



HAL
open science

Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2020

Stéphan Jacquet, Chloé Goulon, Jean Guillard, Serena Rasconi, Clément Rautureau, Frédéric Rimet, Viet Tran Khac, Laura Crepin, Sébastien Cachera, Valérie Hamelet, et al.

► **To cite this version:**

Stéphan Jacquet, Chloé Goulon, Jean Guillard, Serena Rasconi, Clément Rautureau, et al.. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2020. INRAE. 2021. hal-04682150

HAL Id: hal-04682150

<https://hal.science/hal-04682150v1>

Submitted on 30 Aug 2024

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

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

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNÉE 2020



Rapport de suivi (version finale – juillet 2021)



Contact du responsable scientifique et coordinateur de l'étude :

Stéphan Jacquet, INRAE, Station d'Hydrobiologie Lacustre, 75 bis Avenue de Corzent, 74203 Thonon-les-Bains, 04 50 26 78 12

RÉSUMÉ

2020 a encore été une année remarquable sur de nombreux aspects.

En raison de la **crise sanitaire liée à la pandémie de covid-19**, les 20 campagnes initialement prévues n'ont pas pu être réalisées, limitées au final au nombre de 17, la période manquante s'étalant de mi mars à fin avril.

L'année 2020 a enregistré, avec une **température de l'air moyenne annuelle de 12,9°C**, un écart de **+1,39°C** (+12,1%) par rapport à la moyenne 1974-2020. Après 2018, qui détient le record de la chronique (avec une température moyenne annuelle de 13,30°C), **2020 a été la seconde année la plus chaude enregistrée depuis 1974**, confirmant la tendance au réchauffement global (la température moyenne fluctuant entre 10 et 11°C dans les années 1970). Seuls les mois de juin et octobre ont présenté des températures légèrement inférieures à la moyenne (respectivement de -1 et -5%). Le reste de l'année, les températures mensuelles ont toujours été supérieures à la moyenne avec un pic de +85% en février (*vs* +162% en janvier 2018, +80% en décembre 2019 à titre comparatif).

Logiquement, la température moyenne de l'eau du lac du Bourget a été impactée. L'année **2020 est ainsi enregistrée comme l'année la plus chaude** mesurée depuis 1981, derrière 2019 et 2018, en ce qui concerne la température de l'eau mesurée en surface. Avec une température moyenne annuelle de 16,56°C à 2 m de profondeur (une valeur 1,32°C supérieure à celle de 2019 et de +0,32°C par rapport à 2018), l'évolution interannuelle des températures moyennes montre toujours une **tendance nette au réchauffement depuis 1984**. Comparativement, **la tendance à l'augmentation de la température des eaux profondes est moins nette**. Toutefois, en 2020, les conditions météorologiques n'ont pas permis de refroidissement et d'homogénéisation totale de la colonne d'eau, et une **augmentation significative de la température des couches profondes** a été enregistrée, comparativement aux deux années précédentes.

Comme les années précédentes, **2020 a été caractérisée par des périodes contrastées en termes de précipitations**. La répartition de ces précipitations a été très variable avec, d'une part, des mois excédentaires : février, mars, mai, juin et août (+27% par rapport à la moyenne mensuelle sur la période 1974-2020, avec un maximum pour le mois de juin de +54%), et d'autre part, des mois déficitaires : janvier, avril, juillet, septembre à décembre (-48% par rapport à la moyenne mensuelle avec des pics de -89% en juillet et -72% en septembre et novembre). Avec une hauteur cumulée de **1 031 mm** de pluie à Voglans, l'année **2020 se situe au dessous de la moyenne** calculée sur la période 1974-2020 (i.e. 1 239 mm).

En dépit des variations de précipitations et de la morphologie du bassin versant du lac du Bourget, le **débit moyen annuel de la Leysse**, avec $5,86 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a été **légèrement inférieur au module interannuel** (-6% ; $6,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Le débit moyen annuel du Sierroz, avec $1,79 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a également été **inférieur** (mais de manière beaucoup plus significative que la Leysse) **au module interannuel** (-35% ; $2,42$

m³ s⁻¹). Pour l'ensemble des paramètres analysés en 2020, tout comme en 2019, le **Sierroz a présenté des concentrations en nutriments plus élevées que la Leysse**. Ainsi la concentration moyenne en P_{tot} a été de 70 µg L⁻¹ (vs 60 µg L⁻¹ en 2019) pour la Leysse et de 154 µg L⁻¹ (vs 234 µg L⁻¹ en 2019) pour le Sierroz. A noter, une concentration moyenne annuelle de 43 µg L⁻¹ de PO₄, soit **la plus haute concentration en orthophosphates enregistrée dans le Sierroz au cours des 13 dernières années** (la seconde plus haute valeur étant celle de 2019 avec 35 µg L⁻¹).

L'hiver 2020 n'a probablement pas permis une homogénéisation complète de la température de l'eau du lac et de la concentration en oxygène dissous (pour rappel aucun prélèvement n'a eu lieu du 3 mars au 5 mai). A la date du 3 mars (dernier prélèvement réalisé avant l'arrêt du suivi), la différence de température entre la surface (**7,30°C**) et le fond (**6,26°C**) était déjà très marquée, et la concentration maximale en oxygène n'était que de **6,34 mgO₂ L⁻¹**.

Les concentrations hivernales moyennes (sur la période incluant janvier, février et mars) en **orthophosphates (P-PO₄) et phosphore total (P_{tot})**, avec respectivement des valeurs de **4,9 et 9,3 µgP L⁻¹** ont été **légèrement supérieures en 2020** comparativement à 2019 (~3 et ~7 µgP L⁻¹, respectivement) mais inférieures à 2018 (~6 et ~10 µgP L⁻¹, respectivement). **Ces concentrations restent parmi les plus basses de la chronique** et confirment que le seuil des 10 µgP L⁻¹ est franchi depuis longtemps. L'augmentation modeste observée entre 2017 et 2018 avait été mise en parallèle avec des apports conséquents des principaux tributaires (**Leyse et Sierroz**) soit 56 T de phosphore total contre environ **31,2 T en 2019 et 25,8 T en 2020**.

Avec une **concentration moyenne annuelle en chlorophylle a de 2,85 µg L⁻¹**, cet indicateur révèle donc une valeur très proche de celle de 2018 et 2019 (2,9 et 3 µg L⁻¹) et la confirmation d'une **baisse significative** par rapport aux années précédentes, avec des valeurs depuis 2009 oscillant entre 2,85 et 4 µg L⁻¹ (moyenne de 3,3 µg L⁻¹). C'est la troisième année consécutive que la concentration moyenne annuelle est **sous la barre des 3 µg L⁻¹**. Cette valeur de concentration de la chlorophylle a, considérée uniquement pour la **période estivale**, a aussi été relativement **faible en 2020 (avec 3,18 µg L⁻¹)** mais supérieure aux années précédentes (2,6 µg L⁻¹ en 2019 et 2,2 µg L⁻¹ en 2018).

La **biomasse phytoplanctonique annuelle (avec 1 323 µg L⁻¹) a diminué légèrement ou significativement en 2020** comparativement à 2019 (1 510 µg L⁻¹), 2017 (1 643 µg L⁻¹) et 2016 (2 785 µg L⁻¹). Les **indices fonctionnels de Brettum (4,11) et IPLAC (0,641)**, ont aussi diminué de manière significative par rapport aux trois années précédentes (soit 4,25-4,42 et 0,735-0,74, respectivement), mais restent parmi les plus hauts mesurés depuis le début de la chronique, signant toujours un **bon état global de l'écosystème pélagique**. Depuis le début de la chronique, avec la baisse des concentrations en P en lien avec la réoligotrophisation du lac, on observe également un **enfouissement de la communauté des picocyanobactéries dans la colonne d'eau et une augmentation faible mais significative de leur biomasse et de leur contribution à l'ensemble de la biomasse phytoplanctonique totale**. En **2020**, cette **contribution a été la plus élevée** depuis le début de la chronique (commencée en 2004) atteignant la valeur de 17%.

La **transparence moyenne annuelle** de la colonne d'eau observée depuis la surface a été de **7,3 m**, soit une valeur assez proche de celles de 2019 (7,2 m) et 2017 (6,8 m) comparativement à 2018 qui avait été seulement de 5,5 m. Elle a donc été relativement stable sur ces deux dernières années. Contrairement aux années précédentes, le lac semble avoir été caractérisé en 2020 par **une phase d'eaux claires** au mois de mai avec des valeurs de transparence fluctuant entre 9,7 et 13,1 m.

Si la **dynamique du zooplancton** a reproduit globalement celle des années précédentes, elle a été une nouvelle fois **remarquable en 2020 pour les abondances exceptionnelles observées en fin d'automne** (novembre et décembre). Les groupes les plus abondants ont été les calanoïdes et les copépodes. L'analyse des indices fonctionnels sur la période 2004-2020 a confirmé l'importance de la disponibilité des ressources nutritionnelles de bonne qualité (Diatomées et Chrysophycées) pour le **maintien de l'efficacité trophique au sein du réseau pélagique**. La disponibilité de ressources adéquates a permis aux consommateurs d'effectuer **un lien trophique efficace** vers les niveaux supérieurs et conduit vers une amélioration des caractéristiques fonctionnelles de la communauté zooplanctonique.

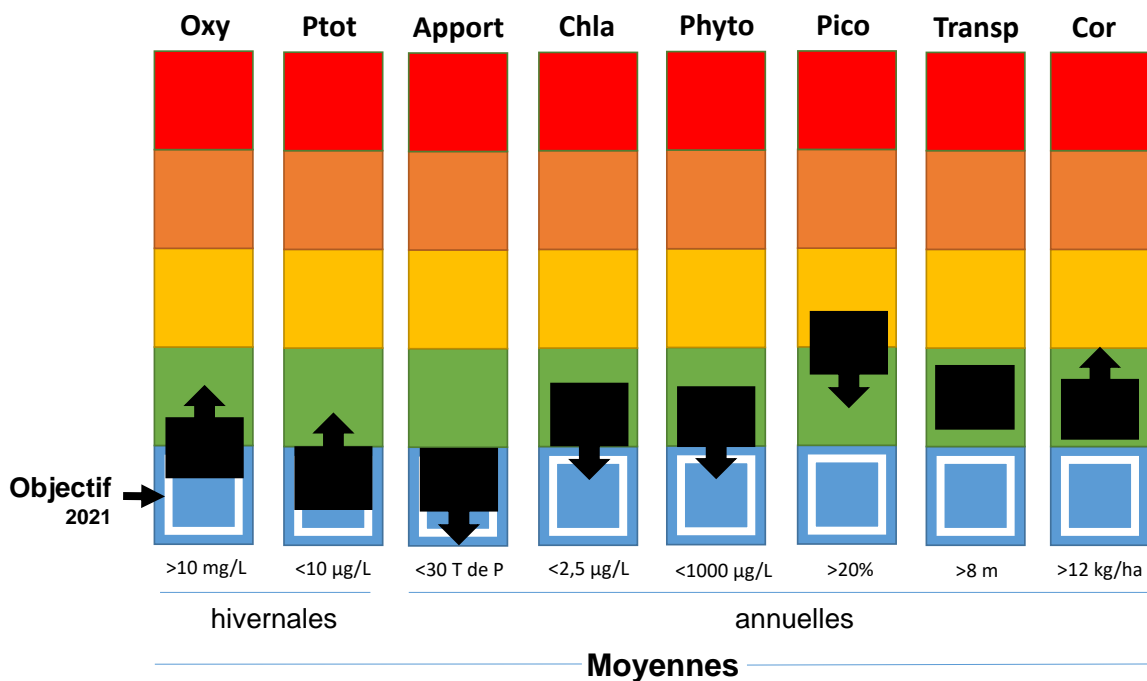
La diversité piscicole du lac apparaît globalement stable, même si les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) ou peu abondantes comme la vandoise (*Leuciscus leuciscus*) et la lotte (*Lota lota*) n'ont pas été capturées en 2020. Les principaux résultats pour l'année 2020 sont i) des **niveaux historiques d'abondance de jeunes corégones** estimés par hydroacoustique, et des niveaux élevés par les pêches aux filets ; ii) des **perches et des gardons de l'année de grandes tailles** détectés par hydroacoustique et par pêche aux filets, à mettre possiblement en lien avec un printemps très doux, mais dont les fluctuations interannuelles sont très marquées ; iii) une **absence de détection des écrevisses** pour la première année et la confirmation de **l'absence du sandre** depuis 2019 ; iv) enfin, il ne fait plus de doute que **le silure est désormais bien installé** dans le lac. L'image du peuplement de poissons du lac du Bourget permet donc de **confirmer les tendances d'amélioration de la qualité des eaux** observées aux travers des autres indicateurs.

Au **niveau sanitaire**, concernant l'usage relatif à **l'alimentation en eau potable** issue du lac, **aucun dépassement de norme** n'a été constaté en 2020. Pour autant, des traces de pesticides ont encore été détectées ici et là, mais avec des concentrations cumulées ne dépassant toutefois pas la limite autorisée de 50 ng L⁻¹. Concernant les zones de baignade, 10 sites ont été suivis révélant *in fine* le classement de **6 plages en qualité excellente et 4 en qualité bonne** (i.e. Les Mottets au sud du lac, la plage du camping l'île aux cygnes, la plage du Lido et la plage municipale d'Aix-les-Bains) soit une légère dégradation par rapport à 2018 et 2019. Comme à chaque fois, le déclassement est généralement associé à une seule date (sur les 6 campagnes de mesure faites tout au long de l'été) et surtout été lié à la détection de la bactérie *E. coli*, exception faite de la plage du camping où il s'est agit surtout de streptocoques fécaux. La source des bactéries coliformes semble récurrente à la plage des Mottets mais la source reste à être déterminée.

2020 continue de s'inscrire dans la dynamique de réoligotrophisation générale du lac eu regard notamment de certains descripteurs comme les teneurs en Phosphore et chlorophylle *a*, la transparence des eaux, la biomasse et la structure phytoplanctonique, la biomasse relativement élevée du corégone et l'augmentation des rendements de pêche de cette espèce. L'examen 2020 du lac du Bourget confirme donc un (très) bon état écologique global de l'écosystème pélagique. Le lac est en passe de re-devenir oligotrophe sans toutefois y avoir encore basculé pleinement.

Le schéma ci-dessous tente de résumer l'état et l'évolution du lac entre 2019 et 2020. Le code couleur se lit du bleu (excellent) vers rouge (mauvais). Les chiffres proposés comme objectifs à atteindre pour 2020-2021 ont été validés par le conseil scientifique.

État (■) en 2020 et tendance (▬) depuis 2019 de l'état écologique du lac du Bourget



SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNÉE 2020

Ce rapport, qui présente le suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2020, a été rendu possible grâce à l'aide et/ou aux travaux de :

- Sébastien **CACHERA** (CISALB : Responsable pour le CISALB du suivi écologique, Poissons – analyses de données et rédaction)
- Laura **CREPIN** (INRAE : Chimie et chlorophylle *a* – analyses)
- Chloé **GOULON** (INRAE : Pêche – travail de terrain, analyses de données et rédaction)
- Jean **GUILLARD** (INRAE : Pêche – travail de terrain, analyses de données et rédaction)
- Valérie **HAMELET** (INRAE : Pêche – travail de terrain)
- Jean-Christophe **HUSTACHE** (INRAE : Prélèvements, Pêche – travail de terrain)
- Stéphan **JACQUET** (INRAE : Responsable pour INRAE du suivi écologique - analyses de données et rédaction [Ce qu'il faut retenir, Conclusion, Corrections, Dossiers divers, Introduction, Mise en forme et Edition, Picocyanobactéries, Résumé])
- Leslie **LAINE** (INRAE : Zooplancton – analyses)
- Pascal **PERNEY** (INRAE : Chimie, Prélèvements – travail de terrain et analyses)
- Philippe **QUETIN** (INRAE : Prélèvements, Pêche – travail de terrain)
- Jérémy **RAPHY** (CISALB : Météo et apports des tributaires - travail de terrain, analyses de données et rédaction)
- Serena **RASCONI** (INRAE : Zooplancton – analyses de données et rédaction)
- Clément **RAUTUREAU** (INRAE : Poissons – analyses de données et rédaction)
- Frédéric **RIMET** (INRAE : Phytoplancton – analyses des échantillons et des données, rédaction)
- Viet **TRAN-KAHC** (INRAE : Chimie – analyses de données et rédaction)



Station d'Hydrobiologie Lacustre

UMR CARTELL (INRAE / Université Savoie Mont-Blanc)

75 bis, Avenue de Corzent, BP 511

74203 Thonon-les-Bains cedex

Tél : 04 50 26 78 12

Fax : 04 50 26 07 60

stephan.jacquet@inrae.fr

Citation du rapport

Jacquet, S., S. Cachera, L. Crépin, C. Goulon, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, L. Laine, P. Perney, P. Quétin, J. Raphy, S. Rasconi, C. Rautureau, F. Rimet, V. Tran-Khac. 2021. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2020. *Rapport INRAE-CISALB*, 193 pages.

« Savez-vous qu'au fond du lac du Bourget vit un monstre avec des dents pointues, une langue de vipère et des lunettes sur le nez ? C'est un monstre un peu spécial. Il aime la lecture et apprécie les poèmes de Lamartine. Il est un peu voleur aussi... Par contre, il n'aime pas du tout être dérangé par le bruit des bateaux à moteur et l'agitation des vacanciers sur les plages d'Aix-les-Bains... et il peut se mettre très en colère... »

David GAUTIER

CARTE D'IDENTITÉ DU LAC DU BOURGET

Lac du Bourget, formé il y a environ 19 000 ans lors du retrait des grands glaciers du quaternaire

Localisation

Département de la Savoie

45°44'81 N; 5°51'36 E

Caractéristiques principales

Longueur totale	18 Km
Largeur maximale	3,4 Km
Surface du plan d'eau	44,5 Km ²
Altitude moyenne	231,5 m
Profondeur maximale	147 m
Profondeur moyenne	80 m
Volume d'eau total	3,6 Milliards de m ³
Superficie du bassin versant	560 km ²



Autres caractéristiques

Orientation Nord-Sud

Temps estimé de séjour des eaux ~ entre 9 et 11 ans (moyennes calculées sur la période 2006-2019)

Alimentation principale par les rivières

La Leysse ($6,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en moyenne depuis >50 ans et ~72% des apports en eau ou volume transité au lac en 2020 avec ~185 Mm³) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2008 entre 3,5 et 9,2 $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$

Le Sierroz ($1,79 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en moyenne depuis >50 ans et ~22% du volume d'eau transité en 2020 avec ~56,4 Mm³) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2009 entre 1,3 et 3,3 $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$

Le Tillet et le déversoir d'orage d'Aix ont été responsables en 2020 d'~6% du volume d'eau transité au lac.

L'image de 2020 : un lac toujours pas complètement oligotrophe

Un lac avec des concentrations en Ptot, PO₄ et chlorophylle *a* qui le caractérisent désormais comme un écosystème oligotrophe, mais dont le statut global reste à être corroboré, notamment par la transparence, la composition phytoplantonique ou la proportion des petites formes. La structure du peuplement piscicole et la biomasse du corégone (lavaret) en hausse confirment la réoligotrophisation et le bon état global de l'écosystème pélagique.



SOMMAIRE

Résumé	2
En guise d'introduction	10
Ce qu'il faut retenir pour l'année 2020	12
Stratégie d'échantillonnage et Tableau de bord	19
Etude des apports par les rivières et qualité des eaux, et météorologie	26
Etudes portant sur la physico-chimie	46
Etude relative à la chlorophylle <i>a</i>	69
Etude relative au phytoplancton	72
Etudes portant sur les picocyanobactéries	88
Etude relative au zooplancton	99
Etude portant sur le peuplement piscicole	111
Conclusions	155
Bibliographie	158
Dossiers divers (Annexes)	168

EN GUISE D'INTRODUCTION

Le Lac du Bourget est un écosystème complexe de part sa taille et sa profondeur, qui dépend non seulement du fonctionnement de ses composantes internes, mais aussi des contraintes locales (apports de son bassin versant) et plus globales (climat). Pour rappel, l'écosystème « lac » comprend une partie abiotique (c'est à dire non vivante) qui rassemble l'ensemble des conditions physiques (ex : la température) et chimiques (ex : le phosphore) et une partie biotique ou vivante composée des microorganismes (virus, procaryotes, petits eucaryotes), végétaux et animaux.

Le lac du Bourget est la plus grande réserve d'eau douce naturelle profonde en France, à proximité de laquelle vivent environ 200 000 habitants. Au cours des années 1970, des grands travaux ont été réalisés par les communes du bassin versant du lac du Bourget afin d'assainir ce dernier, en proie à l'eutrophisation. Cette pollution se manifestait en surface par un excès de matière organique vivante (typiquement les microalgues) qui, en se déposant ensuite au fond par sédimentation, entraînait des phénomènes de désoxygénation, au détriment de la faune piscicole et plus globalement de la qualité des eaux. En effet, l'analyse des sédiments, de la géochimie et de la taille des particules dans des carottes sédimentaires du lac du Bourget a permis de reconstruire l'évolution trophique et l'anoxie des eaux de fond au cours des 100 dernières années (Giguet-Covex *et al.* 2011). Le démarrage de l'eutrophisation a pu être daté, tout comme la première date d'anoxie des eaux de fond, en 1943. Des conditions anoxiques permanentes ont été enregistrées à partir de 1960. Il a aussi pu être démontré que l'anoxie était une conséquence directe de l'eutrophisation, elle-même due essentiellement aux apports des rivières véhiculant les eaux usées non traitées riches en Phosphore, et dans une moindre mesure aux apports du Rhône pendant les crues du fleuve. L'impact du changement climatique sur les processus d'anoxie au cours du siècle dernier a aussi été révélé (Jenny *et al.* 2013).

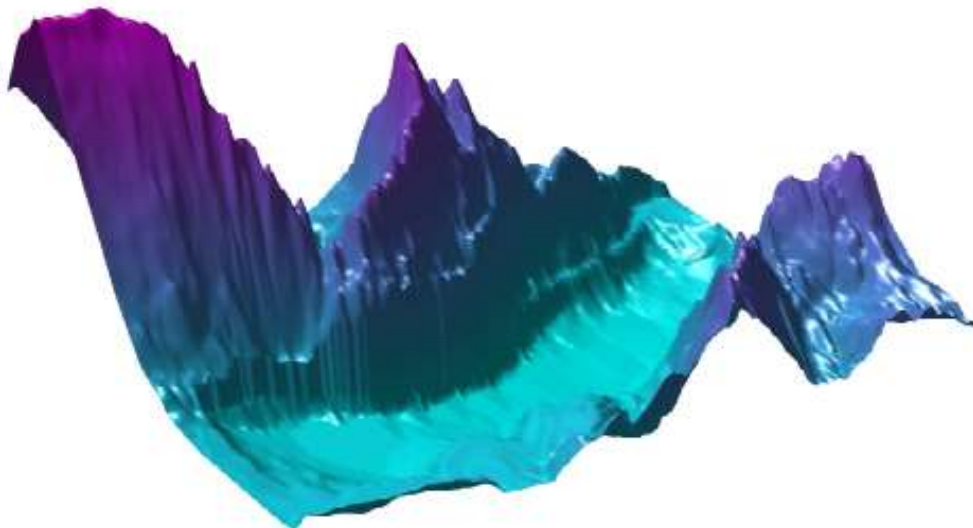
Les travaux d'assainissement cités plus haut ont été effectués, avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, pour lutter contre le processus d'eutrophisation du lac, car, dès 1972, une étude approfondie révélait que la seule construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante pour enrayer le problème et encore moins le stopper. La solution choisie fut celle de rejeter dans le Rhône au moyen d'une galerie percée dans la montagne du chat toutes les eaux traitées par les stations d'épuration des agglomérations du Bourget du lac, d'Aix les Bains et de Chambéry. Ce projet devenu réalité entre 1974 et 1979 et mis en service en 1980 a permis par détournement des eaux traitées de diminuer drastiquement les apports en phosphore et en azote au cours des deux décennies qui ont suivi. Dans les années 1990 (1991 et 1993 notamment), de nouvelles stations d'épuration ont été mises en fonctionnement (à Sierroz et au Bourget du lac) et certaines considérablement améliorées (déphosphatation). Parallèlement à ces mesures, la qualité des eaux du lac du Bourget a été suivie et continue de l'être 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, etc... Ce suivi dit allégé et réalisé par la Cellule Technique de l'Aquarium du Lac du Bourget puis la CCLB après 1980 a été amélioré/complété au cours de trois périodes : 1988-1989, 1995-1996 et 2004-2005. INRAE (qui était l'INRA avant 2020), via l'UMR CARTELE, ainsi que des laboratoires de recherches

universitaires y ont participé à chaque fois. Depuis 1999, l'UMR CARTELE participe à cette évaluation et a notamment porté une attention plus particulière à la prolifération d'une cyanobactérie, filamenteuse et toxique, *Planktothrix rubescens*, qui a connu un fort déclin durant l'année 2009, a été absente jusque 2015 inclus (Jacquet *et al.* 2005, 2014), a réapparu en 2016 et 2017, pour finalement « disparaître » à nouveau depuis (Jacquet *et al.* 2020, Moiron *et al.* 2021).

Depuis 2004, un suivi régulier des principaux compartiments biologiques est effectué, en plus des études physico-chimiques, d'oxygène dissous et de transparence précitées. **Ce rapport pour l'année 2020** fait suite au rapport de l'étude dite lourde effectuée en 2004/2005, commandé par le CISALB et ceux dits plus légers (mais devenus de plus en plus complets au fil des années et réguliers) depuis 2006. Il s'agit donc du **seizième rapport pour le suivi scientifique du lac du Bourget**, confié à INRAE mais élaboré par l'ensemble des partenaires INRAE et CISALB, sous la responsabilité scientifique et la coordination de Stéphane Jacquet (Directeur de recherche à INRAE).

Le contrat liant INRAE et le CISALB a pour objectif de suivre et de détailler les principales variables d'évolution physico-chimiques et biologiques du lac du Bourget, au cours de 19 à 21 campagnes (sauf aléas), auxquelles s'ajoute le suivi de la ressource piscicole, et d'observer chaque année les changements principaux s'opérant au sein de l'écosystème.

Les résultats présentés dans ce rapport sont validés par un comité scientifique (voir Annexe) qui oriente si besoin les études futures. Les résultats 2020 ont été discutés puis validés par ce dernier pendant l'été 2020.



Cartographie de la cuvette du lac du Bourget et des reliefs environnant

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNÉE 2020

Seulement **17 campagnes** de terrain sur les 20 prévues initialement ont pu être réalisées en 2020 en raison de la crise sanitaire liée à la pandémie de covid-19. La **période manquante** s'est étalée du 3 mars au 5 mai 2020.

Avec une moyenne annuelle de 12,93°C, **l'année 2020 a encore été une année chaude** avec un écart de +1,39°C (+11%) par rapport à la normale (moyenne calculée sur la période 1974-2020). Seuls les mois de **juin et octobre ont présenté des températures légèrement inférieures à la moyenne** (respectivement de -1 et -5%). **Le reste de l'année, les températures mensuelles ont toujours été supérieures à la moyenne** avec +9% pour les mois d'août et septembre, +43% pour janvier et +85% pour février (rappelant les +80% en décembre 2019 et +162% en janvier 2018).

		Moyenne 1974 - 2020	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Moyenne annuelle	°C	11,51	12,3	12	11,7	12,4	9,65	12,4	12,1	11,3	12,7	12,4	12,2	12,2	13,3	12,6	12,9
Ecart / moyenne interannuelle calculée depuis 1974	%		9,3	6,5	3,4	9,4	-1,4	9,9	4,8	0	11,4	8,7	7	6,6	15,9	9,9	12,1

A 2 m de profondeur, les **températures** pour les périodes de janvier à début mars et d'août à d'octobre 2020 ont été **plus élevées** qu'en 2019. Les températures pour les mois d'avril à juillet ont par contre été plus faibles qu'en 2019. Le maximum est mesuré le 18 août 2020 avec 24,79 °C, soit du même ordre de grandeur que l'année 2019 à la même période (25,1°C enregistré le 8 août 2019). *In fine*, **la moyenne annuelle de la température à 2 m a été de 16,56 °C en 2020, soit 1,32 °C de plus qu'en 2019 et 0,32 °C de plus qu'en 2018**. L'évolution interannuelle des températures moyennes continue de corroborer une **tendance nette du réchauffement des eaux de surface depuis 1984** (~13°C en 1984 vs >16°C en 2020). Comparativement, les **températures de la couche profonde n'ont pas (encore) révélé de réchauffement significatif**, bien que 2020 ait été significativement plus chaude que 2018 et 2019. En effet, les conditions météorologiques n'ont pas permis de refroidissement important depuis 2013 et une augmentation plus ou moins régulière de la température à 140 m a même été enregistrée de 2013 à 2016. Il est à noter, toutefois, qu'en 2020, la température à 140 m a été de 6,33 °C, dépassant la valeur de 6,22 °C de 2016 et devenant ainsi la valeur la plus élevée de la chronique temporelle depuis 1991.

Avec une hauteur cumulée de **1 031 mm** de pluie à Voglans, l'année **2020 a été en dessous de la moyenne** sur la période 1974-2020. Toutefois, la répartition de ces précipitations dans l'année a été très variable avec des mois de février, mai, juin, août et octobre excédentaires (respectivement +8, +1, +52, +37 et +33% par rapport à la moyenne mensuelle) et des mois de janvier, mars, avril, mai, juillet, septembre, novembre et décembre déficitaires (respectivement -58, -6, -39, -89, -72, -72 et -1% par rapport à la moyenne mensuelle). L'année **2020 a donc été caractérisée par des périodes contrastées** (comme les

années précédentes), caractérisée par des mois très pluvieux (+52% en juin et +37% en août) entrecoupés d'un mois très sec (-89% en juillet).

		Moyenne 1974 - 2020	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Cumul annuel	mm	1 243	1004	1238	1214	929	1031	1079	1385	1467	1231	1332	1181	1094	1150	1234	1031
Ecart / moyenne interannuelle calculée depuis 1974	%		-23	-5	-7	-29	-21	-17	7	13	-5	2	-9	-12	-7,5	-0,7	-0,1

L'hydrologie de la **Leysse** en **2020** a été marquée par un **débit moyen légèrement inférieur** au module interannuel (-6%). Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 240 jours. De plus, les débits instantanés ont été inférieurs au Q_{MNA5} durant 58 jours et au débit minimum biologique pendant 48 jours dont 3 périodes de 7 jours consécutifs de fin juillet à fin août ainsi que 18 jours consécutifs en septembre.

		Source DREAL sur 53 ans		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
		Q_{MNA5}	Module													
Moyenne annuelle	m ³ /s	0,68	6,2	6	3,5	5,25	3,78	6,55	9,17	6,32	6,3	6,77	4,29	7,31	6,22	5,86
Q < module inter annuel	jours			244	307	287	311	277	177	243	223	223	304	233	240	240
Q < Q_{MNA5} inter annuel	jours			0	51	15	0	0	0	0	0	9	48	70	38	58

Le **débit moyen annuel** en **2020** du **Sierroz** a été **significativement inférieur** au module (-35%). Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 290 jours (79% du temps) et inférieurs au Q_{MNA5} durant 8,4 jours (2% du temps). Enfin, le débit minimum biologique a été dépassé pendant 8,3 jours (4 jours consécutifs fin septembre).

		Source DREAL sur 53 ans		2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
		Q_{MNA5}	Module													
Moyenne annuelle	m ³ /s	0,22	2,42	2,4	1,5	1,9	1,3	2,6	3,3	2,8	1,89	2,69	1,34	2,57	2,25	1,79
Q < module inter annuel	jours			241	301	275	319	256	135	232	183	227	308	192	272	290
Q < Q_{MNA5} inter annuel	jours			0	82	15	1,5	25	0	26	20	13	16	73	28	8

Le Phosphore présent dans le lac a 3 origines potentielles : les apports des rivières du bassin versant (ruissellement urbain, érosion des sols, stock sédimentaire), les rejets directs (réseaux d'eaux pluviales, déversoirs d'orage d'Aix-les-Bains) et les apports internes (processus complexe de relargage par les sédiments du fond du lac). Avant 2004 et la mise en place de deux stations de prélèvement en continu, l'une sur la Leysse et l'autre sur le Sierroz (les principaux tributaires du lac), les apports en nutriments au lac faisaient l'objet d'une estimation. Depuis cette date, ces apports sont quantifiés par des analyses par temps

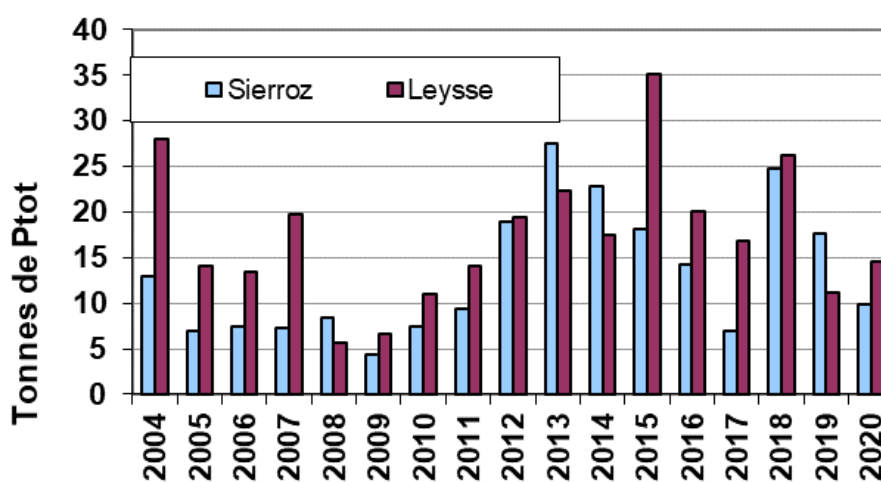
sec et de temps de pluie avec une fréquence qui a été recentrée lors des épisodes de pluie ces dernières années. Les sources de nutriments en provenance des déversoirs d'orage (DO) des systèmes d'assainissement de Grand Chambéry et Grand Lac font également l'objet de suivis réglementaires. **Depuis 2004, les apports en Ptot au lac (mesurés sur eau brute) ont varié entre 13 et 57 tonnes/an** contre ~100 T/an dans les années 1990 et ~300 T/an dans les années 1970. Le fait que les apports en MES présentent des variations similaires depuis 2004, abonde dans le sens d'une prédominance du P particulaire dans les apports. **Le bilan des principaux apports au lac en nutriments (en tonnes de P et N)** est résumé dans le tableau ci-dessous.

	1974	1983	1995-1996	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Ptot (Leysse et Sierroz + DO)	300	150	94	27	14	11	18	24	38	50	40	53,4	31,9	26,3	51	28,8	24,4
PO ₄	140		18	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	2,53	2,9	2,29	3,7	3,4	3,20
NO ₃	1,5	580	450	367	290	214	309	181	347	409	275	275	264	202	302	324	259
NO ₃ + NKT				617	516	334	454	360	654	704	503	510	462	378	544	538	396

Après des années de faibles apports en nutriments entre 2007 et 2011, les années 2012 à 2015 ont été marquées par une hausse. La baisse amorcée à nouveau en 2017 (avec 28,7 T) a été confirmée en 2019 (avec 31,2 T) malgré une forte hausse en 2018 (56,1 T). **Avec un apport global des deux principaux tributaires (Leysse et Sierroz) estimé à 25,8 T de Phosphore total, l'année 2020 présente la valeur la plus basse de la dernière décennie et passe significativement sous le seuil critique des 30 T**, limite théorique édictée par le comité scientifique pour permettre une réoligotrophisation durable. Les apports étant principalement constitués de P particulaire peu ou pas biodisponible, cette référence reste symbolique et peut encore faire l'objet d'une réflexion. **Le canal de Savières et le déversoir des Biâtres en apportant ~1,5 T de Ptot au lac ont été responsables de <6% des apports totaux en 2020.** Etant donné la dynamique des échanges entre le lac et le canal de Savières, il est probable que le P exporté soit majoritairement sous forme dissoute potentiellement plus biodisponible. Cette différence majeure n'a pas fait l'objet à ce jour d'une évaluation quant aux conséquences sur l'eutrophisation.

Le volume total transité en 2020 par la Leysse et le Sierroz a été d'~242 Mm³. Le temps de pluie et plus particulièrement les crues ont encore joué un rôle déterminant sur les apports au lac. En effet, le temps de pluie a été à l'origine de 82,5% des apports au lac. Pour la Leysse, les apports en temps de pluie de Ptot ont été de 12,42 T, soit une valeur plus élevée qu'en 2019 (9,76 T) mais restant bien plus basse que les 26,2 T enregistrés en 2018. Les 10 principales crues, principalement en période hivernale (les 3 principales ont eu lieu en février et mars), ont représenté 69,3% des apports liés aux épisodes de pluie. Les apports de Ptot en temps de pluie du Sierroz se sont élevés à 8,3 T (vs 13,6 T en 2019 et 21,5 T en 2018). Les rejets liés au déversoir des Biâtres ont été évalués à 1,41 T (vs 5,13 T en 2018 et 2,42 T en 2019) pour 189 800 m³ répartis sur 179 jours soit 5,3% des apports totaux en Ptot au lac. Au mois de septembre, un bassin de stockage-restitution de 10 000 m³ a été mise en service, captant les eaux unitaires rejetées vers le lac lors des épisodes pluvieux importants. En résumé, **le temps de pluie a apporté au lac 22,1 T de Ptot sur les 25,9 T, soit 85,4 % de la quantité totale.**

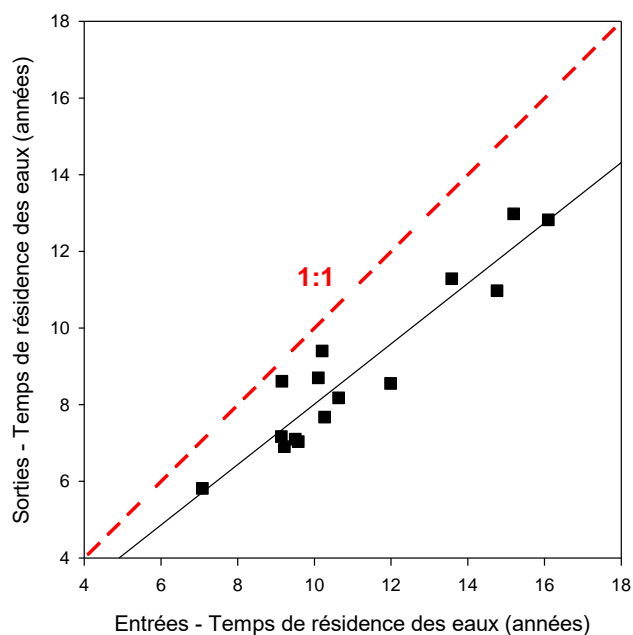
Pour l'ensemble des paramètres analysés et toutes périodes confondues, **le Sierroz a présenté des concentrations moyennes pondérées plus élevées que la Leysse**. Avec une concentration moyenne en Ptot de 0,07 mg L⁻¹ sur la Leysse et de 0,154 mg L⁻¹ sur le Sierroz, **l'année 2020 a été une année dans la moyenne des valeurs observées depuis 11 ans**. Pour la Leysse, les concentrations en PO₄ et en nitrates restent dans les valeurs basses du suivi. Dans le cas du Sierroz, la valeur de 0,043 mg L⁻¹ de PO₄ représente la plus haute concentration des 13 dernières années. Le nitrate est dans les moyennes avec 1,47 mg L⁻¹. Sur la Leysse, avec 0,028 mg L⁻¹, les concentrations en NH₄ retrouvent des niveaux équivalents à 2014 et 2019 (0,026 et 0,024 mg L⁻¹). Pour le Sierroz, la moyenne des concentrations en NH₄ est la plus haute depuis les 3 dernières années avec 0,144 mg L⁻¹ (0,100 et 0,124 mg L⁻¹ en 2018 et 2019). Les concentrations en MES de la Leysse et du Sierroz en 2020 sont dans les moyennes des valeurs observées depuis 13 ans.



Depuis 2006, l'estimation du **temps de résidence des eaux du lac du Bourget** peut être donnée de manière assez précise. Le tableau ci-dessous résume les valeurs données en années de ce temps de résidence suivant que le calcul est fait en tenant compte des entrées (tributaires, précipitations) ou des sorties (exutoire, évaporation, pompages) du lac (sources CISALB, CNR). On constate que ce temps de résidence peut fluctuer de manière très importante d'une année sur l'autre, notamment avec la quantité des apports dont l'importance varie fortement d'une année à l'autre. La relation entre « entrées » et « sorties » est une relation linéaire hautement significative ($r=0,92$, $n=15$) mais l'estimation effectuée à partir des « entrées » est toujours supérieure à celle des « sorties », de 0,5 an (minimum observé en 2007) à 3,8 ans (maximum observé en 2017) avec une moyenne de 2 ans, ce qui suggère une sur-estimation des entrées et/ou une sous-estimation des sorties. **En 2020, la différence entre « entrée » et « sortie » est inférieure à la moyenne de la chronique (soit 0,8 an, différence entre 10,2 ans et 9,4 ans)**. Dans le calcul du temps de résidence, les valeurs les plus incertaines sont celles de l'évapo-transpiration (qui intervient dans le calcul des sorties) mais aussi des précipitations (qui intervient dans le calcul des entrées) sur le lac qui peuvent être hétérogènes d'un endroit à un autre. L'évapo-transpiration est en effet un chiffre global à l'échelle de la Savoie alors que les précipitations correspondent au cumul annuel mesuré à la Station météo France de Voglans, située au sud du lac. Les volumes entrant et sortant sont comparativement relativement bien

connus. Au final, et en dépit d'incertitudes sur certains paramètres, il est possible d'estimer que **le temps moyen de résidence des eaux dans le lac du Bourget varie entre 9 et 11 ans.**

Année	Entrée	Sortie	Différence
2006	13,6	11,3	2,3
2007	9,1	8,6	0,5
2008	10,3	7,7	2,6
2009	16,1	12,8	3,3
2010	12,0	8,6	3,4
2011	15,2	13,0	2,2
2012	9,2	6,9	2,3
2013	7,1	5,8	1,3
2014	9,6	7,0	2,5
2015	10,6	8,2	2,5
2016	9,1	7,2	2,0
2017	14,8	11,0	3,8
2018	6,3	7,1	-0,8
2019	10,1	8,7	1,4
2020	10,2	9,4	0,8
<i>minimum</i>	6,3	5,8	-0,8
moyenne	10,9	8,9	2,0
<i>maximum</i>	16,1	13,0	3,8



Depuis 1981, les valeurs de transparence indiquent une **augmentation de la transparence annuelle moyenne** (qui est passée de 3,6 m en 1982 à plus de 8 m en 2015) et estivale (qui est passée de 2,9 m en 1981 à 7,5 m en 2010) indiquant sur le long terme une nette amélioration de la qualité des eaux. En **2020**, les valeurs de **transparences moyennes annuelle et estivale ont été respectivement de 7,3 et 3,8 m** (vs respectivement 6,7 m et 5,1 m en 2019, 5,5 m et 4,25 m en 2018, et 6,8 m et 6,6 m en 2017). Les dernières années avaient été marquées par l'absence d'une phase des eaux claires, ce que 2020 ne semble pas corroborer avec de fortes valeurs de transparence (~10 m au mois de mai).

Un des objectifs de la DCE était qu'en 2021 la concentration en P-PO₄ du lac du Bourget soit inférieure ou égale à 10 µg L⁻¹. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011 (avec 8 µg L⁻¹) et les années 2012 (avec 10 µg L⁻¹), 2013-2014 (avec 8 µg L⁻¹) et 2015 (6 µg L⁻¹) l'ont confirmé. Bien que plus élevé en 2016 avec 7-8 µg L⁻¹ le caractère oligo-mésotrophe (à la limite de l'oligotrophie) du lac a été confirmé en 2017 avec une concentration moyenne hivernale de PO₄ record <5 µg L⁻¹. Pour le phosphore total, la concentration moyenne hivernale avait été de 9 µg L⁻¹ (vs 12 µg L⁻¹ en 2016), soit la valeur la plus basse enregistrée sur la chronique. En 2018, ces valeurs étaient un peu reparties à la hausse avec 6 et 10 µgP L⁻¹ pour le PO₄ et le Ptot, respectivement, sûrement à mettre en lien avec les forts apports enregistrés cette année là. **Les valeurs de Ptot et PO₄ en 2020 ont été de 9,3 et 4,9 µg L⁻¹**, 2019 conservant donc le record avec les concentrations les plus basses jamais enregistrées au point B, soit 3 et 7 µg L⁻¹ pour le PO₄ et le Ptot, respectivement.

2020 est la **troisième année consécutive** où la **concentration moyenne annuelle en chlorophylle a** sur la couche d'eau supérieure 0-18 m a été **inférieure ou égale à 3 µg L⁻¹**, soit en l'occurrence 2,85 (2020), 2,95 (2019) et 2,9 (2018) µg L⁻¹; les années précédentes étant généralement aux alentours de 3,3 µg L⁻¹. La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle a est assez

hétérogène, mais la tendance à la baisse depuis le démarrage de la chronique à la fin des années 1980, reste hautement significative, étant passée de $\sim 8 \mu\text{g L}^{-1}$ en 1984 à $\sim 3\text{-}4 \mu\text{g L}^{-1}$ depuis 2010 (année qui avait vu « disparaître » la cyanobactérie filamenteuse toxique *P. rubescens*). **La valeur maximale de la concentration en chlorophylle *a* a aussi été parmi les plus basses enregistrées** depuis le début de la chronique, avec $5,4 \mu\text{g L}^{-1}$ (ex aequo avec l'année 2015).

Entre 2016 et 2017, la **biomasse phytoplanctonique** avait été réduite de presque moitié, passant de $2\,785$ à $1\,643 \mu\text{g L}^{-1}$. Cette valeur qui avait encore baissé en 2018 avec $1\,251 \mu\text{g L}^{-1}$ était remontée un petit peu en 2019 avec $1\,510 \mu\text{g L}^{-1}$. **En 2020, la biomasse du phytoplancton a de nouveau réduit avec $1\,323 \mu\text{g L}^{-1}$** . En 2020, la structure en taille du phytoplancton a révélé une augmentation significative de la proportion du picophytoplancton [e.g. les picocyanobactéries seulement]) avec 17,3% contre 30% pour le nano- et 52,7% pour le microphytoplancton. L'évolution observée des différentes espèces dominantes rend l'interprétation difficile car celles-ci sont typiques de milieux de qualité différente, allant de l'oligotrophie (avec des espèces comme *Dinobryon divergens*, *D. sp*) à méso-eutrophe (comme la diatomée *Fragilaria crotonensis*). L'analyse de la dynamique des groupes fonctionnels confirme toutefois **l'amélioration générale du niveau trophique du lac sur le long terme**, avec une proportion des taxons appartenant aux groupes fonctionnels indicateurs de milieux oligotrophes depuis 2009 qui reste relativement élevée. D'ailleurs, les **indices de Brettum (4,11) et l'IPLac (0,641) bien que plus faible en 2020 qu'en 2019 (4,4 et 0,735) confirment cette évolution positive** en restant parmi les plus élevés de la chronique.

Les **picocyanobactéries** constituent un compartiment biologique fortement dynamique pouvant atteindre de fortes concentrations. Depuis le début de la chronique, on observe une **augmentation faible mais significative de la biomasse de ce compartiment et de sa contribution à l'ensemble de la biomasse phytoplanctonique**. En 2020, on enregistre la plus haute proportion moyenne annuelle relative de ce groupe à l'ensemble en terme de biomasse (avec 17,3%). Ceci continue de suggérer le caractère bio-indicateur de ce compartiment en lien avec la réoligotrophisation du lac du Bourget et la relation négative avec la ressource phosphorée mais peut être aussi une réponse à l'augmentation des températures des eaux de surface au cours de la dernière décennie.

Si la **dynamique du zooplancton** a reproduit globalement celle des années précédentes, elle a été une nouvelle fois **remarquable en 2020 pour les abondances exceptionnelles observées en fin d'automne** (novembre et décembre). Les groupes les plus abondants ont été les calanoïdes et les copépodes. L'analyse des indices fonctionnels sur la période 2004-2020 a confirmé l'importance de la disponibilité des ressources nutritionnelles de bonne qualité (Diatomées et Chrysophycées) pour le **maintien de l'efficience trophique au sein du réseau pélagique**. La disponibilité de ressources adéquates a permis aux consommateurs d'effectuer **un lien trophique efficace** vers les niveaux supérieurs et conduit vers une amélioration des caractéristiques fonctionnelles de la communauté zooplanctonique. Une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques nécessiterait une intégration plus explicite de la prédation par les poissons, en mettant en place des approches dédiées, notamment expérimentales.

La diversité piscicole du lac apparaît comme globalement stable, même si certaines espèces difficilement capturables comme la **blennie fluviatile** ou peu abondantes comme la **vandoise** et la **lotte** n'ont pas été capturées en 2020. Un fait majeur de 2020 est la poursuite de la hausse des densités acoustiques pour le **corégone (lavaret)**, confirmé par des rendements numériques hauts des captures notamment par les filets pélagiques. D'après les campagnes scientifiques, la diminution de la population de lavaret observée jusqu'en 2017 n'est plus avérée et pourrait indiquer une nouvelle hausse possible du stock en 2021. Toutefois, une diminution de la croissance individuelle des lavarets a été mise en évidence ces 10 dernières années. La **perche** est à des niveaux moyens, autant vu par l'acoustique que par les pêches aux filets, mais dont les fluctuations interannuelles sont très marquées. La population de **gardon** est détecté à un niveau moyennement élevé dans les pêches scientifiques avec une bimodalité observée, possiblement pour les mêmes raisons que la perche. La population de **sandre** semble stagner ou est en légère régression. Le nombre de **brochets** capturés reste stable. La population de **grémille** a fortement augmenté par rapport à 2019. L'**omble chevalier** semble se maintenir à un niveau satisfaisant qui reste dépendant des quantités d'alevins déversées 3 ans auparavant. Capturé pour la cinquième année consécutive dans les pêches scientifiques, le **silure** est désormais bien installé dans le lac. Le rendement de pêche numérique global observé en 2020 est à un niveau moyennement haut. Le rendement pondéral se situe dans des valeurs hautes, influencé par des captures de silures et de gros rotengles. Cependant, la structure de la communauté a montré des évolutions, avec des changements d'abondances des populations face aux changements de l'état de l'écosystème. **Les principaux résultats pour l'année 2020** sont donc i) des niveaux historiques d'abondance de jeunes corégonnes estimés par hydroacoustique, et des niveaux élevés par les pêches aux filets, poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une bonne qualité des eaux ; ii) des perches et des gardons de l'année de grandes tailles détectés par hydroacoustique et par pêche aux filets, à mettre possiblement en lien avec un printemps très doux ; iii) une absence de détection des écrevisses pour la première année et la confirmation de l'absence de sandre depuis 2019 iv) un silure bien implanté.

Enfin, au niveau sanitaire, concernant l'usage relatif à **l'alimentation en eau potable** issue du lac, **aucun dépassement de norme n'a été constaté en 2020**. Pour autant, des traces de pesticides ont encore été détectées ici et là, leurs concentrations cumulées ne dépassant toutefois pas la limite autorisée de 50 ng L⁻¹. Concernant les zones de baignade, 10 sites ont été suivis révélant *in fine* le classement de **6 plages en qualité excellente et 4 en qualité bonne** (i.e. Les Mottets au sud du lac, la plage du camping l'île aux cygnes, la plage du Lido et la plage municipale d'Aix-les-Bains) soit une légère dégradation par rapport à 2018 et 2019. Comme à chaque fois, le déclassement est généralement associé à une seule date (sur les 6 campagnes de mesure faites tout au long de l'été) et surtout été lié à la détection de la bactérie *E. coli*, exception faite de la plage du camping où il s'est agi surtout de streptocoques fécaux.



STRATÉGIE D'ÉCHANTILLONNAGE & TABLEAU DE BORD

I. Méthodes de prélèvement et d'analyse

Le site de prélèvement choisi pour le suivi écologique du lac est le point B (E 5° 51' 35,7", N 45° 44' 49,7"), situé au centre du lac avec une profondeur maximale de 147 m. Cette station, dite de référence, est située loin des principaux tributaires (Leysse et Sierroz) et se veut représentative de la partie pélagique du lac. Les campagnes ont eu lieu 2 fois par mois (exception faite de janvier, février, mars, novembre et décembre examinés une seule fois ; avril n'ayant pas été prélevé), soit 17 campagnes en 2020. Comme indiqué dans le tableau I ci-dessous, les analyses ainsi que les profondeurs prélevées sont alternées selon les campagnes :

- Le premier type de campagnes comporte 6 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m et 50 m), sur lesquelles sont effectuées des analyses complètes (pH ; conductivité EC ; titre alcalimétrique complet TAC ; oxygène dissous O₂ ; azote ammoniacal NH₄⁺ ; azote nitrique NO₃⁻ ; azote total N_{tot} ; carbone organique total COT ; orthophosphate PO₄³⁻ ; phosphore total P_{tot} ; silice réactive SiO₂ ; sulfate SO₄²⁻ ; chlorure Cl⁻ ; chlorophylle *a*) et auxquelles sont rajoutées une fois par an les cations majeurs (Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺).
- Le second type de campagne comporte 10 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 50 m, 80 m, 110 m, 130 m et 140 m), sur lesquelles sont effectuées les mêmes analyses, auxquelles sont rajoutées 2 fois par an les analyses pour la balance ionique (Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺).
- A ces profondeurs, il faut rajouter un prélèvement d'eau intégrée 0-18 m pour l'analyse de la chlorophylle *a* et du phytoplancton sans oublier le prélèvement au filet du zooplancton entre la surface et 50 m de profondeur.

Les prélèvements aux profondeurs discrètes sont réalisés selon des techniques uniformisées, à l'aide de bouteilles cylindriques de type NISKIN. Les échantillons sont analysés par le laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRAE - UMR CARTELE - Thonon-les-Bains) selon les méthodes normalisées décrites dans le Tableau I ci-dessous.

Des profils verticaux de température et d'oxygène dissous ont été réalisés à l'aide d'une sonde multi-paramètres immergeable avec une fréquence plus importante que celle des campagnes de prélèvement. L'analyse du paramètre oxygène dissous en laboratoire selon la méthode de Winkler a pour objectif de valider les données de la sonde. De même, des profils verticaux de fluorescence ont été effectués avec une sonde de fluorescence multicanaux BBE (Fluoroprobe) afin de déterminer la « composition algale » de la colonne d'eau.

La profondeur de la transparence est mesurée à l'aide d'un disque de SECCHI. Depuis 2017, seul le disque de Secchi normalisé blanc-noir de 20 cm est utilisé pour la mesure de la transparence.

Au total, 17 profils de sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2020.

Tableau I Méthodes d'analyses physico-chimiques

Paramètres	Méthodes	Normes
pH	Électrométrie - pH corrigé à 25°C	NF T 90 008
EC	Correction de température automatique à 25°C	ISO 7888 / NF EN 27888 / T 90 031
TAC	Titration	NF EN ISO 9963-1 / T 90 036
O ₂ dissous	Iodométrie - Méthode de Winkler	NF EN 25813 / T 90 141
NH ₄ ⁺	Colorimétrie selon la méthode au bleu d'indophénol	NF T 90 015-2
NO ₃ ⁻	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / NF T 90 042-1
N _{tot}	Chimiluminescence	NF EN 12260 / T 90 060
COT	Minéralisation au persulfate à 80°C et détection IR	ISO 8245 / NF EN 1484 / T 90 102
PO ₄ ³⁻	Colorimétrie selon la méthode de Murphy et Riley	NF EN ISO 6878 / T 90 023
P _{tot}	Minéralisation en PO ₄ ³⁻ au peroxydisulfate en milieu acide	NF EN ISO 6878 / T 90 023
SiO ₂	Colorimétrie en analyse séquentielle	NF T 90 007
SO ₄ ²⁻	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / NF T 90 042-1
Cl ⁻	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / NF T 90 042-1
Ca ²⁺	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF EN ISO 7980 / T 90 005
Mg ²⁺	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF EN ISO 7980 / T 90 005
Na ⁺	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF T 90 020
K ⁺	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF T 90 020
Chlorophylle a	Filtration et extraction selon la méthode de Lorenzen	NF T 90 117

Le Tableau II ci-dessous récapitule le nombre d'échantillons et/ou de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. 166 échantillons prélevés ont été analysés par le laboratoire de chimie pendant l'année 2020.

Tableau II Récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2020

Méthode		paramètres	Nombre
Prélèvements à profondeurs discrètes avec bouteille fermante type NISKIN	Chimie	PO ₄ ³⁻ , P _{tot} , NO ₃ ⁻ , N _{tot} , NH ₄ ⁺ , COT, SiO ₂ , TAC, SO ₄ ²⁻ , Cl ⁻ , O ₂	166
	Balance ionique	Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺	20
	Cytométrie en flux	abondance	119
	Cyanobactérie	abondance	102
Prélèvement intégré 0 - 18 m avec « cloche Pelletier »	phytoplancton	chlorophylle a	17
	phytoplancton	abondance - diversité	17
Prélèvement intégré 0 - 50 m avec filet de maille 212 µm	zooplancton	abondance - diversité	17
Profils sondes	SBE 19 + (T°C, O ₂)		17
	BBE (fluo)	Répartition verticale biomasse algale	17
Disque de Secchi		transparence	17

Le Tableau III ci-dessous précise la répartition des dates des 17 campagnes effectuées au cours de l'année 2020.

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2020

Date	Profil T°C - O ₂	profil fluo	Transp. Secchi	Chl a	Prélèvement NISKIN physico chimie, cyto, cyano									
	SBE 19+	BBE												
Prof.				0 - 18 m	2	10	15	20	30	50	80	110	130	140
16/01/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
12/02/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
03/03/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
04/05/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
27/05/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X
11/06/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X
23/06/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
08/07/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X
21/07/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
06/08/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X
18/08/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
08/09/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X
29/09/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
14/10/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X
26/10/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
24/11/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				X
08/12/2020	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
total	17	17	17	17	17	17	17	17	17	17	10	10	10	17

Tableau III bis

Date	Phytoplancton	Zooplancton
	IWS	filet
Prof	0 - 18 m	0 - 50 m
16/01/2020	X	X
12/02/2020	X	X
03/03/2020	X	X
04/05/2020	X	X
27/05/2020	X	X
11/06/2020	X	X
23/06/2020	X	X
08/07/2020	X	X
21/07/2020	X	X
06/08/2020	X	X
18/08/2020	X	X
08/09/2020	X	X
29/09/2020	X	X
14/10/2020	X	X
26/10/2020	X	X
24/11/2020	X	X
08/12/2020	X	X
total	17	17

II. Tableau de bord

Le tableau de bord permet de comprendre et de visualiser rapidement l'évolution de plusieurs indicateurs scientifiques clés qui renseignent sur la qualité de l'eau et des milieux aquatiques. Résumée sur les pages suivantes et grâce à des figures simples et explicites, voici l'évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget eu regard des principaux paramètres reconnus pertinents pour décrire l'évolution de son état de santé et ce vers quoi il doit tendre. Ce tableau de bord des principaux paramètres limnologiques d'état de l'écosystème « lac du Bourget » est publié sur le site du CISALB. Il est redonné ici pour rappel.

Les codes couleur de la DCE sont les suivants :

- pour la chlorophylle *a* moyenne estivale :
 - limite très bon / bon état : 2,1 µg L⁻¹
 - limite bon / moyen état : 3,8 µg L⁻¹
 - limite moyen / médiocre état : 9,9 µg L⁻¹
 - limite médiocre / mauvais état: 17,6 µg L⁻¹
- pour le Phosphore total maximal annuel ou moyenne hivernale (si mélange complet des eaux) sur 2,5 fois secchi (ce qui n'est pas fait ici – moyenne sur plusieurs profondeurs discrètes) :
 - limite très bon / bon état : 0,015 mg L⁻¹
 - limite bon / moyen état : 0,03 mg L⁻¹
 - limite moyen / médiocre état : 0,06 mg L⁻¹
 - limite médiocre / mauvais état: 0,1 mg L⁻¹

- pour la transparence moyenne estivale :

limite très bon / bon état : 5 m

limite bon / moyen état : 3,5 m

limite moyen / médiocre état : 2 m

limite médiocre / mauvais état: 0,8 m

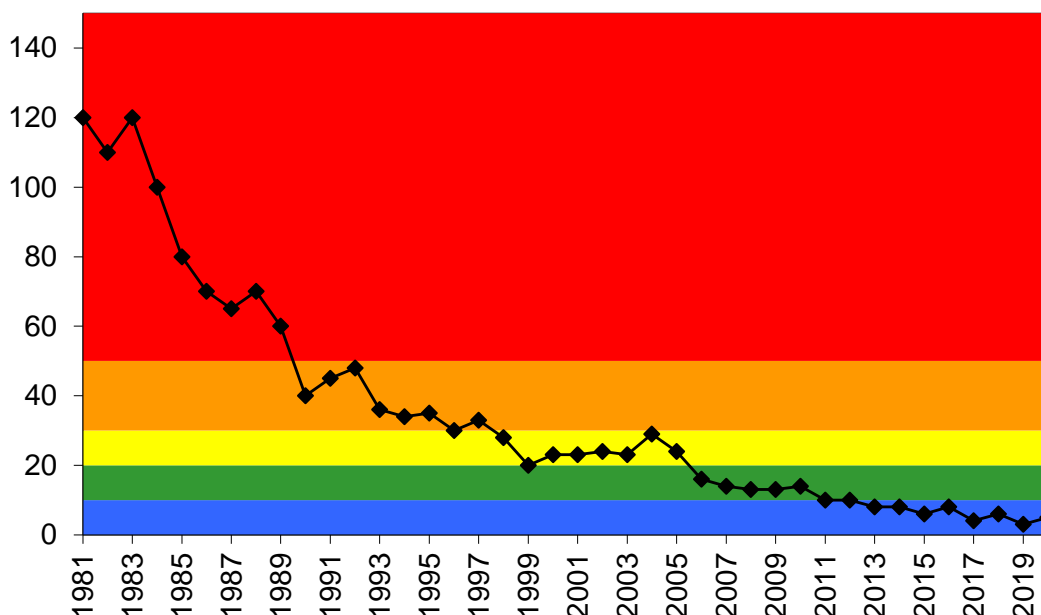
Le bilan d'oxygène (non montré ci-dessous mais plus loin dans le chapitre consacré à la chimie) fait parti des critères (désoxygénation de l'hypolimnion) en % de désoxygénation entre la surface et le fond pendant la période estivale.

Le lecteur intéressé trouvera plus d'informations dans le guide technique "Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole" datant de mars 2009, document de 74 pages publié par le Ministère chargé de l'écologie (http://www.eaufrance.fr/spip.php?rubrique188&id_article=782).

II.1. Le phosphore

Il s'agit en l'occurrence de la concentration des phosphates mesurée au moment du brassage hivernal du lac, quand la température est assez homogène le long de la colonne d'eau. Cet indicateur renseigne sur la quantité du facteur limitant et de maîtrise de la croissance phytoplanctonique au sein de l'écosystème lac. L'objectif qui a été affiché à l'horizon 2021 est que la concentration en P-PO₄ soit au maximum de 10 µg L⁻¹. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011. Elle était de ~10 µg L⁻¹ en 2012, ~8,5 µg L⁻¹ en 2013, ~7,2 µg L⁻¹ en 2014, ~6 µg L⁻¹ en 2015, ~8,6 µg L⁻¹ en 2016, ~4,1 µg L⁻¹ en 2017, ~6 µg L⁻¹ en 2018, 3 µg L⁻¹ en 2019 (soit la plus faible valeur jamais observée) et **~5 µg L⁻¹ en 2020**.

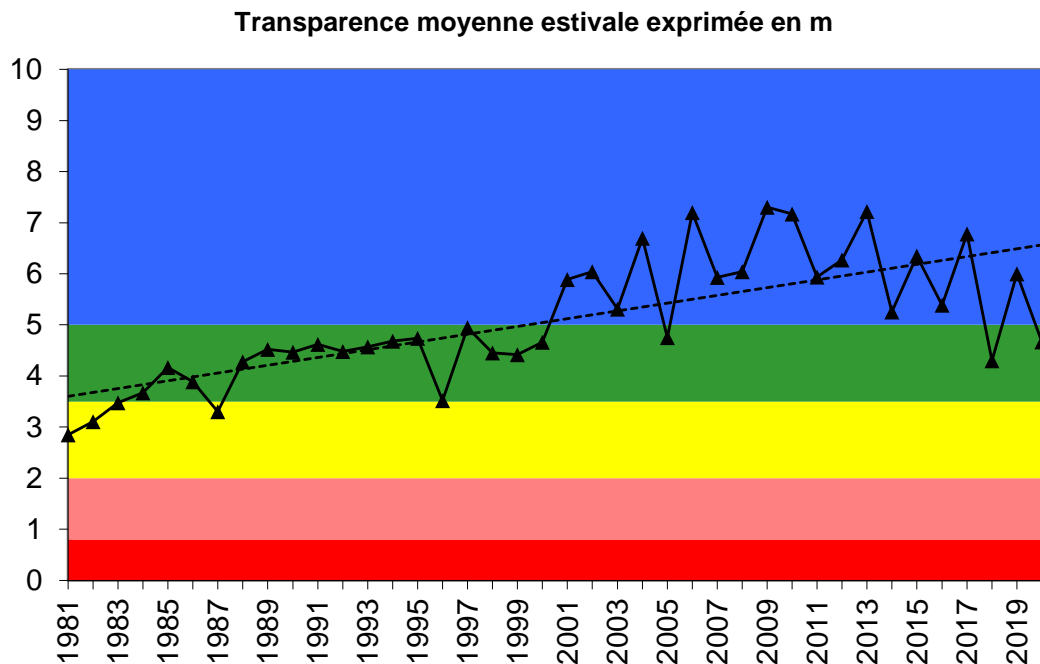
Concentrations en orthophosphates exprimée en µg P L⁻¹



II.2. La transparence

Le paramètre initialement retenu était la transparence minimale annuelle (généralement printanière ou estivale). Cet indicateur renseigne indirectement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique et des matières en suspension dans la tranche d'eau proche de la surface. L'objectif qui a été affiché pour 2021 est que la transparence minimale soit supérieure à 5 m. En 2004, date à laquelle la valeur maximale pour la transparence minimale a été enregistrée, ce paramètre était de 4,2 m. En 2012, cette valeur était de 3,4 m.

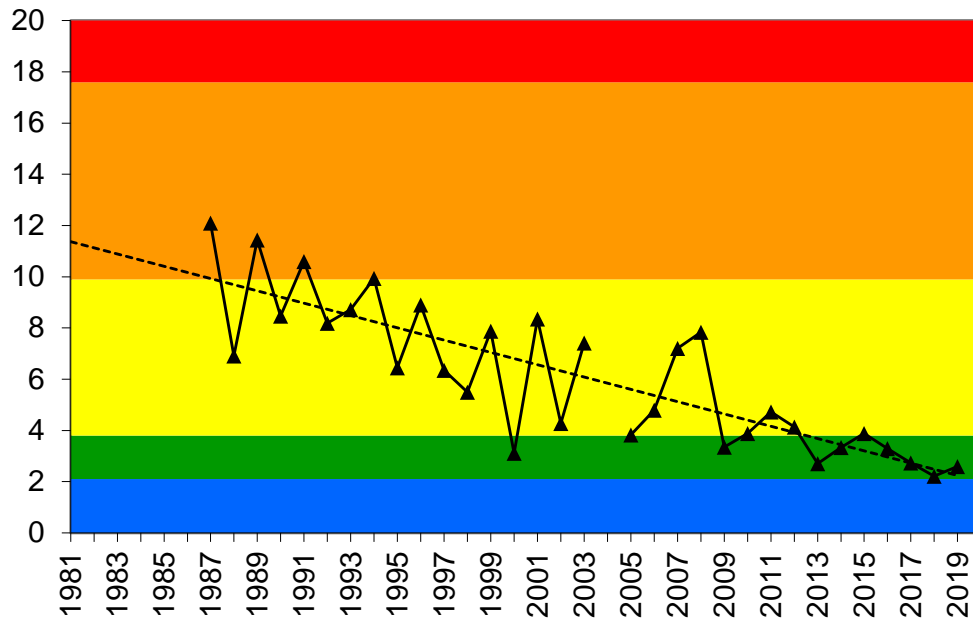
En 2013, la valeur minimale de transparence était de 2,8 et ce en dépit d'une baisse très importante de la biomasse phytoplanctonique annuelle, la « disparition » des cyanobactéries toxiques nuisibles (e.g. *Planktothrix rubescens*) depuis 2010, etc... En 2014, la transparence minimale était de 2 m, en 2015 de 4,1 m, en 2016 de 2,1 m, en 2017 de 4,4 m, en 2018 de 1,9 m et en 2019 de 3,4 m. **En 2020, la transparence minimale mesurée a également été de 3,4 m.** Il apparaît très clairement que ce paramètre n'est pas très objectif et il semble plus judicieux de proposer et présenter une valeur moyenne estivale (comme ci-dessous) et/ou annuelle, car une seule valeur déclassante comme celle proposée par la valeur minimale ne peut être un bon indice de qualité, ne tenant pas compte en plus de ce qui en est responsable (i.e. du phytoplancton de bonne qualité par exemple).



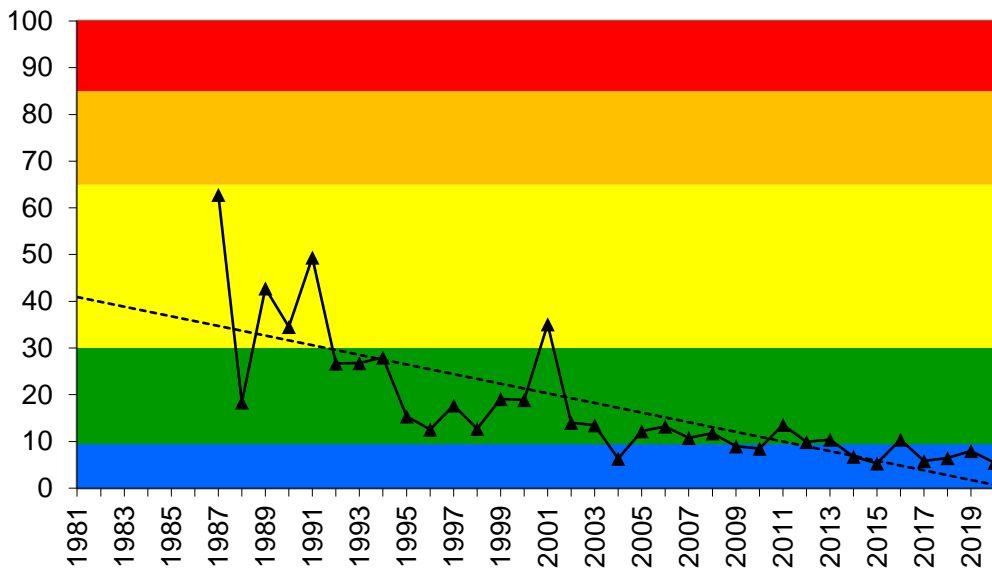
II.3. La chlorophylle *a*

Le paramètre retenu est la concentration annuelle maximale atteinte par ce paramètre. Cet indicateur renseigne directement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique. L'objectif à l'horizon 2021 est que la concentration maximale annuelle soit de $4 \mu\text{g L}^{-1}$. En 2007, le curseur indiquait la valeur 10,7 contre 9,9 en 2012 et 10,5 en 2013. En 2014, la concentration annuelle maximale en chlorophylle était de $6,8 \mu\text{g L}^{-1}$. Elle était de $5,3 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2015 pour atteindre $10,4 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2016. En 2018, la concentration annuelle maximale en chlorophylle *a* était $6,4 \mu\text{g L}^{-1}$, contre $5,8 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2017, pour de nouveau réaugmenter en 2019 à hauteur de $8 \mu\text{g L}^{-1}$. **En 2020, cette valeur est restée relativement faible avec $5,4 \mu\text{g L}^{-1}$.** Comme pour la transparence, une valeur moyenne et maximale estivale ou moyenne annuelle semble plus pertinente. En effet, comme pour la transparence, une seule valeur déclassante (à un seul moment de l'année) ne peut être un bon indice de qualité. De plus, elle ne tient pas compte de ce qui en est responsable, le phytoplancton, qui peut être de bonne qualité. On note toutefois une tendance marquée à la baisse tout au long de la chronique.

Concentration moyenne estivale exprimée en $\mu\text{g L}^{-1}$



Concentration maximale annuelle exprimée en $\mu\text{g L}^{-1}$



SUIVI DE LA QUALITÉ DES EAUX DES TRIBUTAIRES DU LAC DU BOURGET ET DES APPORTS AU LAC

I. Introduction

Depuis 1975, d'importants travaux d'assainissement ont été réalisés sur le bassin versant pour enrayer le processus d'eutrophisation du lac du Bourget. Pour évaluer l'incidence de ce vaste chantier de restauration lacustre, les collectivités ont mis en place en 1980 un suivi physico-chimique des eaux du lac. Au terme de 40 ans de suivi, l'état du lac n'a cessé de s'améliorer.

Depuis 2002 - année de signature du premier contrat de bassin versant du lac du Bourget – de nouvelles actions de dépollution ont été engagées, avec pour objectif d'étendre la restauration de la qualité de l'eau aux rivières. Pour mesurer les bénéfices de ces actions, le CISALB s'est doté de deux stations de mesures en semi-continu : une positionnée sur la Leysse (mise en service en juin 2003) et l'autre sur le Sierroz (octobre 2003), ces deux rivières drainant plus de 70% du bassin versant du lac.

Ce suivi en semi-continu a un double objectif :

- estimer les apports et les sorties en nutriments au lac (notamment en phosphate et nitrate) ;
- évaluer l'effet des actions de dépollution sur la qualité des rivières et orienter les politiques futures de dépollution.

Le présent chapitre présente les résultats de ce suivi pour l'année 2019, à partir des données obtenues au moyen de stations de mesures équipées d'un préleveur automatique et de sondes mesurant en continu la conductivité, l'oxygène dissous et la température. Sur chaque échantillon prélevé, la concentration des éléments suivants a été mesurée comme indiqué ci-dessous.

