyclopoïdes (**Figure 40e**) ont confirmé une dynamique plus stable avec une légère augmentation comparée aux années récentes, soit une moyenne de 1×10^5 ind m^{-2} pendant la période 2004-2009, 1.27×10^5 ind m^{-2} pendant la période 2010-2017, 8.5×10^4 ind m^{-2} pendant la période 2018-2020, 8.8×10^5 ind m^{-2} pendant la période 2021-2023, et également 8.8×10^4 ind m^{-2} en 2024.

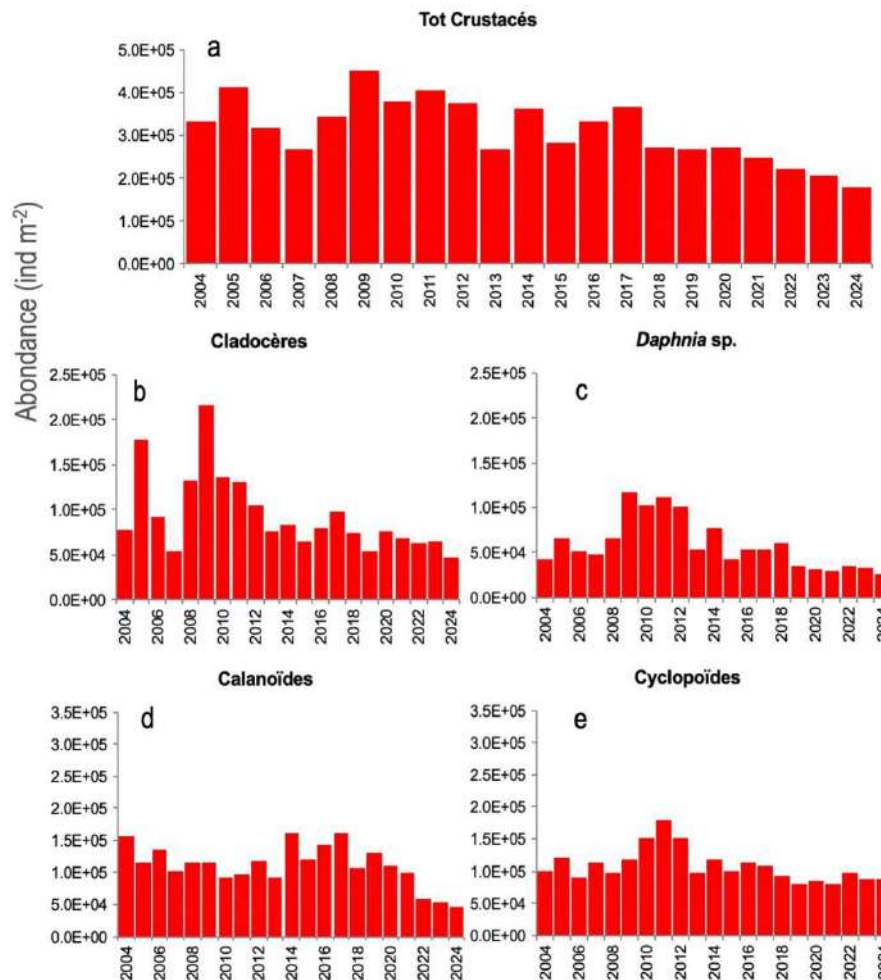


Figure 40. Abondances moyennes annuelles des a. crustacés totaux, b. cladocères, c. daphnies, d. calanoïdes et e. cyclopoïdes au lac du Bourget entre 2004 et 2024

Pour mieux comprendre les changements temporels de la communauté crustacéenne, la dynamique du compartiment phytoplanctonique est essentielle en tant que ressource principale pour le zooplancton herbivore, qui constitue à son tour une ressource pour le zooplancton prédateur.

A l'échelle interannuelle, les effectifs totaux de microcrustacés sont indépendants de la biomasse phytoplanctonique moyenne annuelle (**Figure 41a**), bien qu'on constate une correspondance à la baisse plutôt marquée observée entre les deux communautés à partir de 2017. Cette tendance est confirmée en 2024. En effet, en considérant plus dans les détails, une

correspondance peut être observée entre les effectifs moyens annuels de zooplancton herbivore et la dynamique d'abondance des biomasses moyennes annuelles des classes algales qui constituent une importante ressource nutritionnelle, telles que les Diatomées et les Chrysophycées (**Figure 41b**). Cette correspondance s'est estompée pendant 2006-2011, période où on a observé toutefois le maintien des effectifs de microcrustacés herbivores en dépit d'une diminution marquée des biomasses phytoplanctoniques. A cette époque la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* était présente régulièrement dans le lac du Bourget et particulièrement avec des biomasses exceptionnelles enregistrées en 2008 et 2009 (Rimet, 2020). La correspondance entre Diatomées, Chrysophycées et zooplancton herbivore s'est découplée à nouveau en 2023-2024, une augmentation de ressources nutritionnelles a été observée, mais qui n'a pas correspondu à une augmentation d'abondance du zooplancton herbivore.

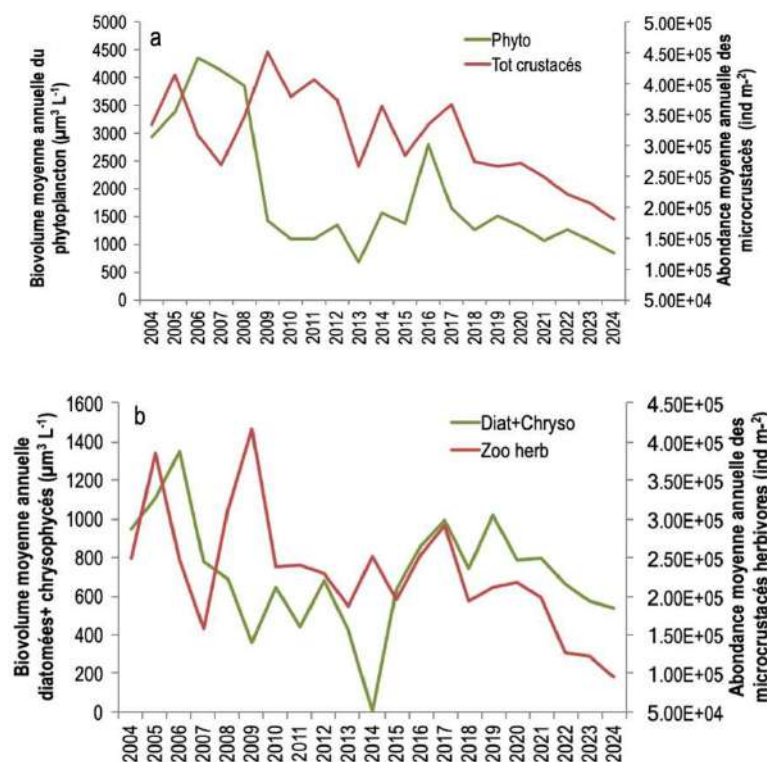


Figure 41. Comparaison a. des biovolumes phytoplanctoniques et des effectifs totaux de microcrustacés et b. des biomasses de Diatomées et Chrysophycées et des effectifs de zooplancton herbivore au lac du Bourget de 2004 à 2024.

Les indices fonctionnels (Villéger et al 2008, Laliberté et Legendre 2010) permettent de relier la dynamique des différents groupes taxonomiques (changement dans la diversité des espèces) aux traits fonctionnels qui déterminent les processus essentiels au maintien de l'écosystème. Pour le compartiment zooplanctonique, les indices fonctionnels ont été calculés en considérant les stratégies trophiques et l'utilisation des ressources (Krztoń et al 2019). On propose dans ce rapport

des indices fonctionnels dans la continuité des indices proposés dans les rapports précédents. Ils permettent de relier la dynamique des différents groupes taxonomiques (changement dans la diversité des espèces) aux traits fonctionnels qui déterminent les processus essentiels au maintien de l'écosystème.

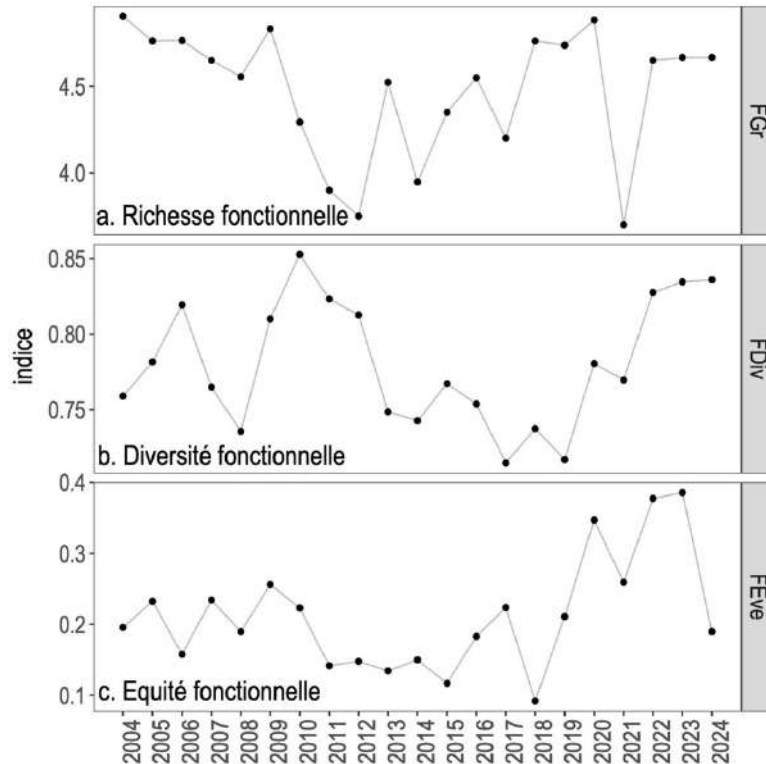


Figure 42. Indices fonctionnels caractérisant la communauté zooplanctonique du lac du Bourget de 2004 à 2024.

La richesse fonctionnelle (**Figure 42a**) représente le nombre de groupes fonctionnels définis suivant l'utilisation des ressources. La dynamique pour la période 2004-2024 a montré une tendance à la baisse pendant la première période, suivie par une inversion de tendance et une augmentation caractérisée par plusieurs oscillations à partir de 2009 et nettement interrompue en 2021 avec un retour aux valeurs minimales. Les valeurs en 2024 sont à nouveau similaires aux dernières années, probablement grâce à une communauté mieux représentée par les différents groupes fonctionnels (herbivores et prédateurs), ce qui n'était pas le cas en 2021 où les herbivores étaient présents en majorité pendant toute l'année.

La diversité fonctionnelle (**Figure 42b**) représente la quantité d'espace fonctionnel (ou les niches écologiques) rempli par les différentes espèces membres de la communauté. C'est une mesure de la capacité de la communauté zooplanctonique à exploiter différentes stratégies alimentaires (prédation, herbivorie, détritivorie). La dynamique pour la période 2004-2024 a été similaire à la dynamique de richesse pour la première partie du suivi, on a observé une baisse

constante des valeurs à partir de 2009 et une augmentation constante à partir de 2019. En 2024 on observe également une augmentation tout comme pour la valeur de richesse fonctionnelle.

L'équité fonctionnelle (**Figure 42c**) est une mesure de régularité de la distribution des traits fonctionnels des espèces et indique une sous- ou sur- utilisation des ressources. La dynamique observée a confirmé une baisse dans l'efficacité d'exploitation à partir de 2009 et la sous-exploitation des ressources pendant la période 2010-2015 à cause de la prolifération de ressources de faible qualité nutritionnelle tels que les cyanobactéries filamenteuses. L'augmentation de l'indice à partir de 2015 peut indiquer la réadaptation des consommateurs à exploiter une communauté phytoplanctonique plus diversifiée. La baisse observée en 2024 peut s'expliquer avec les périodes de forte dominance du zooplankton herbivore pendant la période printanière et automnale. Les oscillations observées pendant les dernières années, tout comme pour la diversité fonctionnelle, confirment l'hypothèse de temps d'adaptation plus long pour les réponses fonctionnelles par rapport aux changements dans la composition des espèces.

5.5 Poisson

5.5.1 Hydroacoustique

Les résultats des S_A moyens des quinze campagnes exprimées en unité d'échointégration sont présentés dans la **Figure 43** pour la strate supérieure et inférieure. Les valeurs des S_A moyens varient beaucoup dans la couche supérieure selon les années avec un maximum obtenu en 2019. Cependant cette valeur a probablement été surestimée en raison de conditions climatiques difficiles qui ont conduit à l'estimation des densités acoustiques à partir d'une unique nuit d'acquisition (Jacquet et al. 2021). La chronique de données est marquée par quelques années avec des valeurs très élevées (2005, 2012, 2013 et 2019) et en 2022 une valeur très faible. En 2024, la valeur obtenue dans la couche supérieure est en dessous de la moyenne ($0.33 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$).

Sur la période 2010-2016, les valeurs des S_A de la couche inférieure sont restées plutôt stables avec une baisse en 2018. En 2019 et 2020 les densités acoustiques suivent une augmentation marquée par environ un facteur 2 chaque année. En 2021 cette évolution se poursuit, mais le facteur d'augmentation est moins important. Une baisse est constatée par rapport à l'année précédente en 2022 tandis qu'en 2023, une nouvelle augmentation est constatée. En 2024, la valeur de S_A subit une légère baisse ($2.06 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) par rapport à l'année précédente ($2.17 \text{ m}^2.\text{ha}^{-1}$) mais reste la deuxième valeur la plus élevée sur la chronique.

