

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNÉE 2019



Rapport de suivi (version soumise au comité scientifique – juin 2020)



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

2019 a été une nouvelle année remarquable sur de nombreux aspects.

L'année 2019 a enregistré, avec une **température de l'air moyenne annuelle de 12,65°C**, un écart de **+1,09°C (+12,2%)** par rapport à la moyenne 1974-2019. Après 2018, qui détient le record de la chronique (avec une température moyenne annuelle de 13,30°C), **2019 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 janvier et mai ont présenté des températures légèrement inférieures à la moyenne (respectivement -5 et -10%). Le reste de l'année, les températures mensuelles ont toujours été supérieures à la moyenne avec un pic de +80% en décembre (le record étant de +162% en janvier en 2018).

Logiquement, la température moyenne de l'eau du lac du Bourget a aussi été relativement chaude. L'année **2019 est ainsi enregistrée comme la troisième année la plus chaude** mesurée depuis 1981, derrière 2018 et 1994 et au même rang que 2011. Avec une température moyenne annuelle de 15,25°C en surface à 2 m de profondeur (une valeur de 1°C inférieure à 2018 qui détient le record de la chronique), 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**. Si, entre 2013 et 2016, les conditions météorologiques n'avaient pas permis de refroidissement total de la couche profonde, entraînant une augmentation marquée de la température, depuis 2017, la température de la couche profonde est restée stable fluctuant aux alentours de 6,0°C (soit au final 0,5°C de plus que pour les années 1990-91).

Comme 2018, l'année **2019 a été caractérisée par deux périodes contrastées en termes de précipitations** : une fin d'année avec **un hiver très pluvieux et un printemps, été et automne plutôt sec** (-31%). La répartition de ces précipitations a été très variable avec, d'une part, des précipitations excédentaires pendant les mois de février, octobre, novembre et décembre (respectivement +3, +26, +92 et +80% par rapport à la moyenne mensuelle sur la période 1974-2019), et d'autre part, les mois de janvier, mars, avril, mai, juin, juillet, août et septembre déficitaires (respectivement -22, -27, -27, -16, -9, -58, -33 et -56% par rapport à la moyenne mensuelle). Avec **1 234 mm** de pluie à Voglans, l'année **2019 se situe toutefois très légèrement au dessus de la moyenne** calculée sur la période 1974-2019.

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 $6,22 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, a été globalement **égal au module interannuel** (-0,3% ; $6,24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) ; le débit moyen annuel du Sierroz, avec $2,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, étant quant à lui **égal à 2018 et donc toujours légèrement inférieur au module** (-7% ; $2,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$). Pour l'ensemble des paramètres analysés en 2019, le **Sierroz a encore présenté des concentrations en nutriments plus élevées que la Leysse**. Ainsi la concentration moyenne en Ptot a été de $60 \mu\text{g L}^{-1}$ pour la Leysse et de $234 \mu\text{g L}^{-1}$ pour le Sierroz (des valeurs dans la moyenne de celles observées depuis 10 ans). A noter, une concentration

moyenne annuelle de 35 $\mu\text{g L}^{-1}$ de PO_4 , soit **la plus haute concentration en orthophosphates enregistrée dans le Sierroz au cours des 12 dernières années.**

L'hiver 2019 a été **suffisamment froid** pour permettre une **homogénéisation complète de la température de l'eau du lac et de la concentration en oxygène dissous**. A la période du maximum d'homogénéisation des eaux (à la fin du mois de mars), seule une faible différence de température de 0,71°C entre la surface (**6,04°C**) et le fond (**6,75°C**) a été mesurée (un écart similaire à 2018), et un maximum de **9,1 $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$** a été enregistré (comme en 2017 mais contre 10,14 $\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$ en 2018). Cette réoxygénation à 140 m a donc été moins efficace que certaines années récentes comme 2012, 2013 et 2018.

Les concentrations hivernales moyennes (sur la période incluant janvier, février et mars) en **orthophosphates (PO_4) et phosphore total (Ptot)**, avec respectivement des valeurs de **3 et 7 $\mu\text{gP L}^{-1}$** ont été **significativement inférieures en 2019** comparativement à 2018 (~ 6 et $\sim 10 \mu\text{gP L}^{-1}$, respectivement). **Ces concentrations sont aussi les plus basses de la chronique** et confirment que le seuil des 10 $\mu\text{gP L}^{-1}$ semble avoir été franchi depuis longtemps. L'augmentation modeste observée entre 2017 et 2018 avait été mise en parallèle avec des apports conséquents des principaux tributaires (**Leysse et Sierroz**) soit 56 T de phosphore total contre environ **30 T en 2019**, une valeur de nouveau comparable à 2017.

Avec une **concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* de 3 $\mu\text{g L}^{-1}$** , cet indicateur révèle donc une valeur très proche de celle de 2018 (2,9 $\mu\text{g L}^{-1}$) et la confirmation d'une **baisse significative** par rapport aux années précédentes, avec des valeurs depuis 2009 oscillant entre 3 et 4 $\mu\text{g L}^{-1}$ (moyenne de 3,5 $\mu\text{g L}^{-1}$). Cette valeur de concentration de la chlorophylle *a*, considérée uniquement pour la **période estivale**, a aussi été **faible en 2019** (2,6 $\mu\text{g L}^{-1}$), un peu supérieure à 2018 (2,2 $\mu\text{g L}^{-1}$) mais restant donc inférieure aux années précédentes ($>3 \mu\text{g L}^{-1}$). C'est la seconde année consécutive où ces deux valeurs sont donc égales ou **sous la barre des 3 $\mu\text{g L}^{-1}$** .

La **biomasse phytoplanctonique annuelle (soit 1 510 $\mu\text{g L}^{-1}$) a légèrement augmenté en 2019** comparativement à 2018 (1 251 $\mu\text{g L}^{-1}$) mais reste plus basse qu'en 2016 (2 785 $\mu\text{g L}^{-1}$) et 2017 (1 643 $\mu\text{g L}^{-1}$). Les **indices fonctionnels de Brettum (4,416) et IPLAC (0,735)**, supérieurs à ceux de 2018 et très comparables à 2017 (respectivement 4,25 et 0,74), sont donc parmi les plus hauts mesurés depuis le début de la chronique, signant une nouvelle fois 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**.

La **transparence moyenne annuelle a été de 7,2 m**, revenant à une valeur plus proche de celle de 2017 (6,8 m) que de 2018 qui avait été relativement faible (5,5 m). Elle a donc **augmenté significativement**. Comme pour les années précédentes, le lac a été caractérisé par **l'absence d'une phase marquée des eaux claires** (la transparence fluctuant d'avril à juin dans une gamme étroite, entre 6

et 7 m), alors que le maximum de transparence a été enregistré en mars aux alentours de 10 m, comme en 2018.

Si la **dynamique du zooplancton a reproduit globalement celle des années précédentes**, elle a été **remarquable en 2019** par les **abondances exceptionnelles observées en hiver**. Les groupes les plus abondants ont été les calanoïdes et les copépodes. L'analyse d'indices fonctionnels sur la période 2004-2019 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. Toutefois, une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques nécessiterait une intégration plus explicite de la prédation par les poissons, à des échelles de temps et d'espace pertinentes, sûrement aussi via de l'expérimentation ciblée.

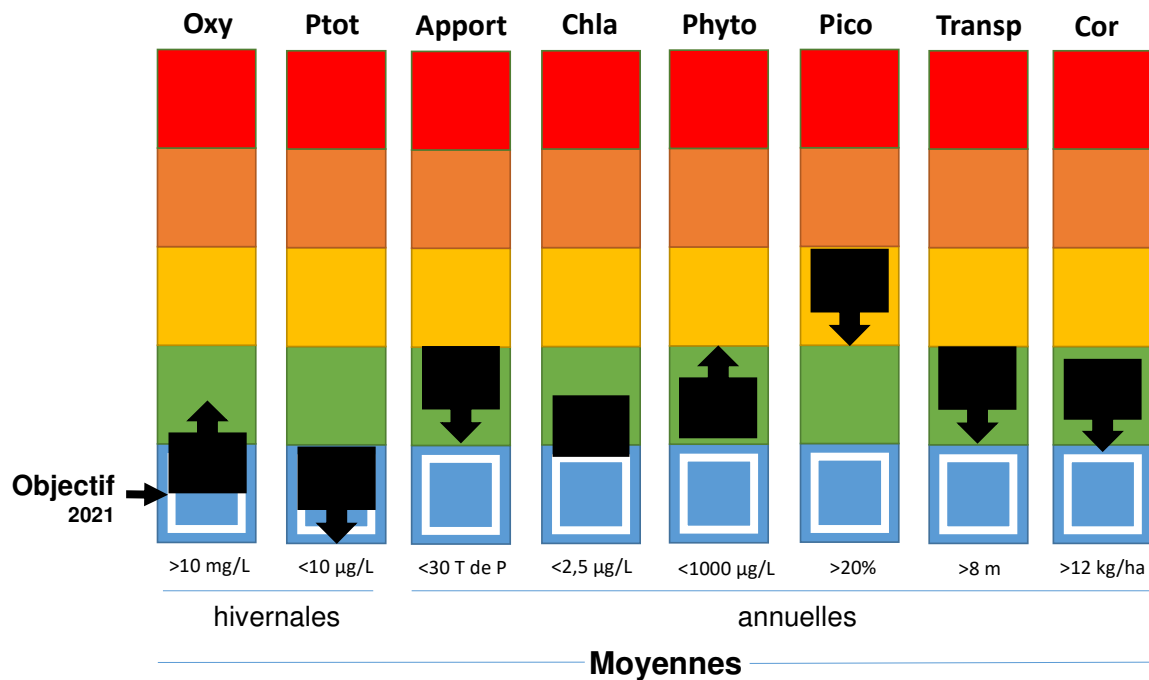
La diversité piscicole du lac apparaît comme globalement stable, même si les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile ou peu abondantes comme la vandoise, l'ablette et la bouvière n'ont pas été capturées en 2019. **Le fait majeur de 2019 est la hausse des rendements qui se poursuit pour les corégones** tandis qu'une hausse est également observée pour la perche, les indicateurs hydroacoustique et par pêche allant dans le même sens. Capturé pour la troisième année consécutive dans les pêches scientifiques, **le silure est maintenant considéré comme bien installé dans le lac du Bourget**. 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 2019. Pour autant, des traces de pesticides ont encore été détectées à Mémard et à Tresserve, 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 **8 plages en qualité excellente et 2 en qualité bonne** (i.e. Les Mottets au sud du lac et la plage municipale d'Aix-les-Bains) soit une légère dégradation par rapport à 2018. Comme à chaque fois, le déclassement a été lié à la détection de la bactérie *E. coli*, un déclassement *a priori* indépendant de la pluviométrie (1 seule date sur les 3 correspondant à un épisode pluvieux). La source des bactéries coliformes qui semblent récurrentes à la plage des Mottets reste à déterminer.

2019 ressemble fortement à 2018 et 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 et l'absence de phase d'eaux claires marquée, la biomasse et la structure phytoplanctonique, la biomasse relativement élevée du corégone et l'augmentation des rendements de pêche de cette espèce. L'examen 2019 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 2018 et 2019**. 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 2019 et tendance (▸) depuis 2018 de l'état écologique du lac du Bourget



SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNÉE 2019

Ce rapport, qui présente le suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2019, a été rendu possible grâce à l'aide et/ou aux travaux de :

- Sébastien **CACHERA** (CISALB : Poissons – analyses de données et rédaction)
- Laura **CREPIN** (INRAE : Chimie et chlorophylle *a* – analyses)
- Laurent **ESPINAT** (INRAE : Pêche – travail de terrain)
- Cyrille **GIREL** (CISALB : Responsable pour le CISALB du suivi écologique, Suivi des rivières - analyses de données et rédaction)
- 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)
- Serena **RASCONI** (INRAE : Zooplancton – 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 CARTELE (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, L. Espinat, C. Girel, C. Goulon, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, L. Laine, P. Perney, P. Quétin, S. Rasconi, F. Rimet, V. Tran-Khac. 2020. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2019. *Rapport INRA-CISALB*, 186 pages.

« J'errais cet été sur un chemin savoyard qui domine la rive droite du lac du Bourget, et le regard flottant sur cette masse d'eau miroitante et bleue d'un bleu unique pâle, enduit de lueurs glissantes par le soleil déclinant, je sentais en mon cœur remuer cette tendresse que j'ai depuis l'enfance pour la surface des lacs, des fleuves et de la mer... »

Alexandre Dumas

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

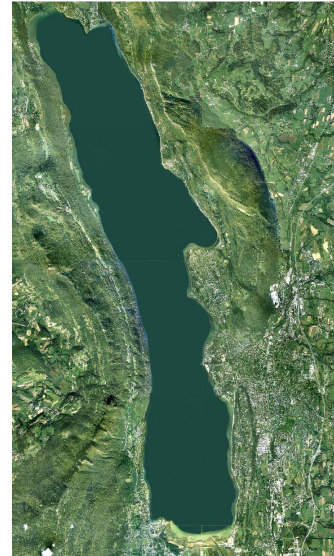
Localisation

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

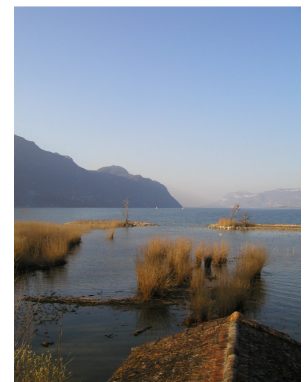
La Leysse ($6,24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en moyenne depuis >50 ans et ~70% des apports en eau ou volume transité au lac en 2019 avec ~196 Mm³) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2008 entre $3,5$ et $9,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$

Le Sierroz ($2,42 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en moyenne depuis >50 ans et ~25% du volume d'eau transité en 2019 avec ~71 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 2019 de >5% du volume d'eau transité au lac.

L'image de 2019 : similaire à 2018, un lac presque 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 2019	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	45
Etude relative à la chlorophylle <i>a</i>	70
Etude relative au phytoplancton	73
Etudes portant sur les picocyanobactéries	90
Etude relative au zooplancton	101
Etude portant sur le peuplement piscicole	114
Conclusions	151
Bibliographie	154
Dossiers divers (Annexes)	164

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 (Giguët-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. Plus récemment, l'impact du changement climatique sur les processus d'anoxie au cours du siècle dernier a aussi été révélé (Jenny *et al.* 2013).

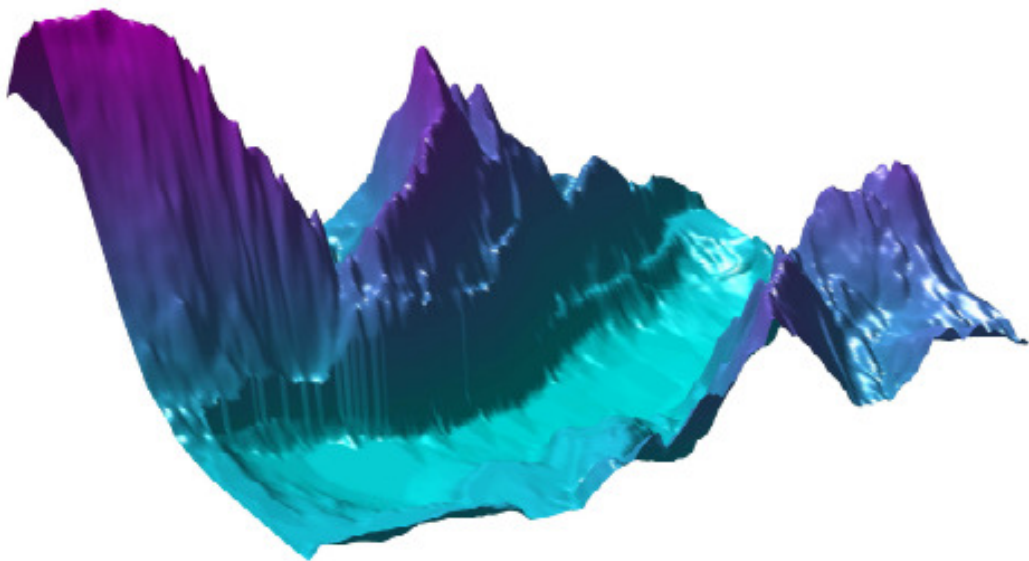
Les travaux d'assainissement cités plus haut ont été effectués, avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, pour lutter contre le processus d'eutrophisation du lac, car, dès 1972, une étude approfondie révélait que la seule construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante 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 depuis 1980 a été amélioré/complété au cours de trois périodes : 1988-1989, 1995-1996 et

2004-2005. L'INRA (UMR CARRTEL) ainsi que des laboratoires de recherches universitaires y ont participé à chaque fois. Depuis 1999, l'UMR CARRTEL 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).

Depuis 2004, un suivi régulier des principaux compartiments biologiques est effectué, en plus des études physico-chimiques, d'oxygène dissous et de transparence précités. **Ce rapport pour l'année 2019** 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 **quinzième rapport pour le suivi scientifique du lac du Bourget**, confié à l'INRA (devenue en 2020 INRAE) mais élaboré par l'ensemble des partenaires INRAE et CISALB, toujours sous la responsabilité scientifique et la coordination de Stéphan Jacquet (Directeur de recherches 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, 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 2019 ont été discutés puis validés par ce dernier pendant l'été 2019.



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

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNÉE 2019

Avec une moyenne annuelle de 12,6°C, l'année 2019 a encore été une année chaude avec un écart de +1,1°C (+12,2%) par rapport à la normale (moyenne calculée sur la période 1974-2019). Seuls les mois de **janvier et mai ont présenté des températures légèrement inférieures à la moyenne** (-5 et -10%). **Le reste de l'année, les températures mensuelles ont toujours été supérieures à la moyenne** avec +80% en décembre (rappelant le record hivernal de janvier 2018 avec +162%).

		Moyenne 1974 - 2019	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
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
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

A 2 m de profondeur, les températures pour les périodes de janvier à mi-mars et d'octobre à décembre ont été comparables à celles de 2018. Les températures pour les mois d'avril à juin et d'août à septembre ont, par contre, été plus faibles qu'en 2018. Le mois de juillet a été plus chaud que celui de l'année 2018. Le maximum a été mesuré le 8 août 2019 avec 25,1°C, soit toutefois 2,2°C de moins que le maximum enregistré en 2018 à la même période. *In fine*, **la moyenne annuelle de la température de l'année 2019 à 2 m de profondeur a été de 15,25°C, soit 1°C de moins qu'en 2018, mais ne remettant pas en cause l'évolution interannuelle des températures moyennes à la hausse et donc la tendance au réchauffement des eaux de surface observée depuis 1984** (~13°C en 1984 *vs* >15°C en 2019). Comparativement, les **températures de la couche profonde n'ont pas (encore) révélé de réchauffement significatif**. 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. Depuis 2017, la température de la couche profonde fluctue aux alentours de 6°C et semble donc, certes, légèrement supérieure à celle des années 1990, plus proche de 5°C.

Avec 1 234 mm de pluie à Voglans, l'année 2019 a été **légèrement au dessus de la moyenne** sur la période 1974-2018. Toutefois, la répartition de ces précipitations dans l'année a été très variable avec des mois de février, octobre, novembre et décembre excédentaires (respectivement +3, +26, +92 et +80% par rapport à la moyenne mensuelle) et des mois de janvier, mars, avril, mai, juin, juillet, août et septembre déficitaires (respectivement -22, -27, -27, -16, -9, -58, -33 et -56% par rapport à la moyenne mensuelle). L'année 2019 a donc été caractérisée par **deux périodes contrastées** (exactement comme 2018) : une fin d'année avec un **hiver pluvieux** (+92% en novembre et +80% en décembre) et un **printemps, été et automne plutôt secs** (-31%) avec des déficits de -58, -33 et -56% pour les mois de juillet, août et septembre par rapport à la moyenne mensuelle interannuelle 1974-2019.

		Moyenne 1974 - 2019	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Cumul annuel	mm	1 242	1004	1238	1214	929	1031	1079	1385	1467	1231	1332	1181	1094	1150	1234
Ecart / moyenne interannuelle calculée depuis 1974	%		-23	-5	-7	-29	-21	-17	7	13	-5	2	-9	-12	-7,5	-0,7

L'hydrologie de la **Leysse** en **2019** a été marquée par un **débit moyen** globalement équivalent au **module interannuel** (-0,3%). Les débits instantanés ont été **inférieurs au module durant 240 jours**. De plus, les débits instantanés ont été inférieurs au Q_{mna5} durant 38 jours et au débit minimum biologique pendant 28 jours dont 5 jours consécutifs mi-août et 11 jours consécutifs en septembre.

		Source DREAL sur 52 ans		2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
		Q_{MNA5}	Module											
Moyenne annuelle	m ³ /s	0,69	6,24	3,5	5,25	3,78	6,55	9,17	6,32	6,30	6,77	4,29	7,25	6,22
Q < module inter annuel	jours			307	287	311	277	177	243	223	223	304	233	240
Q < Q_{MNA5} inter annuel	jours			51	15	0	0	0	0	0	9	48	70	38

Le **débit moyen annuel en 2019 du Sierroz** a été significativement inférieur au module (-7%). Les débits instantanés ont été **inférieurs au module durant 272 jours** (74% du temps) et inférieurs au Q_{MNA5} durant 28 jours (7,6% du temps). Enfin, le débit minimum biologique a été dépassé pendant 49 jours (plus de 26 jours consécutifs de fin août à fin septembre).

		Source DREAL sur 52 ans		2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
		Q_{mna5}	Module										
Moyenne annuelle	m ³ /s	0,22	2,42	1,9	1,3	2,6	3,3	2,8	1,89	2,69	1,34	2,25	2,25
Q < module inter annuel	jours			275	319	256	135	232	183	227	308	192	272
Q < Q_{MNA5} inter annuel	jours			15	1,5	25	0	26	20	13	16	73	28

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 donc 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.

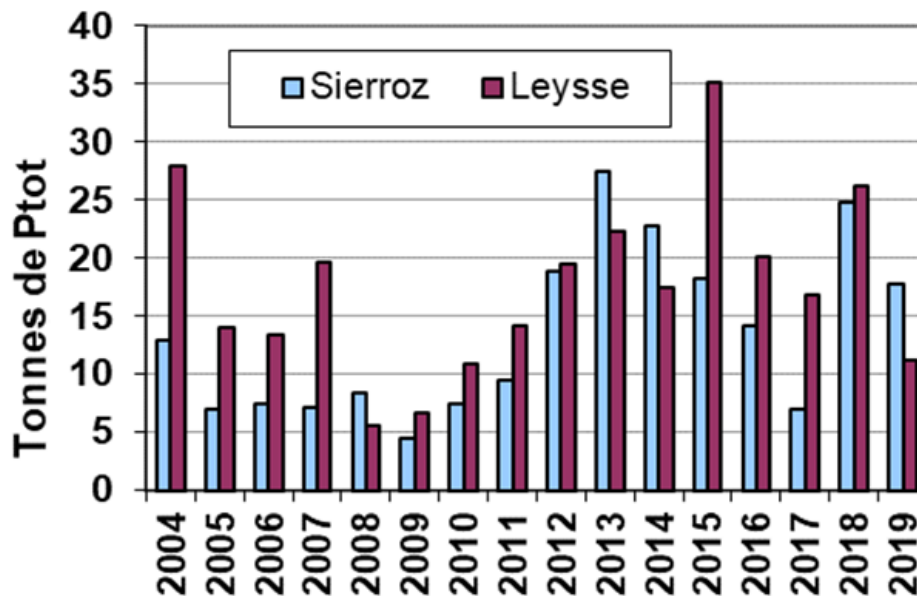
Apports en Tonnes		1974	1995-96	2008	2009	2011	2013	2015	2017	2018	2019
Pt	Rivière +DO Aix	300	94	14 +4,2	11 +2,7	24 +2,8	50 +2,8	53,4 +3,7	26,3 +2,4	51 +5,1	28,8 +2,4
PO ₄		140	18	3	1,82	1,5	4	2,5	2,3	3,7	3,4
NO ₃		1 500	450	290	214	181	409	275	202	302	324
Nt (NO ₃ +NKT)				516	334	360	704	510	378	544	538
MES				122 938	37 468	44 842	175 250	134 873	84 951	131 457	85 356

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 a été confirmée en 2019 malgré une forte hausse en 2018. **Avec un apport global estimé à 31,2 T de Phosphore total, l'année 2019 présente une valeur proche de la barre des 30 T**, limite théorique édictée par le comité scientifique pour permettre une réologotrophisation 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 en apportant ~1 T de Ptot au lac a été responsable de +3% des apports totaux. Il a, néanmoins, exporté un peu plus de 3 T de Ptot, en 2019, soit ~10% des apports totaux. 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 2019 par la Leysse et le Sierroz a été de 266,5 Mm³. Le temps de pluie et plus particulièrement les crues ont encore joué un rôle déterminant sur les apports. En effet, le temps de pluie, qui ne représente que 18% de l'année, a été, à l'origine de 49% des apports de Ntot et 80% du Ptot - les 10 principales crues représentant à elles seules 88% des apports de Ptot. Pour la **Leysse**, les **apports en Ptot de temps de pluie** ont été de 9,76 T, soit, du fait de crues moins intenses, une **baisse significative** par rapport aux 26,2 T de 2018. Les 10 principales crues, principalement en période hivernale et automnale, ont représenté 55,7% des apports liés aux épisodes de pluie. Les apports de temps de pluie du **Sierroz** se sont élevés à 13,6 T de Ptot en 2019 (contre 21,5 T en 2018.) et ont été plus étalés tout au long de l'année. Comme pour la Leysse, les flux de Ptot générés par les 10 principales crues ont baissé passant de 18,9 T en 2018 à 12,5 T en 2019, sans doute du fait de crues moins intenses et plus réparties sur l'ensemble de l'année (la période de mai à juillet étant moins favorable aux phénomènes d'érosion des sols). Pour l'année 2019, les rejets par le déversoir des Biatres ont été évalués à 2,42 T (contre 5,13 T en 2018) soit 7,5% des apports totaux en Ptot au lac. **En résumé, le temps de pluie a représenté respectivement 71% et 51% des apports annuels de Ptot et PO₄ pour seulement 18% du temps.**

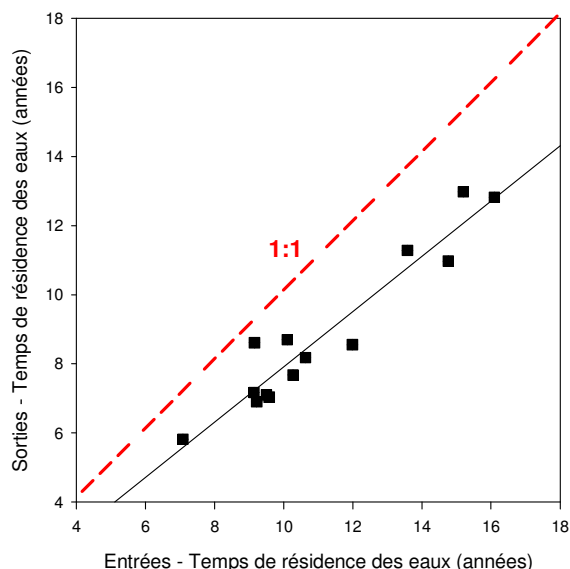
Pour l'ensemble des paramètres analysés et toutes périodes confondues, **le Sierroz a présenté des concentrations moyennes pondérées plus élevées que la Leysse.** Si les concentrations en PO₄ et NO₃ sont restées, pour la Leysse, dans les valeurs basses du suivi, la valeur de 35 µg L⁻¹ de PO₄, mesurée dans le

Sierroz, représente la plus forte concentration de ces 12 dernières années, les concentrations en NO_3 restant dans la moyenne haute ($1,78 \text{ mg L}^{-1}$). Avec $24 \mu\text{g L}^{-1}$, les concentrations en NH_4 , dans la Leysse, ont renoué avec les niveaux bas de 2014, alors que les $124 \mu\text{g L}^{-1}$ mesurés dans le Sierroz constituent un maximum interannuel. Enfin, la concentration moyenne pondérée par le volume en MES mesurée dans la Leysse en 2019 a été dans la moyenne des valeurs observées depuis 12 ans. Elle est, en revanche, parmi les valeurs élevées dans le Sierroz, en raison peut être du chantier d'installation de palplanches en amont de la station de prélèvement.



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 ($r=0,96$, $n=14$) 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 2,3 ans, ce qui suggère une sur-estimation des entrées et/ou une sous-estimation des sorties. **En 2019, la différence entre « entrée » et « sortie » est inférieure à la moyenne de la chronique (soit 1,4 an, différence entre 10,1 ans et 8,7 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**, l'année 2019 se situant dans la moyenne basse.

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	2,4
2016	9,1	7,2	2,0
2017	14,8	11,0	3,7
2018	9,5	7,1	2,4
2019	10,1	8,7	1,4
minimum	7,1	5,8	0,5
moyenne	11,2	8,9	2,3
maximum	16,1	13,0	3,7



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 2019, les valeurs de **transparences moyennes annuelle et estivale ont été respectivement de 6,7 m et 5,1 m**. La valeur moyenne annuelle rappelait donc la valeur de 2017 (6,8 m), l'année 2018 ayant été caractérisée par une valeur notablement faible (5,5 m). Comme pour les dernières années, **il n'y a pas eu de phase marquée des eaux claires** (un signe de retour à l'oligotrophie ?).

L'objectif de la DCE à l'horizon 2021 est que la concentration en P-PO₄ 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 voir même oligotrophe du lac du Bourget 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. **2019 marque un nouveau 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. La barre symbolique des 10 µgP L⁻¹ semble être désormais totalement franchie.

2019 est la seconde année (après 2018) 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 2,95 et 2,9 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 ~8 µg L⁻¹ en 1984 à ~3-4 µg L⁻¹ depuis 2010 (année qui a vu « disparaître » la cyanobactérie filamenteuse toxique *P. rubescens*). **La valeur estivale a aussi été parmi les plus basses enregistrées** depuis le début de la chronique, avec 2,7 µg L⁻¹ (le record étant 2018 avec 2,2 µg L⁻¹).