Paramètres		Unités	Seuil de détection
Orthophosphates	PO ₄	mg/l de P	0,005
phosphore total	Ptot	mg/l de P	0,005
nitrate	NO ₃	mg/l de NO ₃	0,5
Ammonium	NH ₄	mg/l de NH ₄	0,02
carbone Organique Dissous	COD	mg/l de C	1
carbone Organique Total	COT	mg/l de C	1
matière en suspension	MEST	mg/l	0,5
azote kjeldahl	NKT	mg/l de N	0,2

Il est à noter que le seuil de détection du phosphore total était de 0,02 mg L⁻¹ jusqu'à fin 2006 et de 0,01 jusqu'à fin 2009. Le seuil de détection du PO₄ est exprimé en mg L⁻¹ de P et a été divisé par 2 depuis 2010.

II. Météorologie

Les données exploitées ci-après proviennent de la station Météo France de Voglans (cf. le plan de situation géographique présenté ci-dessous).

Carte de situation des stations de mesure



Avec 12,93 °C de température moyenne, l'année 2020 a été la deuxième année la plus chaude depuis 1974 après 2018. L'écart à la moyenne interannuelle 1974-2020 (11,54 °C) est de 1,39 °C soit +11% environ.

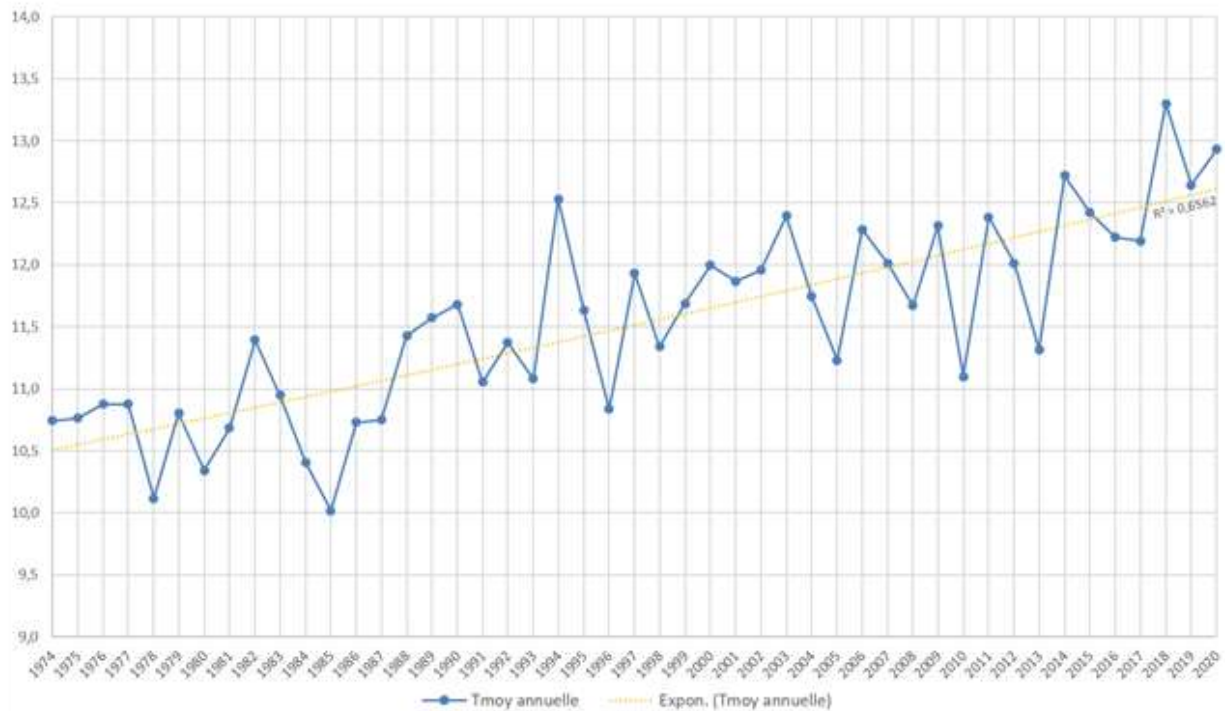


Figure 1 Evolution de la moyenne annuelle des températures de l'air entre de 1974 et 2020

A l'exception des mois de juin et d'octobre légèrement plus froids que leur moyenne mensuelle (1974-2020) avec respectivement des déficits de -1 et -5%, l'année 2020 a présenté des températures mensuelles excédentaires (entre +9% pour les mois d'août et septembre et +43 et +85% pour les mois de janvier et février)(Figure 2).

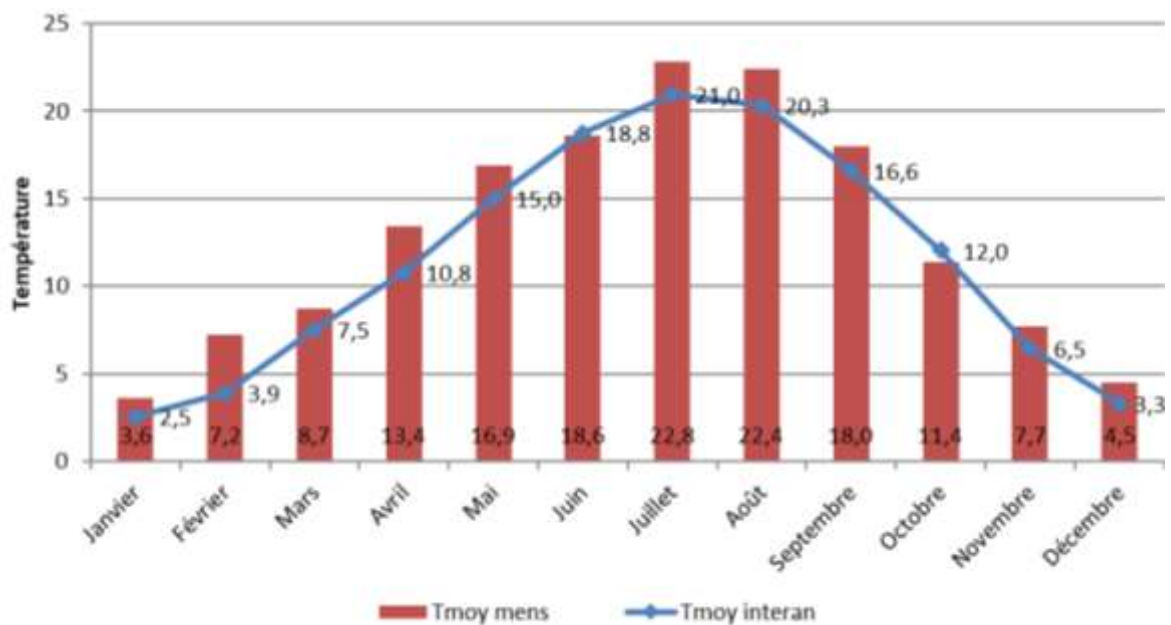


Figure 2 Evolution de la moyenne mensuelle des températures de l'air entre 1974 et 2020

Avec un cumul de hauteur d'eau de **1 031 mm**, l'année 2020 a été moins pluvieuse que de la moyenne interannuelle (1 239 mm)(Figure 3).

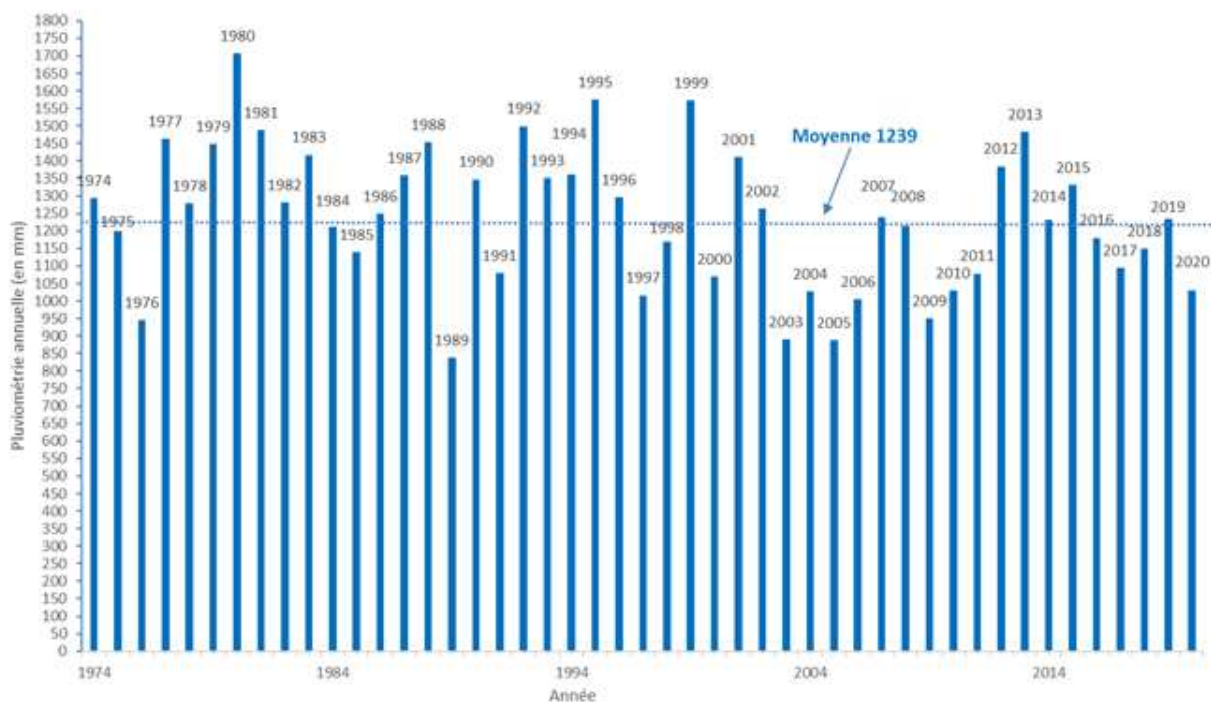


Figure 3 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2020

Avec 7 mois déficitaires et 5 excédentaires, les précipitations mensuelles ont été hétérogènes sur l'année 2020 (Figure 4) :

- les mois de janvier, avril, juillet, septembre, novembre ont été déficitaires en eau, le déficit moyen s'établissant à -48 % avec trois pics de -89% et deux de -72% (respectivement en juillet, septembre et novembre) ;
- les 5 autres mois ont été excédentaires, l'excédent moyen étant de +27 % avec un maximum de +54 % pour le mois de juin.

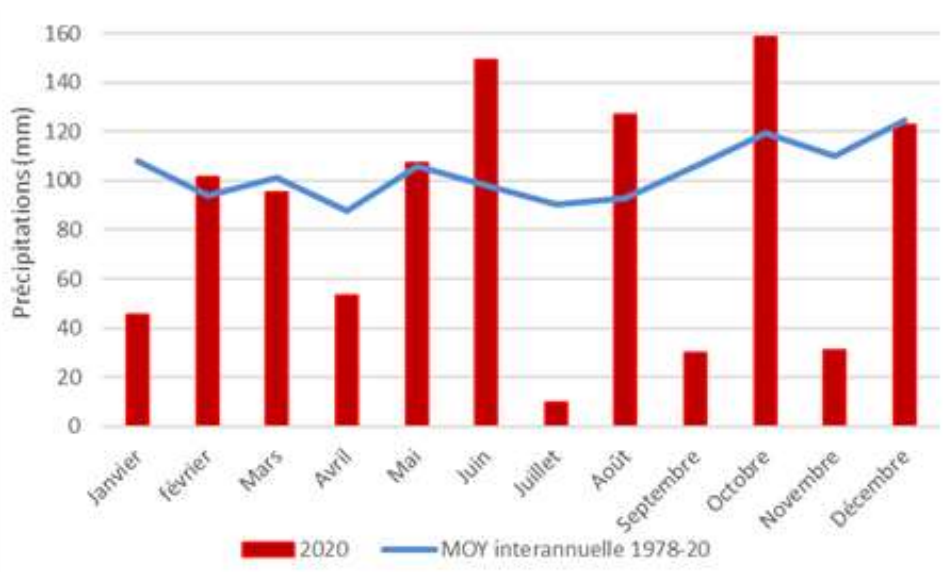
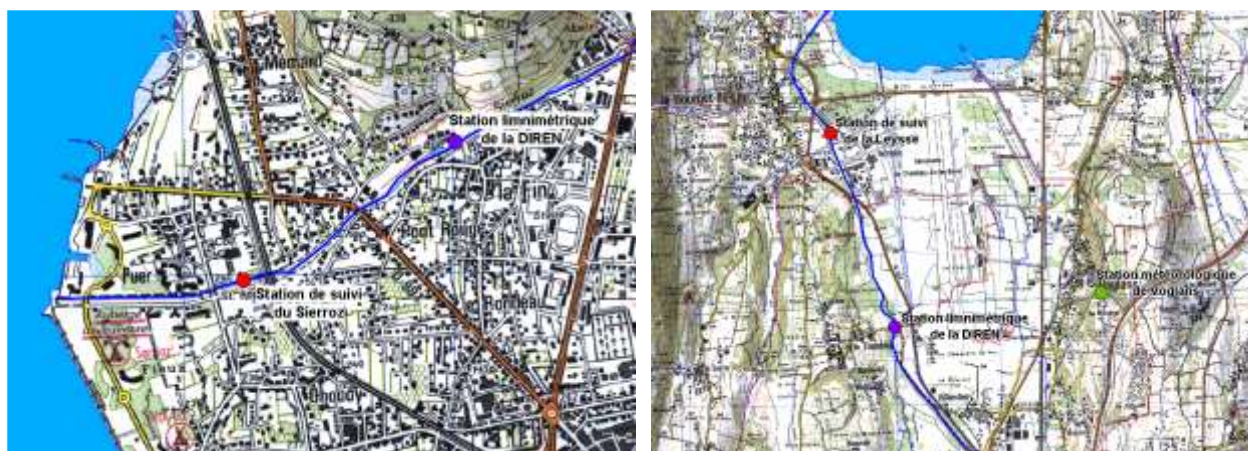


Figure 4 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2020

III. Données hydrologiques

La localisation des stations de mesures de suivi et des stations limnimétriques de la DREAL est présentée sur les cartes suivantes.



Sur le Sierroz, la station de suivi et la station limnimétrique contrôlent un bassin versant identique ($\sim 133 \text{ Km}^2$). Les débits fournis par la DREAL sont par conséquent exploitables en l'état pour l'estimation des flux.

Sur la Leysse, les stations contrôlent des bassins versant différents : 280 Km^2 à la station limnimétrique du Tremblay et 296 Km^2 à la station de suivi. Cette différence de superficie est due au Nant-Varon qui conflue avec la Leysse entre les deux stations. La sous-estimation qui en découle sur le débit à prendre en compte dans le calcul des flux pourrait être estimée à 5,4%, si l'on raisonne sur le rapport des superficies.

Toutefois, en l'absence de données précises sur l'hydrologie du Nant-Varon - notamment en période de crues, le principe retenu est de ne pas appliquer un coefficient correcteur arbitraire sur les débits de la station du Tremblay et de considérer que cette infime sous-estimation des flux n'est pas de nature à compromettre l'exploitation des résultats.

Le tableau suivant rappelle les modules, débits d'étiage et débits biennaux des deux rivières.

Tableau I Modules, débits d'étiage et débits biennaux de la Leysse et du Sierroz (source DREAL)

		Leysse (280 Km ²)	Sierroz (133 Km ²)
débit biennal	m ³ /s	100	47
module	m ³ /s	6,2	2,42
Q_{mna5}	m ³ /s	0,68	0,22

III.1. Hydrologie de la Leysse en 2020

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi de la DREAL donne un aperçu réel de l'hydrologie de la Leysse durant l'année 2020. La Figure 5 appelle plusieurs constats :

- Les crues de 2020 ont été hétérogènes au cours de l'année. Les débits de pointe les plus élevés ont été enregistrés sur la période février et mars :

- $76 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ le 3 février (cette crue faisant suite à un temps sec de 14 jours) ;
 - $106 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ le 2 mars suivis de $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ le 5 mars ;
 - une dynamique de variation journalière de mi-mars à mi-avril en lien avec la fonte du manteau neigeux ;
 - des crues faibles du 1^{er} mai au 19 juin avec des pointes de 12 à $30 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$;
 - un temps sec de fin juin à fin septembre de 93 jours consécutifs ponctués de 3 crues faiblement représentatives (moyenne de $11 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$),
 - des crues moyennes de $36 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de fin-septembre à fin décembre avec un maximum de $52 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.
- Le volume transité en 2020 a été de 185 Mm^3 pour un débit moyen de $5,86 \text{ m}^3/\text{s}$.
 - Le débit a été inférieur au module durant 240 jours soit 65,8% du temps et inférieur au Q_{mna5} pendant 58 jours.
 - Le débit a été inférieur au débit minimum biologique ($0,6 \text{ m}^3/\text{s}$) pendant 48 jours.

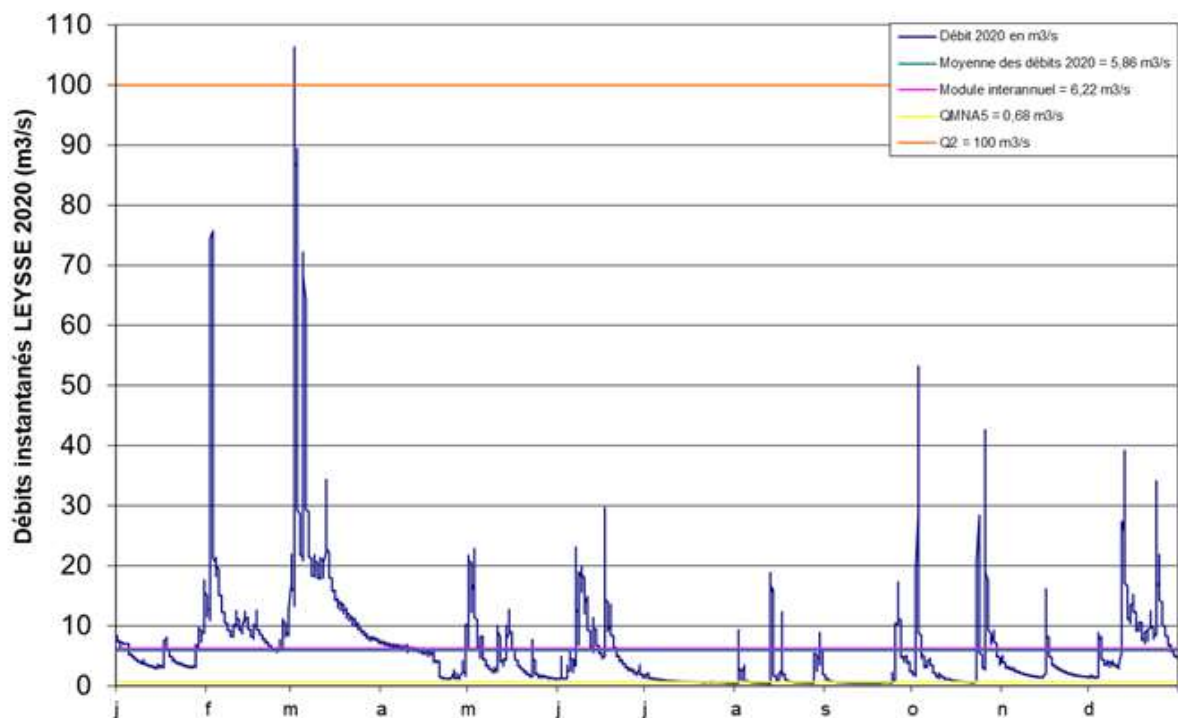


Figure 5 Chronologie des débits sur la Leyse en 2020 (source DREAL & CISALB)

III.2. Hydrologie du Sierroz en 2020

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2020 (Figure 6). L'année 2020 correspond à une répartition hydrologique très hétérogène. On peut constater :

- $12,5 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ le 20 février qui succèdent à un temps sec de 42 jours ;
- $49,8 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ le 20 mars, correspondant à la crue majoritaire de 2020 ;
- un temps sec de 48 jours de mi-mars à fin avril ;
- une fluctuation sur la période de mi-mai à mi-juin (moyenne de crues de $4,1 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) ;

- une période sèche du 20 juin au 20 octobre ;
- des crues moyennes de $10,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ de fin-septembre à fin décembre avec un maximum de $22 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Le volume transité en 2020 a été de $56,4 \text{ Mm}^3$ pour un débit moyen de $1,79 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

- Le débit a été inférieur au module durant 290 jours soit 79,5% du temps et inférieur au Q_{mna5} durant 8 jours soit 8,4 % du temps.
- Le débit a été inférieur au débit minimum biologique ($0,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) durant 7 jours soit 8,2% du temps (vs 13,3 % en 2019).

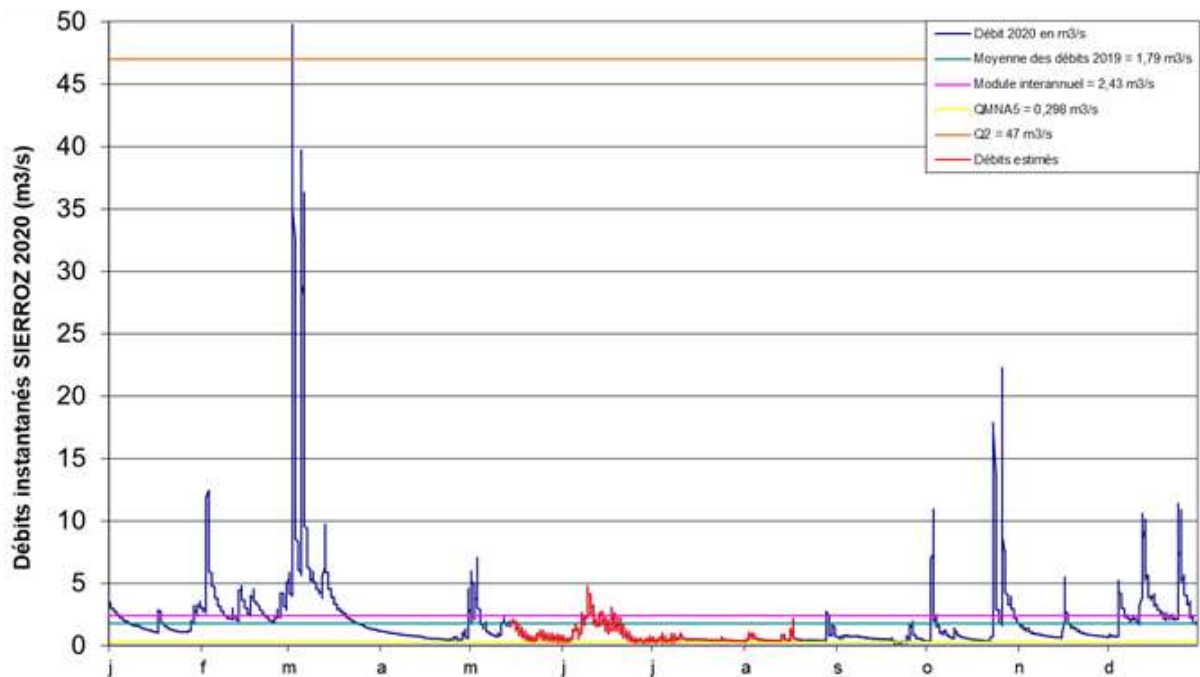


Figure 6 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2020 (source DREAL & CISALB). En raison de travaux réalisés sur la station DREAL, la section rouge de la courbe de débit correspond à une estimation basée sur les valeurs de hauteur d'eau

III.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré sur la Leyse et le Sierroz en 2020 a été déficitaire de 32 Mm^3 mesurés pour 273 Mm^3 théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières en pointillé) soit 11,7 % (Figure 7). Le Sierroz est à l'origine de 65% du déficit avec 21 Mm^3 manquant (56 Mm^3 contre 77 théoriques).

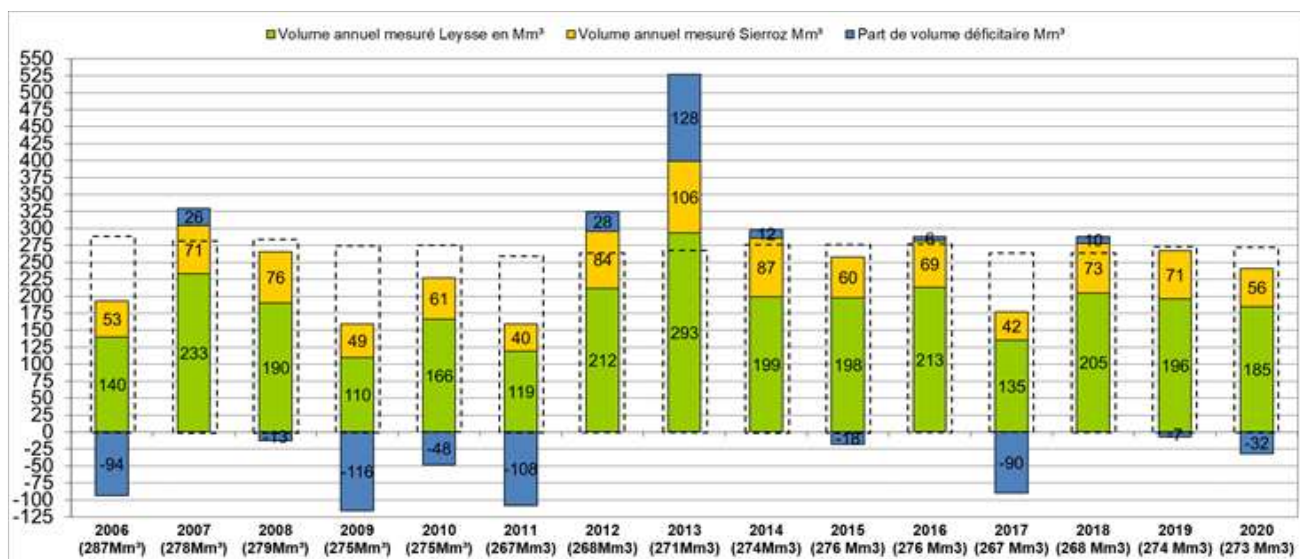


Figure 7 Bilan des apports Leysse+Sierroz pour la période 2006-2020

IV. Evolution des concentrations tous régimes confondus

La Figure 8 ci-dessous présente l'évolution des concentrations moyennes annuelles tous régimes confondus pondérées par le volume.

De façon générale, les concentrations en éléments phosphorés ont toujours été plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse.

Depuis les 5 dernières années la concentration en Ptot se stabilise sur la Leysse avec une concentration moyenne de 0,07 mg L⁻¹.

Dans le Sierroz, la concentration en Ptot a été de 0,154 mg L⁻¹, équivalente à 2017 et dans les valeurs moyennes de la chronique 2008-20 (en baisse par rapport aux valeurs hautes des années 2013-15 mais encore supérieure aux concentrations de la période 2008-10).

Après une chute observée entre 2004 et 2007, les concentrations en PO₄ sur la Leysse, sont depuis relativement stables et comprises entre 0,007 et 0,01 mg L⁻¹. Après une période stable durant les années 2008-14, les concentrations en PO₄ sur le Sierroz sont en hausse continues avec 0,043 mg/l en 2020 (0,030 en 2018 et 0,035 en 2019).

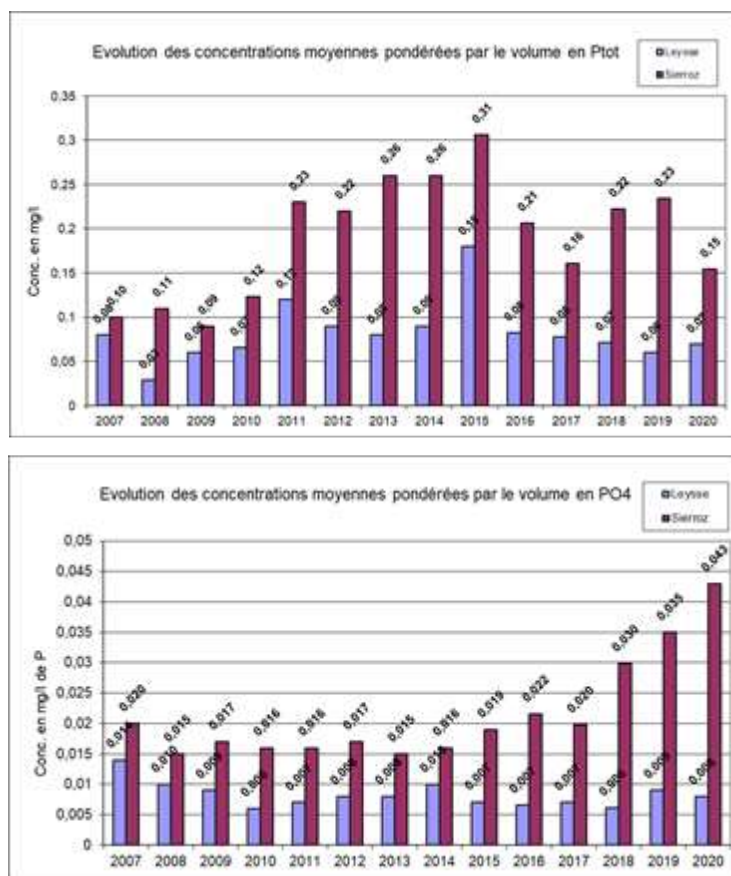


Figure 8 Evolution de 2007 à 2020 des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO₄

Les concentrations en NKT ont présenté (Figure 9) une évolution différente selon le cours d'eau considéré. La Laysse montrait une concentration en NKT dans la moyenne des 5 dernières années et dans la moyenne interannuelle avec 0,49 mg L⁻¹.

Après une augmentation en 2019 de 1,75 mg/l, le Sierroz obtient 1,05 mg L⁻¹, valeur équivalente à la moyenne de 2013-18 (1,14 mg L⁻¹).

La concentration moyenne pondérée du Sierroz a été 2 fois supérieure à celle de la Laysse en 2020 (3 fois supérieurs en 2019). Seules les années 2009-11 présentaient des concentrations moyennes pondérées proches de celles de la Laysse.

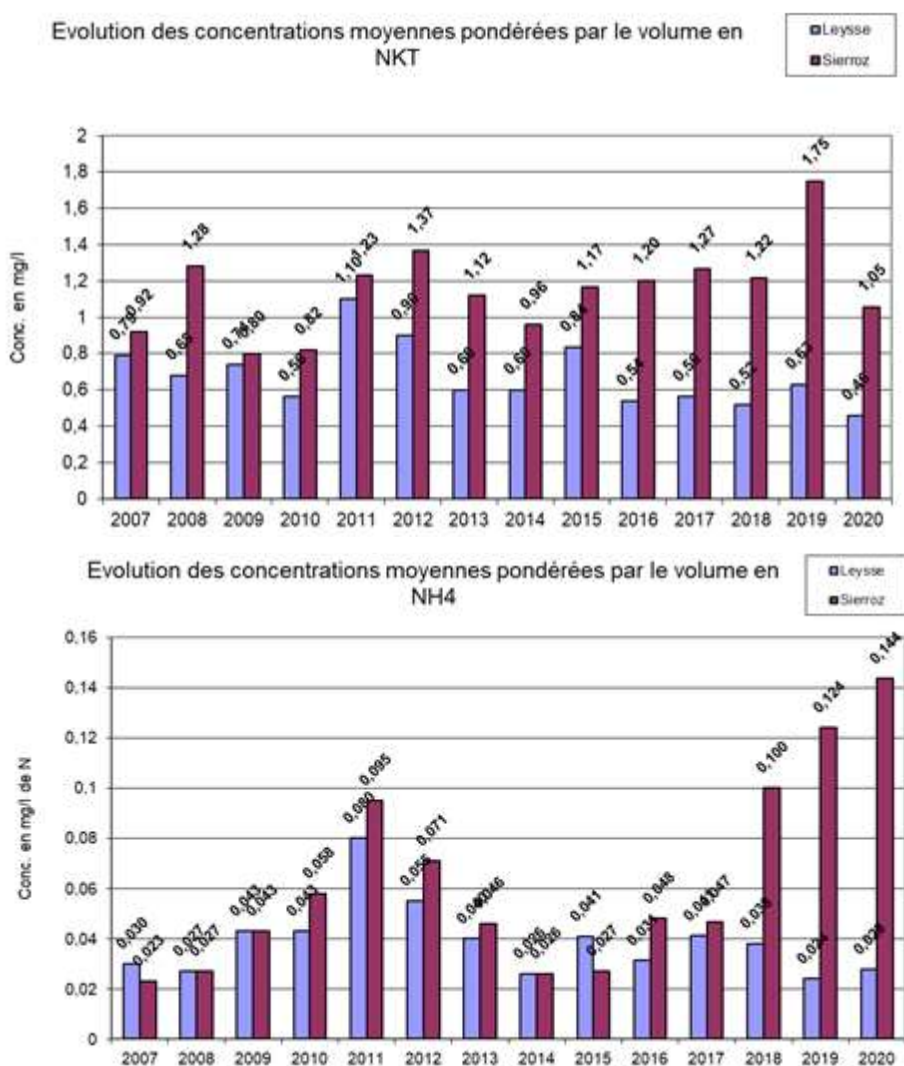
L'évolution interannuelle des concentrations en NH₄ a été différente entre la Laysse et le Sierroz :

- Hausse de 2008 à 2011 avec des concentrations égales sur les deux cours d'eau ou légèrement supérieures pour le Sierroz (34% max) ;
- Baisse de 2011 à 2017 avec un « creux » sur les années 2014-15. Les concentrations restent proches sur les deux masses d'eau à la seule exception de 2015, année durant laquelle les concentrations sur la Laysse ont été supérieures à celles du Sierroz (25%) ;

- 2018-20, durant lesquelles la concentration dans la Leyse est restée stable par rapport à la période 2013-17. Les concentrations du Sierroz ont, quant à elles, été en forte augmentation – x2 en 2018, x2,6 en 2019 et x3 en 2020.

Les concentrations moyennes pondérées en nitrates de la Leyse sont restées relativement stables autour de 0,98 mg L⁻¹. Celles du Sierroz ont été plus variables, entre 1,17 et 2 mg L⁻¹. Elles sont en légères hausses depuis 2017 (avec +30% en 2020 par rapport à la moyenne 2007-20).

Comme pour les éléments phosphorés, le Sierroz a présenté des concentrations en matières azotées plus élevées que dans la Leyse.



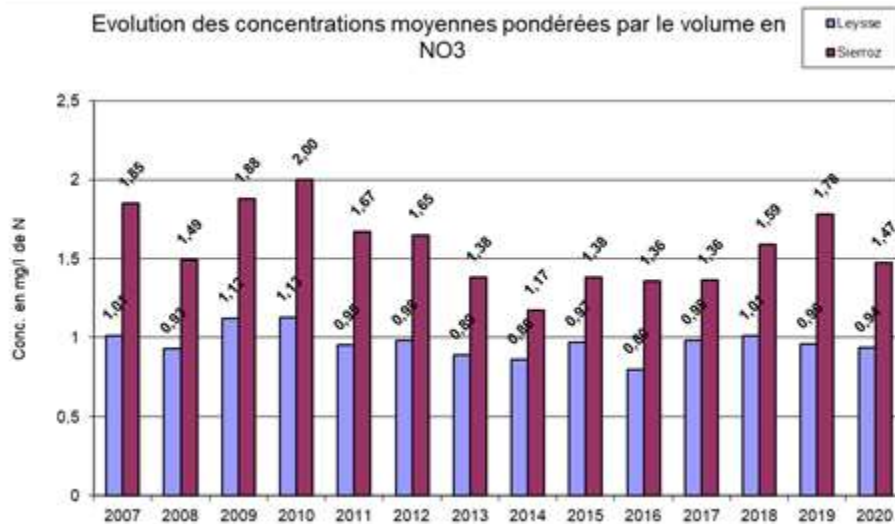


Figure 9 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT, NH₄ et NO₃

En 2020, les concentrations en MES (Figure 10) ont faibles dans le Sierroz avec 197 mg L⁻¹ (55% inférieur à la moyenne des 13 dernières années de 430 mg L⁻¹). Les valeurs les plus importantes ont été enregistrées début mars et octobre, période de crues importantes. Les concentrations en MES de la Leysse sont restés dans la moyenne interannuelle (218 mg L⁻¹ pour 277 en moyenne).

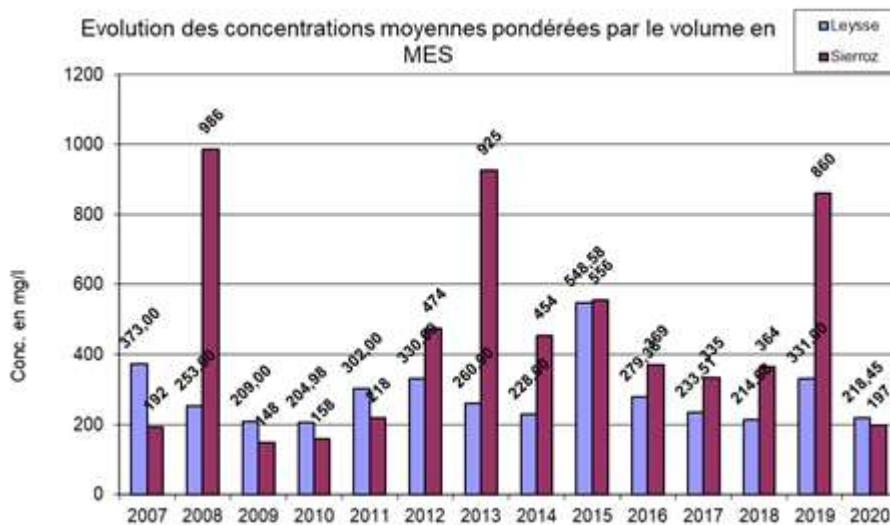


Figure 10 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

V. Bilan des apports au lac

L'objectif de cette partie est d'évaluer les apports en nutriments au lac par les principaux tributaires que sont la Leysse et le Sierroz, et de quantifier les rejets directs effectués au cours de l'année (Déversoir d'orage des Biâtres, rejets UDEP Aix-les-Bains et fermeture de la galerie de l'épine).

V.1. Estimation des flux entrants de l'année 2020

L'estimation des flux a été établie en multipliant le volume transité de chaque échantillon par la concentration de chaque élément analysé. Le tableau suivant présente les apports de la Leysse et du Sierroz.

Tableau II Apports au lac via les deux principaux tributaires en 2020

	Année 2020				
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)	
Volume transité (Mm ³)	241,8	185,42	76,7 %	56,40	23,3 %
Ortho P (Tonnes de P)	3,0	1,38	45,3 %	1,67	54,7 %
Ptot (Tonnes)	24,4	14,49	59,3 %	9,93	40,7 %
NO₃ (Tonnes de N)	258,7	172,38	66,6 %	86,34	33,4 %
NH ₄ (Tonnes de N)	9,9	4,55	45,8 %	5,38	54,2 %
MES (Tonnes)	58388	42902	73 %	15486	27 %
NKT (Tonnes)	137,2	71,63	52,2 %	65,56	47,8 %

Le Tableau III suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2020 (en tonnes). A partir de 2006, ont pu être mesurés les apports de la Leysse, du Sierroz + du DO des Biâtres.

Tableau III Chronologie des apports au lac depuis 1974

	1974	1983	1995-1996	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Ptot	300	150	94	27	14	11	18	24	38	50	40	53,4	31,9	26,3	51	28,8	24,4
				5,8	4,2	2,7	2,4	2,8	2,3	2,8	2,1	3,7	2,5	2,4	5,1	2,4	1,4
PO ₄	140		18	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	2,53	2,9	2,29	3,7	3,4	3,04
NO ₃	1,5	580	450	367	290	214	309	181	347	409	275	275	264	202	302	324	259
NO ₃ + NKT				617	516	334	454	360	654	704	503	510	462	378	544	538	396

Avec 25,8 T de Ptot d'apports au lac, l'année 2020 a été inférieure à l'objectif fixé de 30 T d'apport annuel maximum. Seulement deux années ont respecté cet objectif sur les 8 dernières (2017 et 2020).

En 2020, le volume transité par le Tillet s'est élevé à 13,3 Mm³ (contre 14,4 en 2018 et 13,5 Mm³ en 2019) soit 5,3% du volume total transité au lac.

Une étude spécifique conduite entre mars et août 2013 a permis d'estimer que les apports en Ptot du Tillet représentaient 1 % des apports de la Leysse et du Sierroz.

Pour compléter le bilan des apports au lac, il faut tenir compte des apports du Belle-Eau et du canal de Chautagne qui restent inconnus mais également des apports consécutifs à des déversements directs au lac, notamment d'eau mixte par le réseau unitaire d'Aix-les-Bains par le déversoir des Biâtres (1,41 T de Ptot).

Tableau IV Synthèse des apports connus au lac en 2020

	Total	Leysse	%	Sierroz	%	DO GLac	%	Galerie	%	Savières	%
volume	245,6	185,42	75,5	56,40	23,0	0,19	0,08	0	0,00	3,59	1,46
Ortho P	3,2	1,38	43,1	1,67	52,2					0,151	4,73
Ptot	25,92	14,49	55,9	9,93	38,3	1,41	5,44	0,000	0,00	0,096	0,37
Nitrates	258,7	172,38	66,6	86,34	33,4						
Amonium	9,9	4,55	45,8	5,38	54,2						
MES	58388	42902	73,5	15486	26,5	0,1	0,00				
NKT	137,2	71,63	52,2	65,56	47,8	0,01	0,01				

Le Tableau IV de synthèse ci-dessus amène plusieurs remarques :

- L'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot a été atteint avec un total de 25,9 T.
- Le déversoir des Biâtres a contribué à hauteur de 1,41 T soit 5,44% des apports en Ptot.

V.2. Estimation des flux entrants et sortants via le canal de Savières

Les flux sortants (uniquement de phosphore) par le canal de Savières ont été calculés à l'aide du volume transité par le canal de Savières (chronique des débits de la CNR) et de la concentration de P mesurée dans le lac à une profondeur de 2 m (suivi physico-chimique 2020).

Le Tableau V ci-dessous présente les flux entrants et sortants par le canal de Savières en 2020.

Tableau V Flux entrants et sortants par le canal de Savières en 2020

	SAVIERES 2019	
	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	351,1	-143 %
Ortho P (Tonnes de P)	1,04	32,5 %
Ptot (Tonnes)	3,06	11,8 %

VI. Bilan du phosphore dans le lac pour l'année 2020

Le suivi réalisé au cours de l'année 2020 permet d'approcher un bilan du phosphore dans le lac. En effet, les flux des principaux affluents ont été mesurés comme chaque année et les flux à l'exutoire ont été calculés. La différence entre les entrées (seules les quantités générées par le Belle-Eau et le Grand Canal ne sont pas estimées) et les sorties permet d'approcher la quantité de phosphore potentiellement utilisable par les organismes du lac et/ou stockés dans les sédiments et la colonne d'eau.

Le tableau suivant présente le bilan entrée/sortie du phosphore dans le lac pour 2020 :

Tableau VI Bilan des entrées/sorties du P dans le lac en 2020

	LAC 2020		
	Entrée	Sortie	Bilan
Volume transité (Mm ³)	245,6	351,1	-105,5
Ortho P (Tonnes de P)	3,2	1,04	2,2
Ptot (Tonnes)	25,92	3,06	22,9

On remarque en priorité que même en tenant compte des volumes transités par le Tillet, il sort plus d'eau du lac que ce qu'il n'en rentre (251,1 entrant contre 351,1 Mm³ sortant). Il existe plusieurs raisons à cela :

- le volume d'eau entrant est sous-estimé, des affluents certes minoritaires ne sont pas suivis ;
- les rejets directs liés aux rejets pluviaux ne sont pas pris en compte.

A ces volumes non comptabilisés vient s'ajouter une erreur de mesure plus importante sur des cours d'eau « torrentiels » que sur le canal de Savières, milieu lentique moins sujet aux variations brusques et importantes en amplitude.

La part des flux sortants est plus importante pour les formes dissoutes que pour les formes particulières. Ce constat s'explique par le faible taux de sortie en MES et le volume important véhiculé du lac vers le Rhône.

En effet, les MES apportées au lac précipitent au fond et ne sont donc pas transportées à l'exutoire. Les nutriments particuliers associés aux MES sont donc soit précipités au fond avec les MES soit désorbés sous forme dissoute dans la colonne d'eau et/ou utilisés par les organismes primaires.

Le paramètre P_{tot} présente un solde positif. Une partie importante des matières phosphorées entrant dans le lac est, soit consommée rapidement dans le lac soit précipitée au fond. Ces nutriments précipités s'ajoutent au stock interne dont une part, qui reste à préciser, est selon les conditions potentiellement biodisponible dans la colonne d'eau.

Pour 2020, on peut résumer le bilan du lac ainsi (Figure 11) :

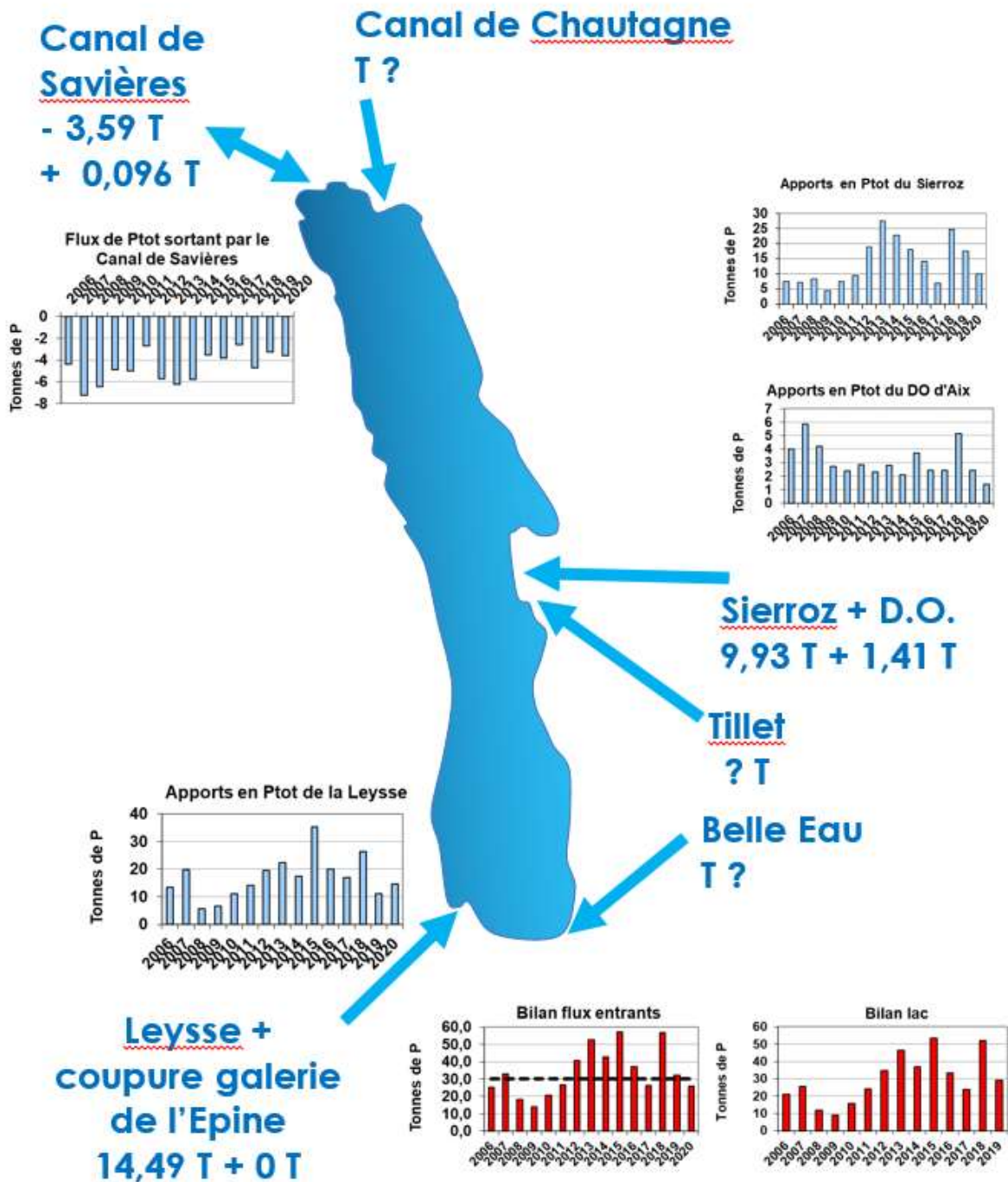


Figure11 Bilan des entrées/sorties au lac

VII. La contribution du temps de pluie dans les flux

L'objectif de ce chapitre est d'évaluer la part des apports en fonction du régime hydrologique. Le temps de pluie a été arbitrairement défini comme la période durant laquelle le débit n'est pas stabilisé (montée et descente de crue).

VII.1. La Leysse

VII.1.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie de la Leysse s'est étalé en 2020 sur 44 jours soit 12% de l'année (vs 54 jours soit 15% en 2018 et 72 jours soit 20% en 2019). Les quatre dernières années ont été marquées par des durées de temps de pluie inférieures aux années précédentes (99 à 121 jours).

Le tableau suivant présente les apports de temps de pluie et le pourcentage par rapport aux apports totaux de la Leysse.

31%, à 86% des apports ont résulté d'un événement pluvieux.

La contribution du temps de pluie sur le volume transité et les apports en nutriments n'évoluent que très peu. Concernant le phosphore total, le temps de pluie a représenté 86% des apports totaux (vs 94,1% pour 2018 et 87,8% en 2019).

Tableau VII Apports en temps de pluie de la Leysse en 2020

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité (Mm ³)	63,56	34 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,63	46 %
Ptot (Tonnes)	12,42	86 %
NO₃ (Tonnes de N)	52,64	31 %
NH ₄ (Tonnes de N)	2,56	56 %
MES (Tonnes)	35 618,53	83 %
NKT (Tonnes)	45,19	63 %

VII.1.2. Les crues : un rôle déterminant dans les apports

Le graphique suivant (Figure 12) présente les 10 principales crues de la Leysse. Est définie comme crue principale une crue dont le débit maximal et/ou les apports générés sont élevés au regard des autres crues de l'année.

Les crues les plus importantes (n°1 à 3) dont le débit de pointe dépasse 70 m³ s⁻¹ ont occasionné des apports en Ptot compris entre 1,7 et 3,56 T.

Les crues de débit de pointe compris entre 35 et 50 m³ s⁻¹ (n°8 à 10) ont respectivement apporté 0,55, 0,31 et 0,3 T de Ptot.

Enfin les crues plus modestes - débit de pointe compris entre 19 et 30 m³ s⁻¹ - (n°4 à 7) ont apporté entre 0,10 et 0,28 T de Ptot.

Les apports ne sont donc pas proportionnels au débit de pointe.

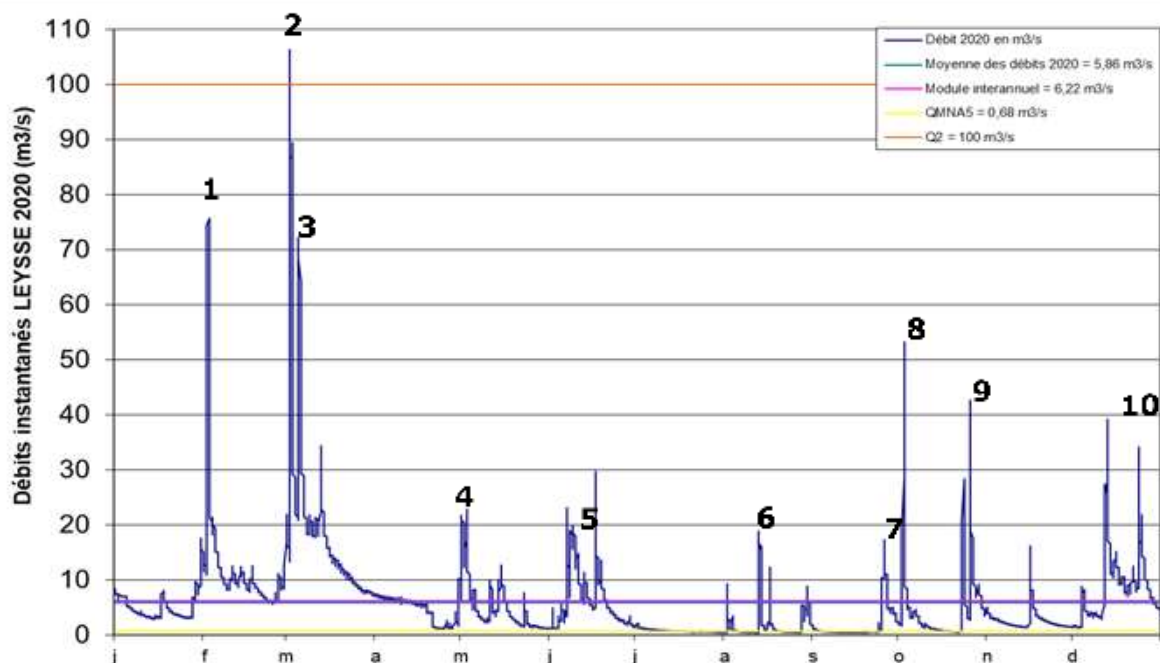


Figure 12 Positionnement des principales crues de la Leysse en 2020

Tableau VIII Apports des principales crues de la Leysse en 2020

	Apports des 10 crues principales	
Volume transité (Mm ³)	35,76	56 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,44	69 %
Ptot (Tonnes)	9,07	73 %
NO₃ (Tonnes de N)	30,80	59 %
NH ₄ (Tonnes de N)	1,27	50 %
MES (Tonnes)	25 090	70 %
NKT (Tonnes)	29,71	66 %

Les 10 principales crues de l'année restent en 2020 prépondérantes dans les apports de temps de pluie pour les paramètres Ptot et NKT respectivement 73 et 66%. Pour plus de la moitié de la durée du temps de pluie ce sont entre 56 et 73% des apports qui sont générés.

La part des crues de 2020, dans les apports de Ptot représente 73% (84% en 2019) de la contribution du temps de pluie.

Les 5 crues majeures (n° 1, 2, 3, 8 et 10) ont été responsables de :

- 7,97 T soit 55% des apports en Ptot de temps de pluie (contre 68% en 2019) ;
- 51,4% des MES (contre 54,9% en 2019) pour 27,8% du volume transité en temps de pluie ;
- 28,9% des apports de NKT en temps de pluie (vs 51,6% pour 2019).

Les éléments ci-dessus mettent en évidence que l'année 2020 se caractérise par une succession de crues moyennes avec une période de sécheresse intense et s'amplifiant de juillet à octobre. Les 5 principales crues ont représenté 55% des apports en Ptot des temps de pluie. L'apport le plus important a été enregistré en mars avec une crue forte (crue n°2).

VII.2. Le Sierroz

VII.2.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 51 jours soit 14% de l'année.

Tableau IX Apports en temps de pluie du Sierroz en 2020

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm ³)	25,6	45 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,90	54 %
Ptot (Tonnes)	8,30	84 %
NO₃ (Tonnes de N)	43,89	51 %
NH ₄ (Tonnes de N)	2,64	49 %
MES (Tonnes)	13 858	89 %
NKT (Tonnes)	48,68	74 %

45 à 89% des apports ont été consécutifs à un événement pluvieux. Concernant le phosphore total, le temps de pluie a représenté 84% des apports totaux (vs 73,5% en 2018 et 71% en 2019).

VII.2.2. Les apports des 10 principales crues du Sierroz

Sur le Sierroz, l'année 2020 a été marquée par deux crues. La plus importante en mars a apporté 1,60 tonnes de Ptot avec 4,4 Mm³. Les crues dominantes en termes d'apports ont été la n°2, 3 et 10 avec respectivement 1,21 et 1,24 T de Ptot pour 2,63 et 6,8 Mm³.

Durant le reste de l'année quelques crues moyennes (1, 4, 5 et 7) ont été recensées apportant des concentrations moyennes en Ptot (respectivement 0,38, 0,21, 0,31, 0,29 tonnes de Ptot).

Le tableau suivant présente les apports résultants des 10 principales crues du Sierroz et le pourcentage que celles-ci représentent sur le total des apports de temps de pluie :

Tableau X Apports des principales crues du Sierroz en 2020

Apports des 10 crues principales		
Volume transité (Mm ³)	13,8	69,1%
Ortho P (Tonnes de P)	0,62	79,1 %
Ptot (Tonnes)	6,57	53,9 %
NO₃ (Tonnes de N)	23,65	64,9 %
NH ₄ (Tonnes de N)	1,72	79,6 %
MES (Tonnes)	11 035	78,9 %
NKT (Tonnes)	38,42	79,1 %

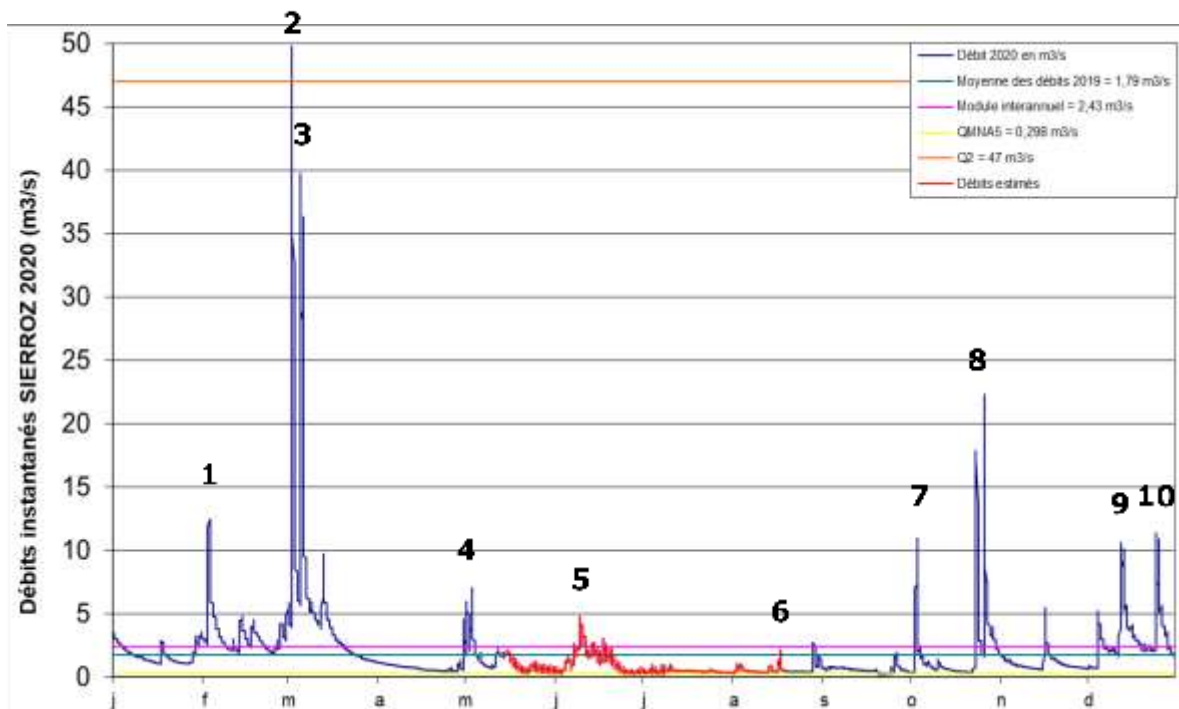


Figure 13 Positionnement des principales crues du Sierroz en 2020

L'analyse des résultats montre que les principales crues ont été à l'origine en 2020 de 65 à 79% des apports (83 à 95% en 2019).

Les 5 crues majeures (n° 1, 2, 3, 7 et 8) ont été responsables de :

- 5,8 T soit 69% des apports en Ptot de temps de pluie (vs 81,8% en 2019) ;
- 69,8% des MES (vs 82,6 % en 2019) pour 37,8% du volume transité en temps de pluie ;
- 64,4% des apports de NKT en temps de pluie (vs 77,8% pour 2019).

VII.3. Bilan 2020 sur les apports de temps de pluie

Le tableau suivant présente la part du temps de pluie (Leyse, Sierroz, DO des Biâtres) sur les apports totaux au lac (Leyse, Sierroz, Biâtres et Savières). Les flux entrants dans le lac en provenance du canal de Savières peuvent avoir pour origine : le soutien d'étiage au lac ou une crue du Rhône. Les crues du Rhône peuvent être considérées comme des apports de temps de pluie. Il est très difficile de différencier les deux origines des apports et ceux-ci sont globalement inférieurs à 1% des entrées au lac.

Tableau XI Apports par la Leysse et le Sierroz au lac par temps de pluie

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	89,4	36,4 %
Ortho P (Tonnes de P)	1,5	48 %
Ptot (Tonnes)	22,1	85,4 %
NO3 (Tonnes de N)	96,5	37,3 %
NH4 (Tonnes de N)	5,2	52,4 %
MES (Tonnes)	49477	84,7 %
NKT (Tonnes)	93,9	68,4 %

ETUDES PORTANT SUR LA PHYSICO-CHIMIE DU LAC

Ce chapitre portant sur la chimie du lac est organisé en deux volets : le premier indique l'étude des variations chimiques de l'année 2020 en lien avec la physique et la biologie du lac ; le second est l'observation de l'évolution chimique à long terme et des stocks du lac. Ce dernier volet regroupe aussi les différents indicateurs utilisés par le CISALB depuis le début du suivi du lac du Bourget.

I. Graphiques 2020 et évolution saisonnière

Les figures ci-dessous représentent les évolutions saisonnières des principaux paramètres physico-chimiques (température, oxygène dissous, orthophosphate, nitrate, silice réactive et carbone organique total) mettant en évidence :

- la stratification thermique dans les couches supérieures (Figure 1a) ;
- le mélange hivernal estimé entre 50 et 80 m de la colonne d'eau avec une reoxygénation légère des eaux de fond (en absence de données entre 03/03/2020 et 04/05/2020), la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures (Figure 2b), la consommation d'oxygène dissous par l'activité microbienne au fond (2c) et au niveau du métalimnion (2d) ;
- le relargage des orthophosphates persistant en janvier et février, témoignage de conditions hypoxiques au fond en début d'année (Figure 3a) ; la consommation de ces orthophosphates par le phytoplancton pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures et le relargage par l'activité microbienne au niveau de l'interface eau-sédiment et des sédiments à partir du mois de juin (3b) ;
- la consommation du nitrate par les algues pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures (Figure 4a) ;
- le relargage de la silice réactive dans la zone profonde, en début de l'année, sous conditions hypoxiques (Figure 5a), la consommation de la silice réactive par les diatomées dans les couches supérieures (5b) et le relargage par l'activité microbienne à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (5c).

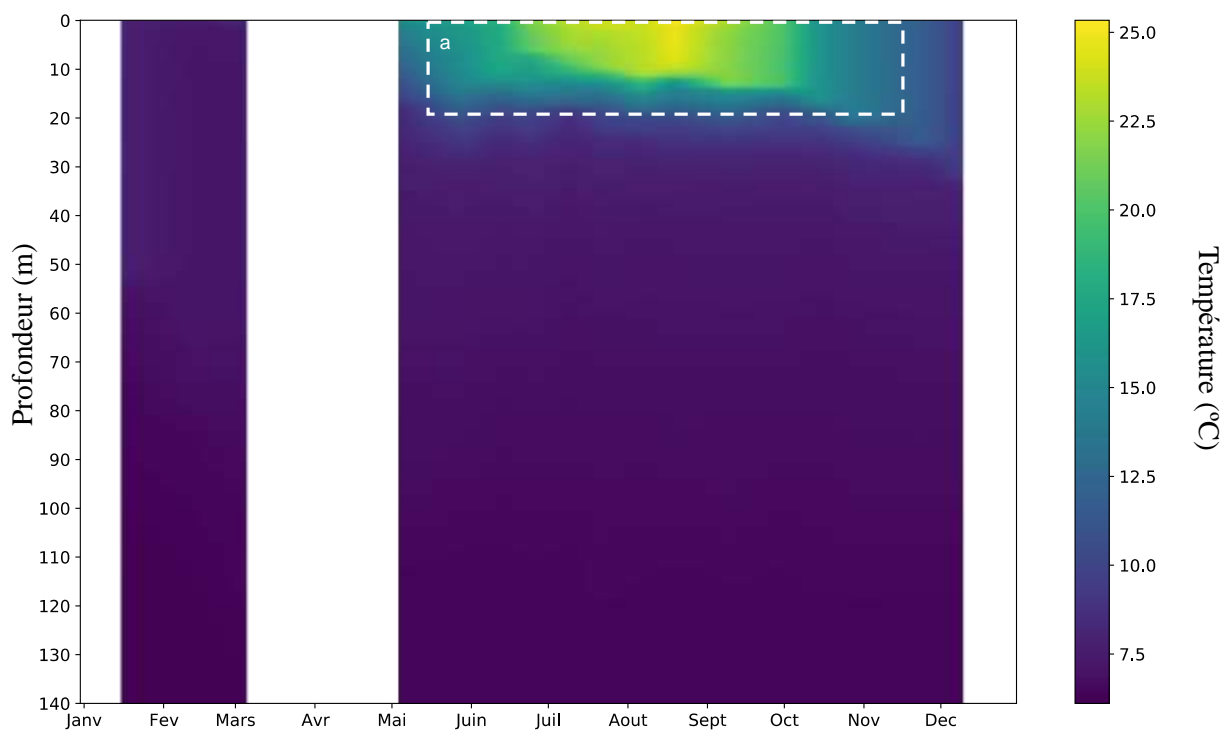


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget au point B en 2020

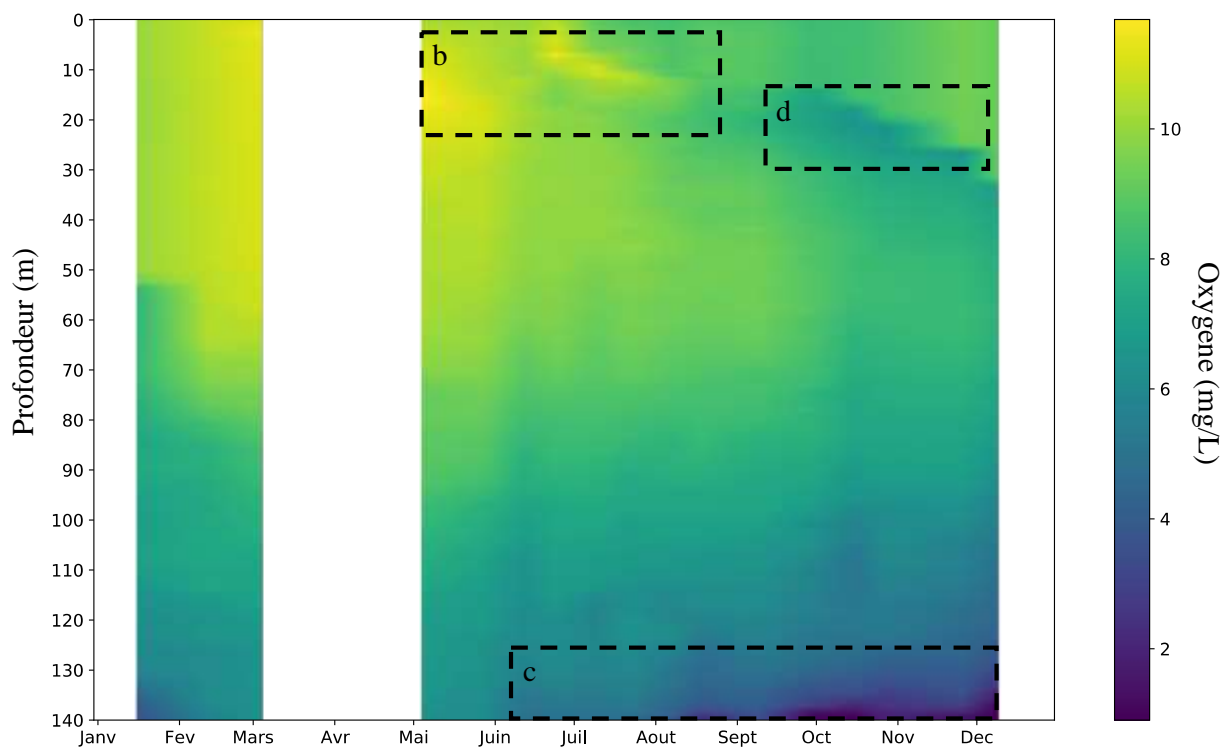


Figure 2 Evolution de la saturation en oxygène dissous (mgO₂ L⁻¹) du lac du Bourget au point B en 2020

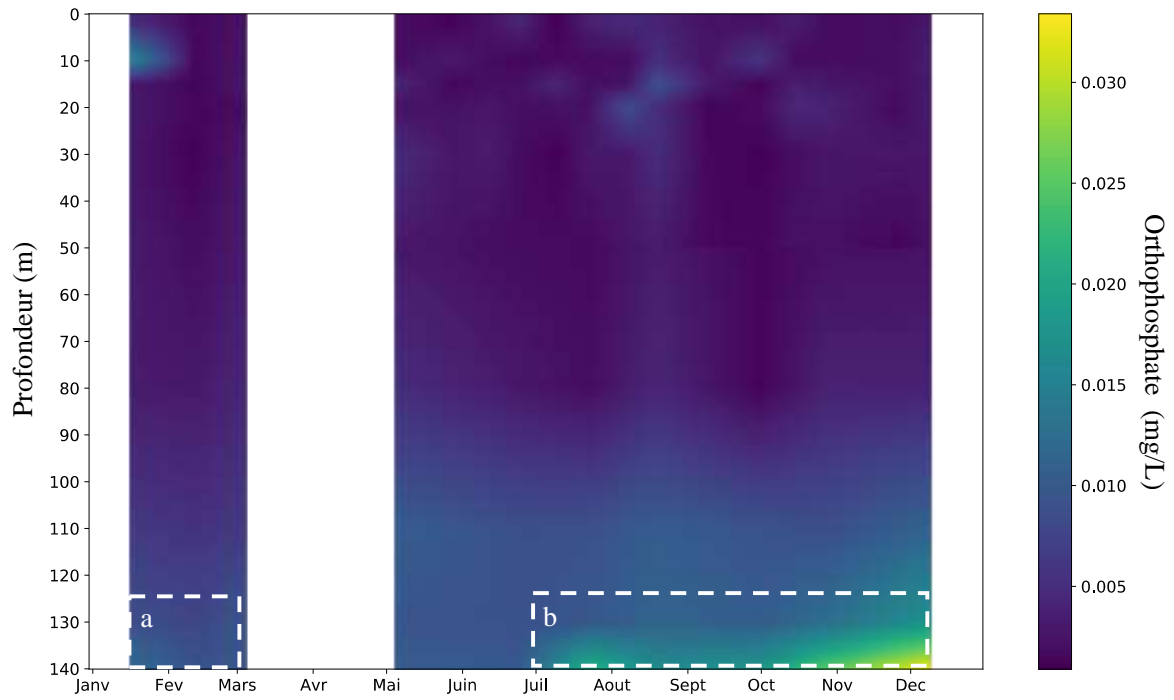


Figure 3 Evolution des concentrations en orthophosphate (mgP L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2020

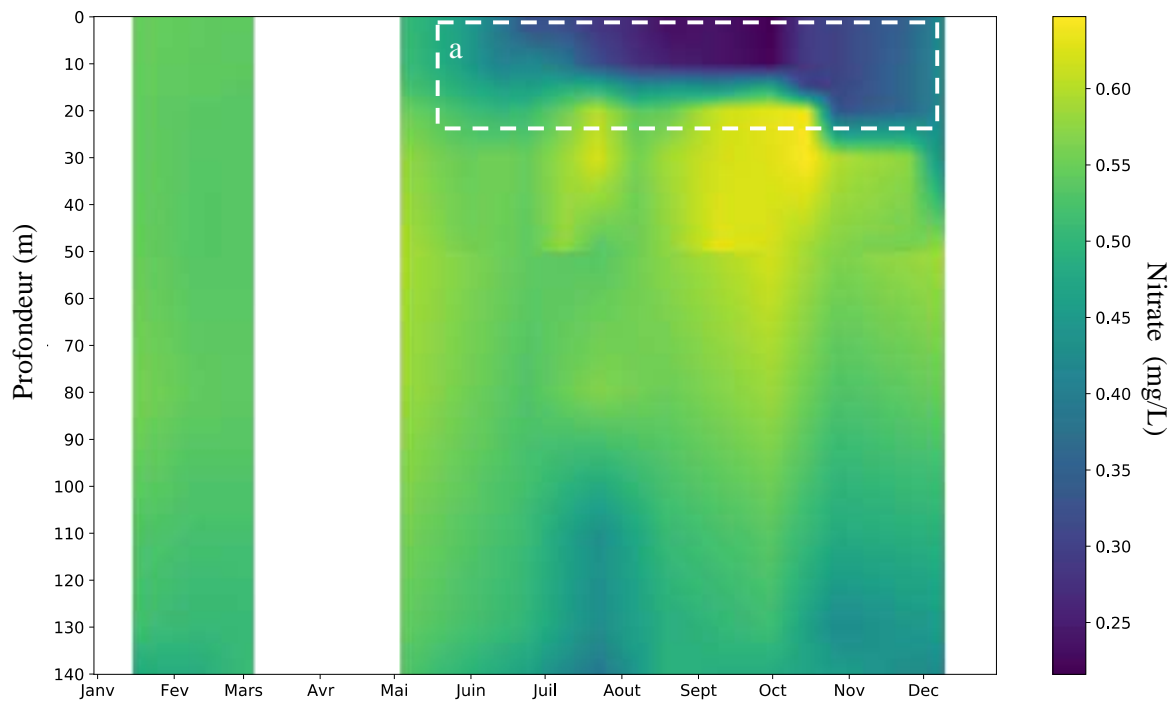


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrate (mgN L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2020

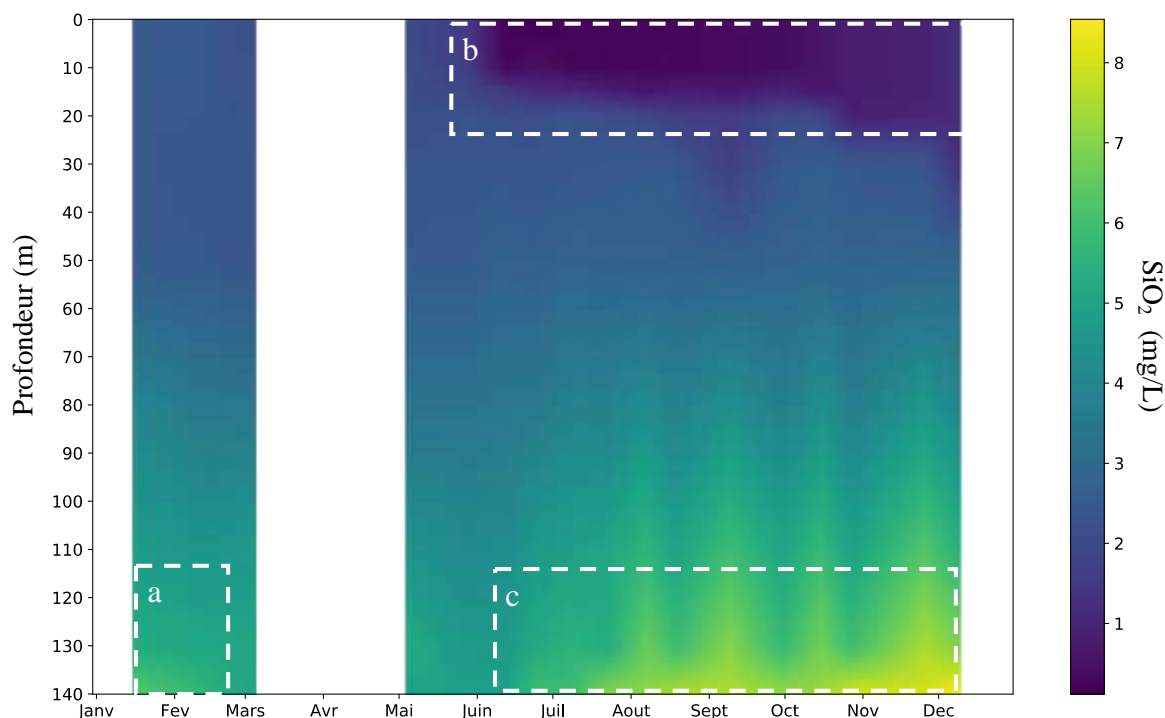


Figure 5 Evolution des concentrations en silice réactive ($\text{mgSiO}_2 \text{ L}^{-1}$) dans le lac du Bourget au point B en 2020

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

L'année 2020 a été l'année la plus chaude enregistrée en France depuis 1900 selon Météo France. Au niveau régional, les années 2018 et 2020 ont été les deux années les plus chaudes depuis 1981. En raison de la crise sanitaire liée à la pandémie Covid-19, les prélèvements n'ont pas eu lieu entre 03/03/2020 et 04/05/2020. Avec les mois de mars et avril très ensoleillés et « chauds », il apparaît que les conditions météorologiques n'ont probablement pas permis une homogénéisation complète de la température et de l'oxygène dissous le long de la colonne d'eau. La profondeur maximale du brassage hivernal 2020 est estimée entre 50 et 80 m. Pour la suite de ce rapport, la date 03/03/2020 sera considérée comme le moment du maximum d'homogénéisation des eaux.