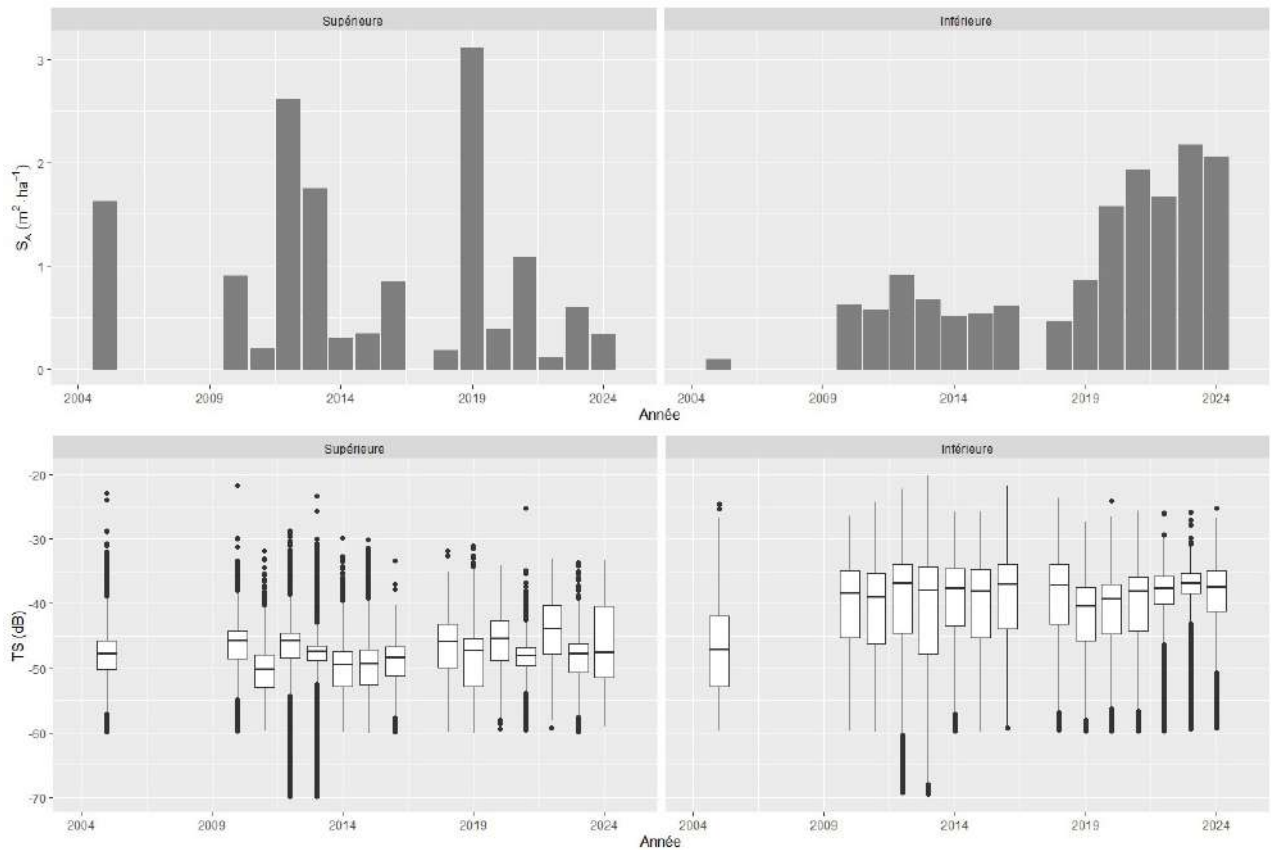


Figure 43 S_A moyen et boxplot des TS des poissons individuels en couche supérieure (1) et inférieure (2). En 2019 les valeurs s'appuient sur une seule nuit d'échantillonnage impliquant une surestimation possible des S_A , les données de 2017 ont été enlevés en raison d'une sous-estimation des S_A (mauvaise réception d'un quadrant).

La valeur médiane des TS en 2024 (-47.64 dB correspondant à des poissons d'environ 7 cm) en couche supérieure fait partie des valeurs situées dans la moyenne de la série de données (**Figure 43**). En couche inférieure, une augmentation des valeurs médiane est constatée sur la période 2019-2023. La valeur médiane en 2024 (-37.47 dB correspondant à des poissons d'environ 24 cm) est la cinquième plus élevée sur la chronique et possède des valeurs proches de celles des années 2014-2018. Elle est cependant en légère baisse par rapport à 2023.

La **Figure 44** présente les distributions en taille exprimées en TS obtenues en 2023 et 2024. En 2024, une taille modale du mode principal (-48 dB) inférieure à celle de 2023 a été observée dans la couche supérieure. Ce mode correspond à des poissons d'environ 7 cm, selon l'équation de Love (1971), c'est-à-dire des poissons de l'année. Le second mode à -40 dB est absent en 2023. En couche inférieure on note une taille modale (mode principal) plus élevée en 2024 par rapport au mode observé en 2023, passant de -36 dB à environ -35.5 dB, correspondant à des poissons de tailles d'environ 29 cm et 31 cm, respectivement.

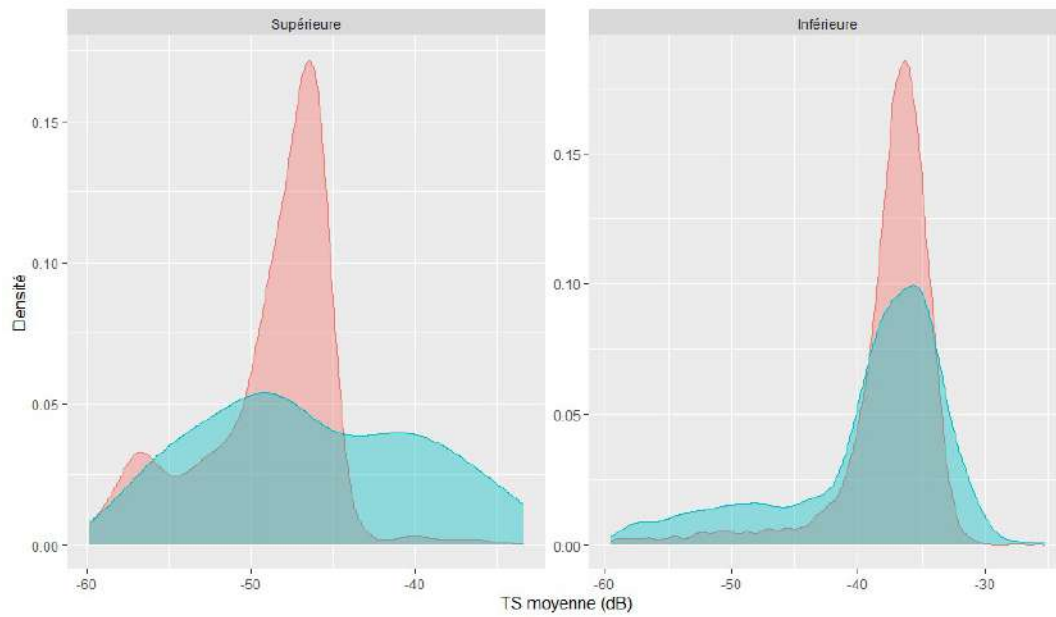


Figure 44. Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure et inférieure pour les années 2023 (rouge) et 2024 (bleu)

En termes de distribution verticale, les cibles sont situées à des profondeurs légèrement plus importantes en 2024 qu'en 2023 (**Figure 45**).

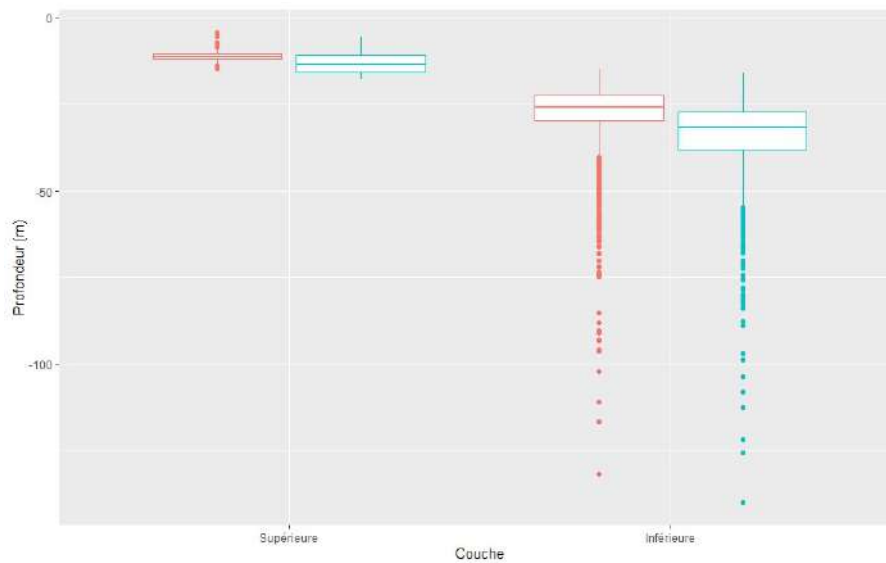


Figure 45. Box-plots de la distribution des cibles en fonction de la profondeur pour les années 2023 (rouge) et 2024 (bleu), pour la couche supérieure et inférieure

3.1.4.11 Conclusion concernant l'analyse des données hydroacoustiques

Les valeurs des S_A sur le long terme peuvent être visualisées dans le **Tableau 11**. La biomasse présente dans la **couche supérieure** est principalement composée de juvéniles de l'année (Guillard et al. 2006; Sotton et al. 2011; Yule et al. 2013). En 2024, la taille moyenne fait partie des valeurs les plus élevées. Le mode principal est plus faible qu'en 2023 et la hausse de taille moyenne pourrait s'expliquer par l'incursion de quelques individus correspondant aux couches inférieures dans la couche supérieure (les modes détectés correspondent bien entre les deux couches). En effet la campagne a été faite mi-octobre et la thermocline était plus variable suivant les zones du lac que les autres années de suivis. Les valeurs de densité montrent de fortes variations dans cette couche, avec des valeurs très fortes en 2005 et 2012-2013, faibles comme en 2018, 2022, 2024 et des valeurs dans la moyenne comme en 2023. La faible valeur en 2024 s'explique majoritairement par la faible présence de perche. Ces valeurs sont très dépendantes du succès de la reproduction de deux espèces (perches et gardons), très dépendantes des conditions thermiques (Cavoy et al., 2021).

En **couche inférieure** (correspondant majoritairement aux corégones) après une augmentation des valeurs de TS médianes sur la période 2019-2023, la valeur connaît une légère diminution en 2024. Depuis 3 ans, les valeurs sont cependant proches de celles obtenues sur la période 2010-2016. En termes de densités acoustiques, les valeurs étaient faibles en 2005 puis une augmentation a eu lieu pour la période 2010-2016. Les densités avaient ensuite diminué pour augmenter à nouveau à partir de 2019. Elles atteignent des valeurs historiquement élevées depuis 2020. En 2024, le nombre d'individus détectés par hectare connaît une légère diminution par rapport à 2023. Les valeurs concernant cette couche sont moins dépendantes des conditions environnementales annuelles et sont plus représentatives de la qualité du milieu sur le long terme. Enfin concernant la répartition horizontale, quelles que soient les valeurs des densités observées en couche profonde, celles-ci sont réparties sur l'ensemble du lac.

Les biomasses estimées en utilisant la TS moyenne pour les couches supérieure et inférieure sont d'environ 11.7 kg.ha^{-1} et de 148.2 kg.ha^{-1} , respectivement. Bien qu'une légère diminution s'observe en couche inférieure en 2024 par rapport en 2023, les valeurs de biomasses estimées pour les deux dernières années sont très proches. En raison d'une structure bimodale des distributions en taille, il est préférable d'utiliser la TS modale pour le calcul de la biomasse. Les valeurs estimées en 2024 utilisant ces types de valeurs de TS sont les suivantes : 1.2 kg.ha^{-1} pour la couche supérieure et 203.0 kg.ha^{-1} pour la couche inférieure.

Tableau 11. Valeurs de S_A sur la chronique de données. * En 2019 les estimateurs sont calculés à partir de la campagne effectuée le premier jour.

	Couche supérieure S_A (m ² .ha ⁻¹)	Couche inférieure S_A (m ² .ha ⁻¹)
Bourget (2016)	0.85	0.61
Bourget (2018)	0.18	0.42
Bourget (2019)*	3.12	0.86
Bourget (2020)	0.38	1.58
Bourget (2021)	1.09	1.93
Bourget (2022)	0.11	1.67
Bourget (2023)	0.59	2.17
Bourget (2024)	0.33	2.06
Annecy (2018)	1.40	0.75
Annecy (2023)	0.06	0.64
Annecy (2024)	0.04	1.54
Brienzy (2011)	0.28	0.23
Joux (2011)	1.42	0.36
Leman (2012)	1.42	0.57
Morat (2010)	0.28	0.03
Neuchâtel (2011)	2.20	0.98
Lugano (2011)	0.10	0.05
Poschiavo (2012)	0.03	0.13
Hallwill (2012)	0.80	0.06
Saint Point (2012)	0.29	0.56

5.5.2 Suivi halieutique

Cette partie synthétise les données recueillies par INRAE, la DDT73 et le CISALB dans le cadre du suivi de la pêche du lac du Bourget.

3.1.4.12 Captures totales

Les statistiques de pêche des pêcheurs professionnels sont connues depuis 1920, mais nous avons fait le choix de ne présenter les captures qu'à partir du milieu des années 1990 (**Figure 46**), période à laquelle l'effectif de pêcheurs professionnels s'est stabilisé à 10, rendant ainsi les chiffres de captures plus facilement comparables. Depuis 2022, le nombre de pêcheurs professionnels est passé à 8.

La saison 2024, avec près de 32 tonnes déclarées par les pêcheurs professionnels, se démarque des 3 dernières années où les captures étaient tombées à une quinzaine de tonnes, niveaux les plus bas enregistrés sur 100 ans de données.

Les variations constatées ces 20 dernières années sont essentiellement à attribuer aux captures **de corégones (lavarets)**. Elles ont en effet connu des années records entre 2010 et 2019 oscillant entre 40 et 85 tonnes. Mais depuis 2020, elles ont connu une **chute exceptionnelle et** continue. Elles sont ainsi passées de plus de 80 tonnes par an entre 2014 et 2016, à un peu plus de

15 tonnes en 2020, puis moins de 2 tonnes/an en 2021-2022 et 2023. **En 2024, les captures ont connu une nouvelle augmentation pour se positionner à 11,3 tonnes. Ce retour du lavaret dans les captures est essentiellement dû au changement de réglementation survenu en été 2024.** La diminution de la taille légale de 35 à 30 cm a permis aux pêcheurs d'accéder à un stock très abondant de poissons plus petits qui n'arrivaient plus à grandir.