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 $\mu\text{g L}^{-1}$ est remontée un petit peu en **2019 avec 1 510 $\mu\text{g L}^{-1}$** . En 2019, la structure en taille du phytoplancton a révélé des proportions très comparables à 2018 (~34% pour le microphytoplancton, contre ~58% pour le nanophytoplancton et un peu plus de 8% pour le picophytoplancton [e.g. les picocyanobactéries seulement]). 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*). Toutefois, la confirmation de la forte baisse de la part du groupe microphytoplanctonique en 2019, après 2018, est peut-être le signe d'une modification importante en cours dans la structure du phytoplancton qui répond à la réoligotrophisation du lac du Bourget. L'analyse de la dynamique des groupes fonctionnels confirme **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 (4,4) et l'IPLac (0,735) confirment cette évolution positive** en étant 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**. 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 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 remarquable en 2019** par les **abondances exceptionnelles observées en hiver** (janvier 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 dûe au manque de développement des nauplii. Bien que l'abondance phytoplanctonique ait été encore faible en hiver, la communauté algale a été principalement composée de *Cyclotella costei*, une petite diatomée très riche en nutriments essentiels pour la croissance des organismes zooplanctoniques. L'analyse des **indices fonctionnels** sur la période 2004-2019 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. Une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques nécessitera une intégration plus explicite de la prédation par les poissons, en mettant en place une approche dédiée, sûrement expérimentale.

La diversité piscicole du lac apparaît comme globalement stable, même si les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile ou peu abondante comme la vandoise, l'ablette et la bouvière n'ont pas été capturées en 2019. **Le rendement de pêche numérique globale est en hausse** par rapport à 2017 et 2018 (revenant à un niveau proche de celui de 2016), bien que la tendance reste à la baisse depuis le début du suivi. **Le fait majeur de 2019 est la poursuite de la hausse de la population de corégones (lavarets)**, espèce indicatrice des milieux oligotrophes. L'augmentation déjà

constatée en 2018 s'est donc poursuivie, avec, en 2019, des niveaux de densités proches de ceux de 2014. Les cibles détectées ont été de petites tailles et les pêches scientifiques ont attesté d'une forte présence de juvéniles avec les rendements numériques les plus importants depuis le début du suivi. **La population de perche a été à un niveau moyennement élevé**, en raison d'un bon succès de la reproduction et du recrutement larvaire. Capturé pour la troisième année consécutive dans les pêches scientifiques, **le silure peut maintenant être considéré comme bien installé dans le lac du Bourget**. Une population de **gardons** a été détectée à un **niveau très élevé** en 2019 avec la présence de gros spécimens, alors que **le sandre n'a pas été pêché**, comme en 2013, la réoligotrophisation du lac ne favorisant pas le développement de cette espèce sélective de plans d'eau plus chauds, à forte charge trophique et à la transparence faible. L'année 2019 a aussi révélé que **le nombre de brochets capturés est relativement stable** sur la série. Enfin, **l'omble chevalier**, seulement autorisé à la pêche amateur, semble se maintenir à un **niveau satisfaisant**.

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 2019**. Pour autant, des traces de pesticides ont encore été détectées à Mémard et à Tresserve, 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 **8 plages en qualité excellente et 2 en qualité bonne** (i.e. Les Mottets au sud du lac et la plage municipale d'Aix-les-Bains) soit une légère dégradation par rapport à 2018. A chaque fois le déclassement a été lié à la détection de la bactérie *E. coli*, et ce, de manière indépendante de la pluviométrie, suggérant une « pollution » locale dont la source reste à déterminer.



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 est représentative de la partie pélagique du lac. Les campagnes ont eu lieu 2 fois par mois (exception faite de janvier, février, mai et décembre examinés une seule fois), soit **20 campagnes en 2019**. 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 3 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, 20 profils de sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2019.

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 <i>a</i>	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. 172 échantillons prélevés ont été analysés par le laboratoire de chimie pendant l'année 2019.

Tableau II Récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2019

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	172
	Balance ionique	Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺	4
	Cytométrie en flux	abondance	140
	Cyanobactérie	abondance	140
Prélèvement intégré 0 - 18 m avec « cloche Pelletier »	phytoplancton	chlorophylle <i>a</i>	20
	phytoplancton	abondance - diversité	20
Prélèvement intégré 0 - 50 m avec filet de maille 212 µm	zooplancton	abondance - diversité	20
Profils sondes	SBE 19 + (T°C, O ₂)		20
	BBE (fluo)	Répartition verticale biomasse algale	20
Disque de Secchi		transparence	20

Le Tableau III ci-dessous précise la répartition des dates des 20 campagnes effectuées au cours de l'année 2019.

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2019

Date	Profil T°C - O ₂	profil fluo	Transp. Secchi	Chl <i>a</i>	Prélèvement NISKIN									
					physico chimie, cyto, cyano									
	SBE 19+	BBE												
Prof.				0 - 18 m	2	10	15	20	30	50	80	110	130	140
22/01/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
28/02/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
12/03/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
28/03/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
09/04/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
29/04/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
16/05/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
05/06/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19/06/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
01/07/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
23/07/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
08/08/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19/08/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
04/09/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
17/09/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
01/10/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
21/10/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
06/11/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
20/11/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
17/12/2019	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
total	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	12	12	12	12

Tableau III bis

Date	Phytoplancton	Zooplancton
	IWS	filet
Prof	0 - 18 m	0 - 50 m
22/01/2019	X	X
28/02/2019	X	X
12/03/2019	X	X
28/03/2019	X	X
09/04/2019	X	X
29/04/2019	X	X
16/05/2019	X	X
05/06/2019	X	X
19/06/2019	X	X
01/07/2019	X	X
23/07/2019	X	X
08/08/2019	X	X
19/08/2019	X	X
04/09/2019	X	X
17/09/2019	X	X
01/10/2019	X	X
21/10/2019	X	X
06/11/2019	X	X
20/11/2019	X	X
17/12/2019	X	X
total	21	21

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

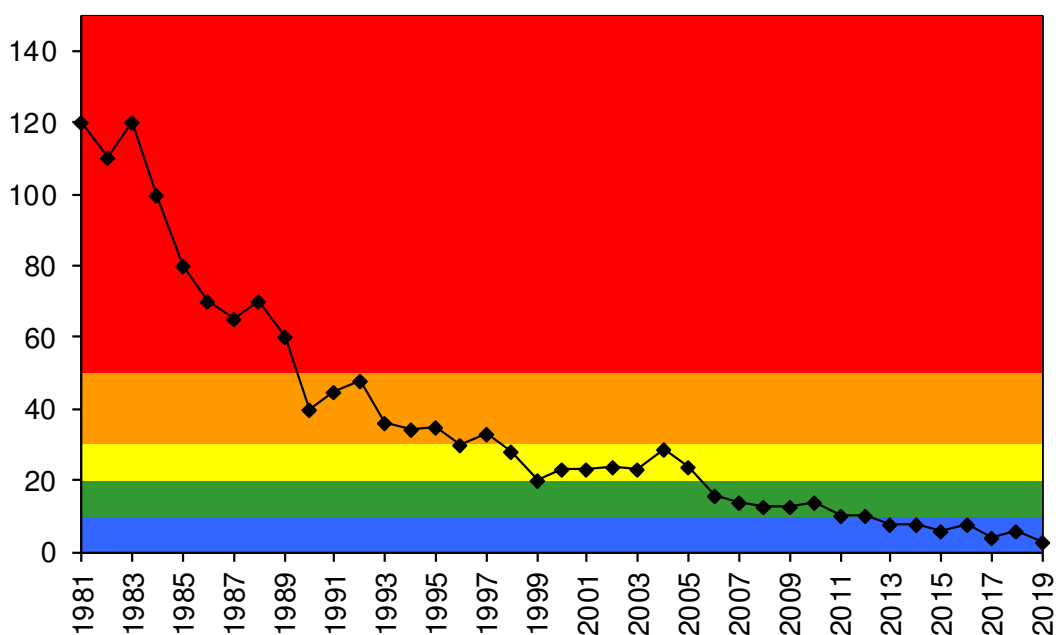
Le bilan d'oxygène (non montré ci-dessous mais plus loin dans le chapitre consacré à la chimie) fait parti des critères (désoxygénation de l'hypolimnion) en % de désoxygénation entre la surface et le fond pendant la période estivale.

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 et **3 µg L⁻¹ en 2019**, soit la plus faible valeur jamais observée.

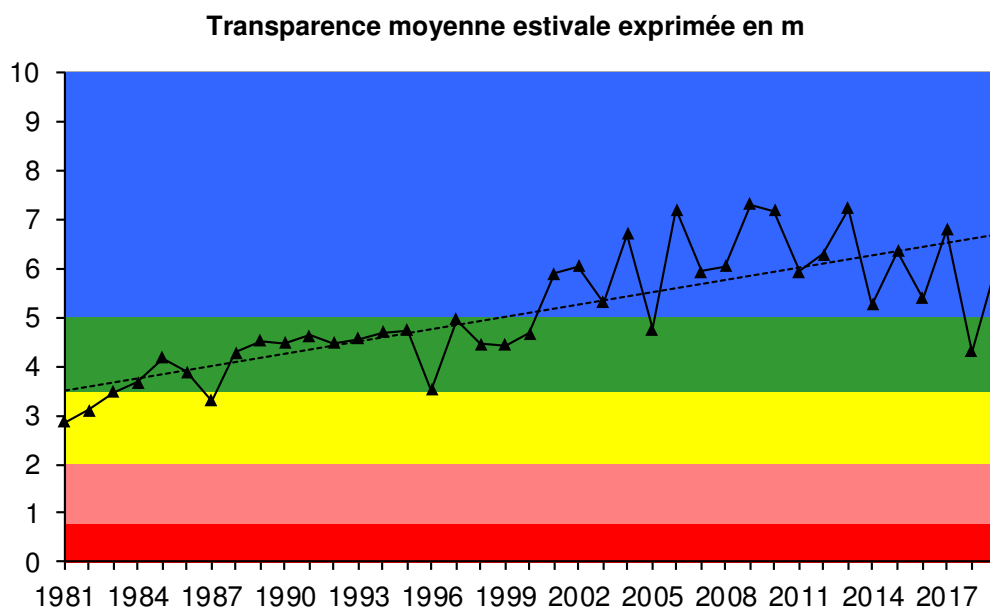
Concentrations en orthophosphates exprimée en µgP L⁻¹



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

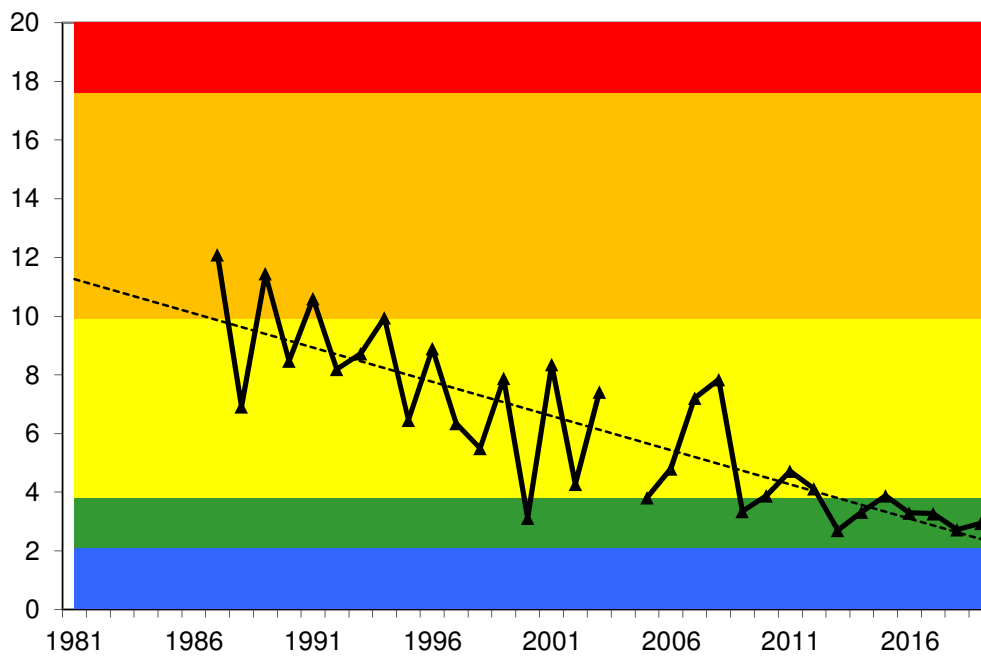
matières en suspension dans la tranche d'eau proche de la surface. L'objectif qui a été affiché pour 2021 est que la transparence minimale soit supérieure à 5 m. En 2004, date à laquelle la valeur maximale pour la transparence minimale a été enregistrée, ce paramètre était de 4,2 m. En 2012, cette valeur 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 et en 2018 de 1,9 m. **En 2019, la transparence minimale mesurée a 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).



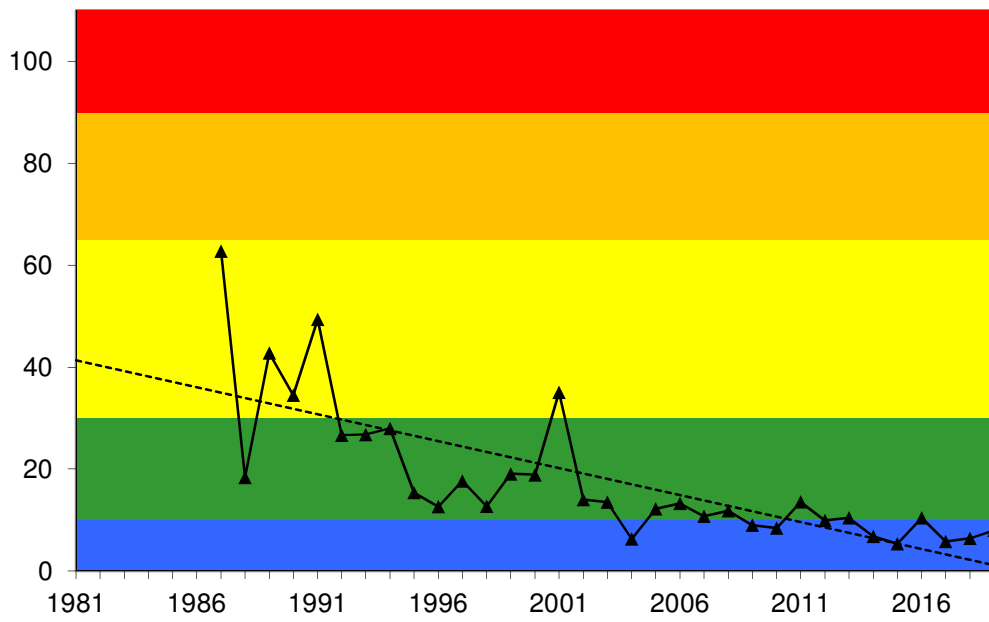
II.3. La chlorophylle *a*

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 $8 \mu\text{g L}^{-1}$. 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.

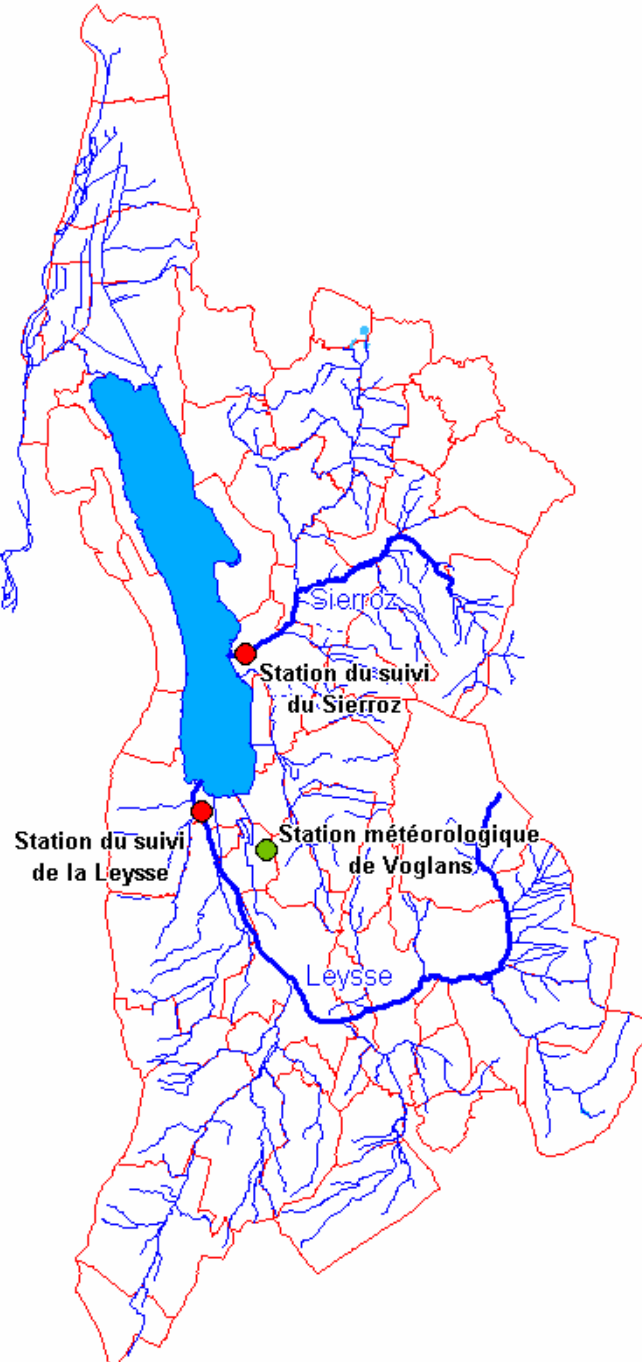
Paramètres		Unités	Seuil de détection
Orthophosphates	PO ₄	mg/l de P	0,005
phosphore total	Ptot	mg/l de P	0,005
nitrate	NO ₃	mg/l de NO ₃	0,5
Ammonium	NH ₄	mg/l de NH ₄	0,02
carbone Organique Dissous	COD	mg/l de C	1
carbone Organique Total	COT	mg/l de C	1
matière en suspension	MEST	mg/l	0,5
azote kjeldahl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



L'année 2019 a été la seconde année la plus chaude, après 2018, de la chronique depuis 1974 (Figure 1). En effet, la température moyenne de l'air en 2019 (12,65°C) a été supérieure à la température moyenne (11,51°C) sur la chronique 1974-2018 avec plus 1,14°C.

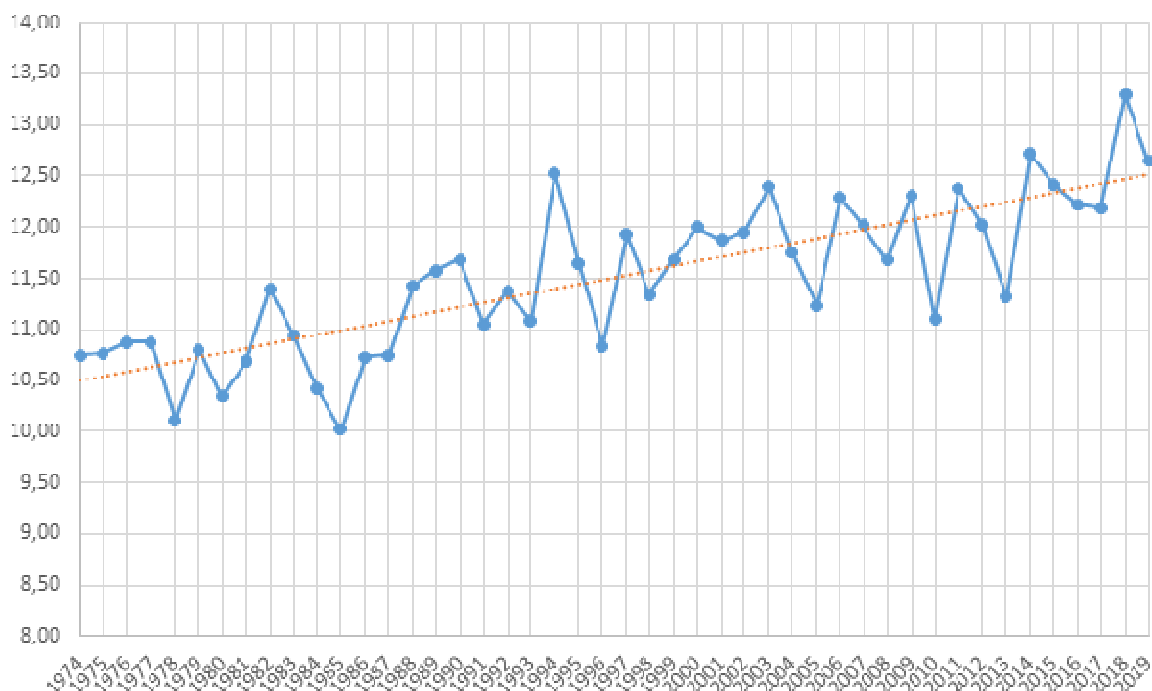


Figure 1 Evolution de la moyenne annuelle des températures de l'air entre de 1974 et 2019

A l'exception des mois de janvier et mai, plus froids que leur moyenne mensuelle (1974-2019) avec respectivement des déficits de -5 et -10%, l'année 2019 a présenté des températures mensuelles excédentaires (entre +8% pour les mois d'avril, juin et août et +80% pour le mois de décembre)(Figure 2).

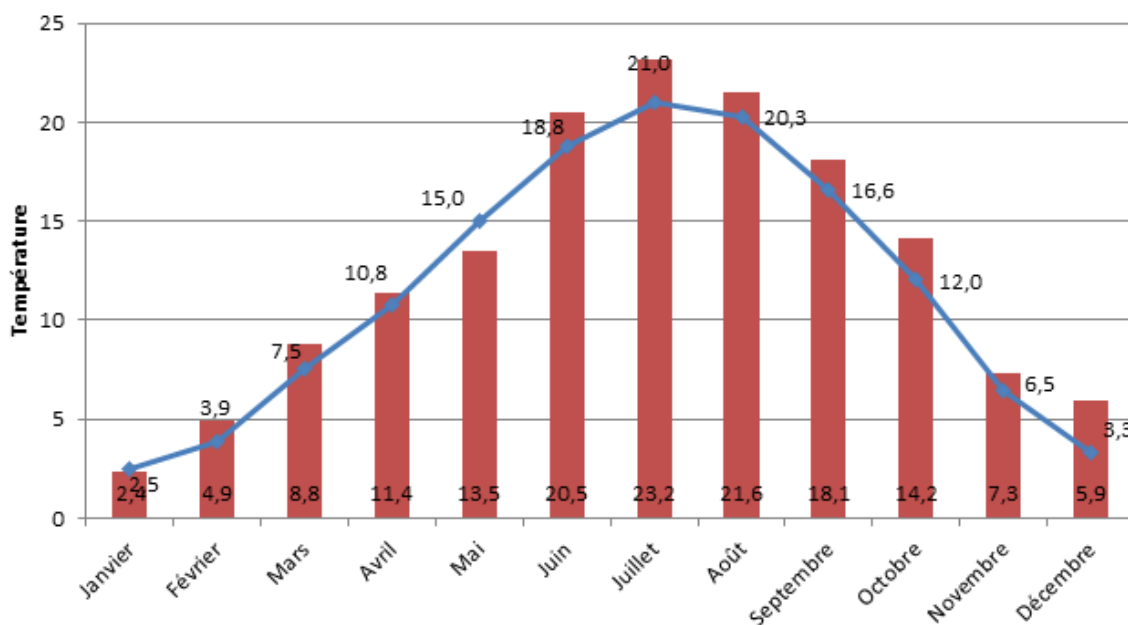


Figure 2 Evolution de la moyenne mensuelle des températures de l'air entre 1974 et 2019

Avec un cumul des précipitations à hauteur de 1 234 mm, l'année 2019 a présenté un niveau très proche de la moyenne interannuelle (1 243 mm, Figure 3).

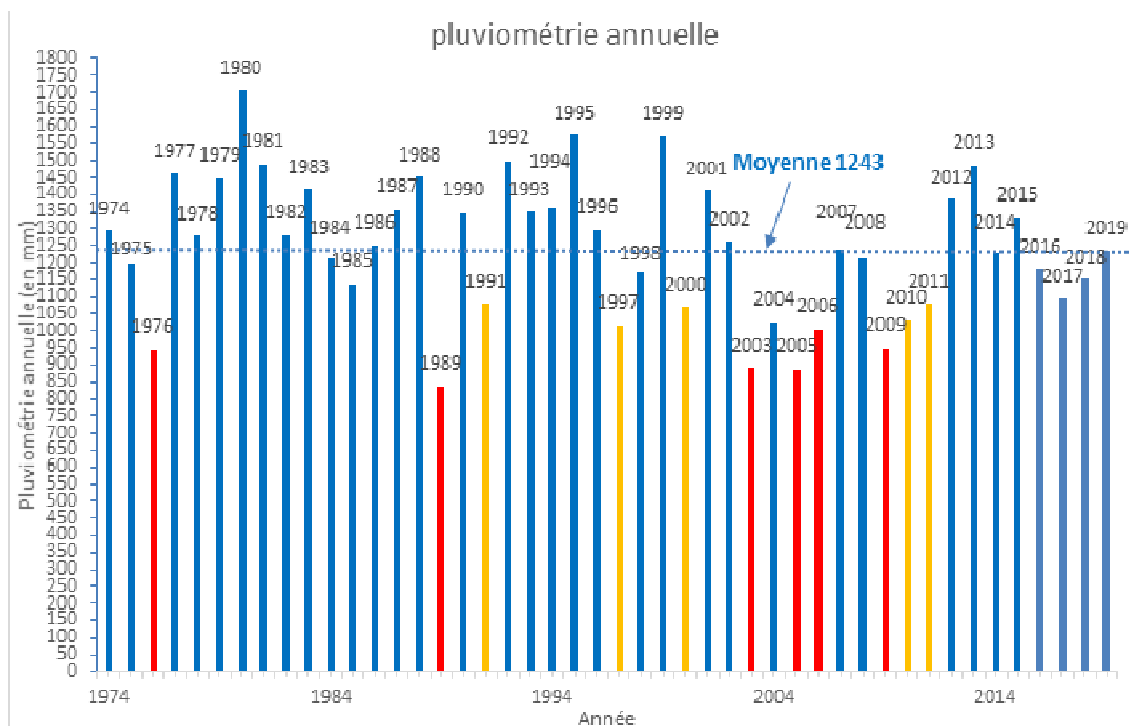


Figure 3 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2019

Avec 8 mois déficitaires et 4 mois excédentaires, les précipitations mensuelles ont été très hétérogènes sur l'année 2019 (Figure 4):

- Les mois de janvier, mars, avril, mai, juin, juillet, août, septembre ont été déficitaires. Le déficit moyen s'est établi à 31% avec des maxima de 56 et 58% respectivement en septembre et juillet ;
- Les 4 autres mois ont été excédentaires. L'excédent moyen a été de 50% avec un maximum de 92% pour le mois de novembre.

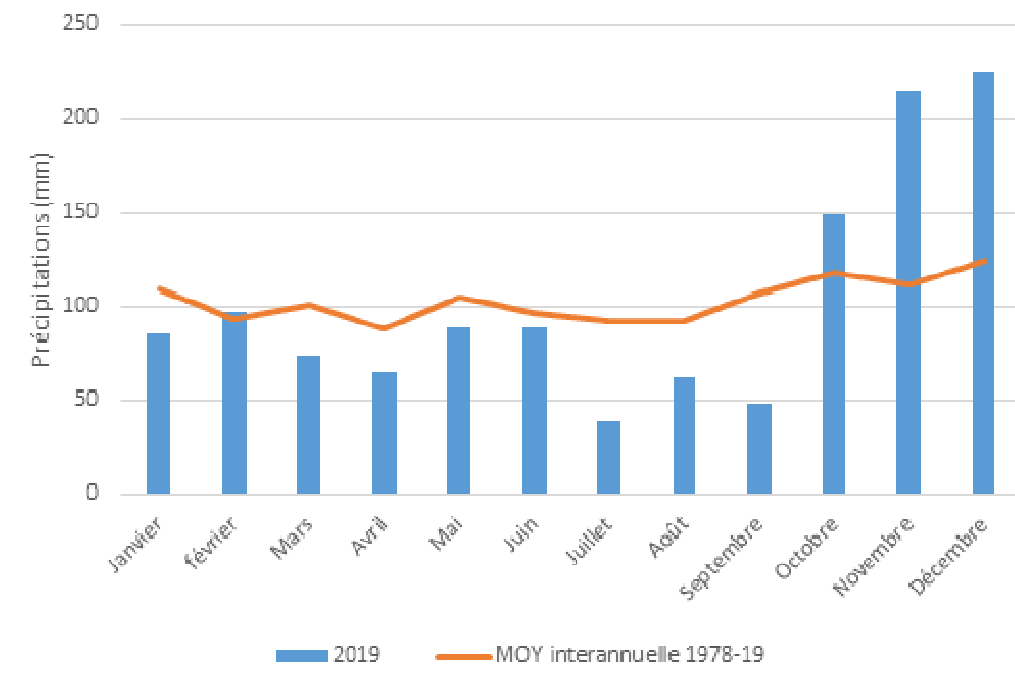
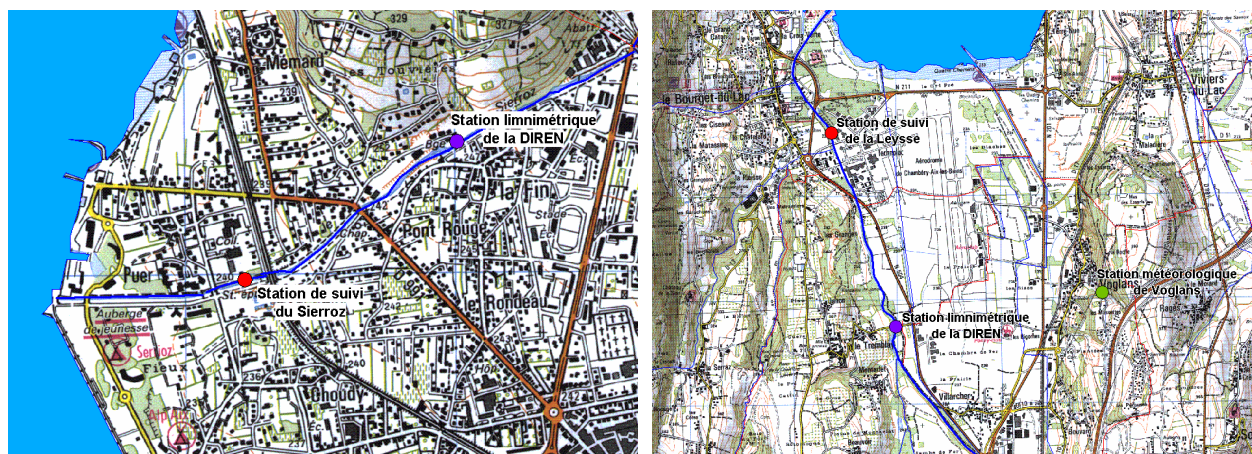


Figure 4 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2019

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 (~133 Km²). 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 Km² à la station limnimétrique du Tremblay et 296 Km² 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 biennial	m ³ /s	100	47
module	m ³ /s	6,24	2,41
Q_{mna5}	m ³ /s	0,68	0,21

III.1. Hydrologie de la Leysse en 2019

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 2019. La Figure 5 appelle plusieurs constats :

Les crues de 2019 se sont réparties tout au long de l'année, mais les débits de pointe les plus élevés ont été enregistrés sur la période février - mars et décembre :

- $68 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ le 2 février ; cette crue faisant suite à un temps sec hivernal de 40 jours durant le mois de janvier ;
- $59,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ en début du printemps ;
- trois crues successives les 1^{er}, 14 et 24 décembre avec respectivement $52,9$, $41,3$ et $73,4 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Le volume transité en 2019 a été de 196 Mm^3 pour un débit moyen de $6,24 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Le débit a été inférieur au module durant 240 jours soit 65,6% du temps et inférieur au $Q_{\text{mna}5}$ pendant 38 jours. Le débit a aussi été inférieur au débit minimum biologique ($0,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) pendant 28 jours.