Au 03/03/2020, la stratification thermique saisonnière a été observée aux alentours de 60 m de profondeur. La différence de température entre 60 m et le fond a alors été de $0,87 \text{ }^\circ\text{C}$. La concentration en oxygène dissous au fond n'est que de $5,57 \text{ mg/L}$. Le mélange hivernal n'a clairement pas été suffisant pour permettre les échanges verticaux complets (Tableau I).

La Figure 6 illustre les distributions verticales des températures et des concentrations en oxygène au point B au début de l'année 2020. La Figure 7 illustre la différence des températures et des concentrations en oxygène entre 2020 et 2019 au moment du maximum de mélange. On constate que le processus d'homogénéisation hivernale commence dès janvier et se fait de façon progressive. En 2020, le maximum de mélange serait probablement entre le début et la fin du mois de mars.

Tableau I Températures et concentrations en oxygène dissous au moment du maximum d'homogénéisation au point B de 2005 à 2020

Année	Date	Maximum mélange	
		Température (°C) Surface - Fond	O ₂ dissous (mg/L) Surface - Fond
2005	24/02/2005	5,35	10,16 - 10,12
2006	07/03/2006	4,99	10,67 - 10,50
2007	27/03/2007	6,96 - 5,21	11,54 - 6,31
2008	13/03/2008	6,21 - 5,66	10,51 - 6,69
2009	16/02/2009	5,48 - 5,44	9,18 - 9,22
2010	16/03/2010	5,39 - 5,29	10,15 - 9,74
2011	08/03/2011	5,61 - 5,43	10,73 - 10,30
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

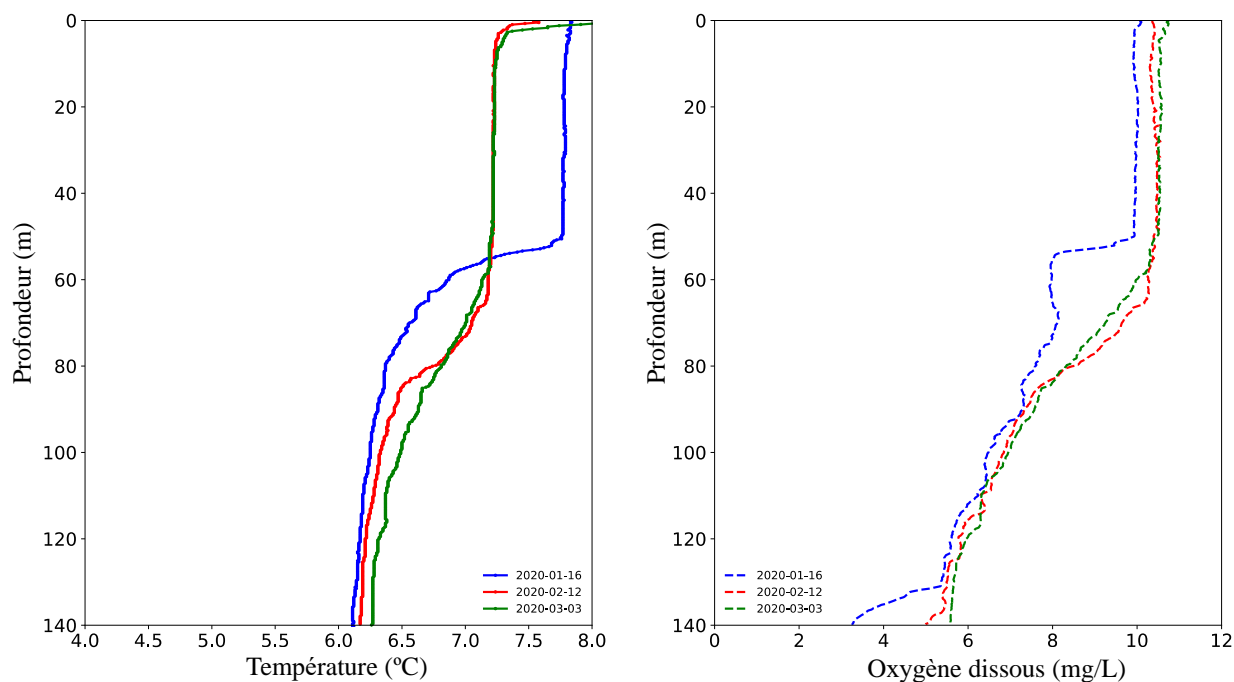


Figure 6 Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène (mg/L) au point B au début de l'année 2020

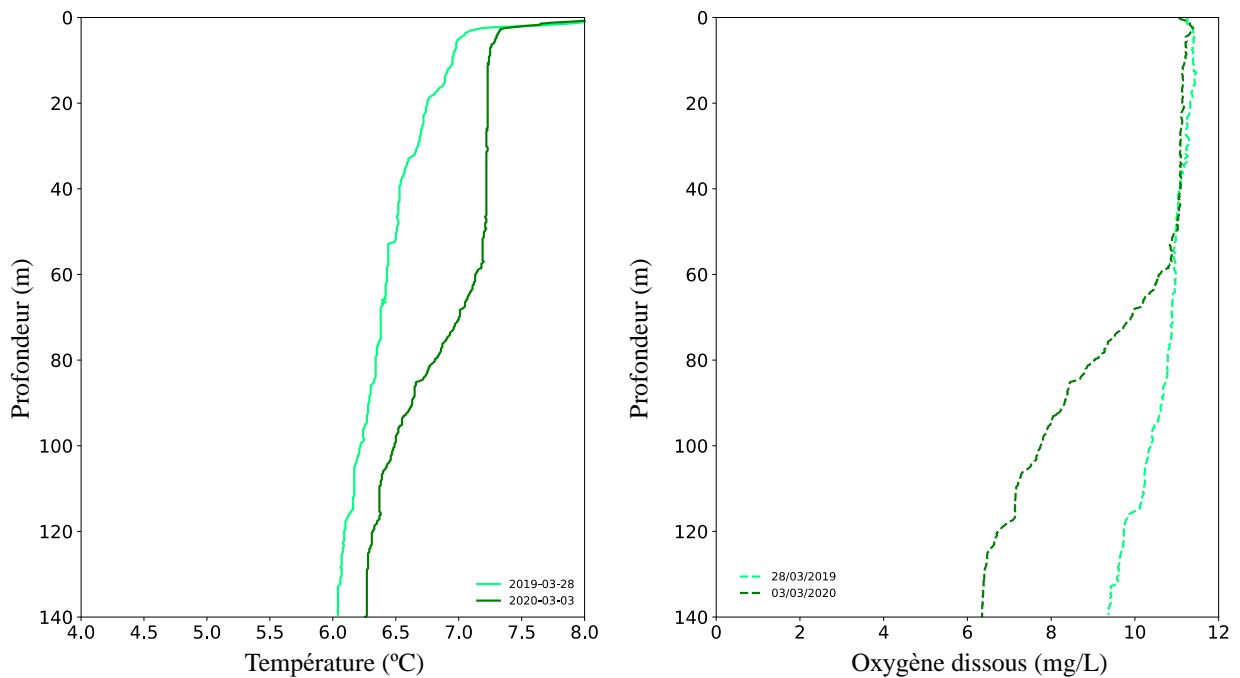


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène (mg/L) au point B au maximum d'homogénéisation ; comparaison 2020 (vert foncé) et 2019 (vert clair)

Dès le début du mois de mars 2020, 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. Malgré une faible activité photosynthétique pendant la phase hivernale et le début du printemps (04/05/2020), la concentration en oxygène augmente en surface dès le mois de février 2020.

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.
- 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 8) :

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

Au mois de décembre, l'épilimnion présente une épaisseur de 30 m avec une température moyenne de 9,68 °C et une concentration en oxygène dissous moyenne de 9,22 mg L⁻¹. On constate une légère diminution d'oxygène dissous à 140 m (Tableau II).

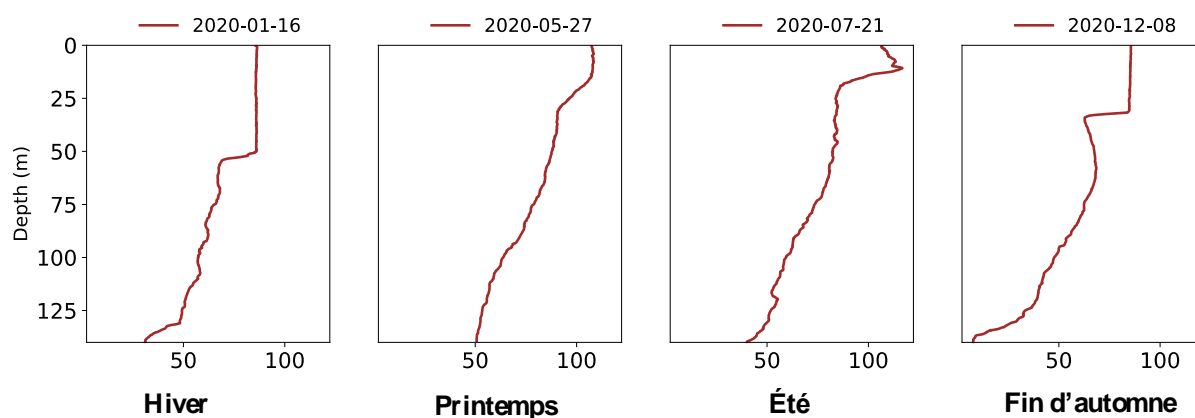


Figure 8 Distributions verticales des saturations en oxygène dissous (%) au point B en 2020

Tableau II Comparaison des températures (°C), de l'épaisseur de la couche supérieure (m) et des concentrations en oxygène dissous (mgO₂ L⁻¹) à 140 m au point B en décembre de 2006 à 2020

Date	Températures – épilimnion (°C)	Épaisseur – couche supérieure (m)	Oxygène dissous à 140 m (mg/L)
13/12/2006	10,22 – 10,10	25	0,28 (2,2 %)
13/12/2007	7,77 – 7,60	40	2,89 (23,0 %)
15/12/2008	7,44 – 7,23	43	0,10 (0,8 %)
17/12/2009	8,64 – 8,68	27	0,18 (1,4 %)
21/12/2010	6,84 – 6,63	45	5,21 (41,0 %)
21/12/2011	8,26 – 7,88	26	0,06 (0,5 %)
12/12/2012	8,06 – 7,88	40	6,34 (50,0 %)
12/12/2013	7,36 – 7,28	47	3,68 (29,0 %)
15/12/2014	10,00 – 9,97	27	0,08 (0,6 %)
14/12/2015	9,46 – 9,34	32	1,00 (9,0 %)
12/12/2016	8,69 – 8,19	33	1,39 (11,2%)
12/12/2017	7,91 – 7,46	53	3,48 (28,2 %)
11/12/2018	9,98 – 9,67	20	0,48 (3,8%)
17/12/2019	9,27 – 9,00	30	1,15 (10,2%)
08/12/2020	9,70 – 9,62	30	0,40 (3,3%)

I.1.2. Evolution saisonnière

Couches supérieures

Température proche surface

A 2 m de profondeur, les températures pour les périodes de janvier au début de mars et d'août à d'octobre ont été plus élevées qu'en 2019. Les températures pour les mois d'avril à juillet ont été plus faibles qu'en 2019. Le maximum est mesuré le 18 août 2020 avec 24,79 °C, une valeur du même ordre de grandeur que celle de l'année 2019 à la même période (Figure 9).

La moyenne annuelle de température de l'année 2020 à 2 m a été de 16,56 °C, soit 1,32 °C de plus qu'en 2019 et 0,32 °C de plus qu'en 2018. L'évolution interannuelle des températures moyennes montre une tendance au réchauffement depuis 1984. Au cours de l'année 2020, parmi les 17 campagnes de suivi, 7 campagnes ont révélé des températures supérieures à 20 °C.

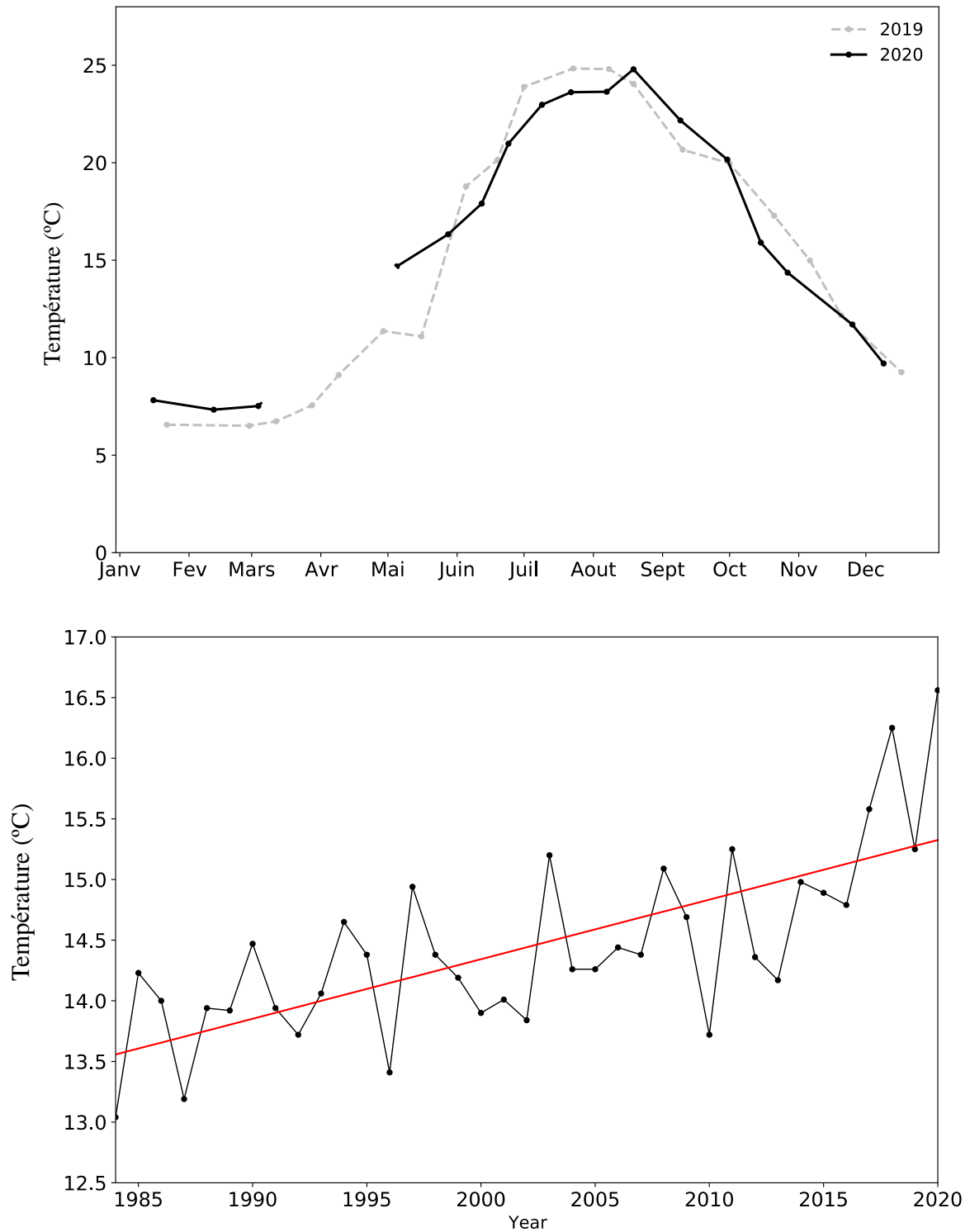


Figure 9 Evolution des températures (°C) au point B en 2019 et 2020 et moyennes annuelles de 1984 à 2020 à 2 m de profondeur

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 2020, la variation saisonnière en oxygène dissous (Figure 10) caractérise une période d'activité photosynthétique bien marquée :

- La phase printanière présente un maximum le 4 mai avec 108% de la saturation qui correspond à une augmentation de la biomasse du phytoplancton ;
- La phase estivale présente un pic maximum le 23 juin 2020 avec 125% de saturation, ce qui est plus élevé qu'en 2019 où le maximum se situait à 118 % de saturation.

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 10 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 80 % de la saturation.

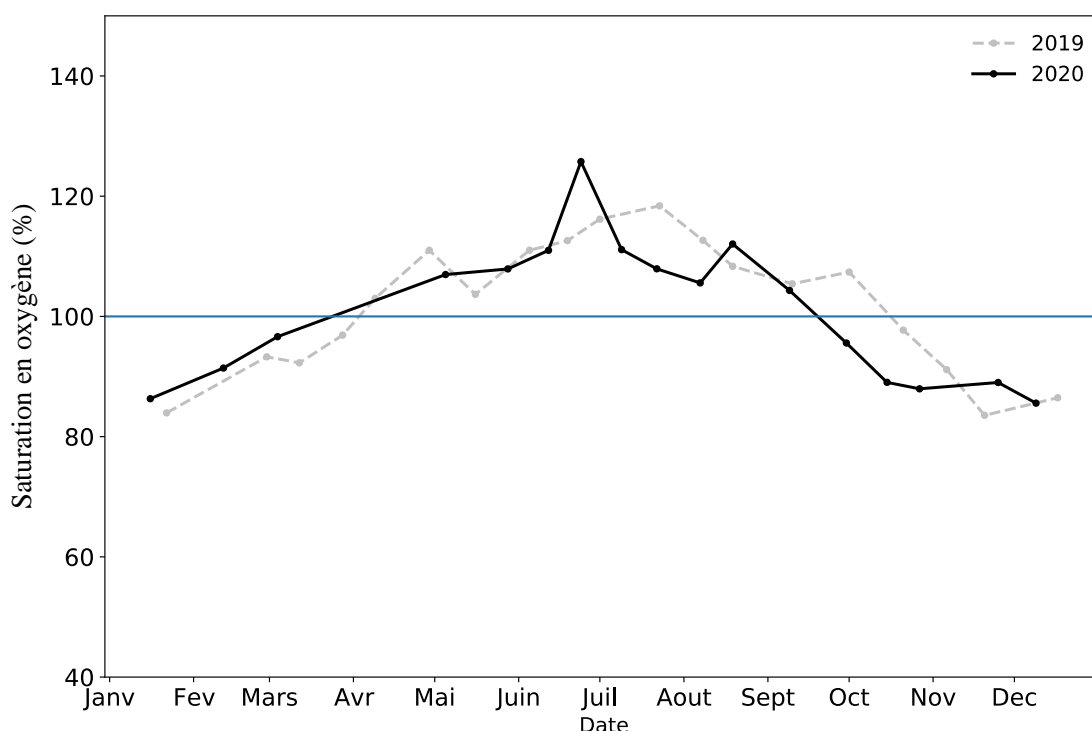


Figure 10 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) dans la couche superficielle à 2 mètres de profondeur au point B en 2019 et 2020

Partie basse de la colonne d'eau

Température à 140 m

Depuis l'hiver 2013, les conditions météorologiques n'ont pas permis un refroidissement de la couche profonde. Nous observons une augmentation plus ou moins régulière de la température à 140 m entre 2013 et 2016. En 2020, la température à 140 m a été de 6,33 °C, dépassant la valeur de 6,22 °C enregistrée en 2016 et devenant donc la valeur la plus élevée de la chronique temporelle depuis 1991 (Figure 11).

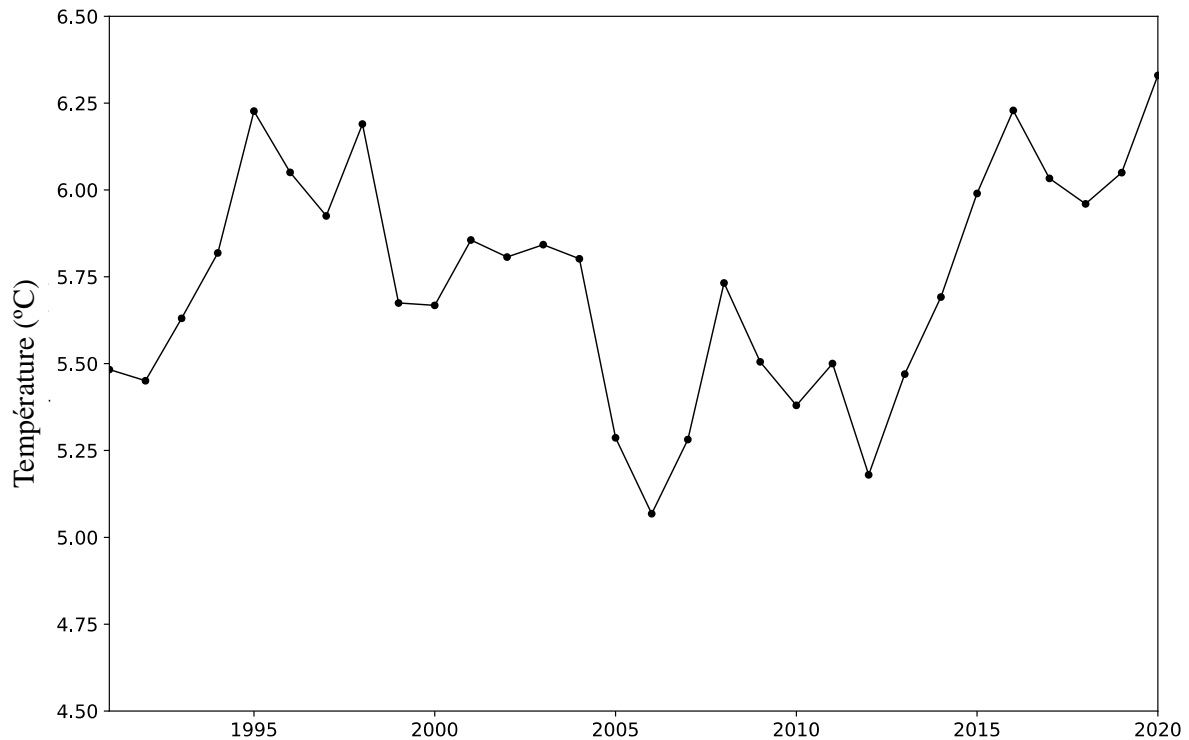


Figure 11 Températures moyennes annuelles (°C) à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2020

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.

En 2020, le brassage hivernal partiel n'a pas conduit à une réoxygénation des eaux de fond. La concentration en oxygène dissous n'a été que de 5,57 mg L⁻¹ le 03 mars, soit une diminution de 3,82 mg L⁻¹ par rapport à 2019. Par conséquent, les concentrations en oxygène dissous en 2020 sont restées plus faibles que celles en 2019 pendant toute l'année, excepté pour les mois septembre et novembre (Figure 12).

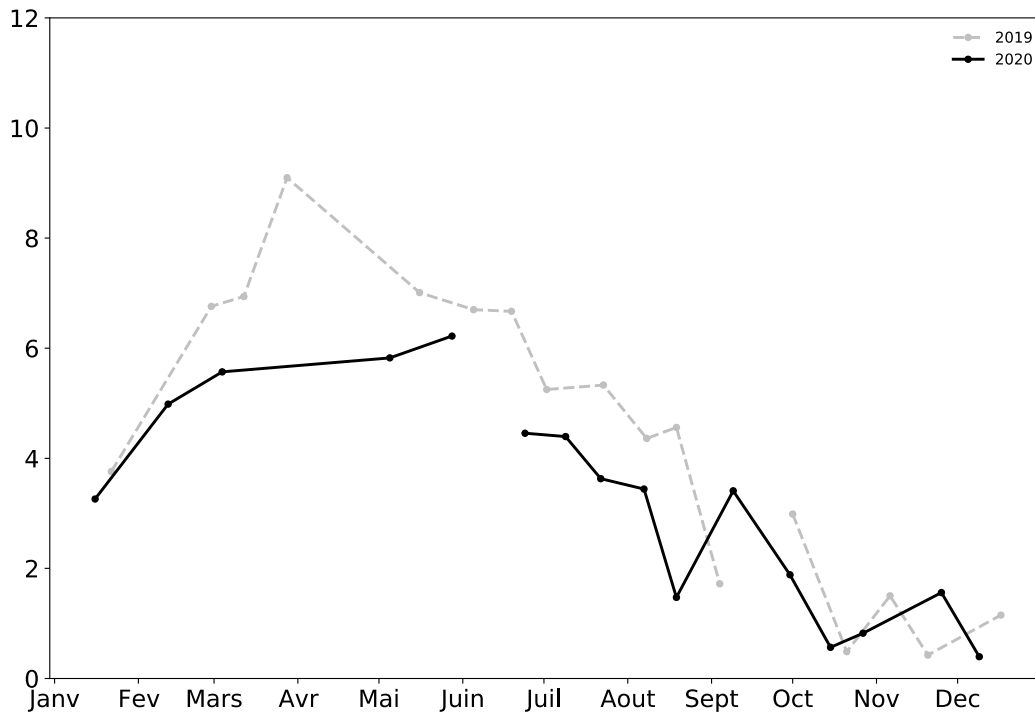


Figure 12 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (mgO₂ L⁻¹) à 140 m au point B en 2019 et 2020 (mesures de sondes)

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

La Figure 13 résume l'évolution de la saturation en oxygène dissous sur les trois dernières années et sur l'ensemble de la colonne d'eau.

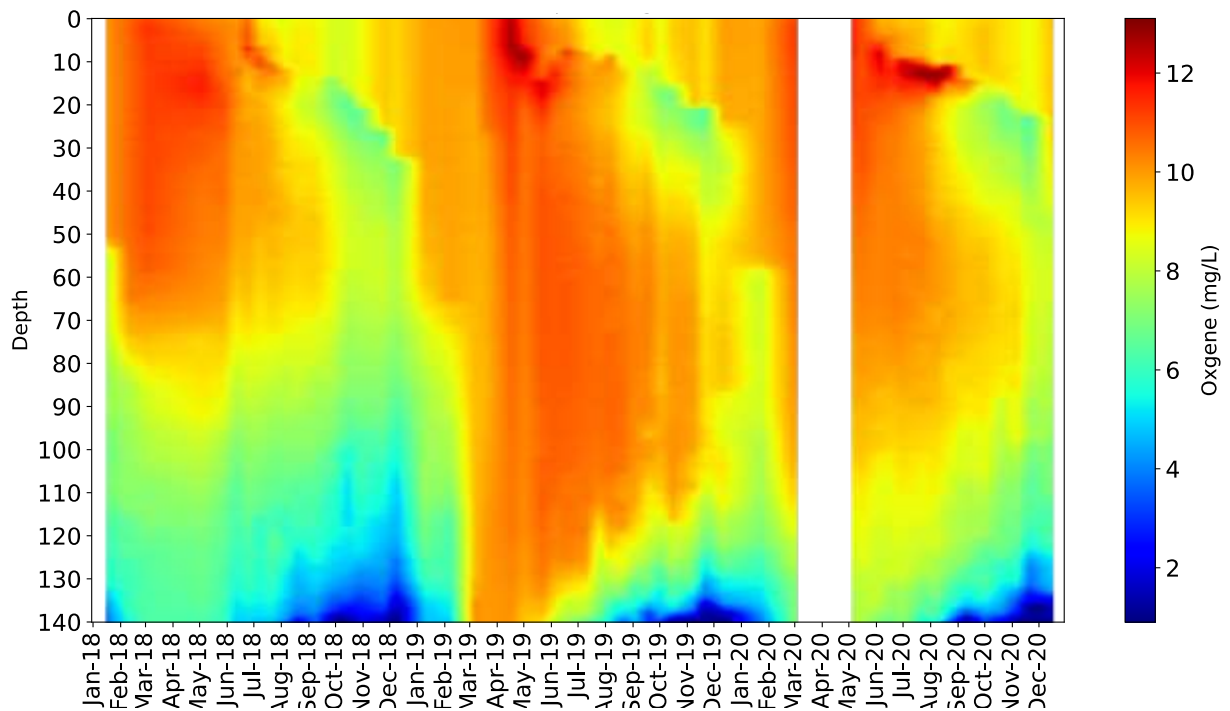


Figure 13 Evolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point B de 2018 à 2020

Elle permet de constater :

- Le brassage hivernal partiel en 2018 et 2020 et le brassage complet en 2019 ;
- 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 20 m) et dans l'hypolimnion.

I.2. Transparence

I.2.1 Variation saisonnière

La dynamique de la transparence pour l'année 2020 est représentée sur les Figures 14 et 15. Elle donne une indication de l'importance de la charge en matière et 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.

L'évolution saisonnière de la transparence montre plusieurs phases.

- L'hiver est caractérisé par une transparence importante du fait d'une biomasse phytoplanctonique relativement 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 3,4 m le 23 juin 2020 lors du pic de biomasse de la phase estivale ($4\ 431\ \mu\text{g L}^{-1}$) ;
- 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 6,4 m le 08 juillet 2020 (à noter que la transparence a été importante au mois de mai et s'apparentant à une phase d'eaux claires) ;
- La phase automnale a été marquée par le pic de biomasse de l'année provoquant une nouvelle baisse de la transparence jusqu'à atteindre 5,2 m le 05 septembre 2020 avec une biomasse de $3\ 122\ \mu\text{g/L}$;
- Enfin, sur la dernière partie de l'année, la transparence a augmenté de nouveau pour atteindre 8,2 m le 08 décembre 2020.

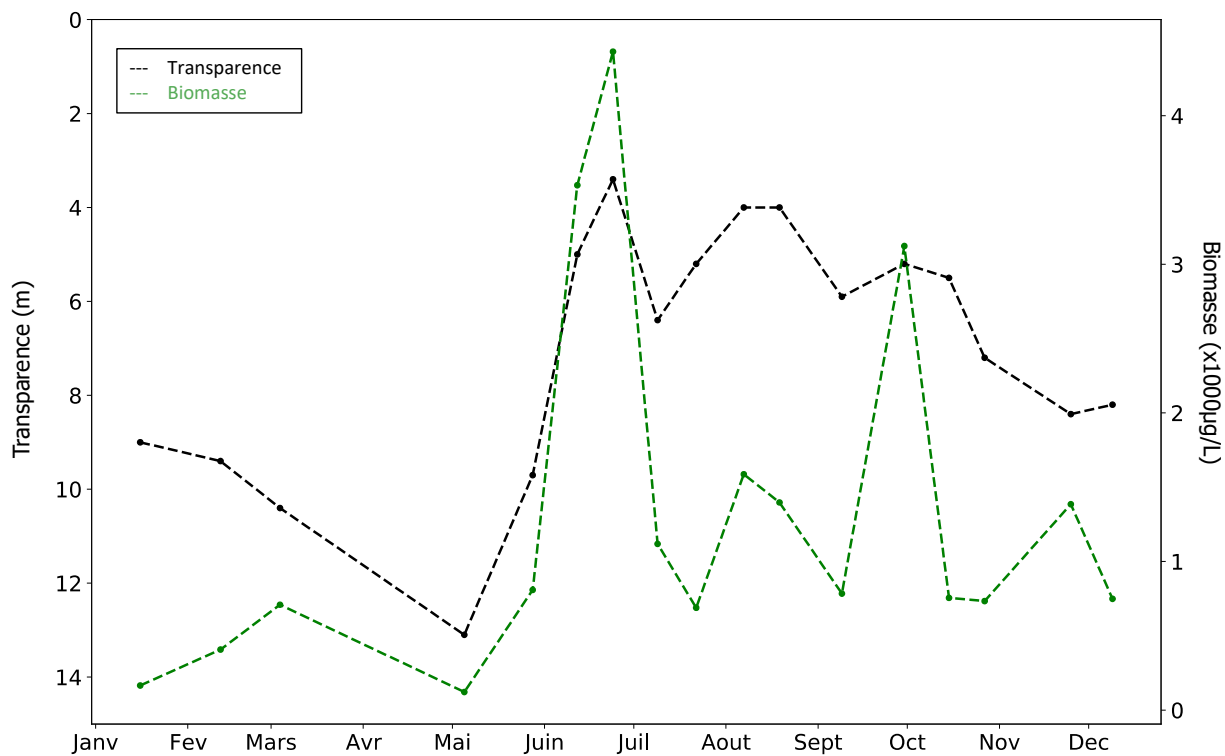


Figure 14 Co-dynamique de la transparence de l'eau avec le disque de Secchi normalisé et la biomasse phytoplanctonique au point B en 2020

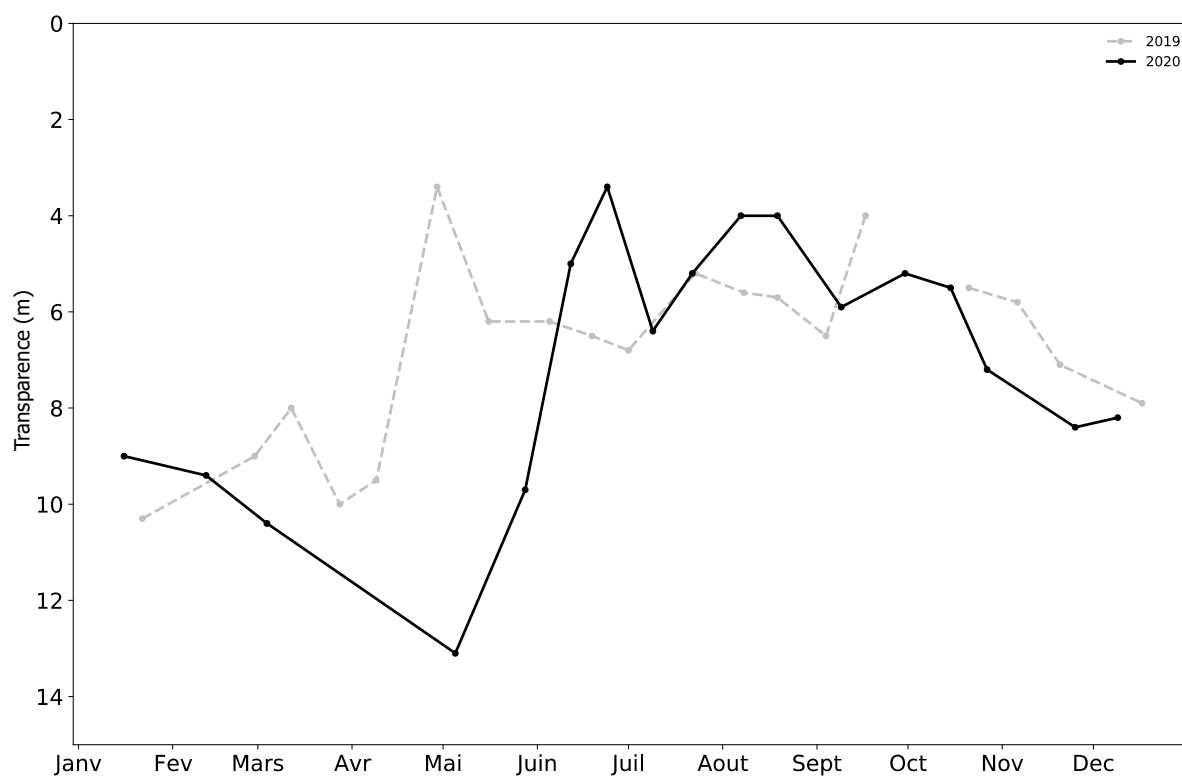


Figure 15 Variation saisonnière de la transparence (m) avec le disque de Secchi normalisé 20 cm au point B en 2019 et 2020

Globalement, la transparence de l'année 2020 représente la même dynamique et le même ordre de grandeur que l'année 2019, excepté au mois de mai 2020 où la transparence a été nettement plus importante. La transparence du 04 mai 2020 a ainsi atteint 13,1m consistant en la valeur la plus haute depuis l'année 2016 (un retour de la phase des eaux claires ?).

I.3. Nutriments

I.3.1 Distributions verticales

Elles sont résumées ci-dessous.

Tableau III Concentrations moyennes des nutriments ($\mu\text{g L}^{-1}$ ou mg L^{-1}) au maximum du mélange des eaux

Concentrations moyennes	0 à 50 m		80 à 140 m	
	2019	2020	2019	2020
Orthophosphate ($\mu\text{gP L}^{-1}$)	2	3	3	8
Phosphore total (mgP L^{-1})	6	8	6	10
Silice réactive (mg L^{-1})	3,0	2,7	3,4	4,6

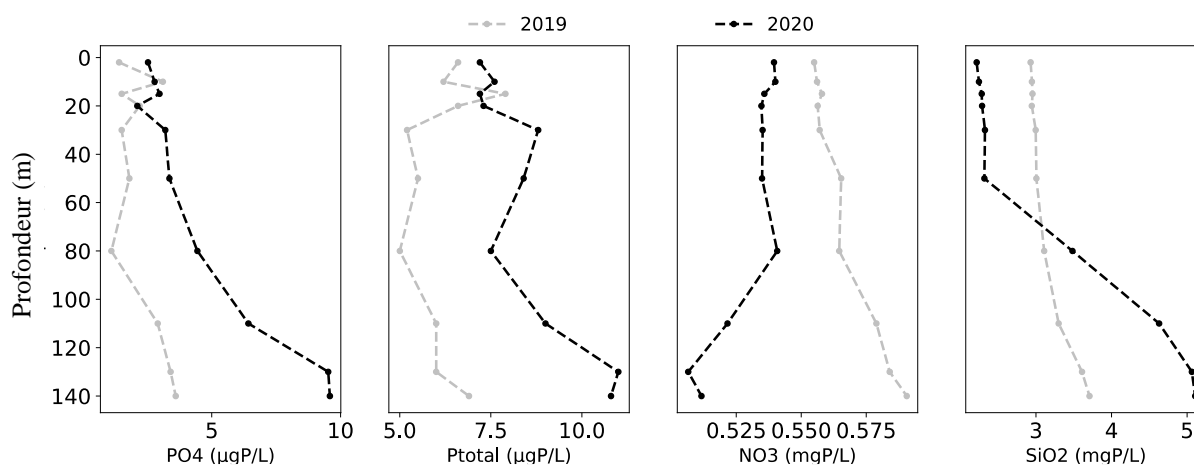


Figure 16 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars 2019 (gris) et 2020 (noir) (PO_4^{3-} mgP L^{-1} , Ptot mgP L^{-1} , NO_3^- mgN L^{-1} , SiO_2 $\text{mgSiO}_2 \text{L}^{-1}$)

Tableau IV Concentrations maximales ($\mu\text{g L}^{-1}$ ou mg L^{-1}) à 140 m en période de relargage

	PO_4^{3-} $\mu\text{gP L}^{-1}$	P_{tot} $\mu\text{gP L}^{-1}$	SiO_2 mg L^{-1}
2008	321	347	9,24
2009	213	228	9,32
2010	38	50	8,85
2011	63	73	9,04
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

I.3.1 Variations saisonnières

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

- Epilimnion : 2 m
- Hypolimnion : 130 et 140 m

Dans l'épilimnion

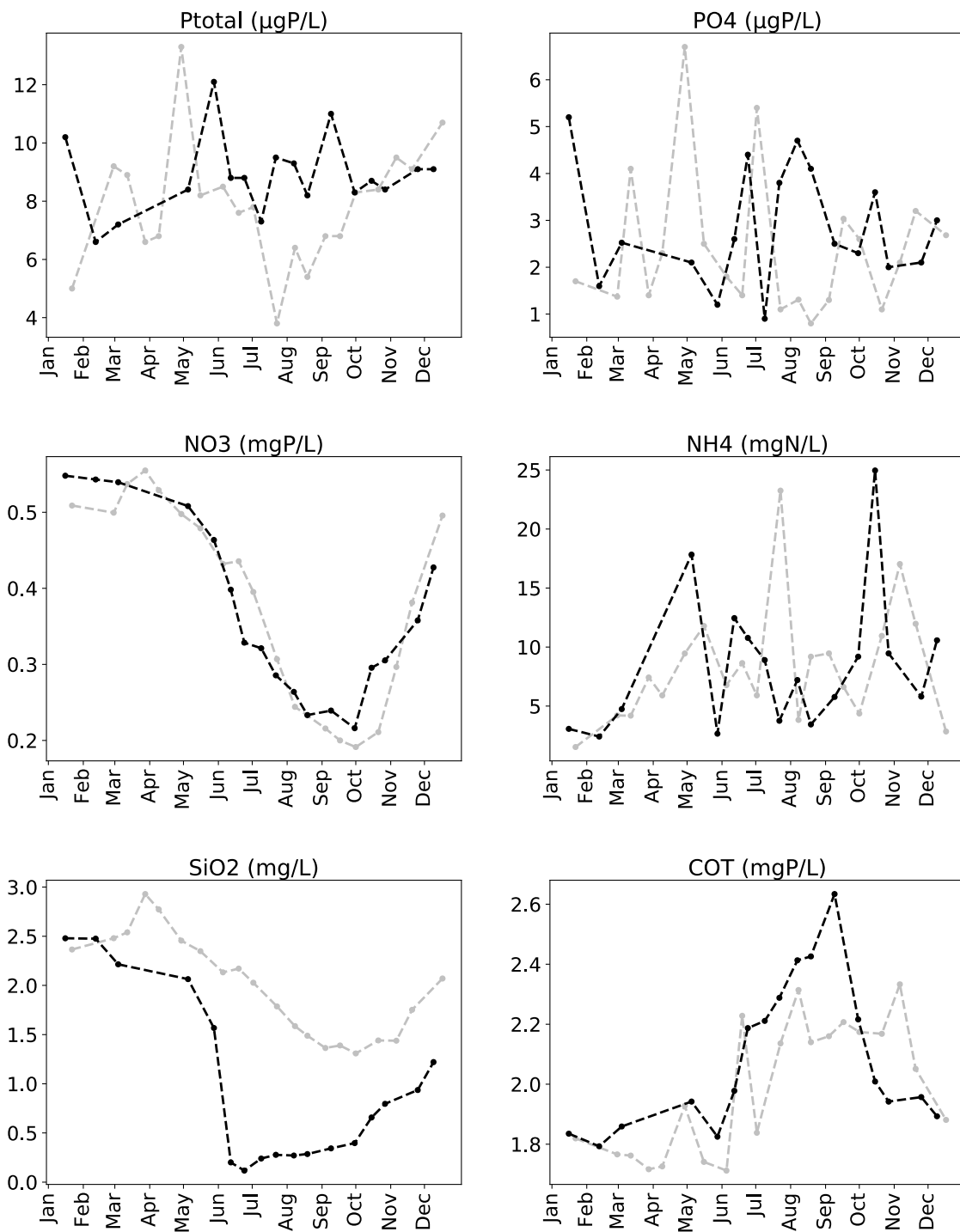


Figure 17 Evolution des concentrations en nutriments (mg L⁻¹) à 2 m de profondeur au point B en 2019 (gris) et 2020 (noir)

Dans l'hypolimnion : 130 m

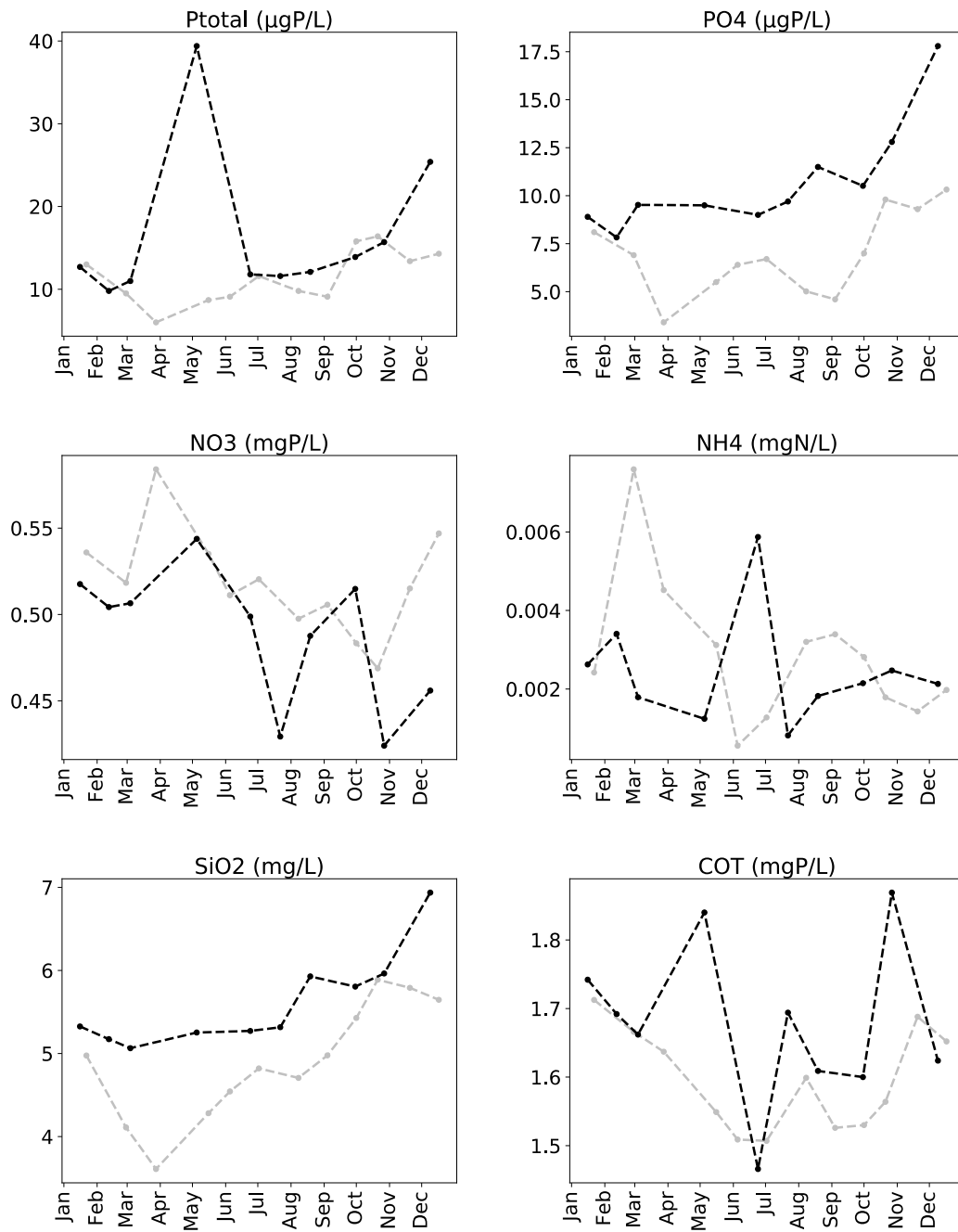


Figure 18 Evolution des concentrations en nutriments (mg L⁻¹) au point B à 130 m en 2019 (gris) et en 2020 (noir)

Dans l'hypolimnion : 140 m

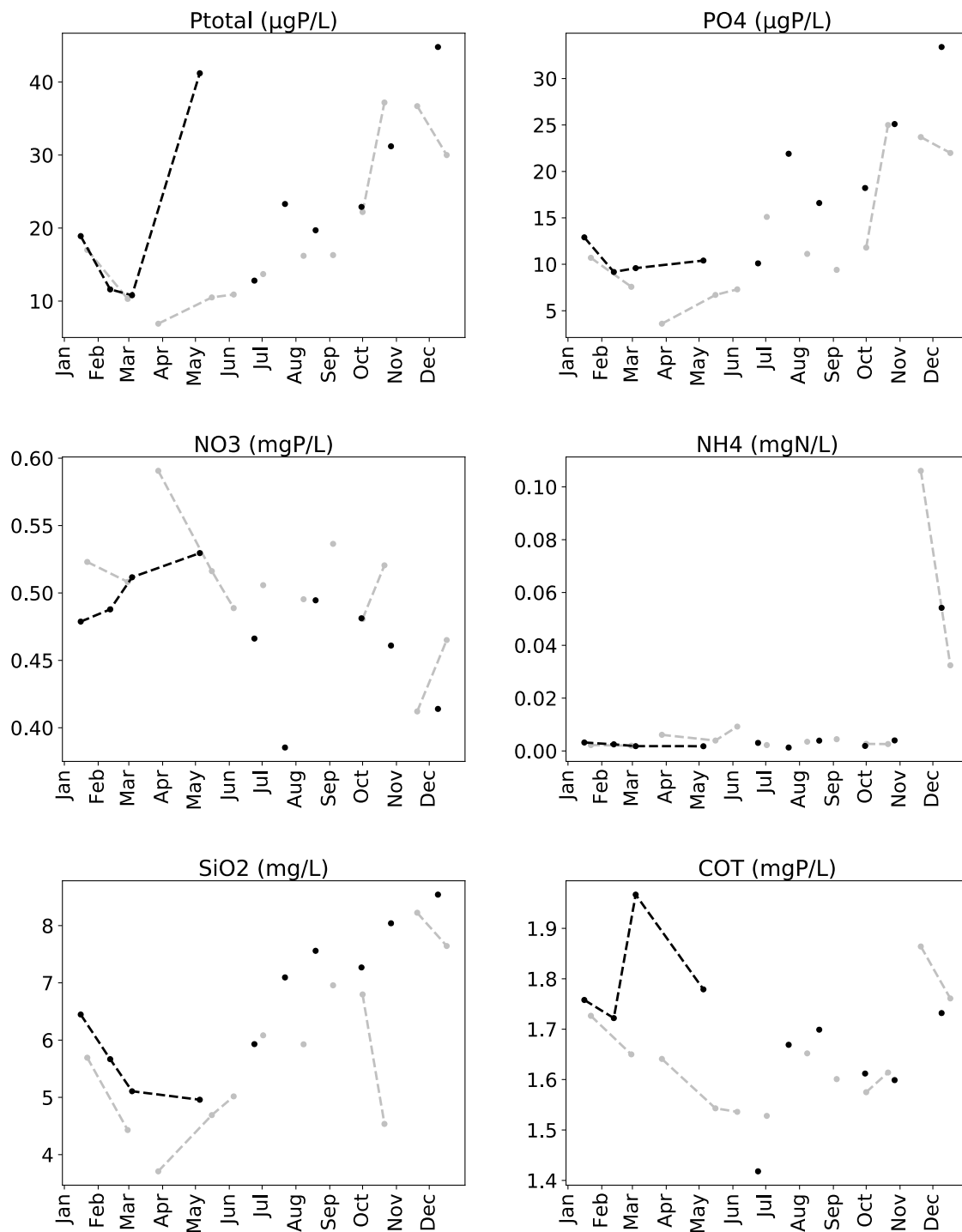


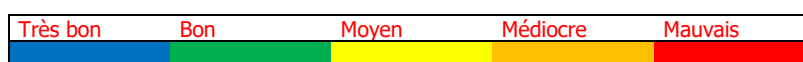
Figure 19 Evolution des concentrations en nutriments (mg L⁻¹) à 140 m au point B en 2019 (gris) et 2020 (noir)

II. Suivi à long terme

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

- ➔ La transparence moyenne estivale en mètres ;
- ➔ La teneur hivernale en nutriments en mg L^{-1}

Le code couleur adopté est le suivant :



II.1. Transparence

La transparence moyenne estivale pour l'année 2020 a été de 4,7 mètres. En 2019, elle a été plus importante et égale à 6,0 mètres. La valeur de 2020 s'inscrit dans la catégorie « bon » (vert) et indique un changement du sens général d'évolution de ce paramètre constaté les années précédentes. Depuis 1981, les valeurs indiquent une augmentation de la transparence estivale (\approx de 3,0 à 6,0 m) soit une nette amélioration. Ce changement devrait être confirmé par les rapports des prochaines années. La Figure 20 ci-dessous permet d'illustrer l'évolution de la transparence estivale moyenne depuis 1981 et de situer la valeur de cet indice par rapport aux classes de qualité. Entre 2001 et 2020, la transparence estivale se situe globalement dans la classe d'état "très bon" (bleu) exceptées les années 2018 et 2020 qui sont toutes les deux les années particulièrement chaudes.

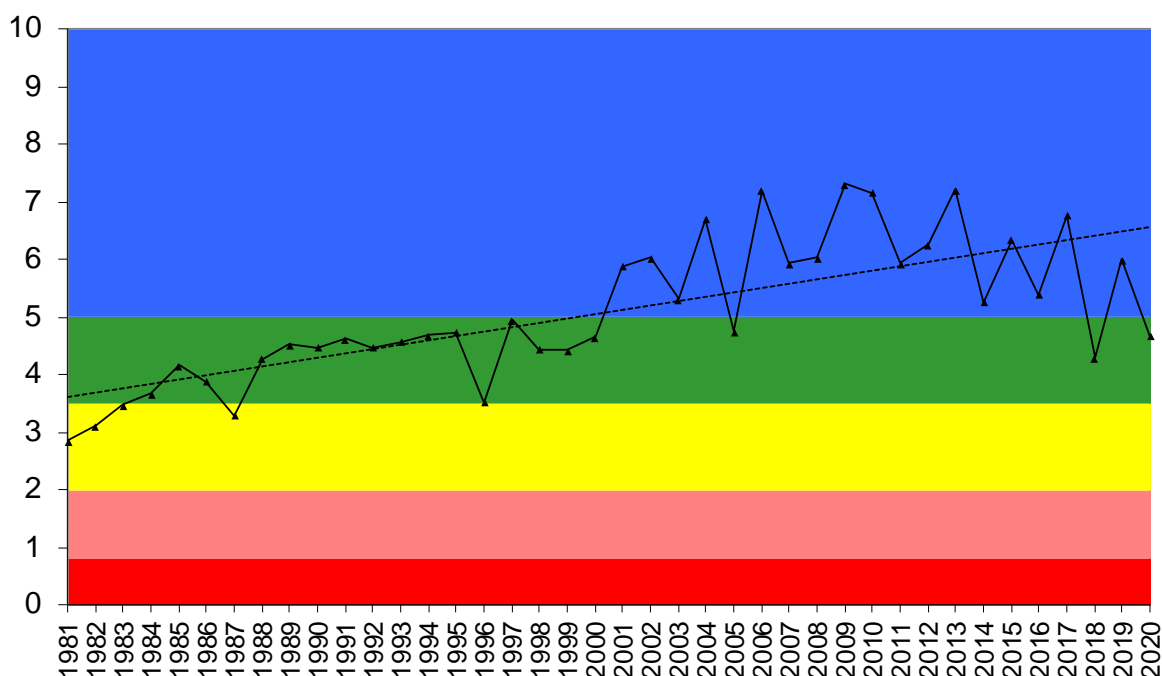


Figure 20 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2020 ; comparaison avec les classes de qualité

II.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. La phase de circulation des eaux pendant la période hivernale n'a pas été suffisante pour permettre une homogénéisation totale de la masse d'eau le 03 mars 2020. 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 2012.

Tableau VI Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2012 et 2020

	unité	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020
NO ₃ ⁻	mgN/L	0,62	0,64	0,61	0,61	0,57	0,56	0,54	0,53	0,53
NH ₄ ⁺	mgN/L	0,002	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004	0,005	0,003
PO ₄ ³⁻	mgP/L	0,010	0,008	0,008	0,006	0,008	0,004	0,006	0,003	0,005
Ptot	mgP/L	0,014	0,011	0,011	0,010	0,009	0,009	0,010	0,007	0,009
SiO ₂	mg/L	3,30	3,42	3,43	3,21	3,42	3,07	3,31	3,04	3,37
COT	mg/L	1,85	1,96	1,64	1,76	1,82	1,74	1,68	1,74	1,80

II.3.1. Nitrate et azote minéral

La concentration moyenne hivernale en azote nitrique calculée pour 2020 a été égale à 0,53 mgN L⁻¹, est et du même ordre que celles des années précédentes (Figure 21). 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⁻¹). Les concentrations de 2012 à 2015 (légèrement supérieures à 2011 et 2010) peuvent s'expliquer, en partie, par un lessivage des sols du bassin versant plus important en relation avec la pluviométrie.

Depuis 2006, la concentration en azote minéral (NO₃⁻+ NH₄⁺) est relativement stable autour d'une valeur moyenne de 0,59 mgN L⁻¹ et se situe, comme le montre la Figure 22, dans la classe de qualité "moyen".

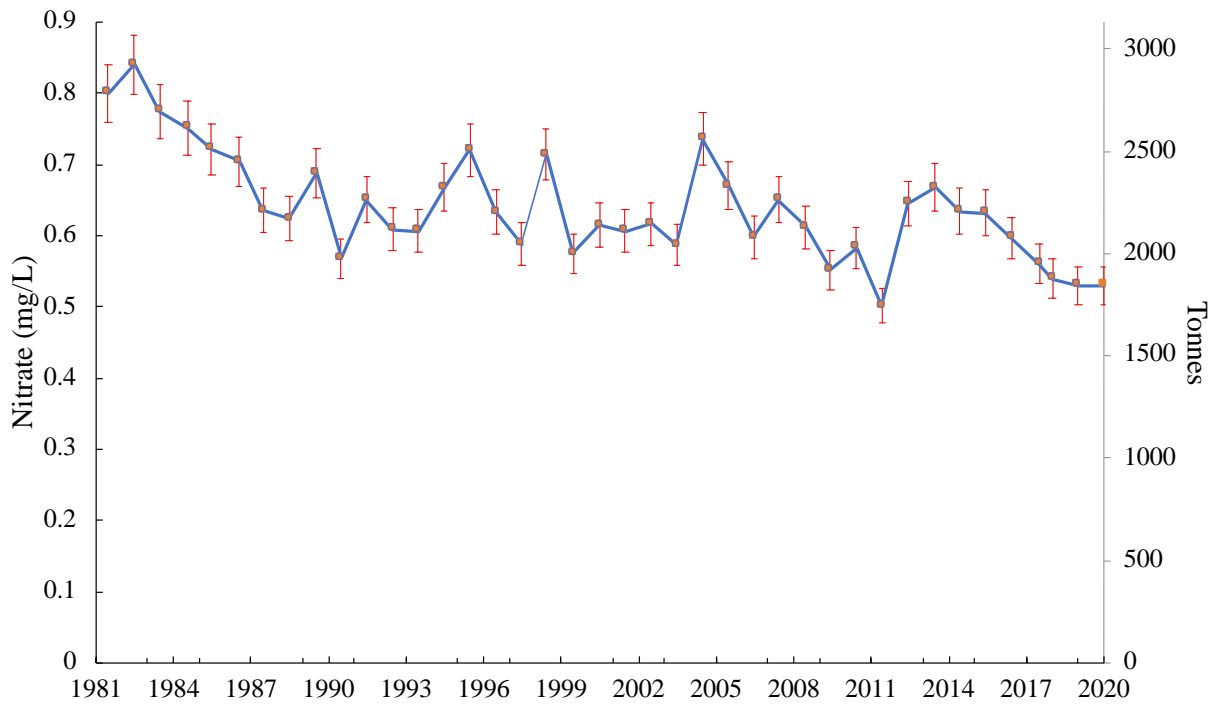


Figure 21 Concentrations moyennes hivernales (mgN L^{-1}) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2020

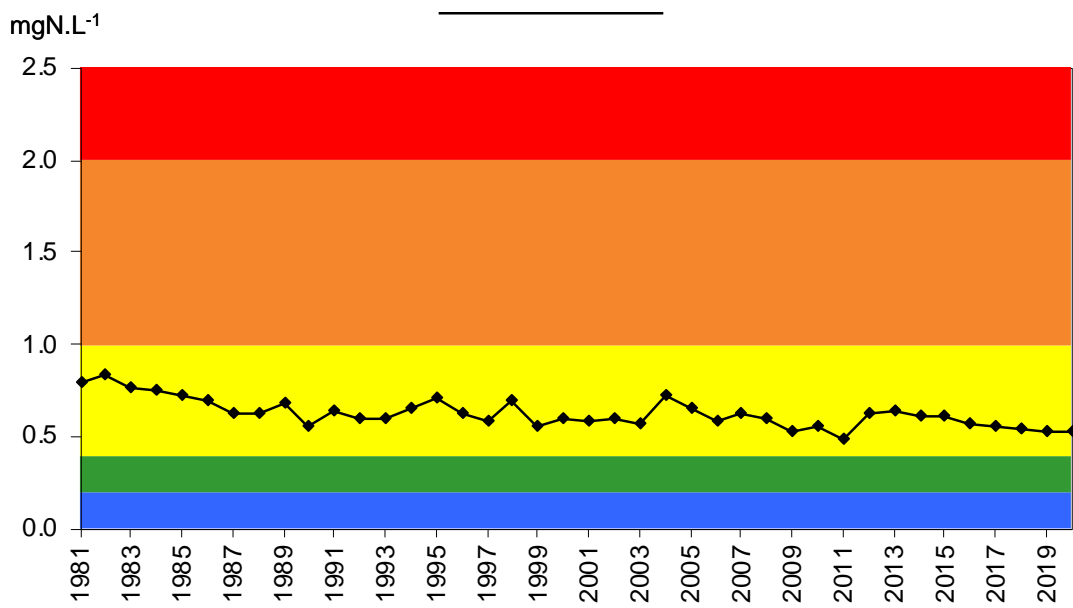


Figure 22 Concentrations moyennes hivernales (mgN L^{-1}) en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) au point B de 1981 à 2020 ; comparaison avec les classes de qualité

II.3.2. Phosphore total et orthophosphates

La diminution de la concentration moyenne hivernale des orthophosphates a connu plusieurs étapes : elle est passée de 120 à 45 $\mu\text{gP L}^{-1}$ de 1981 à 1992, puis sous les 40 $\mu\text{gP L}^{-1}$ de 1993 à 1997, puis sous les 30 $\mu\text{gP L}^{-1}$ de 1998 à 2005 et enfin sous les 20 $\mu\text{gP L}^{-1}$ depuis 2006. Depuis 2011, la concentration en orthophosphate est restée inférieure ou égale à 10 $\mu\text{gP L}^{-1}$ (Figure 23).

Avec 4,9 $\mu\text{gP L}^{-1}$ en orthophosphate et 9,3 $\mu\text{gP L}^{-1}$ en phosphore total, les concentrations moyennes pondérées sur les 3 campagnes de janvier, février et mars complètes de 2020 confirment la baisse du stock perçue en 2006 (Figure 23).

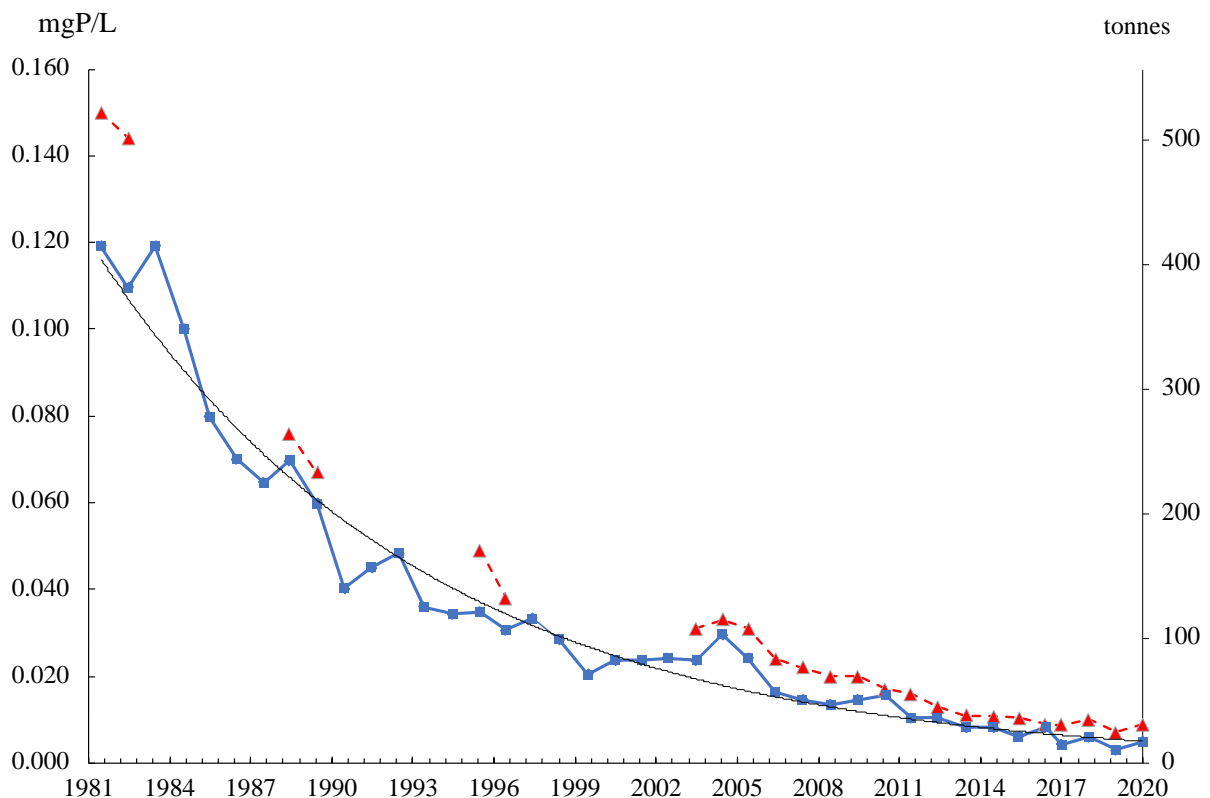


Figure 23 Evolution des concentrations moyennes hivernales de l'orthophosphate (bleu) et du phosphore total (rouge) (mgP L^{-1}) et des stocks hivernaux (tonnes P) au point B de 1981 à 2020

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 24).

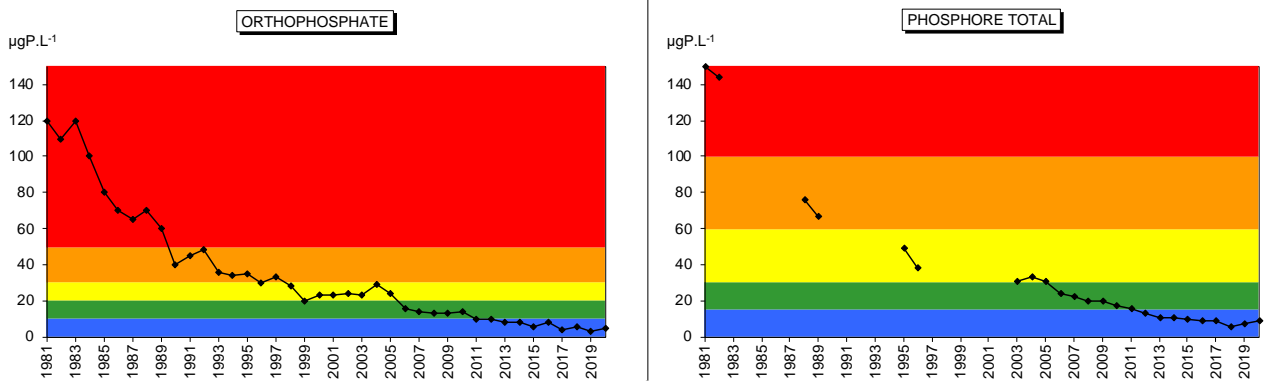


Figure 24 Evolution des concentrations moyennes hivernales ($\mu\text{gP L}^{-1}$) des orthophosphates et du phosphore total ; comparaison avec les classes de qualité

II.3.2. Silice réactive et carbone organique total

Pour la silice réactive et le carbone organique total, les concentrations moyennes hivernales, égales à $3,04 \text{ mg L}^{-1}$ et $1,74 \text{ mg L}^{-1}$ respectivement, restent du même ordre de grandeur que celles des années antérieures et proches des moyennes de 2003 à 2016 ($3,11 \text{ mg L}^{-1}$ et $1,91 \text{ mg L}^{-1}$) (Figure 25).

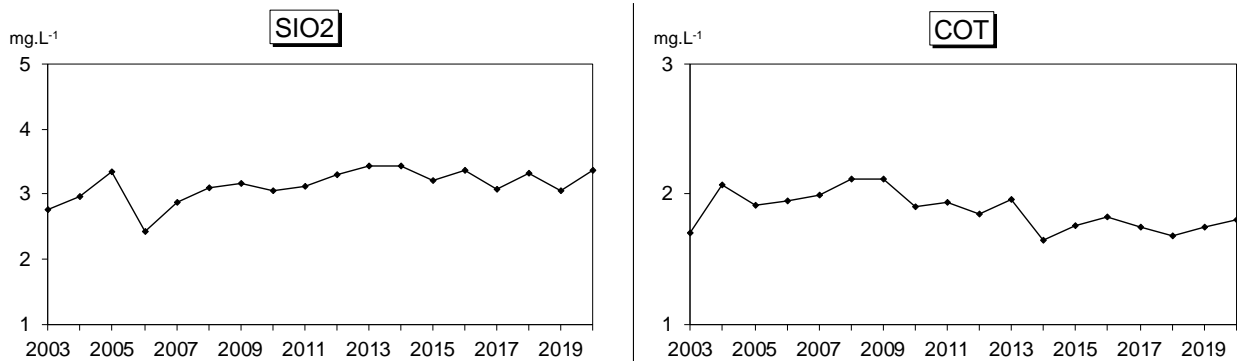


Figure 25 Évolution des concentrations moyennes hivernales a) de la silice réactive (mg/L) et b) du carbone organique total (mg/L) au point B de 2003 à 2020

ÉTUDE RELATIVE À LA CHLOROPHYLLE A

I. Dosage de la chlorophylle *a*

I.1. Echantillonnage et analyse

Depuis 2016, un échantillon moyen sur l'épaisseur 0-18 m de la colonne d'eau est obtenu à l'aide de l'Integrated Water Sampler » ou IWS (voir rapport de l'année 2015 sur la validation de l'instrument).

Pour rappel, entre 2006 et 2011 inclus, la profondeur d'intégration était de 0-20 m et avant cela de 2,5 fois la valeur de profondeur donnée par le disque de Secchi. L'évolution d'échantillonnage de cette tranche d'eau a été due à des problèmes d'homogénéisation des résultats et techniques avec la cloche intégratrice. A l'avenir, cette profondeur pourrait passer à 0-25 m, ce qui est désormais rendu possible avec l'utilisation de l'IWS permettant de réaliser des prélèvements d'un volume d'eau intégrée de 5 litres à toute profondeur et sur n'importe quelle strate de la colonne d'eau.

Les échantillons obtenus ont été filtrés sur papier Whatman GFC (1,2 μm). Le dosage de la chlorophylle *a* a été réalisé par le laboratoire INRAE à Thonon selon la méthode normalisée NFT 90-117 (methode de Laurenzen).

La teneur en chlorophylle *a* de l'eau d'un lac est considérée comme un indice d'abondance du phytoplancton et de qualité trophique de l'écosystème. Cependant l'analyse de l'évolution de ce paramètre peut être délicate en raison de la variabilité des teneurs en chlorophylle *a* selon l'espèce d'algue.

I.2. Variations saisonnières

Les différentes phases de production de biomasse se traduisent par la succession de plusieurs petits pics chlorophylliens au cours de l'année, avec un niveau restant globalement assez bas ($<6 \mu\text{g L}^{-1}$). L'évolution des concentrations en 2020 (Figure 1) permet de définir plusieurs périodes, sachant qu'il manque toute une partie entre le 3 mars et le 5 mai où il est fort à parier que la biomasse a pu être plus importante en raison d'une météo locale particulièrement favorable à la pousse phytoplanctonique. On observe, en dépit des données manquantes :

- une période hivernale où les concentrations sont restées basses ($<3 \mu\text{g L}^{-1}$) ;
- un début de printemps sans données, et la fin de ce dernier avec des valeurs globalement faibles : $\sim 2,8 \mu\text{g L}^{-1}$ fin mai et $4,9 \mu\text{g L}^{-1}$ mi juin ;
- un début d'été avec la valeur maximale enregistrée le 23 juin avec seulement $5,4 \mu\text{g L}^{-1}$;
- l'été et l'automne pour lesquels les concentrations sont restées très basses (oscillant entre 2 et $3 \mu\text{g L}^{-1}$), exception faite de la date du 21 juillet ($3,9 \mu\text{g L}^{-1}$) .