Les **captures de perches adultes et de perchots** (perches de l'année) sont dans la moyenne de ces 15 dernières années avec respectivement des captures de **3,6 et 6,7 tonnes**. Les captures de perchots montrent une légère progression comparativement aux cinq dernières années. Les prises de **gardons** (gardon de l'année car les adultes sont interdits à la consommation pour cause de contamination aux PCB) sont en progression 2 années de suite et 2024 constitue une année record avec 1,6 tonnes, quantité qui n'avait pas atteint ce niveau depuis 2008.

Touché par l'interdiction de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB, **l'omble chevalier n'est plus exploité depuis 2008**. Auparavant, les captures oscillaient autour de 2,5 tonnes/an. La **truite lacustre** est présente en faible densité dans le lac comme en attestent les captures professionnelles et scientifiques. Dans les années 80-90, les prises atteignaient 2 à 3 tonnes par an, mais la population était soutenue par des déversements de truites adultes. Depuis l'arrêt de ces pratiques, les captures annuelles ont nettement chuté. En 2010, un programme de restauration de la truite lacustre a été initié par les collectivités piscicoles et le CISALB, puis continué par la Fédération de pêche de Savoie. Ce dernier est basé sur le déversement intensif d'alevins issus d'une souche lacustre d'origine Léman. En complément, des travaux de restauration d'affluents portant sur la continuité longitudinale et la diversification d'habitats ont été conduits par les différents gestionnaires. Cette politique commençait à porter ses fruits avec notamment des captures records en 2018 (près de 400 kg). Mais en 2019, on note une chute importante ramenant les captures à 22 kg. Après une légère hausse observée en 2020 (plus de 100 kg) puis une diminution assez drastique entre 2021 et 2023, **la saison 2024 montre des captures de nouveau plus élevées avec 71,7 kg**. A noter enfin que depuis cinq ans, les associations de pêche ont décidé d'arrêter tous déversements d'alevins de truites lacustres.

Après un record en 2023 de 3,5 tonnes, **les captures de brochets restent à un niveau élevé en 2024 avec 2,7 tonnes**. Ce niveau de captures peut s'expliquer par une bonne santé de la population de brochets mais également par le fait que les pêcheurs professionnels ont pu reporter leur effort de pêche sur d'autres espèces, la pêche de lavaret étant toujours compliquée en début d'année 2024, avant le changement de réglementation. Les captures de **lottes sont** en constante diminution depuis 20 ans et affichent un des niveaux les plus bas en 2024 avec **222 kg déclarés**. Enfin les prises de **sandres** restent anecdotiques mais en légère augmentation (56 kg en 2024).

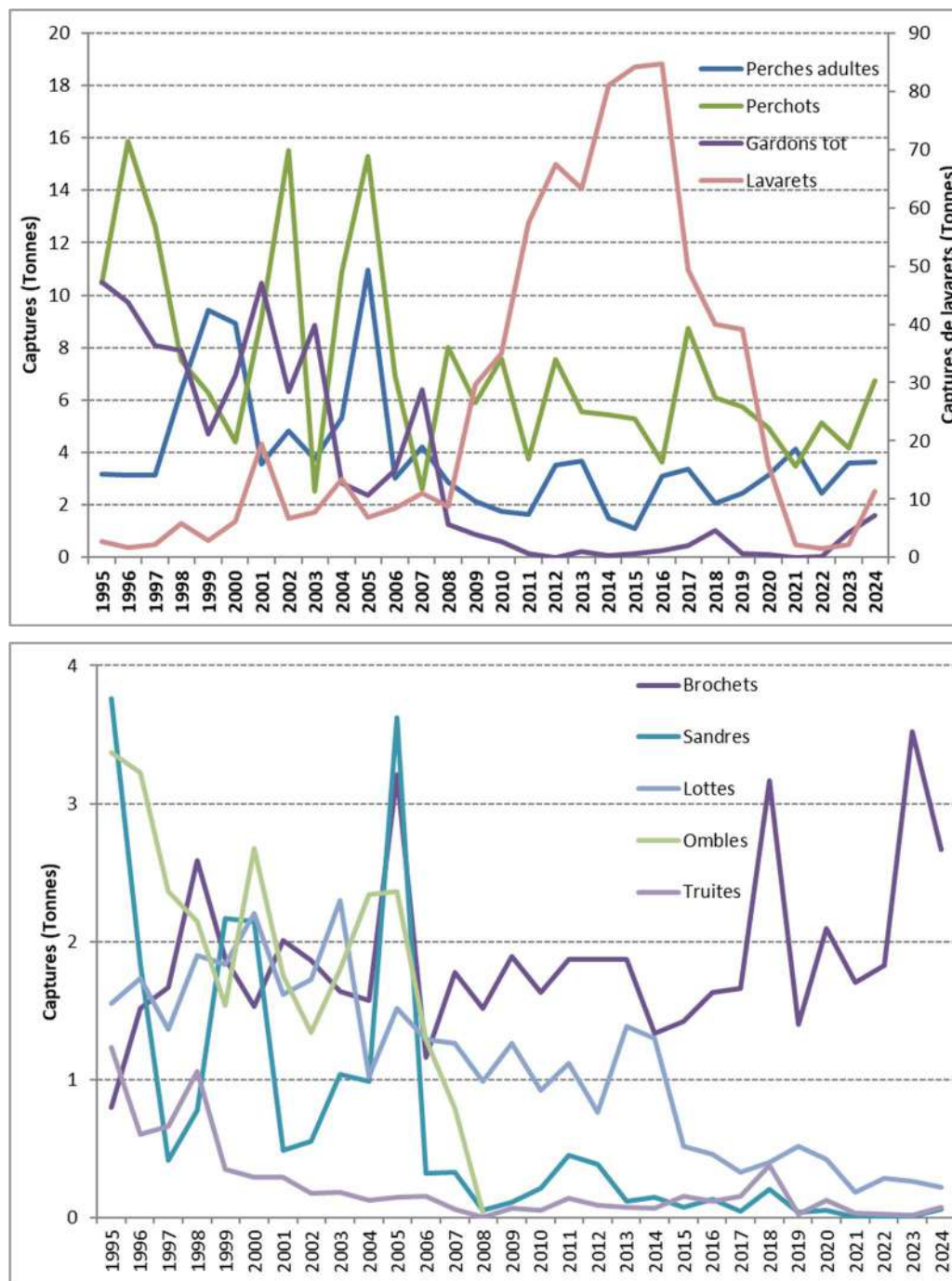


Figure 46. Statistiques de pêche professionnelle 1995-2024 (données DDT73)

En 2024, les captures de **silures** franchissent un nouveau pallier puisqu'un record de captures s'établit à **un peu plus de 3,5 tonnes (contre 3 tonnes en 2023 qui constituait déjà un record)** (Figure 47). Cette information couplée aux données des pêches scientifiques confirme l'installation de cette espèce au lac. Encore une fois cette tendance doit être tempérée par le fait que les pêcheurs ont pu reporter leur effort de pêche sur d'autres espèces, dont le silure, du fait de la difficulté de capturer du corégone. La tendance est la même pour la pêche amateur où l'espèce est de plus en plus capturée, dépassant en 2024, 600 kg de silures déclarés.

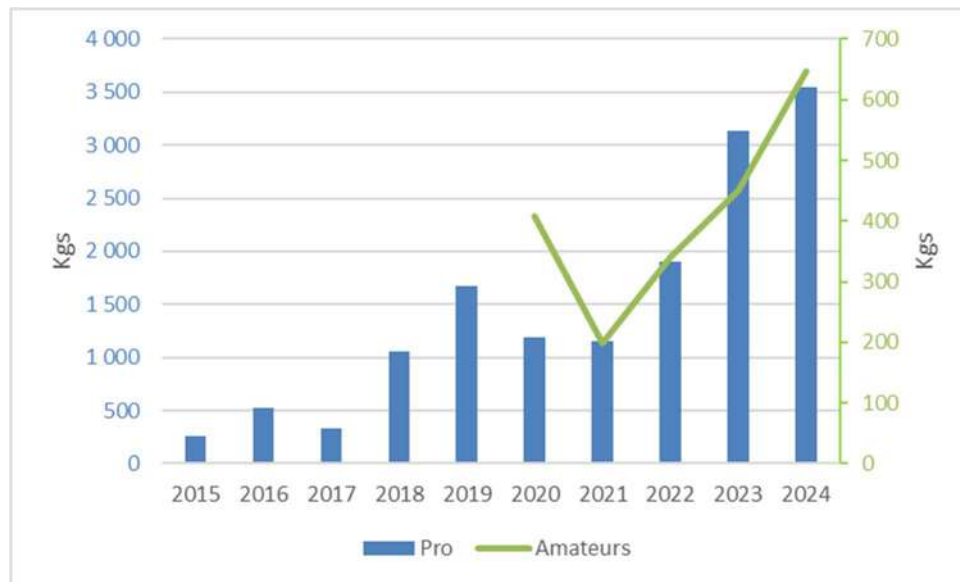


Figure 47. Evolution des captures de silures par la pêche professionnelle (données DDT73)

5.5.3 Captures pêcheurs amateurs

Les captures des pêcheurs amateurs déclarées dans les carnets obligatoires donnent des informations sur 6 espèces (**Figure 48**). De la même manière que pour la pêche professionnelle, les prises de **corégones (lavarets)** ont progressé suite au changement de la taille légale. Descendues à moins d'1 tonne en 2023, elles affichent en 2024 une **remontée à presque 3 tonnes**. Les captures de **brochets** ont progressé significativement entre la fin des années 1990 et le début des années 2000. Elles ont oscillé entre 2 et 4 tonnes sur la période 2000-2010. Depuis, une baisse a été enregistré et les captures oscillent à présent autour d'1 tonne par an. L'année 2024 se situe dans cette moyenne avec **1,3 tonnes déclarées**. Les captures de **perches** sont variables d'une année à l'autre et varient généralement autour d'1 tonne par an. On constate cependant depuis 2 ans, une augmentation avec près de **2 tonnes capturées**. Il faut néanmoins être prudent sur l'interprétation de cette augmentation, la baisse des captures de lavarets ayant pu inciter les pêcheurs à reporter leurs efforts sur la perche. **L'omble chevalier** était bien recherché avant 2008. Depuis, l'interdiction de sa consommation pour cause de contamination aux PCB, a provoqué un net recul des captures, l'espèce étant moins recherchée. Les **prises de truites et de sandres restent toujours anecdotiques**. Enfin, les captures de silures qui sont enregistrées depuis 2021 sur les carnets de pêche amateur montrent une constante progression : 199,5 kg en 2021, 339,5 kg en 2022 et plus de **600 kg en 2024**.

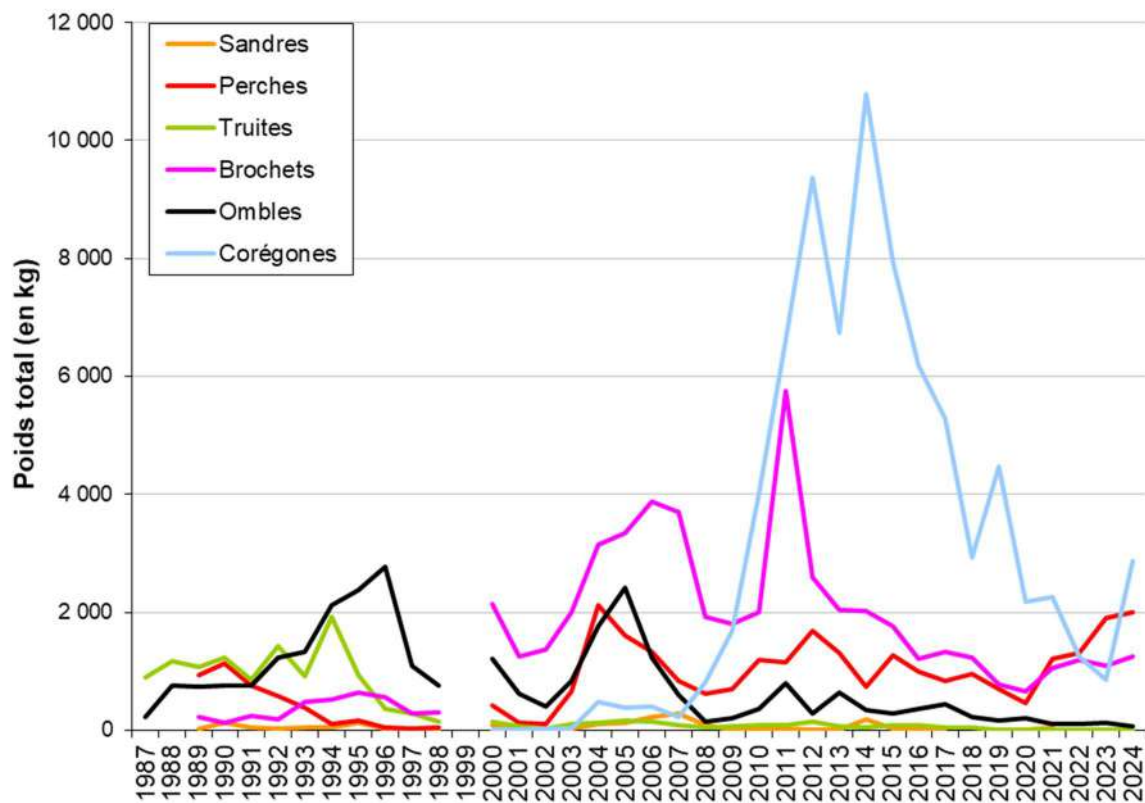


Figure 48. Statistiques de pêche amateur 1987-2024

5.5.4 Dynamiques des populations exploitées

Corégone

Evolution des captures et des captures par unité d'effort (CPUE)

NB : suite à une mise en évidence d'une réduction de croissance du lavaret au lac du Bourget ayant fait l'objet d'une expertise spécifique (DeWeber et al., 2025), la taille légale de ce poisson a été revue à la baisse passant ainsi de 35 cm à 30 cm au cours de l'été 2024 (cette mesure étant également accompagnée chez les pêcheurs professionnels d'une réduction du nombre de pics passant de 4 à 2 et de leur maille passant de 45 mm à 35 mm).