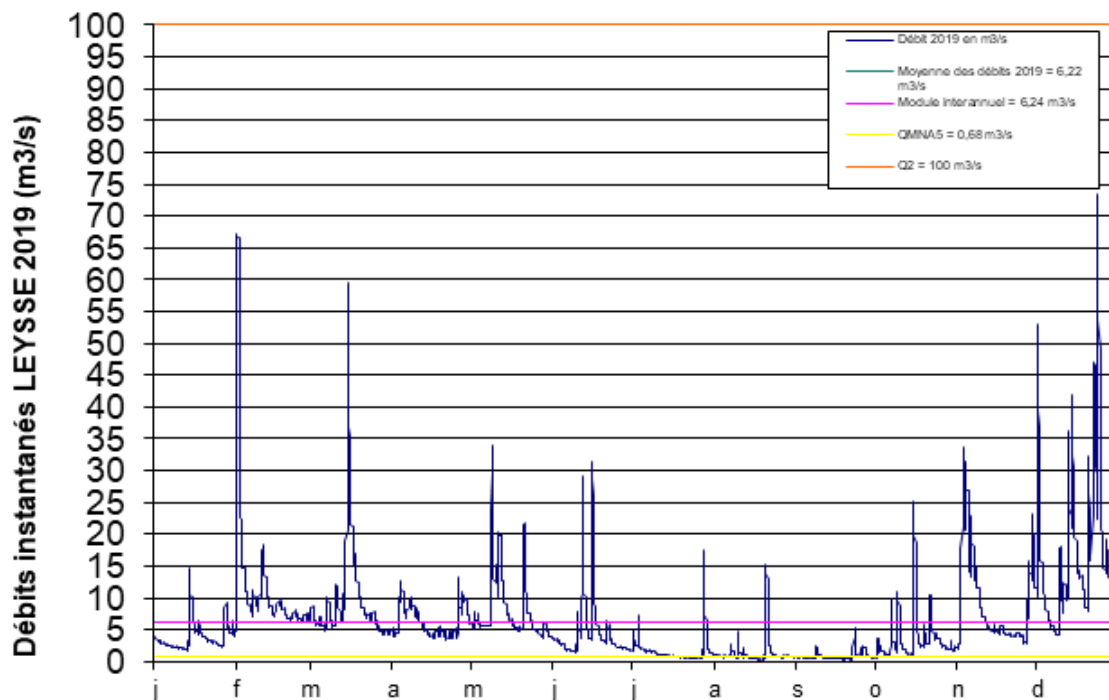


Figure 5 Chronologie des débits sur la Leyse en 2019 (source DREAL & CISALB)

III.2. Hydrologie du Sierroz en 2019

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2019 (Figure 6).

L'année 2019 correspond à une répartition hydrologique plutôt homogène. Cependant, il a été observé :

- une crue importante le 1^{er} février avec $34 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$;
- trois crues moyennes de débit équivalent les 9 mai, 12 juin et 2 juillet avec respectivement $13,8$, $13,5$ et $13,6 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$;
- trois crues moyennes à fortes les 1^{er}, 13 et 22 décembre avec respectivement $29,3$, $19,9$ et $28,2 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Le volume transité en 2019 a été de 71 Mm^3 pour un débit moyen de $2,25 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Le débit a été inférieur au module durant 272 jours soit 74,4% du temps et inférieur au Qmna5 durant 28 jours soit 7,6% du temps. Le débit a aussi été inférieur au débit minimum biologique ($0,3 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$) durant 49 jours soit 13,3% du temps (23,7% en 2018).

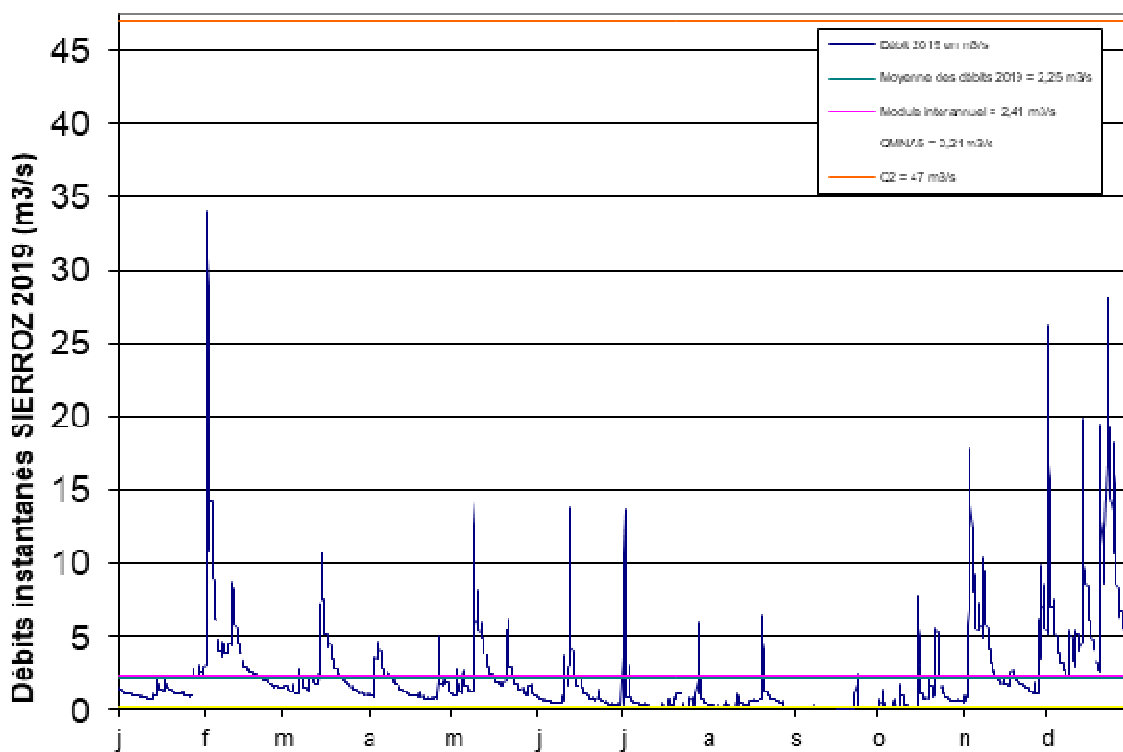


Figure 6 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2018 (source DREAL & CISALB)

III.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré sur la Leyse et le Sierroz en 2019 (Figure 7) a été déficitaire de 7 Mm^3 mesurés pour 273 Mm^3 théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières). Ce bilan légèrement négatif de 2,5% a toutefois résulté principalement du Sierroz (à hauteur de 71%) avec 71 Mm^3 contre 76 Mm^3 théoriques (soit 5 Mm^3).

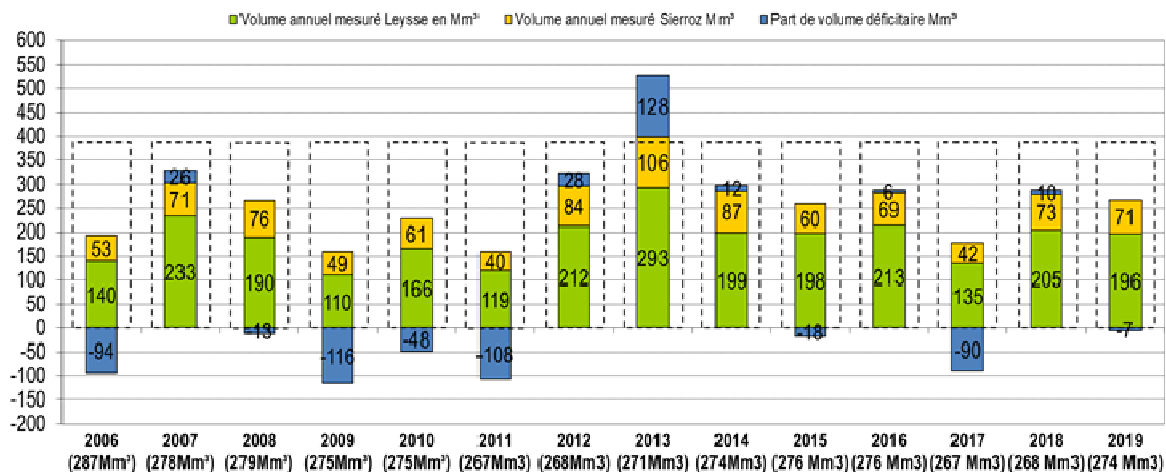


Figure 7 Bilan des apports Leyse+Sierroz pour la période 2006-2018

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.

Avec une concentration moyenne en P_{tot} de 0,062 mg L⁻¹ pour la Leysse, l'année 2019 a renoué avec des concentrations observées en 2009-10. La concentration moyenne pondérée est en baisse continue depuis 2015 voire 2014 si l'on fait abstraction du pic de 2015.

Pour le Sierroz, la concentration en P_{tot} a été de 0,234 mg L⁻¹, une valeur équivalente à 2018 et dans les valeurs moyennes de la chronique 2008-19 (en baisse par rapport aux valeurs hautes des années 2013-15 mais bien supérieure aux concentrations de la période 2008-10).

Après une chute observée entre 2004 et 2007, les concentrations en PO₄ sur la Leysse, ont été 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 (de 0,015 mg L⁻¹ en 2013 à 0,035 mg L⁻¹ en 2019).

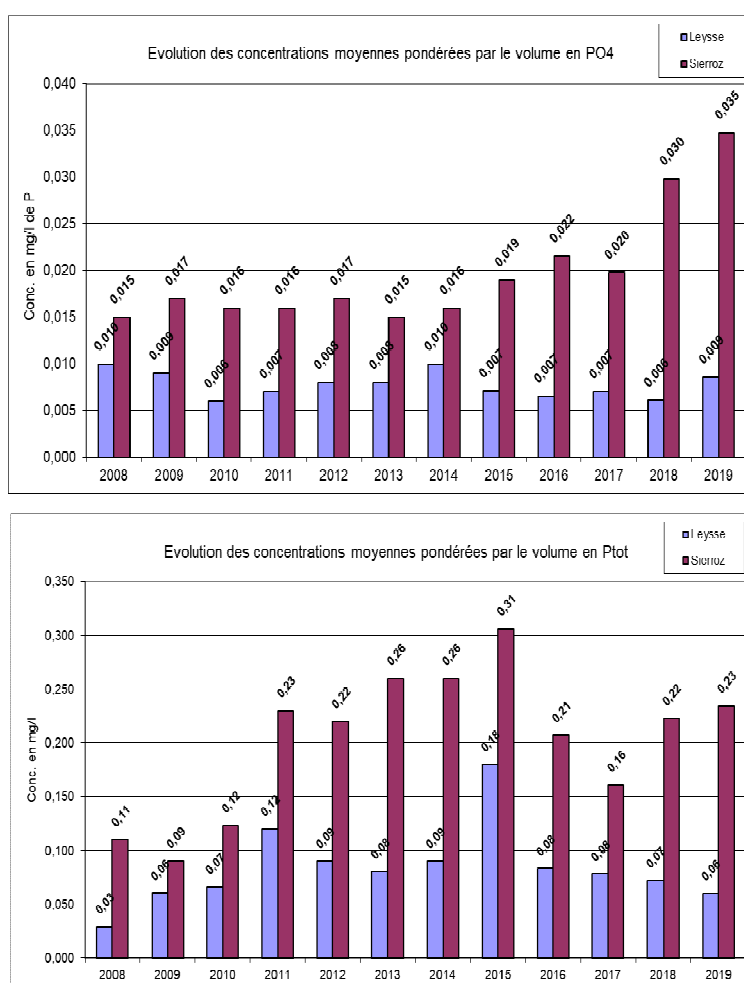


Figure 8 Evolution de 2007 à 2019 des concentrations moyennes pondérées par le volume en P_{tot} et PO₄

Les concentrations en NKT ont présenté une évolution différente selon le cours d'eau considéré (Figure 9). Une concentration en NKT légèrement supérieure aux trois dernières années et dans la moyenne interannuelle ($0,68 \text{ mg L}^{-1}$) a été enregistrée pour la Leysse.

Pour le Sierroz la concentration calculée en 2019 a été en nette augmentation avec $1,75 \text{ mg L}^{-1}$ contre $1,18$ pour la moyenne interannuelle. La concentration moyenne pondérée du Sierroz a été 3 fois supérieure à celle de la Leysse en 2019 (contre le double en 2008, 2013 et 2016-18).

Seules les années 2009-11 présentaient des concentrations moyennes pondérées proches de celles de la Leysse.

L'évolution interannuelle des concentrations en NH_4 a été identique sur la Leysse et sur le Sierroz, avec

- une hausse de 2008 à 2011 avec des concentrations égales sur les deux cours d'eau ou légèrement supérieures pour le Sierroz (34% max) ;
- une baisse de 2011 à 2017 avec un « creux » sur les années 2014-15. Les concentrations sont restées proches sur les deux masses d'eau à la seule exception de 2015, année durant laquelle les concentrations sur la Leysse ont été supérieures à celles du Sierroz (25%) ;
- 2018-19, durant lesquelles la concentration sur la Leysse est restée stable par rapport à la période 2013-17 ; les concentrations sur le Sierroz étant par contre en forte augmentation ($\times 2$ en 2018 et $\times 2,6$ en 2019).

Enfin, les concentrations moyennes pondérées en nitrates sont restées relativement stables autour de $0,9 \text{ mg L}^{-1}$ pour la Leysse, celles du Sierroz étant plus variables entre $1,17$ et 2 mg L^{-1} .

Comme pour les éléments phosphorés, le Sierroz a présenté des concentrations en matières azotées plus élevées que dans la Leysse (Figure 9). Un constat général est que l'azote est globalement en hausse depuis 2017 (30%).

En 2019, les concentrations en MES ont été très importantes pour le Sierroz avec 860 mg L^{-1} pour une moyenne sur les 11 dernières années de 415 mg L^{-1} . Les valeurs les plus importantes ont été enregistrées en octobre et début novembre, correspondant à la période des travaux effectués dans le lit du cours d'eau en amont des prélèvements. Les concentrations en MES de la Leysse sont, comparativement, restées dans la moyenne interannuelle (331 vs 278 mg L^{-1} en moyenne) (Figure 10).

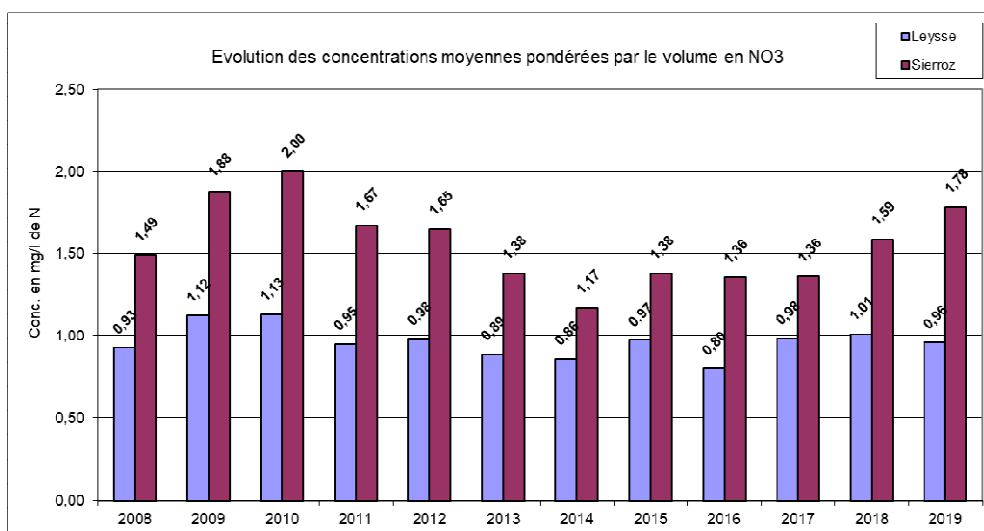
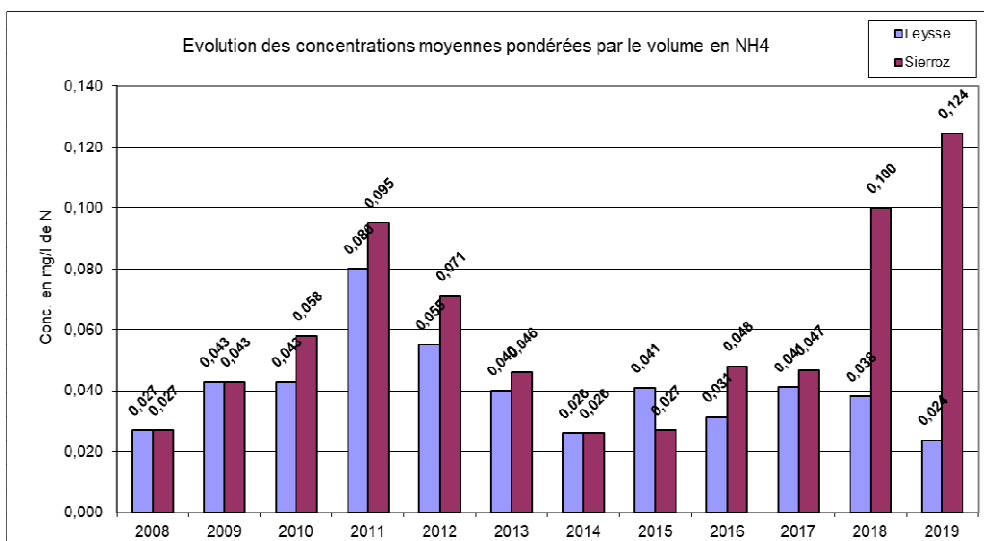
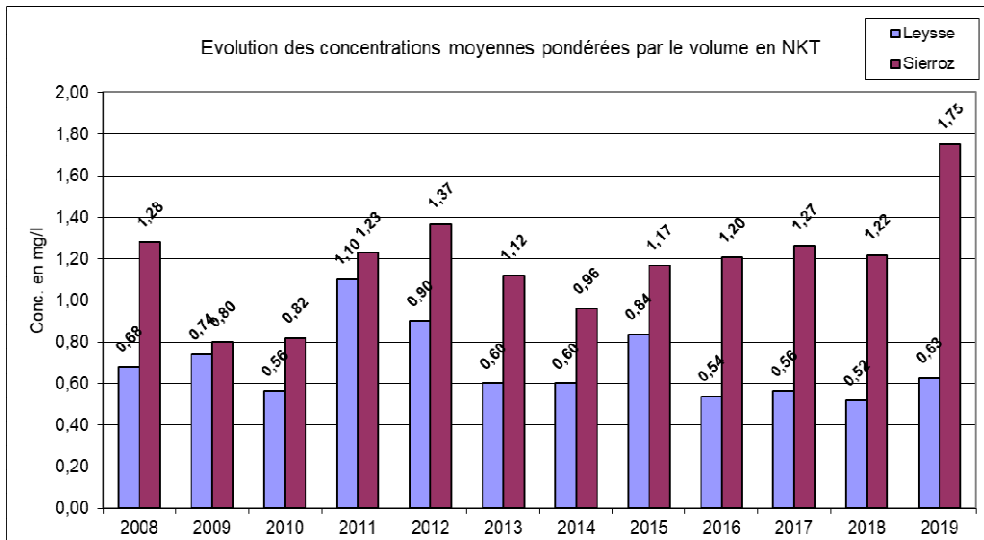


Figure 9 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT, NH₄ et NO₃

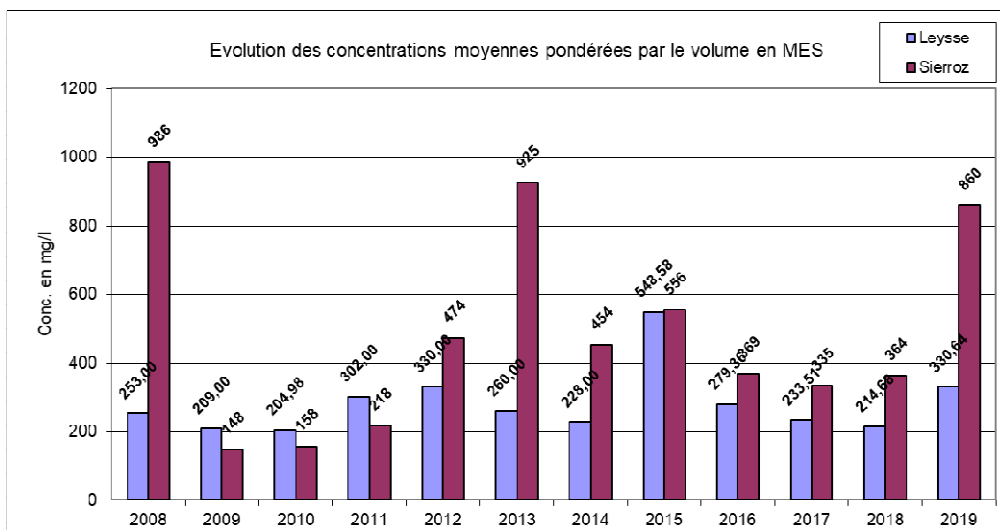


Figure 10 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

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 2019

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 2019

	Année 2019				
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)	
Volume transité (Mm ³)	264,3	193,41	73,2 %	70,91	26,8 %
Ortho P (Tonnes de P)	3,4	1,52	45,2 %	1,84	54,8 %
Ptot (Tonnes)	28,8	11,16	38,7 %	17,67	61,3 %
NO₃ (Tonnes de N)	324,6	184,63	56,9 %	139,97	43,1 %
NH ₄ (Tonnes de N)	11,8	4,25	35,9 %	7,58	64,1 %
MES (Tonnes)	85341	36945	43,3 %	48396	56,7 %
NKT (Tonnes)	192,4	92,88	48,3 %	99,48	51,7 %

Le Tableau III suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2019 (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	1995-96	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Ptot	300	150	94	14 +4,2	11 +2,7	18 +2,4	24 +2,8	38 +2,3	50 +2,8	40 +2,1	53,4 +3,7	34,3 +2,5	26,3 +2,4	51 + 5,13	28,8 + 2,4
PO₄	140		18	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1	2,53	2,9	2,3	3,7	3,4
NO₃	1.500	580	450	290	214	309	181	347	409	275	275	264	203	302	324
NO₃+ NKT				516	334	454	360	654	704	503	510	462	379	544	517

Avec 31,2 T de Ptot d'apports au lac, l'année 2019 a renoué avec l'objectif fixé de 30 T d'apport annuel maximum. Les deux années 2017 et 2019 ont globalement respecté cet objectif au cours de la dernière décennie, 2018 venant perturber considérablement cette vision avec >55 T d'apports au lac.

En 2019, le volume transité par le Tillet s'est élevé à 13,5 Mm³ (contre 15,8 Mm³ en 2017 et 14,4 en 2018) soit 5,1% du volume total transité au lac (5,2% en 2018).

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 (2,42 T de Ptot).

Tableau IV Synthèse des apports connus au lac en 2019

	Total	Leysse	%	Sierroz	%	DO GLac	%	Galerie	%	Savières	%
volume	273,8	193,41	70,7	70,91	25,9	0,37	0,14	0,45	0,16	9,07	3,31
Ortho P	3,4	1,52	45,2	1,84	54,8					0,82	
Ptot	32,35	11,16	34,5	17,67	54,6	2,42	7,48	0,102	0,32	0,998	3,08
Nitrates	324,6	184,63	56,9	139,97	43,1						
Amonium	11,8	4,25	35,9	7,58	64,1						
MES	85441	36945	43,2	48396	56,6	99,8	0,12	3,1	0,004		
NKT	213,6	92,88	43,5	99,48	46,6	21,21	9,93	6,94	3,2		

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

- L'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot a été pratiquement atteint avec un total de 32,35 T.
- Le déversoir des Biâtres a contribué à hauteur de 2,42 T soit 7,5% des apports en Ptot.
- La galerie de l'Épine ainsi que les flux entrant du canal de Savières (obtenues à la station du Rhône au Pont de la Loi sur la commune de Culoz) ont apporté 1,1 T de Ptot soit 3,4% des apports.

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 2019).

Le Tableau V ci-dessous présente les flux entrants et sortants par le canal de Savières en 2019.

Tableau V Flux entrants et sortants par le canal de Savières en 2019

SAVIERES 2019		
	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	381,3	-144 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,83	24 %
Ptot (Tonnes)	3,29	10 %

VI. Bilan du phosphore dans le lac pour l'année 2019

Le suivi réalisé au cours de l'année 2019 a permis 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 (seuls le Belle-Eau, le Grand Canal et le Tillet ne sont pas suivis) et les sorties permet d'estimer la quantité de phosphore potentiellement utilisable par les organismes du lac ou stockés à terme dans les sédiments. La répartition entre ces deux cycles reste inconnue.

Le Tableau suivant présente le bilan entrée / sortie du phosphore dans le lac pour l'année 2019.

Tableau VI Bilan des entrées/sorties du P dans le lac en 2019

	Entrée	Sortie	Bilan
Volume transité (Mm ³)	273,8	381,3	-107,5
Ortho P (Tonnes de P)	3,4	0,83	2,57
Ptot (Tonnes)	32,35	3,29	29

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 (273,8 entrant contre 381,3 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.

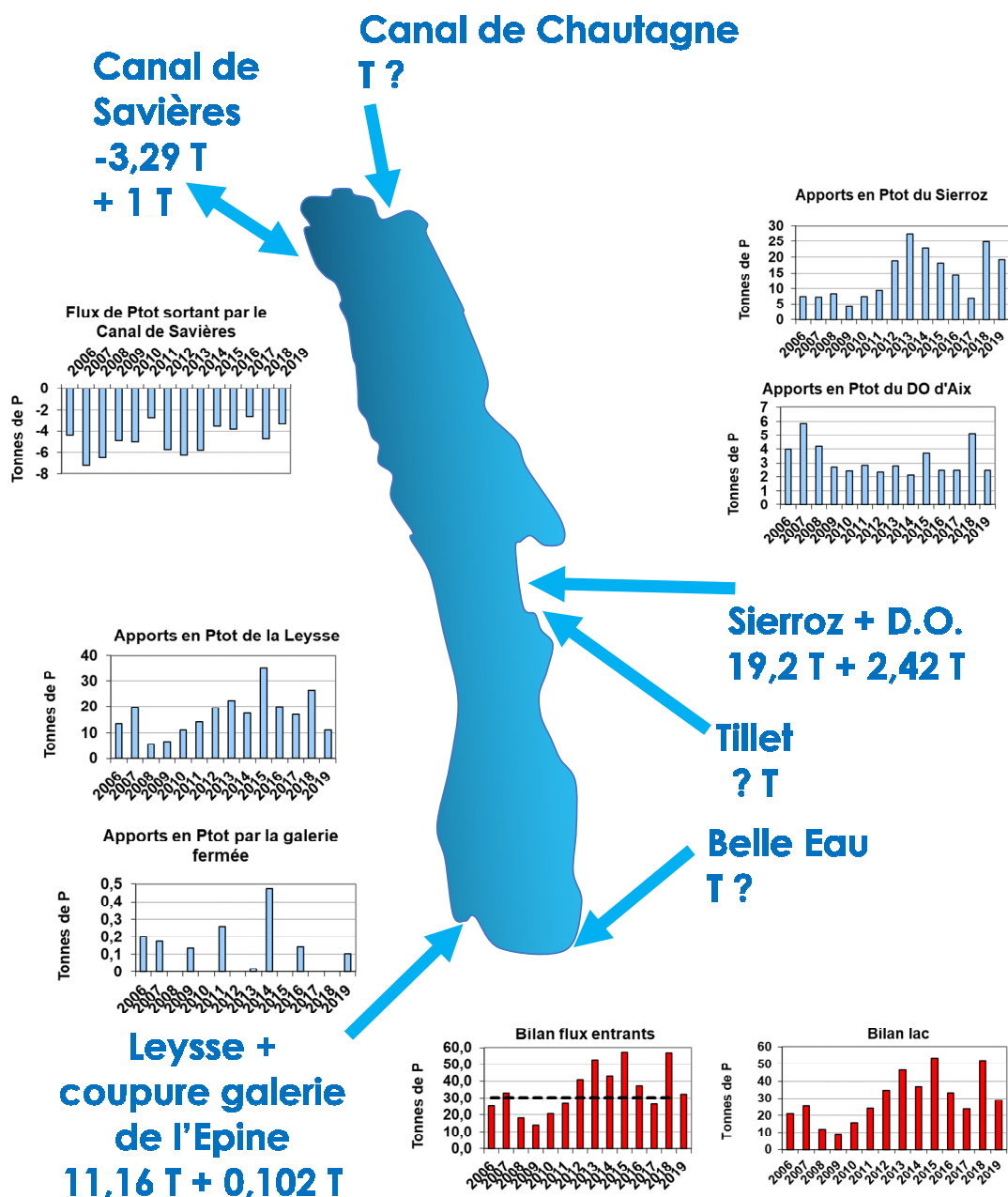
A ces volumes non comptabilisés vient s'ajouter une erreur de mesure plus importante sur des cours d'eau « torrentiels » que sur le canal de Savières, milieu lentique moins sujet aux variations brusques et importantes en amplitude.

La part des flux sortants est plus importante pour les formes dissoutes que pour les formes particulaires. 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 Ptot 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 2019, on peut résumer le bilan du lac ainsi :



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 2019 sur 72 jours soit 19,8% de l'année (vs 54 jours soit 15% en 2018). Les années 2017 et 18 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.

34,7%, à 95,9% 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 87,6% des apports totaux (vs 94,1% pour 2018).