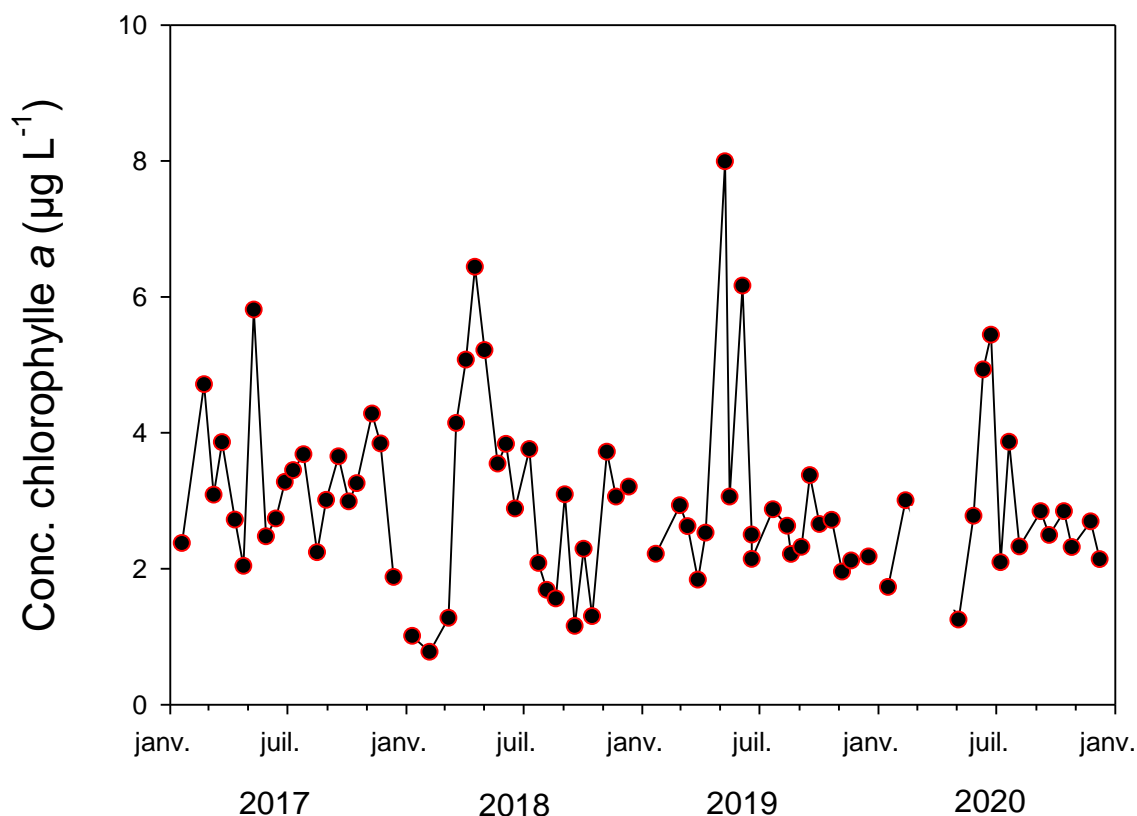


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en chlorophylle *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0–18 m, au point B ; comparaison de 2017 à 2020

I.3. Evolution à long terme

Avec une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* de $2,85 \mu\text{g L}^{-1}$, 2020 est l'année où la concentration a été la plus basse de la chronique et s'est largement maintenue sous la barre des $3 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figure 2). Cette interprétation doit toutefois être considérée avec précaution en raison des données manquantes de la fin d'hiver et du début de printemps qui ont pu être plus élevées.

La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* reste assez hétérogène. Depuis 2002, les moyennes annuelles plus élevées de 2007 et 2008 correspondaient à des développements importants en cyanobactéries ($6,3 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2007 et $7,0 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2008). Cependant, la tendance à la baisse perçue sur l'ensemble de la chronique traduit une évolution favorable de cet indice corroborée par l'évolution des concentrations maximales et estivales depuis 1987.

La moyenne estivale suit la tendance de la moyenne annuelle. Depuis 2015, les valeurs moyennes estivales avaient été inférieures ou similaires aux valeurs moyennes annuelles ($3,33$ vs $3,88 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2015 ; $2,85$ vs $3,33 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2016 ; $3,22$ vs $3,27 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2017 ; $2,22$ vs $2,91 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2018, et $2,6$ vs $2,95 \mu\text{g L}^{-1}$ en 2019). En 2020, la valeur estivale est supérieure à la valeur moyenne ($3,18$ vs $2,85 \mu\text{g L}^{-1}$) mais là encore, les données manquantes ont pu biaiser cette analyse.

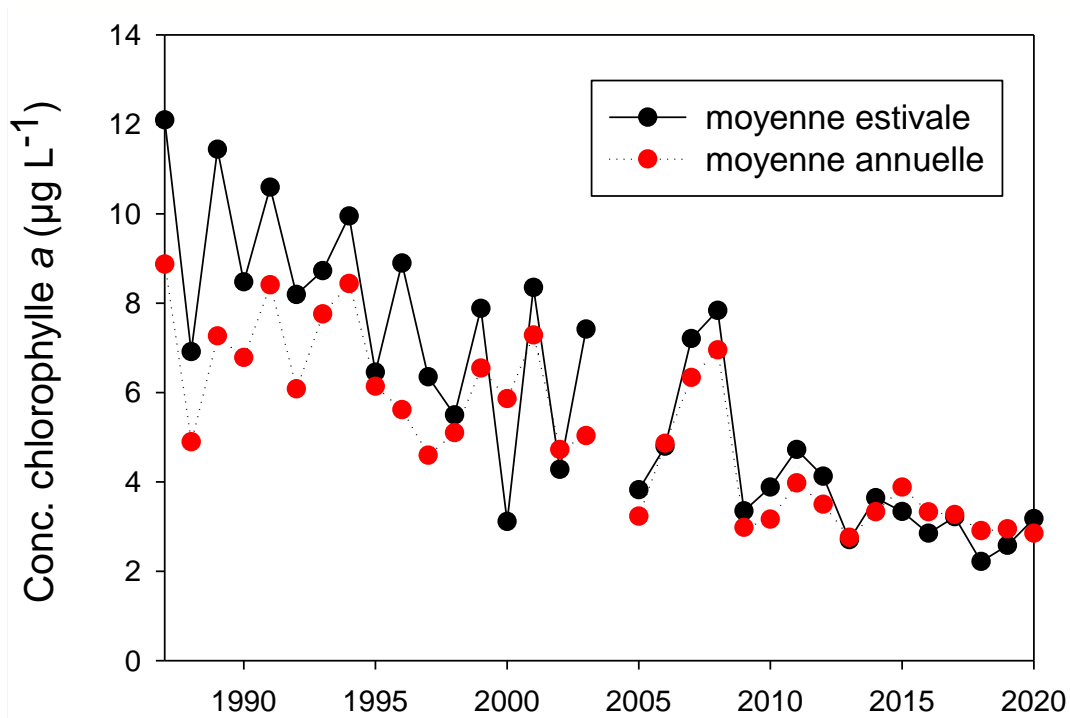


Figure 2 Evolution de la concentration moyenne **estivale** et **annuelle** en chlorophylle a ($\mu\text{g L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2020

La Figure 3 ci-dessus illustre finalement l'évolution interannuelle de deux indices utilisant la chlorophylle *a*. Par rapport aux classes de qualité (du bleu signifiant très bon à rouge signifiant très mauvais), les indices évoluent de façon favorable. Si en 2016, une concentration relativement élevée avait été enregistrée au printemps (avec $10,4 \mu\text{g L}^{-1}$), depuis, les concentrations maximales sont restées beaucoup plus modestes depuis 2014 (e.g. $<8 \mu\text{g L}^{-1}$) et 2019 marquait la valeur estivale la plus basse (e.g. $2,6 \mu\text{g L}^{-1}$). Avec une valeur de $3,177 \mu\text{g L}^{-1}$, l'année 2020 continue de se situer dans la classe d'état « très bon » eu regard de la concentration maximale enregistrée et la concentration estivale se situe presque en limite de classe entre « bon » et « très bon ».

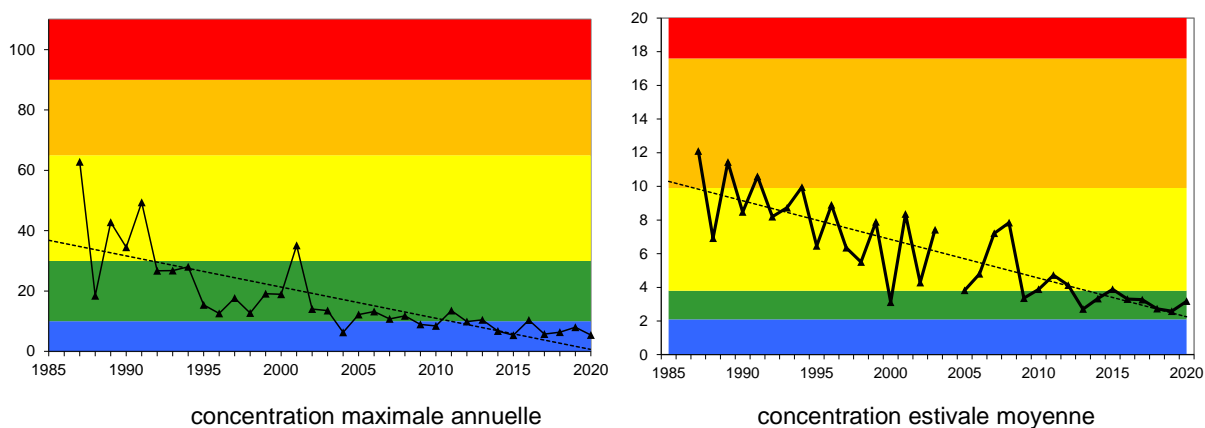


Figure 3 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des concentrations maximale annuelle et estivale moyenne en chlorophylle a ($\mu\text{g L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2020

ÉTUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I. Méthodologie

En 2020, 17 campagnes de prélèvements ont été effectuées pour l'étude du phytoplancton dans le lac du Bourget. Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-18 m avec l'appareil intégrateur automatisé 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.



Photo 1 Appareil intégrateur IWS collecteur de la chlorophylle *a* et du phytoplancton, avec le piston observé dans différentes positions. Le volume maximum pouvant être prélevé est de 5 litres

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 laissés 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) ; ils sont également conformes au protocole national d'analyse du phytoplancton (Laplace-Treytore *et al.* 2009). Le lecteur intéressé peut télécharger les protocoles d'analyse complets sur le lien suivant : <http://www6.dijon.inra.fr/thonon/Les-Plateaux-techniques/Le-laboratoire-de-biodiversite-et-de-biologie-moleculaire/Les-analyses-du-laboratoire>

L'annexe 3 donne les principes des calculs de biomasses algales.

II. Résultats

II.1 Evolution saisonnière de l'année 2020

II.1.1. Evolution des classes d'algues

La Figure 1 présente l'évolution saisonnière des principales classes algales (*sensu* Bourrelly 1972, 1981, 1985) pour l'année 2020. Les phases principales suivantes ont été observées :

- Une phase hivernale et de début de printemps, avec des biomasses faibles (16/01, 4/05) dominées par les Diatomées, sachant qu'aucun prélèvement n'a eu lieu entre le 3 mars et le 5 mai ;
- Une phase de fin de printemps et de début d'été (27/05 au 21/07) pendant laquelle une rapide augmentation de la biomasse a été enregistrée, avec le maximum annuel de biomasse atteint ($4\,431\ \mu\text{g L}^{-1}$) et dominé par des Chrysophycées et des Diatomées. Il s'agit d'une valeur assez élevée, tout comme cela avait été le cas, au printemps, en 2019 ($5\,127\ \mu\text{g L}^{-1}$ le 29/04) et en 2017 ($5\,724\ \mu\text{g L}^{-1}$ le 29/05), mais inférieure aux blooms de Cyanobactéries observés en 2016 et dans les années 2004 à 2009. Les biomasses importantes des années 2017, 2016 et 2020 sont constituées des mêmes classes algales (Diatomées, Chrysophycées).
- Une phase de fin d'été et de début d'automne (06/08 au 12/09) se caractérisant par la présence de biomasses relatives importantes de Dinophycées (6/08) et de Cyanobactéries (29/09).
- Une phase de fin d'automne et d'hiver (14/10 au 08/12) où la biomasse est stable et oscille autour de $1\,000\ \mu\text{g L}^{-1}$, en lien avec majoritairement des Dinophycées et des Diatomées.

II.1.2. Evolution des espèces dominantes et des groupes fonctionnels

La Figure 2 ci-après illustre la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2020.

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 3 présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds (Reynolds *et al.* 2002). L'annexe 4 reprend les définitions de chaque groupe fonctionnel données dans l'article de (Reynolds *et al.* 2002).

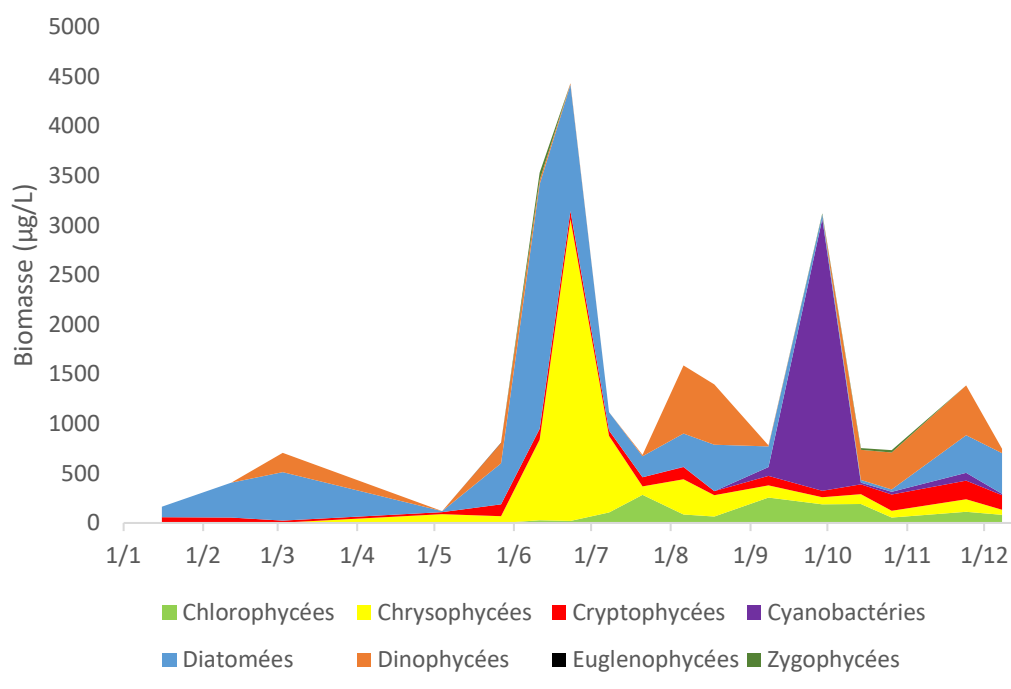


Figure 1 Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2020

Pendant la phase hivernale et de début de printemps (16/01 au 4/05), la biomasse a été faible. C'est une diatomée centrique qui domine le compartiment algal. Il s'agit de *Cyclotella costei*, une petite centrique adaptée aux masses d'eaux brassées et oligotrophes (Rimet *et al.* 2009). Ce taxon est typiquement observé à cette période de l'année (masse d'eau non-stratifiée, faible luminosité).

Pour la phase de fin de printemps et de début d'été (27/05 au 21/07), tout comme en 2019, la biomasse algale augmente fortement du fait d'une Chrysophycée, *Dinobryon divergens*. Cette espèce appartient au groupe fonctionnel E (qui domine largement la biomasse pendant cette phase avec plusieurs autres espèces de *Dinobryon*). Ce groupe fonctionnel rassemble des espèces mixotrophes, qui sont indicatrices de milieux pauvres en nutriments (Reynolds *et al.* 2002). Une autre espèce de diatomée accompagne cette augmentation de biomasse : *Puncticulata radiosa*. C'est une espèce centrique typique des lacs mésotrophes (Padisak *et al.* 2009). A la fin de cette phase, la biomasse diminue fortement le 21/07, du fait des *Dinobryon divergens* qui disparaissent quasiment à cette date ; seules les diatomées (*Cyclotella costei*) subsistent.

Pendant la phase de fin d'été et de début d'automne (06/08 au 12/09) c'est d'abord une Dinophycée qui a dominé le compartiment phytoplanctonique pendant le mois d'août : *Ceratium hirundinella*. Cette espèce est typique des épilimnions estivaux bien stratifiés et plutôt riches en

nutriments (groupe fonctionnel Lm selon Reynolds et al. 2002). Au mois de septembre, c'est une cyanobactérie non-toxique mucilagineuse, *Aphanocapsa delicatissima*, qui a présenté une biomasse importante. Cette espèce appartient au groupe fonctionnel K, et regroupe les taxons se développant dans des masses d'eau stratifiées et relativement riches en nutriments. La présence de taxons appartenant à ce groupe fonctionnel est régulièrement observée en fin d'été dans le Bourget (c'était par exemple le cas en 2019).

La biomasse de la phase de fin d'automne (14/10 au 08/12) a de nouveau été dominée par *Ceratium hirundinella*.

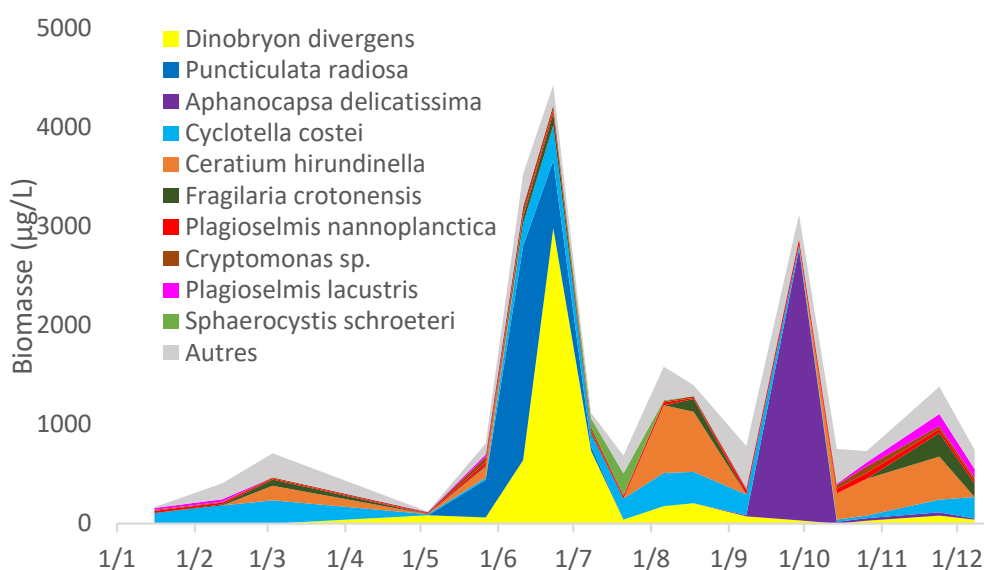


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2020

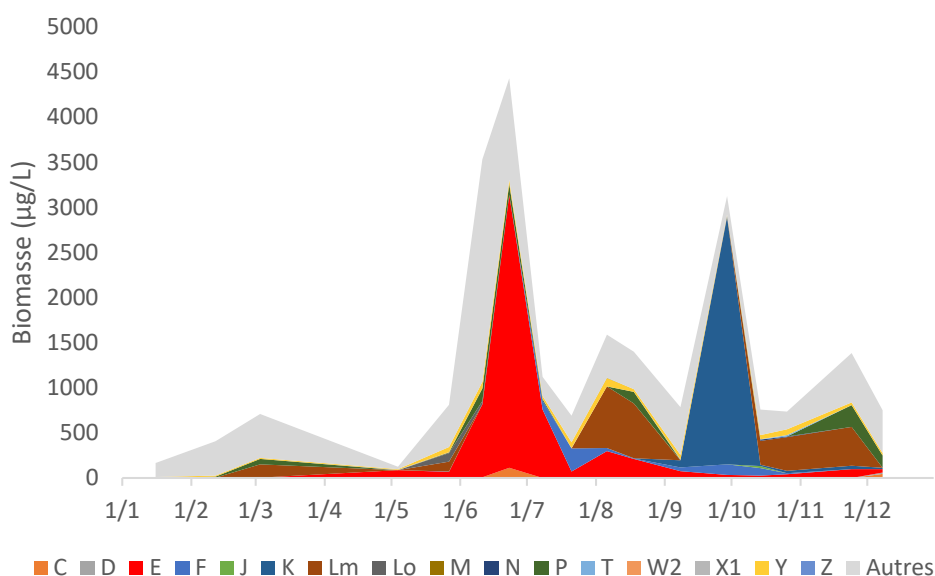


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres D à Z ; "autres" correspond aux taxons non classés par (Reynolds et al. 2002) dans le lac en 2020. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée en Annexe

II.1.3. Evolution du micro et nanophytoplancton

La Figure 4 ci-dessous présente la dynamique saisonnière des classes de taille du phytoplancton. Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 μm et un biovolume inférieur à 10 000 μm^3 , ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 μm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 μm^3 . Pour l'année 2020, on observe que le microphytoplancton domine le compartiment algal, sauf en début d'année (16/1 et 12/2), une courte période en milieu d'été (21/07) et en fin d'année (8/12).

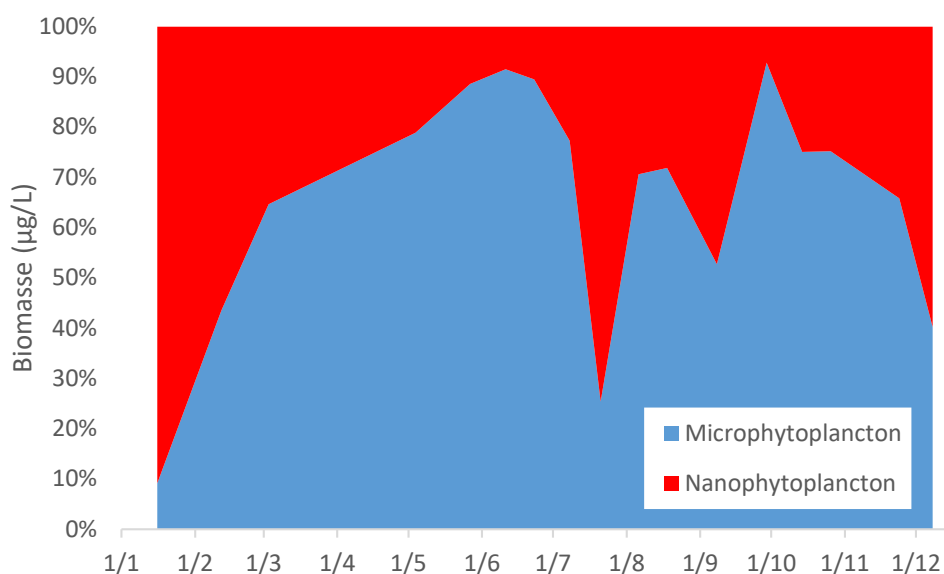


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2020

II.2 Evolution interannuelle

II.2.1. Evolution des classes algales

La biomasse totale algale a augmenté progressivement de 1995 à 2008. Par contre, les années de 2009 à 2019 présentent des biomasses nettement plus faibles. Celle-ci a été divisée par environ 2. Le Tableau 1 reprend les valeurs chiffrées de la biomasse algale totale de la Figure 5.

La Figure 5 présente l'évolution interannuelle des classes algales (*sensu* Bourrelly 1972, 1981, 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. Les cyanobactéries qui dominent sont *Planktothrix rubescens* (cyanobactérie filamenteuse potentiellement toxique), mais également *Aphanocapsa delicatissima* (cyanobactérie mucilagineuse non-toxique). Les années 2018 à 2020 présentent des biomasses proches de celles de 2009-2015. L'année 2020 est caractérisée par la dominance des classes de Diatomées et de Chrysophycées, qui sont indicatrices de milieux oligotrophes.

Tableau I Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 2004 à 2020

	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

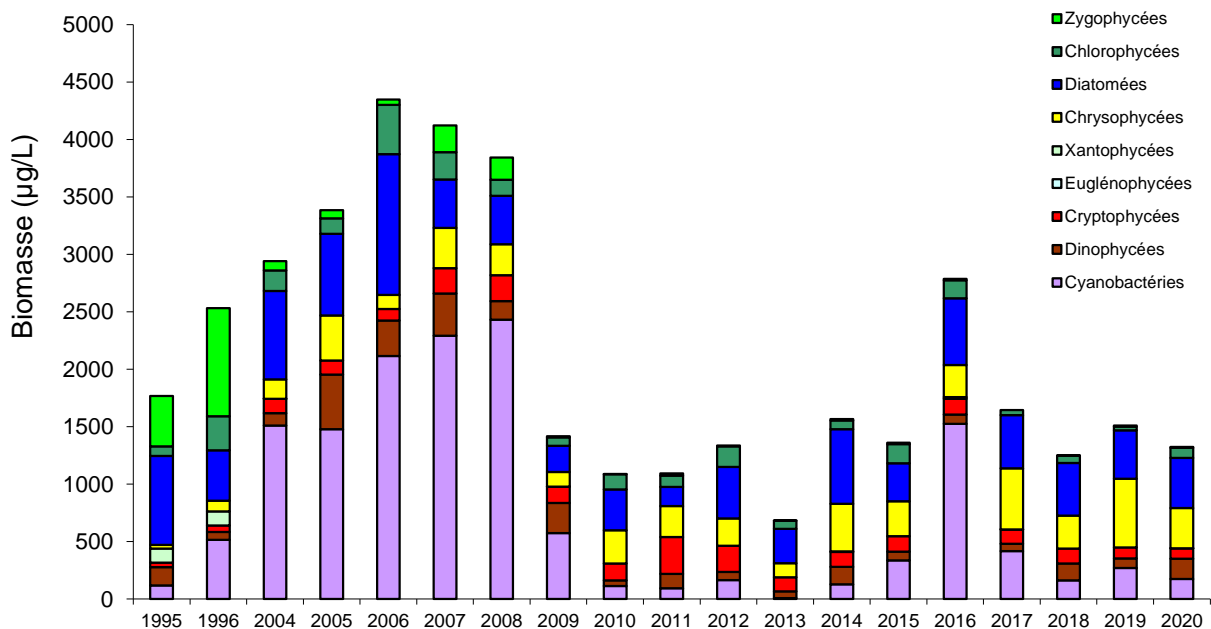


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

II.2.2. Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2020. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon (Weaver & Shannon 1949) a été calculé (détail du calcul en

annexe), puis la moyenne annuelle de ces indices a été mesurée pour chacune des années. Cet indice moyen ainsi que les valeurs minimales et maximales sont reportées à la Figure 6.

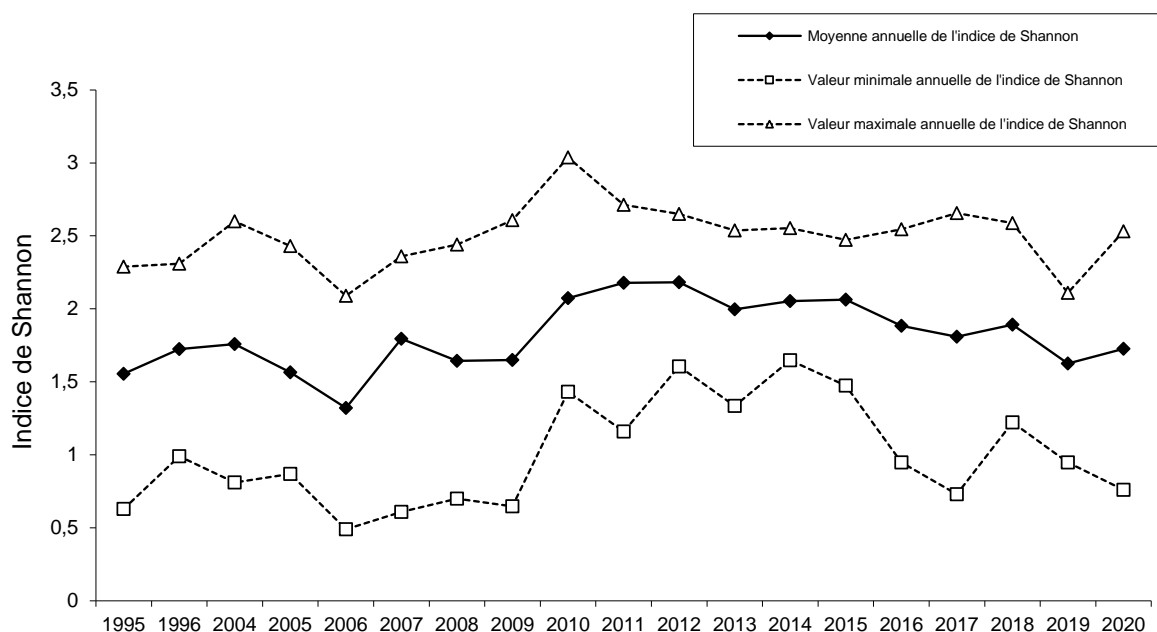


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon-Wiener

Les années antérieures à 2010 ont eu des diversités relativement faibles s'expliquant par la dominance de *Planktothrix rubescens*. Entre 2010 et 2018, les diversités annuelles ont été sensiblement plus élevées. Les années 2019 et 2020 ont présenté une diversité moyenne annuelle plus faible qui pourrait s'expliquer par la ré-oligotrophisation du lac : le compartiment algal ne présente plus que les espèces capables de survivre dans un milieu pauvre en nutriments, les autres taxons (indicateurs de milieux plus riches) ont quasiment disparu.

II.2.3. Evolution des groupes fonctionnels

Plusieurs phases peuvent être identifiées sur la chronique 1995 – 2020 (Figure 7) :

- Une première phase correspondant aux années 1995-1996 où le compartiment phytoplanctonique était 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 importantes.

- De la même façon, les groupes C et D présentent une nette augmentation de leurs proportions relatives depuis 2009. Il s'agit de groupes composées 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. L'année 2020 ne confirme pas cette dynamique puisque, ce groupe de taxons présente des biomasses nettement plus faibles que les années précédentes.

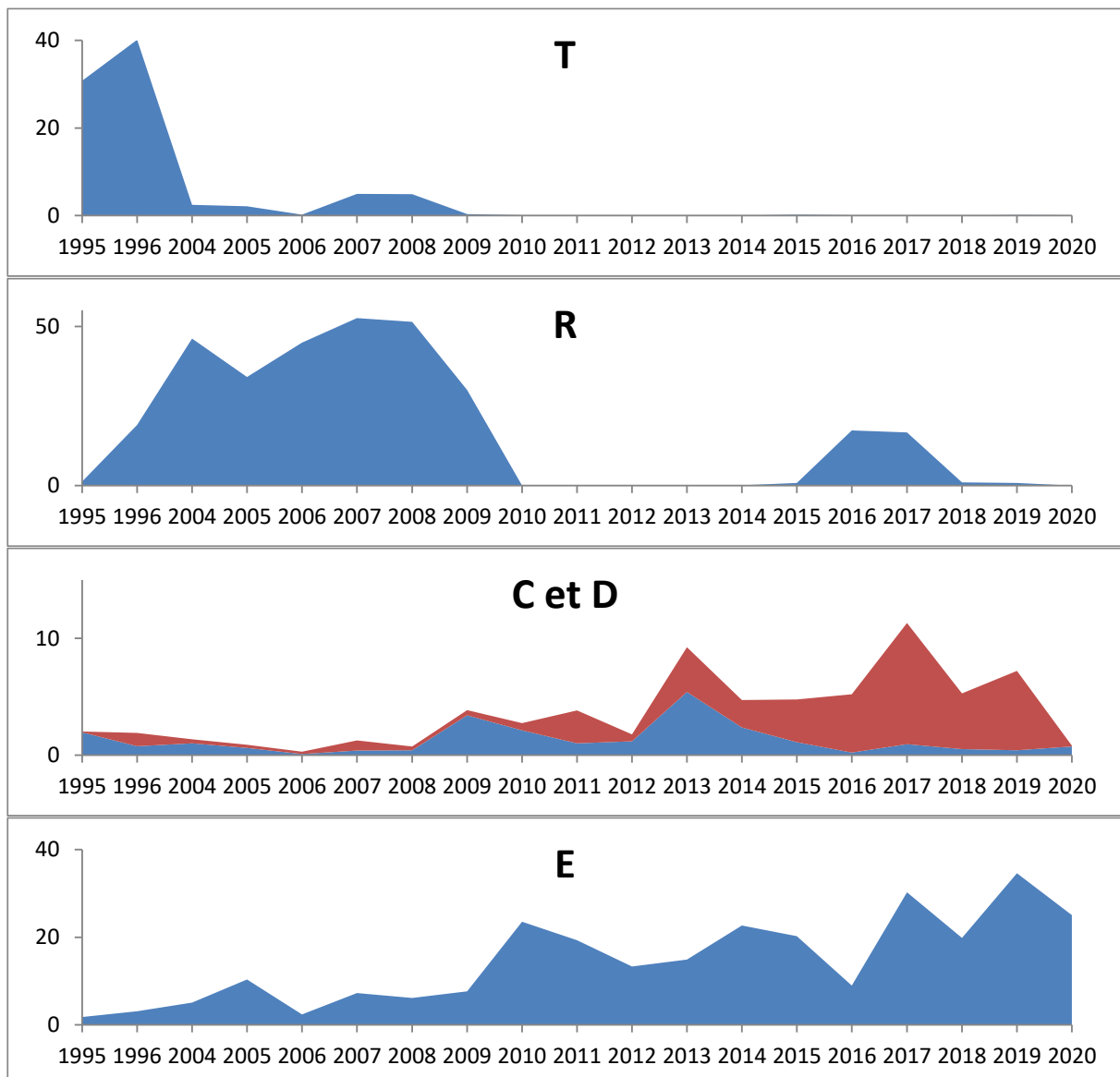


Figure 7 Dynamique interannuelle de la proportion exprimée en pourcentage de biomasse ($\mu\text{g L}^{-1}$) de certains groupes fonctionnels selon (Reynolds *et al.* 2002)

II.2.4. Evolution de l'indice de qualité phytoplancton 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 3 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 :

Classe	Concentrations en PT	Niveau trophique	Valeur indice
6	$\leq 5 \mu\text{g.L}^{-1}$	ultra-oligotrophe	6 (valeur max)
5	$5-8 \mu\text{g.L}^{-1}$	oligotrophe	5
4	$8-15 \mu\text{g.L}^{-1}$	oligo-mesotrophe	4
3	$15-30 \mu\text{g.L}^{-1}$	méso/faiblement eutrophe	3
2	$30-60 \mu\text{g.L}^{-1}$	eutrophe	2
1	$>60 \mu\text{g.L}^{-1}$	hypertrophe	1 (valeur min)

Les valeurs d'indice des années entre 2017 et 2020 sont nettement plus élevées que les années précédentes. On note toutefois une légère baisse pour 2020.

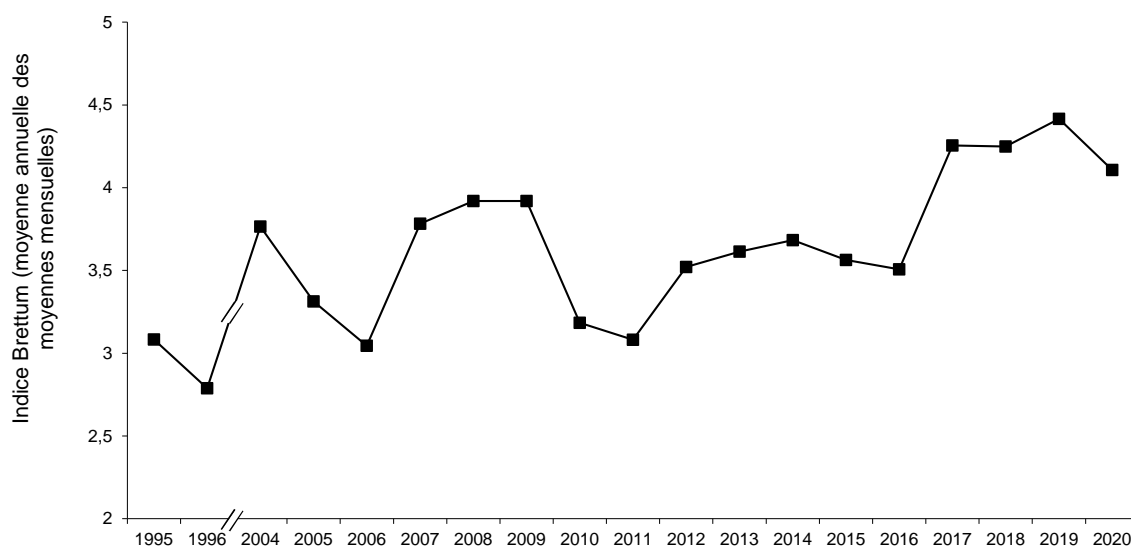


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

II.2.5. Evolution du micro et nanophytoplancton

Le Tableau 2 reprend l'évolution de la proportion des compartiments nano- et microphytoplanctoniques de 2004 à 2020, la Figure 9 donnant cette évolution en biomasse depuis 1995.

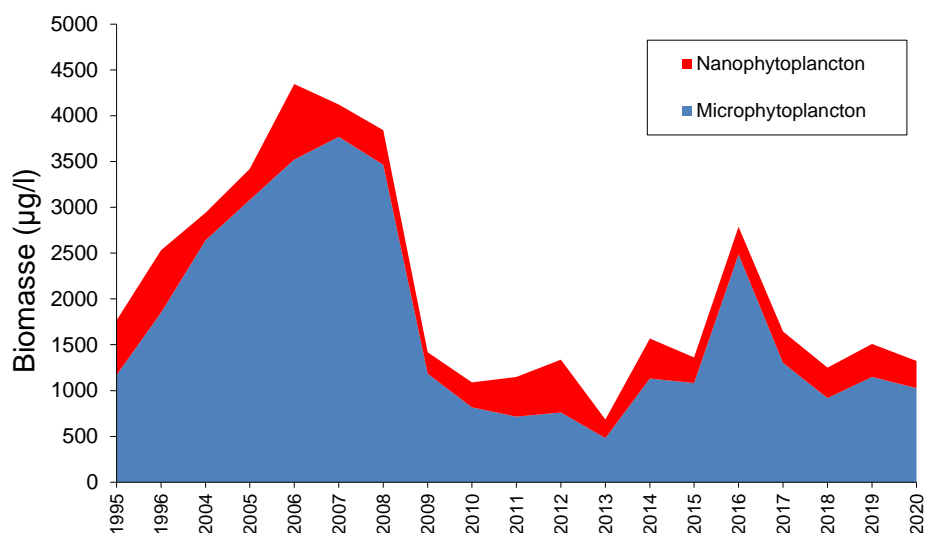


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques

Tableau II Evolution en % du micro- et du nanoplancton dans la couche 0-20 (<2006) 0-18 m (>2006) dans le lac du Bourget (en termes de biomasse annuelle moyenne)

%	Microphytoplankton	Nanophytoplankton
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

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 2018 présentent une nouvelle baisse de la proportion en microphytoplancton.

II.2.6. L'IPlac

L'IP-lac a été validé par le groupe DCE-ESC et le ministère et est donc désormais reconnu comme indice d'évaluation de l'état écologique des plans d'eau en France. Ceci a été inscrit dans l'arrêté Evaluation du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application. Ce rapport a été précurseur quant à l'utilisation de cet indice qui est proposé depuis 2012, sur la chronique de données depuis 2004.

L'indice phytoplancton lacustre ou IPLAC a été mis au point par l'équipe CARMA (Contaminants Anthropiques et Réponses des Milieux Aquatiques) de l'IRSTEA Bordeaux. Il permet, comme demandé par la DCE, d'évaluer l'état écologique d'un plan d'eau à partir de la communauté phytoplanctonique présente sur une année donnée. L'IPLAC est un indice multimétrique qui repose sur les relevés phytoplanctoniques et les données de chlorophylle *a* d'au moins 3 campagnes réalisées durant la période de végétation, c'est-à-dire entre mai et octobre essentiellement, acquises selon le protocole standardisé (Laplace-Treyture *et al.* 2009).

La Métrique de Biomasse Algale totale (MBA) est basée sur la concentration moyenne en chlorophylle *a* sur la période de végétation, qui est une bonne illustration de la biomasse phytoplanctonique totale disponible dans le plan d'eau. La Métrique de Composition Spécifique (MCS) exprime une note en fonction de la présence de taxons indicateurs figurant dans une liste de référence de 165 taxons. L'évaluation est donc fonction de la composition taxinomique échantillonnée exprimée en biovolume. Ces deux métriques agrégées compose l'IPLAC (Laplace-Treyture *et al.* 2012). Le résultat de l'indice varie entre 0 et 1 selon la grille du Tableau III. Plus l'indice est proche de 1 et plus l'état écologique du plan d'eau tend vers un très bon état écologique.

Tableau III Seuils des classes définis pour l'IPLAC

Valeurs de limite	Classe
[1 - 0.8]	Très bon
]0.8 - 0.6]	Bon
]0.6 - 0.4]	Moyen
]0.4 - 0.2]	Médiocre
]0.2 - 0]	Mauvais

Dans le cadre du suivi annuel du lac du Bourget les teneurs en chlorophylle *a* sont mesurées et la communauté du phytoplancton est analysée. Le nombre d'observations annuelles est supérieur à celui requis dans le protocole standardisé DCE plan d'eau (Laplace-Treyture *et al.* 2009) 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 jusque 2011 et 0-18 m depuis 2012. Une campagne par « saison » est requise dans le protocole alors que le suivi du Bourget comprend entre 19 et 22 campagnes annuelles (sauf 2020 avec ses 17 campagnes)

pour la détermination phytoplanctonique et de 19 à 30 campagnes (suivant les années) pour la mesure de la chlorophylle *a*. Ces différences sont à noter car elles pourraient apporter des divergences dans les résultats mais n'empêchent pas la réalisation des calculs d'IPLAC sur les années considérées du lac.

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 13 à 23 mesures de chlorophylle *a* sont utilisées par année et de 10 à 14 relevés floristiques pour la composition phytoplanctonique. Les résultats d'IPLAC obtenus sont présentés dans le Tableau IV.

L'état écologique du plan d'eau a varié sur la période 2004 à 2020 de 0,537 à 0,735 soit d'un état moyen à bon suivant les années. Les valeurs sont assez proches de la limite de classe du bon état (0,600) avec une moyenne de 0,638. Ainsi au cours de ces 15 dernières années, le lac du Bourget est plutôt classé en bon état par la communauté algale au travers de l'IPLAC. La Figure 10 ci-dessous permet de mieux visualiser l'évolution de l'indice et de ses métriques constitutives au cours du temps. Sur les 4 dernières années (2016-2020), les résultats obtenus ont été clairement meilleurs que les années précédentes.

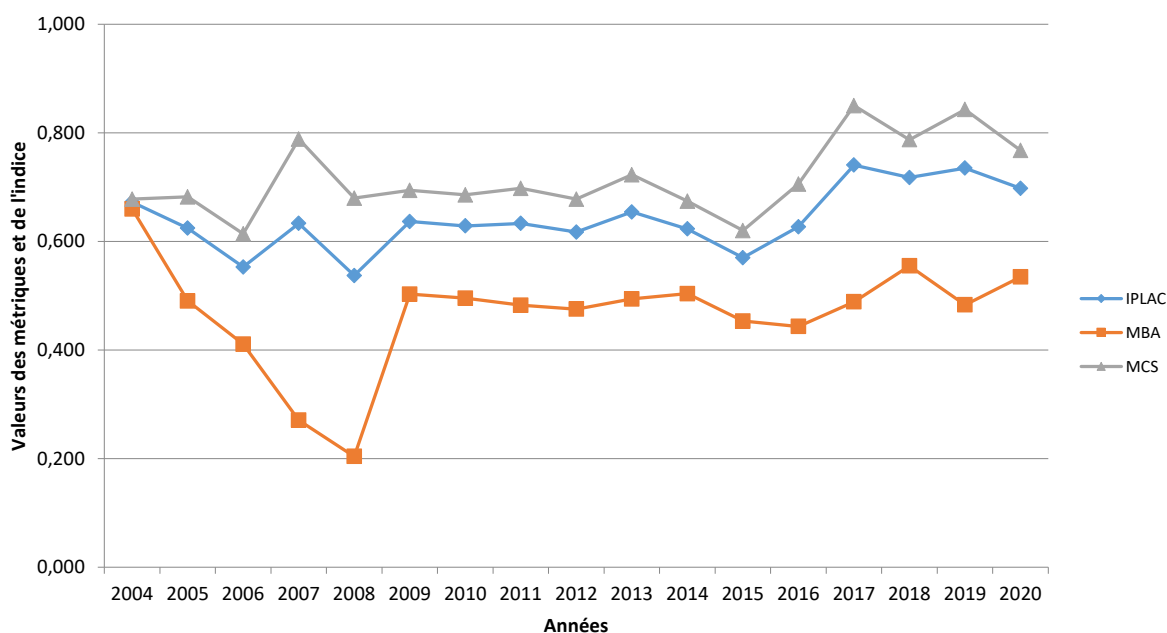


Figure 10 Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives sur le lac du Bourget de 2004 à 2020 (MCS= résultats de la Métrique de Composition Spécifique et MBA=résultats de la Métrique de Biomasse Algale)

Tableau IV Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2020

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

L'état écologique du plan d'eau varie sur la période 2004 à 2020 de 0,537 à 0,735 soit d'un état moyen à bon suivant les années. Les valeurs sont assez proches de la limite de classe du bon état (0,600) avec une moyenne de 0,641. Ainsi au cours de ces 15 années, le lac du Bourget est plutôt classé en bon état par la communauté algale au travers de l'IPLAC. La **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** permet de mieux visualiser l'évolution de l'indice et de ses métriques constitutives au cours du temps. Sur les 4 dernières années (2016-2020), 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 0,600) voire médiocre (0,200 à 0,400) ce qui a été le cas en 2007 et 2008. En moyenne la MBA est de 0,467 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 0,80 avec une moyenne de 0,716 de 2004 à 2020.

III. Focus sur les cyanobactéries toxiques

Si *P. rubescens* a été caractérisée par des biomasses très faibles à nulles entre l'été 2009 et la fin 2015, des biomasses importantes ont été à nouveau enregistrées en 2016 et 2017, un peu contre toute attente. Le seuil d'alerte (OMS) des 20 000 cellules par millilitre a même été dépassé plusieurs fois. L'année 2018 a constitué un « retour » aux années de faible concentration, ce qui était attendu eu regard aujourd'hui des faibles concentrations en phosphore du lac et de l'inoculum hivernal 2017-2018 (Figure 11). 2020 a logiquement suivi ce schéma.

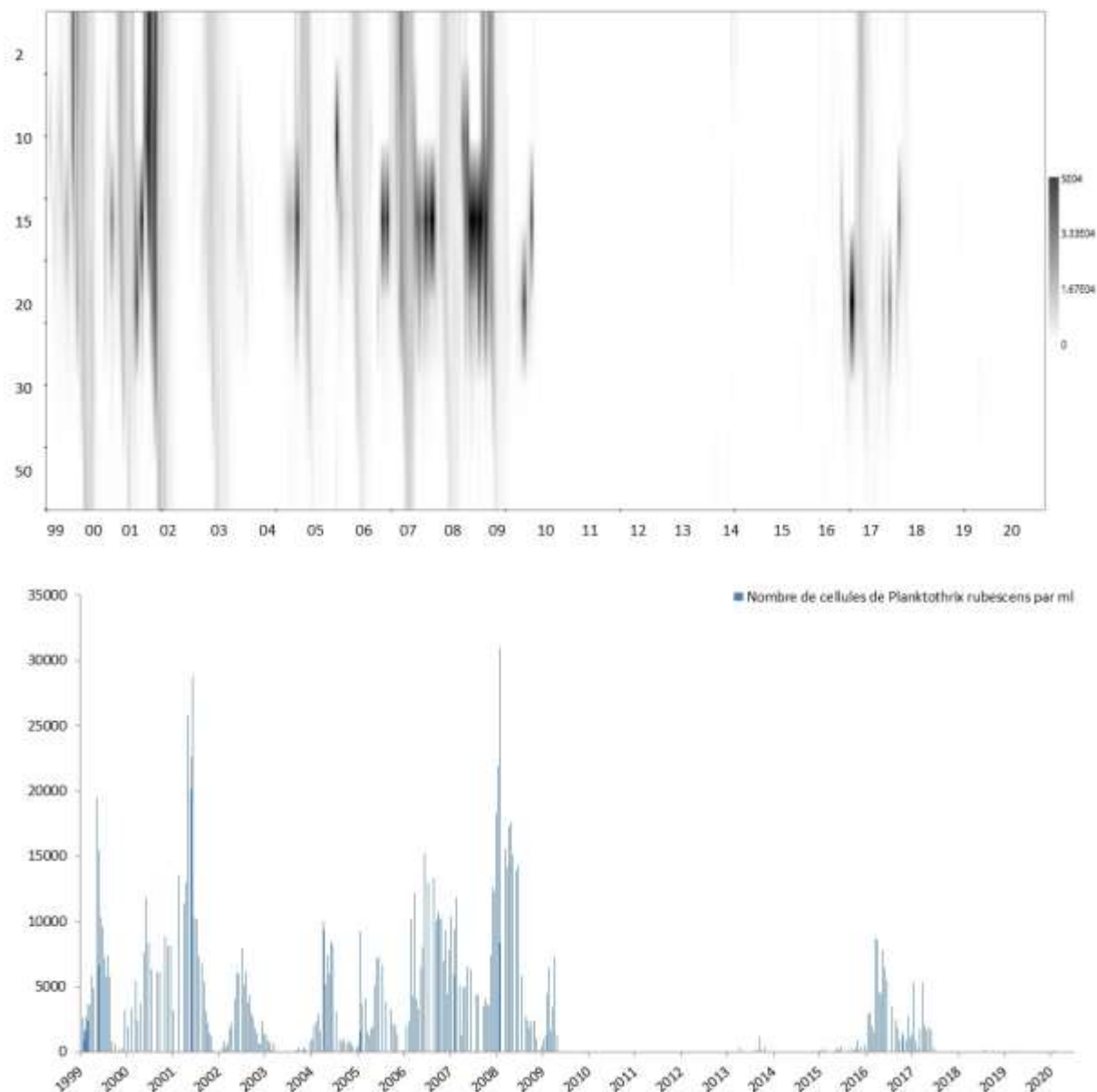


Figure 11 Evolution de la concentration cellulaire par profondeur et moyenne sur la profondeur 2-50 m de *P. rubescens* de 1999 à 2020

D'autres cyanobactéries toxiques sont régulièrement observées dans le lac du Bourget. Il s'agit d'*Aphanizomenon flos-aquae* et *Microcystis aeruginosa*. *M. aeruginosa* se développe habituellement en fin d'été. Cette espèce est observée surtout en surface et a sûrement pour origine le littoral. Les biomasses au centre du lac aux différentes profondeurs sont faibles pour les dernières années (elle est quasiment absente depuis 2018). Les nombres de cellules n'ont jamais dépassé les seuils d'alerte, soit 10 000 cellules mL⁻¹ (Figure 12).

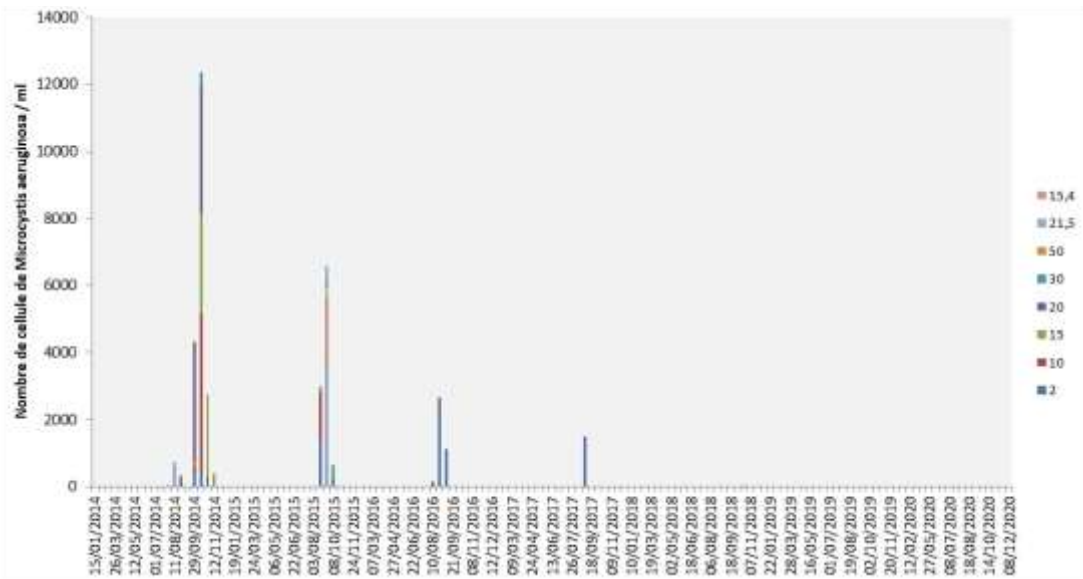


Figure 12 Evolution de la concentration cellulaire de *M. aeruginosa* depuis 2014 à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

A. flos-aquae est suivie depuis 2012. Cette cyanobactérie potentiellement toxique peut produire des anatoxines a et saxitoxines, qui sont des composés neurotoxiques. Elle se développe régulièrement du début de l'été jusqu'en automne. Jusqu'à présent aucun échantillon n'a présenté de concentrations cellulaires supérieures au seuil d'alerte (10 000 cellules mL⁻¹). On remarque cependant que la période s'étalant du printemps 2015 à l'été 2016, les biomasses étaient relativement élevées. Puis entre l'automne 2016 et la fin du printemps 2018, elles sont redevenues plus faibles. A partir de l'été 2018 jusqu'au mois de septembre 2018, les biomasses ont été importantes, surtout à 20 m. Le seuil d'alerte de 10 000 cellules a d'ailleurs été dépassé le 24 juillet à 20 m (Figure 13). En 2020, la cyanobactérie n'a été détectée qu'une seule fois et en très faible concentration.

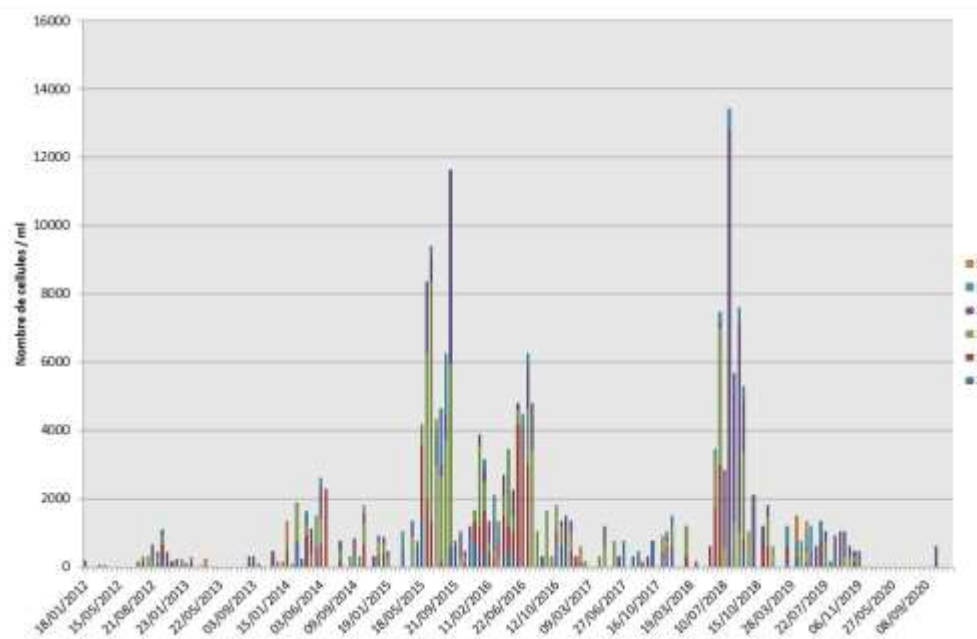


Figure 13 Evolution de la concentration cellulaire d'*A. flos-aquae* depuis 2012 à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

IV. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2020 peut être résumée comme suit :

- Une phase hivernale et de début de printemps (16/01 au 4/05) avec une biomasse faible et dominée par une diatomée centrique (*Cyclotella costei*) indicatrice de milieux brassés et oligotrophes ;
- Une phase de fin de printemps et de début d'été (27/05 au 21/07), pendant laquelle la biomasse croît fortement principalement du fait d'espèces appartenant à la classe des Chrysophycées (*Dinobryon* spp.) qui sont indicatrices de milieux oligotrophes ;
- Une phase de fin d'été et de début d'automne (06/08 au 12/09) dont la biomasse a été dominée dans un 1^{er} temps par une Dinophycée (*Ceratium hirundinella*) caractérisant les épilimnion bien stratifiés et plutôt riches en nutriment, et, dans un 2^{ème} temps, par une cyanobactérie mucilagineuse non-toxique, typique des eaux stratifiées et également relativement riches en nutriments.
- Une phase de fin d'automne (14/10 au 08/12) dominée par *Ceratium hirundinella*.

Pour l'évolution inter-annuelle, après 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. *P. rubescens* est réapparue en 2016 et 2017 (Moiron *et al.* 2021). Les dernières années (2017 à 2020) ont été caractérisées par des biomasses sensiblement comparables à la période 2009-2015, mais avec des communautés phytoplanctoniques clairement indicatrices 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 aussi des biomasses plus fortes à partir de 2018 (ex : *Epipyxis polymorpha*, *Chrysolynos planktonicus*, *Kephyrion* et *Pseudokephyrion*).

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTERIES

Ce chapitre est consacré à l'étude de l'abondance des picocyanobactéries (organismes procaryotes photosynthétiques), qui jouent un rôle clef à la base des réseaux trophiques pélagiques (en tant que producteur primaire et proie pour les maillons trophiques supérieurs) et qui, de plus, peut constituer un indicateur potentiel de l'état et des changements (trophique, fonctionnel, global) s'opérant au sein du lac. En effet cette composante phytoplanctonique est très sensible au statut trophique et à certains paramètres environnementaux clefs (lumière, température, nutriments, etc) et l'augmentation de son importance relative s'observe avec la réologotrophisation. De plus, les picocyanobactéries pourraient être favorisées dans un contexte de réchauffement des eaux. Plusieurs analyses sont proposées et portent sur l'année 2020 et sur l'ensemble de la période s'étalant entre 2003 et 2020 inclus.

I. Méthodologie

Les profondeurs échantillonnées ont été de 2, 10, 15, 20, 30, et 50 mètres ainsi que la strate 0-18 m (comme le phytoplancton global) et les abondances des picocyanobactéries ont été obtenues au moyen de la cytométrie en flux sur les échantillons d'eau brute non fixés. 1 à deux prélèvements par mois ont eu lieu. 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 (Figure 1).

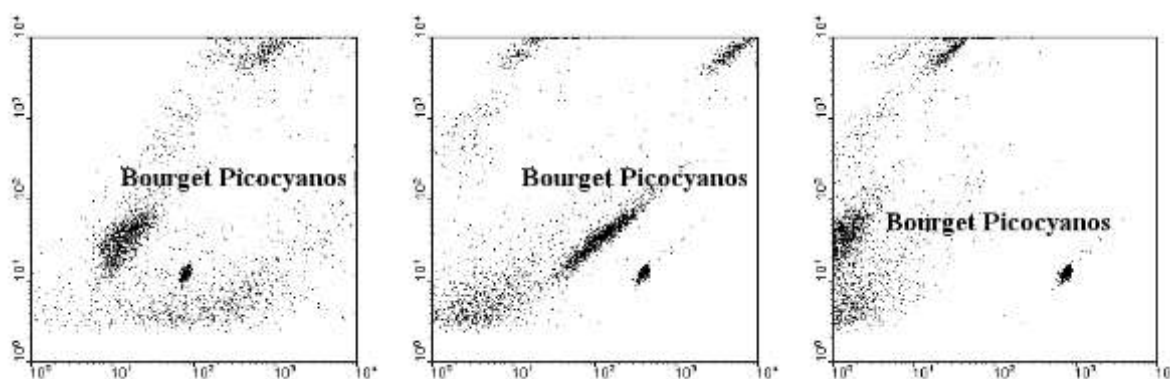


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant la communauté des picocyanobactéries basé sur des critères de fluorescence de la chlorophylle et de phycoérythrine ou encore de la « taille »

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2020

Les concentrations annuelles (minimales, maximales et moyennes) sont rapportées dans le Tableau I 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 isollements 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.

En 2020, la concentration moyenne autour de $7,4 \times 10^4$ cellules.ml⁻¹ est valeur la plus élevée de la chronique, significativement supérieure à la moyenne globale (e.g. $3,8 \times 10^4$ cellules.ml⁻¹). En 2020, la valeur minimale observée pour la communauté des picocyanobactéries est aussi élevée et représente la seconde valeur la plus élevée de la chronique.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2020

	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	$6,2 \times 10^5$	$7,6 \times 10^4$

En 2020, la dynamique des picocyanobactéries révèle des concentrations qui augmentent régulièrement dès la période hivernale en surface et les valeurs maximales enregistrées atteignent dès le mois de mai plus de 6×10^5 cellules.ml⁻¹ (Figure 2). Il est toutefois important de noter ici qu'aucun prélèvement n'a pu être effectué au cours du mois d'avril en lien avec la crise sanitaire. Des concentrations supérieures à 10^5 cellules.ml⁻¹ vont être observées jusque mi juin et concerner une

strate importante de la colonne d'eau (2-20 m). De mi juin à mi août, les concentrations cellulaires sont réduites et on enregistre de nouveau, à plusieurs reprises des abondances supérieures à 10^5 cellules.ml⁻¹ en août (à 2 et 10 m), septembre (à 2, 10 et 15 m) et octobre (de 2 à 20 m), les valeurs oscillant dans une gamme étroite, entre $1,03 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹ et $2,15 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹. La valeur maximale de $6,2 \times 10^5$ cellules.ml⁻¹ est enregistrée le 4 mai à 15 m, alors que c'était à 10 m en juin 2019 et début août en 2018. Au cours de l'automne, les concentrations diminuent mais restent relativement élevées, toujours au dessus de 10^4 cellules.ml⁻¹ dans les eaux de surface (0-20 m).

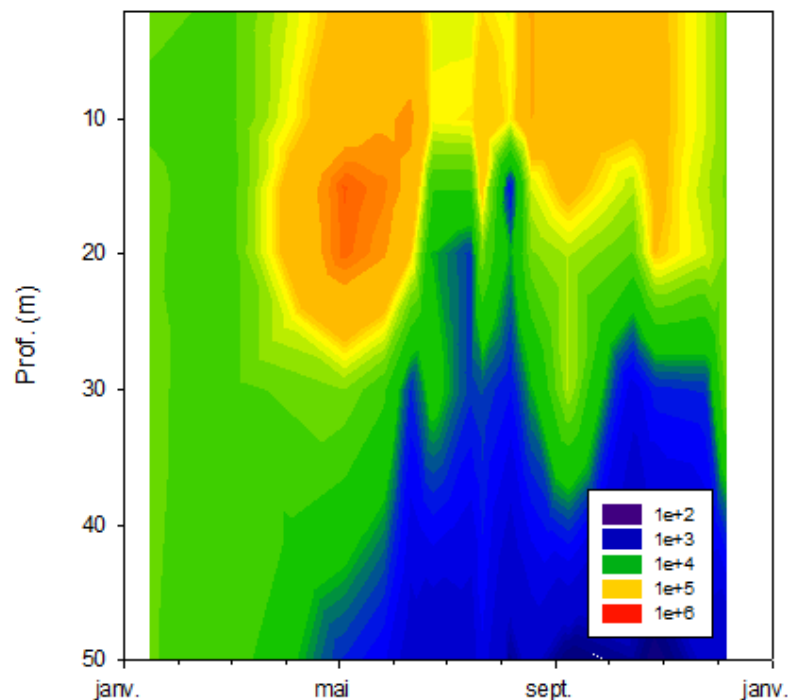


Figure 2 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 2 et 50 m pour l'année 2020

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 donc 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.

II.2. Relations entre la communauté picocyanobactérienne et les principaux facteurs environnementaux en 2020

La Figure 3 ci-dessous permet de visualiser la sortie graphique d'une analyse en composantes principales et d'observer les principaux liens de corrélations entre les picocyanobactéries et quelques facteurs environnementaux considérés à chaque campagne de prélèvement à 6 profondeurs entre 2 et 50 m (n=97). L'analyse a été conduite après normalisation des données. Près de 65% de la variance (comme en 2018 et 2019 mais contre 78% en 2017) est expliquée et la représentation graphique révèle clairement le même type de liens privilégiés que les années précédentes entre les picocyanobactéries et certains paramètres. On peut citer la température ($r=0,58$; $p<0,01$), le phosphore total ($r=0,42$; $p<0,01$) et l'ammonium ($r=0,36$; $p<0,01$) pour lesquels des corrélations positives sont significatives. Inversement, une corrélation négative très nette est observée entre l'abondance des picocyanobactéries et les nitrates ($r=-0,57$; $p<0,01$), la conductivité ($r=-0,5$; $p<0,01$) ou la profondeur ($r=-0,76$; $p<0,01$) qui peut être considérée comme un proxy de la lumière et de la température. Des expériences au laboratoire devront être conduites pour expliquer finement la relation existante entre les picocyanobactéries et les différences sources d'azote, typiquement. Ce type de relations est très similaire à celles trouvées les années précédentes. Une différence notable toutefois est que, les années précédentes, on notait l'absence marquée d'une relation importante pour l'ensemble de la ressource phosphorée.

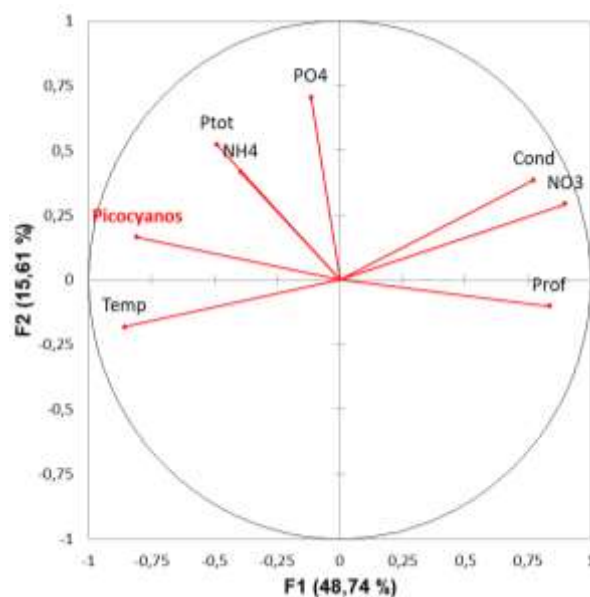


Figure 3 ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2020

Il est important de rappeler ici que plusieurs compartiments clefs n'apparaissent pas, comme l'action de la lumière *sensu stricto* (à la fois en termes de quantité et de qualité) et des UV, les interactions biotiques avec les virus par exemple ou la prédation par le zooplancton unicellulaire (flagellés, ciliés) et métazoaires (rotifères, copépodes, calanides, cladocères) que l'on sait pouvoir avoir des liens trophiques étroits avec les picocyanobactéries. La prise en compte des prédateurs herbivores du métazooplancton (copépodes, calanides et cladocères) a été considérée (données non montrées) mais aucun lien n'a été constaté avec les picocyanobactéries. Cela suggère que ce type de prédation ne joue pas un rôle majeur dans la distribution et la dynamique de ces cyanobactéries. Il est fort à parier par contre que l'importance d'autres prédateurs (flagellés, ciliés, rotifères) et parasites (virus) est réelle et cela mériterait d'être testé.

II.3. Abondances et dynamique des picocyanobactéries de 2003 à 2020

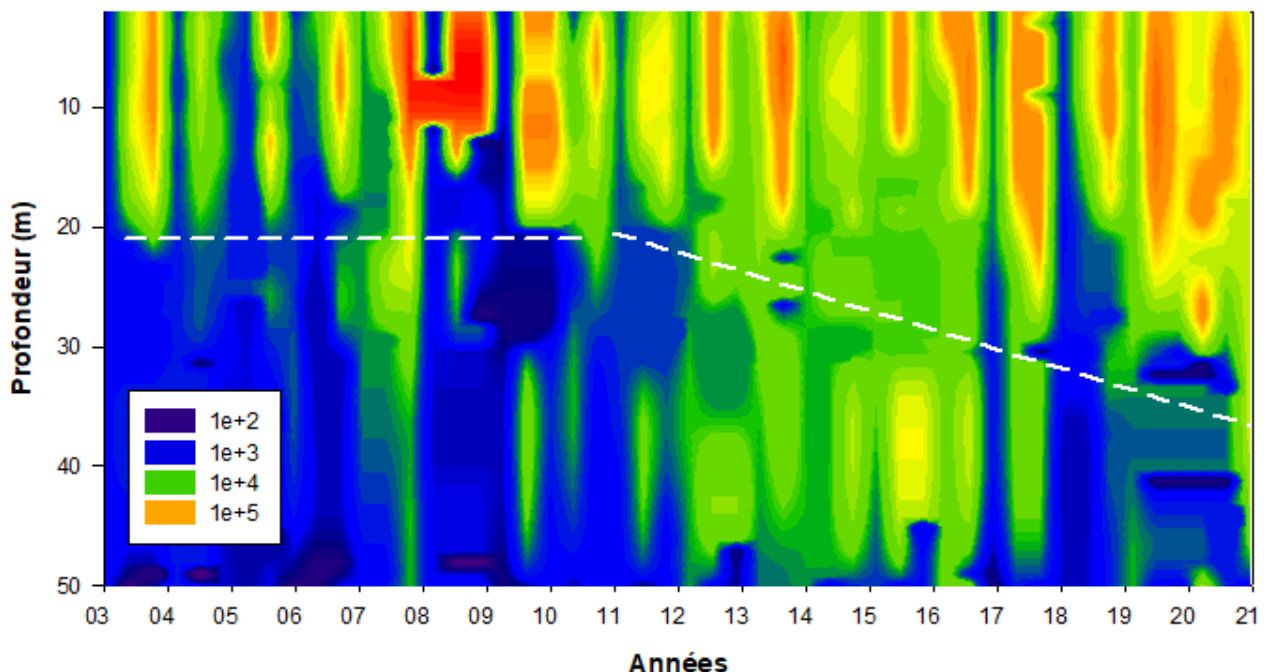


Figure 4 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2020 inclus

La Figure 4 ci-dessus 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 2008 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 5). 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 tendance, si elle est confirmée, peut sûrement être vue comme un indicateur de la réoligotrophisation. A noter que cette tendance générale qui avait été moins/peu marquée en 2018 l'est de nouveau depuis 2019.

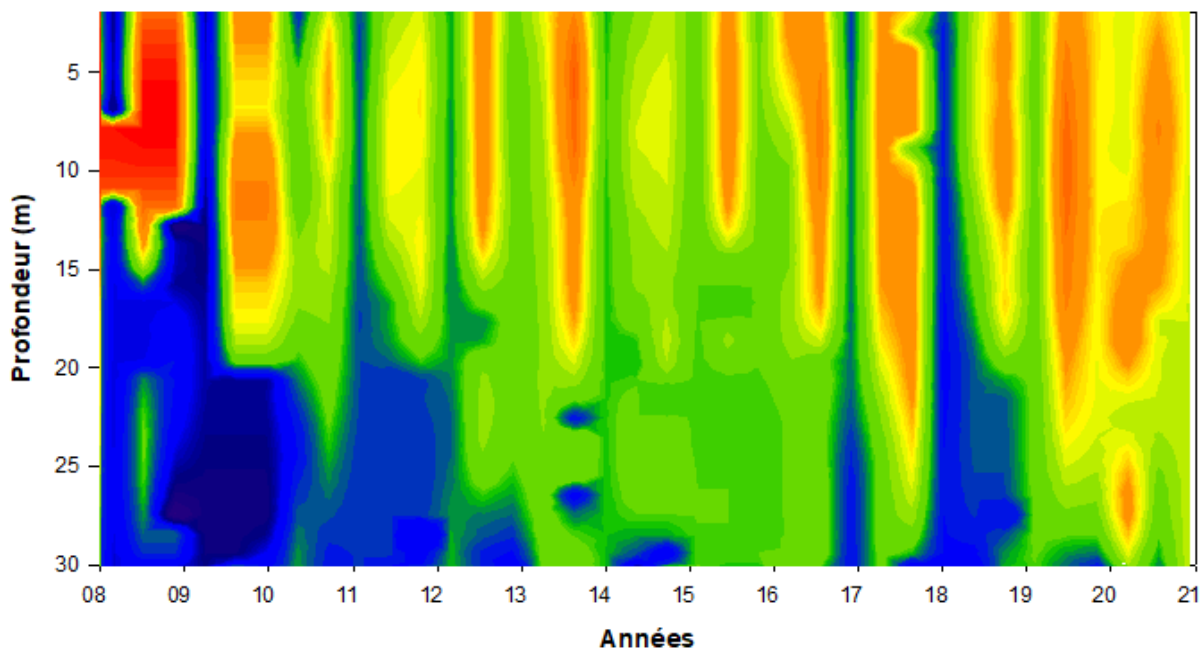


Figure 5 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 30 m entre 2008 et 2020 inclus révélant l'augmentation annuelle et l'approfondissement de la biomasse picocyanobactérienne

II.4. 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 réalisé 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 ($r=0,95$, $n=168$, $P<0,001$) a été obtenue entre l'échantillon intégré et la moyenne (non pondérée) des abondances à 2, 10, 15 et 20 m (Figure 6) 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 2020 (Jacquet non publié).