Les dynamiques des captures sont similaires entre pêche professionnelle et pêche amateur jusqu'au pic de capture (**Figure 49**). Elles ont commencé à baisser en premier chez les pêcheurs amateurs puis chez les professionnels. Les captures des 2 catégories comptaient en 2023 environ 3 tonnes. En 2024, à la faveur du changement de réglementation, les captures professionnelles et récréatives sont reparties à la hausse avec 14 tonnes de lavarets capturés.

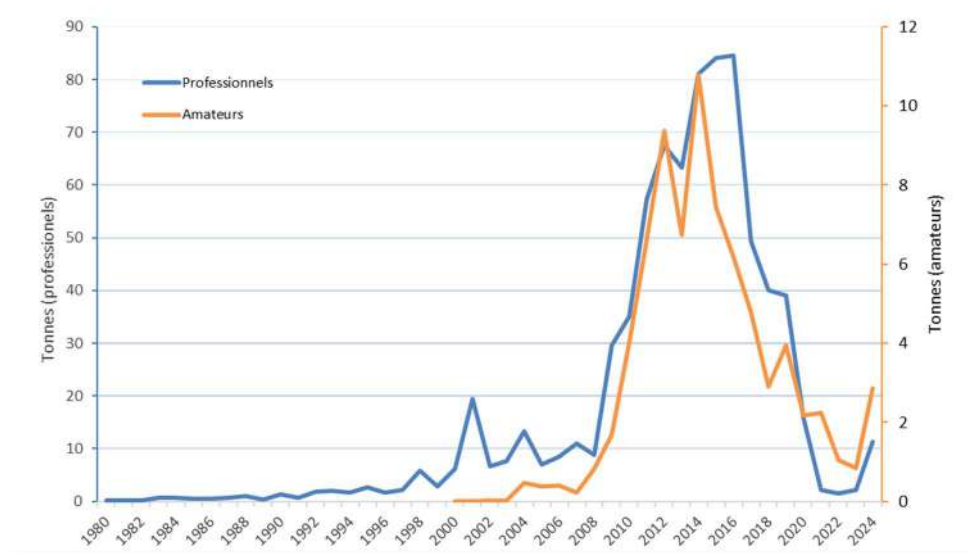


Figure 49. Tonnages annuels de la pêche aux lavarets depuis 1990 chez les pêcheurs professionnels et amateurs

Les rendements du groupe de pêcheurs volontaires montrent une tendance légèrement différente puisque les niveaux de captures sont restés assez stables et élevés entre 2008 et 2021 (entre 2 et 3 lavarets conservés par sortie). Seules les 3 dernières années, 2022 et 2024, présentent une forte chute avec des rendements proches du début des années 2000 soit 1-3 lavarets conservés par sortie (**Figure 49**).

Un des intérêts des déclarations des pêcheurs volontaires est d'avoir accès aux quantités de poissons pêchés mais aussi relâchés car inférieurs à la taille légale de capture de 35 cm. Les rendements de poissons inférieurs à la taille légale sont fluctuants avec cependant des années plus importantes qui se dégagent : 2007-2008, 2012 et période 2016-2019. Ces forts rendements sont positifs car ils révèlent la présence dans le milieu d'un nombre important de jeunes poissons attestant d'un recrutement bon et donc donnant naissance à des générations fortes. Au cours des 4 dernières années, cet indicateur a en revanche « explosé » puisqu'il est passé d'une moyenne de 3 lavarets relâchés au cours des meilleures années à 5 voire 8 relâchés par sortie. La **Figure 50** montre qu'en l'absence de modification de taille légale, le nombre de poissons relâchés par sortie aurait continué à être élevé (environ 9) alors qu'il se positionne à 7 avec le changement de réglementation. Et de la même façon, le rendement est passé à 3 (équivalent aux bonnes années de pêche) alors qu'il aurait encore été bas (~1 lavaret/sortie) en l'absence de changement de taille légale. Rappelons que ces modifications de rendements se font sentir uniquement sur le 2^{ème} semestre 2024 puisque le changement n'est intervenu qu'au cours de l'été.

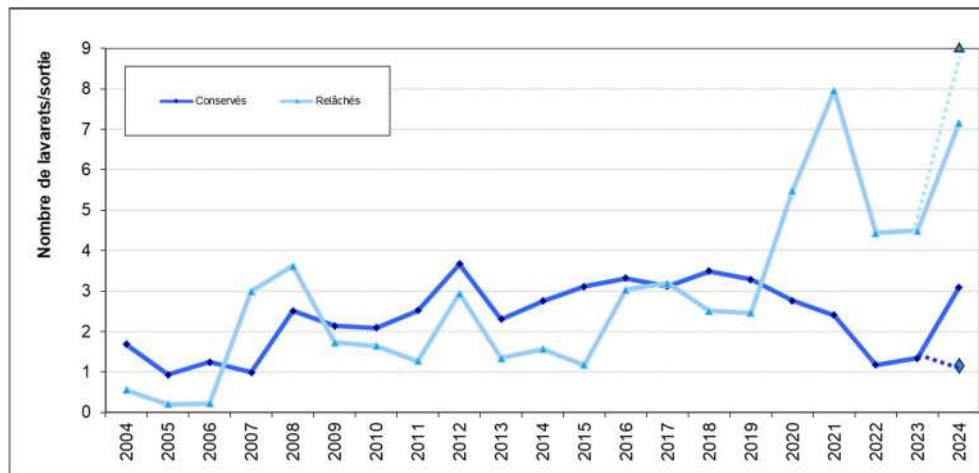


Figure 50. Rendements de capture de corégones conservés et relâchés par les pêcheurs amateurs volontaires

L'un des objectifs du changement de taille légale (et donc de maille des filets de pêcheurs professionnels) était de donner accès aux pêcheurs à une ressource estimée importante constituée par les lavarets compris entre 30 et 35 cm. Et pour s'assurer que ces poissons étaient bien des individus qui ont modifié leur croissance et non des poissons plus jeunes non matures, un contrôle de l'âge des poissons capturés a été systématiquement mis en place.

Distribution en taille et en âge

Comme prévu dans l'arrêté, le CISALB a réalisé tous les 15 jours un échantillonnage dans les captures des pêcheurs professionnels afin de vérifier la taille et l'âge des poissons capturés. Comme le montre la **Figure 51**, les lavarets capturés sont en majorité compris entre 30 et 38 cm et âgés entre 2 et 6 ans. Quelques poissons de plus de 40 cm sont capturés ponctuellement. Le poids individuel moyen est de 250 g. Le pourcentage de lavarets capturés inférieurs à 30 cm est très faible, de l'ordre de 0,9 %. Concernant la structure en âge, la **Figure 52** montre l'évolution de la proportion des classes d'âge dans les captures. En juillet et octobre, les captures étaient dominées par des poissons de 3 ans puis un mélange de 2 et 3 ans en septembre et octobre attestant d'une entrée dans la pêche de poissons de 2 ans qui ont grandi au cours de l'été.

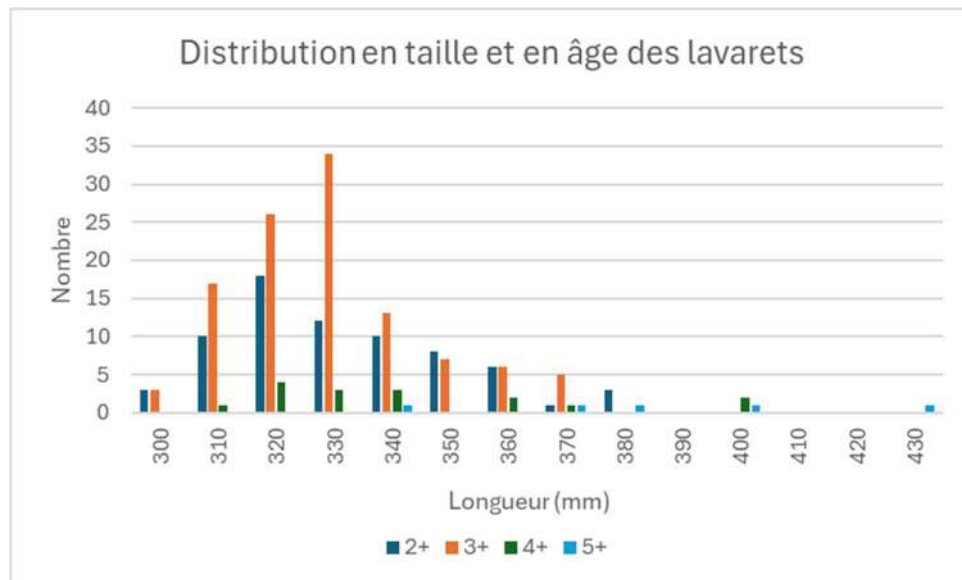


Figure 51. Distribution en taille et en âge des corégones capturés par la pêche professionnelle dans les pics de maille 35 mm

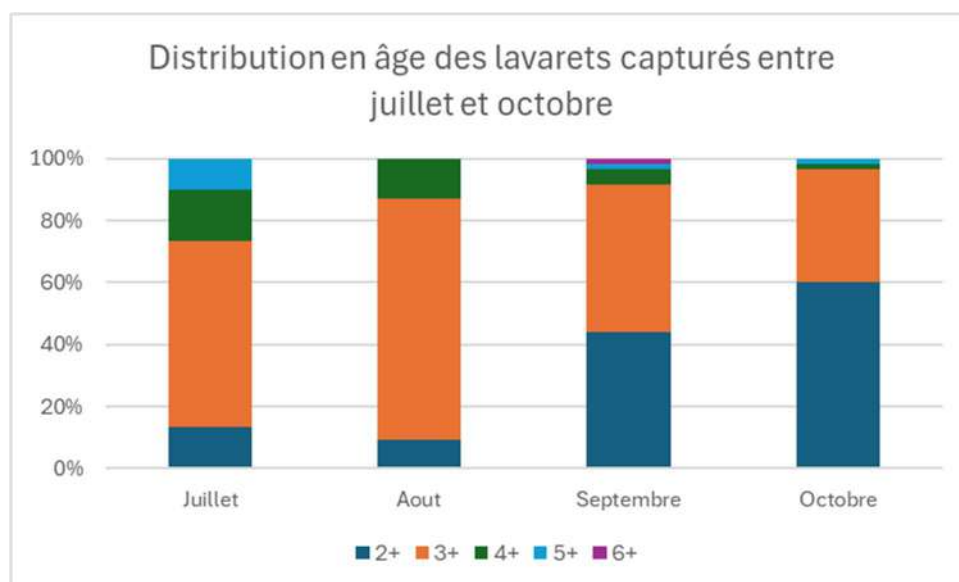


Figure 52. Distribution en âge des corégones capturés par la pêche professionnelle entre juillet et octobre 2024

Concernant la pêche amateur, une extraction de la base de données FISHOLA en 2024 nous permet de dresser le bilan suivant : le pourcentage de lavarets conservés a logiquement augmenté à partir du mois de juillet dès la prise de l'arrêté passant de 15 % en mars-avril à 66 % au mois d'octobre (Figure 53).

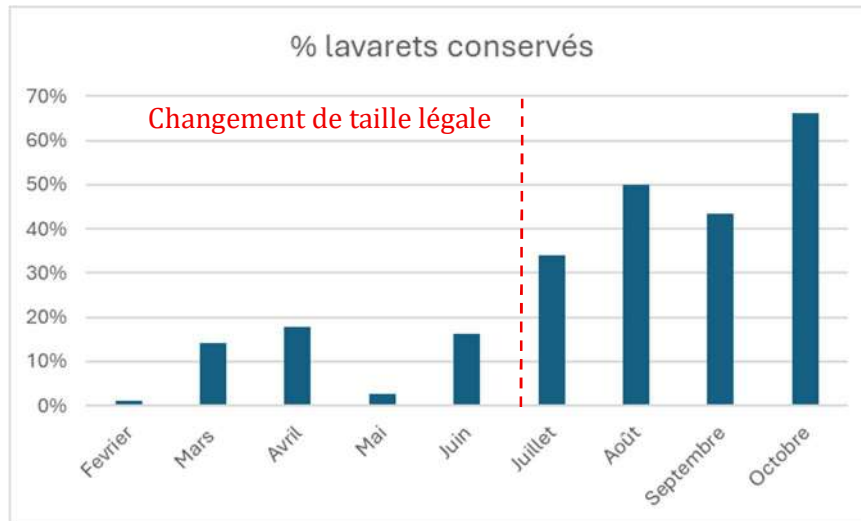


Figure 53. Evolution mensuelle du pourcentage de corégonides capturés et conservés par la pêche amateur en 2024.

La **Figure 54** présente la distribution en taille des lavarets conservés (en orange) et relâchés (en vert) en août-octobre. On note que malgré la diminution de la taille légale à 30 cm, 78% des poissons relâchés sont supérieurs à 30 cm alors qu'ils devraient/pourraient être conservés. Deux explications :

- L'information du changement de taille légale n'était pas encore assez répandue et certains pêcheurs ont continué à relâcher les poissons compris entre 30 et 35 cm.
- Les pêcheurs remettent à l'eau les plus petits en favorisant la conservation des plus gros. Se posent alors la question du taux de survie de ces nombreux poissons relâchés qui peuvent à présent être conservés.