Tableau VII Apports en temps de pluie de la Leysse en 2019

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité (Mm ³)	72,4	37,4 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,85	56,7 %
Ptot (Tonnes)	9,76	87,6 %
NO₃ (Tonnes de N)	64,01	34,7 %
NH ₄ (Tonnes de N)	1,96	46 %
MES (Tonnes)	35 448	95,9 %
NKT (Tonnes)	62,62	67,4 %

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, 2, 8 et 10) dont le débit de pointe dépasse 50 m³ s⁻¹ ont occasionné des apports en Ptot compris entre 1,26 et 1,89 tonne.

Les crues de débit de pointe compris entre 25 et 35 m³ s⁻¹ (n° 3, 4, 7 et 9) ont respectivement apporté 0,48, 0,46, 0,55 et 0,34 tonnes de Ptot.

Enfin les crues plus modestes - débit de pointe compris entre 15 et 25 m³ s⁻¹ - (n° 5 et 6) ont apporté 0,107 et 0,18 tonnes.

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

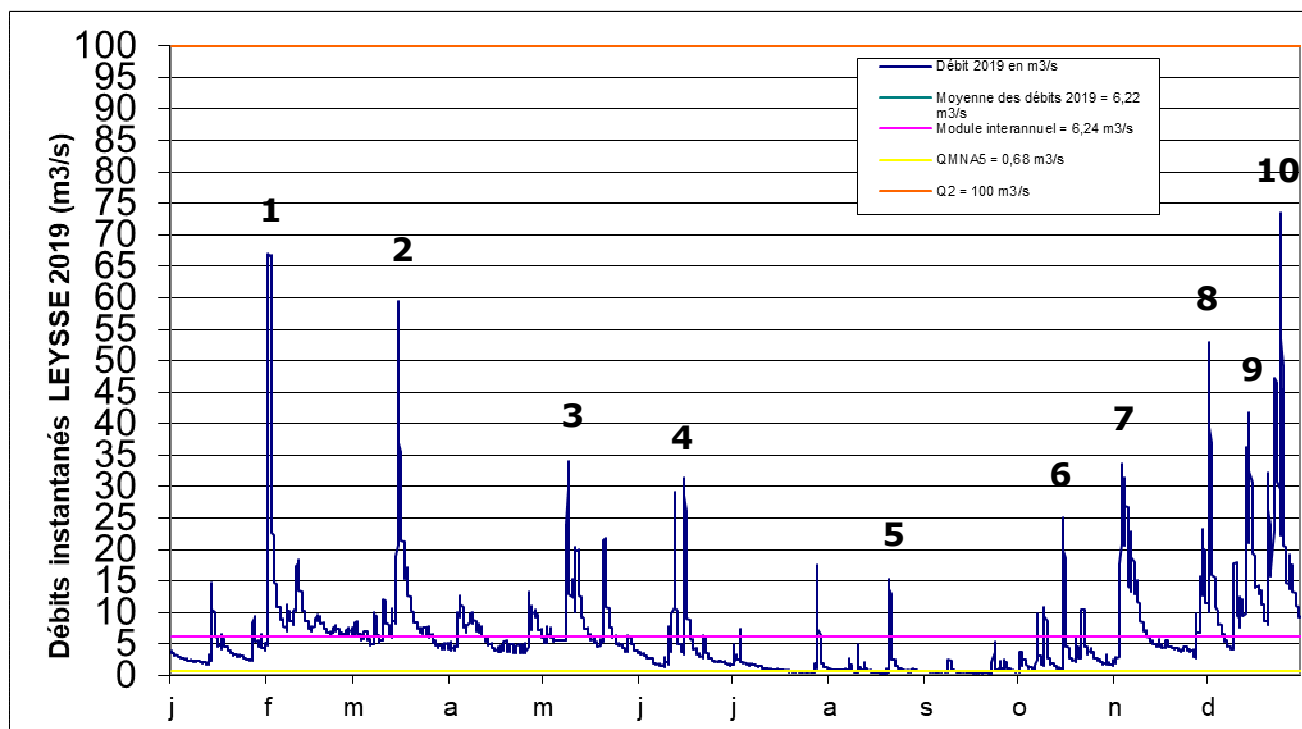


Figure 12 Positionnement des principales crues de la Leysse en 2019

Tableau VIII Apports des principales crues de la Leysse en 2019

	Apports des 10 crues principales	
Volume transité (Mm ³)	40,3	55,7 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,55	64,3 %
Ptot (Tonnes)	8,2	84 %
NO₃ (Tonnes de N)	36,72	57,4 %
NH ₄ (Tonnes de N)	1,26	64,4 %
MES (Tonnes)	22 285	62,8 %
NKT (Tonnes)	41,8	66,8 %

Les 10 principales crues de l'année sont restées en 2019 prépondérantes dans les apports de temps de pluie pour les paramètres Ptot et NKT, respectivement 84 et 66,8%. Pour plus de la moitié de la durée du temps de pluie ce sont entre 57,4 et 84% des apports qui ont ainsi été générés.

La part des crues de 2019, dans les apports de Ptot, a représenté 84% (vs 93,7% en 2018) de la contribution du temps de pluie. Cette disparité d'apports en Ptot en temps de pluies correspond au régime plus intense en 2018 avec des crues qui ont atteint plus de 160 m³.s⁻¹ pour des maximales de 67 m³.s⁻¹ en 2019.

Les 5 crues majeures (n° 1, 2, 7, 8 et 10) ont été responsables de :

- 6,63 T soit 67,9% des apports en Ptot de temps de pluie (contre 57,8% en 2018) ;
- 54,9% des apports en MES (contre 58,3% en 2018) pour 39,1% du volume transité en temps de pluie ;
- 51,6% des apports en NKT en temps de pluie (contre 47,5% pour 2018).

Les éléments ci-dessus mettent en évidence que l'année 2019 a été caractérisée par une succession de crues moyennes avec une période de sécheresse peu intense et s'amplifiant de juillet à

octobre. Les 10 principales crues ont représenté 84% 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 58 jours soit 15,9% de l'année.

Tableau IX Apports en temps de pluie du Sierroz en 2019

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm ³)	28,05	39,6 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,9	22,9 %
Ptot (Tonnes)	13,6	71 %
NO₃ (Tonnes de N)	54,3	38,8 %
NH ₄ (Tonnes de N)	1,3	11,6 %
MES (Tonnes)	40949	86,5 %
NKT (Tonnes)	62,5	55,1 %

11,6 à 86,5% des apports ont été consécutifs à un événement pluvieux. Concernant le phosphore total, le temps de pluie a représenté 71% des apports totaux (vs 73,5% en 2018).

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

Sur le Sierroz, la crue 2019 la plus importante a été enregistrée en février, apportant « seulement » 1,44 tonne de Ptot avec 4,5 Mm³. Les crues dominantes en termes d'apports ont été la n°8 et la n°10 avec respectivement 3,41 et 5,16 T de Ptot pour 5,05 et 8,3 Mm³.

Durant le reste de l'année quelques crues moyennes (2, 3, 4, 6 et 7) ont été recensées apportant des concentrations moyennes en Ptot (respectivement 0,58, 0,48, 0,54, 0,30 et 0,34 tonnes de Ptot) (Figure 13).

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

Tableau X Apports des principales crues du Sierroz en 2019

Apports des 10 crues principales		
Volume transité (Mm ³)	24,31	86,7 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,72	82,9 %
Ptot (Tonnes)	12,5	91,8 %
NO₃ (Tonnes de N)	48,2	88,8 %
NH ₄ (Tonnes de N)	1,3	93,2 %
MES (Tonnes)	39022	95,3 %
NKT (Tonnes)	55,7	89,1 %

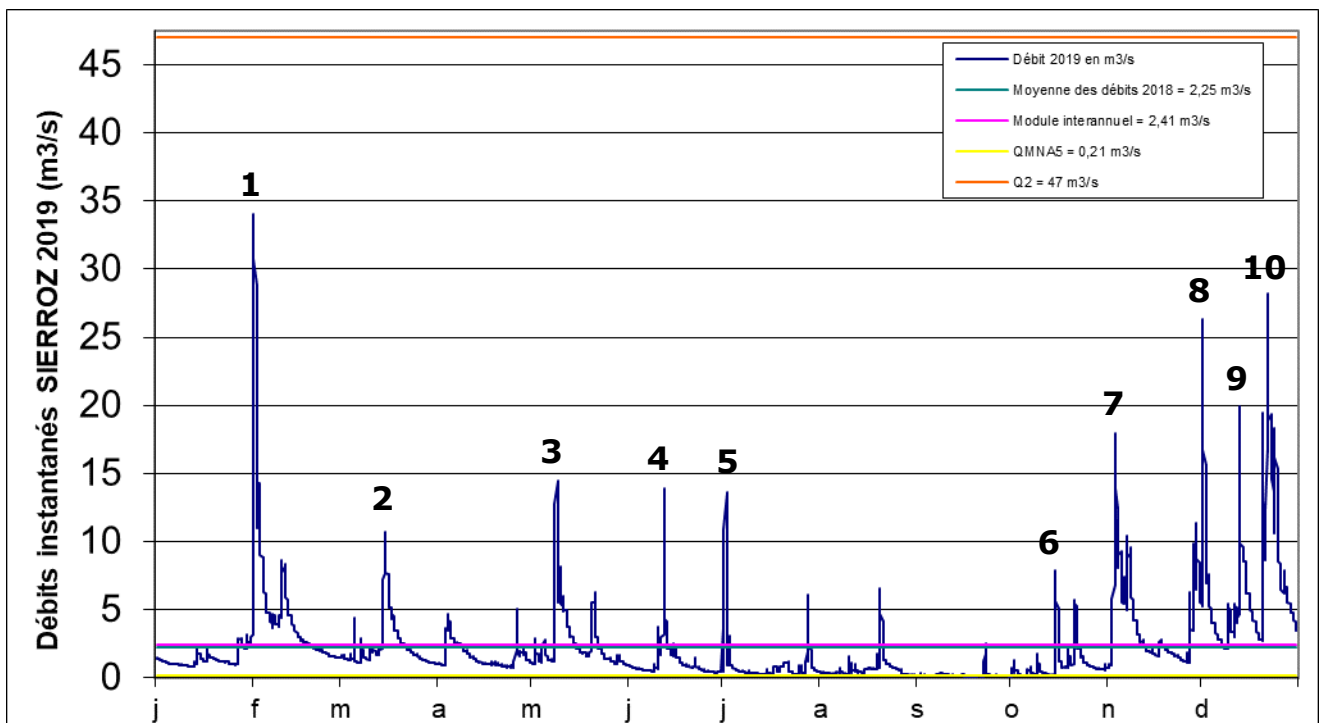


Figure 13 Positionnement des principales crues du Sierroz en 2019

L'analyse des résultats montre que les principales crues ont été à l'origine en 2019 de 82,9 à 95,3% des apports (34,3 à 80,2 % en 2018).

Les 5 crues majeures (n° 1, 2, 4, 8 et 10) ont été responsables de :

- 11,1 T soit 81,8% des apports en Ptot de temps de pluie (contre 77,8% en 2018) ;
- 82,6% des MES (contre 77,7 % en 2018) pour 71,7% du volume transités en temps de pluie ;
- 77,8% des apports de NKT en temps de pluie (85,9% pour 2018).

VII.2.3. Les apports exceptionnels en aval du Sierroz

Du 7 mai au 22 novembre 2019, des travaux de confortement des digues du Sierroz ont été réalisés à 120 m en amont des prélèvements du Sierroz. Ce brassage du fond du lit a influencé les apports de MEST, NK et Ptot.

Cette charge supplémentaire a été accompagnée de deux crues les 4 et 8 novembre qui ont également participé aux apports pendant les travaux. Les estimations des apports de ces dernières ont été volontairement déduites pour une meilleure appréciation de la contribution du chantier aux valeurs moyennes saisonnières.

On constate que :

- L'apport en MEST pendant cet intervalle obtient des valeurs moyennes supérieures avec :
 - 1560 pour 115 mg L⁻¹ de la moyenne annuelle en temps sec ;
 - 1923 pour 1725 mg L⁻¹ en temps de crues légères (inférieur à 10 m³ s⁻¹) ;

- 1126 pour 348 mg L⁻¹ en temps de crues moyennes (inférieur à 20 m³ s⁻¹).
- Les valeurs en NK pendant cet intervalle obtiennent des valeurs moyennes supérieures avec :
 - 2,853 mgN L⁻¹ pour 0,725 mgN L⁻¹ en temps sec ;
 - 3,15 mgN L⁻¹ pour 1,45 mgN L⁻¹ en temps de crues moyenne.
- Les flux en Ptot générés sont supérieurs avec :
 - 0,257 pour 0,082 mgP L⁻¹ en temps secs ;
 - 0,502 pour 0,307 mgP L⁻¹ en temps de crues moyenne.

Cette contribution en Ptot exceptionnelle n'est que peu représentative de la totalité 2019 avec 1,3 tonne (6,8% des apports du Sierroz et 4% des apports totaux annuels de Ptot).

VII.3. Bilan 2019 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, 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. Ils ne seront donc pas pris en compte dans le paragraphe suivant.

Le temps de pluie a apporté au lac 25,8 T de Ptot sur les 32,35 T, soit 79,7% dont 2,42 T proviennent du déversoir des Biâtres sur le réseau d'Aix-les-Bains.

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

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	100,8	36,8 %
Ortho P (Tonnes de P)	1,7	51,4 %
Ptot (Tonnes)	25,8	79,7 %
NO3 (Tonnes de N)	118,3	36,5 %
NH4 (Tonnes de N)	3,3	27,9 %
MES (Tonnes)	76497	89,5 %
NKT (Tonnes)	146,3	68,5 %

In fine, l'influence du temps de pluie dans les apports au lac en Ptot est en recul sur la période 2017-19 (82% en moyenne) par rapport à celle de 2012 à 2016 (94% en moyenne).

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 2019 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 2019 et évolution saisonnière

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

- la stratification thermique dans les couches supérieures (Figure 1a)
- le mélange hivernal complet de la colonne de la colonne d'eau avec une reoxygénation du fond (Figure 2a), la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures (2b), la consommation d'oxygène dissous par l'activité microbienne au fond (2c) et au niveau du métalimnion (2d)
- le relargage de l'orthophosphate persistant en janvier et février, témoignage de conditions hypoxiques au fond en début d'année (Figure 3a) ; la consommation de l'orthophosphate 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)
- l'évolution des concentrations en silice réactive qui met aussi en évidence la persistance du relargage dans la zone profonde, en début d'année, conséquence des 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)
- la production de carbone organique dans les couches supérieures (Figure 6a).

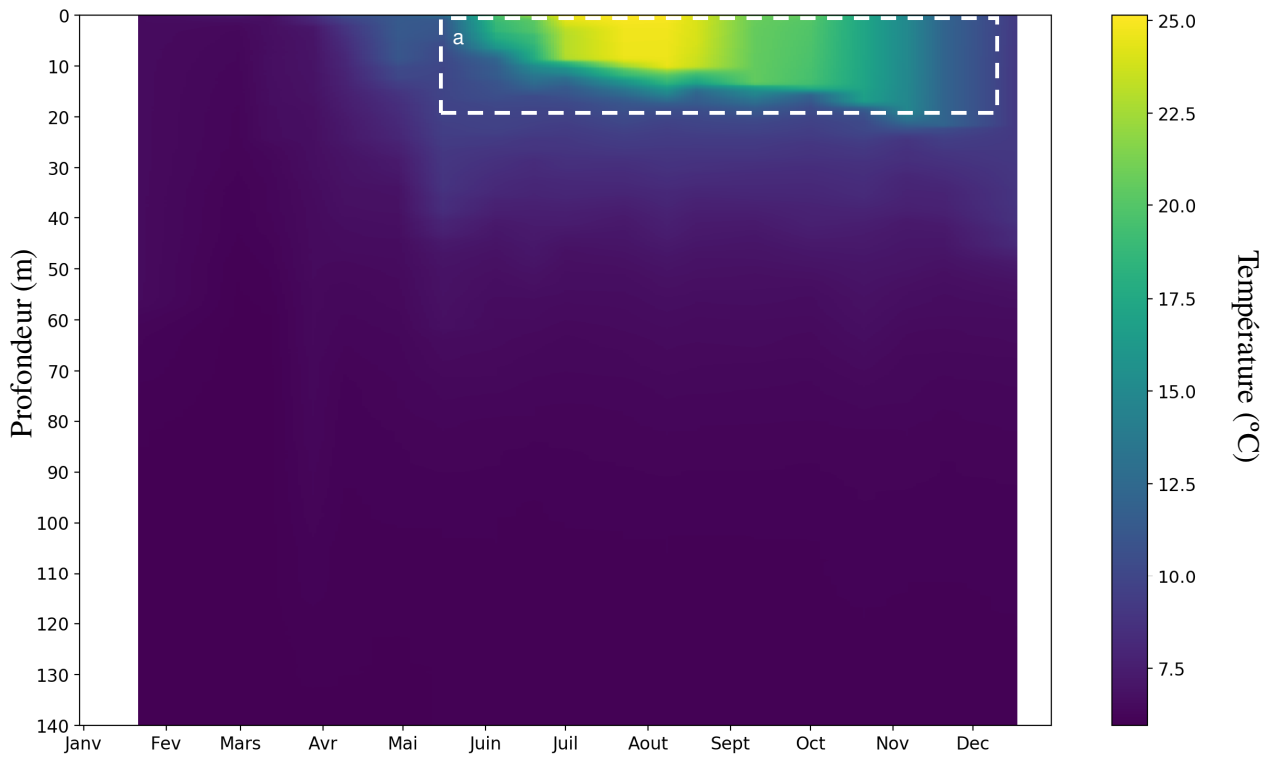


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget au point B en 2019

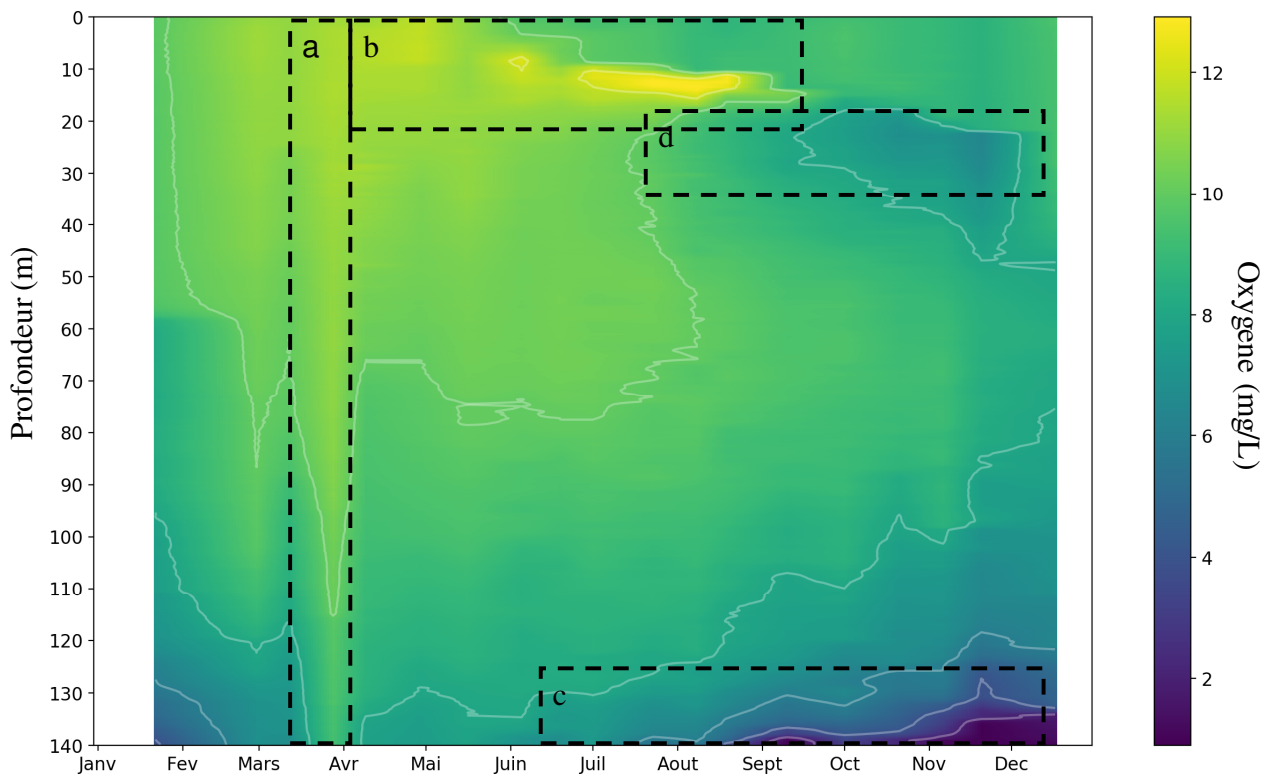


Figure 2 Evolution de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$) du lac du Bourget au point B en 2019

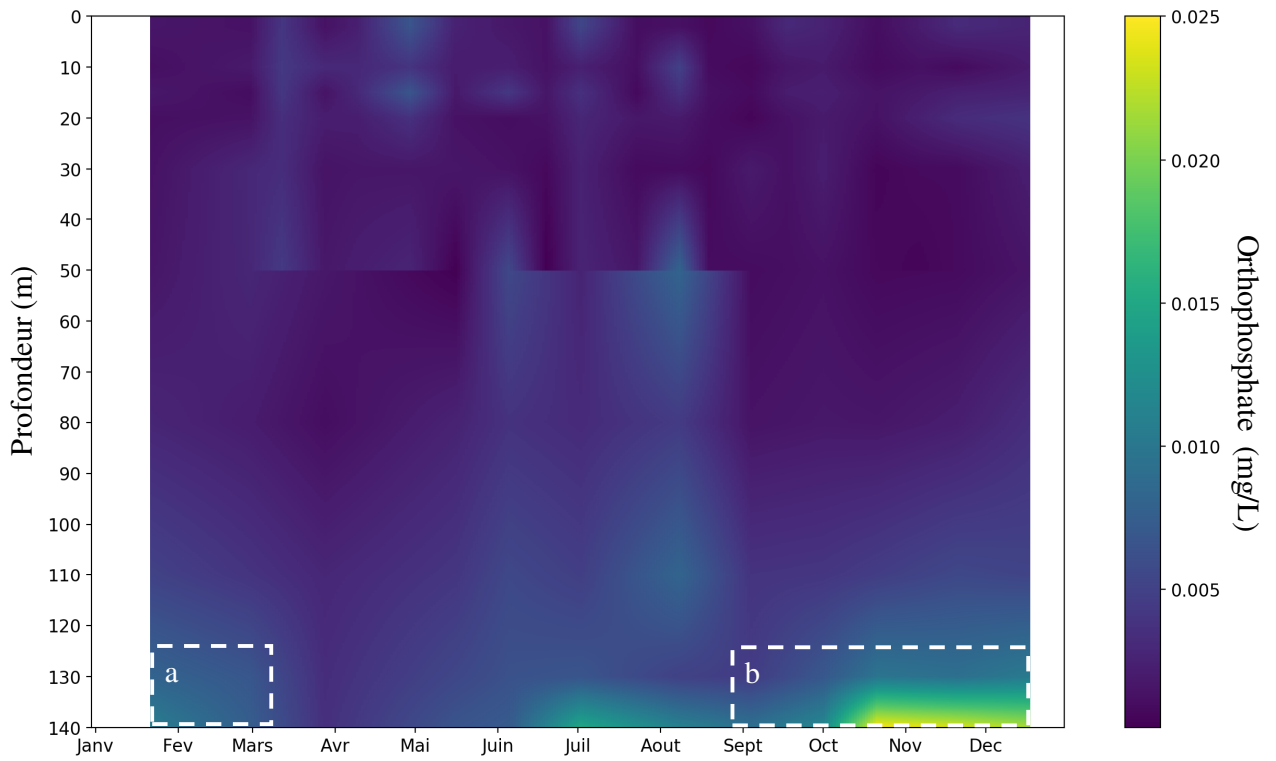


Figure 3 Evolution des concentrations en orthophosphate (mgP L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2019

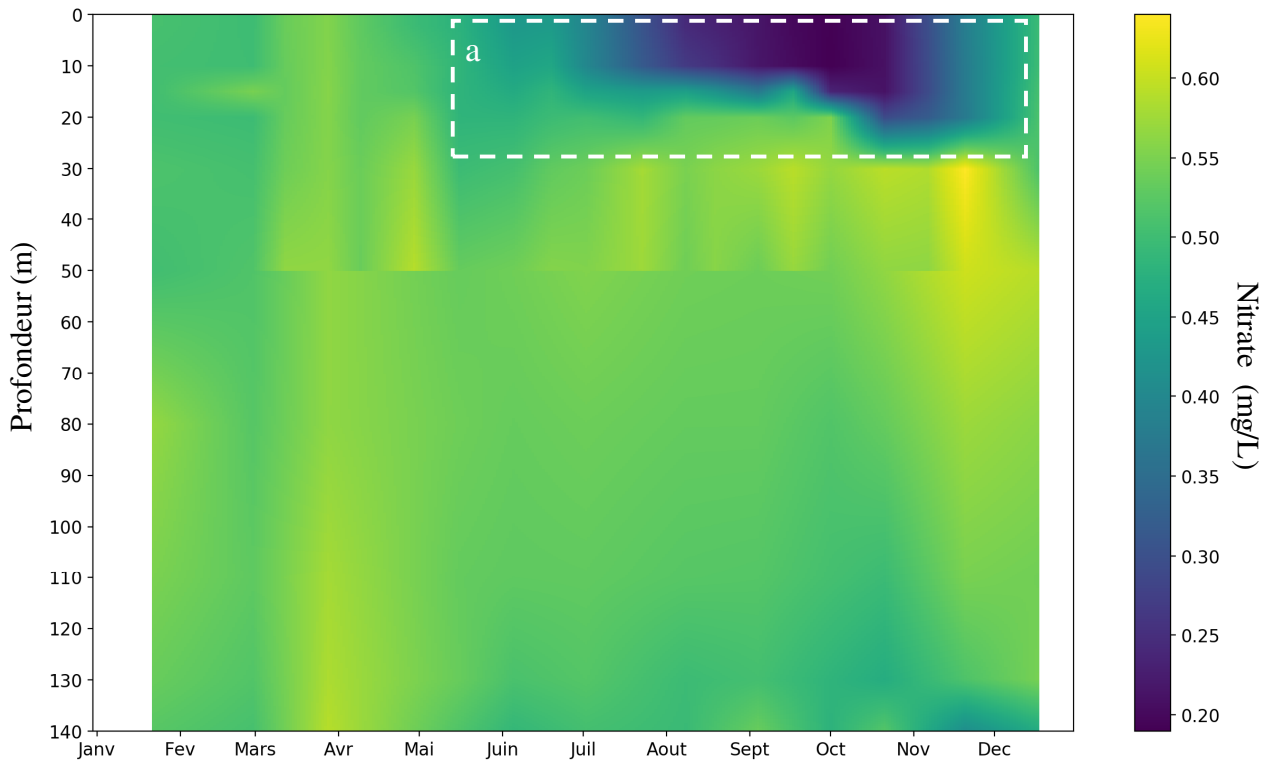


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrate (mgN L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2019

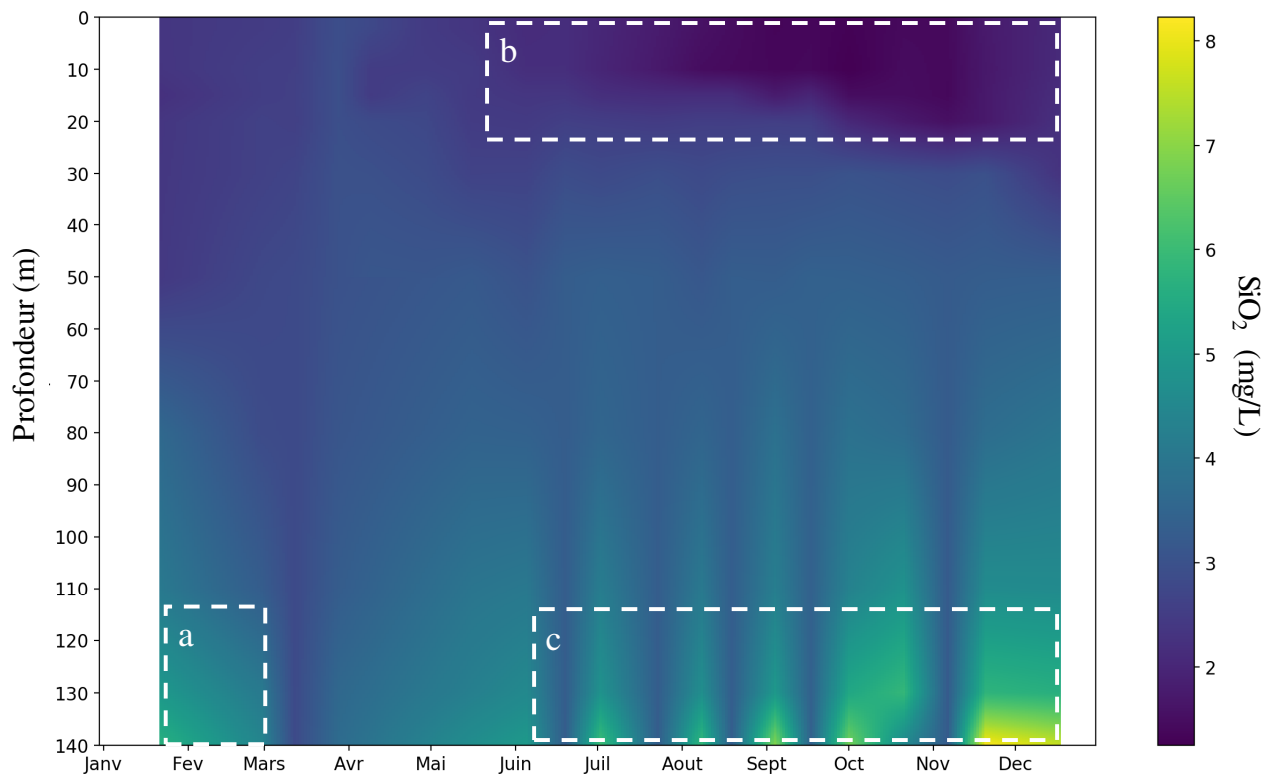


Figure 5 Evolution des concentrations en silice réactive ($\text{mgSiO}_2 \text{L}^{-1}$) dans le lac du Bourget au point B en 2019

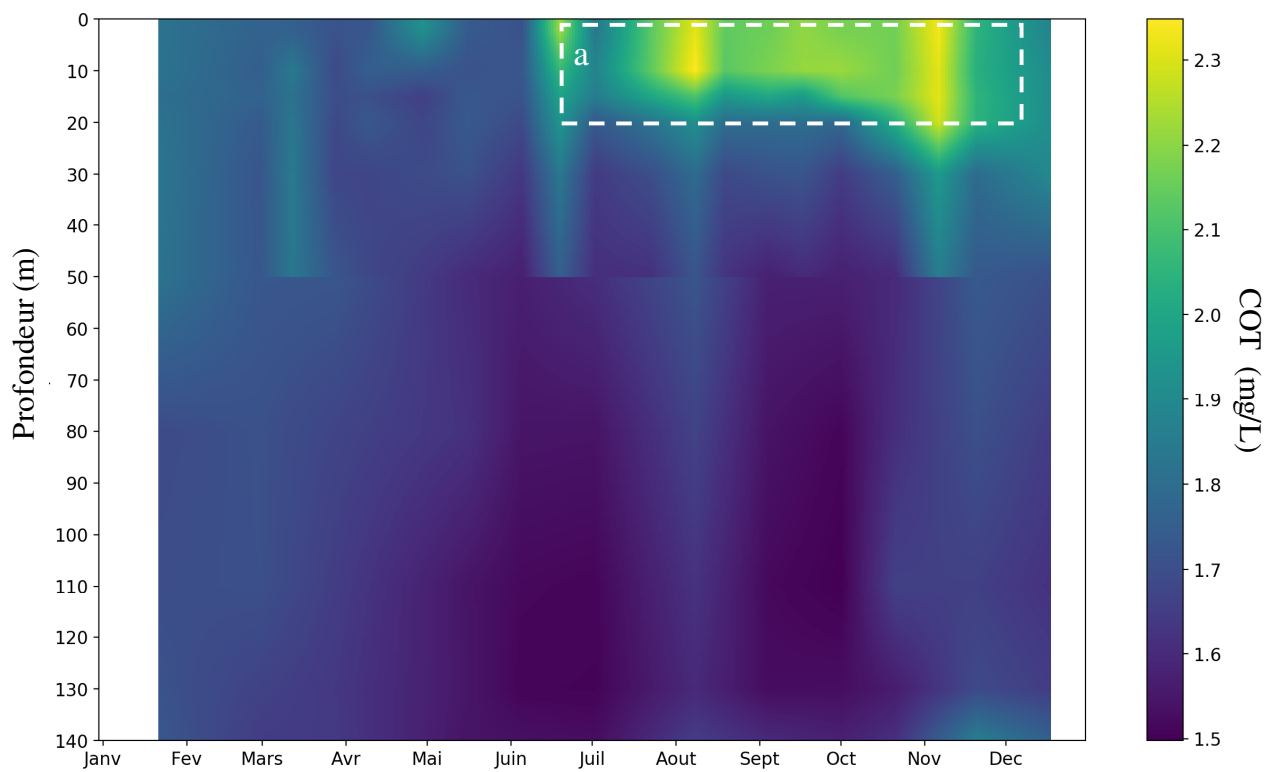


Figure 6 Evolution des concentrations en carbone organique total (mgC L^{-1}) dans le lac du Bourget au point B en 2019

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

L'année 2019 a été la troisième année la plus chaude mesurée depuis 1981, derrière 2018 et 1994 et au même rang que 2011. Malgré une deuxième année consécutive à 2018 relativement chaude, les conditions météorologiques ont permis une homogénéisation complète de la température et de l'oxygène de la colonne d'eau jusqu'à 140 m le 28/03/2019.