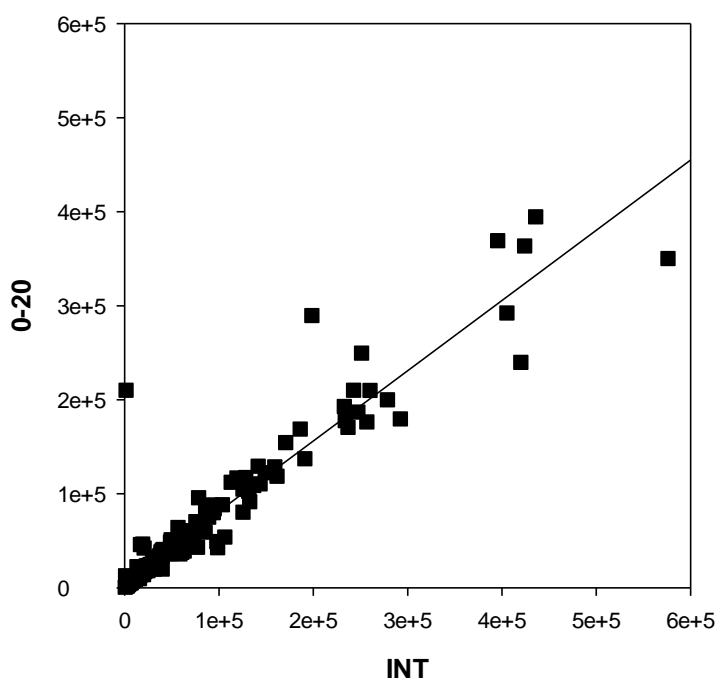


Figure 6 Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 2 et 20 m et celles obtenues dans l'échantillon intégré 0-18 m pour les années 2012 à 2020

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 7). Ces fortes valeurs sont toujours enregistrées sur la période printemps-été, 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 2020, la valeur moyenne maximale est enregistrée plus tôt que les années précédentes, début mai, et elle est plus marquée que les deux années précédentes également enregistrées à d'autre périodes de l'année, en juin pour 2019 et en août pour 2018.

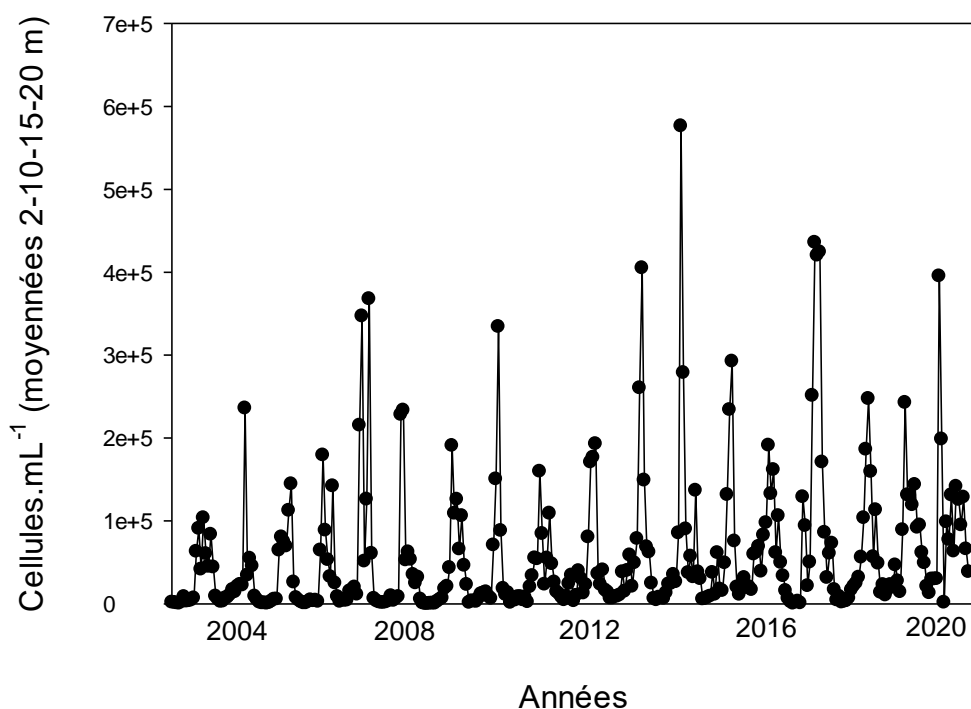


Figure 7 Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2020

Sur la période de 2004 à 2020 inclus, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté par les picocyanobactéries) fluctue entre 1,2 (en 2005) et 17,3% (en 2020) révélant de fortes disparités entre année (Figure 8). L'évolution de cette gamme de taille planctonique est particulièrement marquée après 2009 puisque la proportion a été multipliée par 4,3 entre les années avant 2009 et celles après 2009 (et pouvant, semble t-il, être directement associée à la raréfaction de *P. rubescens*). Compartiment la proportion des formes nanoplanctoniques a été multipliée par 2,1.

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 marque donc une année avec la plus forte valeur pour la biomasse picoplanctonique et les proportions en pico-, nano- et microphytoplancton ont été de 17,3%, 30% et 52,7%

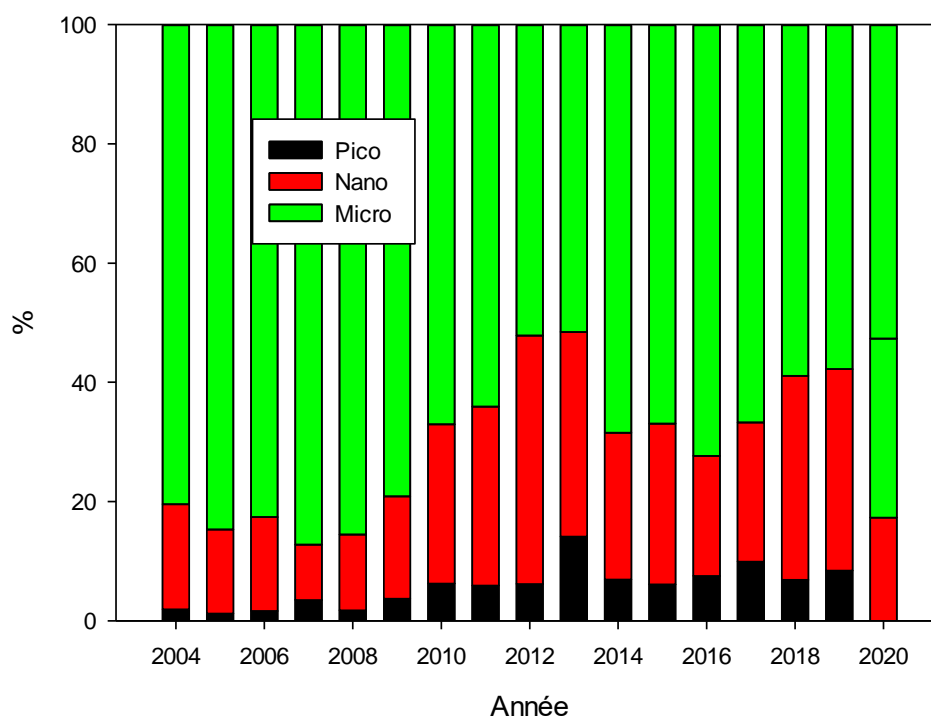


Figure 8 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004

Le constat d'une augmentation significative de la biomasse du picophytoplancton, ici représentée uniquement par les picocyanobactéries, est illustrée sur la Figure 9 ci-dessous ($r=0,64$; $n=17$; $p<0,05$), qui révèle également que la seconde valeur moyenne annuelle la plus élevée est enregistrée en 2020 avec $161 \mu\text{g/L}$, après 2017 avec $178 \mu\text{g/L}$. En proportion, ce compartiment est passé d' $\sim 2-3$ à $10-15\%$ entre 2004 et 2020 de la biomasse phytoplanctonique totale (encart dans la Figure).

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).

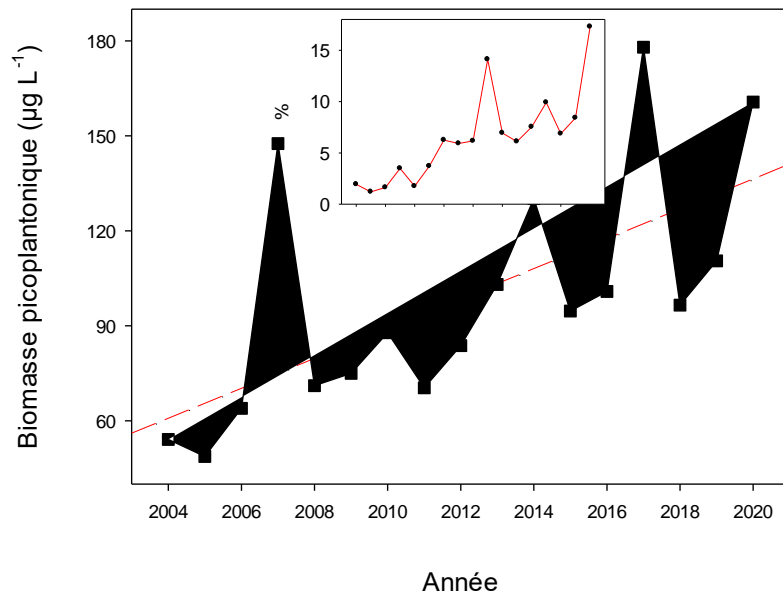


Figure 9 Evolution de la biomasse picophytoplanctonique dans le lac du Bourget depuis 2004

La proportion du picophytoplancton au lac du Bourget semble donc devenir de plus en plus importante avec la baisse des concentrations en nutriments. La Figure 10 révèle en effet une relation négative significative entre picocyanobactéries et concentrations en P_{tot} ($n=16$, $r=-0,71$, $p<0,01$) ou P-PO₄ ($r=-0,80$, $p<0,05$) alors que c'est l'inverse pour les formes phytoplanctoniques de grande taille ($r=0,74$ et $0,64$).

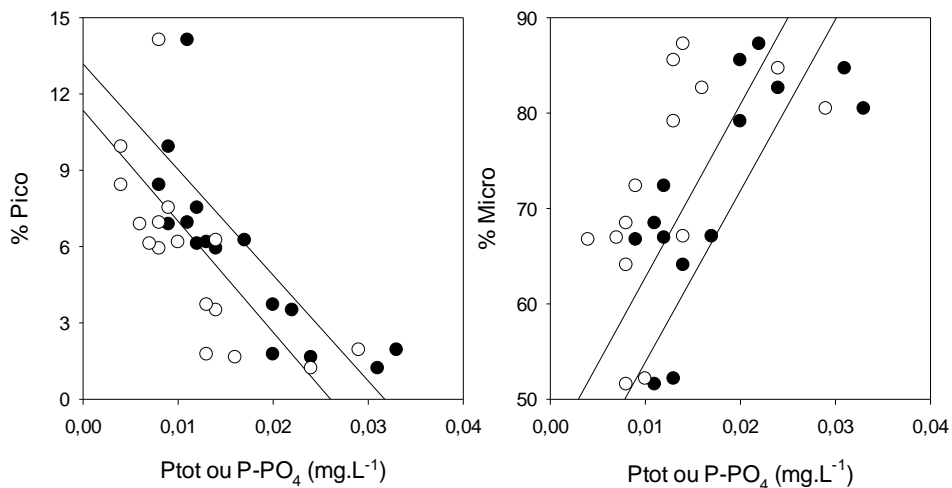


Figure 10 Relations inter-annuelles entre les proportions de picocyanobactéries (% Pico) ou de microphytoplancton (% Micro) et les concentrations en phosphore total ou en PO₄

Il reste à analyser plus en détail l'effet du réchauffement des eaux qui a été réel au cours de la dernière décennie. En effet Domaizon et al. (2013) ont montré que la proportion des picocyanobactéries avait beaucoup augmenté au cours de la dernière décennie comparativement à

l'ensemble du siècle dernier, sans lien notable avec les concentrations en Phosphore, mais que cela semblait corrélé avec le réchauffement, ces relations semblant plus marquées en été.

III. Conclusions

Les picocyanobactéries constituent un compartiment biologique fortement dynamique pouvant atteindre de fortes concentrations et dont le rôle fonctionnel et la diversité restent mal connus au sein des lacs péri-alpins français. Depuis le début de la chronique, on observe une augmentation faible mais significative de la biomasse de ce compartiment et de sa contribution à l'ensemble de la biomasse phytoplanctonique. Ceci pourrait suggérer le caractère bio-indicateur de ce compartiment en lien avec la réoligotrophisation du lac du Bourget et la relation généralement négative avec la ressource phosphorée mais aussi une réponse à l'augmentation des températures des eaux de surface au cours de la dernière décennie. Il est critique de continuer l'étude et l'analyse de ce compartiment sur le long terme.

ETUDE RELATIVE AU ZOOPLANCTON

Dans ce chapitre sont présentées les données du suivi global de la communauté zooplanctonique crustacéenne du lac du Bourget. La première partie traite des dynamiques saisonnières des différents groupes du zooplancton crustacéen observées au cours de l'année 2020. La seconde partie est consacrée aux tendances interannuelles de cette communauté et à l'étude des indices fonctionnels sur la période 2004-2020.

I. Méthodologie

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2020 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 212 μm , lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Les échantillons ont été fixés immédiatement sur le bateau au formol (concentration finale 5%). De retour au laboratoire, les échantillons ont été conservés au frais et à l'obscurité, et les microcrustacés ont été dénombrés, quelques jours à semaines plus tard, par espèce et stade de développement. Le dénombrement a été réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous échantillon. 17 prélèvements ont pu être effectués et analysés en 2020, soit deux prélèvements par mois exception faite des mois de janvier, février, mars, novembre et décembre. L'échantillonnage n'a pas pu être effectué pendant le mois d'avril à cause du confinement imposé par la pandémie.

II. Dynamique saisonnière du zooplancton crustacéen

En milieu lacustre, le zooplancton se compose essentiellement de deux grandes classes: les crustacés et les rotifères. Comme 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 uniquement sur les microcrustacés. Ce groupe se subdivise en deux sous-classes principales: 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 crustacéens observés chaque année oscille entre 8 et 14, pour un total de 16 espèces de crustacés identifiées depuis la mise en place du suivi annuel régulier en 2004. Ces 16 taxons comprennent une unique espèce de copépode calanoïde (*Eudiatomus 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. leuckartii*, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés ou seulement très ponctuellement depuis 2010. En cohérence avec les années précédentes, en 2020 les espèces suivantes n'ont pas été observées : *B. longirostris*, *C. sphaericus*, *C. sp.*, *C. vicinus*. Les autres espèces ont été observées régulièrement au cours de l'année 2020 et font l'objet de la première partie de cette étude.

La comparaison du biovolume sédimenté entre 2015 et 2020 (Figure 1) révèle une légère augmentation par rapport à la tendance à la baisse observée jusqu'en 2019. La moyenne annuelle était de 112 ml m⁻² en 2015, diminuant progressivement pour n'atteindre que 49 ml m⁻² en 2019 mais elle a atteint 55 ml m⁻² en 2020. Comparativement aux années précédentes, les biovolumes sédimentés en 2020 ont été plus faibles en début d'année (janvier-février) et plus importants en fin de printemps (mai-juin). La tendance bimodale typique des lacs mésotrophes est bien visible ces dernières années avec des pics récurrents en printemps (avril-mai) et fin d'été (août-septembre). En 2020, une augmentation des biovolumes au mois de décembre a également été observée, un fait plutôt inusuel au début de la saison hivernale.

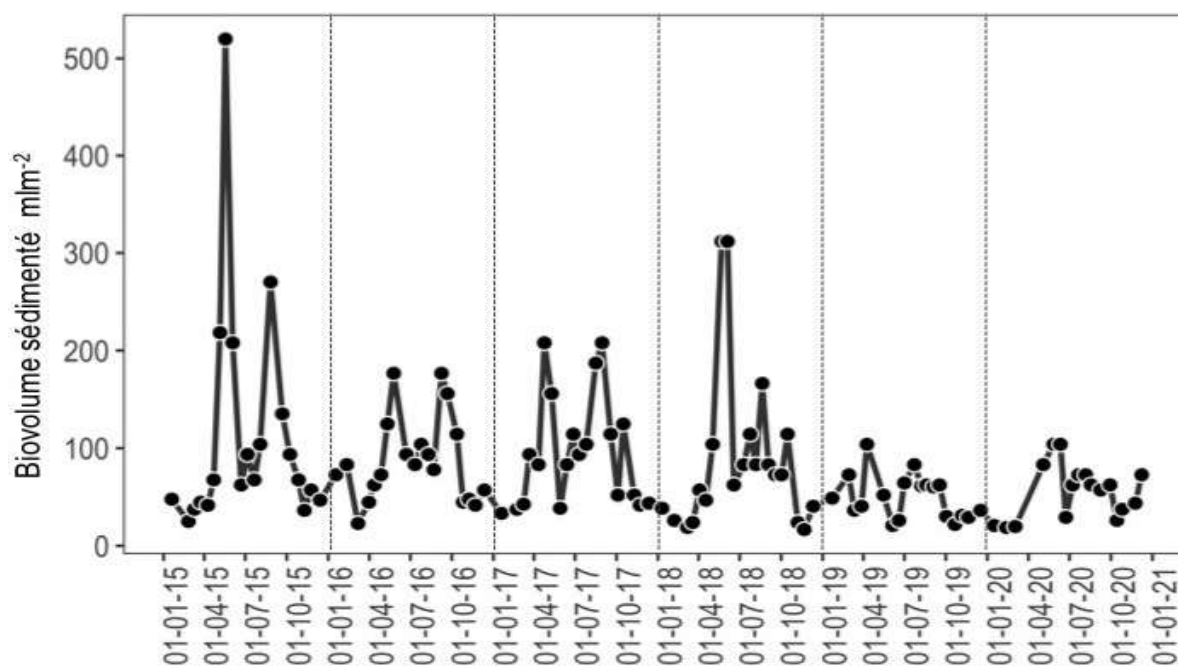


Figure 1 Dynamique comparative du biovolume zooplanctonique sédimenté au lac du Bourget de 2015 à 2020

La dynamique des abondances des trois familles crustacéennes (Figure 2) a suivi une dynamique saisonnière typique pour les lacs tempérés, avec un pic au printemps dû au développement des cladocères et un pic en été qui correspond à l'augmentation des cladocères et des calanoïdes. Dans le détail, les cladocères sont restés peu abondants jusqu'au mois de mars et le pic d'abondance principal a eu lieu le 4 mai ($2,2 \times 10^5$ ind m⁻²). A cette date, les cladocères ont représenté la majorité des effectifs totaux du zooplancton (soit 60%). Un deuxième pic d'abondance

des cladocères a été observé fin juillet ($1,9 \times 10^5$ ind m^{-2}) suivi par un déclin progressif de l'abondance jusqu'au mois automnaux.

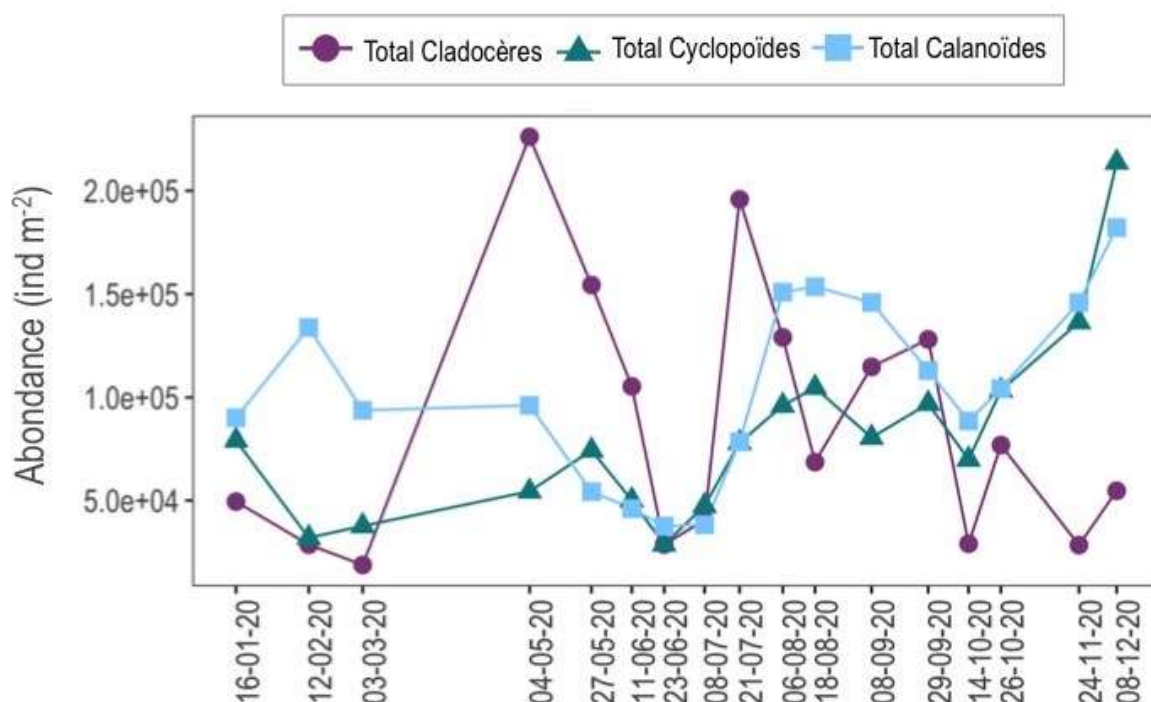


Figure 2 Dynamique saisonnière des différentes classes de microcrustacés au lac du Bourget en 2020

En été, suite au pic des cladocères, un premier pic d'abondance des calanoïdes ($1,5 \times 10^5$ ind m^{-2}) a été enregistré et, dans une moindre mesure, des cyclopoïdes (1×10^5 ind m^{-2}). Le deuxième pic, plus important, a été observé en décembre, les abondances s'élevant à $2,1 \times 10^5$ ind m^{-2} pour les cyclopoïdes et $1,8 \times 10^5$ ind m^{-2} pour les calanoïdes.

Tout comme pour les années précédentes, les effectifs de l'ensemble de la communauté microcrustacéenne ont été au plus bas en début d'été (juin- juillet) avant de connaître, pour chaque groupe, de plus fortes abondances au cours de l'été.

Les cladocères herbivores ont été représentés par le complexe *Daphnia longispina* et les espèces *Eubosmina longispina* et *Diaphanosoma brachyurum*. L'abondance totale a suivi un schéma de succession bimodale (Figure 3) assez reproductible d'une année à l'autre depuis le début des suivis. Pendant la période de janvier à mars, l'abondance est restée faible ($4,9 - 1,8 \times 10^4$ ind m^{-2}) et l'espèce la plus abondante était *E. longispina*. Malheureusement, à cause de l'interruption des échantillonnages, il n'a pas été possible de suivre le développement printanier, et le premier pic d'abondance a été observé le 4 mai ($2,2 \times 10^5$ ind m^{-2}), présentant une répartition presque égale entre *D. longispina* (soit 51% des effectifs des cladocères herbivores) et *E. longispina* (soit 48% des effectifs des cladocères herbivores).

Pendant le printemps, un changement dans la dominance au sein de la communauté a été enregistré et *D. longispina* est devenue l'espèce la plus représentée. En juillet, la répartition entre les

trois espèces de cladocères herbivores a été presque homogène (*D. longispina*, *E. longispina* et *D. brachyurum* ont représenté respectivement 23, 38 et 36% des effectifs totaux des cladocères herbivores).

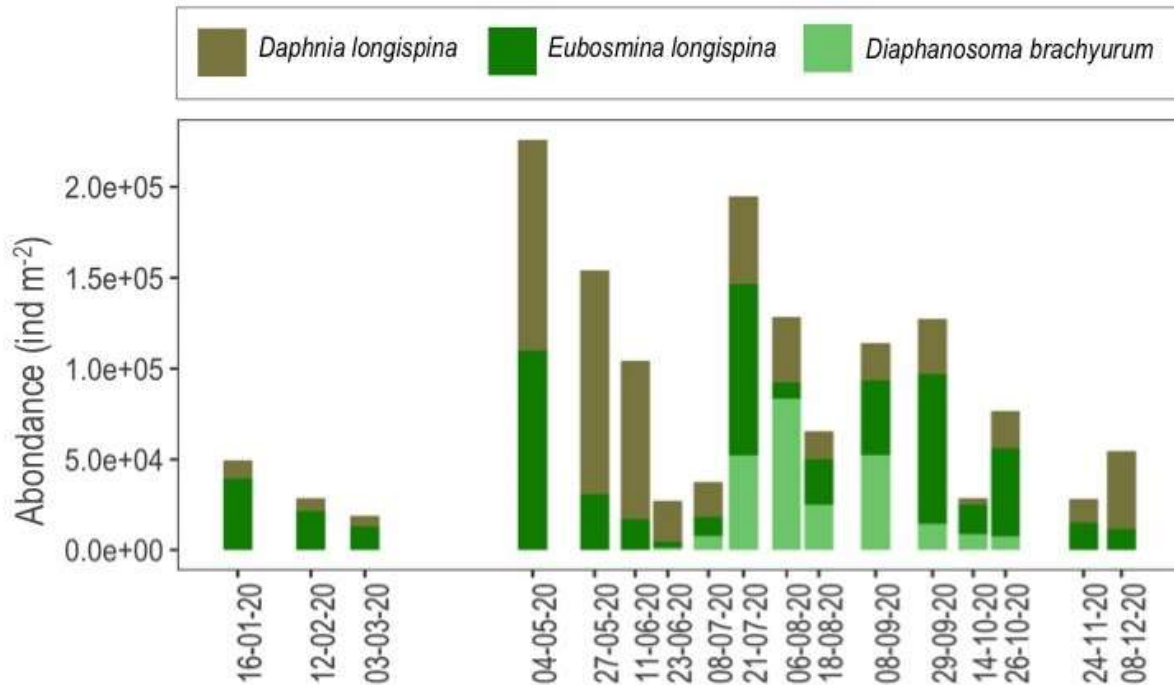


Figure 3 Evolution saisonnière de la composition des cladocères herbivores au lac du Bourget en 2020

En septembre, l'espèce thermophile *D. brachyurum* a été la plus abondante ($5,2 \times 10^4$ ind m⁻²) et représentait 45% des effectifs totaux des cladocères herbivores. En fin d'année, *E. longispina* est devenue l'espèce dominante, avec un pic d'abondance de $4,8 \times 10^4$ ind m⁻² le 26 octobre, correspondant à 63% des effectifs totaux de la communauté.

Les cladocères prédateurs ont présenté par rapport aux cladocères herbivores des abondances typiquement de plusieurs ordres de grandeurs inférieures (Figure 4). *Leptodora kindtii* a été pratiquement la seule espèce présente. Comparativement, *Bythotrephes longimanus* n'a été observé qu'en fin d'automne (novembre-décembre) avec une abondance très faible qui n'a pas dépassé 20 ind m⁻². *Leptodora kindtii* apparaît typiquement en fin de printemps et sa période de développement principale a donc lieu pendant la saison chaude. Les pics majeurs ($2,9 \times 10^3$ et 3×10^3 ind m⁻²) ont été observés respectivement le 8 juillet et le 18 août. Pendant les mois suivants, *L. kindtii* a été présente dans la communauté en faible abondance. La dynamique saisonnière des cladocères prédateurs a donc été très différente par rapport à la dynamique des cladocères herbivores, notamment à cause de la période de croissance limitée à l'été.

Pendant le reste de l'année, les effectifs de *L. kindtii* n'ont pas dépassé les 1000 ind m⁻². 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 en tant que proie préférentielle pour les poissons en été.

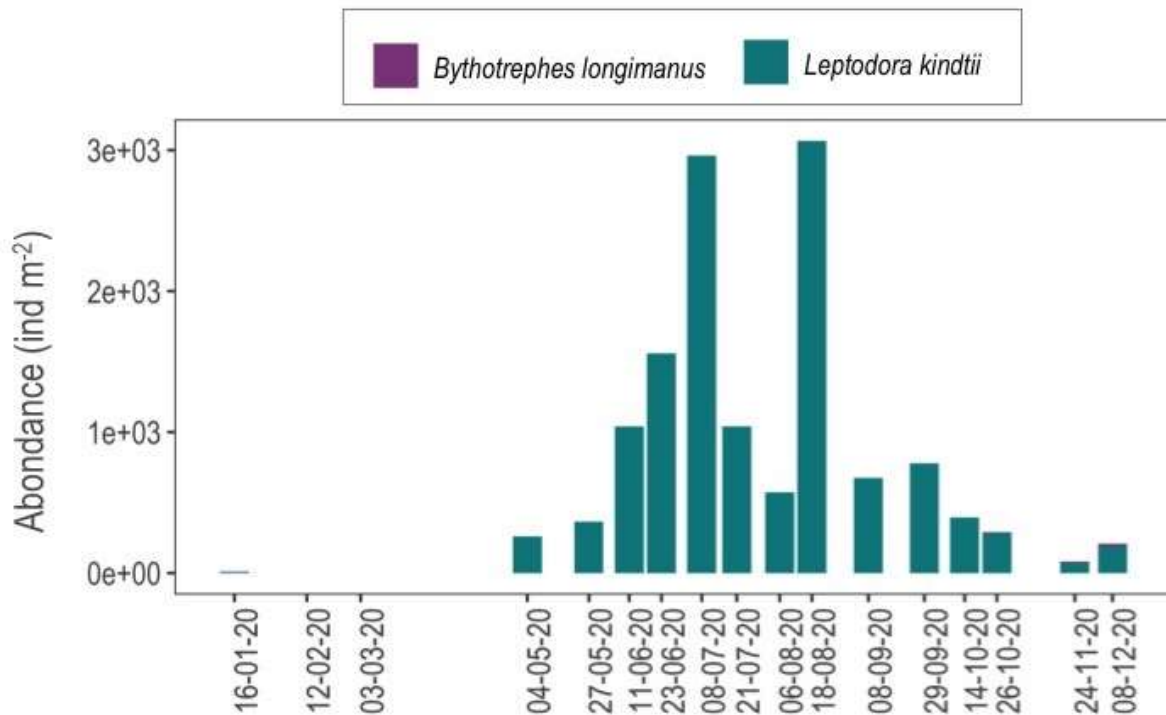


Figure 4 Evolution saisonnière de l'abondance des cladocères prédateurs au lac du Bourget en 2020

Les copépodes cyclopoïdes ont révélé une augmentation de leurs effectifs dès le début d'année (Figure 5), principalement due au développement de *Thermocyclops crassus*, qui a représenté l'espèce principale de la communauté des cyclopoïdes en janvier (soit 81% des effectifs totaux). *Cyclops alpinus* était présent toute l'année. Pendant certains mois, une succession semble s'opérer entre ces deux espèces et la dominance de *T. crassus* a été progressivement remplacée par *C. prealpinus*. *T. crassus* est devenu dominant à nouveau en fin d'automne (représentant 88% et 75% des effectifs en novembre et décembre), et ce, bien qu'il soit décrit comme une espèce thermophile.

Les copépodes calanoïdes sont représentés au lac du Bourget par une seule espèce, *Eudiaptomus gracilis*, et sa dynamique saisonnière (Figure 6) est assez comparable à celle des cyclopoïdes (Figure 5). En 2020, un développement exceptionnel en fin d'automne - début d'hiver a été observé, le pic maximum ayant été détecté en décembre (avec $1,8 \times 10^5$ ind m⁻²). Le pic printanier usuel (typiquement en avril) n'a pas pu être observée à cause de l'absence d'échantillonnage à ce moment-là (cause COVID-19). Le pic de fin d'été a été observé en août-septembre ($1,5 \times 10^5$ ind m⁻²).

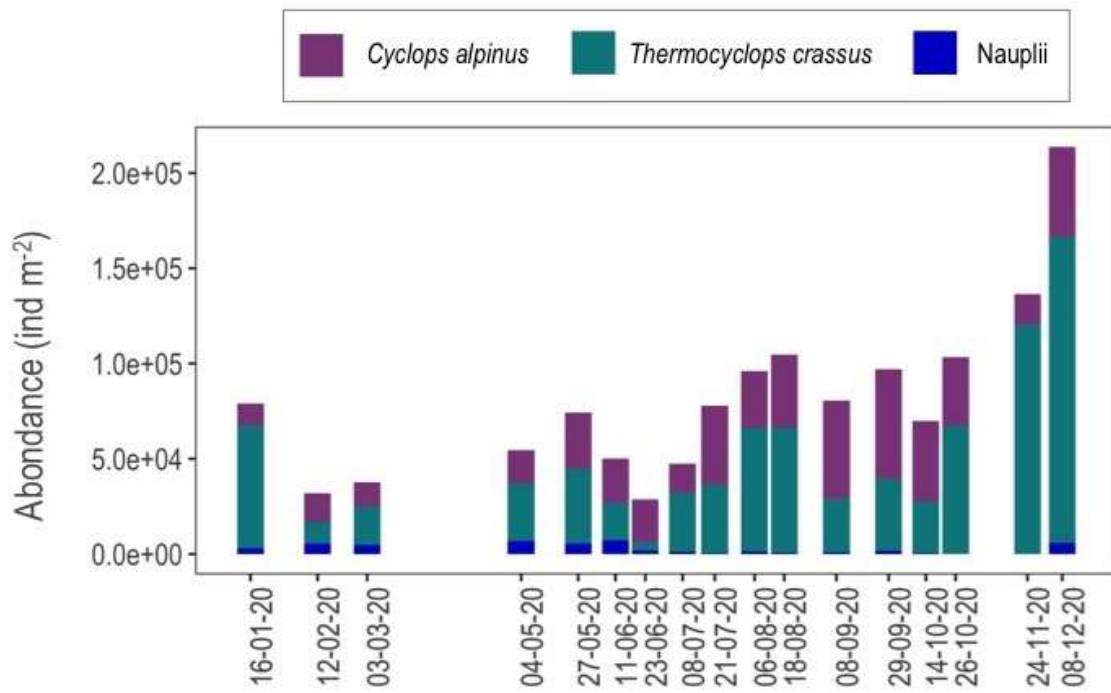


Figure 5 Evolution de la composition des copépodes cyclopoïdes au lac du Bourget en 2020

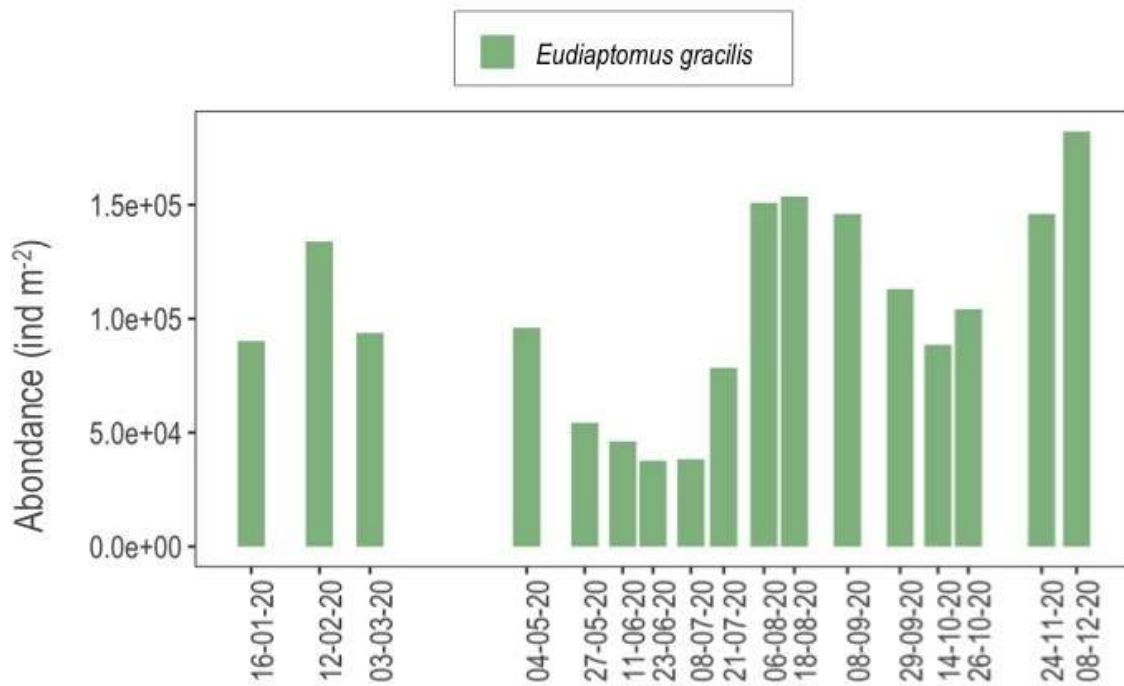


Figure 6 Evolution de l'abondance des Calanoïdes (*Eudiaptomus gracilis*) au lac du Bourget en 2020

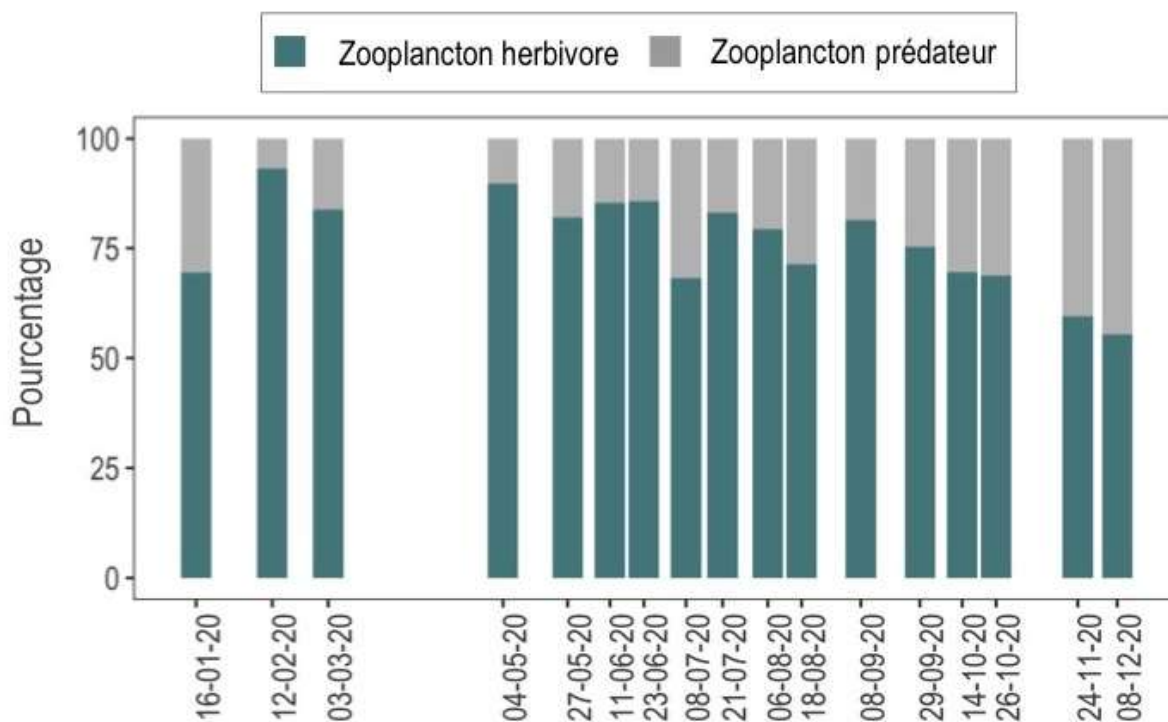


Figure 7 Pourcentage des effectifs des herbivores et des prédateurs au lac du Bourget en 2020

L'analyse des stratégies trophiques (herbivores vs prédateurs) des différentes composantes de la communauté zooplanctonique (Figure 7), permet une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques à l'échelle annuelle. Les espèces herbivores (les cladocères *Daphnia longispina*, *Eubosmina longispina* et *Diaphanosoma brachyurum*, le calanoïde *E. gracilis* et les nauplii des cyclopoïdes) ont constitué une partie importante de la communauté totale zooplanctonique (Figure 7). En 2020, ils ont représenté en moyenne 76% des effectifs totaux et ont été prépondérants en début d'année, avec un pic majeur de 93% des effectifs atteint le 12 février.

A partir de l'été, il y a eu une augmentation progressive du zooplancton prédateur, avec un premier pic de 31% des effectifs totaux observé le 8 juillet. Le maximum a été atteint en fin d'année et en décembre les cladocères prédateurs ont représenté 44% des effectifs totaux.

Les espèces herbivores ont été donc prépondérantes dans la communauté zooplanctonique en 2020, et 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. Malheureusement, à cause de l'interruption des échantillonnages en avril, le développement de la communauté en début de printemps n'a pas pu être suivi, une période importante pour la croissance des consommateurs herbivores suivant laquelle on a observé une diminution de la biomasse phytoplanctonique au mois de mai (voir le chapitre sur le phytoplancton). Ces espèces herbivores ont été dominantes aux différents moments de l'année correspondants à la disponibilité de biomasse algale, et notamment d'espèces de petite taille et de bonne qualité nutritionnelle telles que les Diatomées qui constituent une partie importante de la communauté phytoplanctonique en printemps.

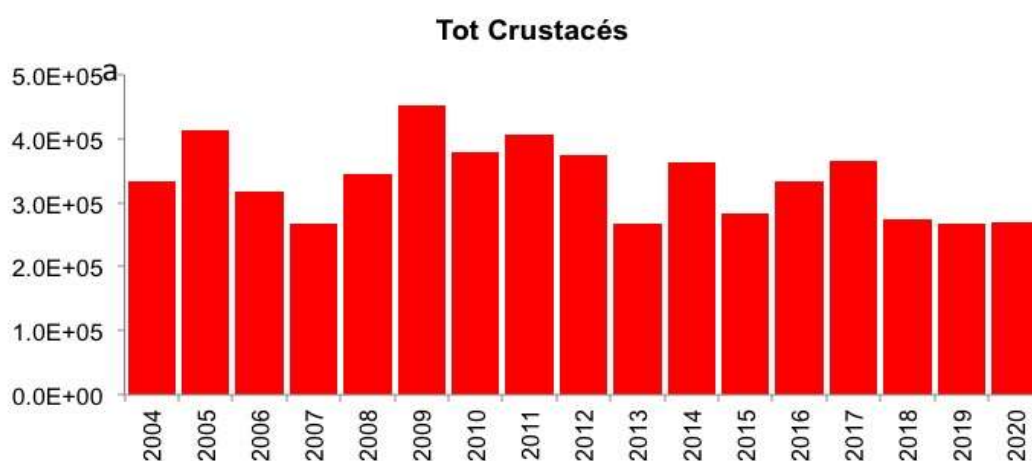
En contrepartie, le zooplancton constituant une ressource importante pour les consommateurs supérieurs tels que les poissons, une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques nécessiterait également une intégration de la pression de prédation exercées par les poissons.

III. Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2020

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen en 2020 (Figure 8a) a été stable comparé aux années précédentes, soit $2,6 \times 10^5$ ind m^{-2} en 2020 à comparer aux valeurs de $2,6 \times 10^5$ ind m^{-2} en 2019 et $2,7 \times 10^5$ ind m^{-2} en 2018. Ces valeurs sont par contre inscrites dans une tendance à la baisse enregistrée depuis le début du suivi avec une moyenne de $3,5 \times 10^5$ ind m^{-2} pour la période 2004-2009, $3,3 \times 10^5$ ind m^{-2} pour la période 2010-2015 et 3×10^5 ind m^{-2} pour la période 2016-2020.

Ce constat s'explique par la diminution des cladocères (Figure 8b), avec une baisse des effectifs d'une moyenne de $1,2 \times 10^5$ ind m^{-2} pour la période 2004-2009 à $0,7 \times 10^5$ ind m^{-2} pour la période 2016-2020. Le changement majeur est dû à la diminution des abondances de *Daphnia sp.*, qui ont montré une diminution continue des effectifs à partir de 2012, et qui semble encore plus s'accroître ces dernières années avec $3,1 \times 10^4$ ind m^{-2} en 2020, contre $3,5 \times 10^4$ ind m^{-2} en 2019 et $6,5 \times 10^4$ ind m^{-2} en 2018.

Les autres groupes de crustacées, les calanoïdes et les cyclopoïdes (Figure 8d, e) ont confirmé une dynamique plus stable comparé aux années précédentes, avec respectivement 1×10^5 ind m^{-2} en 2020 et $1,3 \times 10^5$ ind m^{-2} en 2019 pour les calanoïdes, et $0,8 \times 10^5$ ind m^{-2} en 2020 et $0,8 \times 10^5$ ind m^{-2} en 2019 pour les cyclopoïdes.



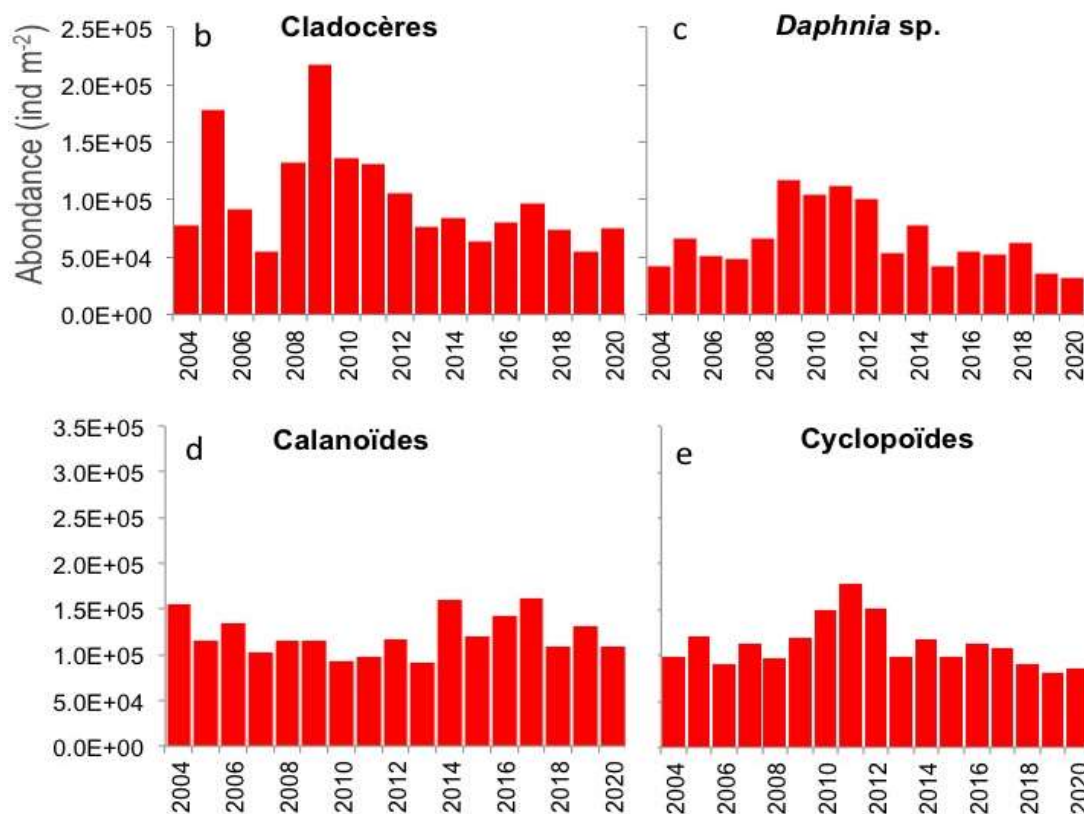


Figure 8 Abondances moyennes annuelles a. des crustacés totaux, b. des cladocères, c. des Daphnies, d. des calanoïdes et e. des cyclopoïdes au lac du Bourget entre 2004 et 2020

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 9a). Il est toutefois constaté l'existence d'une correspondance plus marquée entre les deux communautés à partir de 2013.

Une analyse plus détaillée des composantes phyto- et zooplanctoniques permet également de mettre en évidence un lien entre les effectifs moyens annuels du zooplancton herbivore et la dynamique d'abondance des biomasses moyennes annuelles de certaines classes algales de bonne qualité nutritionnelle, typiquement les Diatomées et les Chrysophycées (Figure 9b). Cette correspondance s'est estompée pendant la période 2006-2011, une période où les effectifs de microcrustacés herbivores se sont maintenus en dépit d'une diminution marquée des biomasses phytoplanctoniques, mais où la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* était fortement présente (Jacquet *et al.* 2011).

La correspondance entre Diatomées, Chrysophycées et zooplancton herbivore s'est découpée à nouveau en 2019, notamment à cause de la baisse des effectifs des consommateurs herbivores, mais qui n'a pas correspondu à une baisse de ressources nutritionnelles. En 2020, une tendance de nouveau convergente a été observée, probablement due à la correspondance d'abondances des Diatomée de petite taille et du zooplancton herbivore. En automne la coexistence d'espèces de

dinoflagellés de grande taille et des Diatomées de petite taille a probablement contribué au soutien du zooplancton herbivore.

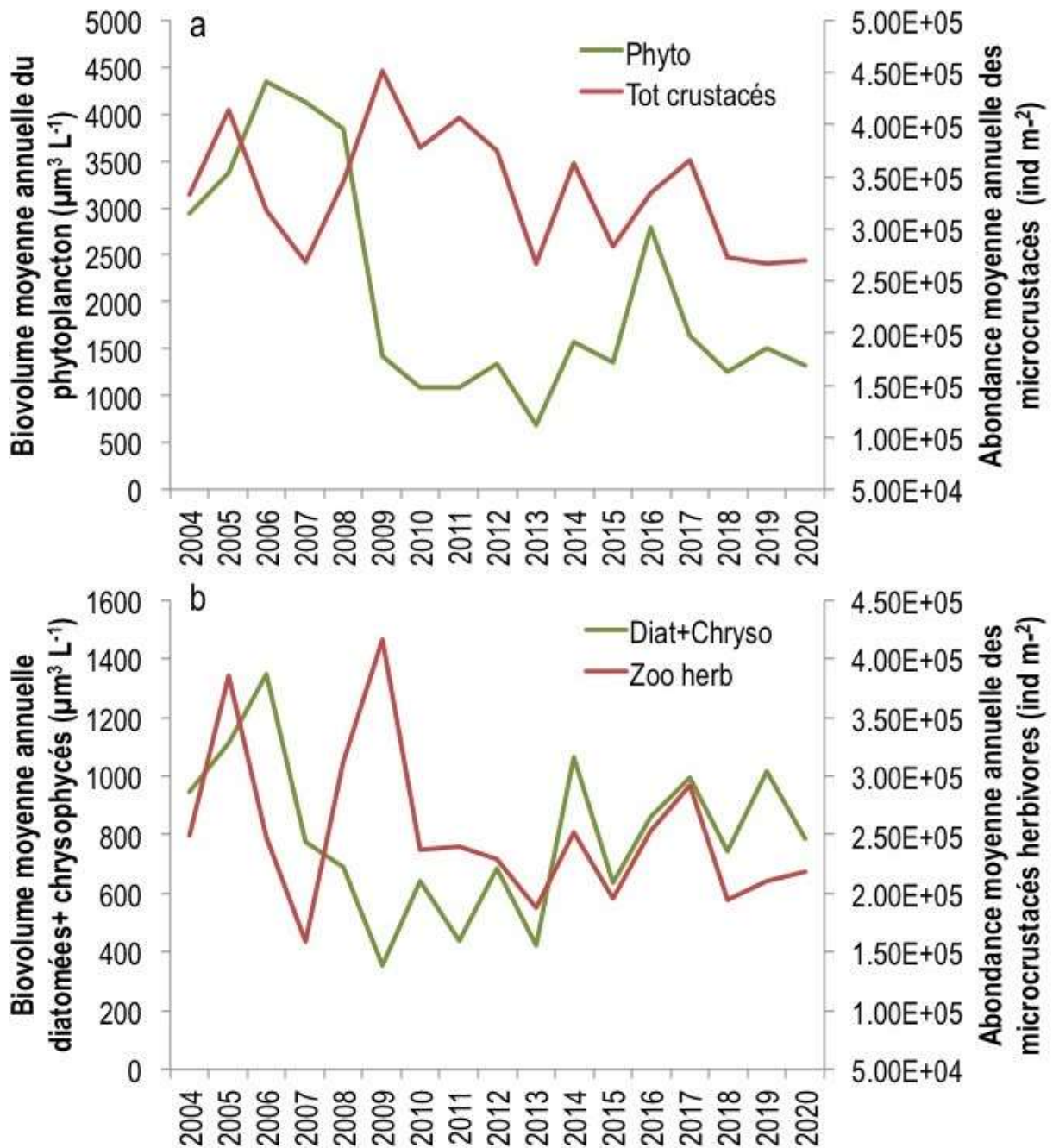


Figure 9 Comparaison a) des biovolumes phytoplanctoniques et des effectifs totaux de microcrustacés et b) des biomasses de Diatomées et Chrysophycées et des effectifs de zooplancton herbivore au lac du Bourget de 2004 à 2020

Les indices fonctionnels (Villéger *et al.* 2008, Laliberté & 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 (Villéger *et al.* 2008, Laliberté & Legendre 2010) dans la continuité des indices proposés dans le rapport 2019. 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. Pour le compartiment zooplanctonique, les indices fonctionnels ont été calculés en considérant les stratégies trophiques et l'utilisation des ressources (Krztoń *et al.* 2019).

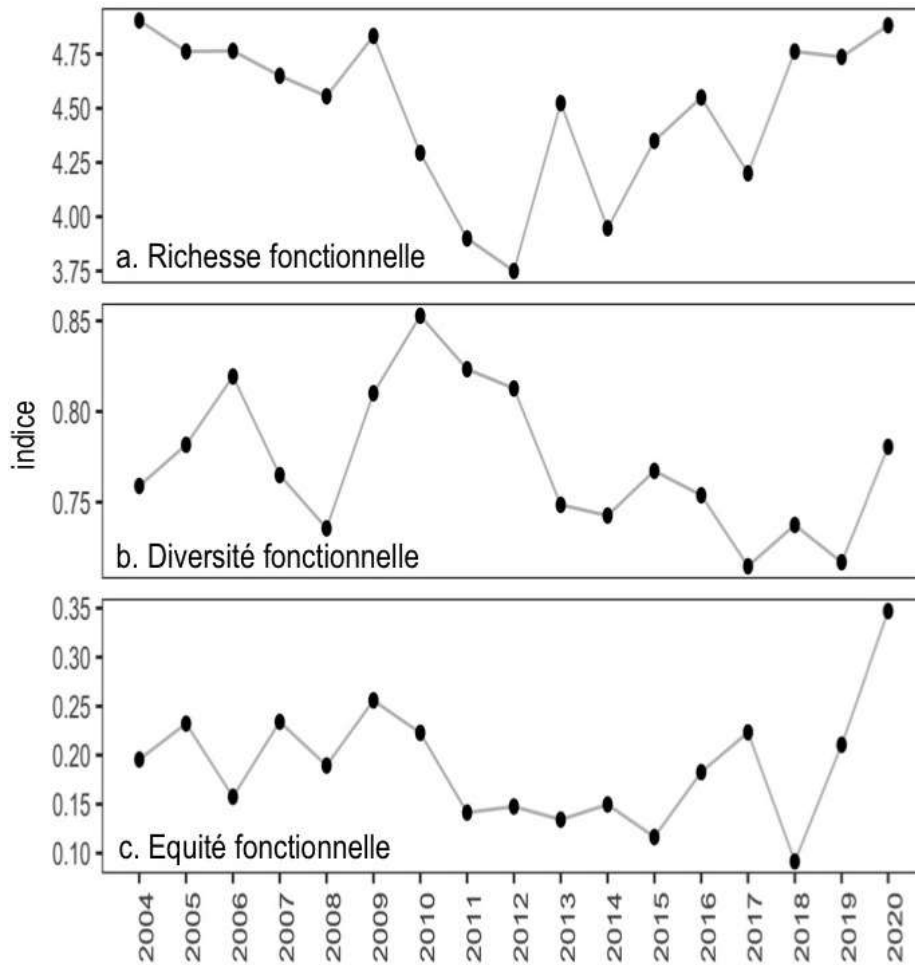


Figure 10 Indices fonctionnels caractérisant la communauté zooplanctonique du lac du Bourget de 2004 à 2020

La richesse fonctionnelle (Figure 10a) représente le nombre de groupes fonctionnels définis suivant l'utilisation des ressources. La dynamique pour la période 2004-2020 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.

La diversité fonctionnelle (Figure 10b) 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 2004-2020 (Figure 10b) a été

similaire à la dynamique de richesse pour la première partie du suivi : une baisse constante des valeurs à partir de 2009 et une augmentation plutôt instable à partir de 2018.

Ces indices fonctionnels étant calculés sur les traits trophiques caractérisant les différentes espèces, on peut les comparer avec la dynamique de la communauté phytoplanctonique et la disponibilité des ressources. On a observé notamment le déclin de la richesse fonctionnelle à partir de la période de prolifération et bloom des cyanobactéries (voir chapitre sur le phytoplancton). La dominance de la communauté phytoplanctonique par les cyanobactéries a affecté la communauté des consommateurs en favorisant les organismes porteurs d'une stratégie trophique adéquate pour exploiter *Planktothrix rubescens* en tant que ressource nutritionnelle. Ceci peut être dû à un décalage entre la réponse adaptative à la diminution du nombre des groupes fonctionnels et l'efficacité de la communauté à exploiter les ressources. Même si le nombre de groupes fonctionnels a augmenté à nouveau après la période de prolifération de *P. rubescens*, le rétablissement de l'efficacité fonctionnelle de la communauté en réponse aux nouvelles conditions peut prendre plus de temps.

L'équité fonctionnelle (Figure 10c) 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. 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.

IV. Conclusion

Si la dynamique du zooplancton reproduit globalement celle des années précédentes, elle est remarquable en 2020 pour les abondances exceptionnelles observées en fin d'automne (novembre et décembre). Les groupes les plus abondants ont été les calanoïdes et les copépodes. Les calanoïdes ont montré une abondance très élevée en janvier et en décembre, alors que les copépodes ont été caractérisés en décembre par une abondance plus faible, notamment dû au manque de développement des nauplii. Bien qu'en hiver l'abondance phytoplanctonique soit encore faible, à ce moment dans la communauté algale on a observé l'occurrence de *Cyclotella costei* et *Plagioselmis nannoplanctica*, des algues de petite taille très riches en nutriments essentiels pour la croissance des organismes zooplanctoniques. On peut avancer l'hypothèse que la croissance exceptionnelle de zooplancton herbivore (*E. gracilis*) a été soutenue par la communauté phytoplanctonique. Le pic hivernal de cyclopoïdes (zooplancton prédateur carnivore) a été par conséquent soutenu par l'abondance de zooplancton herbivore. Une répartition presque homogène entre zooplancton herbivore et prédateur a d'ailleurs été observée à cette période de l'année. L'analyse des indices

fonctionnels sur la période 2004-2020 a confirmé l'importance de la disponibilité des ressources nutritionnelles de bonne qualité (Diatomées et Chrysophycées) pour le maintien de l'efficacité trophique au sein du réseau pélagique. La disponibilité de ressources adéquates permet aux consommateurs d'effectuer un lien trophique efficace vers les niveaux supérieurs et conduit vers une amélioration des caractéristiques fonctionnelles de la communauté zooplanctonique. Suite à un manque des ressources adéquates, comme pendant la période de prolifération des cyanobactéries filamenteuses dans les années 2006-2011, les réponses fonctionnelles de la communauté peuvent ne pas être aussi rapides que le rétablissement des espèces de qualité nutritionnelle plus adéquates mais suivre une dynamique adaptative complexe.

RECHERCHES PORTANT SUR LE PEUPELEMENT PISCICOLE

En 2020, le poisson du lac du Bourget a été l'objet comme les années précédentes d'un suivi multi-indicateurs, à travers (i) des pêches scientifiques, (ii) des campagnes d'hydroacoustique et (iii) des récoltes de données halieutiques. Au sommet du réseau trophique, les communautés de poisson intègrent les changements d'état des écosystèmes aquatiques et les perturbations subies. Les données acquises en 2020 ont pu être comparées aux campagnes similaires réalisées en 2005 et à la série 2010-2019.

I. Introduction

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, mais aussi par la pêche professionnelle. Les populations de poissons sont les objets cibles de l'halieutique, car ce sont « les unités de gestion » (Laurec & 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.

Ces travaux ont pour principal objectif de coupler 3 méthodes indépendantes de suivis des espèces et du peuplement, à savoir pêches aux filets, l'hydroacoustique et les statistiques de pêche, afin 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. Ce chapitre décrit les différentes techniques utilisées qui visent chacune des échelles différentes : le peuplement, par l'hydroacoustique, les populations, à travers les méthodes de pêches utilisant les

filets normalisés CEN, l'individu au travers des statistiques de pêches. L'évolution des communautés ichtyaires est ensuite mesurée à partir des données des campagnes annuelles antérieures : 2005 et la période 2010-2019. Ces données pourront être utilisées pour apporter des éléments de réflexion pour la gestion halieutique, avec des bases fiables et robustes.

Un suivi régulier, annuel 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).

II. Méthodes utilisées

II.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 & 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 transects, effectués à environ 8 km h⁻¹ depuis l'unité de navigation Antarès 6.50 m. L'échantillonnage est réalisé la même semaine que les pêches, soit en 2020 le 29 et 30 septembre. Le matériel est constitué d'un sondeur SIMRAD EK80-7C, fréquence 120 kHz, transducteur circulaire split-beam (faisceaux partagés) 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-référencés par un GPS.

Les échantillonnages acoustiques se composaient d'environ 31 transects sur la période 2005-2015, distants d'environ 500 mètres. Il a été montré que les estimateurs obtenus sont similaires quel que soit le protocole d'échantillonnage utilisé, sous réserve d'un cover-ratio équivalent (Guillard & Vergès 2007). La Figure 1 présente le parcours réalisé pour la campagne de 2020.

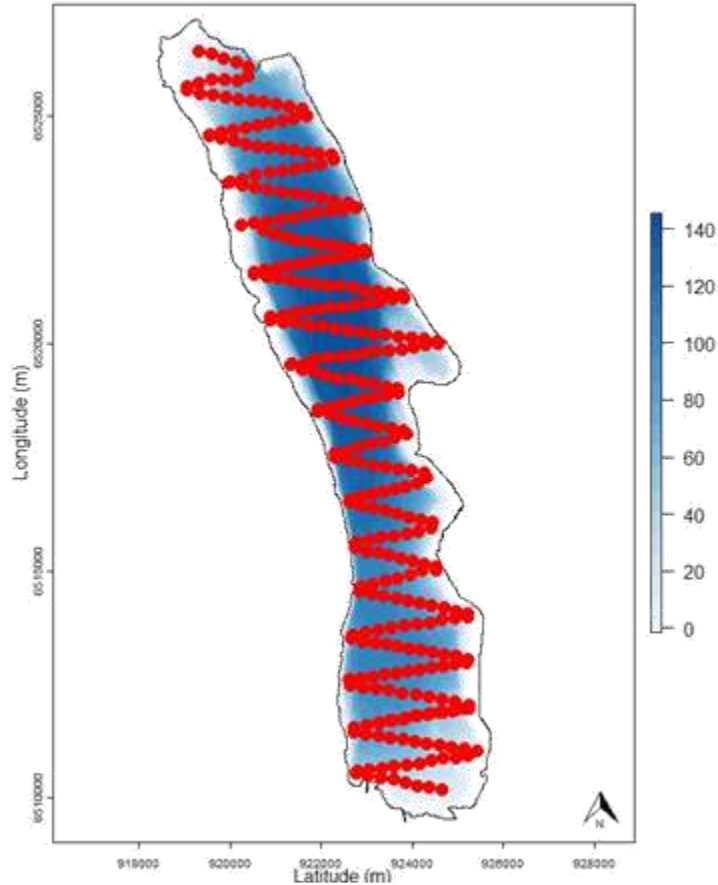


Figure 1 Localisation des transects effectués de nuit en 2020

Les données acoustiques ont été analysées avec le logiciel Sonar5-Pro (Balk & 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 ($m^2 ha^{-1}$) (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 & 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 3-5 m. Pour les calculs des estimateurs de biomasse acoustique réalisés à partir des S_A ($m^2 ha^{-1}$) (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 & 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 (Aglén 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 Strength : 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 & MacLennan 2005). Nous ne disposons pas d'équations de la

littérature pour les espèces présentes dans le lac du Bourget, mais 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 & 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 & Lindem 2017) à partir de l'équation de Forbes & Nakken (1972) : $\rho_a = S_a/\sigma$ (σ étant défini par $TS = 10 \log (\sigma /4\pi)$ (Diner & Marchand 1995).

Les seuils d'acquisitions ont été définis à -60 dB pour les TS (40 log R) et -66 dB pour les Sa (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 2.0 m-14 m, pour la couche dite de surface et 14 m-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 (Figure 2). Le régime thermique du lac n'étant pas homogène sur toute la surface et selon les jours d'échantillonnage (Cuypers *et al.* 2011), les analyses peuvent s'adapter en fonction de la profondeur de la thermocline, selon les zones, si des hétérogénéités nettes sont détectées. Les poissons, selon les espèces, se répartissent en effet dans les couches superficielles chaudes ou profondes froides (Guillard *et al.* 2006, Mehner *et al.* 2010).

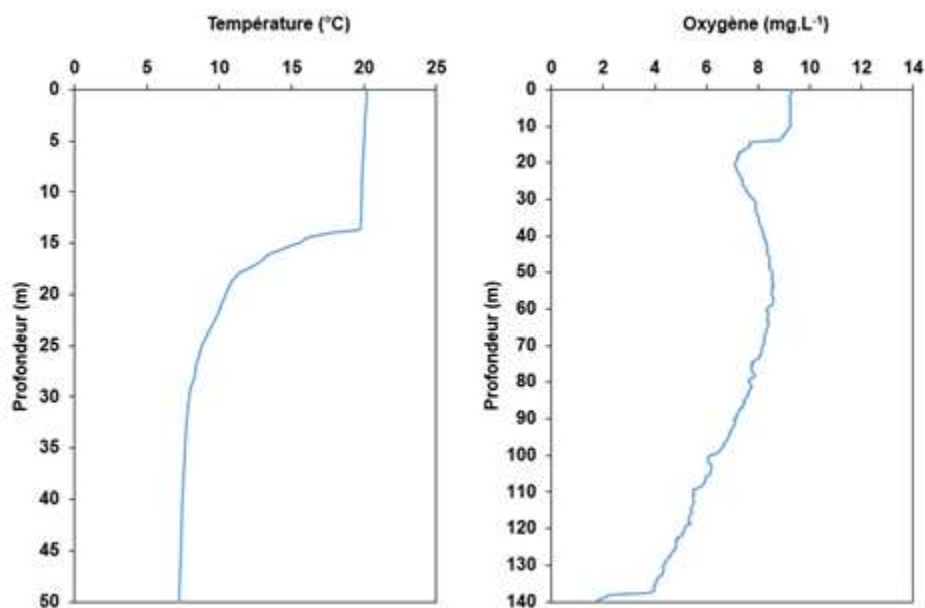


Figure 2 Profils thermiques et d'oxygène réalisés dans le lac du Bourget le 29/09/2020

II.2. Pêches aux filets CEN

Le protocole d'échantillonnage qui a été choisi pour le suivi annuel du peuplement de poissons correspond au protocole de la norme EN 14757 (Appelberg 2000), mise en œuvre dans les plans d'eau européens dans le cadre de la DCE. Cette norme prévoit l'utilisation de filets benthiques posés de façon aléatoire, dans des strates préalablement définies (Tableau I), avec un effort proportionnel à la surface et la profondeur du plan d'eau. De plus, des filets pélagiques sont posés dans la zone de la plus grande profondeur du lac.

Tableau I nombre de filets théoriques par strates

Strates	Nombre de filets
< 3 m	10
3 à 5,9 m	10
6 à 11,9 m	10
12 à 19,9 m	10
20 à 34,9 m	10
35 à 49,9 m	6
50 à 74,9 m	6
> 75 m	4
Total	68
Surface total de filets	68* 30 *1,5 = 3060 m²

Chaque filet benthique mesure 30 mètres de long par 1,5 m de haut. Il est composé de 12 nappes, de 2,5 mètres de long chacune. Chaque nappe a une maille différente, couvrant en progression géométrique la gamme de mailles de 5 mm à 55 mm (Tableau 2).

Tableau II Tailles des mailles et disposition des mailles

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

Les filets pélagiques, longs de 27,5 mètres et hauts de 6 mètres, sont similaires dans leur composition aux filets benthiques. Seule la nappe de maille 5 mm est absente, du fait de l'impossibilité technique de réaliser à cette dimension de maille des nappes de 6 mètres de haut. Couplés par deux, ils sont ancrés au point le plus profond du lac (Figure 3). Par l'intermédiaire de suspentes, ils sont descendus quotidiennement d'une profondeur de 6 mètres, afin d'explorer toute la tranche d'eau

jusqu'à une profondeur de 50 mètres. La norme précise que les données issues des filets pélagiques sont uniquement qualitatives.

Afin de pouvoir effectuer les pêches au cours d'une seule semaine, 3 batteries de filets pélagiques ont été posées afin d'obtenir chaque jour 2 strates de 6 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques en 2019 a donc été de 3 630 m². En 2010, la surface posée était identique l'objectif étant d'échantillonner les strates jusqu'à 70 m de profondeur. Pour mémoire, en 2011 et 2005, la surface totale des filets pélagiques était de 2 640 m², soit 2 batteries. Afin de comparer les données sur la série avec un effort de pêche identique et les filets des strates profondes n'ayant rien capturé, l'effort de pêche a été ramené aux couches jusque 50 m et est donc fixé à 2970 m².

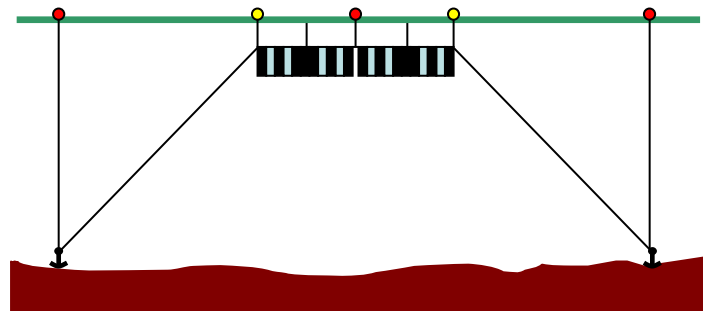


Figure 3 Schéma de pose des filets pélagique

Les filets doivent être posés avant le coucher du soleil, avant le pic d'activité de la faune piscicole, et doivent être relevés au lever du jour. Le temps de pose pour tous les filets est fixé à 12 heures environ. Le démaillage des filets et le traitement des échantillons de poissons s'effectuent à terre. Chaque filet est démaillé nappe par nappe, afin d'identifier et dénombrer les espèces capturées, par filet et par taille de maille. Des mesures biométriques (taille, poids...) sont réalisées sur tous les individus capturés (sauf perchettes) et des prélèvements (écailles, opercules, chaire...) sont effectués sur les espèces dominantes. Pour certaines classes d'âges d'espèces très abondantes, comme la perche (*Perca fluviatilis*), tous les individus sont mesurés, mais pas tous nécessairement pesés.

La comparaison inter-annuelle des rendements est basée sur un effort de pêche comparable. Ainsi, l'effort de pêche supplémentaire appliqué en 2010 et 2016 par l'ONEMA dans la zone pélagique profonde (entre 50 et 70 m) et les captures associées n'ont pas été pris en compte. Sur la période 2012- 2015 et depuis 2017 afin de tenter de capturer un nombre plus important de corégones pour avoir une distribution en tailles significatives, l'effort a été augmenté dans les strates appropriées. Pour la comparaison interannuelle, cet effort complémentaire n'a pas été pris en compte et les captures des strates échantillonnées plusieurs fois ont été moyennées.

II.3. Suivi halieutique

II.3.1. Pêche professionnelle

La pêche professionnelle exerce ses activités sur 4 lots de pêche (lots n°1 à 4) représentant 80% de la superficie du lac soit 3 513 hectares (Figure 4). Après avoir été plus de 120 pêcheurs

professionnels pluri-actifs entre 1950 et 1980, puis une trentaine d'actifs dans les années 1980, il ne reste à l'heure actuelle qu'une dizaine de 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 Alpins) qui regroupe les pêcheurs du Léman, 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. A la fin des années 1990, un suivi scientifique des captures de la pêche professionnelle a été instauré par l'INRA 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. 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 du pacage lacustre. A cette occasion, une partie des géniteurs d'ombles chevaliers et de lavarets capturés est analysée (sex-ratio, mensurations, détermination de l'âge).

II.3.2. 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. A 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). A partir de 1995, ce permis a été 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 2 ans il est repassé sous la barre des 50%. Les statistiques de captures de la pêche amateur sont tenues par le CISALB depuis 2003.