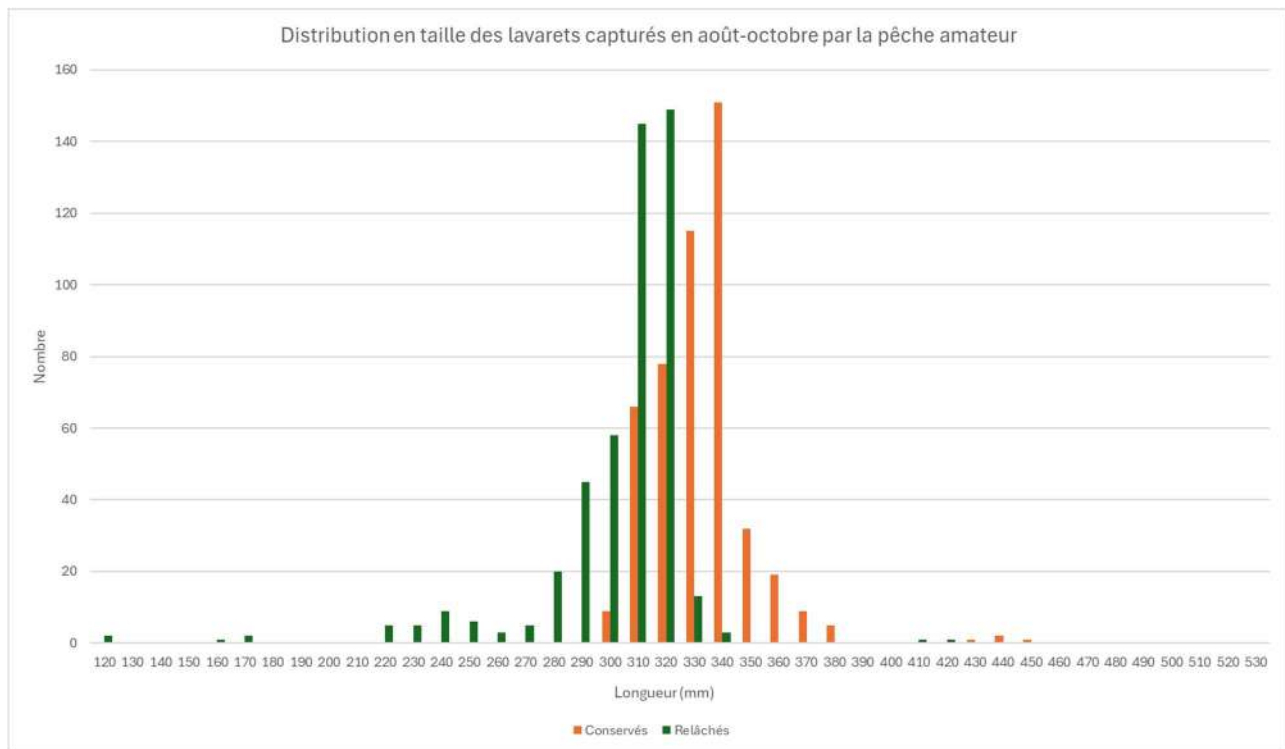


Figure 54. Distribution en taille des lavarets déclarés en 2024 par les pêcheurs amateurs inscrits sur l'application FISHOLA

Omble chevalier

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (**Figure 55**). L'étude menée sur l'efficacité du pacage lacustre (CISALB, 2008) avait montré que la population d'omble chevalier du Bourget est encore très dépendante de celui-ci (90 %). Ainsi, un pic de capture est souvent en relation avec un fort niveau d'alevinage pratiqué 3 ans auparavant. Depuis 2008, l'omble chevalier est sous le coup d'un arrêté préfectoral d'interdiction de pêche à des fins de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB. De nombreux amateurs ont donc délaissé la pêche à la traîne spécifique à la capture de l'espèce mais certains continuent et choisissent de garder ou de relâcher leurs poissons induisant ainsi un biais dans les rendements calculés après 2008. Le suivi spécifique du groupe de pêcheurs volontaires, dont les captures sont considérées comme représentatives de celles de l'ensemble des pêcheurs, permet d'estimer ce qu'aurait pu être le rendement depuis l'arrêté de 2008. En effet, entre 2009 et 2013, les CPUE ont été recalculés sur la base des ombles capturés au-dessus de la taille légale de 30 cm, c'est-à-dire les poissons qui étaient systématiquement gardés par les pêcheurs avant 2008.

Depuis le début des années 2000, les rendements de captures de l'ensemble des pêcheurs amateurs sont fluctuants et présentent une tendance générale à la baisse quand on regarde sur 20 ans. Les fluctuations de rendements sont pour l'essentiel dues aux différents niveaux d'alevinages réalisés chaque année dans le cadre du programme d'alevinage. En effet, la population d'omble chevalier est encore très dépendante des quantités d'alevins déversés chaque été, la reproduction naturelle de l'espèce ne représentant qu'une faible part.

Les rendements des pêcheurs volontaires présentent la même tendance entre 2004 et 2016. En revanche, les rendements sont beaucoup plus importants pour ce petit groupe de pêcheurs que le reste sur les sept dernières années. L'année 2024 se caractérise par des niveaux restants relativement élevés et constants par rapport à 2023 pour les pêcheurs volontaires avec un plus d'1 tonne d'ombles capturés par sortie. En revanche, on enregistre une tendance progressive à la baisse des rendements de captures pour les pêcheurs amateurs dans l'ensemble de la population de pêcheurs probablement à mettre en relation avec une baisse d'intérêt pour l'espèce et d'un moindre nombre de pêcheurs spécialisés sur cette espèce.

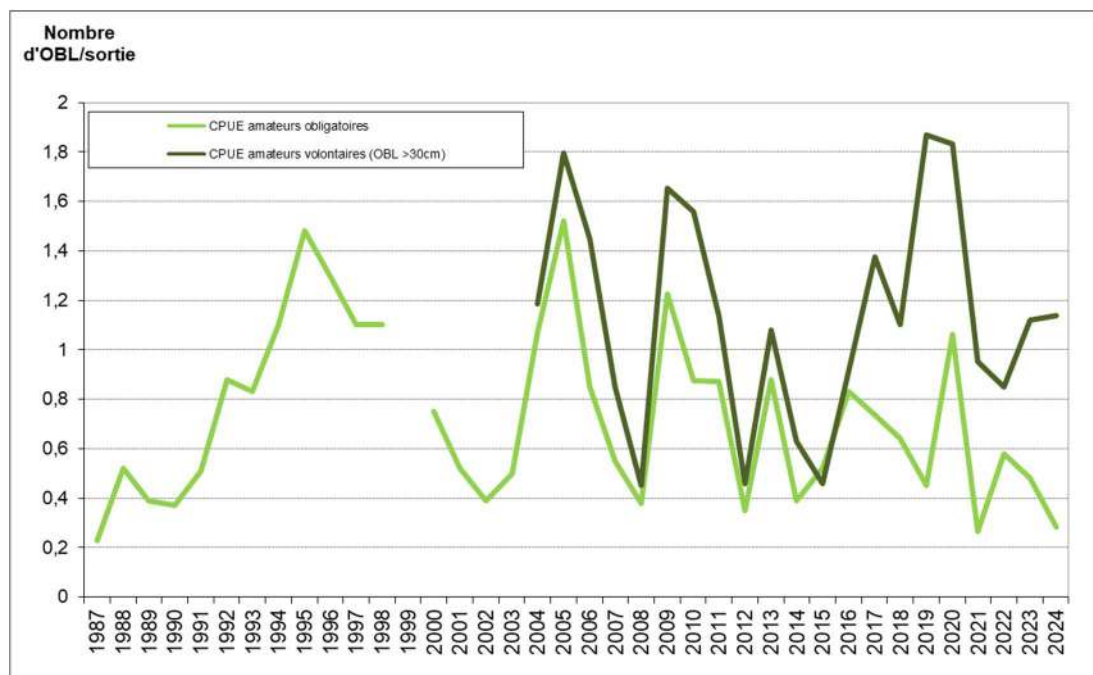


Figure 55. Rendements (CPUE) de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2024

Brochet

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 1990 et les années 2000 (Figure 56). Depuis 2009, phase d'expansion du corégone, les rendements (CPUE) des brochets chutent artificiellement, car ils sont basés sur un nombre de sorties bateaux en constante

augmentation du fait de l'engouement pour le corégone. Ainsi, les captures de brochets sont associées à un grand nombre de sorties au cours desquelles cette espèce n'est pas spécifiquement recherchée. Pour pallier ce problème et affiner les rendements, nous avons recalculé ces rendements depuis 2008 en enlevant au nombre total de sorties, les sorties « autres » ayant entraîné uniquement des captures de lavarets. La courbe en pointillés a alors été obtenue. Cette nouvelle approche témoigne donc bien d'une décroissance des captures, mais expose des chiffres moins alarmants. Après cette phase de diminution des captures, on note depuis 9 ans une stabilisation des rendements autour de 200 g/ sortie. A noter toutefois qu'une légère baisse en 2024 est observée avec la courbe réajustée et est à surveiller.

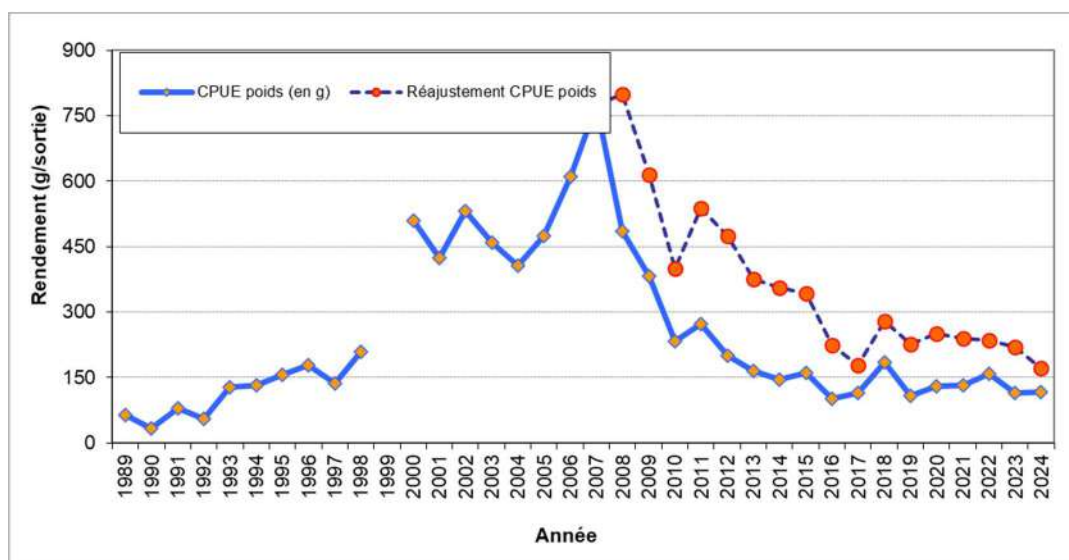


Figure 56. Rendements (CPUE) pondéraux des brochets dans la pêche amateur

5.5.5 Discussion

En 2024, les densités acoustiques pour en couche inférieure correspondant majoritairement au corégone sont toujours à des niveaux hauts mais le nombre d'individus détectés est légèrement plus faible que l'année antérieure. La perche serait présente dans une abondance faible comme en témoigne les données hydroacoustiques. Chez la perche les fluctuations interannuelles sont très marquées car très dépendantes des conditions météorologiques (Cavoy 2021).

Un des faits marquant depuis la mise en place du suivi avait été l'augmentation des prises de **corégon** entre les années 2005 et 2010-2016. Cette hausse s'est observée tant dans les filets pélagiques dans le cadre des pêches scientifiques que par hydroacoustique avec une augmentation des densités en couches profondes, principalement occupées par le corégone. Cette hausse importante a également été constatée dans les suivis de la pêche, via les CPUE des pêcheurs

amateurs et professionnels. En 2017, la situation est apparue moins favorable puisqu'une forte chute a été constatée pour un nombre important d'indicateurs (CPUE pêche scientifique pélagique, suivi halieutique).

Sur la période 2019-2023, une quantité importante de corégone de petite taille était détectée par pêche scientifique et en hydroacoustique. Dans les campagnes scientifiques, une augmentation de l'abondance hydroacoustique correspondant aux corégones s'observe jusqu'à atteindre des niveaux historiquement hauts en 2023. En 2024, la biomasse estimée connaît une légère baisse mais reste très proche de la valeur de 2023. La situation de forte abondance observée par hydroacoustique sur la période 2019-2023 ne s'est pas pour autant répercutée dans les captures et les rendements des pêcheurs professionnels et amateurs qui sont restées à des niveaux très faibles similaires à la période d'eutrophisation. La présence d'une quantité importante de poissons en dessous de la taille légale de capture (35 cm) était confirmée par un taux de poissons relâchés par les pêcheurs amateurs inédits avoisinant les 90 %. Les indicateurs ont confirmé sur cette période un stock très important de lavarets mais ces derniers sont petits et présentent la même structure en âge que les adultes pêchés auparavant au-dessus de 35 cm.

Ce constat de baisse de croissance peut probablement être mis en relation avec plusieurs facteurs : la diminution de quantité de daphnies observée en fin de printemps depuis 2019 (voir rapport concernant le zooplancton), l'installation de la moule quagga depuis 2020 qui présente un gros pouvoir de filtration et les quantités importantes de corégones générant probablement une forte compétition intraspécifique. De plus, la pêche sélective peut altérer les traits d'histoire de vie comme le taux de croissance, l'âge à la première maturité en induisant un différentiel de sélection sur certains traits. Des évolutions induites par la pêche ont été observées sur les populations de corégones dans le lac Brienz et le lac Joux en Suisse (Nusslé et al. 2009, 2011). Dans le cadre du travail de doctorat de Fabien Bourinet une relation entre indicateur d'abondance et zooplancton a été observé (Bourinet et al. 2023) mais d'autres facteurs pourraient être en cause dans cette baisse de la croissance.

Une expertise sur la base de l'ensemble des données recueillies a été conduite en 2024 par 3 scientifiques Suisses et Allemands afin d'essayer de comprendre les raisons de cette baisse de croissance et donner des pistes de gestion permettant de continuer d'exploiter durablement cette ressource (DeWeber and Rösch 2025). Cette expertise a conduit à modifier la réglementation au cours de l'été 2024 qui s'est traduite essentiellement par une baisse de la taille légale (passage de 35 à 30 cm). Cette modification a déjà été suivie d'effet au niveau des captures puisque les captures professionnels et amateur sont passées de 3 tonnes en 2023 à plus de 14 tonnes en 2024. La majeure partie des lavarets pêchés à partir de l'été 2024 mesurent entre 30 et 35 cm et sont âgés

de 2 à 5 ans, soit les mêmes classes d'âge qu'auparavant attestant de la baisse de croissance. La modification de la taille réglementaire est pour le moment une mesure provisoire assortie d'un cadre strict pour la pêche : mise en place de quotas, limitation de l'effort de pêche et échantillonnage resserré des poissons capturés.