A la période du maximum d'homogénéisation des eaux, la stratification thermique journalière a été observée entre 0 et 15 m. La température a été homogène dans le reste de la colonne d'eau avec une faible différence de température de 0,71°C entre 20 m et le fond. Cette différence de la température correspondait à une stratification journalière et non pas à une stratification saisonnière. Le mélange complet a, au final, été suffisant pour permettre les échanges verticaux complets d'oxygène dissous et de nutriments (Tableau I).

La concentration maximale en oxygène dissous au fond a été atteinte le 28 mars 2019, soit après le brassage complet et avec 9,10 mgO₂ L⁻¹. En 2019, la réoxygénation à 140 mètres a été moins efficace que l'année précédente (10,14 mgO₂ L⁻¹) mais est restée au même niveau que l'année 2017 (9,17 mgO₂ L⁻¹).

Tableau I Températures et concentrations en oxygène dissous au moment du maximum d'homogénéisation au point B de 2005 à 2019

Année	Date	Maximum mélange	
		Température (°C) Surface - Fond	O ₂ dissous (mgO ₂ L ⁻¹) 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 (20 m) - 6,04	11,15 - 9,10

La figure 7 illustre les distributions verticales des températures et des concentrations en oxygène au point B au début de l'année 2019. La figure 8 illustre la différence des températures et des concentrations en oxygène entre 2019 et 2018 au moment du maximum de mélange. On constate que le processus d'homogénéisation hivernale s'est fait de façon progressive. Dès la fin du mois de février, la température a commencé à être homogène tandis que l'oxygène s'est homogénéisée vers la

fin du mois de mars 2019. A partir de fin mars, 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. L'activité photosynthétique a démarré faiblement dès le début du mois d'avril 2019 et la transparence est passée de 10,0 m le 28 mars à 9,5 m le 09 avril 2019. De même, les concentrations en oxygène dissous ont augmenté en surface à partir de mi-mars.

D'avril à octobre, la distribution verticale de la température a entraîné une stratification des teneurs en oxygène dissous :

- Dans les couches superficielles (0 à 10 m), la teneur en oxygène dissous a augmenté pour atteindre une sursaturation en été, conséquence d'une activité photosynthétique soutenue. Cette sursaturation, d'abord observée en surface, s'est enfoncée progressivement avec l'épaississement de l'épilimnion et l'évolution des dynamiques des populations algales entre le printemps et l'été.
- Autour d'une vingtaine de mètres de profondeur, à partir du mois de juillet, un minimum d'oxygène dissous a été enregistré, s'accroissant progressivement pour atteindre une valeur minimale de 7,46 mgO₂ L⁻¹ le 01 octobre et se maintenant jusqu'à la fin d'octobre.
- Le bas de l'hypolimnion (>120 m) a révélé un déficit d'oxygène dissous : les concentrations étant d'autant plus faibles que l'on se rapproche du fond.

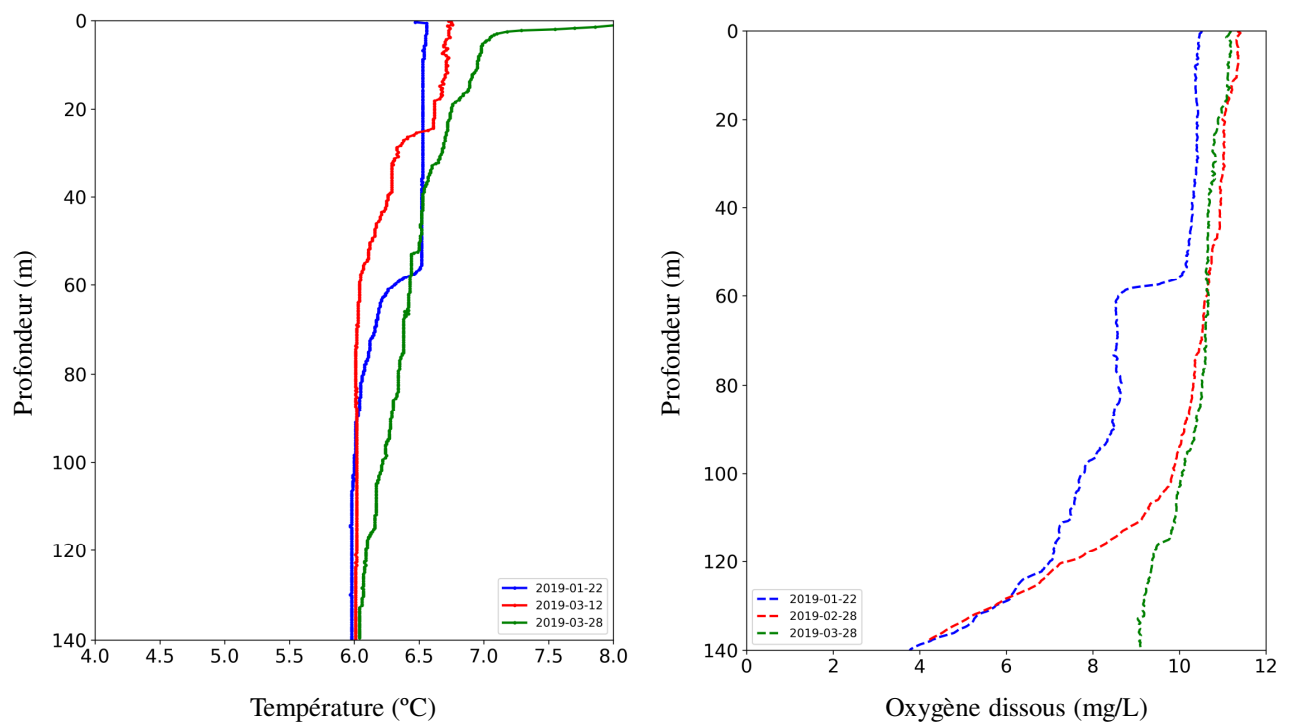


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène (mg/L) au point B au début de l'année 2019

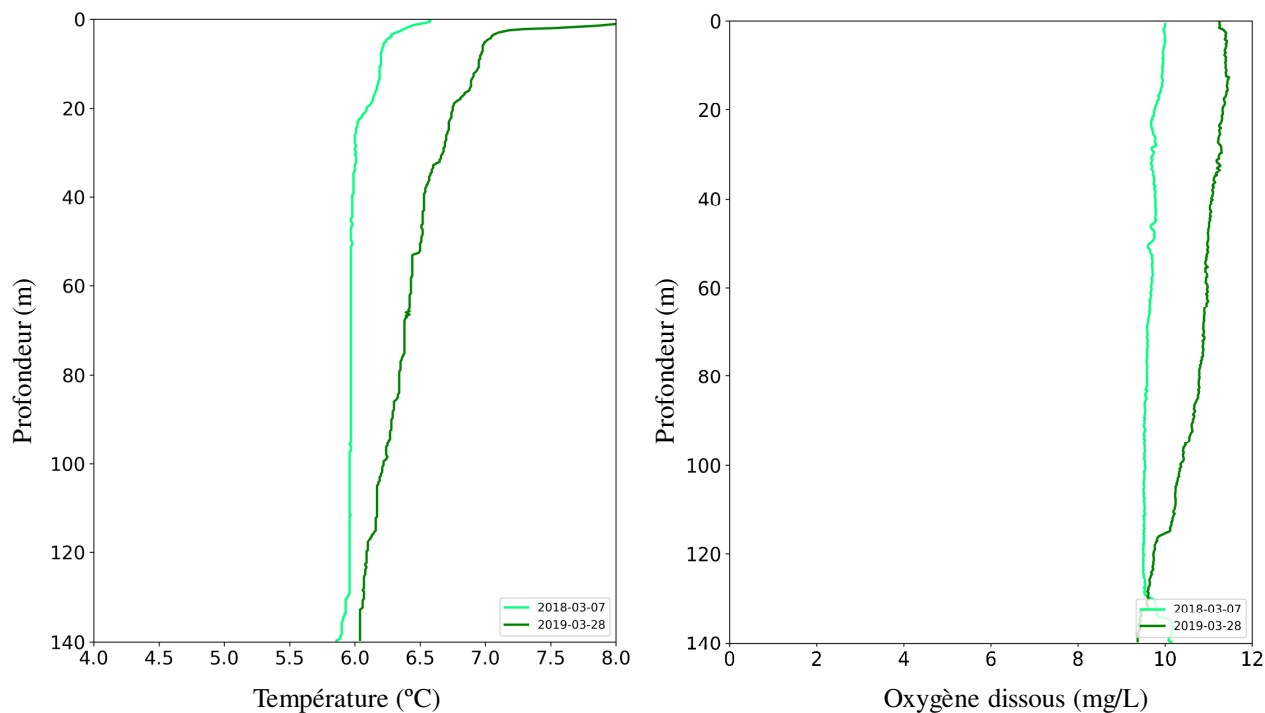


Figure 8 Distributions verticales des températures (°C) et de la saturation en oxygène (mg/L) au point B au maximum d'homogénéisation ; comparaison 2019 (vert foncé) et 2018 (vert)

Le refroidissement automnal a entraîné un enfoncement de la thermocline, l'homogénéisation progressive de l'épilimnion avec pour conséquences (Figure 9) :

- 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 a présenté une épaisseur de 30 m et une température moyenne sur la couche 0-30m de 9,16 °C soit une valeur 0,67°C inférieure à celle de 2018. On constatait une légère augmentation d'oxygène dissous à 140 m (Tableau II).

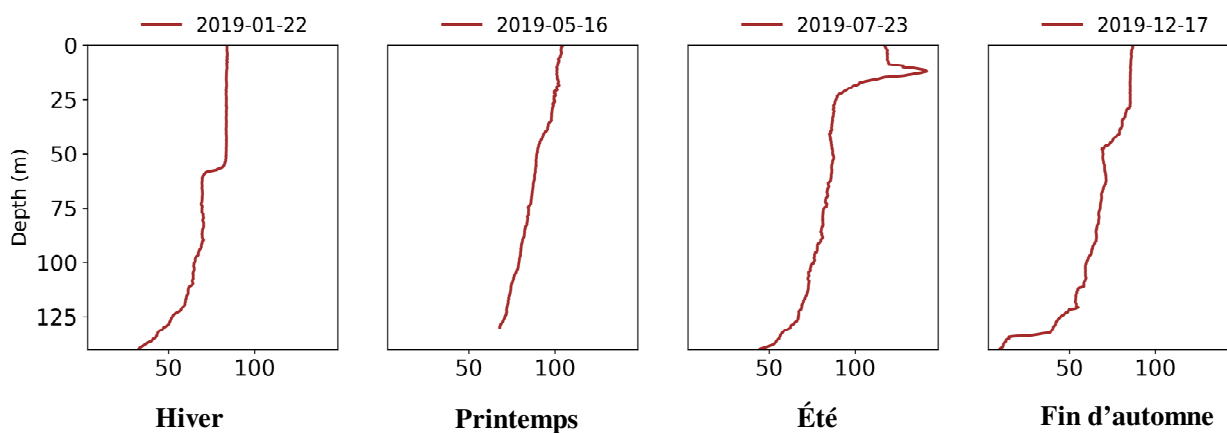


Figure 9 Distributions verticales des saturations en oxygène dissous (%) au point B en 2019

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 2019

Date	Températures – épilimnion (°C)	Épaisseur – couche supérieure (m)	Concentration en O ₂ dissous à 140 m (mgO ₂ L ⁻¹)
13/12/2006	10,22 – 10,10	25	0,28 (2,2 %)
13/12/2007	7,77 – 7,60	40	2,89 (23 %)
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 %)
21/12/2011	8,26 – 7,88	26	0,06 (0,5 %)
12/12/2012	8,06 – 7,88	40	6,34 (50 %)
12/12/2013	7,36 – 7,28	47	3,68 (29 %)
15/12/2014	10,00 – 9,97	27	0,08 (0,6 %)
14/12/2015	9,46 – 9,34	32	1,00 (9 %)
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 (10.15%)

I.1.2. Evolution saisonnière

Couches supérieures

Température proche surface

A 2 m de profondeur, les températures pour les périodes de janvier à mi-mars et d'octobre à décembre ont été similaires à celles de 2018. Les températures pour les mois d'avril à juin et d'août à septembre ont été plus faibles qu'en 2017. Le mois de juillet a été plus chaud que celui de l'année 2018.

Le maximum a été mesuré le 08 août 2019 avec 25,1 °C, soit 2,2°C de moins que le maximum enregistré le 06 août 2018 avec 27,3°C (Figure 10).

La moyenne annuelle de température de l'année 2019 à 2 m a été de 15,25°C, soit 1°C de moins qu'en 2018. L'évolution interannuelle des températures moyennes a montré une tendance au réchauffement depuis 1984. Au cours de l'année 2019, parmi les 20 campagnes de suivi, 6 campagnes indiquent des températures mesurées supérieures à 20 °C, soit 2 campagnes de moins par rapport à l'année 2018.

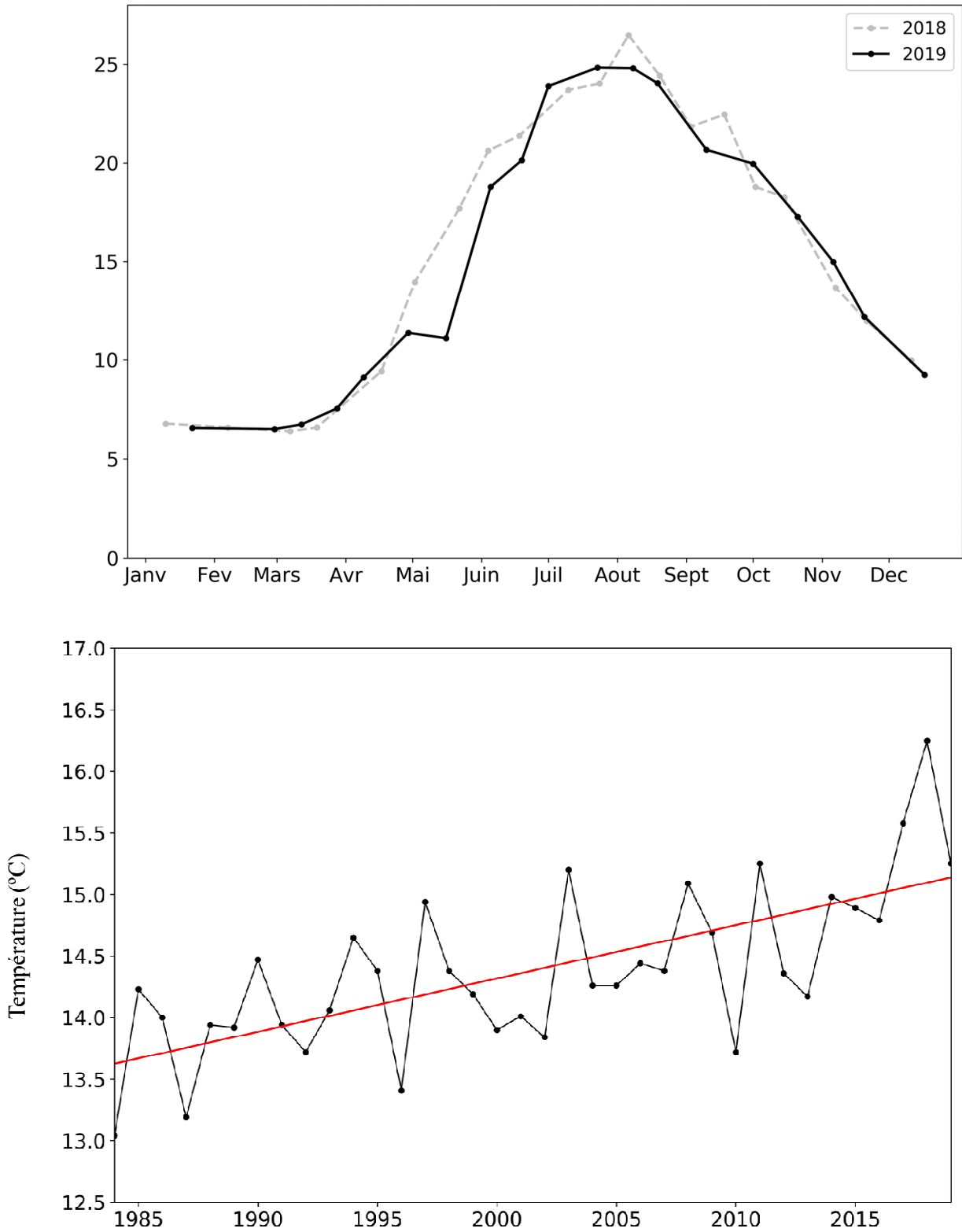


Figure 10 Evolution des températures (°C) au point B en 2018 et 2019 et moyennes annuelles de 1984 à 2019 à 2 m de profondeur

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 2019, la variation saisonnière en oxygène dissous (Figure 11) caractérise une période d'activité photosynthétique bien marquée.

- La phase printanière a présenté un maximum le 29 avril avec 110% de la saturation à la même période que l'année précédente et correspondant au pic de la biomasse du phytoplancton.
- La phase estivale, de juin à septembre, a présenté un pic maximum le 23 juillet 2019 avec 118% de saturation, similaire à 2018 à la même période.

La profondeur du pic de sursaturation en oxygène dissous s'est alors accrue progressivement entre les mois de juillet et septembre et s'est positionnée autour de 10 m. A partir de la fin du mois de juillet, les concentrations en oxygène dissous ont diminué plus lentement et plus ou moins régulièrement jusqu'à la fin d'octobre pour se stabiliser autour de 80% de la saturation.

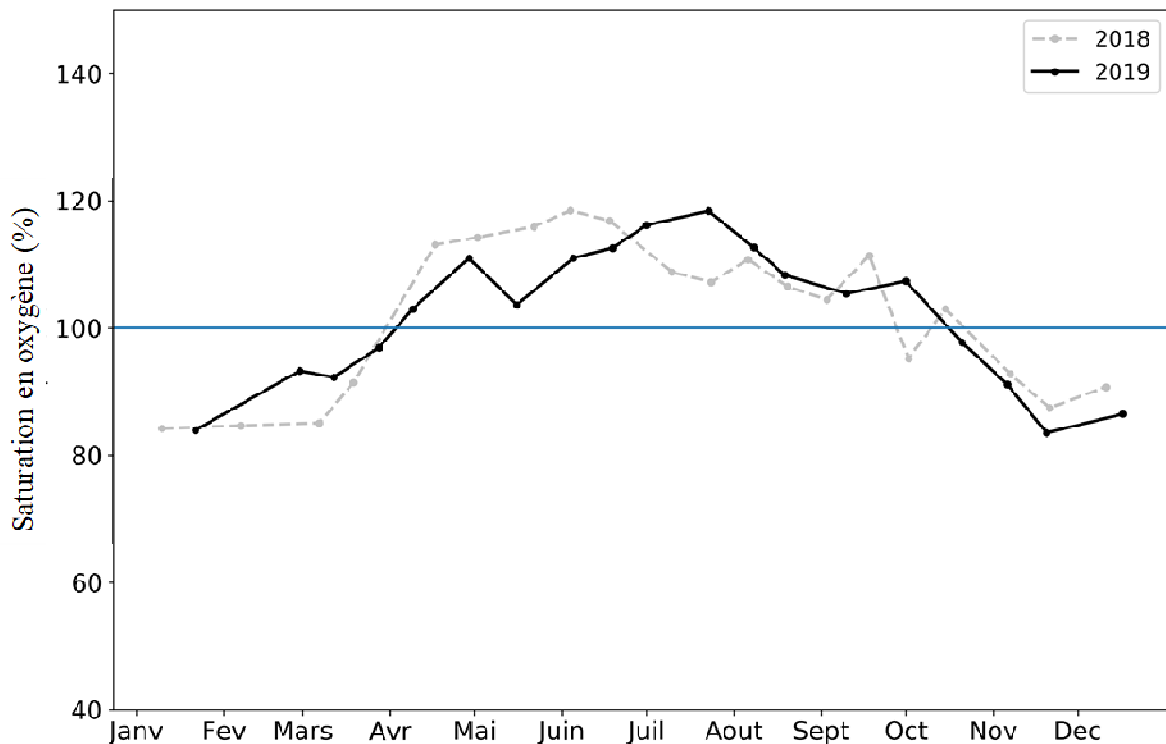


Figure 11 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) dans la couche superficielle à 2 mètres de profondeur au point B en 2018 et 2019

Partie basse de la colonne d'eau

Température à 140 m

Depuis l'hiver 2013, les conditions météorologiques n'ont pas permis de refroidissement de la couche profonde. Une augmentation plus ou moins régulière de la température à 140 m entre 2013 et 2016 a été enregistrée. Depuis 2017, la température de la couche profonde fluctue aux alentours de 6,0°C (Figure 12).

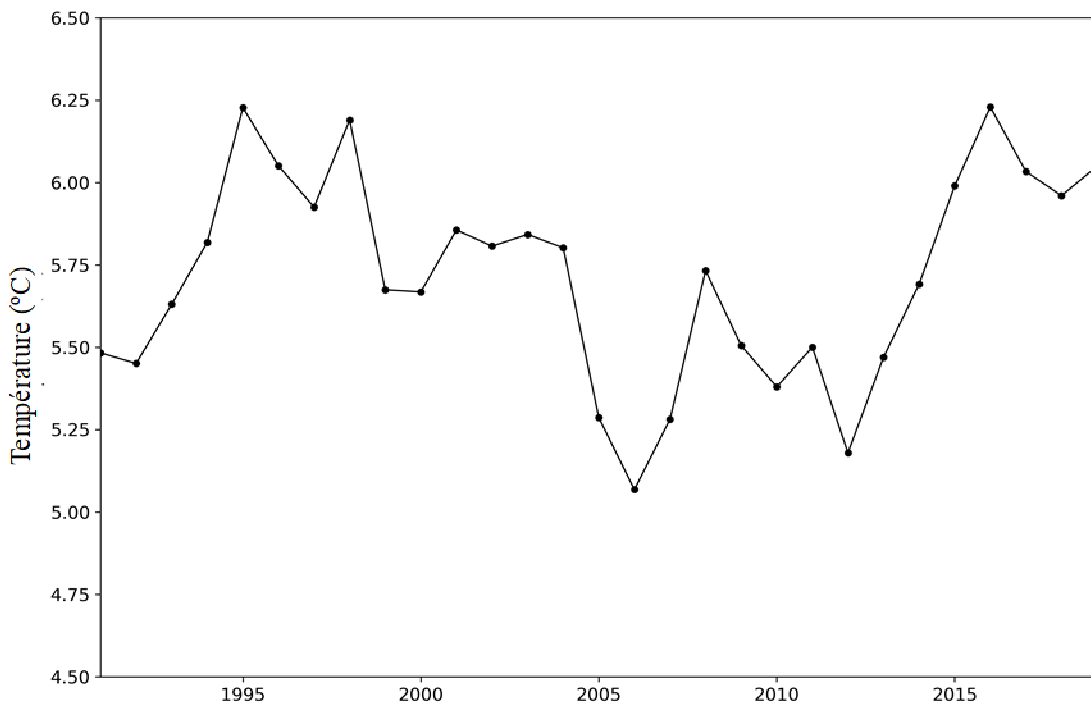


Figure 12 Températures moyennes annuelles (°C) à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2019

Oxygène à 130 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 2019, la concentration en oxygène dissous de 9,19 mgO₂ L⁻¹ enregistrée le 28 mars au moment du maximum du brassage hivernal a conduit à une homogénéisation complète de la colonne d'eau. Cette valeur a été inférieure à celle obtenue à la même période en 2018 de 10,14 mgO₂ L⁻¹. Pendant toute l'année 2019, exceptés les mois janvier, février et décembre, les valeurs d'oxygène dissous mesurées sont restées supérieures à celles de 2017 à cette profondeur.

La concentration maximale en oxygène dissous de l'année a été obtenue le 07 mars 2019 avec 10,20 mgO₂ L⁻¹ correspondant à 80% de saturation (Figure 13).

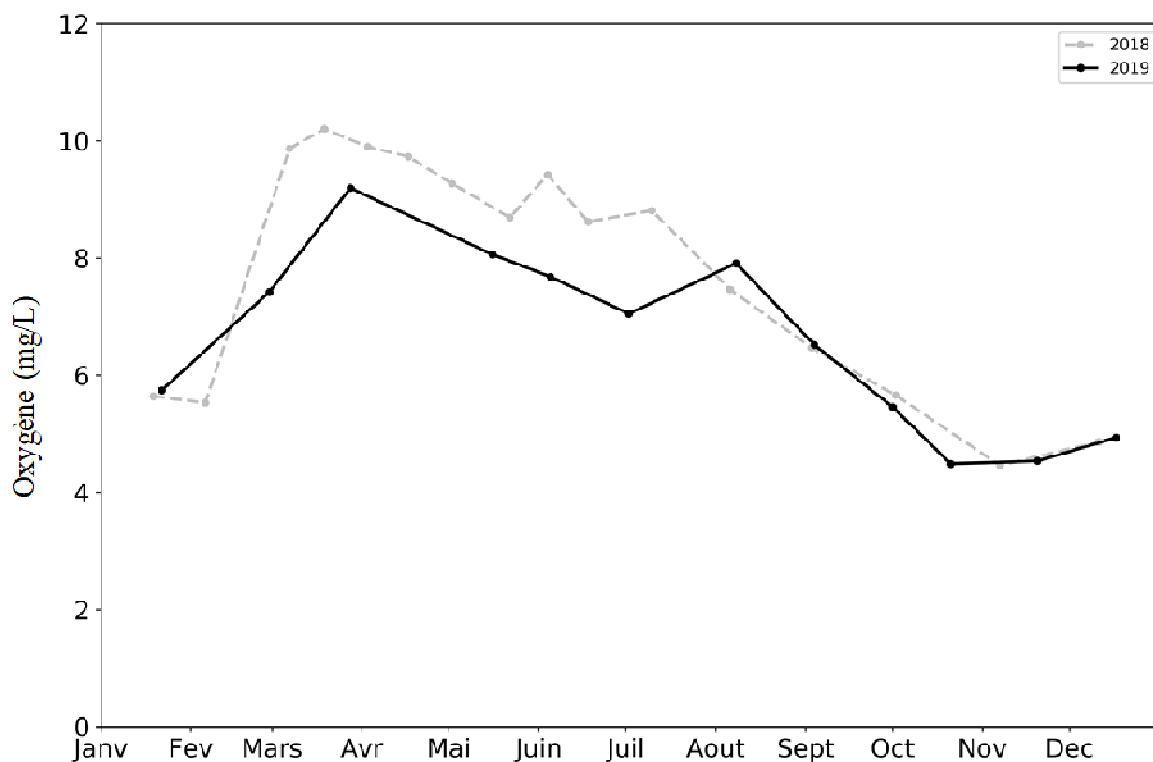


Figure 13 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$) à 130 m au point B en 2018 et 2019 (mesures de sondes)

Oxygène à 140 mètres

En 2019, la concentration en oxygène dissous à 140 m a suivi la même dynamique temporelle qu'à 130 m. Elle a été inférieure à celle de 2018 durant toute l'année exceptée au cours de la mi-août et en fin d'année. La réoxygénation maximale a atteint les zones profondes le 28 mars avec $9,09 \text{ mg L}^{-1}$, une valeur moins importante que l'année précédente puisque le brassage de la colonne d'eau a été complet. La concentration en oxygène dissous a diminué ensuite continuellement jusqu'à la fin de l'année (Figure 14).