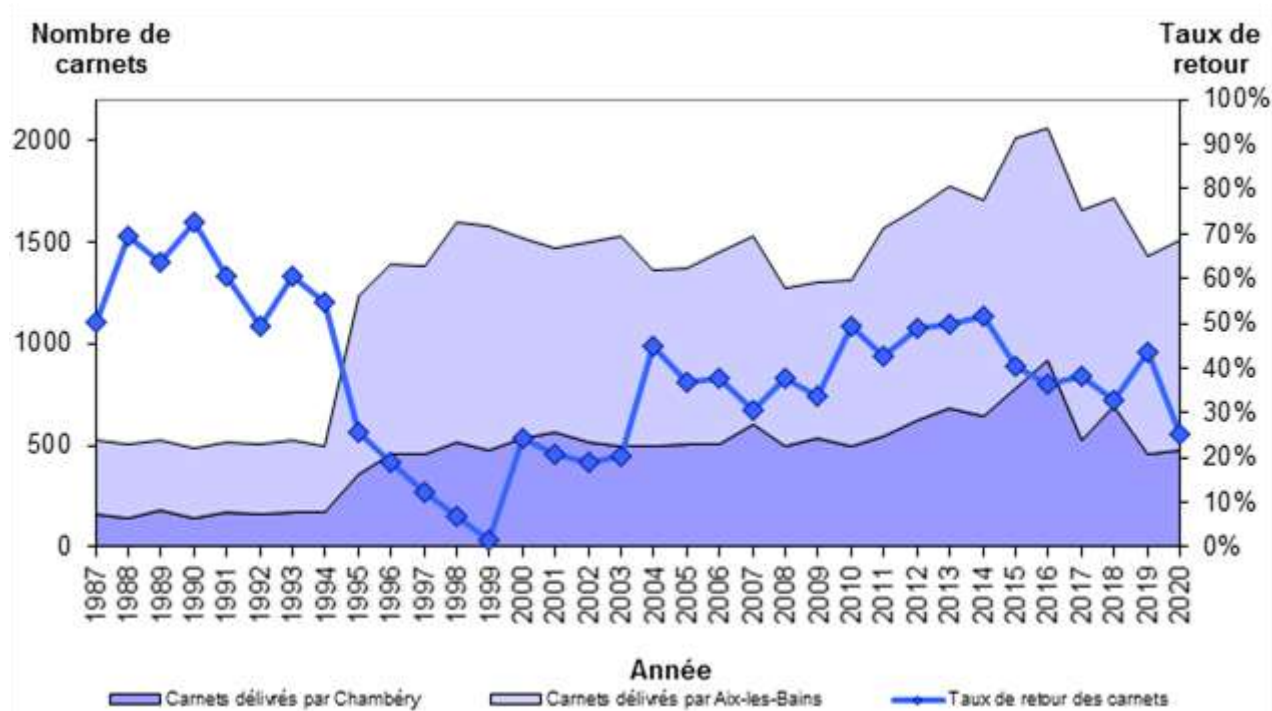


Figure 5 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires de 1987 à 2020 inclus

En 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. A 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'écaillés, uniquement sur les salmonidés, afin de déterminer leur structure en âge.

III. Résultats

III.1. Hydroacoustique

III.1.1. Analyse annuelle

En 2020, le S_A moyen est de $0,38 \text{ (m}^2 \text{ ha}^{-1}\text{)}$ pour la couche supérieure et de $1,58 \text{ (m}^2 \text{ ha}^{-1}\text{)}$ pour la couche inférieure. Les séquences d'échantillonnage, exprimées en unité d'échantillonnage, sont visualisées par un cercle dont la surface est proportionnelle à la biomasse détectée pour chaque couche (Figure 6). En 2020, on observe une très légère augmentation de la densité de poissons, en couche supérieure, pour la moitié nord du lac. La répartition spatiale de l'ichtyofaune en couche inférieure est homogène sur le lac du Bourget.

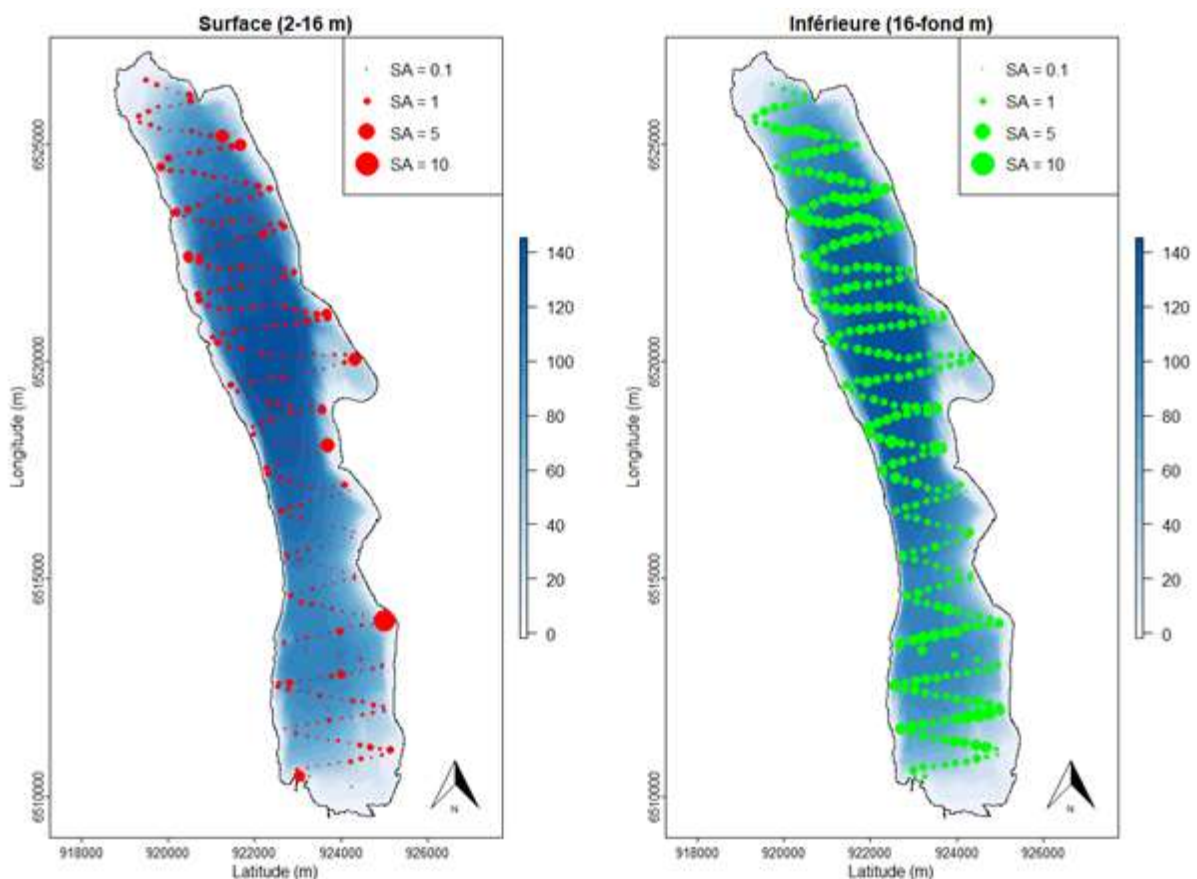


Figure 6 Séquences d'échantillonnage (S_a) pour les couches de surface et inférieure en 2020

En 2020, le nombre de poissons identifié comme individus 'trackés' a été de 305 dans la couche supérieure et de 7 283 dans la couche inférieure. En 2020, la couche supérieure se compose d'une répartition uni-modale, centrée autour de -45 dB correspondant à des poissons de l'année. Un peu moins de 15% des individus ont une taille supérieure à 15 cm (taille < -41 dB, Love 1971).

La strate inférieure se caractérise par une bi-modalité avec un mode majoritaire à -38 dB et un secondaire à -50 dB (Figure 7). Le mode secondaire correspond probablement à des corégones de l'année. Cette observation se confirme au regard de la distribution des cibles dans la colonne d'eau (Figure 8). Il subsiste une forte densité de points en couche inférieure répartis majoritairement entre 15 et 65 mètres de profondeur (Figure 8).

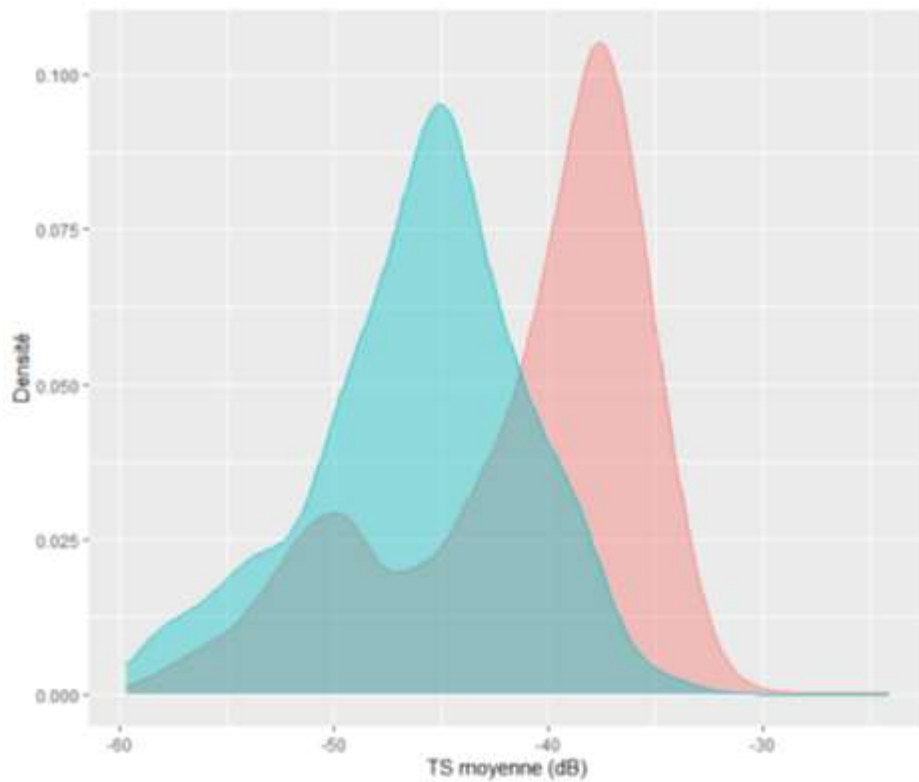


Figure 7 Distributions en taille pour la couche inférieure (rouge) et supérieure (bleu)

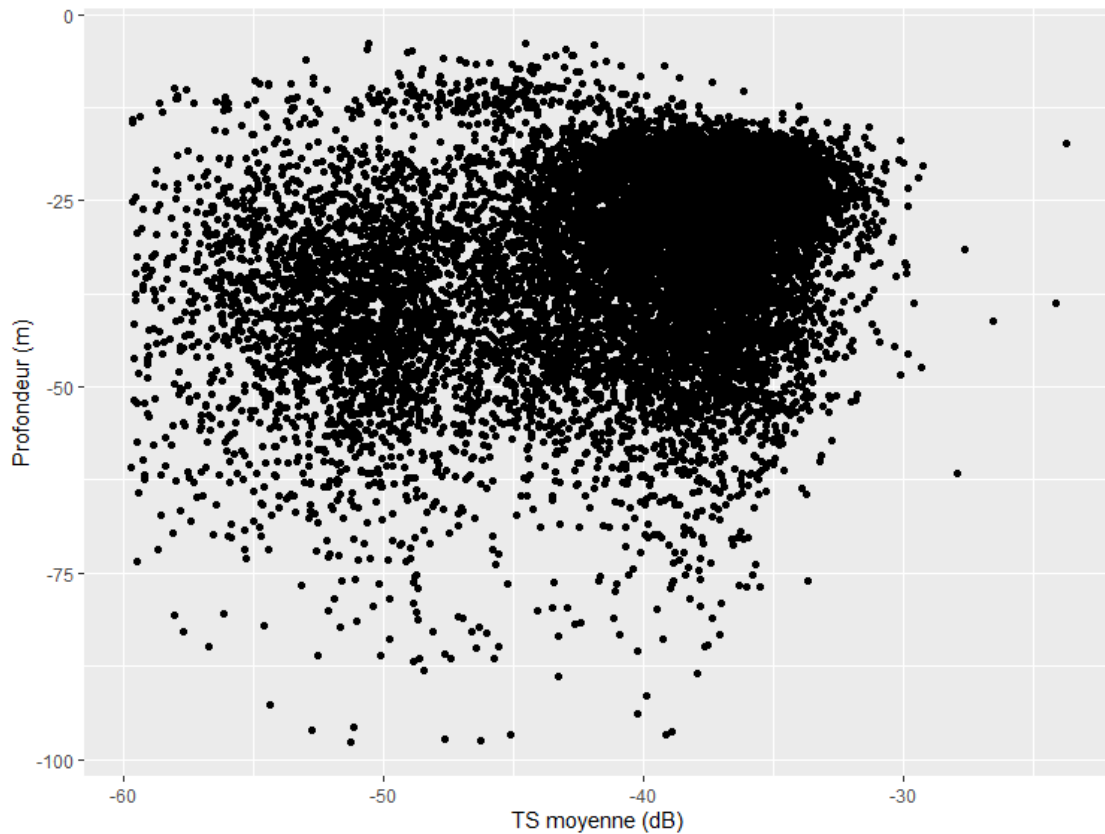


Figure 8 Distributions des cibles en fonction de la profondeur en 2020

III.1.2. Comparaison interannuelle

Les résultats des S_A moyens des onze campagnes exprimés en unité d'échointégration, sont présentés dans la Figure 9 pour la strate supérieure et pour la strate inférieure. Les valeurs des S_A moyens varient beaucoup dans la couche supérieure selon les années avec un maximum obtenu en 2019. Cependant la valeur obtenue en 2019, est probablement 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.* 2020). En couche supérieure, la chronique de données est marquée par quelques années exceptionnelles (2005, 2012, 2013 et 2019). L'année 2020 se place quant à elle dans la moyenne avec $0.38 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

Sur la période 2010-2016, les valeurs de la couche inférieure sont restées plutôt stables, puis en 2017 on a observé des valeurs très basses. Depuis, les densités acoustiques suivent une augmentation marquée par environ un facteur 2 chaque année. Cette tendance est confirmée en 2020 avec une densité acoustique légèrement supérieure à $1,5 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

Le nombre de cibles identifiées comme des poissons est très variable selon les années dans les deux couches. Depuis 2016, le nombre de cibles est inférieur pour les deux couches, mais ces données doivent être interprétées avec précaution. En effet, l'angle utilisé par le sondeur est différent des campagnes précédentes (7° contre 11° sur la période 2005-2015), le volume échantillonné est donc différent. Pour ce paramètre, seules les données depuis 2016 ont été comparées. Depuis 2016,

le nombre de cibles poursuit son augmentation en couche inférieure tandis qu'on note une diminution en couche supérieure, 2019 faisant exception avec une hausse importante.

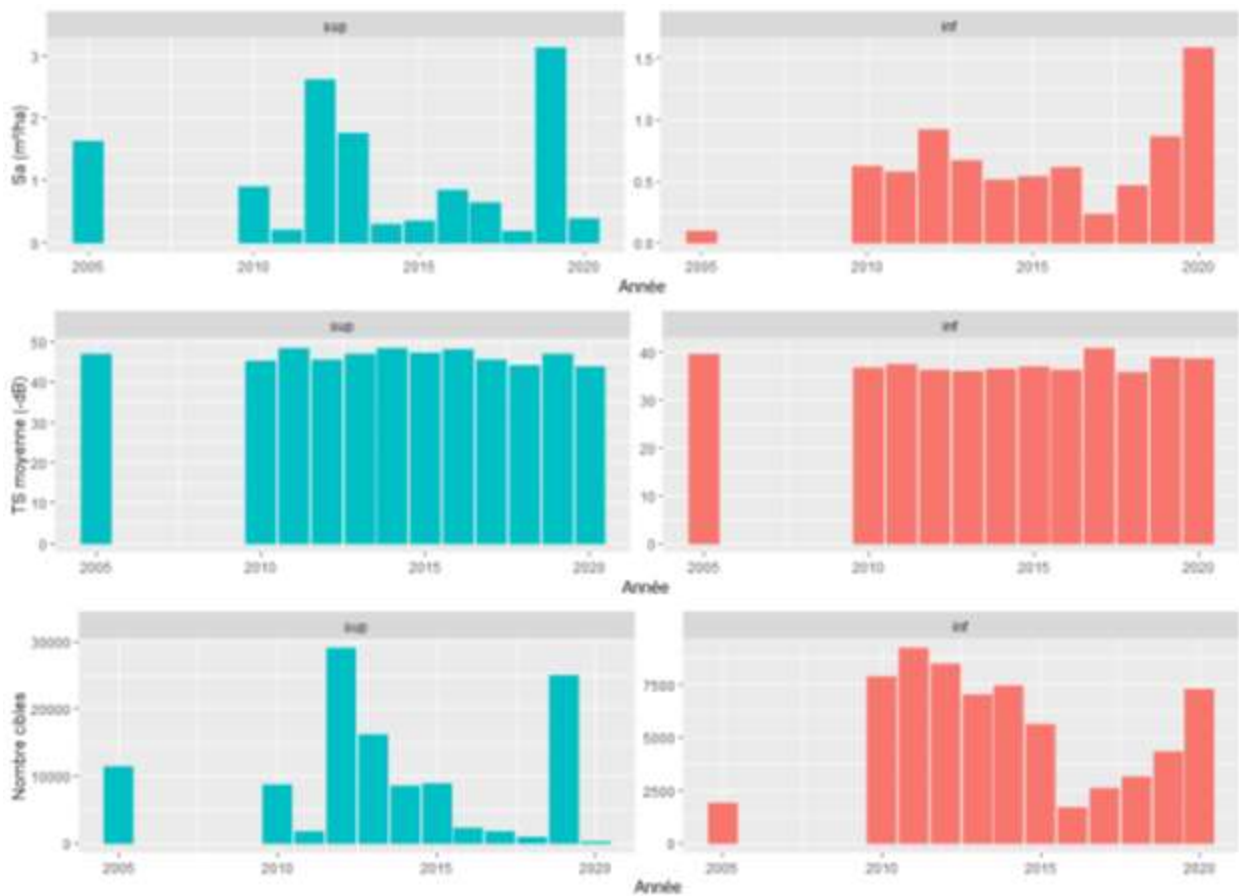


Figure 9 SA moyen, TS moyennes et nombre de cibles détectées pour les deux couches. À partir de 2016, les données sont obtenues avec un angle d'ouverture de 7°, le nombre de cibles est donc comparable sur la période 2016-2020 (en 2019 les valeurs s'appuient sur une seule nuit d'échantillonnage impliquant une sur-estimation des SA et une sous estimation du nombre de cibles)

Les TS moyennes sont variables dans la couche supérieure. Mise à part 2019, on observe une augmentation progressive de la taille sur la période 2016-2020 pour atteindre une taille moyenne des cibles de -43 dB en 2020 (Figure 9). D'après l'équation de Love (1971), les poissons localisés dans la couche supérieure en 2020, auraient une taille moyenne de 13 cm avec un mode situé à 10 cm. En comparaison avec 2019 on observe une distribution unimodale mais plus étalée avec la présence de quelques individus dont la taille excède 15 cm dans la couche supérieure, d'après l'équation de Love (1971) (Figure 10). D'après l'équation de Love (1971), les poissons localisés dans la couche supérieure en 2020, auraient une taille moyenne de 13 cm avec un mode situé à 10 cm.

En couche inférieure les TS pour l'année 2020 suivent les tendances observées en 2005, 2017 et 2019 avec des poissons de plus petites tailles par rapport à la chronique de données. Par rapport à 2019, la distribution en couche inférieure de 2020 est marquée par une bi-modalité avec une majorité d'individus aux alentours de -38 dB et un mode secondaire à -50dB (Figure 10). Ce dernier pourrait

correspondre à des 0+ de corégones en raison de leur positionnement dans la colonne d'eau (Figure 8).

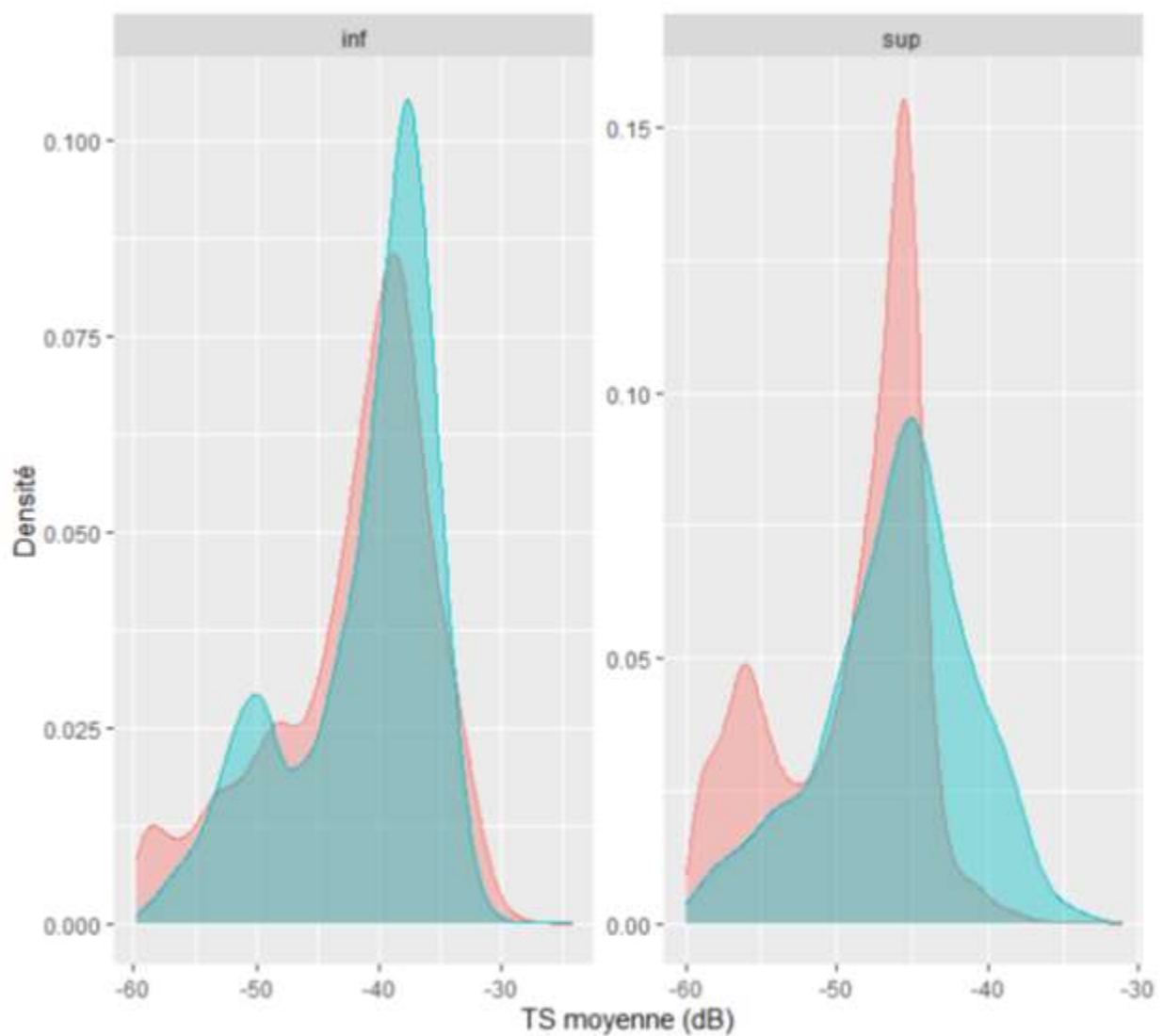


Figure 10 Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure et inférieure pour les années 2019 (rouge) et 2020 (bleu)

En termes de distribution verticale, l'occupation de la couche superficielle se fait plus en surface par rapport à 2019 et aux années précédentes. Elle diffère également en couche profonde, avec une répartition des cibles plus en profondeur en 2020 (Figure 11). Sur la période 2013-2020 les poissons, en couche inférieure, sont répartis sur les 50 premiers mètres, à l'exception de 2017 où l'on observe une dispersion plus marquée en profondeur. Sur la période 2013-2015 et 2019 une concentration importante de poissons était retrouvée dans la couche 15-20 m sans réelle distinction entre la couche supérieure et inférieure. Ceci contraste avec la période 2016-2018 avec une thermocline plus marquée régissant la répartition des espèces dans la colonne. En 2020, la concentration de poisson est faible et ne laisse que très peu apparaître la thermocline.

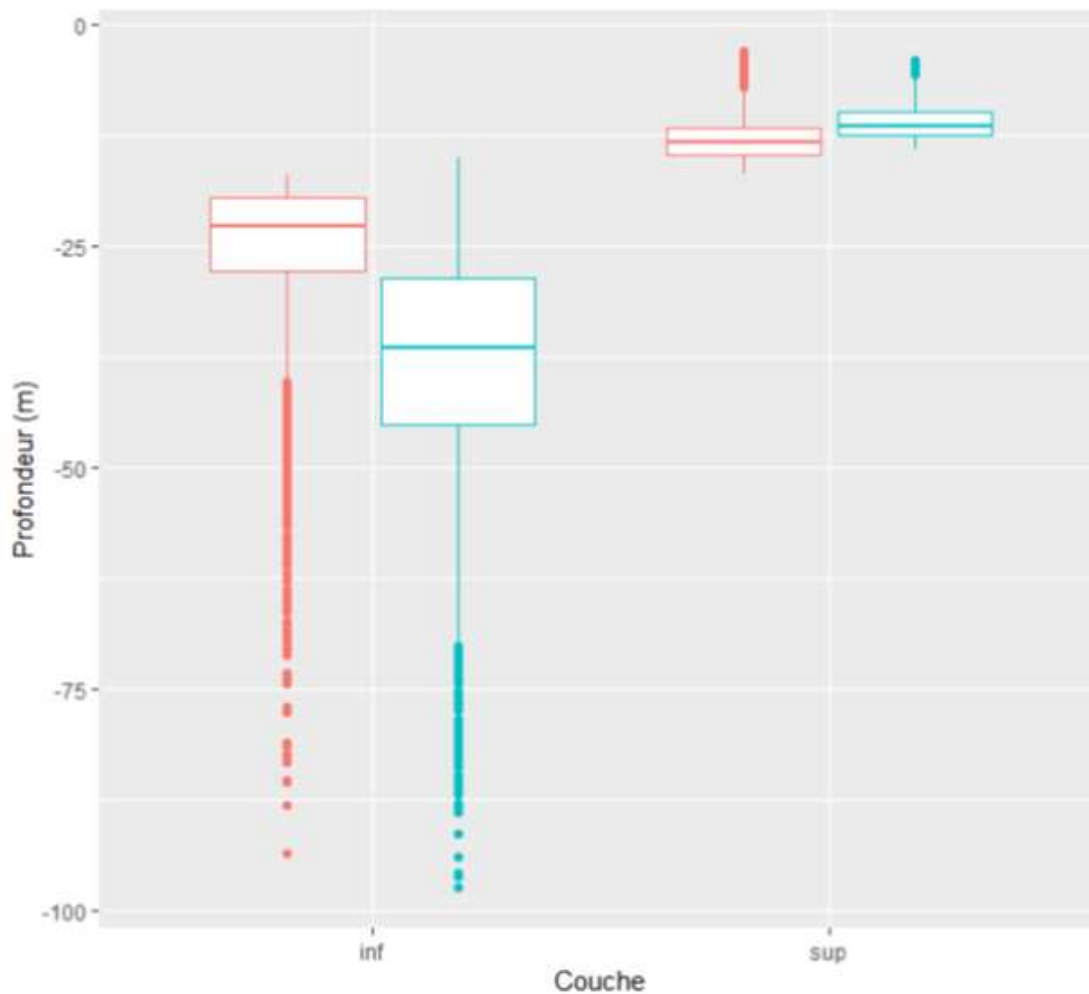


Figure 11 Box-plot de la distribution des cibles en fonction de la profondeur pour les années 2019 (rouge) et 2020 (bleu)

En terme de distribution spatiale (horizontale), l'année 2020 présente une répartition globalement homogène entre le littorale et le large avec une légère surdensité au nord du lac (Figure 6). À l'inverse, 2019 présentait un fort contraste nord/sud. En revanche, pour la couche inférieure quelle que soit les années et les valeurs de densités enregistrées, les densités ont toujours une répartition spatiale assez homogène.

III.1.3. Conclusion concernant l'analyse des données hydroacoustiques

D'une manière générale, la biomasse présente dans les couches superficielles est principalement composée de juvéniles de l'année (Guillard *et al.* 2006, Sotton *et al.* 2011, Yule *et al.* 2013)). À l'exception de quelques individus, 2020 suit cette logique avec un mode situé à 10 cm et une faible proportion d'individus de plus de 15 cm (15%). Les valeurs de densité montrent de fortes variations, avec des valeurs très fortes en 2005 et 2012-2013, des valeurs intermédiaires comme en 2016-2017 et faibles comme en 2018. En 2019, la densité estimée en tenant compte du biais d'échantillonnage (Jacquet *et al.* 2020) est intermédiaire comme en 2020. Les répartitions des juvéniles diffère dans le lac suivant les années. Ces valeurs sont très dépendantes du succès de la

reproduction de deux espèces (perches et gardons). La qualité du recrutement dépend de plusieurs facteurs, en particulier des conditions climatiques avant, pendant et après la période de reproduction et pas uniquement de la qualité du milieu. Des cycles sur 3-4 ans de cohortes de juvéniles, en particulier de perches, avec de très fortes cohortes comme en 2012, suivi de trois années avec des densités décroissantes (2013-2014-2015), ont été mis en évidence, comme dans le Léman (Dubois *et al.* 2008). Un cycle de moindre ampleur est constaté avec des cohortes de tailles intermédiaires en 2016-2017.

Les TS moyennes observées en 2020 dans la couche inférieure sont similaires à l'année précédente et appartiennent à la moyenne basse de la chronique. La distribution bimodale marquée par un mode à -50 dB laisse à penser la présence de juvéniles de corégone. Ainsi l'année 2020, pourrait se traduire par un bon recrutement en corégone.

En termes de densités, elles étaient faibles en 2005 puis une augmentation a eu lieu pour la période 2010-2016. En 2017, la densité estimée a brusquement diminué pour augmenter à nouveau, environ du double chaque année jusqu'à atteindre une valeur historiquement la plus élevée en 2020.

Quelles que soient les valeurs des densités observées en couche profonde, celles-ci sont réparties sur l'ensemble du lac. Les valeurs sont moins dépendantes des conditions annuelles et sont plus représentatives de la qualité du milieu.

Les estimations calculées en biomasse par hectare, à partir des tailles moyennes des cibles estimées par acoustique, sont d'environ 10.48 kg ha⁻¹ (contre 62,8 en 2019 pour la couche supérieure) et de 85,1 kg ha⁻¹ pour la couche la plus profonde (40,9 en 2019).

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

	Couche supérieure	Couche inférieure
	S_A (m ² .h ⁻²)	S_A (m ² .h ⁻²)
Bourget (2005)	1.63	0.09
Bourget (2010)	0.9	0.58
Bourget (2011)	0.2	0.9
Bourget (2012)	2.62	0.91
Bourget (2013)	1.75	0.67
Bourget (2014)	0.29	0.51
Bourget (2015)	0.35	0.54
Bourget (2016)	0.85	0.61
Bourget (2017)	0.64	0.23
Bourget (2018)	0.18	0.42
Bourget (2019)*	3.12	0.86
Bourget (2020)	0.38	1.58
Annecy (2018)	1.40	0.75
Annecy (2019)	0.20	0.87
Brienz (2011)	0.28	0.23
Joux (2011)	1.42	0.36
Leman (2012)	1.42	0.57
Morat (2010)	0.28	0.03
Neufchatel (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

III.2. Pêches CEN

III.2.1. Cartographie des filets

Conformément au plan d'échantillonnage, 68 filets benthiques et des filets pélagiques ont été posés en 2020, comme les années précédentes (Figure 12), à des endroits similaires.

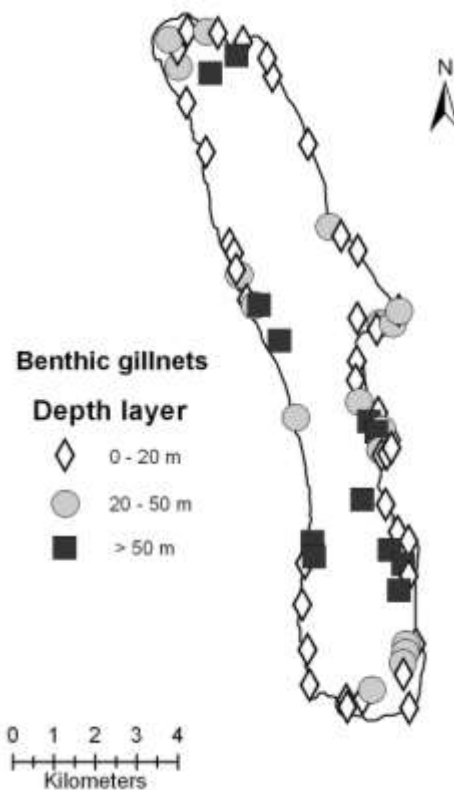


Figure 12 Répartition spatiale des filets benthiques

III.2.2. Espèces présentes et rendements globaux

Campagne de 2020

Les captures dans les filets permettent d'identifier les espèces présentes et d'obtenir les rendements par espèce (nombre d'individus ou poids des individus ramenés à une surface unitaire de filets) (Tableau IV). La campagne de pêche 2020 a permis la capture de 15 espèces de poissons. L'écrevisse américaine n'a pas été capturée pour la première année. Le gardon (*Rutilus rutilus*) et la perche (*Perca fluviatilis*) sont dominant en termes de rendement pondéral et numérique. Le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) arrive en troisième position tant sur le plan numérique que pondéral. En termes de rendement pondéral, le silure occupe une place importante mais ce n'est pas le cas sur le plan numérique. En termes de rendement numérique, le corégone (*Coregonus lavaretus*), la gremille (*Gymnocephalus cernua*) et le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) représentent une part non négligeable des captures. Notons qu'en 2020 le silure constitue une part importante des prises (10 % en rendement pondéral) (Tableau IV).

Tableau IV Chiffres clés de la campagne de pêche 2020 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus, benthiques et pélagiques)

Espèce	Nombre	Biomasse (g)	Rendement numérique	Rendement pondéral
Bouvière	5	18,6	0%	0%
Brême	18	2932,8	1%	4%
Brochet	7	980,2	0%	1%
Carassin	2	384,4	0%	1%
Chevesne	4	297	0%	0%
Coregone	40	4716,2	3%	7%
Gardon	286	15389,3	19%	23%
Grémille	112	1269	7%	2%
Ombles	1	222,4	0%	0%
Perche	889	16436,8	59%	25%
Perche soleil	4	188,8	0%	0%
Poisson chat	17	1456,6	1%	2%
Rotengle	103	14043,3	7%	21%
Silure	7	6461,4	0%	10%
Tanche	7	843	0%	1%
Total	1786	73868,48	100%	100%

Evolution interannuelle

La grémille, connaît une augmentation en 2020 après avoir atteint des niveaux bas historiques en 2019 (Figure 13). Les niveaux sont similaires à ceux des années 2010-2014.

Le poisson chat (*Ameiurus melas*) est en diminution par rapport à l'année passée mais présente des niveaux haut en comparaison aux années 2015-2017. La population de poissons chats avait connu une véritable explosion en 2004-2005 puis elle a été impactée en 2007 par un *ranavirus* (Bigarré et al. 2008).

Le rotengle (*Scardinius erythrophthalmus*) qui avait augmenté ces dernières années présente des effectifs capturés plus bas et qui semblent se stabiliser depuis 2019.

Les effectifs de brochets sont stables sur la série sans qu'une tendance nette puisse être notée.

La perche soleil (*Lepomis gibbosus*) a des effectifs bas au regard des données historiques.

Le sandre (*Sander lucioperca*) n'est plus capturé depuis 2019.

En 2020, l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) et la bouvière (*Rhodeus amarus*) ont été capturés.

La vandoise (*Leuciscus leuciscus*), la lotte (*Lota lota*), la blennie fluviatile (*Salvia fluviatilis*) et le goujon (*Gobio gobio*) n'ont quant à eux pas été capturés. Ces espèces sont marginales dans l'échantillonnage et sont de ce fait présentes en très faible quantité ou absentes selon l'année.

Pour la cinquième année consécutive, le silure (*Silurus glanis*) est capturé dans les pêches scientifiques.

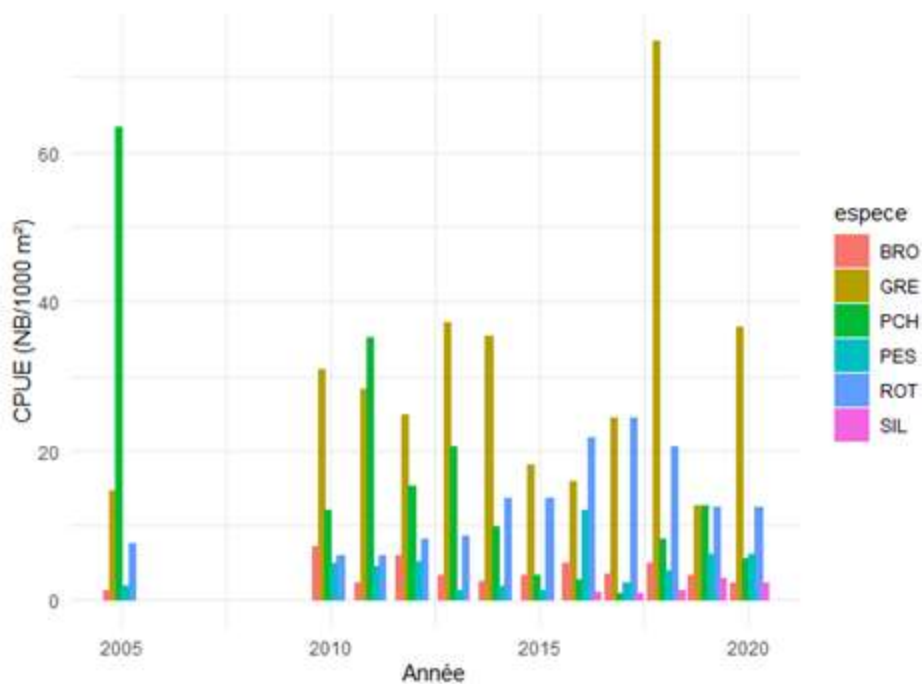


Figure 13 Rendement numérique pour 1000 m² de filet, de 2005 puis de 2010 à 2020 pour les principales espèces d'intérêt (BRO : brochet, GRE : gremlle, PCH : poisson chat, PES : perche soleil, ROT : rotengle, SIL : silure)

Le rendement de pêche numérique est en baisse par rapport à 2019 mais est dans des niveaux moyens, similaires à 2015 (Figure 14). Le rendement de pêche pondéral connaît une légère diminution en 2020, par rapport à l'année précédente mais le niveau reste haut, proche de celui 2010-2011 et 2016.

Les filets pélagiques sont posés pour obtenir des informations qualitatives et non quantitatives (CEN 2009). Les rendements (Figure 15 à 18) sont néanmoins calculés afin d'appréhender l'évolution des communautés piscicoles pélagiques comme le corégone. Les captures des filets pélagiques au cours des années de suivis sont composées de corégones, perches et gardons.

Les rendements numériques des filets benthiques et pélagiques pour la perche et le gardon sont variables (Figure 15). Ces variations dépendent du recrutement qui est fortement lié aux conditions climatiques (Gillet 2001). On notera que sur la série les fluctuations sont du simple au double. En 2020, les rendements totaux pour les deux espèces similaires à ceux de 2019. Bien que les rendements soient élevés pour la perche en pélagique, les rendements totaux sont dans la moyenne pour la perche et le gardon mais en baisse par rapport à 2019. Au total, on peut considérer l'année comme moyenne pour la perche et le gardon.

Pour les rendements pondéraux totaux pour la perche et le gardon, l'année 2020 se situe dans la moyenne (Figure 16). Les rendements pondéraux dans les filets benthiques pour la perche et le gardon sont plus élevés que dans les filets pélagiques. On note pour ces deux espèces une augmentation des rendements en 2020 dans les filets pélagiques alors qu'une diminution est constatée dans les filets benthiques.

Les rendements numériques et pondéraux de corégones dans les filets pélagiques et benthiques sont aussi variables (Figure 17 et 18).

Dans les filets pélagiques, on note une augmentation des rendements numériques et pondéraux jusqu'en 2012 puis une baisse jusqu'en 2017. En 2018, une forte hausse des rendements pondéraux était constatée tandis que la valeur des rendements numériques reste très faible. Depuis 2019, les rendements numériques sont à des niveaux hauts.

Dans les filets benthiques, sur le plan numériques les niveaux sont faibles par rapport à la période 2010-2015 mais en hausse par rapport à 2016. Des variations sont également constatés sur le plan pondéral avec des niveaux élevés en 2013-2014 puis les valeurs ont chuté jusqu'à obtenir une valeur très faible en 2016. Depuis les valeurs sont à des niveaux hauts.

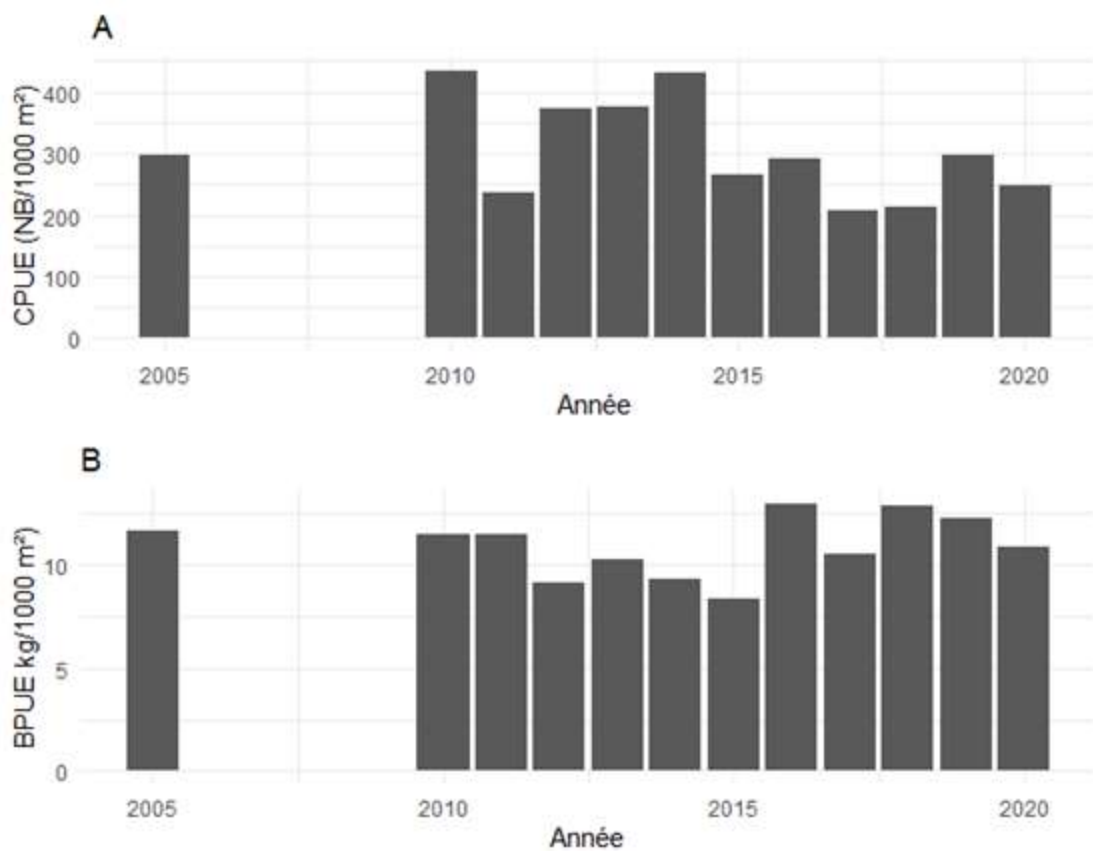


Figure 14 Rendement numérique, en rouge et pondéral, en bleu pour 1000 m² de filet, de 2005 puis de 2010 à 2020

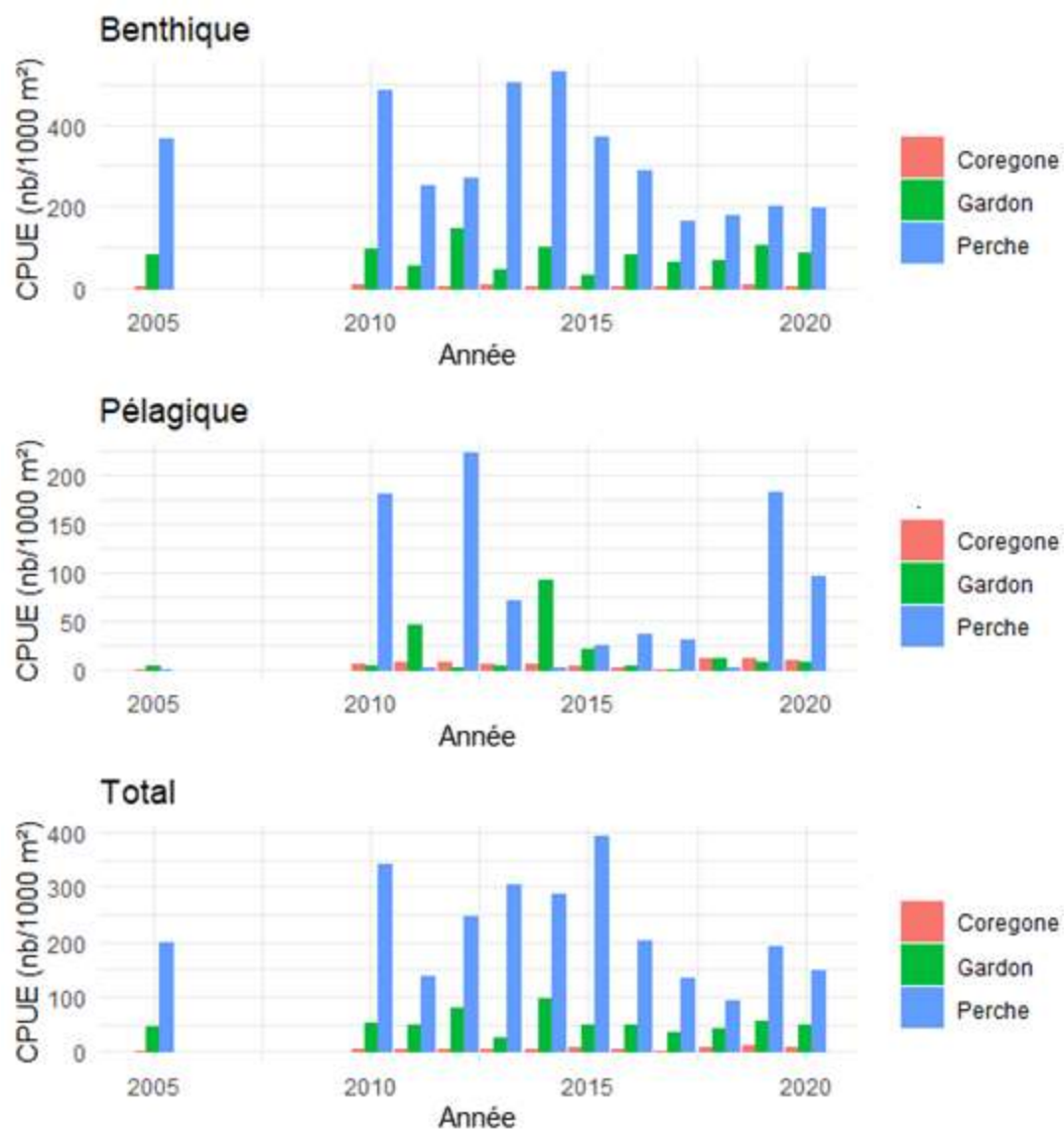


Figure 15 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques, pélagiques et total pour la perche et le gardon et le corégone

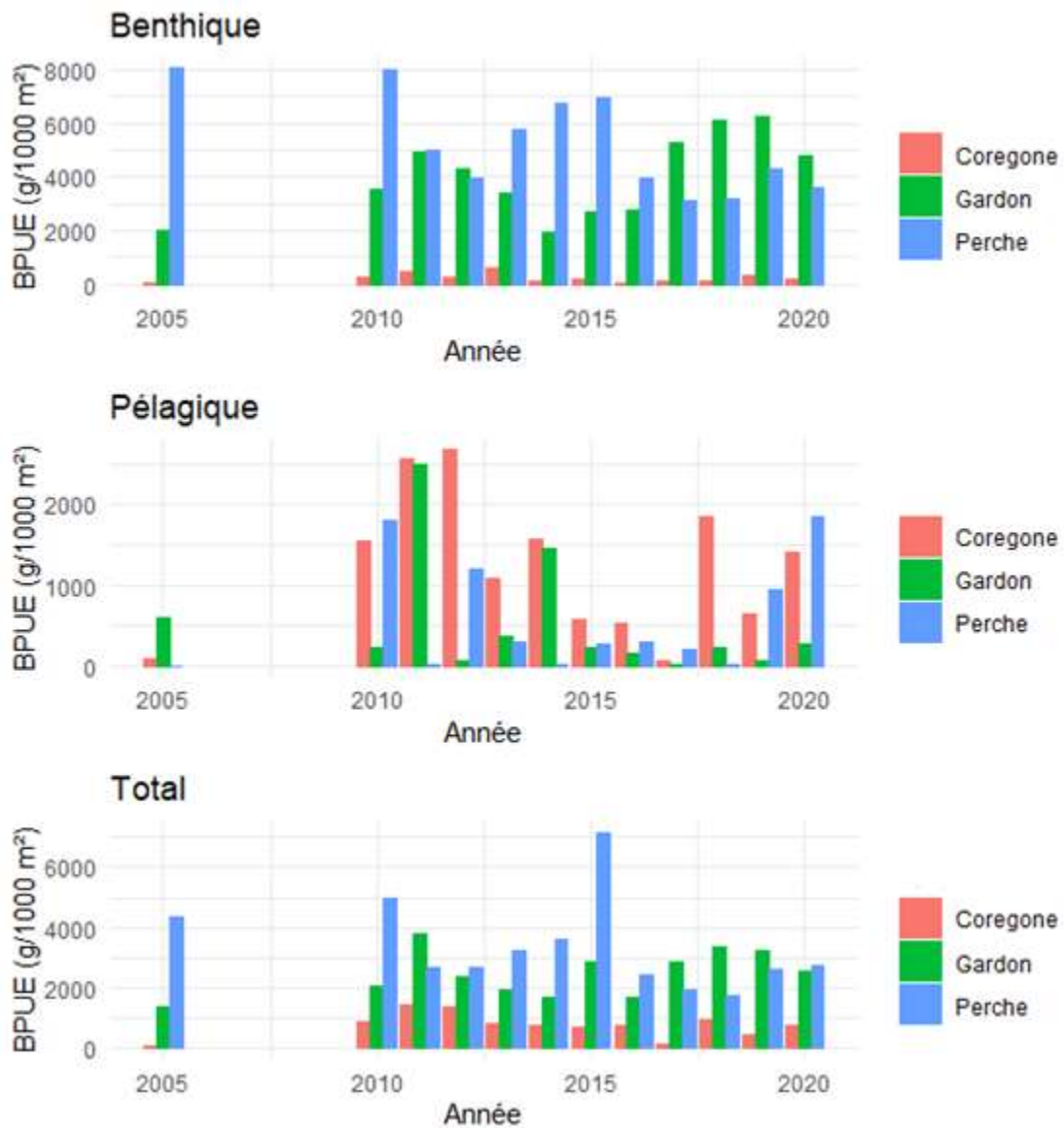


Figure 16 Rendements pondéraux (g/1000 m²) des filets benthiques, pélagiques et au total pour la perche et le gardon et le corégone

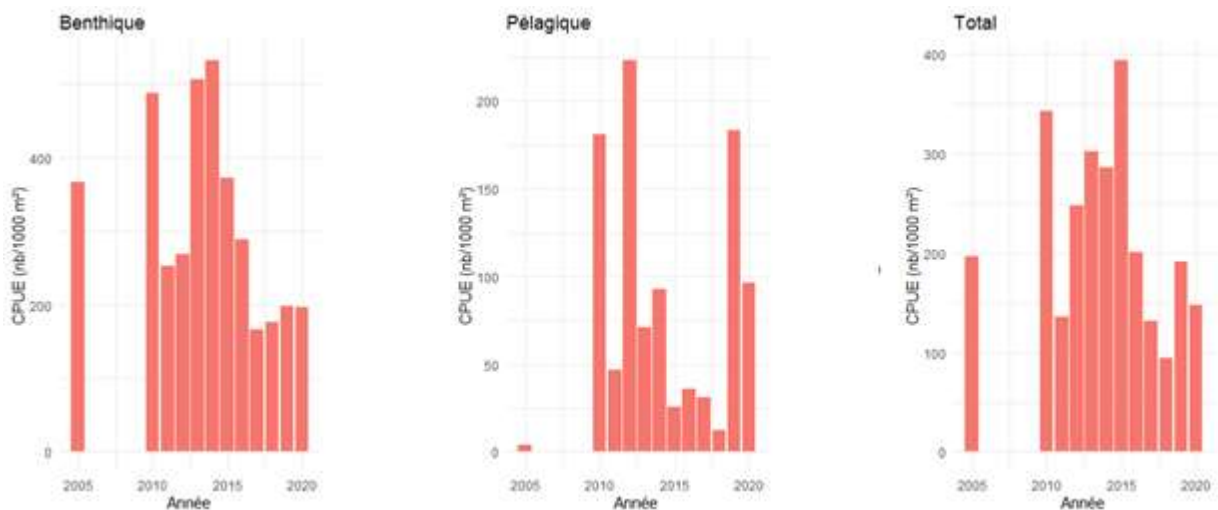


Figure 17 Rendements numériques dans les filets benthiques, pélagiques et dans l'ensemble des filets pour le corégone

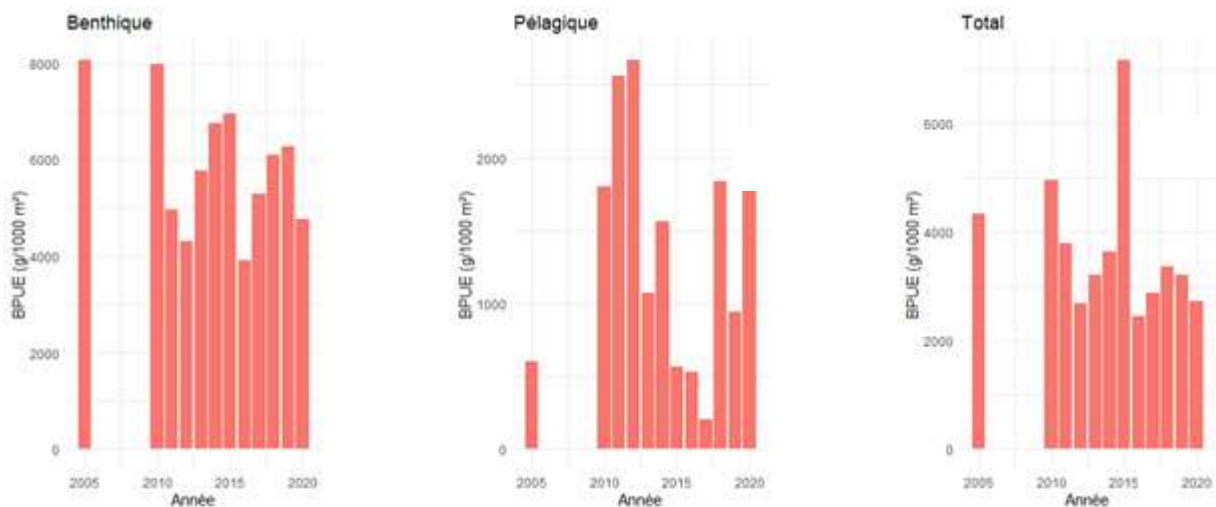


Figure 18 Rendements pondéraux dans les filets benthiques, pélagiques et dans l'ensemble des filets pour le corégone

III.2.3. Analyses populationnelles

La répartition verticale des prises issues des filets confirme la stratification spatiale des poissons déjà montrée par ailleurs (Guillard *et al.* 2006, Mehner *et al.* 2010): percidés et cyprinidés sont au-dessus de la thermocline, corégonidés en dessous. Cette année il est à noter que deux individus ont été capturés en zone profonde, un omble et un corégone respectivement à 67 m et 60 m. Comme chaque année une attention particulière est portée sur trois populations de poissons d'intérêt halieutique ou indicatrice de la qualité des eaux : la perche, le corégone et le gardon. Les relations tailles poids et la structure en tailles sont présentés en Figure 19.

Perche

En 2020, la population de perche présente des abondances moyennement élevées au sein du peuplement (rendement numérique), caractérisées par une forte proportion d'individus de petite taille (<150 mm) (Figure 19). A noter que deux modes sont constatés en 2020, un mode similaires aux années précédentes à 80 mm et un second à 130 mm. Le premier mode n'apparaît pas de façon aussi distincte dans les filets pélagiques (Figure 20). Ces poissons de petites tailles (les deux modes) d'après les lectures d'opercules réalisées en laboratoire correspondent majoritairement à des poissons de l'année. La taille moyenne des juvéniles varient d'une année sur l'autre de façon assez nette, elle atteignait par exemple 98 mm en 2016, tandis qu'elles sont plus faibles certaines années comme en 2018 et 2019 (78 et 70 respectivement). En 2020, la taille moyenne des perches de l'année est particulièrement importante (109 mm) et est semblable à la taille moyenne obtenue en 2011.

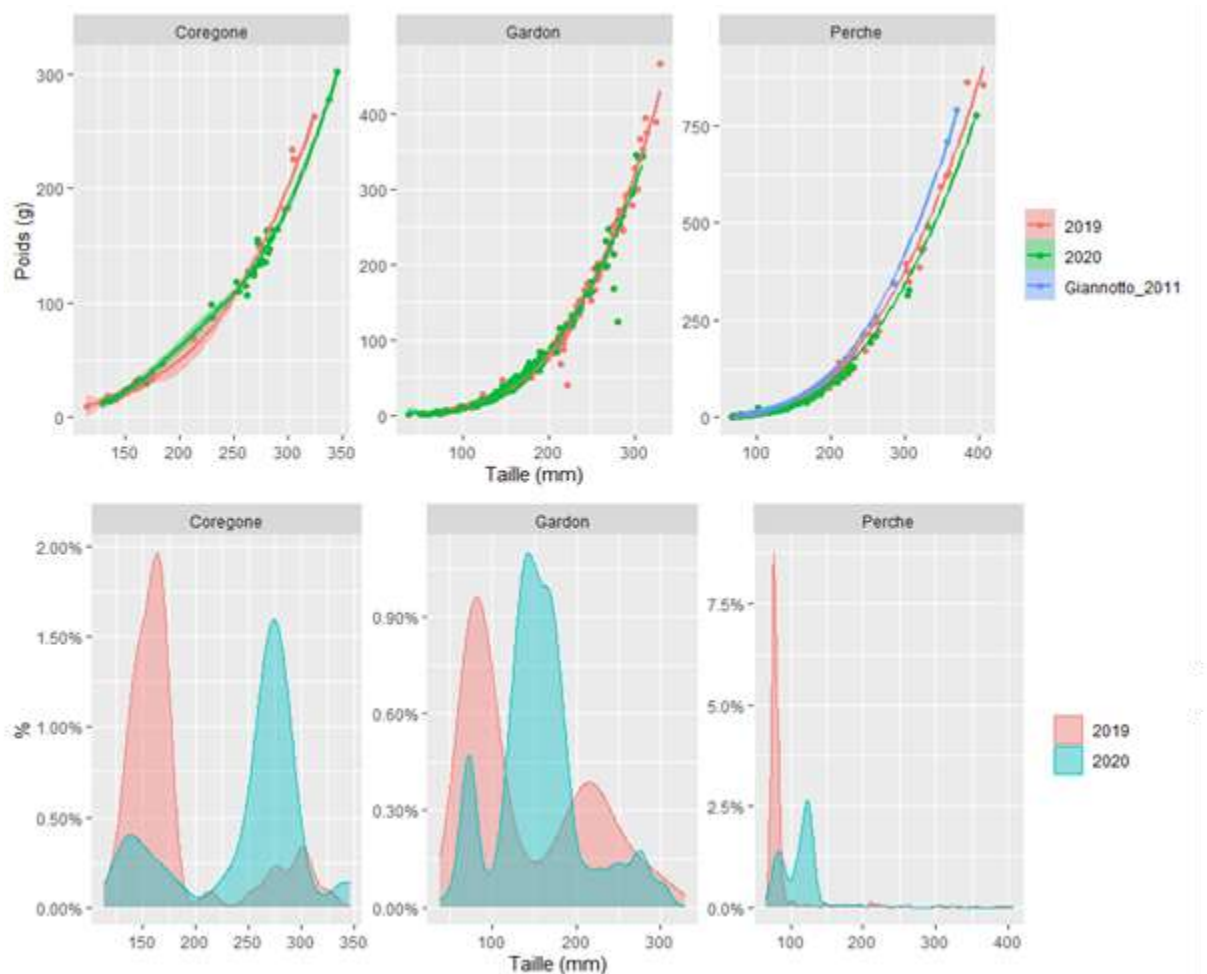


Figure 19 Relations tailles-poids et structures en tailles pour le corégone, le gardon et la perche en 2019 et 2020

Le reste de la population est composé de perches plus grandes (taille maximale capturée de 39,5 cm) correspondant à des poissons de 1+ à 5+. La proportion de poissons de taille supérieure à 25-30 cm, les perches âgées de 3 ans et plus, correspondant aux poissons adultes exploités par les filets de mailles supérieures à 27 mm de la pêche professionnelle est faible, moins de 0,6 %. Il est nécessaire de rester attentif à la quantité de ces poissons adultes, qui représentent une partie des reproducteurs et donc les garants du maintien d'un stock. En 2020, la relation taille-poids est similaire à celle de 2019 et est plus faible que celle de la courbe de Giannetto *et al.* (2011) calculée sur 64 913 spécimens provenant de 762 populations différentes de perches Européennes.

Sur la base de cette distribution en taille, il est intéressant de préciser les rendements de pêche en séparant les rendements numériques obtenus pour les alevins de l'année (déterminés à partir de la structure en taille et de la lecture des opercules) et ceux obtenus pour les adultes (Figure 21). On constate que les rendements de perches adultes sont à nouveau très bas en 2020. Le rendement des juvéniles, bien qu'en baisse par rapport à 2019 est à des niveaux hauts proches de ceux de 2016.

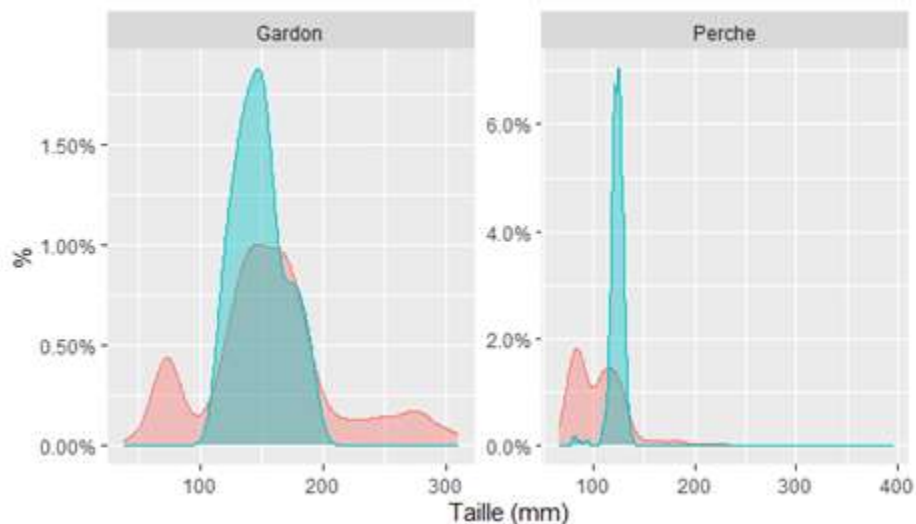


Figure 20 Structure en taille dans les filets benthiques (rouge) et pélagiques (bleu) pour la perche et le gardon.

Gardon

En 2020, 2 modes dominants sont constatés, à 70 mm et à 140 mm. Le premier mode n'apparaît pas dans les filets pélagiques (Figure 20). D'après les lectures d'écaillés, ces individus correspondent à des alevins de l'année. Les gardons d'1 an sont compris dans une gamme allant de 15 à 20 cm (soit la partie droite second mode), d'après les lectures d'écaillés réalisées en laboratoire et représentent une proportion élevée par rapport à l'année précédente. Les relations tailles-poids sont similaires entre 2019 et 2020 (Figure 19).

La taille moyenne des 0+ est élevée en 2020, aux alentours de 8-9 cm. En se basant sur la distribution en taille et en âge des gardons échantillonnés, il est possible de séparer les rendements de pêche numériques des adultes de ceux des alevins de l'année (Figure 21). En 2020, les rendements de pêche concernant les alevins sont à un niveau bas, historique, montrant l'importante fluctuation du recrutement selon les années. Ceux des adultes sont relativement stables depuis 2016.

Corégone

La distribution des individus retrouvés dans la pêche est bimodale avec un premier mode situé à 14 cm et un second à 27 cm. Le premier mode correspondrait à des corégones de l'année tandis que le second mode correspondrait à des poissons âgés de 1 an, d'après la détermination d'âge par scalimétrie. Aucun individu possédant une taille supérieure à 35 cm n'a été capturé. Les relations taille-poids obtenues en 2019 ne diffèrent pas de celles de 2018 (Figure 18).

Cette espèce, essentiellement pélagique, peut avoir à certaines périodes et certains stades, un comportement plus littoral. Les juvéniles de corégones sont généralement attrapés en zone littorale mais depuis 2018, les juvéniles sont essentiellement capturés en zone pélagique.

Sur la base de la distribution en taille et en âge des corégones capturés, les rendements de pêche en séparant les rendements numériques obtenus pour les alevins de l'année et ceux obtenus

pour les adultes, sont calculés (Figure 21). On constate que les rendements de corégones juvéniles sont à des niveaux bas et une reprise à la hausse pour les corégones adultes.

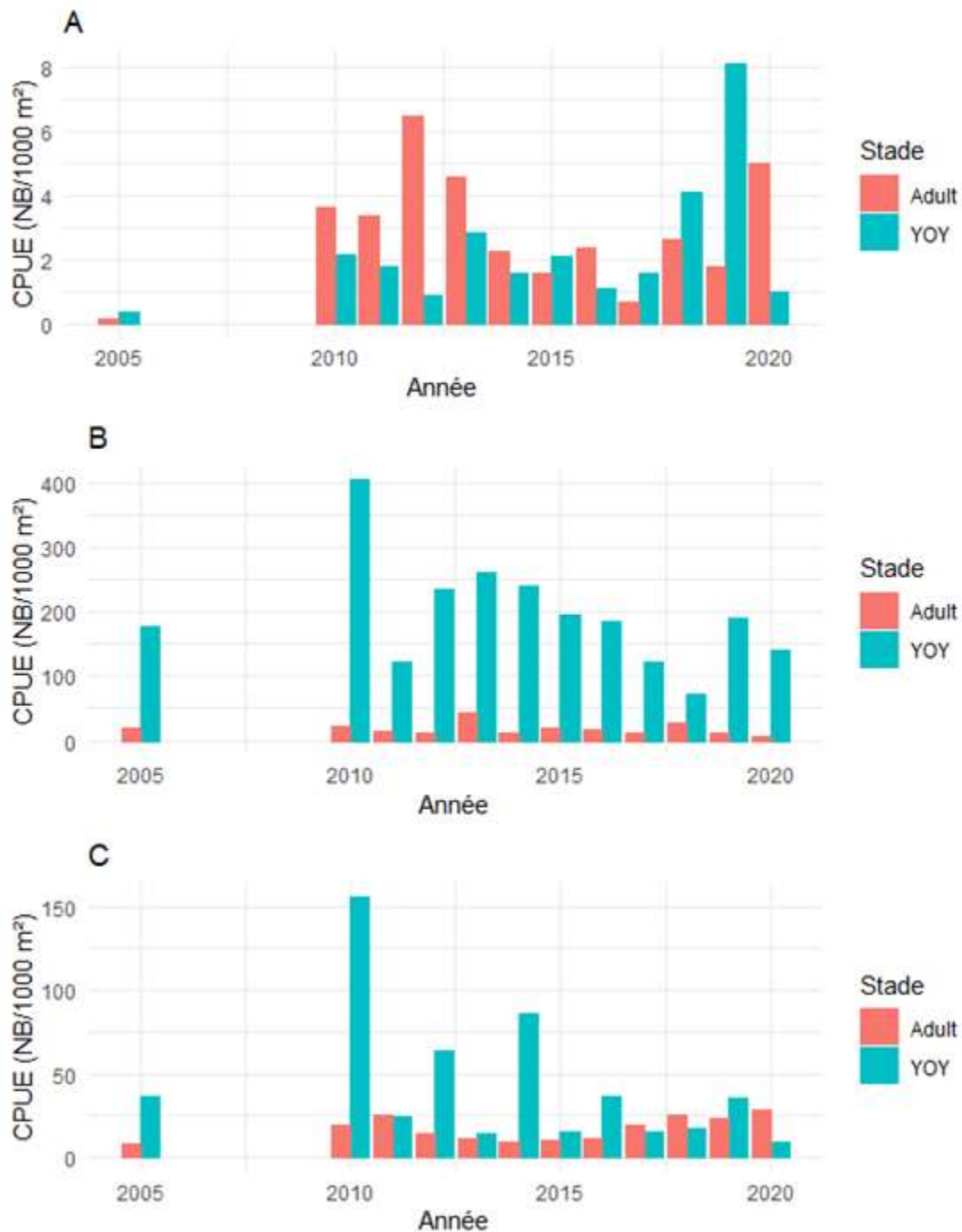


Figure 21 Rendements numériques des jeunes de l'année (YOY) et des adultes pour les A) corégones, B) les perches et C) les gardons

Comparaison avec le suivi halieutique

Ces résultats et plus particulièrement la structure de population sont conformes aux données de croissance obtenues par l'intermédiaire du suivi des captures de la pêche professionnelle et amateur (CISALB, 2008). Elle conforte la modification de réglementation intervenue en 2007-2008 qui a

consisté à passer la taille légale de capture de 30 cm à 35 cm et à faire évoluer la maille des pics des professionnels afin d'éviter la prise de corégones d'1 an en fin de saison qui peuvent avoir une taille de plus de 30 cm. Ainsi, comme le montre la Figure 22, avant cette mesure de gestion, la pêche, professionnelle et amateur, exploitait majoritairement des poissons de 2 ans et en fin de saison une quantité non négligeable de jeunes corégones d'1 an (40%). Le corégone se trouvait alors dans une situation de surexploitation. Depuis la modification de la gestion halieutique de cette espèce, les captures sont de nouveau plus équilibrées et la population exploitée ces dernières années est représentée par des individus adultes âgés entre 2 et 7 ans. Toutefois, on note depuis 2019, une diminution des corégones âgés de plus de 5 ans.

III.3. Suivi halieutique

Cette partie synthétise les données recueillies par INRAE, la DDT et le CISALB dans le cadre du suivi de la pêcherie du lac du Bourget. Elle reprend les résultats les plus pertinents de ce suivi. Pour plus de détails, le lecteur pourra se reporter aux rapports annuels rédigés par le CISALB concernant la pêche amateur ou au rapport de synthèse sur la gestion durable de la ressource piscicole.

III.3.1. Statistiques de pêche professionnelle

Les statistiques de pêche des professionnels sont connues depuis 1920 mais le choix a été fait de ne présenter les captures qu'à partir du milieu des années 1990 (Figure 22), période à laquelle l'effectif de pêcheurs professionnels s'est stabilisé à 10, rendant ainsi les chiffres comparables.

La saison 2020 a été marquée par des captures en très nette baisse avec un peu moins de 30 tonnes de poissons pêchés (contre encore 50 tonnes en 2019 et plus de 90 tonnes en 2015). Cette baisse est essentiellement liée aux captures de corégones. La chute des captures de corégones a démarré en 2017 et est continue depuis 4 ans. Elles sont ainsi passées de plus de 80 tonnes par an entre 2014 et 2016 à un peu plus de 15 tonnes en 2020, soit une baisse de 80 %. Les tonnages observés en 2020 sont du même niveau que ceux constatés dans la période 2000-2010.

Les captures de perches adultes et de perchots (perches de l'année) sont dans la moyenne de ces 10 dernières années avec respectivement des captures de 3 et 5 tonnes. Les prises de gardons sont de nouveau à des niveaux très bas.

Toujours 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 1980-90, les prises atteignaient 2 à 3 tonnes par an mais la population était soutenue par des déversements de truites adultes surdensitaires. 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, basé sur le déversement intensif d'alevins issus d'une souche lacustre du Léman. En complément, des travaux de restauration d'affluents portant sur la continuité longitudinale et la

diversification d'habitat 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. Les captures de 2020 sont toutefois de nouveau à la hausse et dépassent de nouveau 100 kgs.

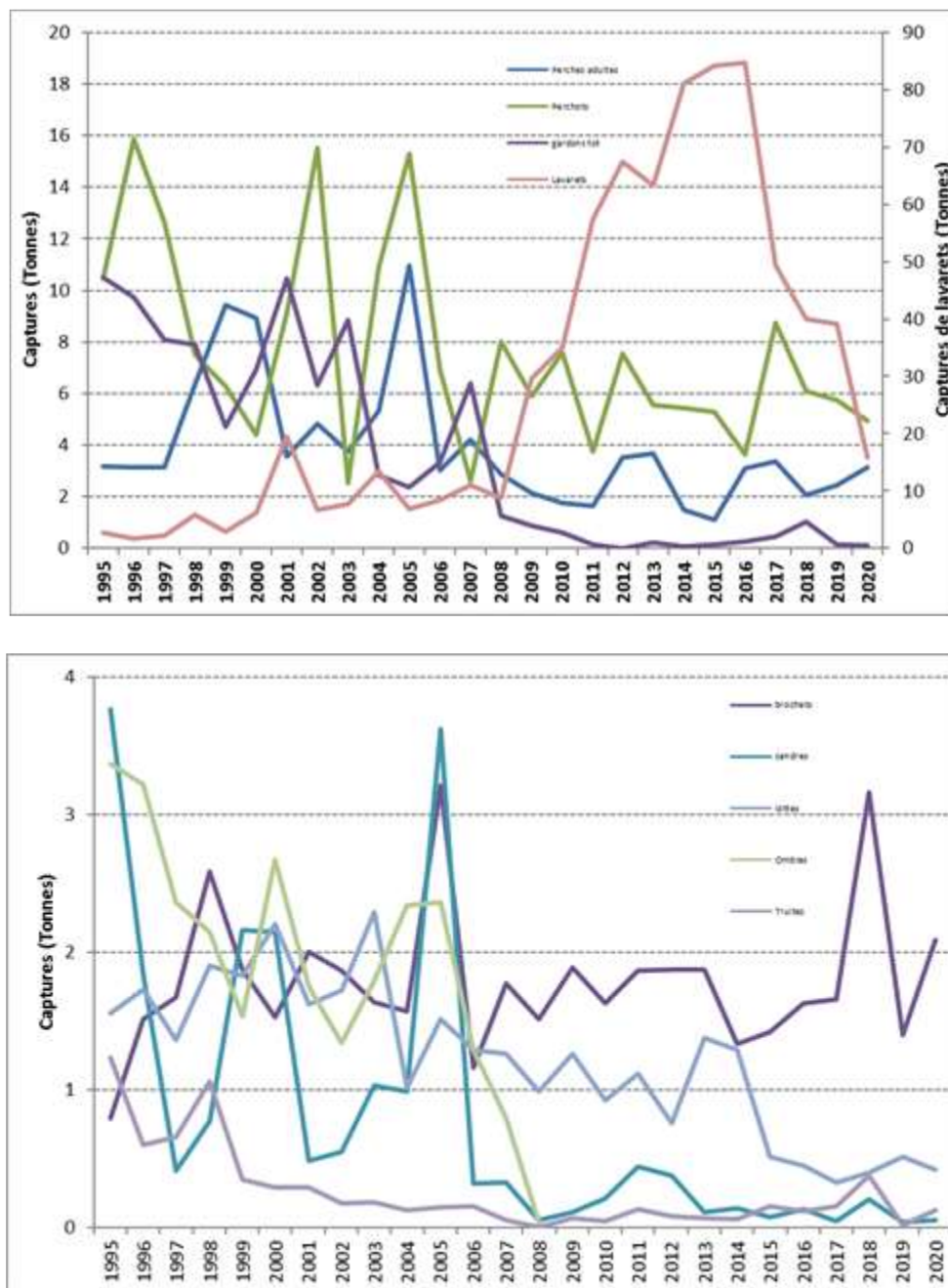


Figure 22 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2020 (données DDT73)

Les captures de brochets de 2020 se situent dans la fourchette haute des niveaux de captures observés depuis 25 ans avec 2 tonnes de poissons capturés. Les captures de sandres restent très faibles. Enfin, les prises de lottes continuent leur progressive diminution passant de nouveau sous la barre des 500 kgs déclarés.