La **perche** a connu dans les années 1960 une explosion liée aux accroissements simultanés de la charge trophique et de l'effort de pêche (Degiorgi et al. 2006). Elle a ensuite fortement chuté au début des années 1970 puis augmenté à nouveau dans les années 1980 et 1990. Depuis 1995, une tendance à la baisse s'observe passant de 24 t/an en moyenne entre 1984 et 1994 à 15 t/an entre 1995 et 2005 pour ensuite diminuer et fluctuer aux environs de 6 t/an depuis 2007. Cette tendance à la baisse s'observe dans les lacs en voie de réoligotrophisation en raison d'une augmentation du cannibalisme, d'une baisse de la croissance et d'une hausse du parasitisme (Dubois et al. 2008). De plus les conditions thermiques pendant le stade embryonnaire jouent également un rôle sur le recrutement (Cavoy et al. 2022). Les données acoustiques montrent des fluctuations d'abondance importante que les pêches scientifiques ne pouvaient détecter. La répartition principalement littorale des filets benthiques masque en effet ces tendances, car une grande partie de la population se maintient dans ces zones proches du bord. Ainsi l'hydroacoustique est aujourd'hui la seule méthode employée pour l'étude de l'abondance de la population de la population de perche, dominée par les 0+ (Cavoy et al. 2022). En 2024, la **perche** serait à un niveau bas. Les captures des pêcheurs professionnels se sont placées en 2024 dans la moyenne des 10 dernières années avec toutefois une augmentation des captures de perchots tandis que celles des amateurs ont montré un niveau très élevé qu'il faut cependant tempérer par un possible report de l'effort de pêche du fait d'une baisse de captures des lavarets.

Les captures de **sandre** par la pêche amateur et professionnelle restent anecdotiques et se concentrent au niveau des embouchures, seuls endroits convenant encore à l'espèce du fait de la turbidité des eaux. En effet cette espèce est témoin de milieux à charge trophique plus élevée et à transparence plus faible.

Les captures de **brochet** par la pêche professionnelle ont montré une belle progression en 2024 avec un niveau de captures parmi les plus élevés du suivi mais il doit aussi être tempéré par un possible report de pression de pêche. Les données du suivi des pêcheurs amateurs montrent quant à elles un rendement moyen relativement bon malgré une variabilité interannuelle.

Concernant l'**omble chevalier**, malgré l'arrêt de sa pêche par la pêche professionnelle depuis 2008, due à un taux de PCB supérieur aux normes admises, les rendements de la pêche amateur, qui continue à l'exploiter, continuent à diminuer progressivement mais restent fluctuant et

dépendant des quantités d’alevins déversées 3 ans auparavant. Les quelques pêcheurs volontaires qui pêchent cette espèce continuent en revanche à obtenir des rendements satisfaisants.

Comme il a été souligné en 2016, le **silure** a fait son apparition dans les pêches scientifiques, confirmant la présence de cette espèce et son implantation. Ce constat est également confirmé dans les captures des pêcheurs professionnels et amateurs avec des quantités capturées battant des records chaque année depuis son arrivée dans le lac.

5.6 Métrique de Brettum et IPLAC

5.6.1 IPLAC

Tableau 12. Résultats de l’IPLAC et classes d’état sur le lac du Bourget de 2004 à 2024

Année	IPLAC	Classe d'état IPLAC
2004	0,672	Bon
2005	0,624	Bon
2006	0,553	Moyen
2007	0,633	Bon
2008	0,537	Moyen
2009	0,637	Bon
2010	0,629	Bon
2011	0,633	Bon
2012	0,617	Bon
2013	0,654	Bon
2014	0,623	Bon
2015	0,570	Moyen
2016	0,627	Bon
2017	0.740	Bon
2018	0.717	Bon
2019	0.735	Bon
2020	0.698	Bon
2021	0.778	Bon
2022	0,649	Bon
2023	0.802	Très bon
2024	0.788	Bon

Les résultats d’IPLAC obtenus sont présentés dans le **Tableau 12**. L’état écologique du plan d’eau varie sur la période 2004 à 2024 de 0,537 à 0,802 soit d’un état moyen à bon, 2023 étant dans le très bon état (valeur supérieure à 0.80) et 2024 dans le bon. Ainsi au cours de ces 19 années, le lac du Bourget est plutôt classé en bon état par la communauté algale au travers de l’IPLAC (**Figure 57**). La permet de mieux visualiser l’évolution de l’indice et de ses métriques constitutives au cours du temps. Sur les 7 dernières années (2016-2023), les résultats obtenus sont clairement meilleurs que les années précédentes.

En regardant plus dans le détail, la Métrique de Biomasse Algale (MBA) contribue systématiquement à tirer l'indice vers le bas avec des valeurs dans l'état moyen (0,400 à 0,655) voire médiocre (0,200 à 0,400) ce qui a été le cas en 2007 et 2008. En moyenne la MBA est de 0,494 au cours de la période d'étude. La plus faible valeur a été observée en 2008 avec 0,204. La Métrique de Composition Spécifique (MCS) tend à maintenir la valeur de l'indice en bon état entre 0,60 et 0,86 avec une moyenne de 0,742 de 2004 à 2024. On note qu'en 2017, 2019, 2021-2024, la MCS est dans le très bon état (valeur supérieure à 0,80).

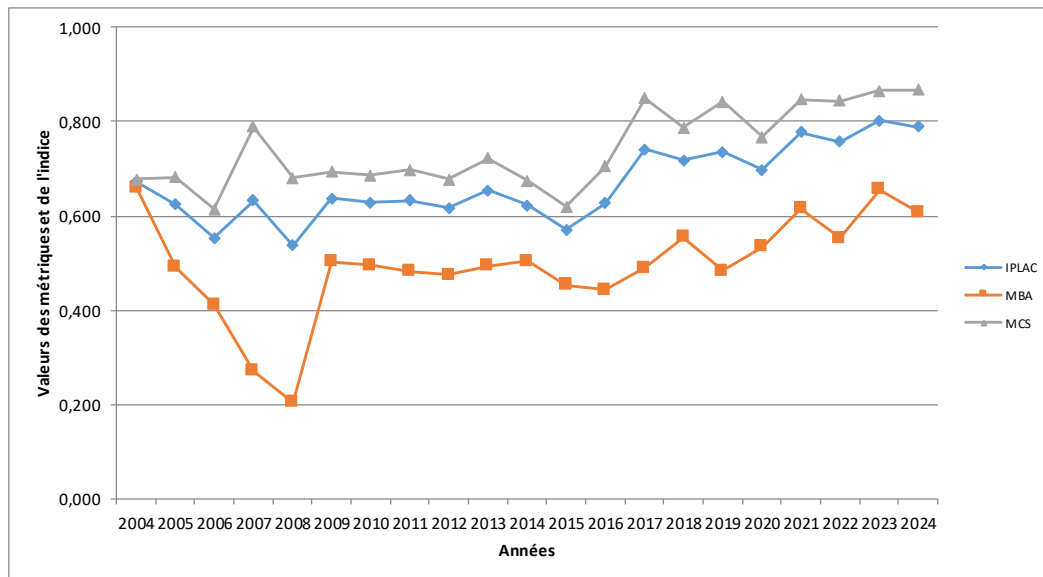


Figure 57. Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives sur le lac du Bourget de 2004 à 2024 (MCS= résultats de la Métrique de Composition Spécifique et MBA=résultats de la Métrique de Biomasse Algale)

Globalement, l'IPLAC et les 2 métriques, après une période plus perturbée de 2004 à 2009, sont restés très stables de 2009 à 2014. Puis depuis 2016, une amélioration se fait ressentir du point de vue de la composition spécifique et de la biomasse algale.

5.6.2 Indice de Brettum

Le niveau trophique des lacs peut être évalué à partir d'indices basés sur la composition taxonomique et la biomasse phytoplanctonique. Une étude a montré que c'est l'indice de Brettum (modifié par (Wolfram et al., 2007; Wolfram & Dokulil, 2007) qui était le plus adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins ((Kaiblinger, 2008), (Anneville & Kaiblinger, 2009), (Kaiblinger et al., 2009). L'Annexe 4 donne le détail du calcul de l'indice Brettum.

Les valeurs d'indice depuis 2017 sont plus élevées que les années précédentes Figure 58. L'année 2021 présente la valeur la plus élevée de toute la chronique.

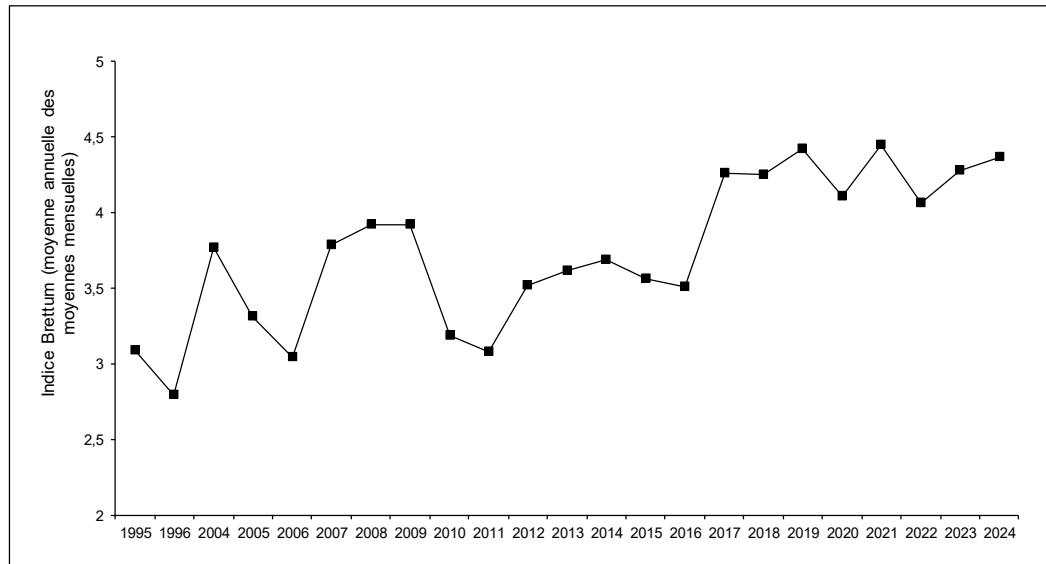


Figure 58. Évolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum.

6. Synthèse annuelle

6. Synthèse annuelle

Principaux résultats et conclusions

→ Le suivi pélagique de 2024 conforte les observations précédentes : Le lac du Bourget est un **écosystème de bonne qualité**. Les transparences moyennes et estivales sont relativement élevées. Le retour à un état oligotrophe se confirme sur 2024.

→ Le **suivi thermique** indique une tendance au réchauffement depuis 1984. A 2 m de profondeur, l'année 2024 est plus chaude que l'année 2023 pour la plupart des mois, excepté les mois juillet, septembre et octobre. La température maximale est de 25,20 °C le 24/07/2024, soit 0,50 °C de plus que l'année 2023 (Figure 8).

→ L'intensité du **brassage hivernal** est relativement faible en 2024 : la différence de température enregistrée entre la surface et le fond est de 0,97 °C (7,59 surface - 6,62 fond, $\Delta T > 0,5^\circ\text{C}$), il n'y a donc pas homothermie. Ce brassage partiel a permis une homogénéisation de l'oxygène nettement moins importante qu'en 2023 et 2022. Depuis 2013, les conditions météorologiques n'ont pas permis un refroidissement complet jusqu'à la couche profonde. La température au fond continue à augmenter, soit une augmentation de 1,60 °C entre 2012 et 2024

→ Durant la période de **stratification**, l'oxygène a été consommé au fond, entraînant la solubilité et le relargage des phosphates. Néanmoins les concentrations maximums enregistrées sont de 9 µg/L correspondant aux valeurs les plus faibles observées ces dernières années. Ces faibles concentrations semblent confirmer une tendance générale à la diminution de la charge interne en phosphore, c'est à dire à la disponibilité d'un stock de phosphore des sédiments qui peut contribuer à l'élévation des conditions trophiques en cas de brassage complet des masses d'eau.

→ L'évolution saisonnière du **phytoplancton** pour l'année 2024 peut être résumée de la manière suivante : 1) Une phase hivernale de début d'année (15/01 au 13/02) avec de faibles biomasses dominées par des Diatomées et des Cryptophycées caractéristiques de milieux brassés et de faibles luminosités ; 2) Une phase printanière (1/03 au 15/05), dominée par une petite Diatomée centrique ainsi que des espèces de Chrysophycées : ces taxons sont typiques des milieux oligotrophes ; 3) Une phase estivale (27/06 au 21/08) toujours dominée par des Chrysophycées indicatrices de milieux oligotrophes, mais aussi par une espèce de Dinophycée typique des épilimnions estivaux, bien stratifiés et éclairés. La biomasse maximale de l'année est atteinte le 24 juillet (2603 µg/L) ; 4) Une phase automnale et hivernale de fin d'année (1/10 au 11/12), qui présente un pic de biomasse composé de Chrysophycées le 29/10, puis une rapide diminution de la biomasse en fin d'année, qui va être dominée par des petites Diatomées et Cryptophycées typique des eaux brassées avec de faibles luminosités.

→ L'évolution interannuelle du **phytoplancton** indique qu'après une période avec des biomasses importantes entre 2004 et 2008 liées à des efflorescences de *Planktothrix rubescens*, la période 2009 à 2015 a présenté des biomasses deux fois plus faibles et la quasi absence de cette cyanobactérie filamenteuse toxique. *Planktothrix rubescens* est réapparue en 2016 et 2017. Les dernières années (2018 à 2024) sont caractérisées par des biomasses sensiblement comparables à 2009-2015, et avec des peuplements phytoplanctoniques clairement indicateurs de milieux méso-oligotrophes : l'indice de Brettum présente des valeurs nettement plus élevées que tout le restant de la chronique. Certaines espèces clairement indicatrices de milieux oligotrophes ont des biomasses plus fortes à partir de 2018 (ex : *Epipyxis polymorpha*, *Chrysolykos planktonicus*, *Kephyrion* et *Pseudokephyrion*). Enfin, on note la forte augmentation de la biomasse d'espèce indicatrices de milieux de faible profondeur à partir de 2021.