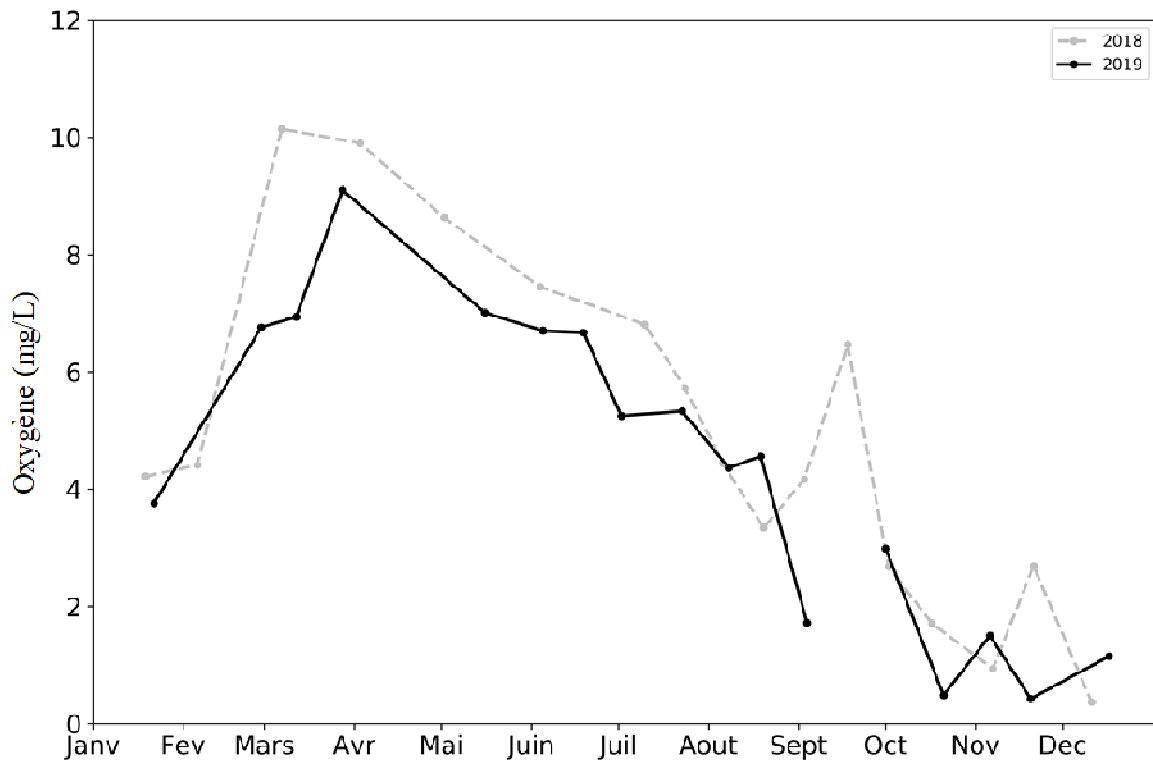


Figure 14 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous ($\text{mgO}_2 \text{L}^{-1}$) à 140 m au point B en 2018 et 2019

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

La Figure 15 résume l'évolution de la saturation en oxygène dissous sur les trois dernières années et sur l'ensemble de la colonne d'eau.

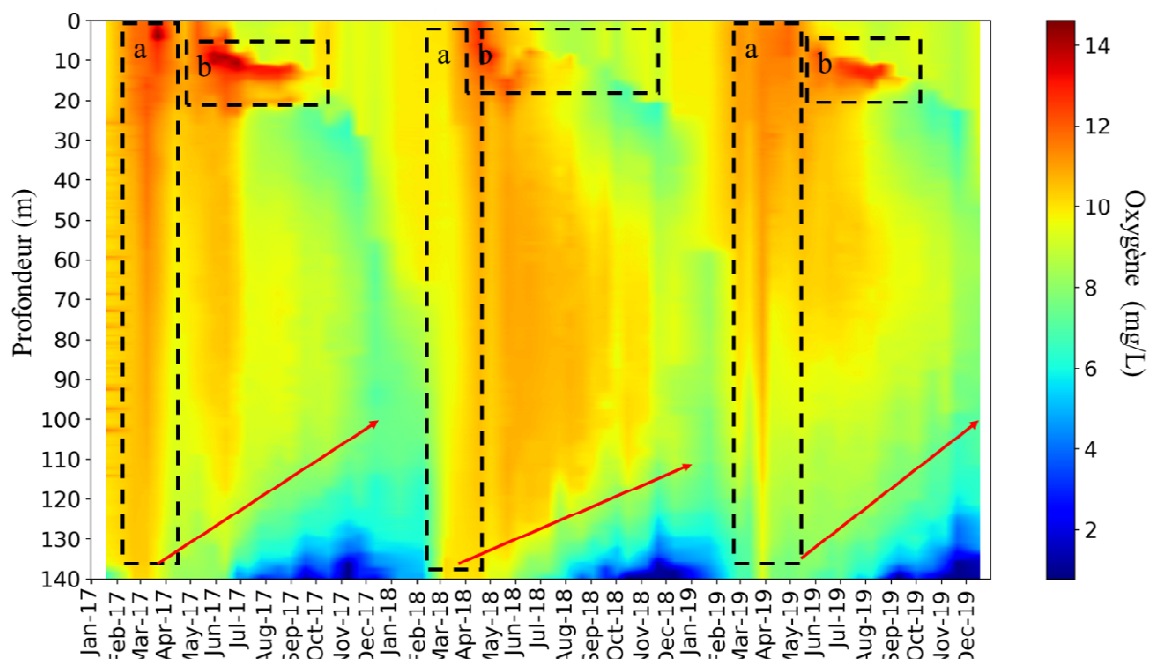


Figure 15 Evolution de la saturation en oxygène dissous (%) au point B de 2017 à 2019

Elle permet de constater :

- (a) L'existence du brassage hivernal complet en 2017, 2018 et 2019 ;
- (b) 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 et dans l'hypolimnion (flèche rouge).

I.2. Transparence

I.2.1 Variation saisonnière

Depuis 2016, l'utilisation du disque de Secchi blanc de 30 cm a été abandonnée au profit du disque de Secchi normalisé de 20 cm à quadrants noir et blanc. La comparaison des données de transparence issues des deux disques a effectivement révélé une très haute corrélation positive entre les deux instruments et la possibilité de n'utiliser plus que le disque normalisé.

La dynamique de la transparence pour l'année 2019 est représentée sur les figures 16 et 17.

Elle donne une indication de l'importance du nombre de particules dans les premiers mètres de la colonne d'eau. En l'absence d'eaux turbides ou de remise en suspension des sédiments qui peuvent occasionnellement se produire dans les zones littorales, la transparence est essentiellement déterminée par l'abondance du phytoplancton.

L'évolution saisonnière de la transparence (Figures 16 et 17) montre plusieurs phases. L'hiver entraîne souvent une transparence importante du fait d'une biomasse phytoplanctonique faible. La valeur de transparence est redevenue importante au 28 mars 2019 avec 10 m de Secchi.

Par la suite, la reprise de l'activité photosynthétique en 2019, a induit l'augmentation de la biomasse phytoplanctonique et provoqué une diminution importante de la transparence qui est passée à 3,4 m le 29 avril 2019 lors du premier pic de biomasse de la phase printanière ($5\,289\ \mu\text{g L}^{-1}$).

La raréfaction des nutriments et l'accroissement de l'activité des organismes brouteurs a engendré ensuite un abattement des formes consommables du phytoplancton, provoquant une augmentation de la transparence jusqu'à une valeur de 6,8 m le 01 juillet 2019.

La phase automnale a alors été marquée par le pic de biomasse de l'année provoquant une nouvelle baisse de la transparence dès le septembre 2019 jusqu'à atteindre 4,0 m le 17 septembre 2019.

Enfin, sur la dernière partie de l'année, la transparence a augmenté de nouveau et atteint 7,9 m le 17 décembre 2019.

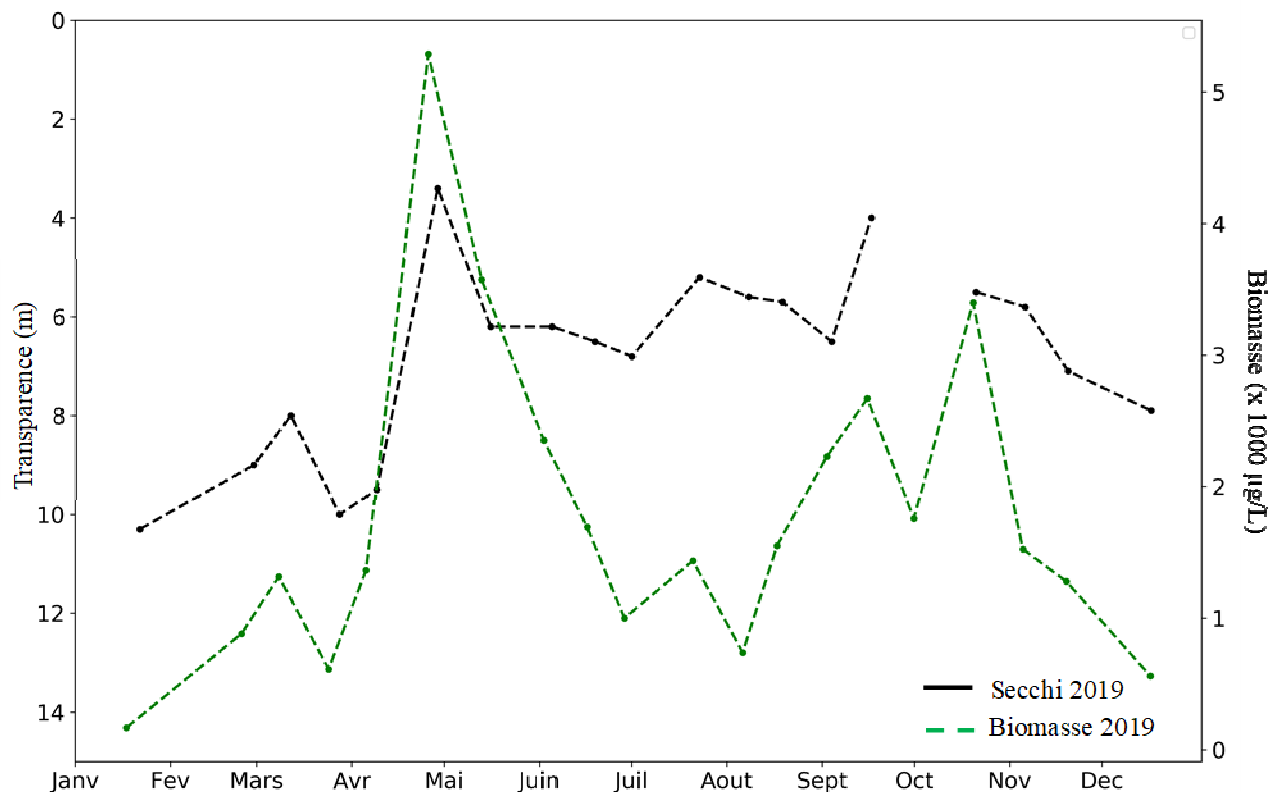


Figure 16 Co-dynamique de la transparence de l'eau avec le disque de Secchi normalisé et la biomasse phytoplanktonique au point B en 2019

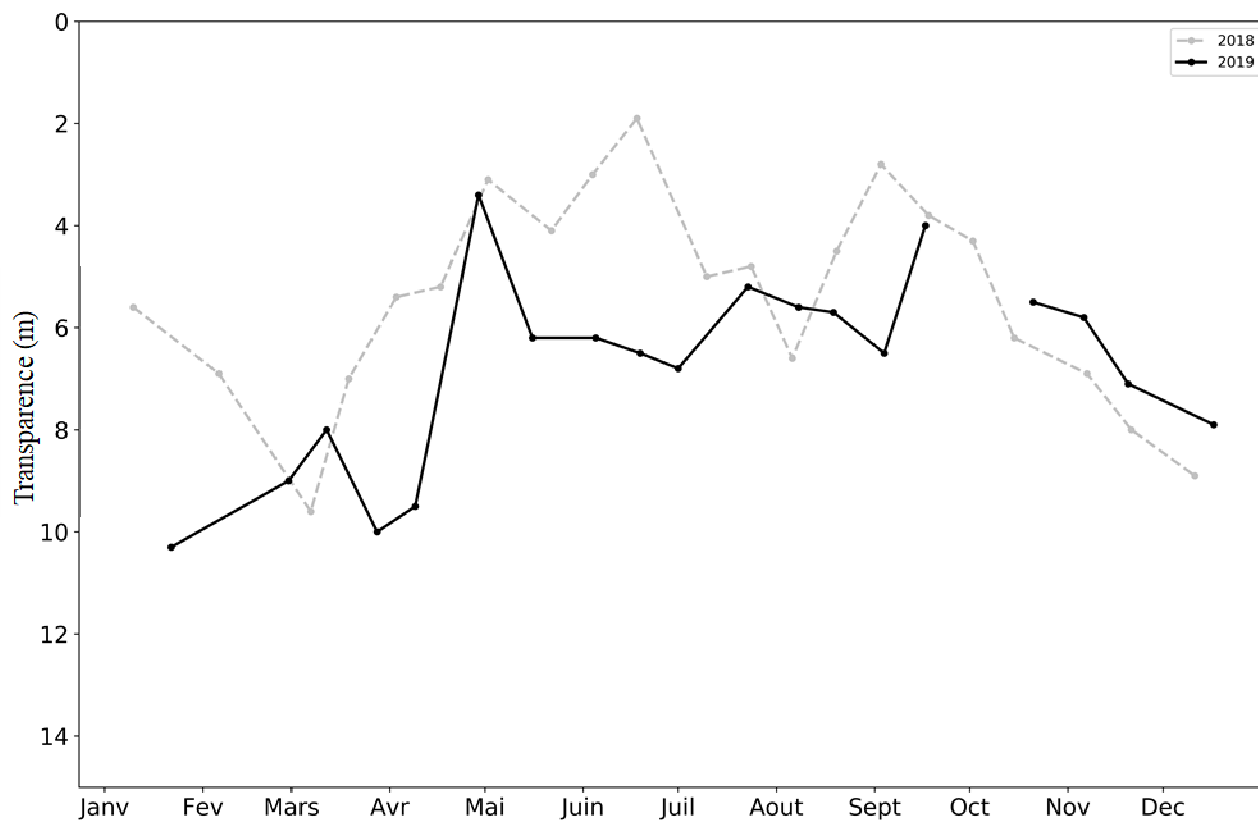


Figure 17 Variation saisonnière de la transparence (m) avec le disque de Secchi normalisé 20 cm au point B en 2018 et 2019

Globalement, la transparence de l'année 2019 a été plus importante que celle de l'année 2018 excepté en fin d'année de novembre à décembre. Les valeurs de transparence ont été plus élevées au printemps et en été qu'en 2018 avec un minimum estival de 5,2 m le 23 juillet 2019 vs 1,9 m le 18 juin 2018. Pour l'automne ces valeurs étaient de 4,0 m le 19 septembre 2019 vs 2,8 m le 02 octobre 2018. En fin d'année, la transparence a été plus faible qu'en 2018 avec des valeurs de 7,9 m le 17 décembre 2019 vs 8,9 m le 11 décembre 2018.

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	
	2018	2019	2018	2019
Orthophosphate ($\mu\text{gP L}^{-1}$)	5	2	6	3
Phosphore total (mgP L^{-1})	8	6	8	6
Silice réactive ($\text{mgSiO}_2 \text{L}^{-1}$)	3,3	3,0	3,3	3,4

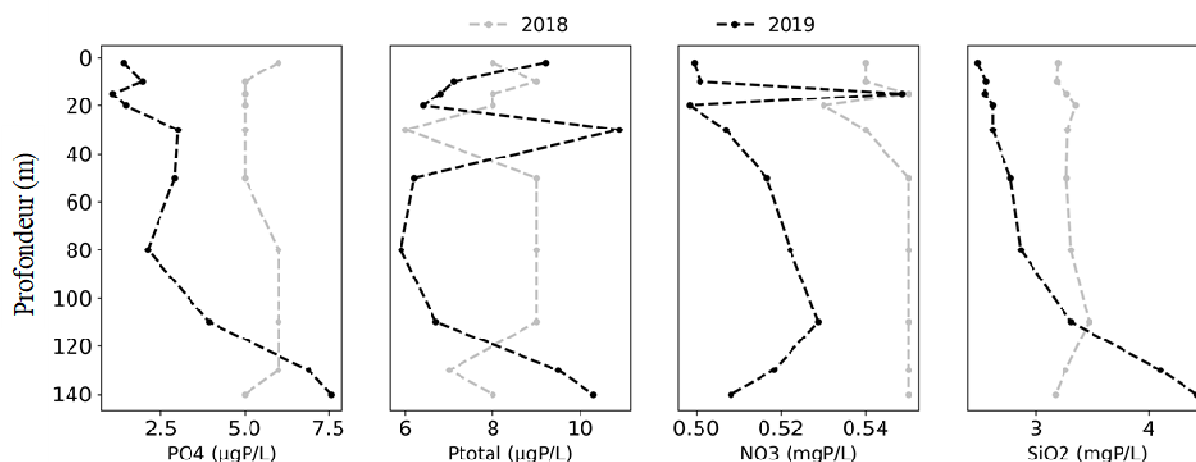


Figure 18 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars 2018 (gris) et 2019 (noir) ($\text{PO}_4^{3-} \text{mgP L}^{-1}$, $\text{P}_{\text{tot}} \text{mgP L}^{-1}$, $\text{NO}_3^- \text{mgN L}^{-1}$, $\text{SiO}_2 \text{mgSiO}_2 \text{L}^{-1}$)

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

	PO_4^{3-} $\mu\text{gP L}^{-1}$	Ptot μgP L^{-1}	SiO_2 $\text{mgSiO}_2 \text{L}^{-1}$
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

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

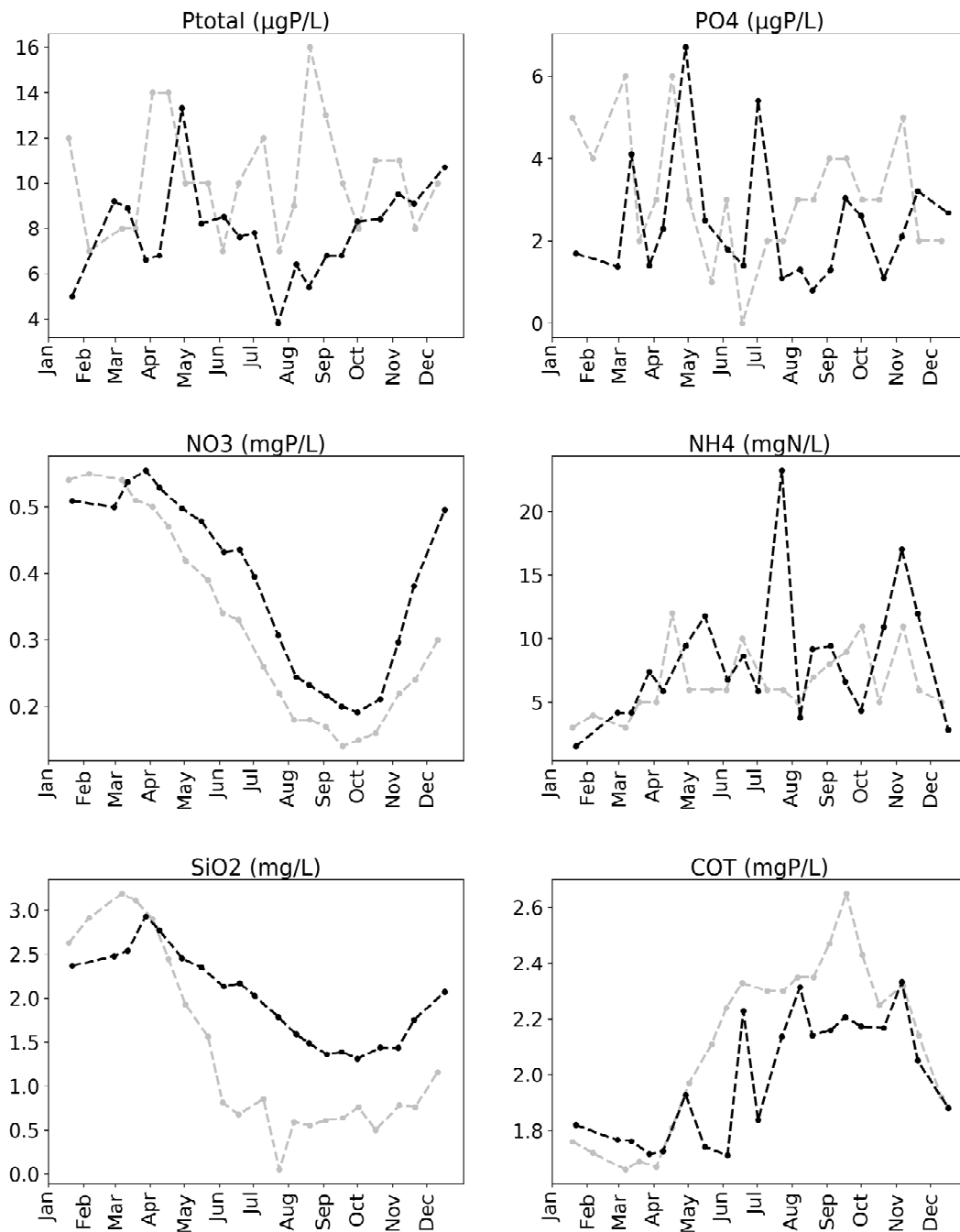


Figure 19 Evolution des concentrations en nutriments (mg L^{-1}) à 2 m de profondeur au point B en 2018 (gris) et 2019 (noir)

Dans l'hypolimnion : 130, 140 m

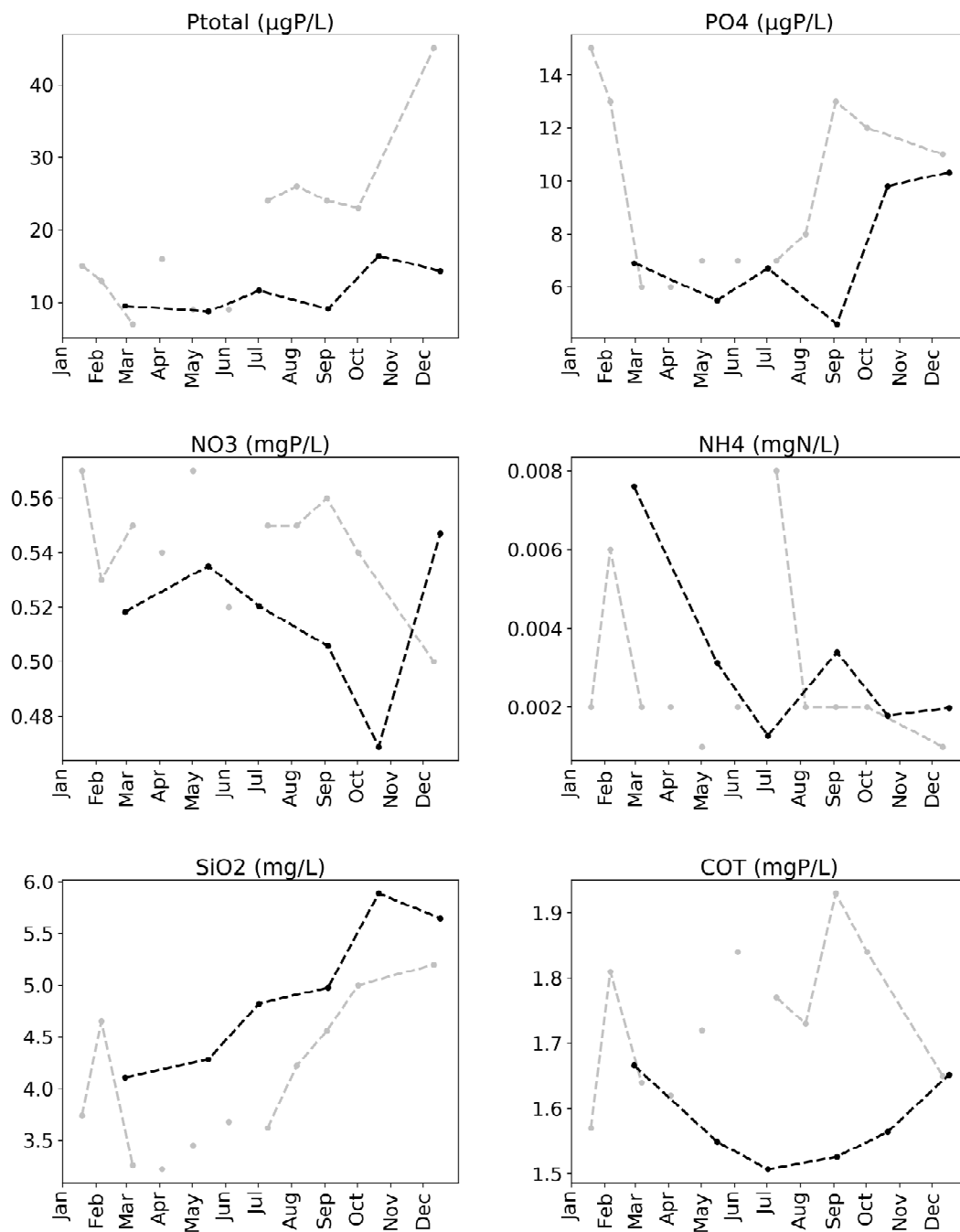


Figure 20 Evolution des concentrations en nutriments (mg L⁻¹) au point B à 130 m en 2018 (gris) et en 2019 (noir)

A 140 m

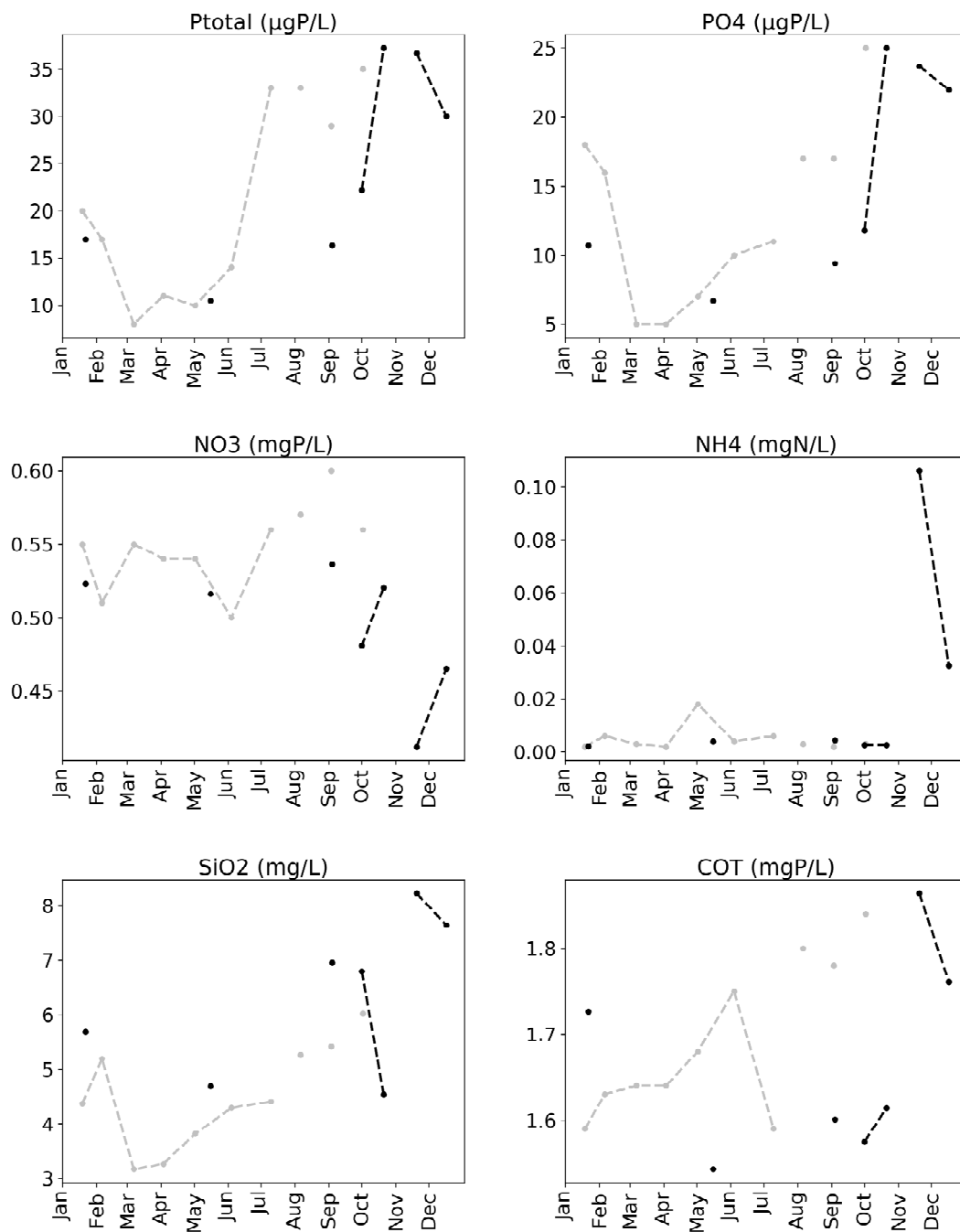


Figure 21 Evolution des concentrations en nutriments (mg L^{-1}) à 140 m au point B en 2018 (gris) et 2019 (noir)

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 :

Très bon	Bon	Moyen	Médiocre	Mauvais
bleu	vert	jaune	orange	rouge

II.1. Transparence

La transparence estivale pour l'année 2019 a été de 6,0 mètres. En 2018, elle était moins importante et égale à 4,3 mètres. La valeur de 2019 s'inscrit dans la catégorie « très bon » (bleu) et indique un changement dans le 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. La Figure 22 ci-dessous permet d'illustrer l'évolution de la transparence moyenne depuis 1981 et de situer la valeur de cet indice par rapport aux classes de qualité. Entre 2001 et 2019, la transparence estivale se situe globalement dans la classe d'état "très bon" (bleu) excepté l'année 2018 qui a fait donc constitué une légère exception.