En 2020, les captures de silures montrent une légère diminution par rapport à l'année dernière mais reste à un niveau élevé avec 1,2 tonnes de silures déclarées (Figure 23).

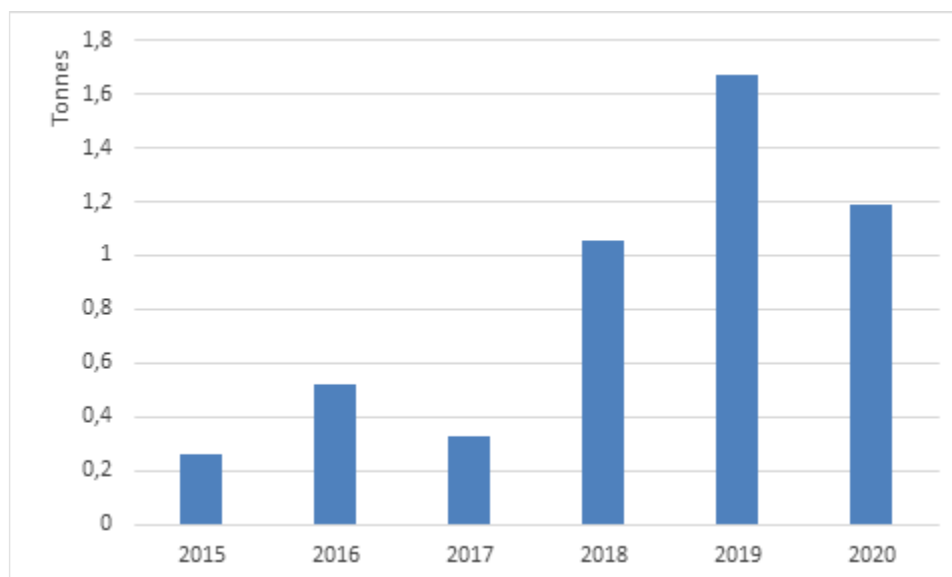


Figure 23 Evolution des captures de silures par la pêche professionnelle (données DDT73)

Estimation d'une Capture par Unité d'Effort pour le corégone

La figure 24 présente l'évolution des captures par unité d'effort (CPUE) de la pêche professionnelle concernant le corégone. Cette dernière est exprimée en kilos de corégones/pic. Les pics étant les filets pélagiques utilisés par les pêcheurs professionnels pour capturer le corégone en pleine eau. Ce calcul de rendement permet de s'affranchir des variations interannuelles d'effort de pêche qui peuvent biaiser l'interprétation des résultats lorsque l'analyse est réalisée sur les seuls tonnages bruts. Les CPUE qui stagnaient depuis le début des années 90 autour de 2,5-3 kg/pic ont commencé à progresser à partir de 2008 et ont atteint une valeur record en 2011 avec 22,8 kg/pic. Depuis 4 ans, les rendements sont plus bas. Ils semblaient toutefois se stabiliser entre 2017 et 2019 autour de 6-7 kg/pic mais 2020 montre une nouvelle baisse en affichant un rendement de 5 kg/pic. Bien que globalement plus faibles, les évolutions mensuelles (en bleu sur le graphique) montraient un schéma relativement identique chaque année avec des maximums de rendements au cours de la période estivale, période de prédominance de zooplancton dans le milieu. L'année 2020 marque une singularité avec l'absence du pic de rendement estival.

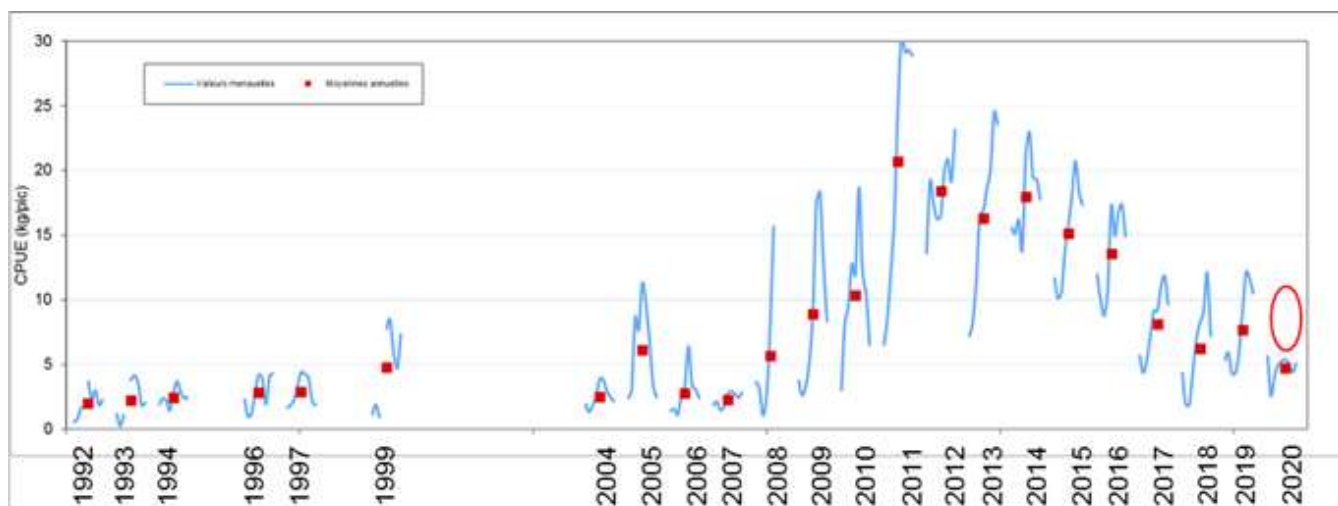


Figure 24 Evolution des captures par unité d'effort pour le corégone (données DDT73)

III.3.2. Statistiques de pêche amateur

Les statistiques de pêche amateur sont issues de l'exploitation des carnets de captures dont les taux de retour ont beaucoup varié entre 1990 et 2020. Nous avons donc fait le choix de ne pas présenter les tonnages bruts. En revanche, l'effort de pêche, représenté par le nombre de sorties annuel, étant connu pour cette catégorie, les évolutions de captures des différentes espèces sont discutées sur la base des CPUE.

Entre 2004 et 2007, les rendements de capture étaient inférieurs à 0,5 corégonnes par sortie (Figure 25). Ils ont ensuite fortement augmenté entre 2008 et 2011 passant de 0,5 à 2,5 corégonnes par sortie, à l'instar des rendements de la pêche professionnelle et des données scientifiques. Depuis, les rendements moyens annuels se sont stabilisés à un niveau légèrement inférieur à celui de 2011 soit autour de 2 corégonnes par sortie. Les rendements du groupe de pêcheurs volontaires montrent une tendance légèrement différente puisque les niveaux de captures des 5 dernières années restent comparables à l'année record de 2011. L'année 2020 montre toutefois un rendement plus faible avec 2,5 corégonnes capturés par sortie. Les variations mensuelles montrent chaque année le même schéma : c'est-à-dire 2 pics de captures, un premier en début de saison de pêche (mars – avril) et un deuxième en fin de saison (septembre – octobre). Ces fluctuations sont étroitement liées aux fluctuations de la densité de zooplancton : en effet, au cours des épisodes de faibles productions de zooplancton (cf chapitre dynamique du zooplancton du présent rapport), les corégonnes basculent pour s'alimenter sur des larves d'insectes. Ils sont alors plus capturables par les amateurs qui utilisent les imitations de ces larves pour la capture de cette espèce. Le début d'année 2020 s'est caractérisé par des rendements de captures assez importants (>2,5 corégonnes/sortie) puis le confinement lié au COVID 19 a interrompu la pêche pendant le mois d'avril. Les rendements estivaux sont quant à eux comparables à ceux observés en 2015 et 2016 mais bien inférieurs à ce qui avaient été observés notamment fin 2019 où les CPUE atteignaient 3,5 corégonnes/sortie.

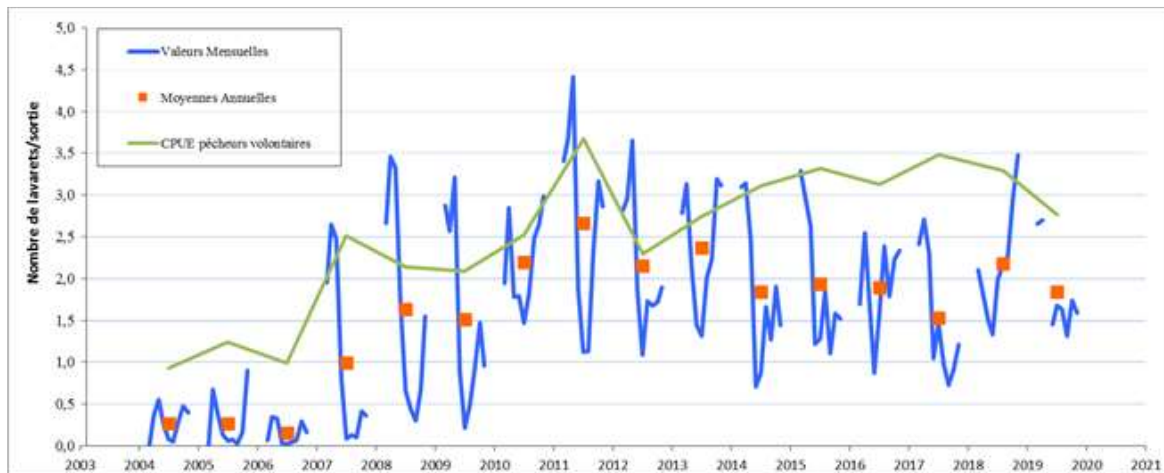


Figure 25 Rendements de capture de corégones de la pêche amateur entre 2004 et 2020

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l’omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Figure 26). L’étude menée sur l’efficacité du pacage lacustre (CISALB, 2008) a 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 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. Ainsi, en l’absence d’arrêté, les saisons 2009 et 2010 se seraient classées parmi les meilleures depuis le début du suivi tandis que les saisons 2011 et 2012 seraient moins favorables illustrées par une forte chute des rendements de capture. Cette baisse peut être mise en relation avec une réduction des alevinages opérée depuis 2009 suite à l’arrêt de l’intérêt commercial de l’espèce. Après une reprise des captures en 2013 très certainement liée aux alevinages de l’année 2010, la tendance était de nouveau à la baisse. Depuis 2015, les rendements des pêcheurs volontaires sont en constante progression alors qu’ils sont encore fluctuants pour l’ensemble des pêcheurs amateurs. Ce résultat peut vraisemblablement être corrélé avec une stabilisation depuis 2012 du pacage lacustre autour de 100.000 estivaux d’ombles déversés annuellement. Seule l’année 2016 a été marquée par un alevinage très faible de moins de 10 000 alevins. Ce faible alevinage peut probablement être relié au faible rendement de captures observé en 2019. Fait marquant cependant, le niveau de captures des pêcheurs volontaires est resté élevé en 2019 mais il est le fait essentiellement d’1 pêcheur spécialisé dans la pêche de cette espèce qui semble avoir pêché majoritairement des poissons de 2 ans donc

non issus de la génération 2016 faiblement soutenue par alevinage. La saison 2020 se caractérise par de très bons rendements aussi bien pour les pêcheurs amateurs obligatoires que volontaires.

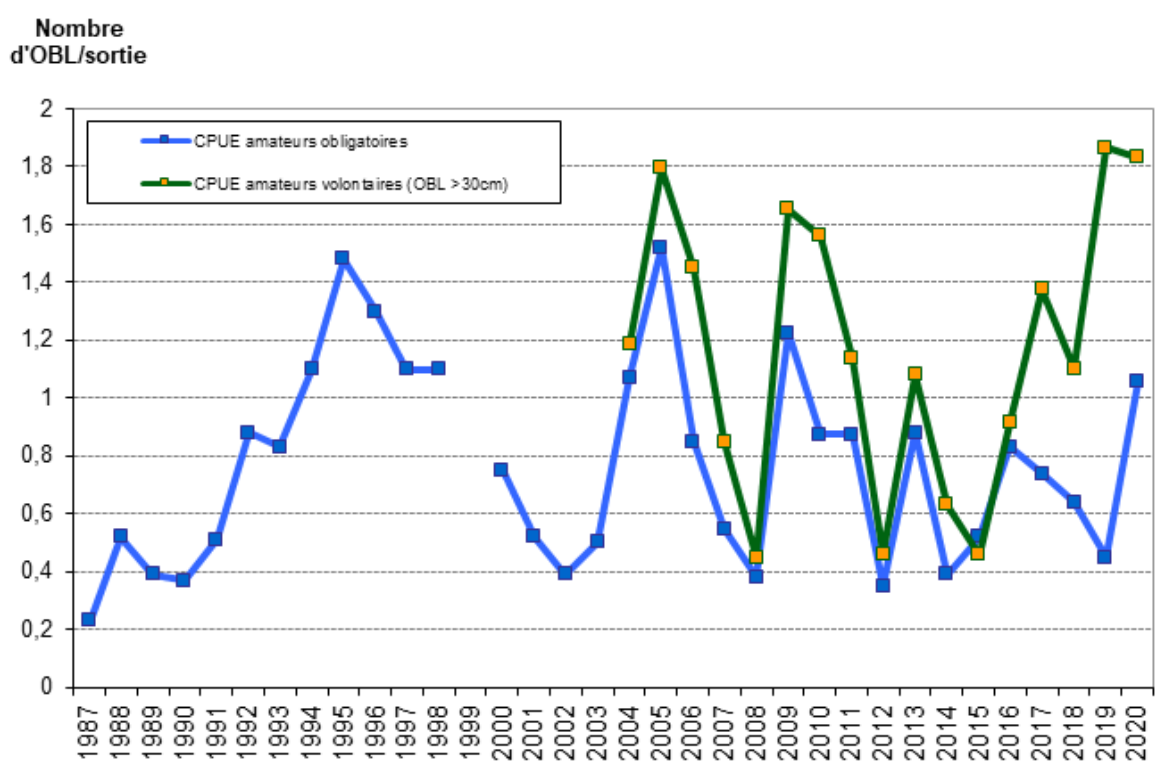


Figure 26 Rendements de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2020

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 90 et les années 2000 (Figure 27). Depuis 2009, phase d'expansion du corégone, les rendements chutent artificiellement car ils sont basés sur un nombre de sorties bateau en constante augmentation du fait de l'engouement pour le corégone. Ainsi, les captures de brochets sont mises en relation avec un nombre important de sorties au cours desquelles il n'est pas spécifiquement recherché. 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 5 ans une stabilisation des rendements autour de 200 g/ sortie. Le rendement des pêcheurs volontaires est plus fluctuant mais montre tout de même une relative stabilité de la population. En 2020, le rendement de pêche est parmi les plus hauts enregistrés avec près de 2 brochets capturés par sortie (Figure 28).

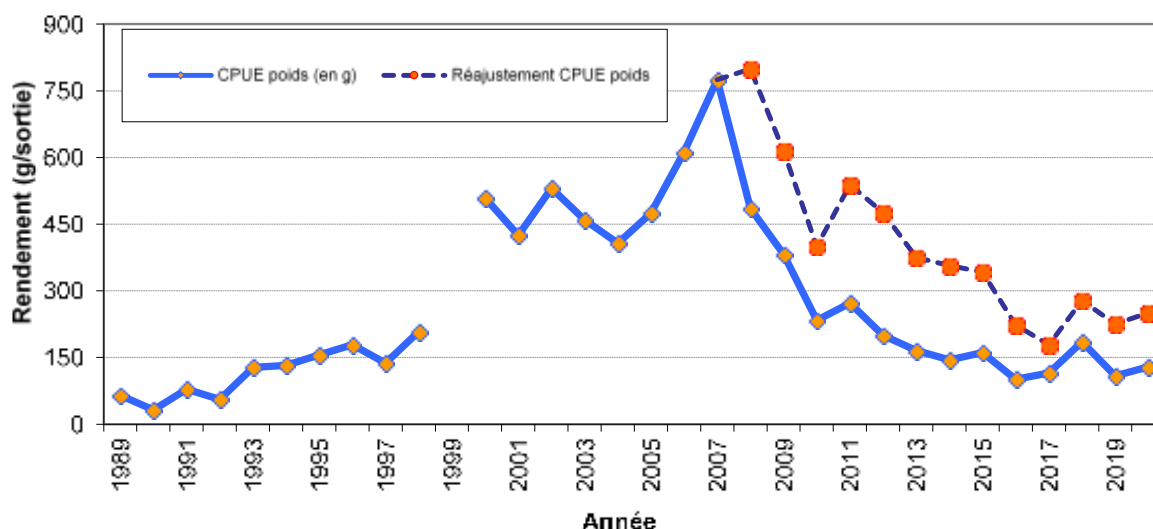


Figure 27 Rendements pondéraux des brochets

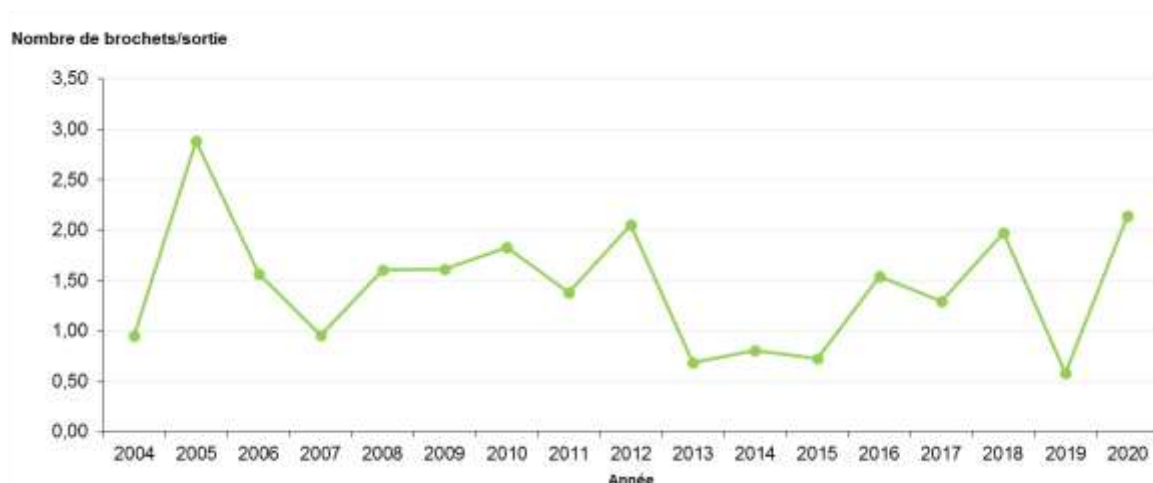


Figure 28 Rendements numériques des brochets capturés par les pêcheurs volontaires

III.3.3. Structure en âge de la population de corégone

Les résultats obtenus dans le cadres des pêches scientifiques plus particulièrement la structure de population sont conformes aux données de croissance obtenues par l'intermédiaire du suivi des captures de la pêche professionnelle et amateur (CISALB 2008). Elle conforte la modification de réglementation intervenue en 2007-2008 qui a consisté à passer la taille légale de capture de 30 cm à 35 cm et à faire évoluer la maille des pics des professionnels afin d'éviter la prise de corégonnes d'1 an en fin de saison qui peuvent avoir une taille de plus de 30 cm. Ainsi, comme le montre la Figure 29, avant cette mesure de gestion, la pêche, professionnelle et amateur, exploitait majoritairement des poissons de 2 ans et en fin de saison une quantité non négligeable de jeunes corégonnes d'1 an (40%). Le corégone se trouvait alors dans une situation de surexploitation. Depuis la modification de la gestion halieutique de cette espèce, les captures sont de nouveau plus équilibrées et la population exploitée ces dernières années est représentée par des individus adultes âgés entre 2 et 7 ans. Toutefois, on note depuis 2019, une diminution des corégonnes âgés de plus de 5 ans.

Depuis 2012, 5 à 6 classes d'âge sont présentes dans la pêche. En 2020, les captures de la pêche amateur sont dominées par des poissons de 3 ans en début de saison puis par des poissons de 2 ans. En pleine saison, les captures des pêcheurs professionnels sont quant à elles dominées par des poissons de 3 ans. La proportion de corégones de 2 ans dans les captures de la pêche professionnelle est très faible en 2020, la plus faible jamais observée depuis le changement de réglementation en 2008. Habituellement, ces plus jeunes poissons entrent dans la pêche au cours de l'été mais il semblerait que leur entrée ait été tardive en 2020.

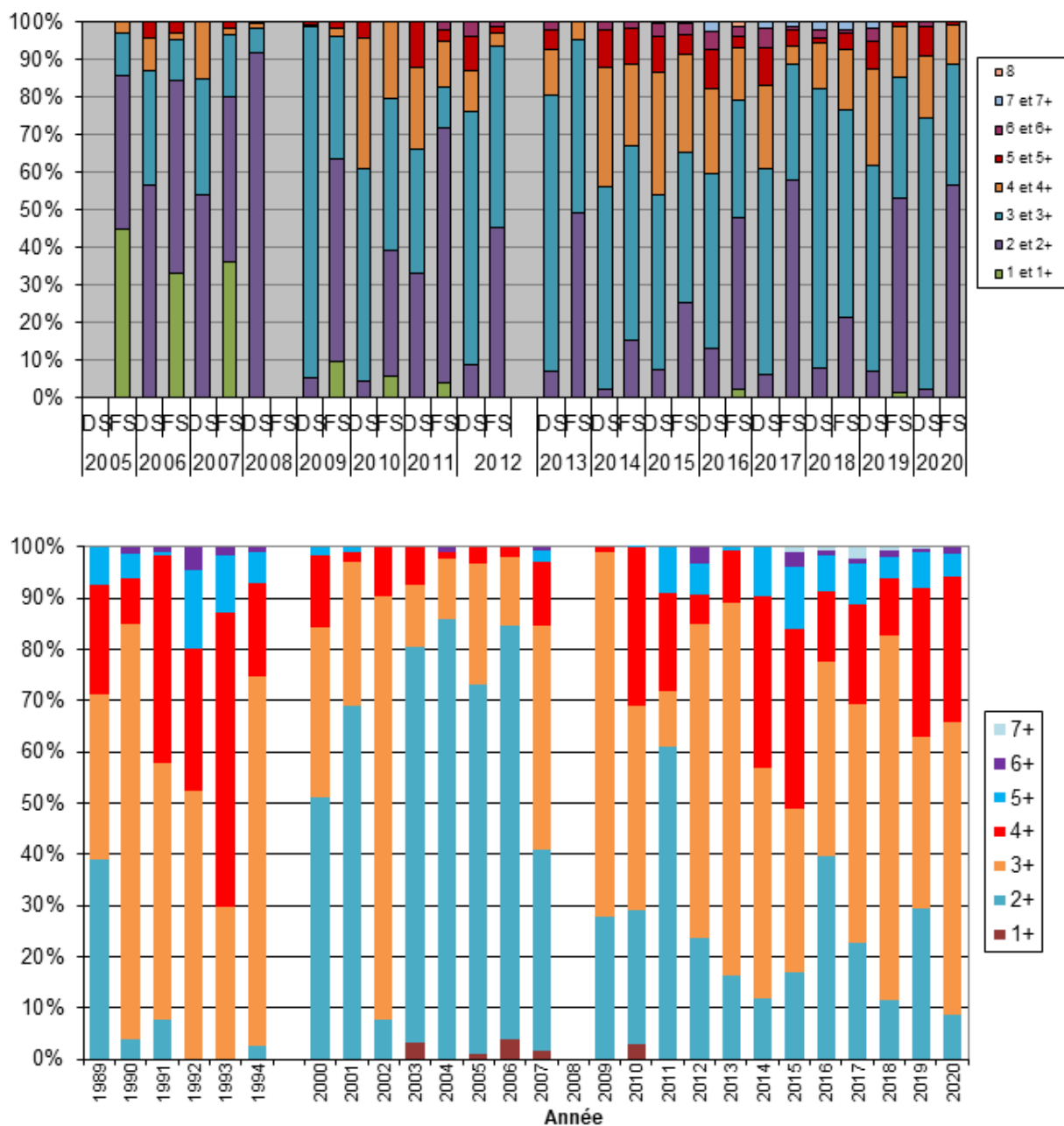


Figure 29 Structure en âge des corégones capturés par la pêche amateur (graphique du haut, DS : début saison FS : fin saison) et la pêche professionnelle (graphique du bas, entre juin et août)

Dynamique de la population de corégones

Évolution poids / taille individuelle

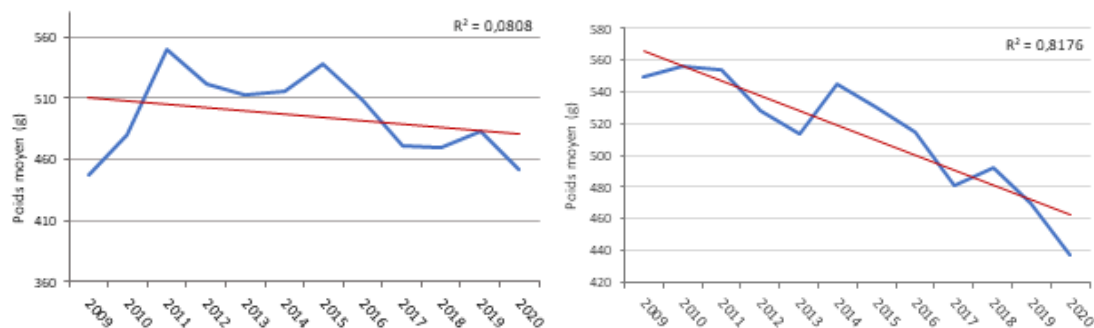


Figure 30 Evolution du poids annuel moyen du lavaret depuis 2009 (pêche professionnelle et pêche amateur)

Les figures ci-dessus montrent l'évolution du poids moyen du lavaret. Ainsi le poids des poissons pêchés par les pêcheurs professionnels a diminué de manière significative, passant d'environ 550 g en 2009 à moins de 440 g en 2020. Chez les pêcheurs amateurs, le poids baisse également entre 2011 et 2019, respectivement 550 g à 480 g, mais de manière non significative.

Tableau V Moyenne et médiane de la répartition en taille des lavarets pêchés par les pêcheurs amateurs volontaires supérieur à 35 cm sur l'ensemble de l'année

	2010	2012	2016	2019	2020
Moyenne	357,24	377,66	375,12	371,32	354,44
Médiane	365	390	380	380	360

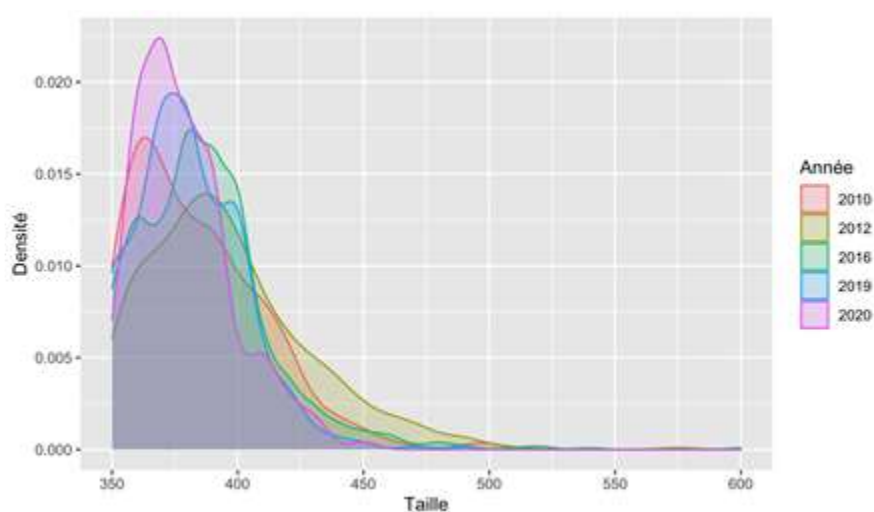


Figure 31 Répartition en taille des lavarets pêchés par les pêcheurs amateurs volontaires supérieur 35 cm de février à mai

La distribution en taille des lavarets supérieurs à la taille légale pêchés par les pêcheurs amateurs volontaires montre une plus grande proportion de poissons pêchés entre 35 et 37 cm en 2020, comparé aux autres années en début de saison de février à mai. Cette proportion est plus marquée en fin de saison d'avril à octobre (Figures 31 & 32). En effet, le mode a tendance à se resserrer vers 35 cm dans les années récentes et on constate de moins en moins d'individus de grande taille dans les captures.

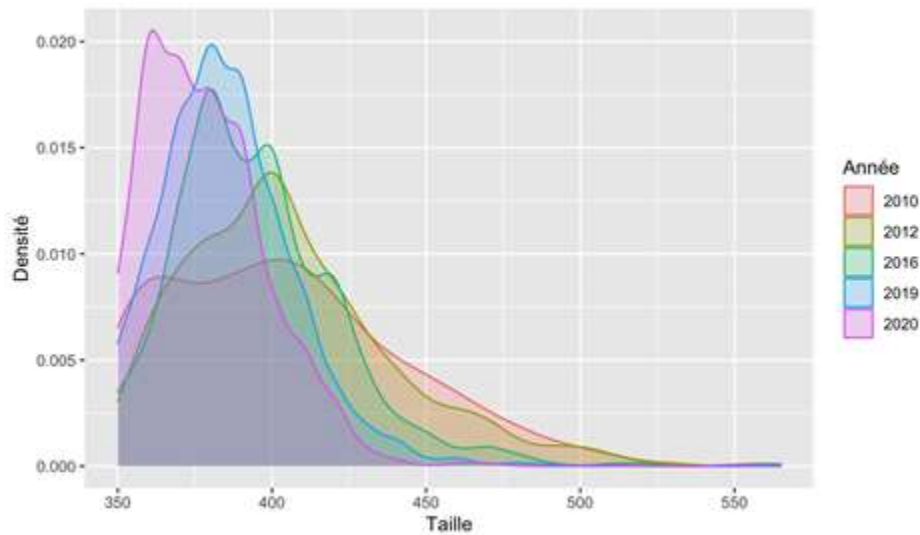


Figure 32 Répartition en taille des lavarets pêchés par les pêcheurs amateurs volontaires supérieur 35 cm de juin à octobre

La figure 33 met en avant une diminution du nombre d'individus pêchés inférieurs à 40 cm durant ces 10 dernières années dans la pêche amateur. Le coefficient de détermination indique bien une diminution significative du nombre de captures. En effet, en 2011 les poissons mesurant plus de 40 cm représentaient plus de 46% des pêches alors qu'ils représentaient moins de 20% en 2020.

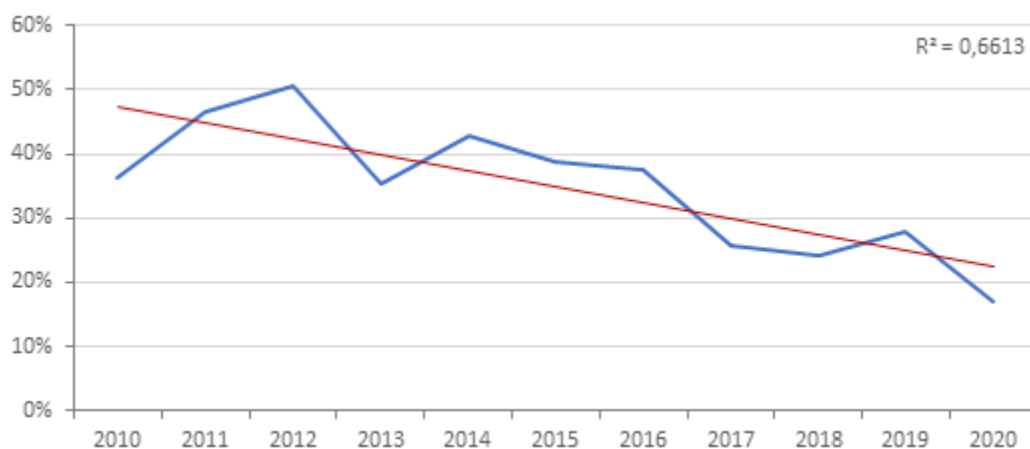


Figure 33 Évolution du nombre de capture de lavaret supérieur ou égal à 40 cm depuis 2010 (pêche amateur)

Évolution de la croissance

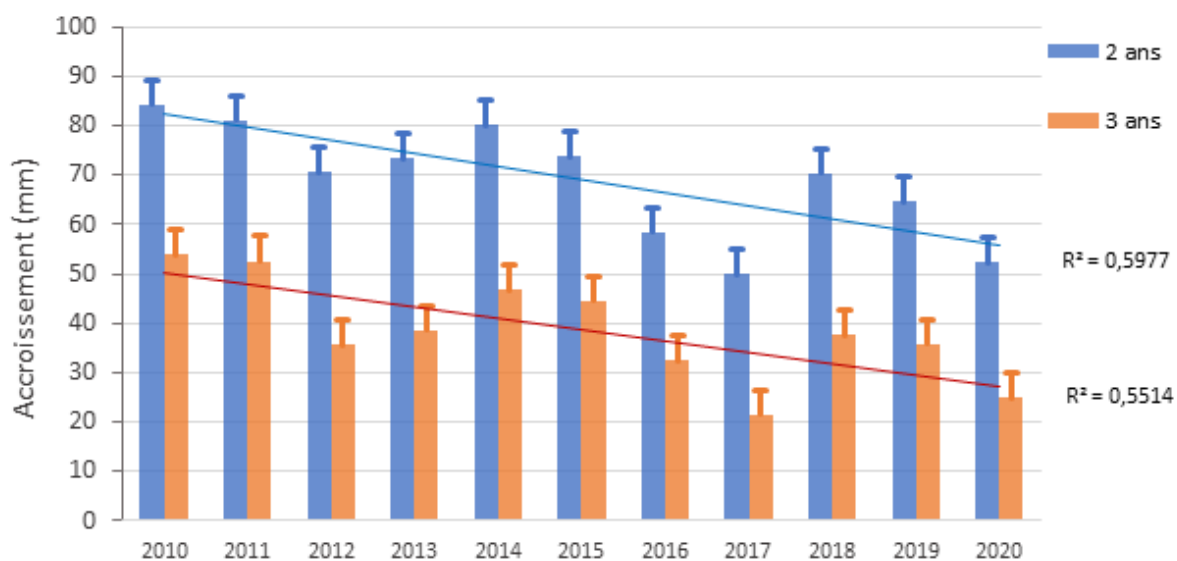


Figure 34 Accroissement totale en fin d'année chez des lavarets de 2 et 3 ans depuis 2010

D'après la figure 34, la croissance des lavarets semble diminuer depuis 2010. Ainsi des lavarets de 2 ans prenaient en moyenne 85 mm durant l'année en 2010 alors qu'ils ne prennent plus que 55 mm en 2020. Les lavarets de 3 ans montrent aussi cette réduction de croissance, alors qu'ils grandissaient de 55 mm en 2010, ils n'ont grandi que de 25 mm en 2020.

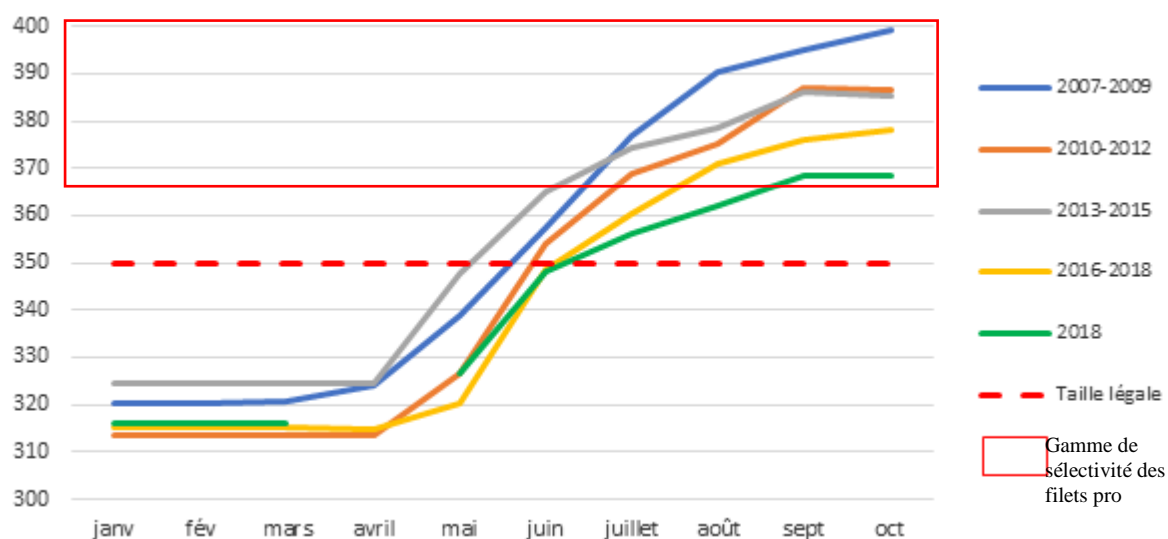


Figure 35 Croissance en taille des 2 ans regroupée par cohorte

La figure 35 montre également une diminution générale de la croissance chez les lavarets de 2 ans. En effet, ils atteignent plus tardivement la taille légale de capture : alors que les cohortes de 2007 à 2015 l’atteignaient plutôt en mai, la cohorte de 2018 l’atteint en juin. De même, la cohorte 2018 est très peu entrée dans la pêche professionnelle en 2020 du fait de la sélectivité des filets qui commencent à capturer des lavarets à partir de 36/37 cm. Il y a 10 ans, les lavarets de 2 ans étaient capturés aux filets dès le début de l’été. Ils entrent de plus en plus tardivement et en 2020, les captures de 2 ans ne sont apparues progressivement qu’à partir de septembre. Pour les lavarets de 3 ans, la croissance aussi semble diminuer. Ils ont ainsi une croissance faible mais continue d’avril à octobre. Les cohortes de 2007 à 2009 des lavarets de 3 ans connaissent une forte croissance à partir de fin avril et font en moyenne plus de 42 cm en fin de saison. Les cohortes entre 2010 et 2015 montrent déjà une diminution de la taille moyenne en fin de saison avec des lavarets mesurant entre 40 et 41 cm alors qu’à présent ils ne dépassent pas les 40 cm (Figure 36).

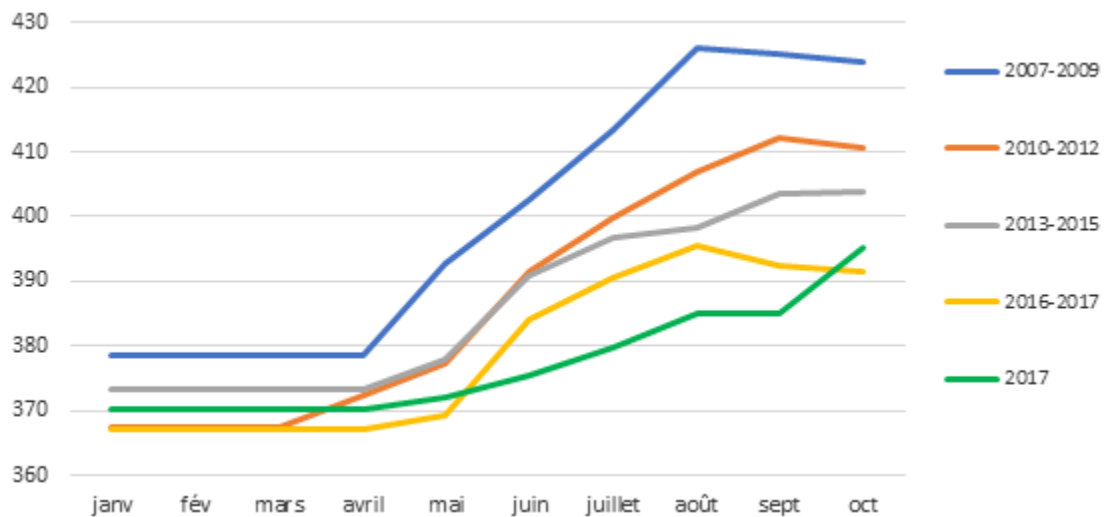


Figure 36 Croissance en taille des 3 ans regroupée par cohorte

Relation trophique

Accroissement et abondance en zooplancton

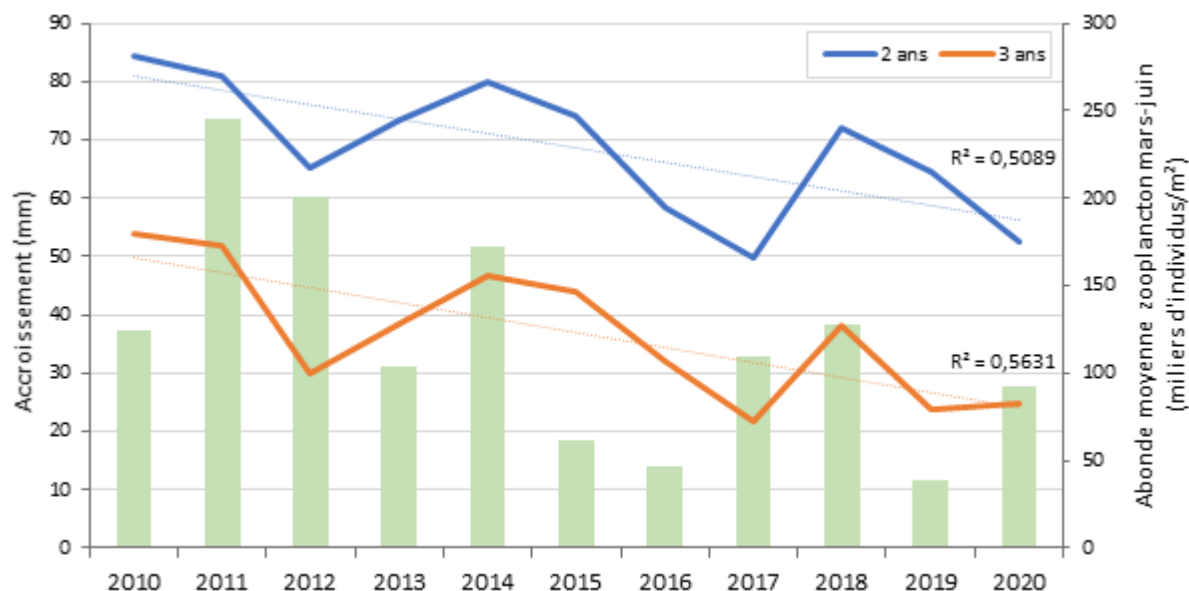


Figure 37 Abondance maximale de zooplancton au printemps (famille des cladocères la plus recherchée par les lavarets) et accroissement annuel moyen de la taille rétro-calculée des lavarets de 2 et 3 ans

La figure 37 met en évidence une diminution de l'accroissement annuel rétro-calculée chez les lavarets de 2 et 3 ans. Cette dernière peut être mise en relation avec la tendance générale à la baisse de l'abondance en zooplancton. Sachant que le lavaret réalise sa plus forte croissance durant ce pic de productivité là où il trouve le plus de ressources. Ainsi, les résultats de la croissance en taille des lavarets en fonction de l'abondance du zooplancton semblent montrer un lien. En effet, les pics de productivité printaniers sont moins importants et dans le même temps l'accroissement a une tendance à la baisse. Cependant, l'année 2020 est marquée par une quantité de zooplancton plus importante que l'année 2019 et cela ne semble pas impacté positivement l'accroissement des lavarets qui est quand même faible. En effet, même si l'abondance en zooplancton de l'année 2020 reste supérieure à 2019, les lavarets de 2 ans et 3 ans ont eu une plus faible croissance.

Interaction interspécifique

La pêche scientifique de 2020 a été centrée sur 3 espèces majoritaires du lac : le lavaret (corégone), le gardon et la perche. En effet, ces populations sont dominantes en termes de rendement pondéral et numérique. La figure 38 montre la densité de taille des 3 espèces. Les populations de gardons ainsi que des perches sont composées principalement d'individus jeunes, de l'année liée à leur petite taille. Les lavarets seraient quant à eux âgés d'un an avec des tailles inférieures à 30 cm. La figure montre la répartition en profondeur des espèces. Ainsi les gardons et les perches sont plus proches de la

surface au-dessus de 15 m alors que les lavarets sont répartis entre 15 et 40 m. Cette densité importante de jeunes gardons et perches peut entraîner une compétition accrue sur la ressource en zooplancton. En effet, toutes les jeunes larves de poissons sont planctonophages tout comme le lavaret. Cette compétition pourrait peut-être expliquer en partie la diminution de croissance chez le lavaret à cause d'une plus grande difficulté à accéder à la ressource alimentaire.

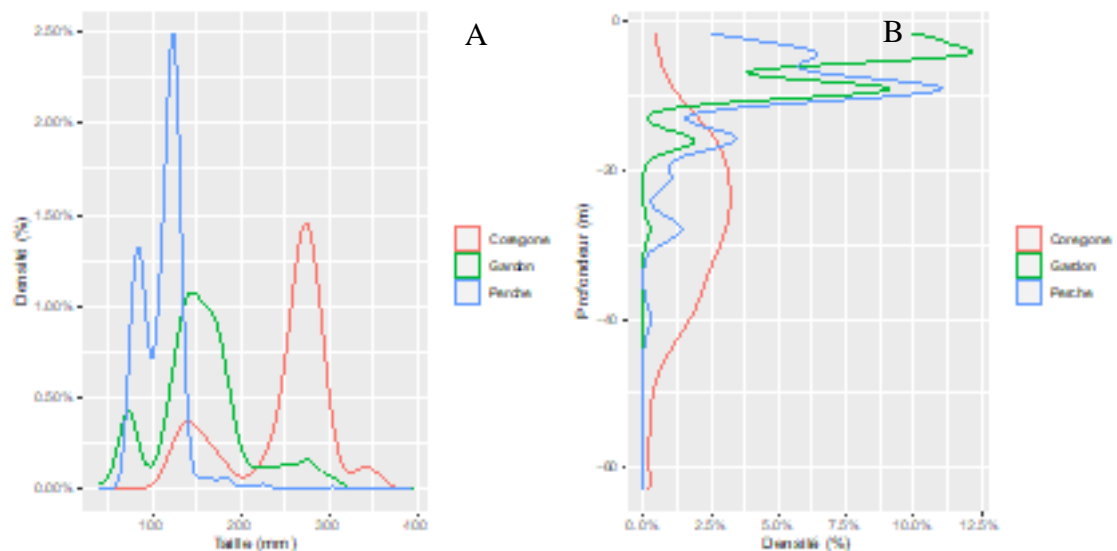


Figure 38 Densité de taille des populations de corégone, de gardon et de perche et leur répartition dans la tranche d'eau en 2020

IV. Discussion

La diversité piscicole du lac apparaît comme globalement stable, même si les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) ou peu abondante comme la vandoise (*Leuciscus leuciscus*), la lotte (*Lota lota*), n'ont pas été capturées en 2020. Le fait majeur de 2020 est la poursuite de la hausse des densités acoustique pour le corégone, confirmé par des rendements numériques hauts des captures notamment par les filets pélagiques. La perche est à des niveaux moyens autant vu par l'acoustique que par les pêches aux filets, mais dont les fluctuations interannuelles sont très marquées. Capturé pour la cinquième année consécutive dans les pêches scientifiques, le silure est maintenant considéré comme bien installé dans le lac du Bourget.

Le rendement de pêche numérique global observé en 2020 est à un niveau moyennement haut. Le rendement pondéral se situe dans des valeurs hautes, influencé par des captures de silures et de gros rotengle. Cependant, la structure de la communauté a montré des évolutions, avec des changements d'abondances des populations face aux changements de l'état de l'écosystème.

Le fait le plus marquant depuis la mise en place du suivi avait été l'augmentation des prises de **corégonés** entre les années 2005 et 2010-2016. Cette hausse s'observe 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 constaté dans les suivis de la pêche, via les CPUE des pêcheurs professionnels et amateurs, avec des niveaux exceptionnels atteints en 2011-2014. La hausse s'observe également dans les statistiques de captures des pêcheurs professionnels mais le maximum est atteint plus tardivement en 2015-2016. Cela signifierait que la chute de la population ait été amorcée mais que la hausse des captures s'expliquerait par un effort de pêche plus important. Depuis 2017, la situation est apparue moins favorable et une forte chute a été constatée pour un nombre important d'indicateurs (CPUE pêche scientifique pélagique, hydroacoustique et suivis halieutiques). Depuis 2018, une quantité importante de petits poissons est constatée, en particulier les captures de corégonés dans les filets benthiques ont augmenté. En 2020, les cibles détectées par hydroacoustique sont de petites tailles, correspondant principalement à des individus âgés de 1 an et les pêches scientifiques attestent d'une forte présence de juvéniles, âgés de 0 et 1 ans, avec des rendements numériques importants. Toutefois, cette situation ne s'observe pas encore dans les captures et les rendements avec des niveaux qui restent encore bas. Ces derniers semblent se stabiliser depuis 3 ans à un niveau comparable à celui de 2009-2010. La pêche professionnelle comme amateur, continuent à exploiter principalement 4 classes d'âge et à épargner les plus jeunes poissons. L'exploitation halieutique semble donc durable mais les rendements sont beaucoup plus variables. L'année 2020 semble toutefois avoir été particulière pour la pêche professionnelle avec l'absence d'un pic de rendement estival souvent corrélé à l'arrivée d'une nouvelle génération dans la pêche (les 2+). Les premières données de croissance semblent montrer que les corégonés de 2 ans ont eu une croissance retardée ou plus faible en 2020. Ils ont ainsi dépassé la taille légale de capture et sont entrés dans la pêche amateur, en revanche, ils n'étaient pas suffisamment grands pour être maillés par les pics des professionnels. Dans le même temps, les corégonés de 3 ans n'ont pas grandi « normalement » ce qui semble être vérifié par la diminution du poids moyen des corégonés pêchés par la pêche professionnelle. Enfin, La détection importante de petits individus nés en 2019, se retrouvant en 2020, alors âgés de 1 an, présagerait l'arrivée d'une forte cohorte qui devrait entrer dans la pêche en été 2021.

Différentes hypothèses expliquant la forte fluctuation des captures de corégonés sont émises et il est difficile de mettre en avant une cause unique. La réponse tient dans une combinaison de facteurs qui modifie les conditions dans lesquelles évoluent les lavarets, leur comportement et donc les conditions de pêche : facteurs climatiques, développement de cyanobactéries et évolution du réseau trophique, compétitions inter et intra-spécifique, impact de la pression de pêche, voir d'autres facteurs liés à la qualité des eaux comme les micro-polluants ne peuvent être totalement exclus. Un travail de doctorat qui démarrera en 2021 abordera ces problématiques.

Cette population de poissons, caractéristiques des milieux oligo-mésotrophes, a un optimum de production dans la gamme 10-40 $\mu\text{g l}^{-1}$ de phosphore (Gerdeaux *et al.* 2006) et est indicatrice de

l'amélioration de la qualité des eaux du lac, qui va dans le même sens que les autres paramètres biologiques et physico-chimiques. Les faibles teneurs en P. observées en 2016-2020 peuvent influencer la dynamique du zooplancton et avoir une influence sur la croissance et par effet cascade sur le rendement. Il apparaît nécessaire d'ajouter cet indicateur dans le suivi des prochaines années. Dans le Bourget, une gestion halieutique adaptée a amené ce qu'on a pu qualifier de 'retour du Lavaret', mais la pérennité de ce stock a été questionnée par les données obtenues en 2017. Depuis 2018, les indicateurs issus des campagnes scientifiques relativisent cette baisse observée.

La **perche** quant à elle 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 se stabiliser à environ 7 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). En effet, dans les lacs oligotrophe comme le lac d'Annecy une forte prévalence de parasites est observée chez les juvéniles de ces poissons et serait caractéristique des lacs alpins oligotrophes ou en voie de réoligotrophisation (Guillard *et al.* 2006). Différents facteurs influencent fortement sur la dynamique de la population, notamment lié au succès de recrutement et lui confère une dynamique cyclique, phénomène bien connu sur le Léman avec une forte cohorte tous les 3-4 ans suivie de cohortes plus faibles. Ce phénomène cyclique se constate dans les campagnes hydroacoustiques avec des fortes fluctuations d'abondance. Les données de rendement observées par la pêche aux filets benthiques sont quant à eux plus stables. Ce constat montre bien la nécessité d'avoir des approches conjointes afin d'avoir une image plus globale du peuplement (Yule *et al.* 2013), et en particulier des poissons de la zone pélagique. Les données acoustiques montrent en effet que le stock varie plus que ce que la pêche peut détecter. La répartition principalement littorale des filets benthiques masque en effet ces tendances, car une grande partie du stock se maintient dans ces zones proches du bord. En 2020, la perche serait à un niveau moyennement élevé avec une distribution principalement benthique indiquant un succès de recrutement moyen. Le fait marquant est la présence d'individus de grande taille, correspondant à des individus de l'année, en zone pélagique détecté par hydroacoustique et les filets pélagiques. Une bimodalité est observée uniquement dans les filets benthiques, les plus gros individus se retrouvant presque uniquement dans les filets pélagiques. L'ensemble de ces individus correspondent à des individus de l'année. Il pourrait donc y avoir eu un étalement de la période de reproduction en raison de température favorable à la reproduction, puis d'une chute comme ce qui a été observé sur le Léman, en 1987 et 1991 (Gillet *et al.* 1995). En raison d'un printemps doux (deuxième plus chaud depuis 1900 enregistré par météo France), la reproduction a pu être précoce et les perches nées en début de période de reproduction ont pu profiter d'une ressources alimentaire importante. La période de croissance des individus nés en début de reproduction aurait été plus importante ce qui pourrait expliquer leur taille plus importante. Les températures enregistrées en zone

littorale (données : grand lac) mettent en évidence que le seuil des 12 °C, température où le pic de reproduction est généralement observé (Gillet *et al.* 2013) est atteint à deux reprises, le 21 mars et le 10 avril.

Une population de **gardon** qui est détecté à un niveau moyennement élevé dans les pêches scientifiques avec une bimodalité observé, possiblement pour les mêmes raisons que la perche.

La population de **sandre** dont les captures de la pêche professionnelle stagnent depuis 2005 autour de 200 kg an⁻¹ semble être en péril. Dans les pêches scientifiques cette espèce n'est plus capturée depuis 2019. La réoligotrophisation du lac ne favorise pas le développement de cette espèce sélective de plans d'eau plus chauds, à forte charge trophique et à la transparence faible.

Le nombre de **brochets** capturés est relativement stable sur la série, même si cette espèce a une capturabilité très variable dans les filets et que les rendements ne reflètent pas forcément le stock. Les captures de la pêche professionnelle montrent un retour à des captures moyennes proches de 2 tonnes/an. Les données du suivi des pêcheurs amateurs montrent quant à elles un rendement moyen relativement bon malgré une variabilité interannuelle.

Le **poisson chat**, espèce prolifique et très résistante aux variations trophiques et climatiques est en diminution par rapport à 2019 et les captures restent faibles. Cette population, dont les densités restent cycliques, est très vulnérable à certaines épidémies infectieuses d'origine bactérienne ou virale et peut être décimée, comme cela a été le cas en 2007, par des mortalités massives, seul facteur important pouvant contrôler leur expansion.

La population de **grémille** a fortement augmenté par rapport à 2019.

L'**omble chevalier** : malgré l'arrêt de sa pêche par la pêche professionnelle depuis 2008, due à un taux de PCB supérieure aux normes admises, les rendements de la pêche amateur, qui continue à l'exploiter, semblent se maintenir à un niveau satisfaisant qui reste dépendant des quantités d'alevins déversées 3 ans auparavant.

Comme il a été souligné en 2016, le **silure** fait son apparition dans les pêches scientifiques, confirmant la présence de cette espèce et son implantation. Depuis, l'expansion de cette espèce est avérée avec, en 2020, 7 individus capturés.

L'absence de détection de l'**écrevisse américaine** qui est une proie abondante pour le silure (Vagnon *et al.* soumis), alors qu'elle était capturée abondamment auparavant

V. Conclusions

Les principaux résultats pour l'année 2020 sont donc *i)* des niveaux historiques d'abondance de jeunes corégones estimés par hydroacoustique, et des niveaux élevés par les pêches aux filets, poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une bonne qualité des eaux ; *ii)* des perches et des gardons de l'année de grandes taille détectés par hydroacoustique et par pêche aux filets, à mettre possiblement en lien avec un printemps très doux ; *iii)* une absence de détection des écrevisses pour la première année et la confirmation de l'absence de sandre depuis 2019 *iv)* 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 de confirmer les tendances d'amélioration de la qualité des eaux observées aux 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 résolu, 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 mesurent 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), déconnectées 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 échantillonnage des captures) 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.

D'après les campagnes scientifiques, la diminution de la population de lavaret observée jusqu'en 2017 n'est plus avérée et pourrait indiquer une nouvelle hausse possible du stock en 2021. Cette population doit être surveillée car sujette à des variations plus fortes que prévues et les raisons de ces fluctuations sont à ce jour inconnues. Déjà constaté sur les compartiments eau et plancton dans le cadre du suivi annuel du lac, l'amélioration écologique est renforcée par la réponse du compartiment biologique supérieur, le poisson, avec une hausse, malgré de fortes fluctuations, de la population de lavaret depuis la réoligotrophisation du lac. Pour les autres espèces, il est nécessaire de continuer à échantillonner à un rythme annuel pour pouvoir identifier les tendances en se démarquant des fluctuations annuelles dues à un recrutement plus ou moins bons.

CONCLUSIONS GENERALES

Au cours de la période 2000-2010, la dépollution du lac et sa restauration ont été au centre des préoccupations locales et du comité de bassin et ces enjeux ont été largement couverts. Au cours de la décennie qui a suivi (2010-2020), si un effort a continué d'être mené pour traiter les eaux usées domestiques avec une attention particulière sur le temps de pluie, la gestion de la ressource en eau est devenue plus prégnante et une gouvernance associant les 3 comités - lac, technique et usagers - (pour un futur plan de gestion du lac du Bourget) a été mis en œuvre. Aujourd'hui, le principe de continuité de non dégradation du lac et sa préservation perdurent, et ce, face aux « nouvelles » menaces qui pèsent sur lui (réchauffement climatique, espèces invasives, pollutions plastiques et médicamenteuses, etc...) et qui nécessitent plus que jamais de mieux connaître son fonctionnement écologique et de soutenir la biodiversité (végétation, macro-invertébrés, poissons) qui soutient les services écosystémiques qu'il rend (pêche professionnelle, activités récréatives, etc...). Au cours de la dernière décennie, l'état écologique du lac est devenu bon à très bon, que ce soit pour sa composante pélagique ou benthique, au regard de nombreux descripteurs. La zone eulittorale du lac du Bourget reste toutefois encore aujourd'hui un biotope aquatique encore largement méconnu, pour lequel la faune macrobenthique typiquement (en termes de présence, cycle de vie, fragilité, rôle fonctionnel) est peu explorée et susceptible de subir des pressions anthropogènes liées aux activités de loisirs et aux aménagements hydrauliques.

Depuis les années 2000, le lac du Bourget a subi des changements importants et une bascule (écologique) importante a clairement été enregistrée autour des années 2009-2010, marquée notamment par une forte baisse de la biomasse phytoplanctonique et un changement important de sa composition. Les concentrations en Phosphore ont chuté de manière importante et se sont maintenues à des niveaux faibles, tout comme la teneur en chlorophylle *a*. Parallèlement, la transparence n'a cessé d'augmenter et a sûrement joué sur la colonisation en profondeur des macrophytes.

En 2020, les teneurs en P_{tot} et P-PO₄ de 9,3 et 4,9 µg L⁻¹ soit des valeurs proches des valeurs record de 2019 (7,3 et 3 µg L⁻¹) restent donc très largement sous le seuil symbolique des 10 µg L⁻¹, permettant sur ce seul critère de définir aujourd'hui le lac comme un écosystème oligotrophe. Cette baisse importante dans la zone pélagique du lac fait écho à la baisse des apports de phosphore (~31 tonnes en 2019 et ~26 tonnes en 2020). La vigilance reste toutefois de mise car les apports en phosphore au lac associés au temps de pluie peuvent encore être importants (et que les événements « extrêmes » ont tendance à augmenter), sans parler de la mobilisation de la charge interne dont la libération peut être favorisée par des conditions hypoxiques à anoxiques que des hivers doux de plus en plus fréquents risquent également de favoriser.

En 2020, la biomasse phytoplanctonique a baissé, tout comme les teneurs en chlorophylle *a* moyennes, annuelle et estivale. Au sein du phytoplancton, la proportion des formes microplanctoniques est en baisse mais reste encore assez forte. La composition du phytoplancton, avec des espèces encore typiques de milieux méso-eutrophes révèle le temps plus lent d'évolution des communautés. On peut toutefois noter que la composition phytoplanctonique confirme la présence de plus en plus importante d'espèces mixotrophes, caractéristiques de milieux oligotrophes, confirmées dès 2017 par la hausse significative des indices de Brettum et IPLac. 2020 a aussi été marqué par une proportion plus importante des formes picoplanctoniques.

Le compartiment zooplanctonique, maillon intermédiaire clef au sein du réseau trophique pélagique, continue de traduire, au travers de certaines de ses relations spécifiques avec le phytoplancton, une bonne efficacité trophique (c'est à dire des relations de bonne qualité nutritionnelle entre phyto- et zooplancton). Il joue aussi sûrement un rôle très important dans la nutrition des larves de certains poissons mais cette interaction reste encore à étudier en détail.

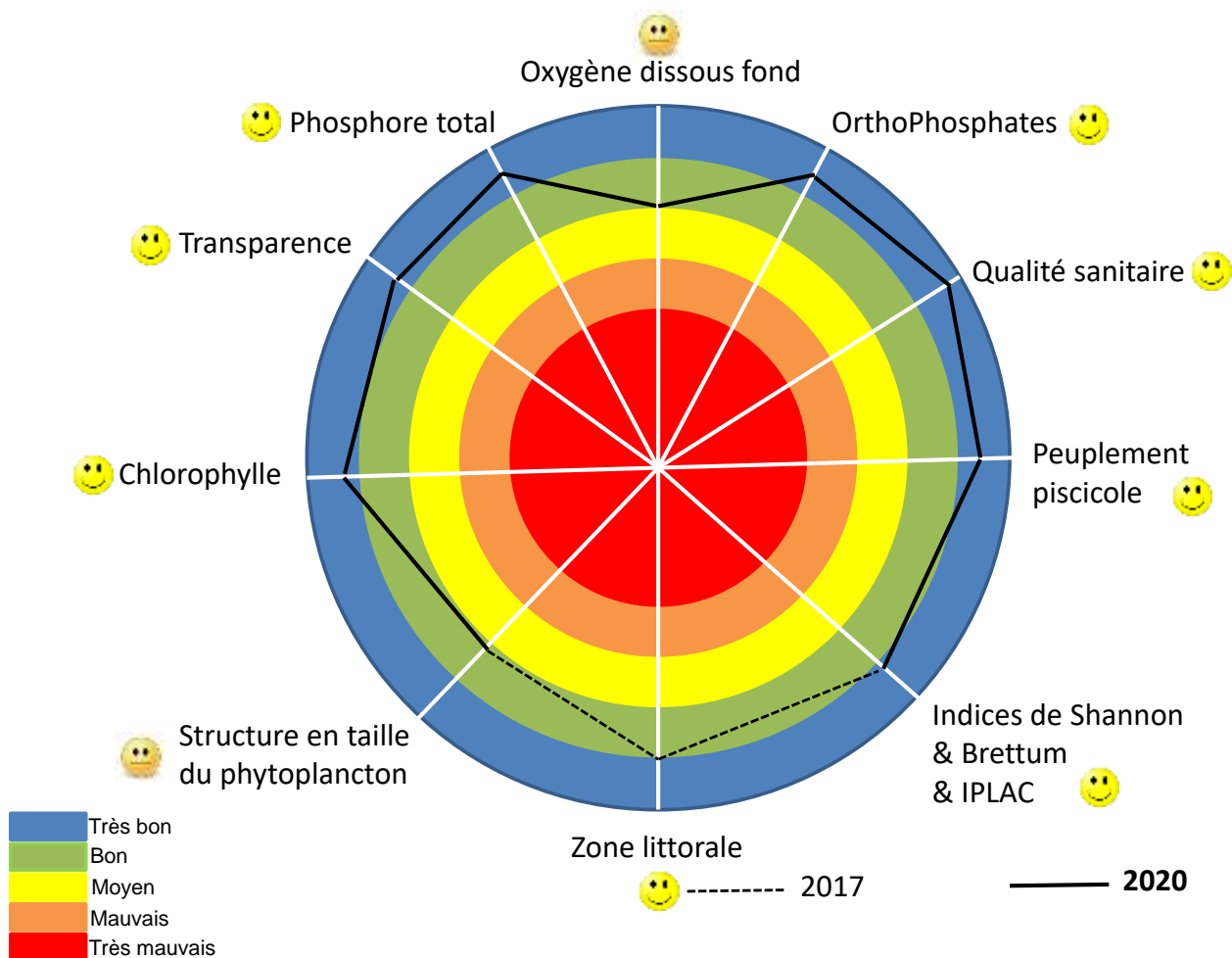
Au sommet de la pyramide trophique, le peuplement piscicole est de bonne qualité, avec la hausse remarquée au cours des dernières années de la biomasse du lavaret (corégone) et la régression du rendement d'espèces indicatrices de milieux de moins bonne qualité, comme le poisson chat ou le sandre. Pour autant, le silure, poisson exotique récent confirme son évolution envahissante.

Les valeurs 2020 replacées dans le tableau de classification des écosystèmes d'eau douce vis-à-vis de leur degré d'eutrophisation suivant l'OCDE (voir ci-dessous) permettent de dire que le lac du Bourget peut être qualifié d'écosystème « presque » oligotrophe. Depuis 2011, il est donc qualifié d'oligo-mésotrophe car tous les voyants ne sont pas encore pleinement dans le vert ! La Directive Cadre sur l'Eau avait fixé l'atteinte du bon état écologique des écosystèmes aquatiques comme le lac du Bourget à 2015. Cependant, une prospective plus poussée ayant révélé un léger risque de non atteinte du bon état (dans sa globalité) avait poussé le CISALB à proposer un nouvel échéancier à 2021. Cet objectif semble désormais atteint depuis quelques années.

L'image offerte en 2020 par le lac du Bourget, pour sa partie pélagique, est assez similaire à celle des deux années précédentes et peut être résumée comme suit. Le lac, avec des concentrations en Ptot, PO₄ et chlorophylle *a* qui restent très basses, et une transparence relativement élevée, peut être caractérisé comme un écosystème presque oligotrophe. Presque, car ce statut global (le retour complet à un état oligotrophe) reste à être complètement et définitivement confirmé par la concentration et composition phytoplanctonique ou encore la proportion des petites formes, sans oublier l'ensemble des descripteurs de la zone littorale. La structure globale, l'efficacité trophique et les effectifs des communautés zooplanctoniques et piscicoles ainsi que la biomasse/rendement de pêche du corégone (lavaret) de nouveau en hausse confirment la réoligotrophisation et le (très) bon état global de l'écosystème.

Trophic status	TP (median) (µg/l)	Chlorophyll a (median) (µg/l)	Chlorophyll a maxima (µg/l)	Secchi (median) (m)	Secchi minima (m)
Ultra-oligotrophe	<=4	<1	<2.5	>12	>6
Oligotrophe	<=10	<2.5	2.5-8	>6	>3
Mesotrophe	9,3	2,8	5,4	7,3	3,4
Eutrophe	10-35	2.5-8	8-25	6-3	3-1.5
Eutrophe	35-100	8-25	25-75	3-1.5	1.5-0.7
Hyper-eutrophe	>=100	>25	>75	<1.5	<0.7

La Figure ci-dessous propose une vision synoptique de l'état écologique du lac du Bourget en 2020



BIBLIOGRAPHIE

- Aalto SK, Newsome GE. 1993. Winds and the demic structure of a population of yellow perch (*Perca flavescens*). Can. J. Fish .Aquat. Sci. 50:496-501.
- Afnor. 2005. NF EN 14757. Echantillonnage des poissons à l'aide de filets maillants. Rapport Afnor 27 p.
- Afnor. 2006. NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Rapport Afnor 41 p.
- Afnor (2014). NF EN 14407 - Qualité de l'eau - Guide pour l'identification et le dénombrement des échantillons de diatomées benthiques de rivières et de lacs. Afnor:1-13.
- Afnor (2016) NF EN 13946 - Qualité de l'eau - Guide pour l'échantillonnage en routine et le prétraitement des diatomées benthiques de rivières et de plans d'eau. Afnor: 1-18.
- Afssa, Afsset. 2006. Risques sanitaires liés à la présence de cyanobactéries dans l'eau. Évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et de leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et autres activités récréatives. Rapport 227 p.
- Agence de l'eau RMC. 2011. Suivi des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse en application de la Directive Cadre sur l'Eau. Lac du Bourget, Campagne 2010. Rapport 22 p.
- Aglen A. 1989. Empirical results on precision-effort relationships for acoustic surveys. ICES CM B/30: 28 p.
- Alahuhta, J., Heino, J., et Luoto, M. (2011). Climate change and the future distributions of aquatic macrophytes across boreal catchments: Effects of climate change on aquatic macrophytes. *Journal of Biogeography*, 38, pp.383-393.
- Angeli N, Cretenoy L, Gerdeaux D, 2001. Importance du peuplement piscicole dans la qualité des eaux: les biomanipulations. In : Gerdeaux D (ed.), Gestion piscicole des grands plans d'eaux, INRA Paris, pp 35-73.
- Anneville O, Lainé L. 2004. Le zooplancton du lac d'Annecy, rapport SILA.
- Anneville O, Kaiblinger K. 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. Agence de l'Eau Rhone Méditerranée et Corse, 54 p.
- Anneville O, Souissi S, Molinero JC, Gerdeaux D. 2009. Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. Fish. Manage. Ecol. 16:492-500.
- Appelberg M. 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multimesh. Report Inst. Freshwater Research, Drottningholm (Sweden), 26 p.
- Auderset Joye, D. (1992). *Contribution à l'écologie des Characées de Suisse*. University of Geneva. Consulté à l'adresse <http://archive-ouverte.unige.ch/unige:89?gathStatIcon=true>
- Bailly, G., et Schäfer, O. (2010). Guide illustré des Characées du nord-est de la France. Conservatoire Botanique National de Franche-Comté.
- Balk H, Lindem T. 2006. Sonar 4, Sonar 5, Sonar 6 – Post-processing Systems. Operator Manual. Lindem Data Acquisition, Oslo.

- Balvay G. 1968. Aperçu sur l'état des trois grands lacs savoyards. *Rev. Inst. Pasteur Lyon* 1:431-441.
- Batt R.D, Carpenter S.R., Ives A.R. 2017. Extreme events in lake ecosystem time series. *Limnology and Oceanography Letters*.
- Bell T, Kalff J. 2001. The contribution of picoplankton in marine and freshwater systems of different trophic status and depth. *Limnol. Oceanogr.* 46:1243-1248.
- Beniston M. 2006. Mountain weather and climate: A general overview and a focus on climatic change in the Alps. *Hydrobiol.* 562:3–16.
- Bigarré L, Cabon J, Baud M, Pozet F, Castric J. 2008. Ranaviruses associated with high mortalities in catfish in France. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.* 28(4).
- Blindow, I. (2006). Decline of charophytes during eutrophication: comparison with angiosperms. *ResearchGate*, 28, pp. 9-14.
- Blindow I. (1992) Long-and short-term dynamics of submerged macrophytes in two shallow eutrophic lakes. *Freshwater Biology*, 28, 15-27
- Boissezon, A. (2014). *Distribution et dynamique des communautés de Characées: impact des facteurs environnementaux régionaux et locaux*. University of Geneva. Consulté à l'adresse <https://archive-ouverte.unige.ch/unige:38416>
- Bourrelly P. 1955. Quelques pêches planctoniques dans le lac du Bourget et les lacs voisins. *Verh. int. Verein. Theor. Angew. Limnol.* 12:253-255.
- Bourrelly P. 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. pp. 1-572.
- Bourrelly P. 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. pp. 1-517.
- Bourrelly P. 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. pp. 1-606.
- Brandt SB. 1996. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. In: Murphy BR, Willis DW (Eds) *Fisheries Techniques*, 2nd edition, Am. Fish. Soc. 385-432.
- Brix, H. (1997). Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? *Water Science and Technology*, 35, pp. 11-17.
- Brooks, S., and H. Birks. 2004. The dynamics of Chironomidae (Insecta: Diptera) assemblages in response to environmental change during the past 700 years on Svalbardw. *Journal of Paleolimnology* 31:483-498.
- Brooks, S. J., P. G. Langdon, and O. Heiri. 2007. The Identification and Use of Palaeartic Chironomidae Larvae in Palaeoecology. QRA Technical Guide No. 10 Quaternary Research Association, London:276.
- Brundin L. 1949. Chironomiden und andere Bodentiere der Südschwedischen Urgebirgsseen. *Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottingholm* 30:1-914.
- Burns CW, Galbraith LM. 2007. The effects of land use on water quality and aquatic communities. *J. Plankt. Res.* 29:127-139.
- Callieri C. 2008. Picophytoplankton in freshwater ecosystems: the importance of small-sized phototrophs. *Freshw Rev.* 1:1-28.
- Carignan, R., et Kalff, J. (1980). Phosphorus Sources for Aquatic Weeds: Water or Sediments? *Science*, 207, pp.987-989.
- Campton P. 2007. Diagnostic de la gestion de la perche (*Perca fluviatilis*) au lac du Bourget. *Rapp. CISALB*, 27 p.