→ **L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen en 2024** est en légère baisse comparée à 2023, bien que en général les valeurs soient restées stables par rapport à la moyenne des dernières années.

- La dynamique des abondances des trois familles crustacéennes en 2024 (Figure 17) a suivi une dynamique saisonnière typique pour les lacs tempérés, avec un pic au printemps dû au développement des cladocères et un pic en août qui correspond à l'augmentation des cyclopoides.
- L'analyse des indices fonctionnels sur la période 2004-2024 a confirmé l'importance de la disponibilité des ressources nutritionnelles de bonne qualité (Diatomées et Chryptophycées) pour le maintien de l'efficacité trophique au sein du réseau pélagique. La disponibilité de ressources adéquates permet la prolifération des espèces diversifiées et un transfert efficace vers les niveaux supérieurs. Suite à un manque des ressources adéquates ou peu diversifiée, comme dans le cas de la prolifération des cyanobactéries filamenteuses dans les années 2006-2011, ou de la baisse de biomasse phytoplanctonique observée en 2020-2021, les réponses fonctionnelles de la communauté peuvent suivre une dynamique adaptative complexe qui peut conduire à une baisse des indices fonctionnels et de la capacité d'exploitation des ressources.

→ Concernant la **ressource piscicole** on observe i) un niveau de biomasse important de corégones estimés par hydroacoustique, poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une bonne qualité des eaux ; la population serait actuellement dominée par des individus de petite taille (correspondant à des 2, 3 et 4 ans à faible croissance) en effet l'espèce montre des ralentissements de croissance modifiant fortement les rendements de captures des pêcheurs et dont une des causes serait la baisse de la ressource en zooplancton ; ii) une population de perche faiblement abondante; iii) la nécessité de disposer d'une chronique annuelle de données multi-descripteurs prenant en compte le peuplement dans son entier pour s'affranchir des variations annuelles et des limites de chaque méthode afin de pouvoir interpréter les tendances sur le long terme.

→ L'image du **peuplement de poisson** du lac du Bourget permet ainsi, dans l'ensemble, de confirmer les tendances d'amélioration de la qualité des eaux observées au travers des autres indicateurs. Si les perturbations majeures subies par le lac du Bourget au cours des 50 dernières années ont été l'eutrophisation, qui est maintenant résolue, les autres facteurs de forçage tel que des accroissements de la température (Beniston 2006), des pollutions par les xénobiotiques (Assessment (MEA) 2005), la présence d'espèces non autochtones (Gallardo et al. 2016) risquent d'impacter les populations de poissons et nécessitent de continuer à acquérir des données sur du long terme. L'évolution des communautés piscicoles se mesure sur des pas de temps long et il est nécessaire d'obtenir des chroniques d'au moins une dizaine d'années pour voir des tendances se dégager (Gerdeaux 1985; De Kerckhove et al. 2015). Les méthodes utilisées dans le cadre d'inventaires scientifiques (acoustique et pêche CEN), déconnectés des suivis traditionnels de la pêche, permettent de s'affranchir de paramètres parfois difficilement quantifiables (CPUE, rejet en fonction de la taille, espèces non halieutiques) et donc d'obtenir une image répétable et fiable du peuplement de poisson du lac du Bourget.

→ L'analyse croisée des études scientifiques et des suivis halieutiques (statistiques de pêche et hydroacoustique) donne la possibilité de vérifier la convergence des informations. Ces informations vont globalement dans le même sens d'une amélioration de la qualité des eaux du lac, responsable d'une reproduction favorable du corégone comme en témoignent les fortes densités acoustiques mais les très faibles teneurs en phosphores jouent probablement un rôle dans la baisse de la croissance par l'intermédiaire du zooplancton et peuvent in fine impacter l'abondance des populations en lien probablement avec la quantité et la qualité des ressources

trophiques. Le lac devrait se maintenir à un état oligotrophe dans l'hypothèse où les apports en phosphore par les tributaires resteraient à des niveaux actuels.

→ La **vigilance** devra notamment porter sur (i) l'évolution de la composition phytoplantonique et de la proportion des petites formes, (ii) la structure globale, l'efficacité trophique et les effectifs des communautés zooplanctoniques, (iii) le peuplement piscicole en particulier la biomasse/le rendement de pêche des perches et du corégone (lavaret), (iv) l'impact global que pourrait avoir certaines espèces exotiques.

7. Bibliographie

Références phytoplacton

- 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.
- Druart, J. C. & F. Rimet, 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. In INRA (ed), Thonon les Bains: 1-200.
- Kaiblinger, C., O. Anneville, R. Tadonleke, F. Rimet, J. C. Druart, J. Guillard & M. T. Dokulil, 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia* 633: 67-74.
- 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-Treytore, C., J. Barbe, A. Dutartre, J. C. Druart, F. Rimet & O. Anneville, 2009. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en oeuvre de la DCE - Version 3.3.1 - *Septembre 2009*. 1-44.
- Pelletier, J. P. & A. Orand, 1978. Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- 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., J. C. Druart, & O. Anneville, 2009. Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). *Ecological Informatics* 4: 99-110.
- Rimet F, Druart J-C. 2018. A trait database for Phytoplankton of temperate lakes. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 54: 18. <https://doi.org/10.1051/limn/2018009>
- 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.
- Feret T., Laplace-Treytore C., 2013, IPLAC, l'indice Phytoplancton Lacustre : Méthode de développement, description et application nationale 2012. Rapport final Irstea, 69 p.

Laplace-Treyture C., Barbe J., Dutartre A., Druart J.C., Rimet F., Anneville O., 2009. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en œuvre de la DCE : version 3.3.1, 44 p.

Références zooplancton

Krztoń, W., Kosiba, J., Pocięcha, A., & Wilk-Woźniak, E. (2019). The effect of cyanobacterial blooms on bio-and functional diversity of zooplankton communities. *Biodiversity and Conservation*, 28(7), 1815-1835.

Laliberté, E., Legendre P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits." *Ecology* 91.1: 299-305.

Manca M, Comoli P. 1995. Seasonal changes in size of the feeding basket of *Leptodora Kindtii* (Focke) in Lago- Maggiore as related to variations in prey size selection. *Limnol. Oceanogr.* 40:834-838.

Perga, M. E., Domaizon, I., Guillard, J., Hamelet, V., & Anneville, O. (2013). Are cyanobacterial blooms trophic dead ends?. *Oecologia*, 172(2), 551-562.

Rimet F (2020). Etude relative au phytoplancton. Cisalb. 2020. Suivi scientifique du lac du Bourget année 2019.

Rimet F (2024). Etude relative au phytoplancton. Cisalb. 2022. Suivi scientifique du lac du Bourget année 2023.

Villéger, S, Mason NWH, and Mouillot D. (2008). New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology." *Ecology* 89.8 2290-2301.

Références poisson

Aglen, A. 1989. Empirical results on precision-effort relationships for acoustic surveys. ICES.

Angeli, N., L. Cretenoy, and D. Gerdeaux. 2001. Importance du peuplement piscicole dans la qualité des eaux: les biomanipulations, p. 35–73. *In* Gestion piscicole des grands plans d'eaux. INRA Paris.

Assessment (MEA), M. E. 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Wetlands and Water Synthesis, Washington, D.C.: World Resources Institute.

Balk, H., and T. Lindem. 2017. Sonar4 and Sonar5-Pro post processing systems. Operator manual version 6.0.4.

Batt, R. D., S. R. Carpenter, and A. R. Ives. 2017. Extreme events in lake ecosystem time series. *Limnology and Oceanography Letters* 2: 63–69.

Beniston, M. 2006. Mountain Weather and Climate: A General Overview and a Focus on Climatic Change in the Alps. *Hydrobiologia* 562: 3–16. doi:10.1007/s10750-005-1802-0

CEN. 2006. Water quality - guidance on the scope and selection of fish sampling methods. European Committee for Standardization, European Standard EN 14962:2006, Brussels.

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.

Cury, P. M., Y.-J. Shin, B. Planque, and others. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* 23: 338–346.

- De Kerckhove, D. T., B. J. Shuter, and S. Milne. 2015. Acoustically derived fish size spectra within a lake and the statistical power to detect environmental change. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **73**: 565–574. doi:10.1139/cjfas-2015-0222
- Forbes ST, Nakken O. 1972. Manual of methods for fisheries resource survey and appraisal. Part. 2, The use of acoustic instruments for fish detection and abundance estimation. FAO Manuals in Fisheries Science 5.
- Degiori, F., S. Cachera, J. Guillard, J. C. Raymond, and C. Verges. 2006. Synthèse des études piscicoles effectuées sur le lac du Bourget entre 2003 et 2005. Etat de santé du peuplement piscicole Facteur limitant ou ralentissant la restauration. Proposition de remédiation et de gestion halieutique. Cisalb.
- Diner, N., and P. Marchand. 1995. Acoustique et pêche maritime, IFREMER.
- Dubois, J.-P., C. Gillet, N. Hilgert, and G. Balvay. 2008. The impact of trophic changes over 45 years on the Eurasian perch, *Perca fluviatilis*, population of Lake Geneva. *Aquatic Living Resources* **21**: 401–410. doi:10.1051/alr:2008051
- 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.
- Gallardo, B., M. Clavero, M. I. Sánchez, and M. Vilà. 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global change biology* **22**: 151–163.
- Gascuel, D., N. Bez, A. Forest, and others. 2011. A future for marine fisheries in Europe (Manifesto of the Association Française d’Halieumétrie). *Fisheries Research* **109**: 1–6.
- Gerdeaux, D. 1985. Les fluctuations dans les populations de poissons d’eau douce. Conséquences sur les études écologiques. *Revue Franc. Sciences de l’Eau* **4**: 255–276.
- Gerdeaux, D., O. Anneville, and D. Hefti. 2006. Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecologica* **30**: 161–167. doi:10.1016/j.actao.2006.02.007
- 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
- Gillet, C. 2001. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres, p. 241–282. *In* Gestion piscicole des grands plans d’eau.
- Girard, M., C. Goulon, A. Tessier, P. Vonlanthen, and J. Guillard. 2020. Comparisons of day-time and night-time hydroacoustic surveys in temperate lakes. *Aquat. Living Resour.* **33**: 9. doi:10.1051/alr/2020011
- Godlewska, M., M. Colon, L. Doroszczyk, B. Długoszewski, C. Verges, and J. Guillard. 2009. Hydroacoustic measurements at two frequencies: 70 and 120kHz – consequences for fish stock estimation. *Fisheries Research* **96**: 11–16. doi:10.1016/j.fishres.2008.09.015
- Godlewska, M., M. Colon, A. Jóźwik, and J. Guillard. 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquat. Living Resour.* **24**: 71–78. doi:10.1051/alr/2011104
- Guillard, J., M. E. Perga, M. Colon, and N. Angeli. 2006. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). *Fisheries Management and Ecology* **13**: 319–327. doi:10.1111/j.1365-2400.2006.00508.x

- Guillard, J., and C. Vergès. 2007. The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various sampling strategies and statistical analyses. *International Review of Hydrobiology* **92**: 605–617.
- Hilborn, R. 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: A personal perspective. *Fisheries Research* **108**: 235–239.
- Jacquet, S., S. Cachera, L. Crépin, and others. 2021. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2020. Rapport INRAE-CISALB.
- Jacquet, S., S. Cachera, L. Crépin, and others. 2022. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2021. Rapport INRAE-CISALB.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of Biotic Integrity Using Fish Communities. *Fisheries*.
- Laurec, A., and J. C. Le Guen. 1981. Dynamique des populations marines exploitées. *Rapp. Scient. Techn.* 45. 45.
- Lazzaro, X. 2009. Rôle structurant des poissons filtreurs omnivores sur la dynamique des communautés planctoniques et les efflorescences dans les lacs tropicaux peu profonds.
- MacLennan, D. N., P. G. Fernandes, and J. Dalen. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J Mar Sci* **59**: 365–369. doi:10.1006/jmsc.2001.1158
- Mehner, T. 2010. No empirical evidence for community-wide top-down control of prey fish density and size by fish predators in lakes. *Limnology and Oceanography* **55**: 203–213.
- Mehner, T., S. Busch, I. P. Helland, M. Emmrich, and J. Freyhof. 2010. Temperature-related nocturnal vertical segregation of coexisting coregonids. *Ecology of Freshwater Fish* **19**: 408–419. doi:https://doi.org/10.1111/j.1600-0633.2010.00424.x
- Mouget, A., C. Goulon, T. Axenrot, H. Balk, A. Lebourges-Dhaussy, M. Godlewska, and J. Guillard. 2019. Including 38 kHz in the standardization protocol for hydroacoustic fish surveys in temperate lakes N. Pettorelli and V. Lecours [eds.]. *Remote Sens Ecol Conserv.* doi:10.1002/rse2.112
- Nusslé, S., C. N. Bornand, and C. Wedekind. 2009. Fishery-induced selection on an Alpine whitefish: quantifying genetic and environmental effects on individual growth rate. *Evolutionary Applications* **2**: 200–208. doi:10.1111/j.1752-4571.2008.00054.x
- Nusslé, S., A. Bréchon, and C. Wedekind. 2011. Change in individual growth rate and its link to gill-net fishing in two sympatric whitefish species. *Evolutionary Ecology* **25**: 681–693. doi:10.1007/s10682-010-9412-3
- Parker-Stetter, S. L. 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes.
- Simmonds, J., and D. N. MacLennan. 2005. *Fisheries acoustics: theory and practice*, Blackwell, Oxford, UK.
- Smith, S. J. 1990. Use of Statistical Models for the Estimation of Abundance from Groundfish Trawl Survey Data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **47**: 894–903. doi:10.1139/f90-103
- Sotton, B., O. Anneville, S. Cadel-Six, I. Domaizon, S. Krys, and J. Guillard. 2011. Spatial match between *Planktothrix rubescens* and whitefish in a mesotrophic peri-alpine lake: Evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae* **10**: 749–758. doi:10.1016/j.hal.2011.06.006
- Vagnon, C., S. Bazin, F. Cattaneo, C. Goulon, J. Guillard, and V. Frossard. 2022. The opportunistic trophic behaviour of the European catfish (*Silurus glanis*) in a recently colonised large peri-alpine lake. *Ecology of Freshwater Fish* eff.12659. doi:10.1111/eff.12659

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.