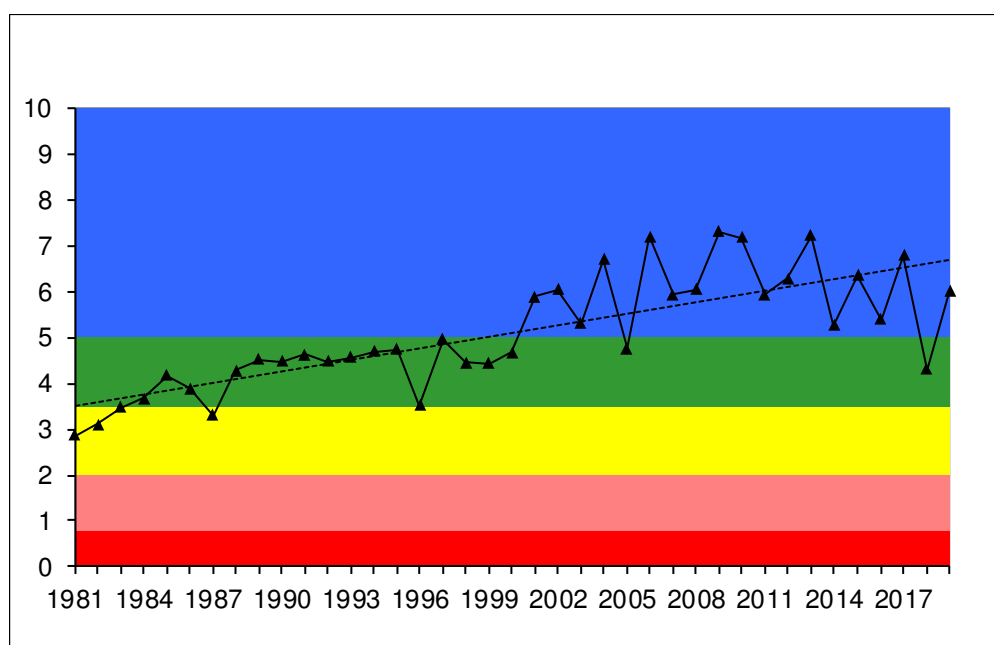


Figure 22 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2019 ; comparaison avec les classes de qualité

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 a été suffisante pour permettre une homogénéisation totale de la masse d'eau le 28 mars 2019. 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 2011 et 2019

	unité	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
NO ₃ ⁻	mgN.L ⁻¹	0,48	0,62	0,64	0,61	0,61	0,57	0,56	0,54	0,53
NH ₄ ⁺	mgN.L ⁻¹	0,003	0,002	0,002	0,003	0,003	0,003	0,003	0,004	0,005
PO ₄ ³⁻	mgP.L ⁻¹	0,010	0,010	0,008	0,008	0,006	0,008	0,004	0,006	0,003
Ptot	mgP.L ⁻¹	0,016	0,014	0,011	0,011	0,010	0,009	0,009	0,010	0,007
SiO ₂	mgSiO ₂ .L ⁻¹	3,12	3,30	3,42	3,43	3,21	3,42	3,07	3,31	3,04
COT	mgC.L ⁻¹	1,93	1,85	1,96	1,64	1,76	1,82	1,74	1,68	1,74

II.3.1. Nitrate et azote minéral

La concentration moyenne hivernale en azote nitrique calculée pour 2019 est égale 0,53 mgN L⁻¹, une valeur dans le même ordre de grandeur que celles des années précédentes (Figure 23). 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 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 24, dans la classe de qualité "moyen".

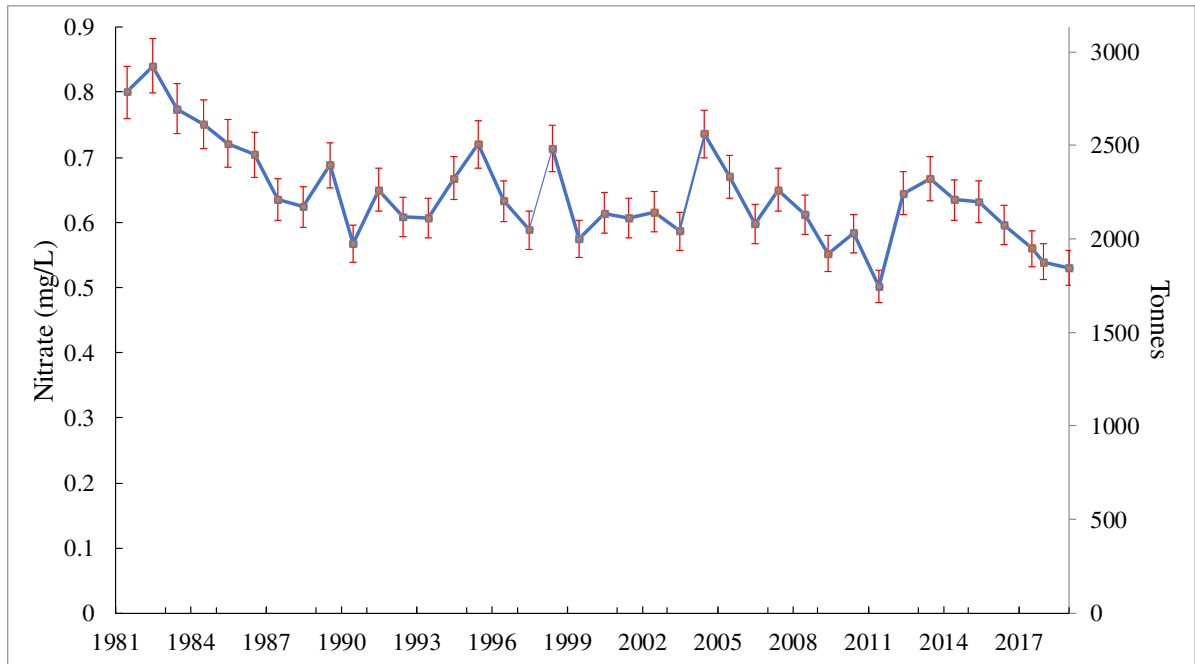


Figure 23 Concentrations moyennes hivernales (mgN L^{-1}) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2019

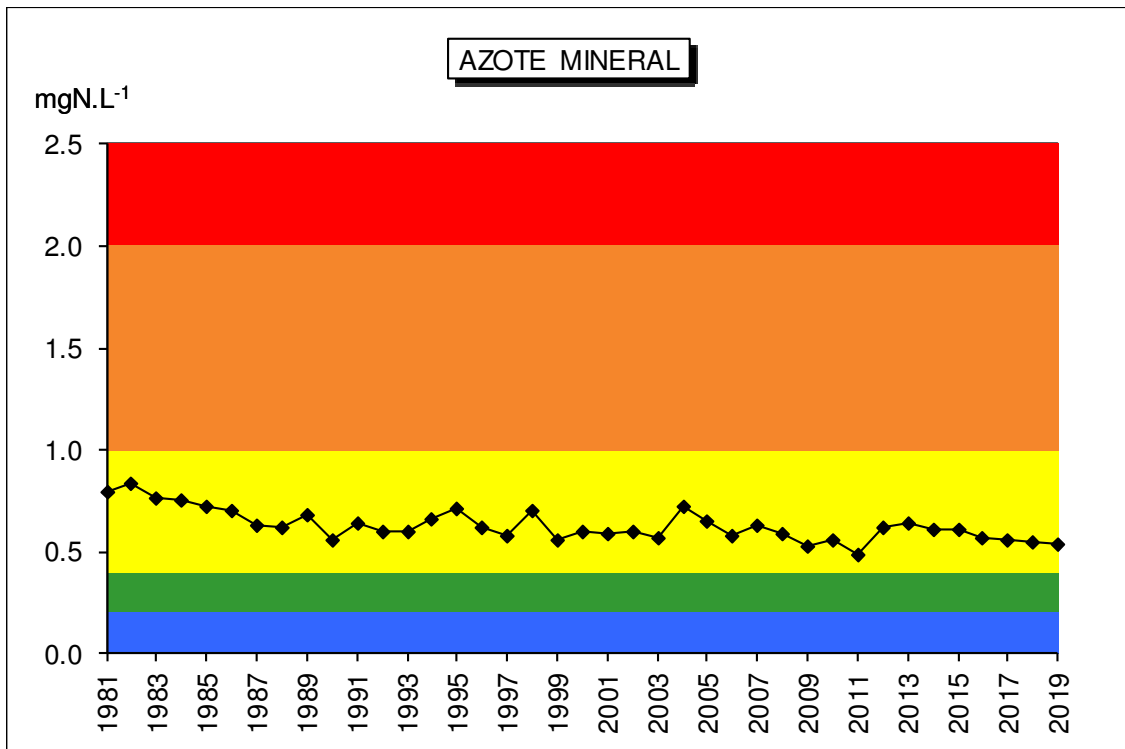


Figure 24 Concentrations moyennes hivernales (mgN L^{-1}) en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) au point B de 1981 à 2019 ; comparaison avec les classes de qualité

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 25).

Avec 3 $\mu\text{gP L}^{-1}$ en orthophosphate et 7 $\mu\text{gP L}^{-1}$ en phosphore total, les concentrations moyennes pondérées sur les 3 campagnes de janvier, février et mars complètes 2019 confirment la baisse du stock perçue en 2006 (Figure 25).

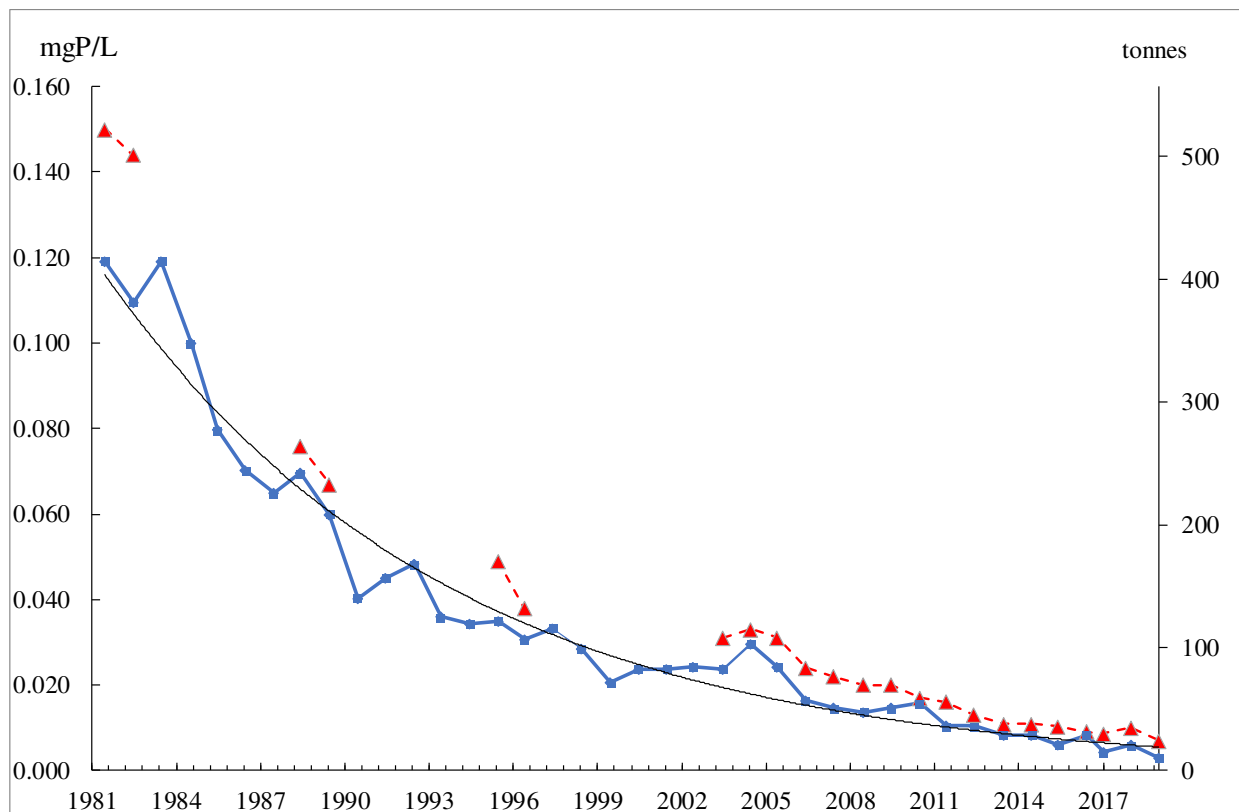


Figure 25 Evolution des concentrations moyennes hivernales de l'orthophosphate (bleu) et du phosphore total (rouge) (mgP L^{-1}) et des stocks hivernaux (tonnes P) au point B de 1981 à 2019

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 26).

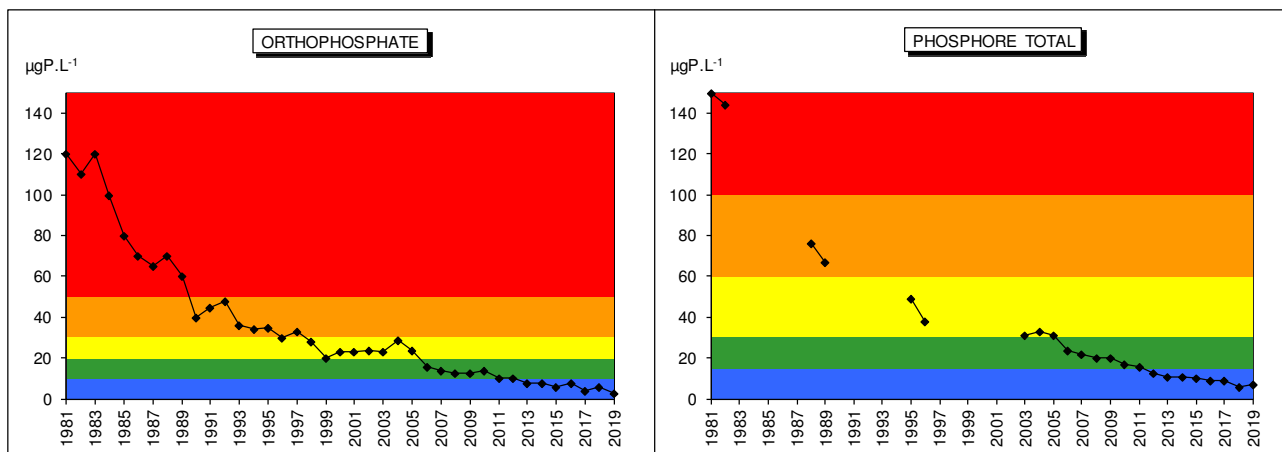


Figure 26 Evolution des concentrations moyennes hivernales ($\mu\text{gP L}^{-1}$) des orthophosphates et du phosphore total ; comparaison avec les classes de qualité

II.3.2. Silice et Carbone

Pour la silice réactive et le carbone organique total, les concentrations moyennes hivernales, égales à $3,04 \text{ mgSiO}_2 \text{ L}^{-1}$ et $1,74 \text{ mgC L}^{-1}$ respectivement, restent du même ordre de grandeur que celles des années antérieures et proches des moyennes de 2003 à 2016 ($3,11 \text{ mgSiO}_2 \text{ L}^{-1}$ et $1,91 \text{ mgC L}^{-1}$) (Figure 27).

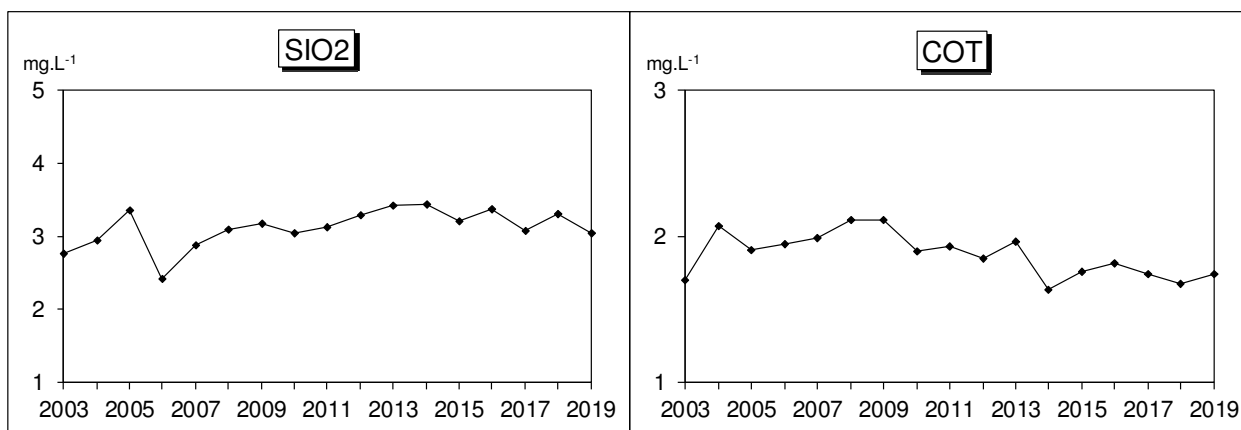


Figure 27 Evolution des concentrations moyennes hivernales a) de la silice réactive ($\text{mgSiO}_2 \text{ L}^{-1}$) et b) du carbone organique total (mgC L^{-1}) au point B de 2003 à 2019

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 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. L'évolution des concentrations en 2019 permet de définir globalement trois périodes dont une (le printemps) caractérisée par deux événements remarquables:

- la période hivernale où les concentrations ont été basses (<3 µg L⁻¹) ;
- le printemps, avec deux pics, le premier au mois de mai, enregistré à hauteur de ~8 µg L⁻¹, dû à la Chrysophycée *Dinobryon divergens* et le second pic, un mois plus tard, atteignant ~6,2 µg L⁻¹ avec la diatomée *Ulnaria acus* ;
- l'été et l'automne pour lesquels les concentrations sont restées très basses (<3.5 µg L⁻¹ et en moyenne autour de 2,5 µg L⁻¹).

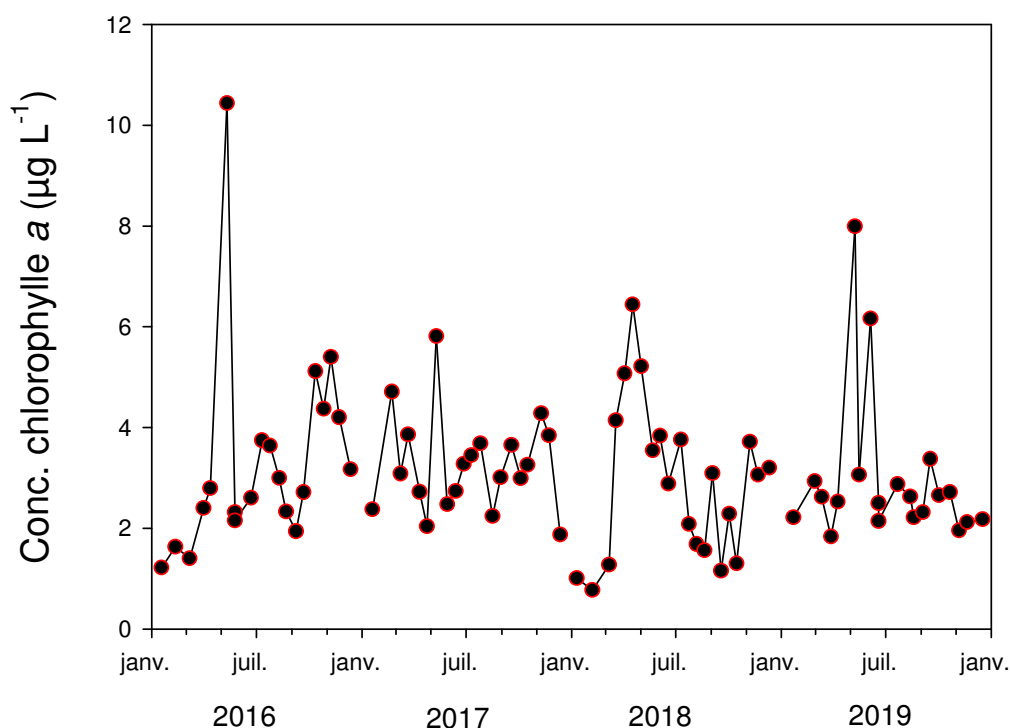


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en chlorophylle *a* ($\mu\text{g L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0–18 m, au point B ; comparaison de 2016 à 2019

I.3. Evolution à long terme

Avec une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* de $2,95 \mu\text{g L}^{-1}$, 2019 est la seconde année (après 2018) où la concentration a été la plus basse de la chronique et s’est maintenue sous la barre des $3 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figure 2).

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 ont 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).

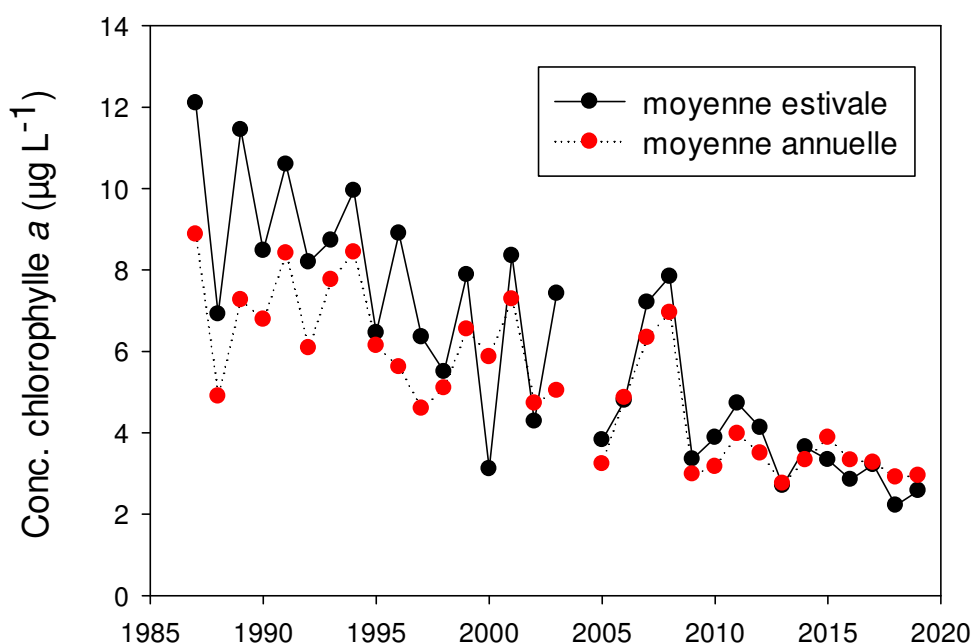


Figure 2 Evolution de la concentration moyenne **estivale** et **annuelle** en chlorophylle a ($\mu\text{g L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2019

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 marque la valeur estivale la plus basse (e.g. $2,6 \mu\text{g L}^{-1}$). 2019 se situe donc à nouveau 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 ».

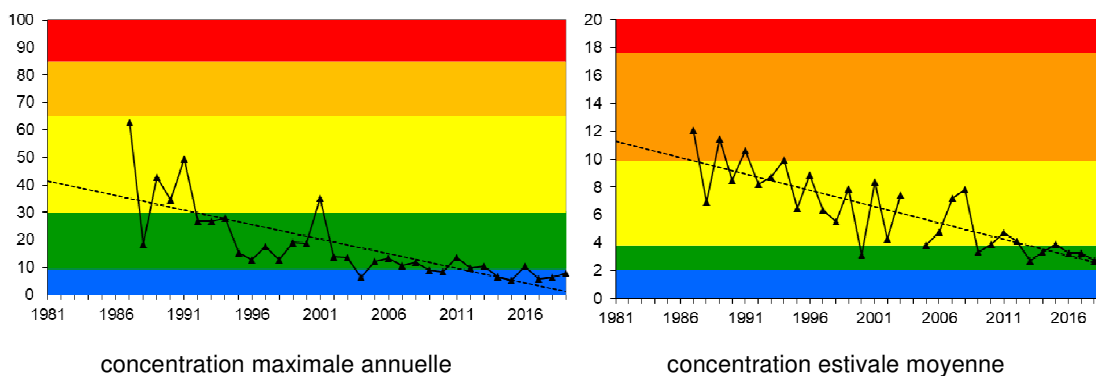


Figure 3 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des concentrations maximale annuelle et estivale moyenne en chlorophylle a ($\mu\text{g L}^{-1}$) dans la couche 0-18 m au point B de 1987 à 2019

ÉTUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I. Méthodologie

En 2019, 20 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-Treytoure *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 2019

II.1.1. Evolution des classes d'algues

La Figure 1 ci-dessous présente l'évolution saisonnière des principales classes algales (*sensu* Bourrelly, 1972, 1981, 1985) pour l'année 2019. Les phases principales suivantes peuvent être observées :

- Une phase hivernale, avec des biomasses faibles (22/01, 28/03) dominées par les Diatomées.
- Une phase printanière (9/04 au 19/06) pendant laquelle on observe une augmentation rapide de la biomasse, avec un pic printanier dominé par des Chrysophycées. C'est durant cette période que la biomasse maximale annuelle est atteinte (le 29/04 avec 5127 $\mu\text{g L}^{-1}$). Une biomasse aussi élevée avait été atteinte le 29/05/2018 avec 5725 $\mu\text{g L}^{-1}$ également par des Chrysophycées. Les autres prélèvements dépassant ces biomasses les années précédentes étaient surtout et majoritairement constituées par la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* et sont plus anciens (avant 2008).
- Une phase estivale (du 01/07 au 19/08) caractérisée par des biomasses faibles. Le compartiment est dominé par des Diatomées ; on note la présence de Dinophycées et de Zygophycées.
- Une phase de fin d'été et d'automne (04/09 au 06/11) durant laquelle la biomasse augmente à nouveau ; elle est d'abord dominée par les Chrysophycées, puis par les Cyanobactéries.
- Enfin, une phase hivernale (20/11 au 17/12), pendant laquelle la biomasse diminue fortement et est dominée par les Diatomées et dans une moindre mesure par les Dinophycées.

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 2019.

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).

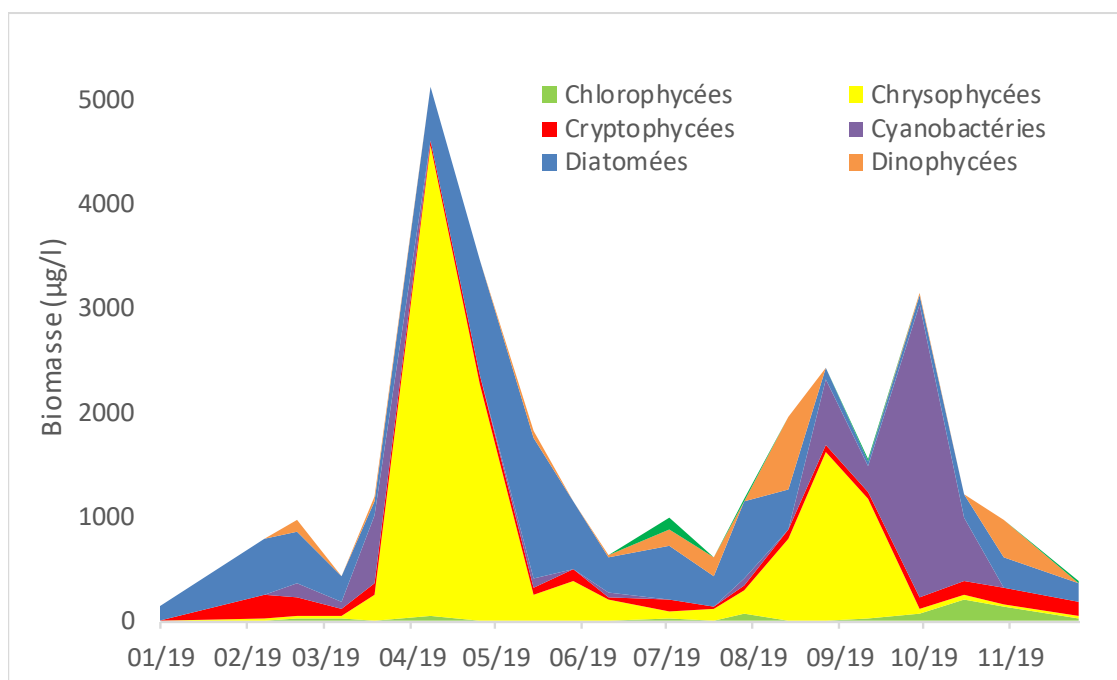


Figure 1 Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2019

Pendant la phase hivernale (22/01, 28/03), la biomasse est 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).

Pendant la phase printanière (9/04 au 19/06), 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). A la fin de la phase printanière, on observe une biomasse relativement importante du groupe fonctionnel D, qui rassemble des diatomées pennées telle qu'*Ulnaria acus*. Il s'agit d'une espèce vivant dans les milieux de faible profondeur et qui est indicatrice de crues dans les lacs (Reynolds *et al.* 2002).

Pendant la phase estivale, la biomasse algale est faible et comparable à celle de la phase hivernale. L'espèce dominant le compartiment à cette saison est à nouveau *Cyclotella costei*. Cette diatomée centrique est accompagnée de grandes espèces dont la contribution à la biomasse

phytoplanctonique est toutefois modeste : *Ceratium hirundinella* (Dinophycées) et *Staurastrum pingue* (Zygophycée). Ces deux taxons sont typiques d'épilimnions estivaux bien stratifiés et plutôt riches en nutriments (Reynolds *et al.* 2002).

La phase de fin d'été et d'automne est dominée par des Cyanobactéries appartenant au groupe fonctionnel K : il s'agit d'espèces appartenant aux genres *Aphanocapsa* et *Aphanothece*. Ces cyanobactéries mucilagineuses non toxiques sont indicatrices de masses d'eau stratifiées et relativement riches en nutriments. Pendant cette phase, on peut souligner la présence d'une biomasse assez importante d'*Epipyxis polymorpha*, et dans une moindre mesure de *Kephyrion* spp. et *Pseudokephyrion* spp. Ces espèces sont typiques de milieux oligotrophes, on les retrouve systématiquement dans le lac d'Annecy. Leurs présences avaient déjà été enregistrées dans le Bourget, mais ce qui caractérise 2019, c'est leurs biomasses nettement supérieures à celles des années précédentes. La présence de ces taxons indicateurs de niveaux trophiques très différents (milieux riches pour les Cyanobactéries, et oligotrophes pour les Chrysophycées), traduit la présence de couches stratifiées présentant des niveaux en nutriments assez différents.

La phase hivernale (20/11 au 17/12) voit les biomasses algales diminuer rapidement. Le phytoplancton est à nouveau dominé par *Cyclotella costei*.