- Caudron A, Lasne E, Gillet C, Guillard J, Chapigneulle A. 2014. Thirty years of reoligotrophication do not contribute to restore self-sustaining fisheries of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, in Lake Geneva. *Fisheries Research* 154:165-171.
- CBFC. (2007). *Etude et cartographie de la flore et de la végétation de dix lacs du massif Jurassien*. Consulté à l'adresse <http://conservatoire-botanique-fc.org/flore-jura-doubs-franche-comte/connaissance-1/264-etude-et-cartographie-de-la-flore-et-de-la-vegetation-de-dix-lacs-du-massif-jurassien-petit-et-grand-lacs-de-clairvaux-jura-lac-du-vernois-jura-lac-du-fioget-jura-lac-de-malpas-doubs-lac-de-remoray-doubs-lac-de-saint-point-doubs-lacs-de-bellefontaine-et-d/file>
- Cemagref 1982. Etude des méthodes biologiques quantitative d'appréciation de la qualité des eaux. Rapport Q.E.Lyon-A.F.Bassin Rhône-Méditerranée-Corse.218 p.
- CEN. 2009 Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. prEN 1591041.
- Chambers, P. A., et Kaiff, J. (1985). Depth Distribution and Biomass of Submersed Aquatic Macrophyte Communities in Relation to Secchi Depth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 42, pp.701-709.
- Circulaire DCE n° 2005-11. Typologie nationale relative aux eaux de surface.Ed. Ministère en charge du développement durable.
- Cirés S, Ballo A. 2016. A review of the phylogeny, ecology and toxin production of bloom-forming *Aphanizomenon* spp. and related species within the Nostocales (cyanobacteria). *Harmful Algae* 54:21-43.
- CISALB. 2008. Gestion de la ressource piscicole du lac du Bourget. Rapport 76 p.
- CISALB. 2011. Suivi 2010 des populations piscicoles exploitées par la pêche amateur en bateau sur le lac du Bourget. Rapport 53 p.
- Clady MD. 1976. Influence of temperature and wind on the survival of early stages of yellow perch (*Perca flavescens*). *C.J.F.A.S.* 33:1887-1893.
- Cury PM, Shin YJ, Planque B, Durant JM, Fromentin JM, Kramer-Schadt S, Stenseth NC, Travers M, Grimm V. 2008. Ecosystem oceanography for global change in fisheries. *Trends Ecol. Evol.* 23:338-346.
- Cuypers Y., Vinçon-Leite B., Groleau A., Tassin B., Humbert J.F, 2010. Impact of internal waves on the spatial distribution of *Planktothrix rubescens* (cyanobacteria) in an alpine lake *The ISME Journal*, 5, 580–589.
- De Bernardi R, Giussani G. 1978. The effect of mass fish mortality on zooplankton structure and dynamics in a small Italian lake (Lago di Annone). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 21:285-295.
- Decelières-Vergés C. 2008. Caractérisation des métriques issue de l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre et conséquences pour l'évaluation de la qualité du milieu. Thèse Univ. de Savoie, 165 p.
- Decelière-Vergès C, Guillard J. 2008. Assessment of the pelagic fish communities: consequences for the lake fish monitoring. *Knowl. Manage. Aquat. Ecosyst.* 389:04.
- Degiorgi F, Cachera S, Guillard J, Raymond JC, Vergés C. 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*, 73 p
- Diner N, Marchand P. 1995. Acoustique et Pêche Maritime. Ed. IFREMER, Plouzané, 147 p.
- Dittrich M, Kurz P, Wehrli B. 2004. The role of autotrophic picocyanobacteria in calcite precipitation in an oligotrophic lake. *Geomicrobiol. J.* 21:45-53.

- Duarte, C. M. (1991). Seagrass depth limits. *Aquatic Botany*, 40, pp.363-377.
- Duarte, C. M., Planas, D., et Penuelas, J. (1994). Macrophytes, taking control of an ancestral home. Consulté à l'adresse <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=QC9565211>
- Dubois JP, Gillet C, Hilgert N, Balvay G. 2008. The impact of trophic changes over 45 years on the Eurasian perch, *Perca fluviatilis*, population of Lake Geneva. *Aquat. Liv. Resour.* 21:1-10.
- Druart JC, Rimet F. 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes, pp 1-200.
- Emmrich M, Winfried IJ, Guillard J, Rustadbakken A, Vergès C, Volta P, Jeppesen E, Lauridsen T, Holmgren K, Argillier C, Mehner T. 2012. Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshw. Biol.* 57:2436-2448.
- 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.
- Forsberg, C. (1965). Nutritional studies of Chara in axenic cultures. *Physiologia Plantarum*, 18, pp. 275–290.
- Frossard, V. 2017. Etude de la biodiversité benthique littorale du lac du Bourget. FEDER POIA 2014-2020 - Projet "Grands Lacs Alpains" - Rapport d'expertise CEN73:19p + annexes.
- Frossard, V., and D. Fontvieille. 2018. What is the invasiveness of *Hemimysis anomala* (Crustacea, Mysidae) in the large deep Lake Bourget, France? *Hydrobiologia* 814:219-232.
- Gascuel D, Bez N, Forest A, Guillotreau P, Laloë F, Lobrya J, Mahévas S, Mesnil B, Rivota, E, Rochette S, Trenkel V. 2011. Future for marine fisheries in Europe (Manifesto of the Association Française d'Halieumétrie). *Fish. Res.* 109:1–6.
- Gerdeaux D, Anneville O, Hefti D (2006) Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecol.* 30:161-177.
- 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.
- Giannetto D., Carosi A., Franchi E., Porta GL., Lorenzoni M., 2011. Proposed standard weight (Ws) equation for European perch (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). *J. Appl. Ichthyol.*, 1-6
- Giguët-Covex C, Arnaud F., Poulenard J., Enters D., Reyss J.L., Millet L., Lazzarotto J., Vidal O., 2010. Sedimentological and geochemical records of past trophic state and hypolimnetic anoxia in a large, hard-water Lake Bourget, French Alps. *J. Palaeolimol.* 43:171-190.
- Gillet C. 2001. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. In Gerdeaux D (éditeur) gestion piscicole des grands plans d'eau, INRA, Paris, pp 241-282.
- Gillet C, Quetin P. 2006. Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. *J. Fish Biol.* 69: 518-534.
- Gliwicz ZM. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophic. *Ekologia Polska* 17:663-708.
- Gobler CJ, Burkholder JM, Davis TW, Harke MJ, Johengen T, Stow CA, Van de Waal DB. 2016. The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. *Harmful Algae* 54:87-97.
- Godlewska M, Colon M, Doroszczyk L, Długoszewski B, Verges C, Guillard J. 2009 Hydroacoustical measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences on fish stock estimation. *Fish. Res.* 96:11-16.

- Godlewska M, Colon M, Jozwik A, Guillard J. 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquat. Liv. Res.* 24:71-78.
- Godlewska, M., Balk, H., Kaczkowski, Z., Jurczak, T., Izydorczyk, K., Długoszewski, B., ... & Mankiewicz-Boczek, J. 2018. Night fish avoidance of *Microcystis* bloom revealed by simultaneous hydroacoustic measurements of both organisms. *Fisheries research*, 207, 74-84.
- Guillard J, Marchal E. 2001. L'hydroacoustique, méthode d'étude de la distribution spatiale et de l'abondance des peuplements pisciaires lacustres. In : La gestion piscicole des grands plans d'eaux, Ed. Gerdeaux, INRA Paris, 215 -239.
- Guillard J, Perga ME, Colon M, Angeli N .2006. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). *Fish. Manag. Ecol.*13:319-327.
- Guillard J, Vergés C. 2007. The repeatability of fish biomass and size distribution estimates obtained by hydroacoustic surveys using various survey designs and statistical analyses. *Int. Rev. Hydrobiol.* 92:605–617.
- Guillard J, Lebourges-Dhaussy A. 2014. Au cœur des bancs de poissons. *Pour la Science* 436:38-45.
- Henderson, I. G., et Harper, D. M. (1992). Bird distribution and habitat structure on Lake Naivasha, Kenya. *African Journal of Ecology*, 30, pp. 223-232.
- Henricsson, M. (1976). Nutritional studies of *Chara globularis* Thuill., *Chara zeylanica* Willd., and *Chara haitensis* Turpin. Consulté à l'adresse <http://www.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A298907&dsid=6880>
- Hilborn R. 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: a personal perspective. *Fish. Res.* 108:235-239.
- Hough, R. A., et Putt, D. A. (1988). Factors Influencing Photosynthetic Productivity of *Chara vulgaris* L. in a Moderately Productive Hardwater Lake. *Journal of Freshwater Ecology*, 4, pp.411-418.
- Hubault É. 1947. Études thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'Est de la France (Vosges, Jura, Alpes de Savoie). *Ann. Ec. Nat. Eaux Forêts* 10:113-260.
- Irmgra, B. (1988). Phosphorus toxicity in *Chara*. *Aquatic Botany*, 32, pp.393–395.
- Jacquet S, Briand JF, Leboulanger C, Avois-Jacquet C, Paolini G, Oberhaus L, Tassin B, Vinçon-Leite B, Druart JC, Anneville O, Humbert JF. 2005. The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae* 4:651-672.
- Jacquet S, Rimet F, Perga M, Paolini G, Kerrien F, Girel C, Cachera C, Lazzarotto J, Perney P, Laine L, Sotton B, Barbet D. 2011. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2010. Rapport INRA-CISALB-CAB 2010, 168 pages.
- Jacquet S, Anneville O, Domaizon I. 2012. Evolution de paramètres clés indicateurs de la qualité des eaux et du fonctionnement écologique des grands lacs péri-alpins (Léman, Annecy, Bourget): Etude comparative de trajectoires de restauration post-eutrophisation. *Arch Sci.* 65:225-242.
- Jacquet S. et al. 2012. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2011. Rapport INRA-CISALB-CAB 2011, 220 pages.
- Jacquet S, Cachera S, Colon M, Espinat L, Girel C, Guillard J, Hamelet V, Hustache JC, Kerrien F, Lacroix L, Lainé L, Laplace-Treytoure C, Lazzarotto J, Paolini G, Perga ME, Perney P, Rimet F, Verneaux V. 2013. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2012. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 227 pages.

- Jacquet S, Kerimoglu O, Rimet F, Paolini G, Anneville O. 2014. Cyanobacterial bloom termination: the story of the disappearance of *Planktothrix rubescens* from a large restored deep peri-alpine lake. *Freshw. Biol.* 59:2472-2487
- Jacquet, S., D. Barbet, C. Barbier, S. Cachera, M. Colon, L. Espinat, C. Girel, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, D. Lacroix, L. Laine, B. Leberre, J. Neasat, G. Paolini, M. Perga, P. Perney, F. Rimet. (2016). Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2015. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 205 pages.
- Jacquet, S., D. Barbet, S. Cachera, L. Crépin, L. Espinat, V. Frossard, C. Girel, C. Goulon, J. Guillard, V.Hamelet, J.C. Hustache, L. Laine, J. Neasat, P. Perney, F. Rimet, V Tran-Khac. 2019. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2018. *Rapport INRA-CISALB-USMB-ARS*, 208 pages
- Kaiblinger K. 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). *Rapport INRA I.L. 277/08 DEC0470*, 45 p.
- Kaiblinger C, Anneville O, Tadonlécé R, Rimet F, Druart JC, Guillard J, Dokulil MT. 2009. Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiol.* 633:67-74.
- Kamjunke N, Straile D, Gaedge U. 2009 Response of heterotrophic bacteria, autotrophic picoplankton and heterotrophic nanoflagellates to re-oligotrophication. *J. Plankt. Res.* 31:899-907.
- Kansanen PH, Paasivirta L. Vayrynen T. 1990. Ordination analysis and bioindices based on zoobenthos communities used to assess pollution of a lake in southern Finland. *Hydrobiol.* 202:153-170.
- Karr JR. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6:21–27.
- Kelly, MG, L. King, R. I. Jones, P. A. Barker, and B. J. Jamieson 2008. Validation of diatoms as proxies for phytobenthos when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia* 610:125-129.
- King, L., Clarke, G., Bennion, H., Kelly, M., & Yallop, M. (2006b). Recommendations for sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments. *Journal of Applied Phycology*, 18(1), 15–25.
- 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.
- Kufel, L., et Ozimek, T. (1994). Can Chara control phosphorus cycling in Lake Łuknajno (Poland)? In E. Mortensen, E. Jeppesen, M. Søndergaard, & L. K. Nielsen (Éd.), *Nutrient Dynamics and Biological Structure in Shallow Freshwater and Brackish Lakes* (p. 277-283). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Laliberté, E., Legendre P. (2010). A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits." *Ecology* 91.1: 299-305.
- Laplace-Treyture C, Barbe J, Dutartre A, Druart JC, 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, pp 1-44.
- Laplace-Treyture C, Feret T, Menay M, De Bortoli J. 2012. L'IPLAC : un indice phytoplancton, DCE compatible, pour les plans d'eau en France. In: Journées Internationales de Limnologie et d'Océanographie (JILO), 17 - 19 Octobre 2012, Clermont-Ferrand, 2012.
- Laurec A. Le Guen JC. 1981. Dynamique des populations marines exploitées. *Rapp. Scient. Techn.* 45 CNEXO, 119 p.
- Lauridsen, T. L., Jeppesen, E., Declerck, S. A. J., De Meester, L., Conde-Porcuna, J. M., Rommens, W., et Brucet, S. (2015). The importance of environmental variables for submerged macrophyte community

- assemblage and coverage in shallow lakes: differences between northern and southern Europe. *Hydrobiologia*, pp.744, 49-61.
- Lazzaro X. 2009. Rôle structurant des poissons filtreurs omnivores sur la dynamique des communautés planctoniques et les efflorescences dans les lacs tropicaux peu profonds. HDR Univ. Pierre et Marie Curie – Paris 6, 115 p.
- Le Roux M. 1928. Recherches biologiques dans les grands lacs de Savoie. Lacs du Bourget et d'Annecy. J. Abry & Cie (éds) Annecy, 164 pp.
- Love R. 1971. Dorsal-aspect target strength of an individual fish. *J. Acoustical Soc. America* 49:816-823.
- MacLennan D, Fernandes PG, Dalen J. 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J. Mar. Sci.* 59:365-369.
- 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.
- Marchetto , A., C. Agostinelli, R. Alber, A. Behi, S. Balsamo, S. Bracchi, F. Buzzi, E. Carena, S. Cavalieri, F. Cimoli, S. Costaross, I. Crescentini, V. Della Bella, M. Di Brizio, M. Fioavanti, P. Fogliati, R. Fomenti, M. Galbiati, F. Galimberti, A. Macor, L. Mancini, S. Marcheggiani, G. Marchi, S. Musazzi, A. Nicola, R. Padula, S. Pozzi, C. Puccinelli, E. Rinaldi, C. Rustighi, P. Testa, B. Thaler, C. Vendetti, and R. Zorza, 2013. 5. Indice per valutazione della qualità delle acque lacustri italiane a partire dalle diatomee epifitiche ed epilittiche (EPI-L) . CNR, Italy. CNR-ISE, 02-13:75-92.
- Mazard S, Ostrowski M, Partensky F, Scanlan DJ. 2012. Multi-locus sequence analysis, taxonomic resolution and biogeography of marine *Synechococcus*. *Environ. Microbiol.* 14:372–386.
- Mehner T. 2010. No empirical evidence for community-wide top-down control of prey fish density and size by fish predators in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 55:203-213.
- Mehner T, Busch S, Helland IP, Emmrich M, Freyhof J. 2010. Temperature related nocturnal vertical segregation of coexisting coregonids. *Ecol. Freshw. Fish* 19:408-419.
- Menendez, M., et Sanchez, A. (1998). Seasonal variations in P-I responses of *Chara hispida* L. and *Potamogeton pectinatus* L. from stream mediterranean ponds. *Aquatic Botany*, 61, pp.1-15.
- Middelboe, A. L., et Markager, S. (1997). Depth limits and minimum light requirements of freshwater macrophytes. *Freshwater Biology*, 37, pp.553-568.
- Milbrink G, Timm T, Lundberg S. 2002. Indicative profundal oligochaete assemblages in selected small Swedish lakes. *Hydrobiol.* 468:53-61.
- Millenium Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: Wetland and Water synthesis, 2005.
- Moldaenke. 2002. Algae Online Analyser User Manual, version 2.3, 88 p.
- Murphy, K. J., et Eaton, J. W. (1983). Effects of Pleasure-Boat Traffic on Macrophyte Growth in Canals. *The Journal of Applied Ecology*, 20,p.713.
- Nielsen, S. L., Sand-Jensen, K., Borum, J., et Geertz-Hansen, O. (s. d.). Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. *Estuaries*, 25, pp.1025-1032.
- Onema. 2007. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy - Application du protocole EN 14757 – Rap. Onema, dél. rég. Rhône-Alpes, 27 p.
- ONEMA. (2007). Methode d'évaluation de la qualité écologique des plans d'eau basée sur les communautés de macrophytes. Consulté à l'adresse http://www.onema.fr/IMG/pdf/130607_Rapport_

- Onema. 2010. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy – Réseau de Contrôle de Surveillance- (Année 2010) - Eléments d'analyse. Rap. Onema, dél. rég. Rhône-Alpes, 27 p.
- Padisak J, Crossetti LO, Naselli-Flores L. 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiol.* 621:1-19.
- Parker-Stetter SL, Rudstam LG, Sullivan PJ, Warner DM. 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes. *Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub.* 09-01.
- Pearsall, W. H., et Ulliyott, P. (1934). Light Penetration into Fresh Water. *Journal of Experimental Biology*, 11, pp.89-93.
- Pelletier JP, Orand A. 1978. Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.
- Peltomaa E, Ojala A. 2012. Meteorological drivers of the dynamics of autotrophic picoplankton. *Freshw. Biol.* 57:1005-1016.
- Perga ME, Lainé L. 2010. Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. Eaux Léman contre Pollut. Campagne 2008.
- Perga, M. E., Domaizon, I., Guillard, J., Hamelet, V., & Anneville, O. (2013). Are cyanobacterial blooms trophic dead ends?. *Oecologia*, 172(2), 551-562.
- Personnic S, Domaizon I, Sime-Ngando T, Jacquet S. 2009. Seasonal variations of microbial abundances and of virus- vs. flagellate-induced mortality of picoplankton in some peri-alpine lakes. *J. Plankt. Res.* 31:1161-1177.
- Proctor, V. I. (1967). Storage and germination of Chara Oospores. *Journal of Phycology*, 3, pp.90-92. R Development Core Team (2008). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL <http://www.R-project.org>.
- Quélin, P. Hustache, J.-C., Perney, P., Paolini, G. (2020). Analyse mathématique pour la comparaison des mesures de transparence de l'eau avec deux différents disques de Secchi. *Le Cahier des Techniques de l'Inra 2020* (99).
- Reynolds CS, Huszar V, Kruk C, Naselli-Flores L, Melo S. 2002. Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankt. Res.* 24:417-428.
- Rimet F. (2012) Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia* 683:1-24.
- Rimet F., Bouchez A., Montuelle B. (2015) Benthic diatoms and phytoplankton to assess nutrients in a large lake: Complementarity of their use in Lake Geneva (France–Switzerland). *Ecological Indicators* 53: 231-239.
- Rimet F., Bouchez A., Tapolczai K., 2016. Spatial heterogeneity of littoral benthic diatoms in a large lake: monitoring implications. *Hydrobiologia*, 771, 179-193.
- Rip, W. J., Ouboter, M. R. L., et Los, H. J. (s. d.). Impact of climatic fluctuations on Characeae biomass in a shallow, restored lake in The Netherlands. *Hydrobiologia*, 584, pp.415-424.
- Rooney, N., et Kalff, J. (2000). Inter-annual variation in submerged macrophyte community biomass and distribution: the influence of temperature and lake morphometry. *Aquatic Botany*, 68, pp.321-335.
- Sandin, L., Schartau, A.-K., Aroviita, J., Carse, F., Colvill, D., Fozzard, I., ... Institute for Environment and Sustainability. (2014). *Water framework directive intercalibration technical report Northern Lake benthic invertebrate ecological assessment methods*. Luxembourg: Publications Office. Consulté à l'adresse <http://dx.publications.europa.eu/10.2788/74131>

- Sand-Jensen, K., Pedersen, N. L., Thorsgaard, I., Moeslund, B., Borum, J., et Brodersen, K. P. (2008). 100 years of vegetation decline and recovery in Lake Fure, Denmark. *Journal of Ecology*, *96*, pp. 260-271.
- Scheffer, M., van den Berg, M., Breukelaar, A., Breukers, C., Coops, H., Doef, R., et Meijer, M.-L. (1994). Vegetated areas with clear water in turbid shallow lakes. *Aquatic Botany*, *49*, pp.193–196.
- Schwarz, A.-M., et Hawes, I. (1997). Effects of changing water clarity on characean biomass and species composition in a large oligotrophic lake. *Aquatic Botany*, *56*, pp.169-181.
- Sgro, G. V., Reavie, E. D., Kingston, J. C., Kireta, A. R., Ferguson, M. J., Danz, N. P., & Johansen, J. R. (2007). A diatom quality index from a diatom-based total phosphorus inference model. *Environmental Bioindicators*, *2*(1), 15–34.
- SILA (2010). Suivi scientifique du Lac d'Annecy, rapport 2009. SILA-INRA
- Simmonds EJ, MacLennan DN. 2005. Fisheries Acoustics: Theory and Practice. Oxford: Blackwell Science Ltd., 437 p.
- Smith S. 1990. Use of statistical models for the estimation of abundance from groundfish survey data. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.* *47*:894-903.
- Sondergaard M, Liboriussen L, Pedersen AR, Jeppesen E. 2008. Lake restoration by fish removal: short- and long-term effects in 36 Danish Lakes. *Ecosystems* *11*:1291-1305.
- Sotton B, Anneville O, Cadel-Six S, Domaizon I, Krys S, Guillard J. 2011. Spatial match between *P. rubescens* and whitefish in a mesotrophic peri-alpine lake: evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae* *10*:749-758.
- Stenger-Kovacs, C, K. Buczko, E. Hajnal, and J. Padisak (2007). Epiphytic, littoral diatoms as bioindicators of shallow lake trophic status: Trophic Diatom Index for Lakes (TDIL) developed in Hungary. *Hydrobiologia* *589*:141-154.
- Tachet, H., P. Richoux, M. Bournaud, and P. Ussegli-Polatera. 2010. Invertébrés d'eau douce - Systématique, biologie, écologie. CNRS Editions:588
- Tadonlécé R. 2010. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. *Limnol. Oceanogr.* *55*:973-982.
- Thomaz, S. M., et Cunha, E. R. da. (2010). The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, *22*, pp.218-236.
- Torn, K., Martin, G., Kotta, J., et Kupp, M. (2010). Effects of different types of mechanical disturbances on a charophyte dominated macrophyte community. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, *87*, pp.27-32.
- Tosheva, A., et Traykov, I. (2012). *Abundance and Macrophyte Composition in Reservoirs with Different Trophic Status*. Balwois. Consulté à l'adresse https://www.researchgate.net/profile/Ivan_Traykov/publication/234143525_Abundance_and_Macrophyte_Composition_in_Reservoirs_with_Different_Trophic_Status/links/02bfe50f8f61593927000000.pdf
- Tupper de Kerckhove D., Shuter B.J., Milne S., 2016. Acoustically derived fish size-spectra within a lake and the statistical power to detect environmental change. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*
- Van Donk, E., et van de Bund, W. J. (2002). Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, *72*, pp.261-274.
- Van Wijk, R. J. (1988). Ecological studies on *Potamogeton pectinatus* LI General characteristics, biomass production and life cycles under field conditions. *Aquatic Botany*, *31*, pp.211–258.

- Vant, W. N., Davies-Colley, R. J., Clayton, J. S., et Coffey, B. T. (1986). Macrophyte depth limits in North Island (New Zealand) lakes of differing clarity. *Hydrobiologia*, 137, pp.55-60.
- Verneaux, V., and J. Verneaux. 2002. Assessing lake functioning using the macrobenthic community with special reference to Chironomidae (Diptera). A subalpine lake (lake Annecy) as an example. *Fundamental and Applied Limnology / Archiv für Hydrobiologie* 154:68-78.
- Verneaux, V., J. Verneaux, A. Schmitt, C. Lovy, and J. C. Lambert. 2004. The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Châlain (French Jura) as an example. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.* 40:1-9.
- 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.
- Vincon-Leite B, Bournet PE, Gayte X, Fontvieille D, Tassin B. 1998. Impact of a flood event on the biogeochemical behaviour of a mesotrophic alpine lake: Lake Bourget (Savoie). *Hydrobiol.* 374:361-377.
- Wagner, A., S. Volkmann, and P. M. A. Dettinger-Klemm. 2012. Benthic–pelagic coupling in lake ecosystems: the key role of chironomid pupae as prey of pelagic fish. *Ecosphere* 3:2-17.
- Weaver W, Shannon CE. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Winfield IJ, Fletcher JM, James JB, Bean CW. 2009. Assessment of fish populations in still waters using hydroacoustics and survey gill netting: Experiences with Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in the UK.
- Wolfram G, Dokulil M. 2007. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. Lebensministerium, Austria, 50 p.
- Wolfram G, Dokulil M, Pall K, Reichmann M, Schulz L, Argillier C, de Bortoli J, Martinez JP, Rioury C, Hoehn E, Riedmuller U, Schaumburg J, Stelzer D, Buzzi, F, Dalmiglio A, Morabito G, Marchetto A, Remec-Rekar S, Urbanic G. 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.
- Xu, H., Paerl, H. W., Qin, B., Zhu, G., et Gaoa, G. (2010). Nitrogen and phosphorus inputs control phytoplankton growth in eutrophic Lake Taihu, China. *Limnology and Oceanography*, 55, pp.420-432.
- Yule D, Evrard LM, Cachera S, Colon M, Guillard J. 2013. Comparing two fish sampling standards over time: largely congruent results but with caveats. *Freshw. Biol.* 58:2074–2088.

DOSSIERS DIVERS

Annexe I

Le comité scientifique en 2020

Rôle du comité

- Validation des rapports
- Orientation des études
- Informations diverses

La liste des membres de ce comité a été définie par le Directeur du CISALB, Renaud JALINOUX, et validé par le président du comité, Emmanuel NAFFRECHOUX. Il est constitué de 8 membres permanents, 2 invités permanents et 2 membres du CISALB comme décrit dans le tableau ci-dessous. En fonction des besoins (e.g. expertise sur un sujet donné), ce comité peut être agrandi à une ou deux personnes supplémentaires.

MEMBRES PERMANENTS	
M. JM DORIOZ	UMR CARRTEL – <i>Transfert et flux de nutriments – Bassin versant</i>
M. V FROSSARD	UMR CARRTEL – <i>Ecologie benthique – Macroinvertébrés</i>
M. J GUILLARD	UMR CARRTEL – <i>Ecologie piscicole – Bio-indication</i>
M. S JACQUET	UMR CARRTEL – <i>Réseaux trophiques – Bio-indication – Phytoplancton</i> <i>Animateur et responsable scientifique du suivi depuis 2006</i>
M. A MIQUET	Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie – <i>Macrophytes et avifaune</i>
M. E NAFFRECHOUX	LCME – <i>Chimie environnementale et (micro)polluants</i> <i>Président du comité scientifique</i>
M. L NAVARO	Agence de l'eau RMC – <i>Suivis environnementaux, DCE</i>
M. JC RAYMOND	AFB - <i>Ecologie piscicole et aménagement des berges</i>
MEMBRES INVITES PERMANENTS	
MME. A KLEIN	CIPEL – <i>Responsable du suivi environnemental du Léman</i>
M. D ZANELLA	SILA – <i>Responsable du suivi environnemental du lac d'Annecy</i>
MEMBRE DU CISALB	
M. C GIREL	CISALB – <i>Suivi rivière et apports</i> <i>Responsable CISALB du suivi</i>
M. S CACHERA	CISLAB – <i>Ecologie piscicole</i>

NB : Il va être renouvelé en 2021

DOSSIERS DIVERS

Annexe II

Evolution des indices de la diagnose rapide

A partir des paramètres mesurés lors du suivi environnemental nous pouvons calculer différents indices définis dans la diagnose rapide (*d'après le Protocole actualisé de la diagnose rapide des plans d'eau par Jacques Barbe, Michel Lafont, Jacques Mouthon, Michel Philippe, Cemagref, Agence de l'Eau RMC, juillet 2003*), tels qu'ils sont utilisés dans le cadre du suivi des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse en application de la directive cadre sur l'eau.

L'interprétation de la diagnose rapide s'appuie sur plusieurs types d'indices: les indices spécifiques basés sur un paramètre particulier, les indices fonctionnels élaborés à partir d'un ou de plusieurs paramètres regroupés pour refléter un aspect fonctionnel du plan d'eau. Ils sont de nature physico-chimique ou biologique.

Ils sont tous construits pour s'échelonner en fonction de la dégradation de la qualité du milieu suivant une échelle de 0 à 100 (de l'ultra oligotrophie à l'hyper eutrophie).

Leur confrontation directe doit permettre ainsi de discerner facilement les concordances ou les discordances existant entre les principaux éléments fonctionnels du milieu.

I. Les indices

Indice Pigments chlorophylliens

$I_C = 16 + 41,89 \times \log_{10}(X+0,5)$ où X est la somme de la chlorophylle *a* et de la phéophytine exprimée en $\mu\text{g L}^{-1}$. X représente la moyenne des résultats obtenus sur l'échantillon intégré en dehors du brassage hivernal.

Indice Transparence

$I_T = 82 - 66,44 \times \log_{10}(X)$ où X est la moyenne des profondeurs de Secchi (en m) mesurées pendant la même période que précédemment.

Indice P total hiver

$I_{PTH} = 115 + 39,6 \times \log_{10}(X)$ où X est la valeur du phosphore total (mgP L^{-1}), mesurée lors de la campagne de fin d'hiver.

Indice N total hiver

$I_{NTH} = 47 + 65 \times \log_{10}(X)$ où X est la valeur de l'azote total (mgN L^{-1}), mesurée lors de la campagne de fin d'hiver.

Indice Consommation journalière en O2 dissous

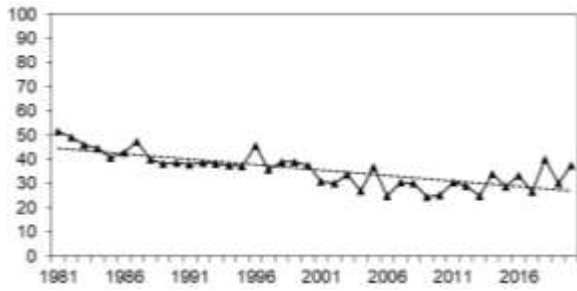
$I_{O_2j} = -50 + 62 \times \log_{10}(X+10)$ où X est la valeur de la consommation journalière en oxygène dissous en $\text{mg m}^{-3} \text{j}^{-1}$.

La moyenne de ces deux indices constitue le premier indice fonctionnel : **Indice Production.**

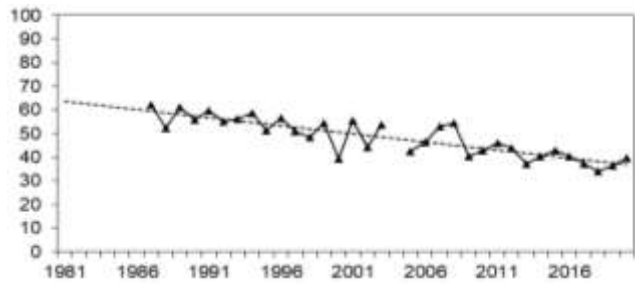
La moyenne de ces deux indices constitue l'indice fonctionnel **Nutrition.**

Cet indice constitue l'indice fonctionnel **Dégradation**

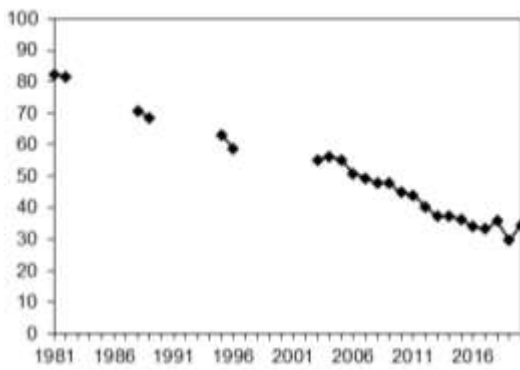
II Résultats



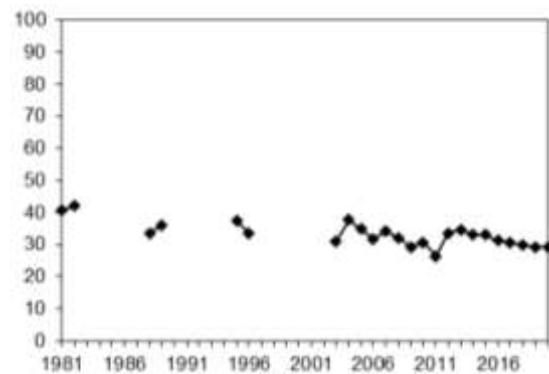
a) Indice de transparence estivale



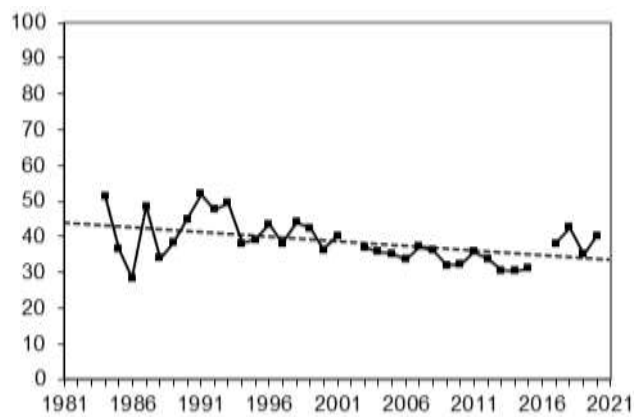
b) Indice de pigments chlorophylliens estivaux



c) Indice du phosphore total hivernal



d) Indice de l'azote total hivernal



e) Indice de la consommation journalière en O₂ dissous

Figure 1 Evolution des indices spécifiques type DCE au point B de 1981 à 2020

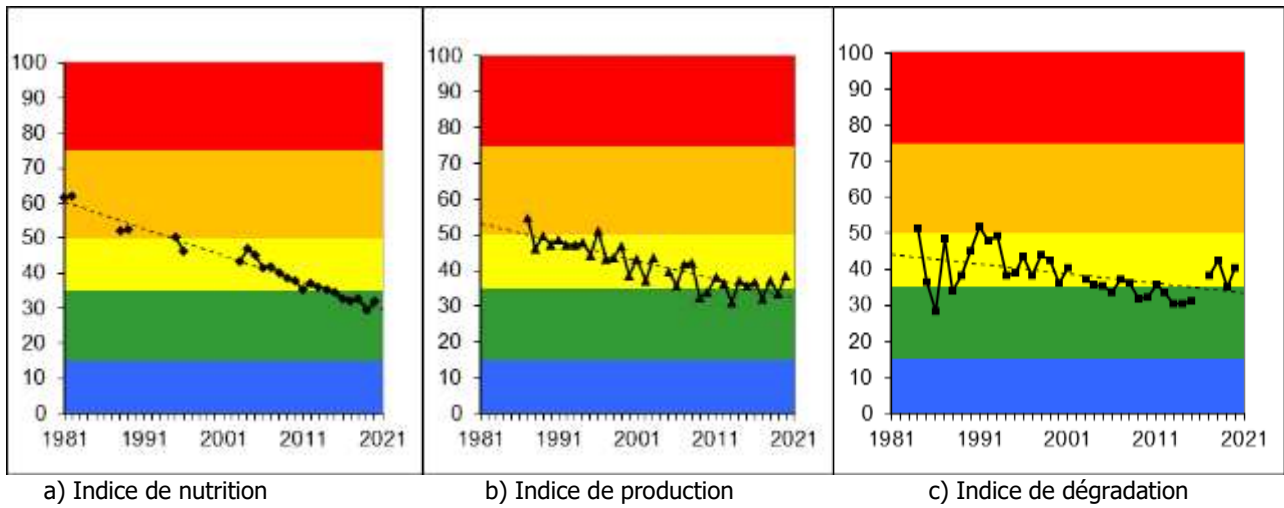


Figure 2 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des indices fonctionnels type DCE au point B de 1981 à 2020

Les indices de nutrition, production et dégradation sont assez homogènes et se positionnent à la limite des classes moyenne et bonne, mésotrophe et oligotrophe.

DOSSIERS DIVERS

Annexe III

Calculs

Annexe III.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 algaux 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 x biovolume spécifique (μm^3)

Avec 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 III.2. Détail du calcul de l'indice de diversité de Shannon

$$H = - \sum \frac{n_i}{n} \ln \left(\frac{n_i}{n} \right)$$

Avec

H : indice de Shannon

N_i : biomasse de l'espèce algale i

N : somme de la biomasse des espèces algales

Annexe III.3. Détail du calcul de l'indice Brettum

L'indice Brettum est basé sur la probabilité d'occurrence de taxons phytoplanctoniques le long d'un gradient de phosphore total. 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 comme suit :

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

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 III.4. Détail du calcul des abondances du zooplancton

Les échantillons sont fixés au formol à 5% puis mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. Le volume du phytoplancton déposé au dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Par la suite, les microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement des crustacés est réalisé sous microscope standard à partir d'un sous-échantillon. Les Cladocères *Bythotrephes longimanus* et *Leptodora kindtii* sont quant à eux, dénombrés dans l'intégrité du prélèvement.

L'abondance de chaque catégorie taxonomique (nombre d'individus par unité de surface) est calculée selon la formule suivante :

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

Où:

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

$Vol_{ech.total}$ est le volume de l'échantillon ajusté (en ml)

$Vol_{ss.ech}$ est le volume du sous-échantillon (en ml)

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

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe IV

Définition des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (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</i> spp <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>Staurastrum 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>Planctothrix aparthii</i> <i>Limnothrix 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
S _H	warm mixed layers	<i>Cylindrocapsa</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>Koileta</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	Dinobryon <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>Pseudosphaerocystis</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>Aphanothece</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 lemmermannii</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light
U	summer epilimnia	<i>Uroglina</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L ₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Paridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L _{eu}	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C _i	mixing, poor stratification light
M	diel mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocystum</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>Tachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

DOSSIERS DIVERS

Annexe V

Informations diverses en 2020 (actualités du CISALB)

Décembre

Pacage lacustre

Comme chaque année, des pêcheurs professionnels accompagnés du Cisalb sont partis relever des filets de pêche en quête d'ombles chevaliers. C'est l'hiver que ce salmonidé se reproduit entre 20 et 80 m de profondeur, et pour soutenir sa population au lac du Bourget, un pacage lacustre a été mis en place dès les années 1989. Œufs et laitances sont ainsi récupérés sur des spécimens pêchés et aussitôt remis à l'eau. Les œufs fécondés partent en incubation sous l'œil vigilant des pêcheurs amateurs des AAPPMA d'Aix-les-Bains et de Chambéry vers Thonon-les-Bains où la pisciculture domaniale de Rives assure la phase d'incubation, d'éclosion et de grossissement. Au mois de juillet, les alevins sont relâchés pour une vie libre dans les eaux du lac du Bourget. Le pacage permet aussi d'assurer le suivi de l'espèce, analyser l'évolution de la structure en âge par des prélèvements et la concentration en PCB. Cette opération est effective depuis 1989, gérée par l'ONEMA devenu AFB et OFB et depuis 2004 par le CISALB a pour objectif de récupérer 200 000 œufs d'omble chevalier. Depuis, le démarrage de cette opération, environ 500 géniteurs pêchés et relâchés pour atteindre l'objectif



Novembre

Des zones humides en cours de restauration sur Grand Chambéry

Dans le cadre de sa compétence GEMAPI, le CISALB a effectué des travaux de restauration sur les zones humides de Croix Rouge à Chambéry-le-Haut et de Curtille à la Motte Servolex. Le premier objectif des travaux a été d'améliorer l'alimentation en eau de la zone humide en rehaussant le fond du lit du petit fossé qui longe la zone humide. Le second objectif a été d'améliorer la capacité de rétention des eaux, en augmentant sa surface, en supprimant un remblai de 700 m³ contenant quelques déchets et envahi en partie par la renouée du Japon et en créant deux petites mares. Sur la zone humide de Curtille à La Motte Servolex, l'enjeu est de restaurer le boisement qui est en cours d'assèchement du fait de la présence d'un fossé ; en comblant en partie ce fossé, l'eau se propagera sur l'ensemble de la surface de la zone humide, le boisement associé sera ainsi réhumidifié. Ces travaux s'accompagnent de la suppression des espèces invasives présentes sur place : renouée du Japon et buddleias.



Octobre

L'évolution historique du fond de la Leysse

Depuis la fin du XIX^{ème} siècle, la Leysse a connu 3 crues de très grande ampleur : janvier 1875 (2 jours, 75 mm de pluie), janvier 1910 (6 jours, 200 mm de pluie) et février 1990 (24 h, 230 mm de pluie). La dernière grande crue de février 1990 n'avait pas provoqué de dégâts comparables à celles de 1875 et 1910, suggérant que ces dernières étaient probablement plus débordantes que la crue de 1990. Pourquoi ? Une

des explications possibles pourrait être le niveau de la Leysse. En effet, il est probable que les inondations de 1875 et 1910 aient été provoquées par un lit plus engravé et plus haut. Pour vérifier cette hypothèse, les données topographiques historiques avec des données actuelles du niveau du fond de la Leysse ont été comparées. Des archives de 1875, 1913, 1918 et 1947 ont été exploitées. Les cotes historiques du fond du lit de la Leysse ont été comparées aux cotes actuelles au niveau des ponts afin d'avoir un référentiel stable dans le temps. Il a ainsi pu être observé un enfoncement de la Leysse de 50 cm à 3 m entre 1875 et aujourd'hui. On peut le constater sur la photo ci-dessous, sous le pont SNCF dans le secteur de la zone industrielle de Bissy à Chambéry. Entre 1913 et aujourd'hui, le fond s'est enfoncé de 2,5 m.



Trois facteurs peuvent être à l'origine de cet enfoncement du lit

- Avec la déprise agricole, la forêt a considérablement progressé sur le bassin versant de la Leysse. Cette végétation a eu pour effet de réduire l'érosion des flancs de montagne et à réduire la production de matériaux alluvionnaires ;
- De nombreuses opérations de curages ont été entreprises sur la Leysse entre 1875 et la fin des années 1980. Ces extractions de matériaux alluvionnaires ont eu pour effet de descendre artificiellement le lit de la Leysse.
- Enfin, une analyse sommaire des chroniques de débits de la Leysse montre que les crues au débit supérieur à 70 m³/s sont moins fréquentes qu'auparavant. Ce phénomène « climatique » a pour effet de ralentir le moteur permettant de transporter les matériaux de l'amont vers l'aval.

Cet enfoncement confirme que la crue de février 1990 était plus importante que celles de 1875 et 1910 mais ses effets moins importants.

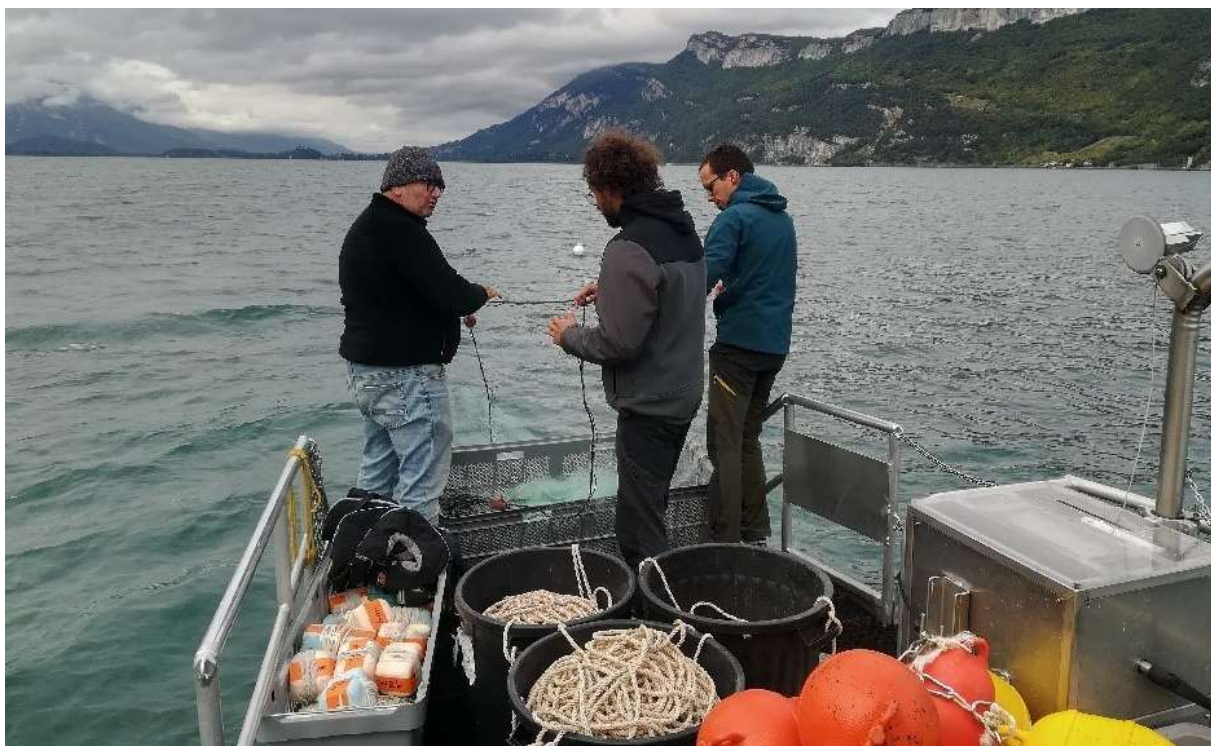


Aujourd'hui, le CISALB réalise régulièrement des campagnes de levé topographique de la Leysse afin de surveiller l'évolution du fond, notamment sur les tronçons ayant fait l'objet de travaux de confortement des digues et de renaturation du cours d'eau. En effet, les changements morphologiques induits par les aménagements modifient la dynamique sédimentaire de la rivière pouvant mener à des enfoncements ou exhaussements localisés; les ouvrages de protection contre les inondations peuvent en être impactés.

Octobre

Etude piscicole 2020

La semaine de pêche, de relevés acoustiques pour mieux connaître l'évolution des peuplements piscicoles au lac du Bourget a eu lieu du 28 septembre au 2 octobre. Chaque année, depuis 2010, cette analyse des populations piscicoles présentes au lac permet d'obtenir une photographie précise de l'état des poissons du lac : nombre d'espèces, densité, répartition spatiale, etc. Plusieurs filets ont été posés par INRAE chaque soir et relevés chaque matin par différentes équipes qui quadrillent le littoral. Les populations de poissons ont été également étudiées sur toute la colonne d'eau par la pose de filets pélagiques (jusqu'à environ 80/100m de profondeur). Les démaillage, tri des espèces, prise de mesures et pesée des poissons ont été réalisés chaque matin. Deux nuits de prospection hydroacoustique sont venues compléter ces pêches afin de connaître la densité du peuplement piscicole, sa répartition spatiale et les classes de tailles de poissons.



Septembre

Le chantier du bassin de rétention des crues du ruisseau du Combo a démarré

Le Combo est un cours d'eau qui traverse la commune de Mouxy, il se jette dans le ruisseau des Garins avant de rejoindre la Chaudanne à Aix-les-Bains. Un risque d'inondation existe sur le secteur aixois par débordement de la Chaudanne. Le bassin de rétention des crues du ruisseau du Combo s'inscrit dans les grandes opérations proposées par le schéma directeur des aménagements de protection contre les crues de 2013. Situé sur la commune de Mouxy, le bassin de rétention des crues du Combo fait partie du dispositif de protection contre les inondations de la Ville d'Aix-les-Bains. Réalisé sous maîtrise d'ouvrage CISALB, ce bassin de rétention de 17 000 m³ a pour objectif de protéger les zones habitées et exposées à la crue centennale du ruisseau du Combo. Le projet a nécessité un arrêté préfectoral autorisant sa réalisation. Un certain nombre de mesures ont été prises comme par exemple :

- Eviter d'intervenir dans les zones humides,
- Eviter au maximum d'impacter les boisements et les gros arbres présents sur le site,
- Adapter le planning chantier en fonction des contraintes environnementales,
- Reboiser les espaces qui peuvent l'être,
- Restaurer la fonctionnalité de la zone humide présente dans l'emprise du bassin...

En plus de protéger contre les crues, le bassin permettra de conserver la zone humide présente à l'intérieur et d'améliorer son fonctionnement. Ce bassin, en stockant 80% du volume de la crue centennale, permettra de diviser par 5 le débit de la rivière à l'entrée d'Aix-les-Bains. Les eaux du Combo sont interceptées dans le

bassin, laissant un débit (calculé) s'écouler dans le lit naturel du ruisseau qui le contourne. Le débit supplémentaire est dévié dans le bassin qui se remplit pour tamponner la crue. Le bassin, quant à lui, est équipé d'une évacuation en point bas. L'eau vidangée additionnée au débit laissé dans le lit naturel du Combo correspond à la quantité d'eau pouvant d'écouler (sans dégâts) après le bassin. S'il y a trop d'eau qui arrive dans le bassin, alors il commence à se remplir puisqu'il y a plus d'eau qui entre dans le bassin que d'eau qui n'en sort. Ce remplissage se poursuit jusqu'à ce que le volume de 17 000 m³ soit atteint. Lorsque la pluie s'arrête et que le débit du cours d'eau diminue, la vidange du bassin commence à être plus importante que son remplissage : le bassin se vide, il est prêt pour la prochaine crue.

Le chantier a bénéficié d'une météo très clémente qui a permis de bien avancer les terrassements : aujourd'hui la digue est en place et le bassin creusé. La prochaine étape consiste à réaliser la paroi étanche sur toute la longueur et la hauteur de la digue, l'ouvrage de vidange du bassin, le coursier en enrochements d'entrée du bassin et le déversoir de sécurité.

Septembre

Un stockage d'eaux pluviales

A Entrelacs, une entreprise de végétaux a engagé en 2018 une réflexion globale sur la gestion de la ressource en eau pour l'arrosage de leur production de plantes, arbres et arbustes. La problématique principale : l'arrosage d'une parcelle éloignée de leur ressource principale. L'exploitation de cette parcelle dépendait d'une unique ressource en eau à fort enjeu quantitatif et qualitatif. En effet, l'arrosage était réalisé à partir d'un cours d'eau dont les débits s'amenuisaient d'année en année à l'étiage. De plus, ce cours d'eau est situé en pleine zone humide de l'Albanais (marais de la Deysse), dont la grande qualité écologique lui vaut une reconnaissance *Zone Natura 2000*. Mais avec l'évolution climatique et les sécheresses à répétition, ce cours d'eau ne permettait plus de répondre aux besoins d'irrigation de l'exploitation, et l'impact sur les milieux aquatiques s'avérait être très important. Conscients des enjeux environnementaux et de l'urgence à sécuriser leur production face à l'évolution climatique, c'est naturellement que les exploitants se sont engagés à abandonner leur pompage et à trouver une solution alternative : le stockage des eaux pluviales générées par les surfaces du site. En 2019, un bassin de stockage des eaux pluviales de près de 6000 m³ a donc été réalisé. Il permet désormais l'arrosage, sur l'ensemble de la période estivale, l'irrigation de la parcelle éloignée et des serres attenantes, sans prélèvement en cours d'eau et en totale autonomie. L'objectif est double

- Sécuriser et pérenniser la production face aux épisodes de sécheresse
- Soulager les milieux aquatiques et la zone humide classée Natura 2000 en retrouvant un fonctionnement hydrologique naturel

D'un coût global de 143 000€ HT, le projet a bénéficié de 40% de subventions de l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée dans le cadre du Programme de Développement Rural.



Tout projet de stockage d'eau n'a de sens que si l'irrigation est conduite de façon optimisée. Une démarche qui était déjà engagée par les exploitants :

- Investissements dans du matériel économe en eau, partout où cela est possible (goutte-à-goutte, micro-aspersion ...)
- Renouvellement des pompes et mise en place d'une station de filtration automatique optimisant le rendement des réseaux et systèmes d'arrosage
- Adaptation des horaires et durées d'irrigation (programmateurs automatiques)
- Paillage (miscanthus) des pots et plantes permettant le maintien d'une humidité relative et limitant le développement d'herbes non désirées.

Au-delà des aspects quantitatifs, l'exploitation est engagée dans une démarche respectueuse de la qualité de l'eau : absence de produits phytosanitaires chimiques, limitation des engrais.

Septembre

Un nouveau comité syndical au Cisalb

A la suite des élections municipales et des élections internes aux agglomérations, le 1er comité syndical de la nouvelle mandature s'est réuni. Composé de 64 communes, elles-mêmes réunies au sein de 6

établissements de coopération intercommunale (communautés de communes ou d'agglomération), 14 élus siègent au Cisalb. Ils représentent, au prorata de la population, le territoire du bassin versant du lac du Bourget.

Septembre

Le lac du Bourget, cap sur 2030

Joyau environnemental, le lac du Bourget a bénéficié des nombreux efforts de dépollution engagés depuis 1980. Aujourd'hui on peut affirmer qu'il est en meilleure santé. De nombreux travaux ont permis de valoriser ses berges, devenues espaces de loisirs pour le grand public. Cette attractivité renforcée peut cependant être la cause de dysfonctionnements. La croissance démographique, l'évolution de la société, l'apparition d'activités nautiques nouvelles et le changement climatique déjà à l'œuvre impliquent d'apporter un nouveau regard sur l'évolution future du lac. La Communauté d'Agglomération Grand Lac, la Direction Départementale des Territoires de la Savoie et le CISALB ont choisi de porter ce regard à l'horizon 2030. Comment évoluera notre lac dans le futur ? Pourrons-nous continuer à préserver un équilibre entre un lac naturel et le développement d'activités ? Pour tenter de répondre à ces questions et définir un cap, une grande enquête à l'échelle du territoire lacustre est lancée ! Les résultats contribueront à l'étude portée par le Cisalb et confiée à Agate et qui vise l'élaboration d'un document sur lequel l'Etat et les structures gestionnaires pourront s'appuyer pour adapter et développer des activités respectueuses de l'environnement exceptionnel que constitue le lac du Bourget.



Septembre

Photothèque des crues et inondations historiques

Depuis que les populations se sont installées sur bassin versant du lac du Bourget, elles ont dû s'adapter et faire face aux aléas naturels et notamment les crues et inondations qui peuvent causer de graves dégâts humains et matériels. Dans le but de préserver la mémoire et de nous rappeler que nous sommes vulnérables face à la puissance de l'eau, il nous a semblé essentiel de capitaliser et rendre disponible la connaissance des crues historiques qu'a connu le territoire du bassin versant du Lac du Bourget. Les archives départementales et communales, la presse et parfois les particuliers sont des ressources particulièrement intéressantes. Environ 350 photographies des crues et inondations passées, de 1875 à aujourd'hui, ont ainsi pu être compilées. Afin de rendre ce patrimoine accessible au public et d'alimenter la culture du risque, une base de données photographiques géolocalisée et interactive a été créée. Cette photothèque rassemble des photographies des crues et inondations historiques. Chaque photo est datée et géolocalisée sur la carte. Une fiche descriptive de l'évènement vient compléter l'information. La photothèque est évolutive et s'enrichie au fur et à mesure de la récolte de photographies. L'utilisateur peut rechercher des photos soit en triant par date, soit par commune. Il peut aussi simplement naviguer sur la carte sans effectuer de recherche particulière.

Septembre

Parution du rapport d'activités 2019

2019 a été la première année d'exercice de la compétence GEMAPI. Avec la mise à disposition des agents du service cours d'eau de Grand Chambéry au CISALB, c'est une nouvelle organisation qui s'est mise en place avec les 6 EPCI membres de notre structure.

En 2019, le CISALB n'est plus un comité intersyndical mais un comité intercommunautaire

En obtenant, d'une part, sa reconnaissance en tant qu'EPAGE (établissement public d'aménagement et de gestion des eaux) et, d'autre part, sa légitimité sur la compétence GEMAPI, le CISALB consolide son statut de responsable vis-à-vis des objectifs fixés par la Directive cadre sur l'eau et la Directive inondation.

En 2019, trois démarches contractuelles se sont concrétisées, permettant de disposer des financements pour mener les actions sur l'eau, les milieux aquatiques, la prévention des inondations et la sensibilisation du public :

- Le Contrat de bassin versant 2019-22, d'un montant de 67 000 000 €, a été signé avec l'Agence de l'eau le 3 juillet 2019
- Le PAPI d'intention 2019-20, d'un montant de 1 084 500 €, a été signé avec l'État le 9 septembre 2019
- Le Contrat Vert et Bleu 2020-24, d'un montant de 6 560 000 €, a été finalisé et transmis à la Région pour une signature en 2020

De nombreuses opérations emblématiques ont été réalisées au cours de l'année 2019

- Le confortement des digues du Sierroz à Aix-les-Bains (2 200 000 € HT)
- La restauration écologique du Sierroz à Grésy-sur-Aix (400000 € HT)
- Le recalibrage hydraulique du ruisseau de la Cochette à Saint-Offenge (150 000 € HT)
- La plage de dépôt sur le torrent de Saumont à Ruffieux (85 000 € HT)
- Les travaux de curage de la dérivation de la Curtine (31 000 € HT) et de l'Érier à la Motte-Servolex (13 000 € HT)
- La réalisation du centre d'interprétation Aqualis à Aix-les-Bains (516 000 € HT)
- La réalisation de la retenue collinaire de la Villette pour lequel le CISALB a assuré l'assistance à maîtrise d'ouvrage des études et travaux pour le compte de Grand Chambéry (850 000 € HT)

Aqualis, le centre d'interprétation du lac du Bourget



Aout

La moule quagga, nouvelle venue au lac du Bourget

La moule Quagga, originaire de la région de la mer Noire, fait partie de ces espèces exotiques qui a déjà colonisé de nombreux lacs suisses ainsi que le Léman. La moule quagga colonise depuis 2015 les eaux de certains lacs suisses et français : lac de Constance, lac de Neufchâtel, Léman. Au lac du Bourget, une observation a été rapportée par des plongeurs fin 2019 sans pour autant pouvoir affirmer qu'elle a déjà colonisé le lac. Contrairement à la moule zébrée, autre espèce tout aussi envahissante et déjà répandue dans le lac, la moule quagga est capable d'envahir des eaux bien plus profondes (jusqu'à 100 mètres de

profondeur) et de se reproduire dans une eau à basse température (dès 5 °C). La moule quagga fréquente le même habitat que celui de la moule zébrée, mais elle peut vivre dans des eaux plus froides et plus profondes. A ces profondeurs, les moules quaggas s'attachent l'une contre l'autre, s'étendant ainsi horizontalement sur le fond vaseux. Etant donné sa capacité de colonisation, la moule quagga peut occasionner des dommages sur les conduites et filtres des installations d'approvisionnement en eau potable induisant des coûts d'entretien et de réparation conséquents. Sur le plan environnemental, ces organismes filtreurs absorbent de grandes quantités de plancton diminuant ainsi les ressources de nourriture pour le poisson. Leur prolifération peut donc nuire à la pêche professionnelle et de loisir du fait de la diminution des captures. Enfin, en raison également de la colonisation des eaux peu profondes, la moule quagga peut porter préjudices aux activités de loisirs et de tourisme.

Son arrivée dans un lac est très souvent accidentelle en raison du transit des bateaux entre lacs. Elles se retrouvent ainsi transportées sur la coque, le moteur ou dans les eaux de ballast. En l'absence de prédateurs pour réguler le développement de ces nouvelles espèces, leur propagation évolue rapidement et devient difficilement contrôlable. Afin de limiter sa propagation dans les eaux du lac du Bourget, le CISALB recommande aux différents usagers du lac se déplaçant d'un lac à l'autre, de veiller à nettoyer efficacement leur embarcation ou leur matériel, avant toute mise à l'eau dans le lac. Ces recommandations ne s'appliquent cependant pas aux propriétaires de bateaux qui ne changent pas de lac et qui naviguent exclusivement au lac du Bourget.



Aout

La classe Art'Lac, nouvelle classe de découvertes du lac

Une nouvelle formule de classe de découvertes du lac du Bourget pour la rentrée 2020-21 a été instaurée. C'est toujours avec le partenariat fidèle de l'Auberge de jeunesse d'Aix-les-Bains et de l'ASCD (association savoyarde des classes de découvertes) que le Cisalb a conçu ce nouveau type de séjour. Le talent de Nathalie Beaufays, plasticienne pédagogue, se conjugue à celui des médiateurs scientifiques du Cisalb et de leurs programmes pédagogiques pour proposer une découverte unique du lac du Bourget à Aqualis. Chaque jour les enfants participent à une découverte de la faune, de la flore et des enjeux de l'eau du territoire lacustre avant de s'initier et exprimer leurs découvertes en peinture, en sculptures, en dessins, etc. Un séjour au bord du lac, où les déplacements entre lieu d'hébergement et Aqualis se font à pieds, paisiblement le long de l'esplanade d'Aix-les-Bains. Un séjour d'émerveillement pour laisser à nos jeunes des souvenirs impérissables, fondations d'un comportement écocitoyen.

Juin

Ateliers du lac été 2020

A cause de la pandémie, le programme des Ateliers a été modifié, mais maintenu. Ainsi, les enfants ont pu participer chaque jour à une découverte du lac au sein de la muséographie d'Aqualis ou en plein air selon les thèmes.





Juin

Sensibiliser les usagers du lac

Depuis 2018, le CISALB, la Direction départementale des territoires de Savoie et le CENS s'associent pour procéder à des campagnes de surveillance et de sensibilisation des usagers du lac du Bourget et du canal de Savières. L'objectif est double : surveiller et prévenir les atteintes à l'environnement et faire respecter les règles de navigation. En 2019, une quinzaine de sorties en bateau a été organisée entre le mois de juin et le mois d'août. Au cours de ces sorties, 700 personnes ont été abordées et sensibilisées et environ 40% étaient dans une situation d'atteintes à l'environnement : pénétration dans les roselières, dans l'arrêté de protection de biotope au du lac, mouillage dans des secteurs sensibles, feux/barbecue, déchets, ou non-respect des règles de navigation (vitesse excessive en bande de rives, amarrage aux bouées de signalisation, navigation dans les zones de baignade, etc.). En 2020, Dès le 24 juin, le Cisalb est reparti à la rencontre des usagers, explique, démontrant pourquoi et comment agir autrement pour notre lac.



Juin

Puce de canard

Quand l'eau du lac dépasse 18-20 °C, les larves d'un parasite de canard sont libérées en quantité parfois importante. Ces températures d'eau correspondant également aux premières baignades, il est important d'adopter les bons gestes pour éviter les désagréments dus au phénomène de la « dermatite du baigneur ». A chaque entrée de plage, Grand Lac a procédé à une communication adaptée permettant d'informer les baigneurs à l'entrée de chaque plage gérée par la communauté d'agglomération. Au cours de cette période plus sensible mais restreinte dans le temps (en général une quinzaine de jours sur les 3 mois de baignade), il a été rappelé de :

- limiter le temps de baignade dans des eaux peu profondes,
- se doucher immédiatement après la baignade,
- se sécher vigoureusement avec une serviette,
- ne pas se gratter et utiliser des pommades apaisantes en cas de piquûre.

La puce du canard est considérée comme une affection cutanée bénigne. Il s'agit d'un phénomène naturel qui n'a rien à voir avec la qualité de l'eau du lac.

Juin

Observatoire de l'écologie du lac du Bourget 2019

L'observatoire 2019 des principaux indicateurs de l'état de santé du lac du Bourget et de ses tributaires a été édité par le CISALB et mis en ligne ! Basé sur les prélèvements, analyses, observations des équipes du Cisalber d'INRAE, des pêcheurs et partenaires locaux, cet observatoire offre une vision synthétique de l'évolution de la qualité des eaux et du milieu de notre territoire aquatique.

Juin

Chantier de restauration de La Leysse, 2 ans après

Les travaux réalisés dans la Leysse sur près de 5 km, entre le pont des Allobroges à Chambéry et le pont de l'A41 à La Motte-Servolex, sont terminés depuis plus de deux ans. Ce projet de 17 millions d'euros affichait un double objectif de sécurité et d'écologie : « pour une rivière plus sûre et plus vivantes ». Le projet, porté par Grand Chambéry, avait un double objectif :

- Permettre à la crue centennale de la Leysse de s'écouler sans inonder les zones d'habitation et les zones d'activités économiques proches,
- Restaurer le cours de la rivière, canalisée et enserrée entre deux digues depuis plus de 150 ans.



Les digues consolidées et reconstruites durant le chantier ont été sollicitées durant l'hiver 2017-18. En effet, les crues importantes du 30 décembre 2017 (150 m³/s) et du 4 janvier 2018 (200 m³/s) ont permis de vérifier le bon comportement des nouveaux ouvrages. L'eau a atteint des niveaux cohérents avec le sommet des nouvelles digues et les protections en enrochements ont donné satisfaction.



Des milliers d'arbres et d'arbustes ainsi que des dizaines de milliers de boutures de saules ont été plantés dans cette Leysse restaurée. Après deux ans de pousse discrète, la végétation commence à prendre sa place. Les habitats aquatiques, désormais plus nombreux et plus attractifs, sont à nouveau colonisés par des truites. La belle saison 2020 a été l'occasion de redécouvrir cette rivière depuis la piste cyclable.

Mai

Un printemps 2020 bien sec

Les débits des rivières ne se sont pas approchés de leurs débits minimums biologiques (le débit minimal garantissant en permanence la vie, la circulation et la reproduction des espèces présentes).

Mai

Le PAPI d'intention

L'Etat a classé le territoire Chambéry/Aix-les-Bains en « Territoire à Risque important d'Inondation ». En effet, en cas d'inondation majeure, les impacts humains, sociaux et économiques seraient catastrophiques. Aussi, pour limiter les dommages, le CISALB a mis en œuvre une stratégie d'actions édictée au niveau national. Le CISALB a travaillé sur des actions de prévention telles que :

- La mise en ligne d'une photothèque géoréférencée des clichés prises lors des crues historiques du bassin versant. Des repères de crues sont ensuite matérialisées pour nourrir la conscience du risque.
- L'évaluation des Plan communaux de sauvegarde (PCS) des 59 communes du bassin versant, pour vérifier leur aptitude à être opérationnelle en cas d'inondation ;
- L'exploitation de modèles météorologiques et hydrologiques locaux pour améliorer la prévision de crues ;
- L'organisation de la surveillance des digues pour décider d'éventuelles mesures d'urgence qui pourraient sauver des vies ;
- La réalisation de diagnostics de vulnérabilité dans les zones d'habitats concentrés, les zones d'activités économiques entreprises et les ERP, ainsi que pour les réseaux (AEP, assainissement, énergie) et les axes majeurs de déplacement,

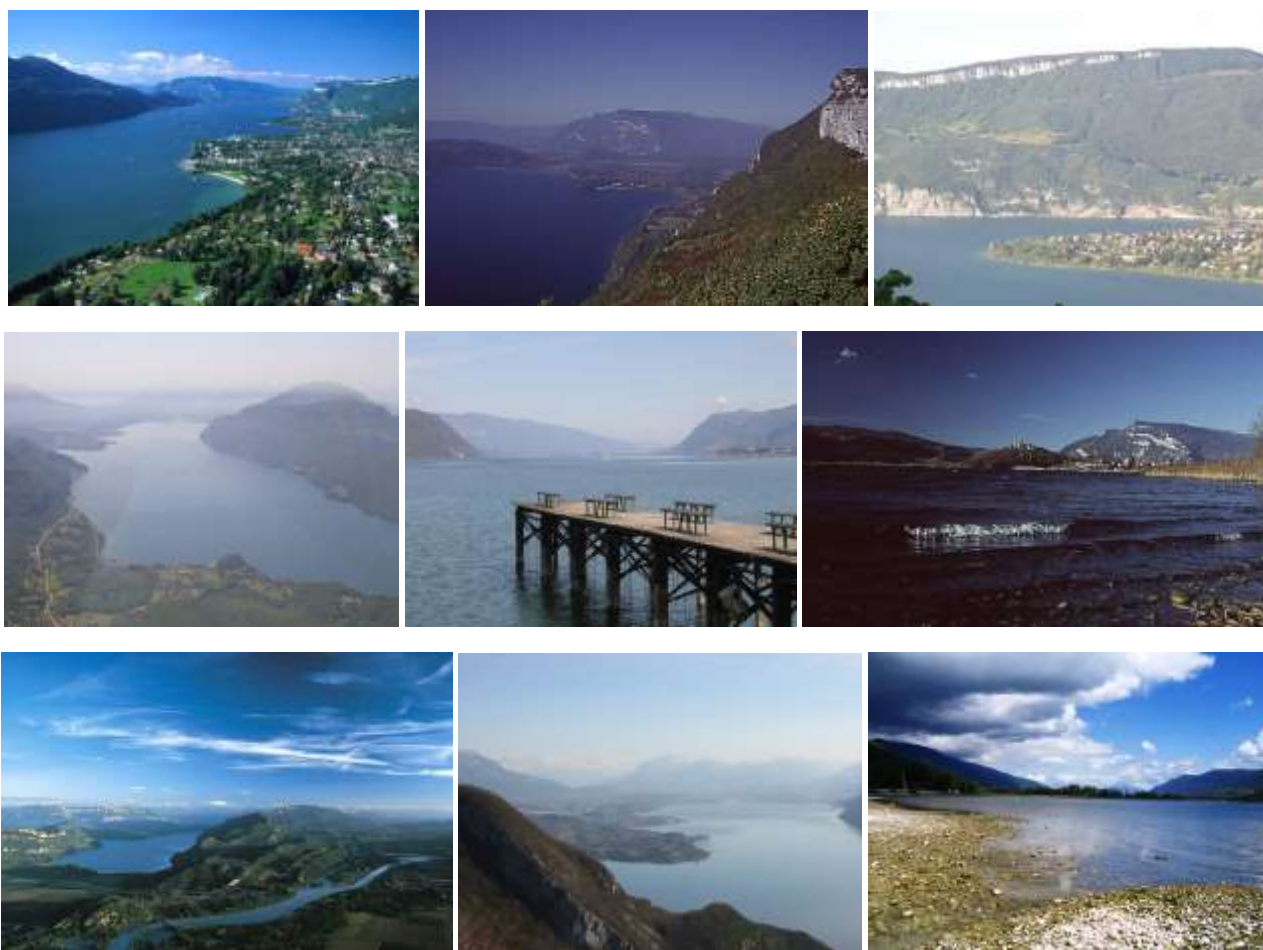


Mai

La GEMAPI

Depuis le 1er janvier 2019, les 6 collectivités du bassin versant du lac du Bourget ont confié la compétence GEMAPI au CISALB. La gestion des milieux aquatiques et la prévention des inondations sont désormais mises en œuvre sur un territoire pertinent, avec des moyens mutualisés, des stratégies cohérentes, une lisibilité accrue et des aides financières bonifiées. La GEMAPI, c'est gérer les rivières, les zones humides et le lac. Pourquoi ? Pour garantir la biodiversité des espèces végétales et animales et maintenir la vie dans ces espaces naturels indispensables à l'homme. La GEMAPI, c'est prévenir les inondations, en maintenant l'étalement des crues dans les zones naturelles, en maîtrisant l'urbanisation, en formant la population et les entreprises exposées, en améliorant la prévision météorologique, en organisant la surveillance, et enfin, en réalisant des travaux pour protéger les secteurs à forts enjeux. Sur la GEMAPI, le CISLAB a déployé les moyens humains suivants :

- 1 ingénieur pilote les études et travaux de prévention des inondations ;
- 1 ingénieur conduit les études et travaux de restauration des milieux aquatiques ;
- 2 techniciens de rivières mettent en œuvre le plan de gestion de l'entretien ;
- 1 technicien assure la surveillance des digues et la gestion des zones humides ;
- 1 technicienne mène des actions de prévention des inondations ;
- 6 agents de la brigade bleue travaillent au quotidien sur Grand Chambéry.



L'image offerte en 2020 par le lac du Bourget, pour sa partie pélagique, est restée assez similaire à celles de 2018 et 2019 et peut être résumée comme suit. Le lac, avec des concentrations en P_{tot} , PO_4 et chlorophylle a très basses, et une transparence relativement élevée, peut être qualifié de presque oligotrophe. Presque car ce statut global (ce retour complet à un état oligotrophe) reste à être complètement et définitivement confirmé par la biomasse et composition phytoplanctonique ou la proportion des petites formes notamment, sans oublier l'ensemble des descripteurs de la zone littorale. La structure globale et les effectifs des communautés zooplanctoniques et piscicoles, la bonne efficacité trophique et la biomasse/rendement de pêche du corégone (lavaret) de nouveau en hausse confirment la réoligotrophisation et le (très) bon état global de l'écosystème.