Annexes

8. Annexes

Annexe 1

Détail du comptage et du calcul des biovolumes algaux

L'échantillonnage est effectué à l'aide d'une cloche intégratrice dans la zone 0-18 m. Un échantillon d'environ 250 ml est alors mis dans un flacon et lugolé.

Au laboratoire, un volume de cet échantillon variant de 10 à 50 ml est introduit dans une chambre de sédimentation. L'échantillon est ensuite laissé à sédimenter pendant plusieurs heures. Après cette sédimentation, un comptage des différents individus aljean-gaux est effectué au microscope sur un volume d'échantillon connu. Il n'est plus fait de scan de la lame après le comptage des taxons rares comme cela était fait avant 2008 : ces taxons rares, observés hors comptages étaient ajoutés dans le comptage.

Le biovolume algal par espèce est calculé de la façon suivante :

Biovolume = $N \times \text{biovolume spécifique } (\mu\text{m}^3)$

N : nombre d'organisme (pour l'espèce considéré) par ml

Unité : $\mu\text{m}^3 / \text{ml}$

Le biovolume algal total est la somme des biovolumes algaux spécifiques.

Annexe 2

Détail des comptages phytoplanctoniques exprimés en biovolumes (µg/L)

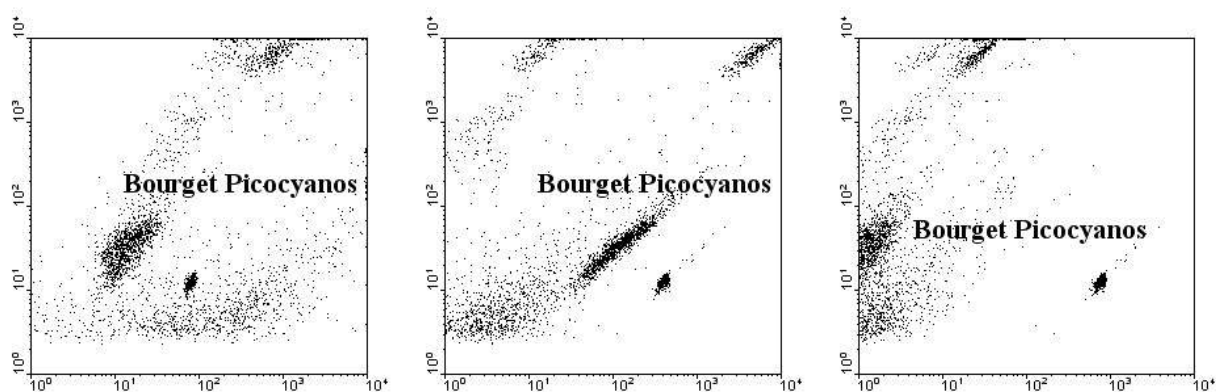
	15-janv	13-févr	06-mars	16-avr	15-mai	27-juin
Achnanthes minutissimum		184,475233			440,690834	
Aphanocapsa delicatissima colonie 10 µm						
Aphanocapsa parasitica f. dinobryonis cellule isolée				166,513563		
Aphanocapsa planctonica colonie 10 µm					21242,0713	
Asterionella formosa	7334,39937	1262,19896	6310,9948			40358,0027
Aulacoseira islandica subsp. helvetica			65884,8439			
Bitrichia chodatii						
Cellule de Dinobryon						563,7988
Ceratium hirundinella						210192,935
Chlamydomonas sp.						
Chlorella vulgaris		81,5574713	101,946839	97,4158685	48,7079343	67,4417551
Chroococcus aphanocapsoides						
Chroococcus limneticus						
Chroococcus minutus						4726,94444
Closterium acutum var. variable						20084,797
Coenochloris hindakii						
Cosmarium depressum var. planctonicum						
Crucigeniella crucifera						
Cryptomonas sp.	3860,4329	9965,30353	33217,6784	21160,8914		21974,7719
Cyanobium sp.		1043,74145	2922,47606	10638,4314	7230,80881	1841,26697
Cyclotella costei	18654,3114	22224,9935	93838,8614	184842,436	137157,02	132051,92
Cyclotella ocellata						
Desmarella brachycalyx						
Didymocystis fina						
Dinobryon bavaricum plein						
Dinobryon bavaricum vide						
Dinobryon cylindricum vide				12459,9535		
Dinobryon divergens plein				199359,256	9344,9651	99200,3988
Dinobryon divergens vide				168209,372	4672,48255	426993,021
Dinobryon elegantissimum plein						
Dinobryon elegantissimum vide						
Dinobryon sociale var. americanum plein						
Dinobryon sociale var. americanum vide				18689,9302		
Elakatothrix gelatinosa		2439,92768	4879,85537		5828,71613	16141,0601
Elakatothrix viridis						
Encyonopsis microcephala					1217,69836	
Epipyxis polymorpha						
Erkenia subaequiciliata	1382,25219	4077,87357	5437,16475	7847,38941	4261,94425	2622,73492
Fragilaria crotonensis	25591,4119	55575,5912	4194,38424			16186,0212
Fragilaria sp.					1565,61217	
Gymnodinium helveticum			30248,1126	48172,9201	36129,6901	66700,9663
Gymnodinium lantzschii	598,317733					
Katodinium fungiforme		1981,77146		6312,30909		
Kephyrion sp.	886,051862	508,277812		14570,6306	7285,31531	10087,3597
Lemmermanniella parva						
Mallomonas sp.			7625,62357	6072,2558		
Microcystis aeruginosa cellule isolée						
Monoraphidium minutum						
Navicula tripunctata			3495,3202			
Nitzschia sp.					18184,2955	
Ochromonas sp.				59159,2653	17444,3987	7001,09649
Oocystis rhomboidea						
Peridinium inconspicuum						
Peridinium willei						
Phacotus lendneri						
Plagioselmis lacustris	5955,53229	32028,2986	286973,556	53048,3524		
Plagioselmis nannoplantica	8200,14059	19963,133	48531,0646	8222,36319	45634,1157	18974,6843
Pseudanabaena catenata						
Pseudanabaena limnetica					1643,89278	
Pseudokephyron blattense						
Pseudopedinella sp.				189,661351		
Puncticulata radiosa						50446,4328
Pyramimonas inconstans						
Salpingoeca frequentissima						5674,74197
Scenedesmus acutus	9217,36536					
Scenedesmus pulloideus						
Stephanodiscus minutulus	554,029245	1191,8071	238,361419			
Stephanodiscus neoastraea	19106,9566	147967,827				
Stichococcus bacillaris	132,583373	228,166735		363,376652		
Synechocystis aquatilis		470,897305				
Tetraselmis cordiformis			5490,56548	8744,23391		
Ulnaria acus	3159,43357	4077,87357	10874,3295		198078,933	5994,82268
Ulnaria delicatissima var. angustissima					41749,6579	

	24-juil	21-août	01-oct	29-oct	27-nov	11-déc
Achnantheidium minutissimum						
Aphanocapsa delicatissima colonie 10 µm		1986,2716	6676,07956	11329,1047	8657,14605	8496,82853
Aphanocapsa parasitica f. dinobryonis cellule isolée						
Aphanocapsa planctonica colonie 10 µm		6951,95062	8496,82853			
Asterionella formosa	16960,7985			92467,7609		
Aulacoseira islandica subsp. helvetica						
Bitrichia chodatii	26895,9124		1707,67698			
Cellule de Dinobryon	21988,1532					
Ceratium hirundinella	512345,279	496819,664				
Chlamydomonas sp.			35412,9876	118043,292	36081,1572	23608,6584
Chlorella vulgaris	109,592852	106,271857	608,849178	357,191518	99,2539038	178,595759
Chroococcus aphanocapsoides	2458,01111					
Chroococcus limneticus			41950,0563			
Chroococcus minutus						
Closterium acutum var. variable						
Coenochloris hindakii		57633,5051	52830,713	14088,1901	7177,00252	
Cosmarium depressum var. planctonicum	82999,6247					
Crucigeniella crucifera		7631,33141				
Cryptomonas sp.	17854,5022	25970,1849	23806,0029	31741,3372	59290,4222	58192,4515
Cyanobium sp.		1088,02139	14461,6176	332,45098	3895,32186	4488,08823
Cyclotella costei	640434,795	304078,32	200573,707	102253,262	21036,8649	41294,5867
Cyclotella ocellata			7287,63474			
Desmarella brachycalyx				1966,87277		245,859097
Didymocystis fina		362,110555	165,967338		112,732531	
Dinobryon bavaricum plein			874,423391			
Dinobryon bavaricum vide		23847,9107				
Dinobryon cylindricum vide						
Dinobryon divergens plein		20389,0148	37379,8604	118369,558		
Dinobryon divergens vide		30583,5222	18689,9302	791207,045		
Dinobryon elegantissimum plein	9683,31129		8607,38781			
Dinobryon elegantissimum vide		4694,93881				
Dinobryon sociale var. americanum plein	367958,001					
Dinobryon sociale var. americanum vide	788481,43	5097,25369				
Elakatothrix gelatinosa		6358,59942		7771,62151		
Elakatothrix viridis			13109,3926			
Encyonopsis microcephala						
Epipyxis polymorpha			4670,22111			
Erkenia subaequiciliata	1369,91065	664,199104	5073,74315	11635,7843	9787,53773	5682,59233
Fragilaria crotonensis						81829,3296
Fragilaria sp.						
Gymnodinium helveticum		39414,2074	36129,6901			24086,4601
Gymnodinium lantzschii						
Katodinium fungiforme						
Kephyrion sp.	1365,99662	1324,60278		809,479479	824,752677	809,479479
Lemmermanniella parva			25861,5937			
Mallomonas sp.	10246,9317	14904,6279	40987,7267			
Microcystis aeruginosa cellule isolée		3726,15697				506,021317
Monoraphidium minutum						1019,77405
Navicula tripunctata						
Nitzschia sp.						
Ochromonas sp.	39249,8972	3309,60925	6067,61695		1287,93756	505,634746
Oocystis rhomboidea	1598,22909	23246,9686	6392,91637	947,098722	964,968509	
Peridinium inconspicuum		23847,2781				
Peridinium willei		208664,158				
Phacotus lendneri	37654,2774	20864,7078	2390,74777			
Plagioselmis lacustris				20403,2125	66522,172	10201,6062
Plagioselmis nannoplantica	23125,3965	34085,4329	22611,4988	24118,932	49427,2625	43304,4461
Pseudanabaena catenata		1271,46686				
Pseudanabaena limnetica						
Pseudokephyrion blatnense				1942,13224		
Pseudopedinella sp.		51,725823		252,881802		
Punctulata radiosa					6186,82667	12144,5116
Pyramimonas inconstans						1242,96463
Salpingoeca frequentissima				3643,04423		
Scenedesmus acutus						
Scenedesmus pulloideus						607,302895
Stephanodiscus minutulus						
Stephanodiscus neoastraea						
Stichococcus bacillaris			545,064979		185,116408	
Synechocystis aquatilis						
Tetraselmis cordiformis						4372,11696
Ulnaria acus						
Ulnaria delicatissima var. angustissima				18555,4035	9452,75274	

Annexe 3

Exemples de cytogrammes montrant la communauté des picocyanobactéries basé sur des critères de fluorescence de la chlorophylle et de phycoérythrine ou encore de la « taille »

La cytométrie en flux est une technologie rapide permettant le dénombrement rapide d'un grand nombre de particules ou cellules (jusqu'à plusieurs milliers par seconde) en suspension dans un liquide et la discrimination de sous-populations homogènes sur des critères de fluorescence et de diffusion de la lumière (en relation avec la « taille », la forme et la structure des particules). Cette technique est particulièrement adaptée pour obtenir des comptages précis de microorganismes de petite taille comme les cyanobactéries unicellulaires.



Annexe 4

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. Dans cet indice des profils écologiques en fonction du phosphore sont définis pour chaque taxon ; le calcul de l'indice correspond à une moyenne pondérée par les biomasses des profils écologiques de chaque taxon observé dans l'échantillon. 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 :

	Classes de trophie					
	1	2	3	4	5	6
Taxon	<=5	5-8	8-15	15-30	30-60	>60
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	0	0	0	1	4	5
<i>Aphanocapsa musicola</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanocapsa parasitica</i> f <i>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 , ($T_1 = 6$, $T_2=5$, $T_3=4$, $T_4=3$, $T_5=2$, $T_6=1$)

Annexe 5

Définition des groupes fonctionnels selon (Reynolds et al., 2002)

JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH | VOLUME 24 | NUMBER 5 | PAGES 417–428 | 2002

Table 1: Trait-separated functional groups of phytoplankton (updated from Reynolds, 1997)

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> , <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> , <i>Aulacoseira ambigua</i> , <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> , <i>Nitzschia spp</i> , <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabellaria</i> , <i>Cosmarium</i> , <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	<i>Fragilaria crotonensis</i> , <i>Aulacoseira granulata</i> , <i>Closterium aciculare</i> , <i>Staurostrum pingue</i>	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	<i>Geminella</i> , <i>Mougeotia</i> , <i>Tribonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	<i>Planktothrix agardhii</i> , <i>Limnolthrix redekei</i> , <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> , <i>Arthrospira</i> , <i>Raphidiopsis</i>	light deficient conditions	flushing
SN	warm mixed layers	<i>Cylindrospermopsis</i> , <i>Anabaena minutissima</i>	light, nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	<i>Synechococcus</i> prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	<i>Koliella</i> , <i>Chrysococcus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Plagioselmis</i> , <i>Chrysochromulina</i>	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankyra</i> , <i>Monoraphidium</i>	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	<i>Dinobryon</i> , <i>Mallomonas</i> (<i>Synura</i>)	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Botryococcus</i> , <i>Pseudosphaerozystis</i> , <i>Coenochloris</i> , <i>Oocystis lacustris</i>	low nutrients high turbidity	?CO ₂ deficiency

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanotheca</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocales	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocales of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermanni</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light
U	summer epilimnia	<i>Uroglene</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L_M	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerococcus</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