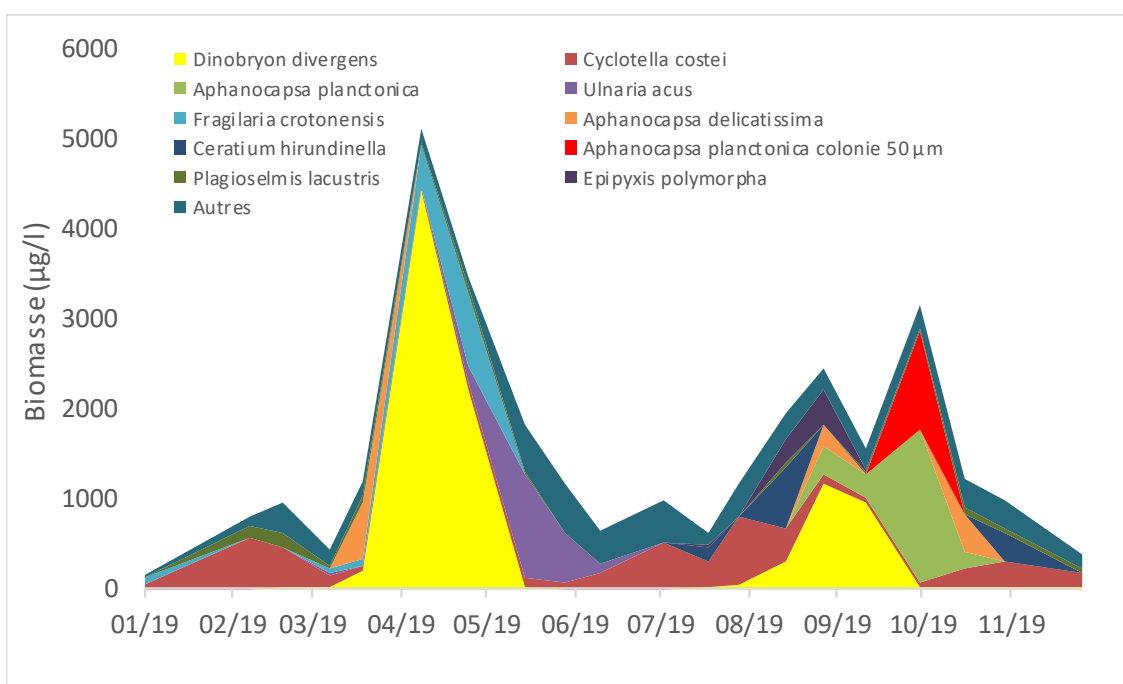


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2019

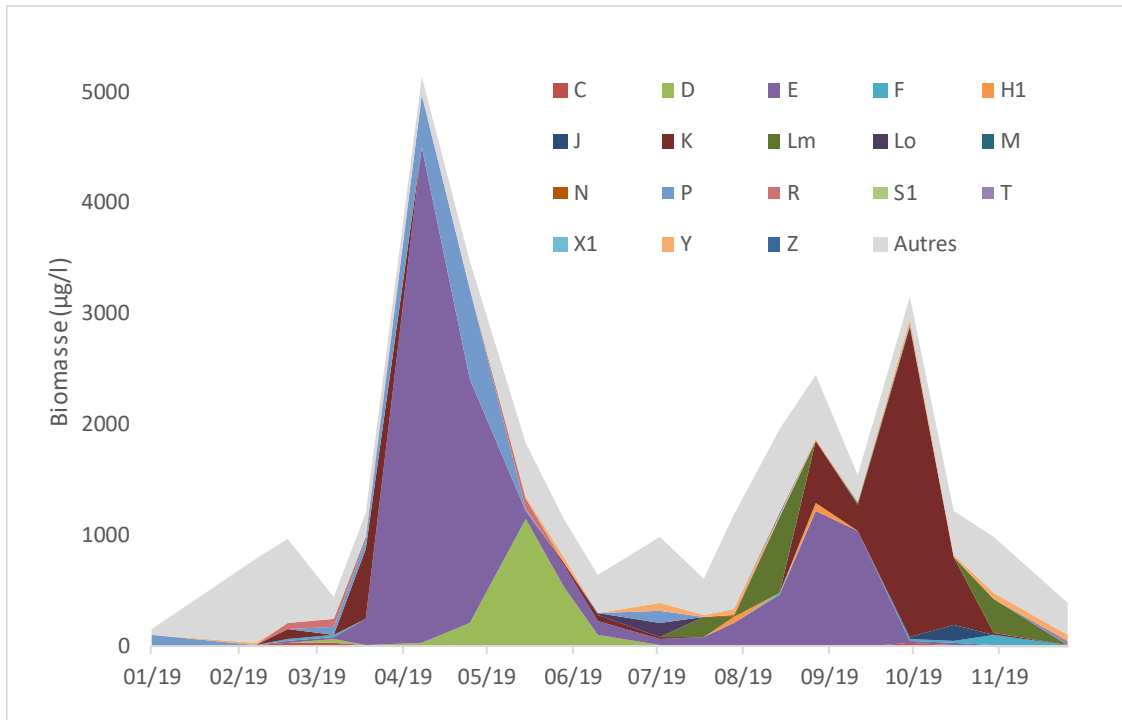


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres D à Z ; "autres" correspond aux taxons non classés par (Reynolds et al. 2002) dans le lac en 2019. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée en Annexe

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 µm³, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 µm³. Pour l'année 2019, on observe que le nanophytoplancton domine le compartiment algal, sauf lors de courtes périodes : en début d'année (21/01), en été (du 23/07 au 19/08), puis en fin d'année (17/12).

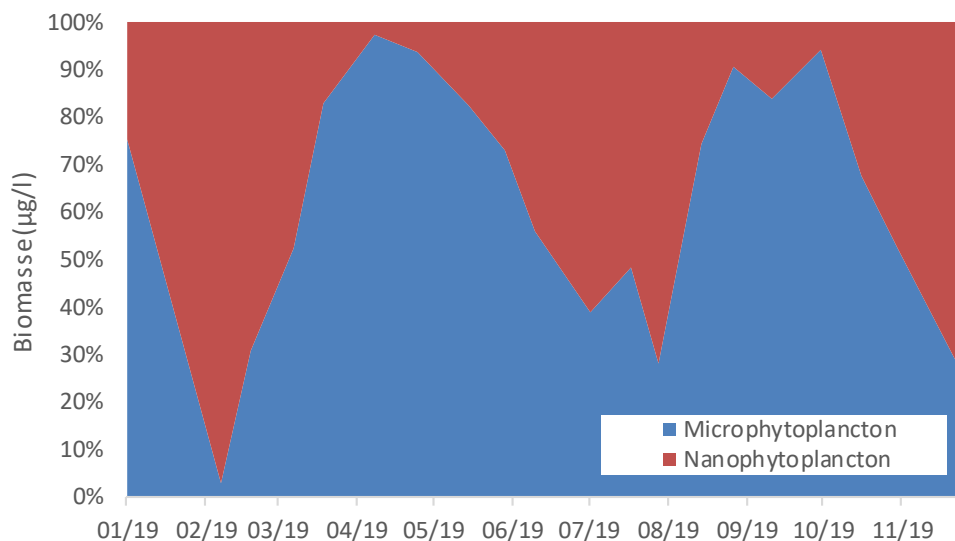


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2019

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.

Tableau I Valeur de la biomasse algale annuelle totale de 2004 à 2019

	Biomasse annuelle ($\mu\text{g/l}$)
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

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 et 2019 présentent des biomasses proches de celles de 2009-2015. L'année 2019 est caractérisée par la dominance de la classe des Chrysophycées, qui est indicatrice de milieux oligotrophes.

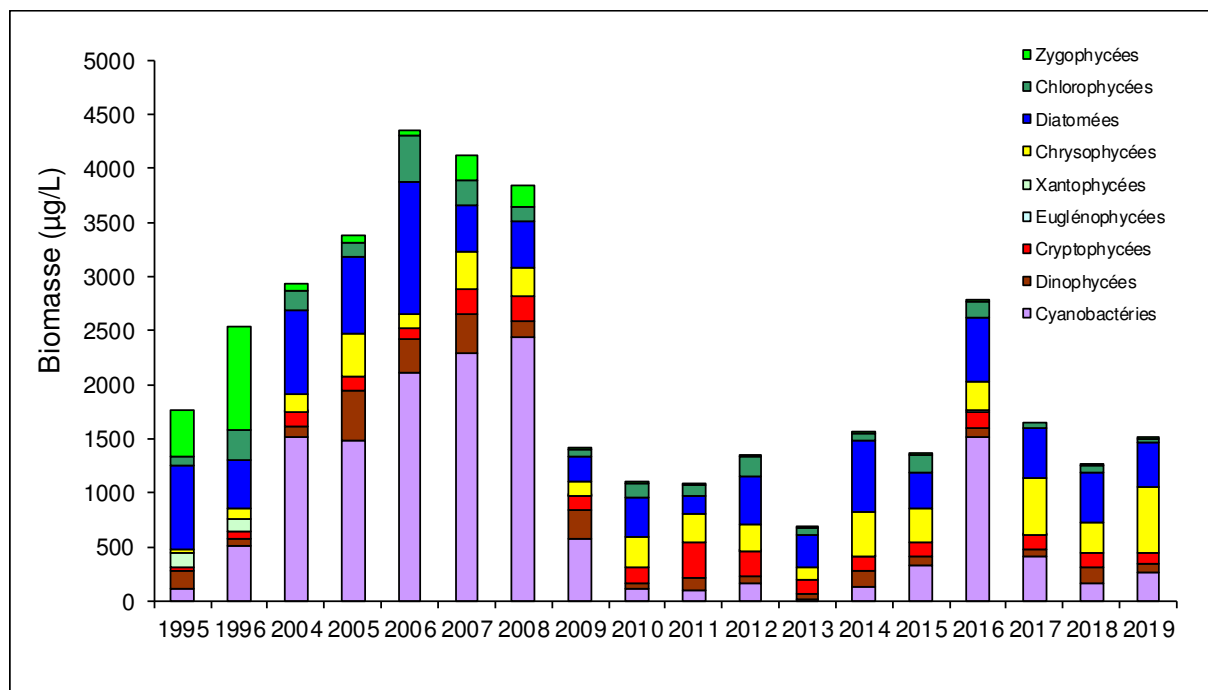


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

II.2.2. Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2018. 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.

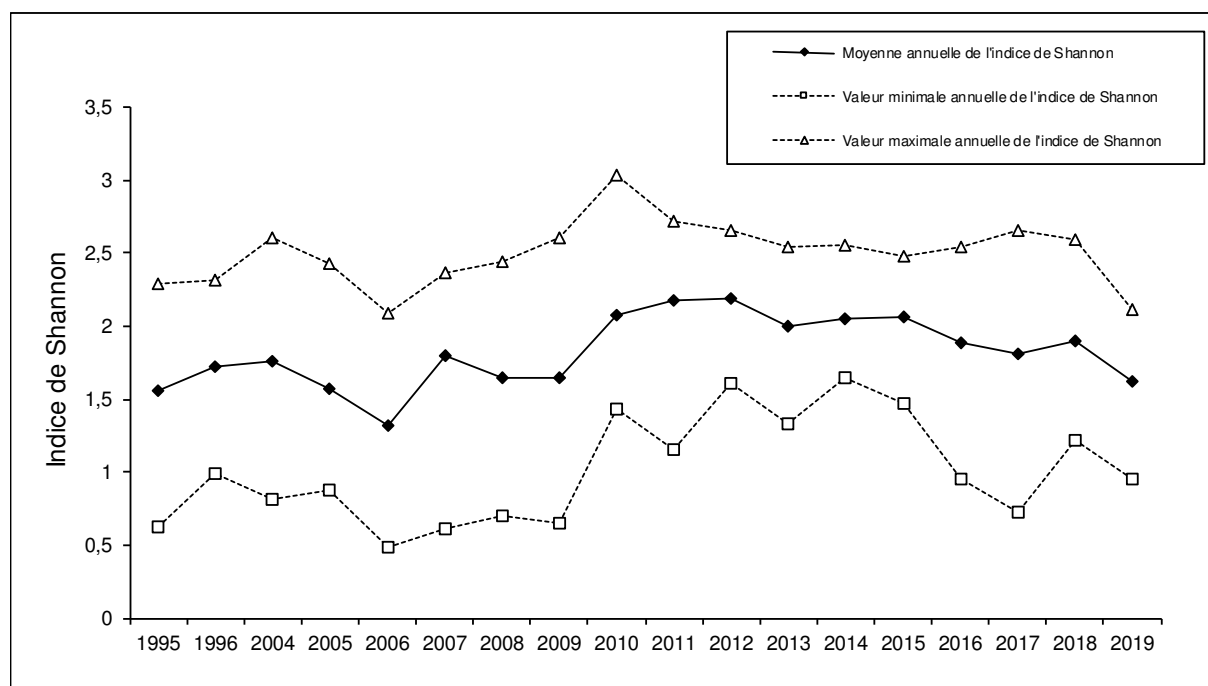


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon-Wiener

Les années antérieures à 2010 ont présenté des diversités relativement faibles qui s'expliquaient par la dominance de *P. rubescens*. Entre 2010 et 2018, les diversités annuelles ont été sensiblement plus élevées. L'année 2019 a présenté une diversité légèrement plus faible qu'en 2018 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 nutriment, 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 – 2019 (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 leur proportion relative depuis 2009. Il s'agit de groupes composés de diatomées (diatomées pennées et centriques). On remarque que c'est principalement le groupe D, composé de diatomées indicatrices de milieux de faible profondeur et/ou de crues dans le lac (ex : *Ulnaria acus*) qui devient le plus abondant.

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)

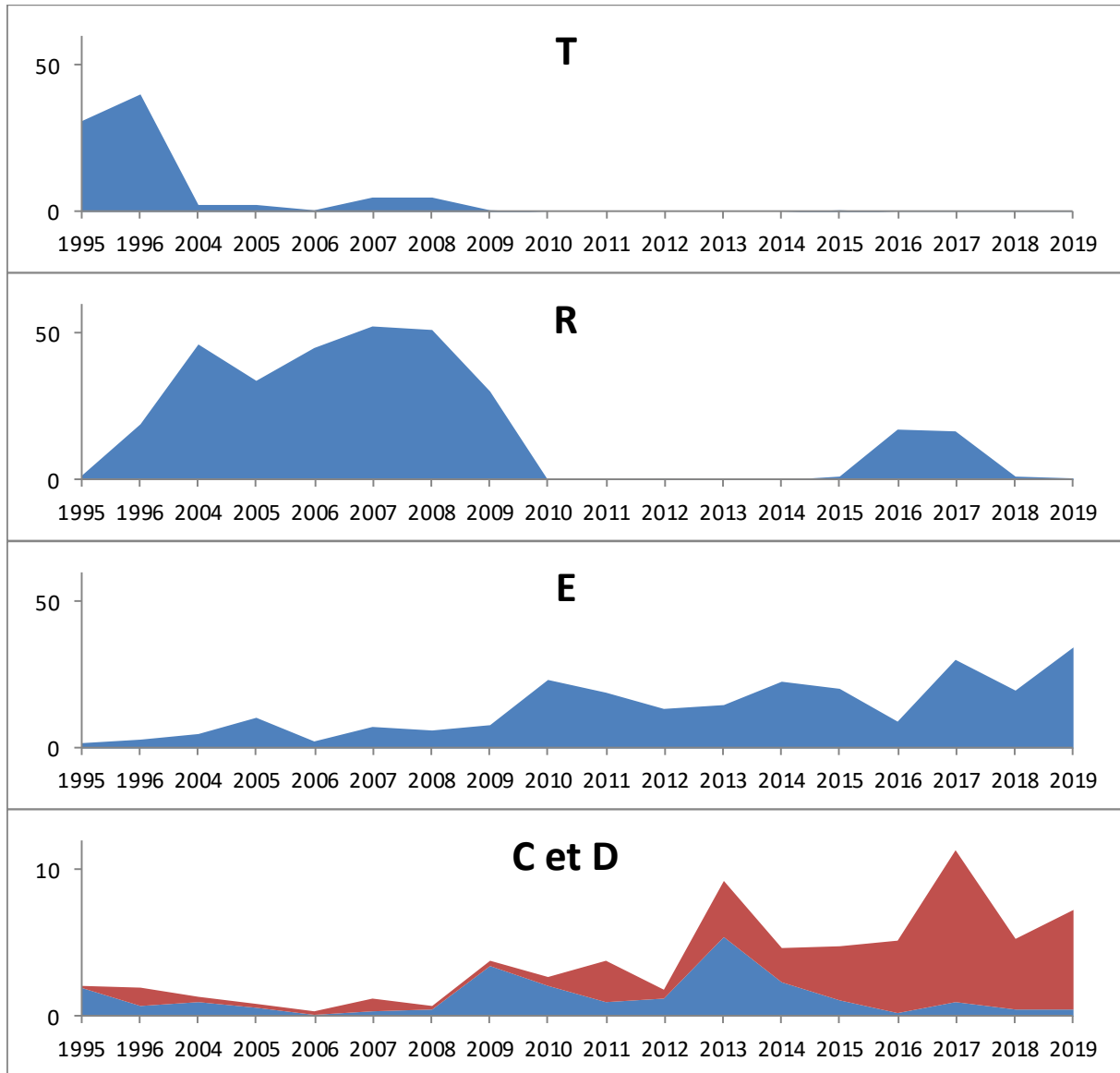


Figure 7 Dynamique interannuelle de la proportion exprimée en pourcentage de biomasse ($\mu\text{g.L}^{-1}$) de certains groupes fonctionnels selon (Reynolds *et al.* 2002)

Les valeurs de l'indice de Brettum depuis les années 2017 sont nettement plus élevées que les années précédentes. 2019 signe un nouveau record (Figure 8).

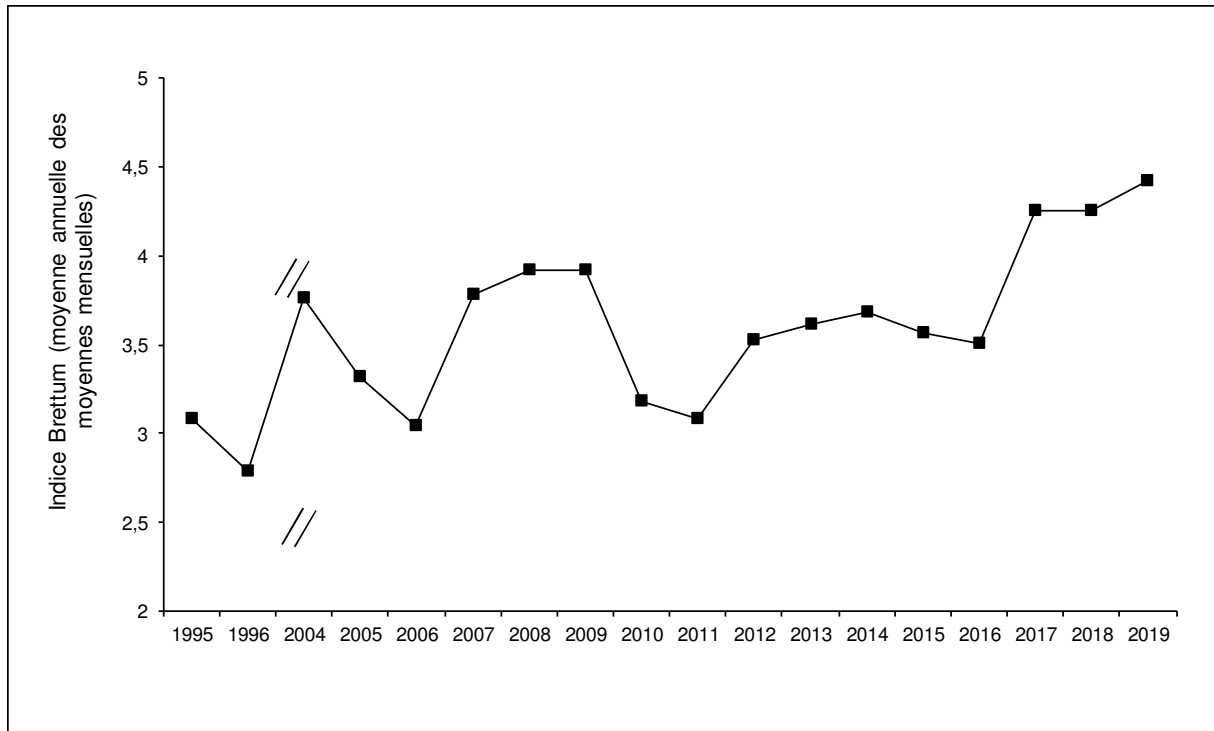


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

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 2019, la Figure 9 donnant cette évolution en biomasse depuis 1995.

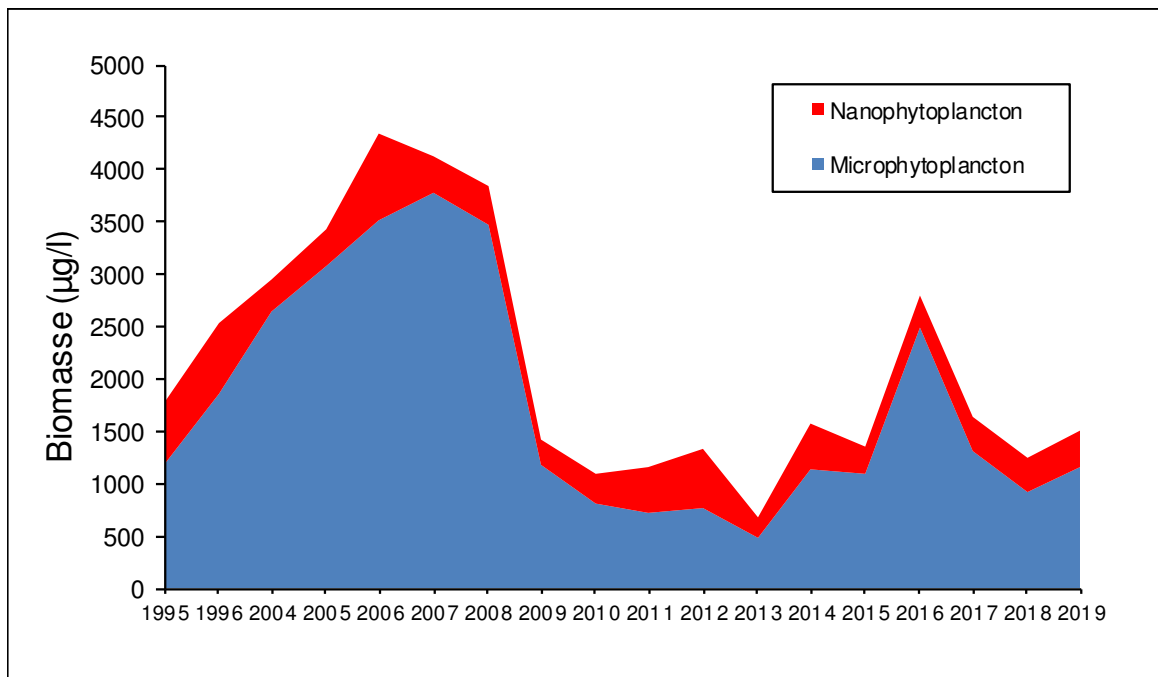


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques

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)

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

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 de nouveau une augmentation progressive de la proportion en microphytoplancton. Les années 2017 à 2019 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-Treytore *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 composent l'IPLAC (Laplace-Treytoure *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-Treytoure *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 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 2019 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 9 ci-dessous permet de mieux visualiser l'évolution de l'indice et de ses métriques constitutives au cours du temps. Sur les 3 dernières années (2016-2019), les résultats obtenus ont été clairement meilleurs que les années précédentes.

Tableau IV Résultats de l'IPLAC et classes d'état sur le lac du Bourget de 2004 à 2018

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

En regardant plus dans le détail (Figure 10), 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 0,463 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 0,713 de 2004 à 2019. On note qu'en 2019, la MCS est dans le très bon état (valeur supérieure à 0,80).

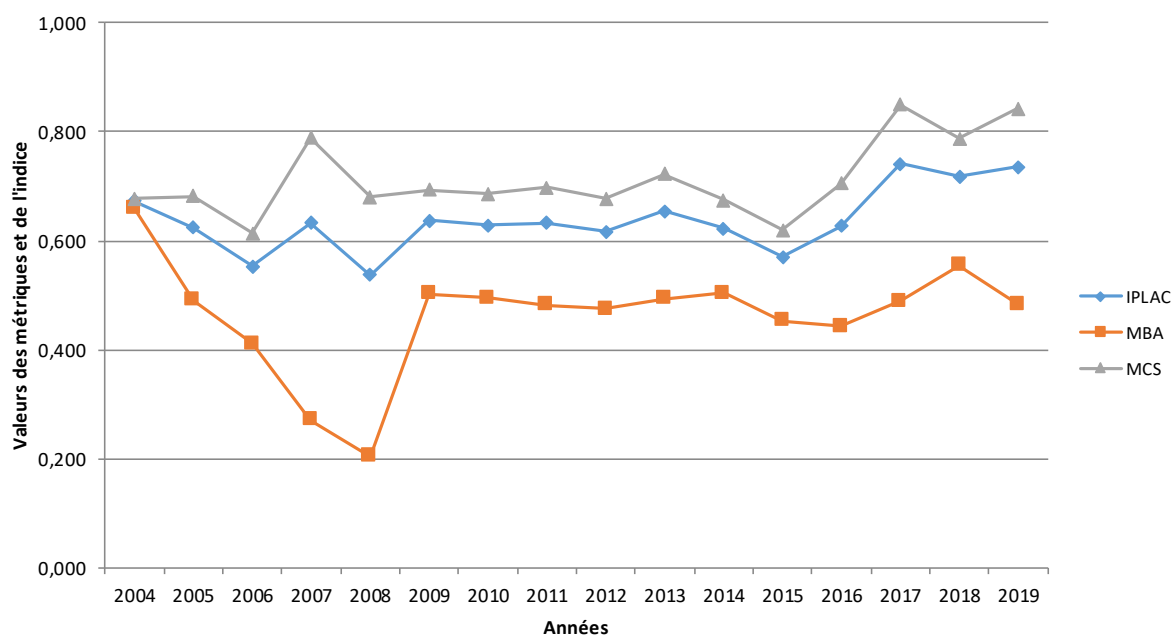


Figure 10 Résultats de l'IPLAC et de ses deux métriques constitutives sur le lac du Bourget de 2004 à 2018 (MCS= résultats de la Métrique de Composition Spécifique et MBA=résultats de la Métrique de Biomasse Algale)

Globalement, l'IPLAC et les 2 métriques, après une période plus perturbée de 2004 à 2009, sont restés très stables de 2009 à 2014. Puis, depuis 2015, une amélioration s'est fait ressentir du point de vue de la composition spécifique. En 2017, l'IPLac a connu sa valeur « record », 2019 s'en approchant fortement.

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). 2019 a logiquement suivi ce schéma.

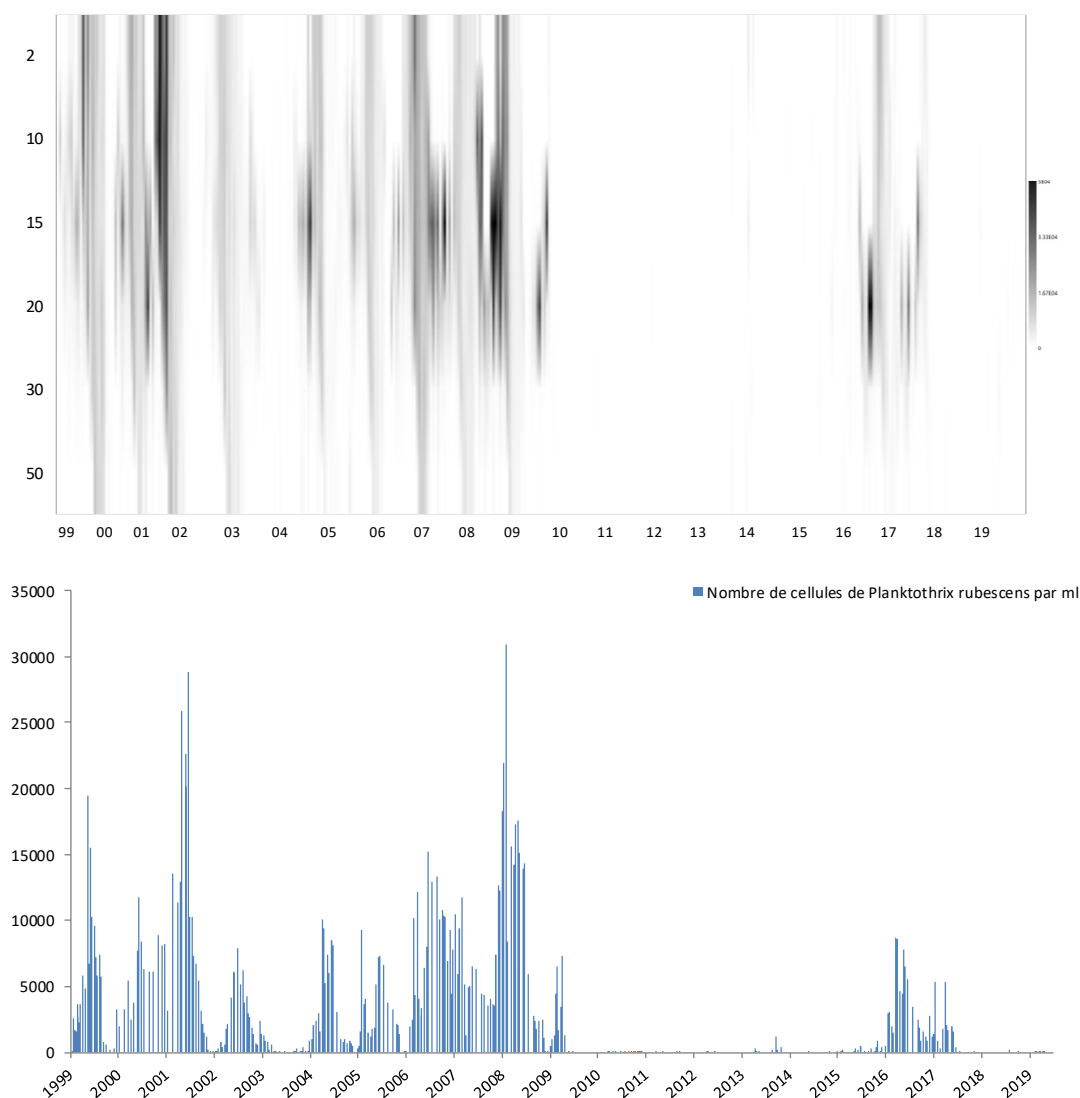


Figure 11 Evolution de la concentration cellulaire par profondeur et moyenne sur la profondeur 2-50 m de *P. rubescens* de 1999 à 2019

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).

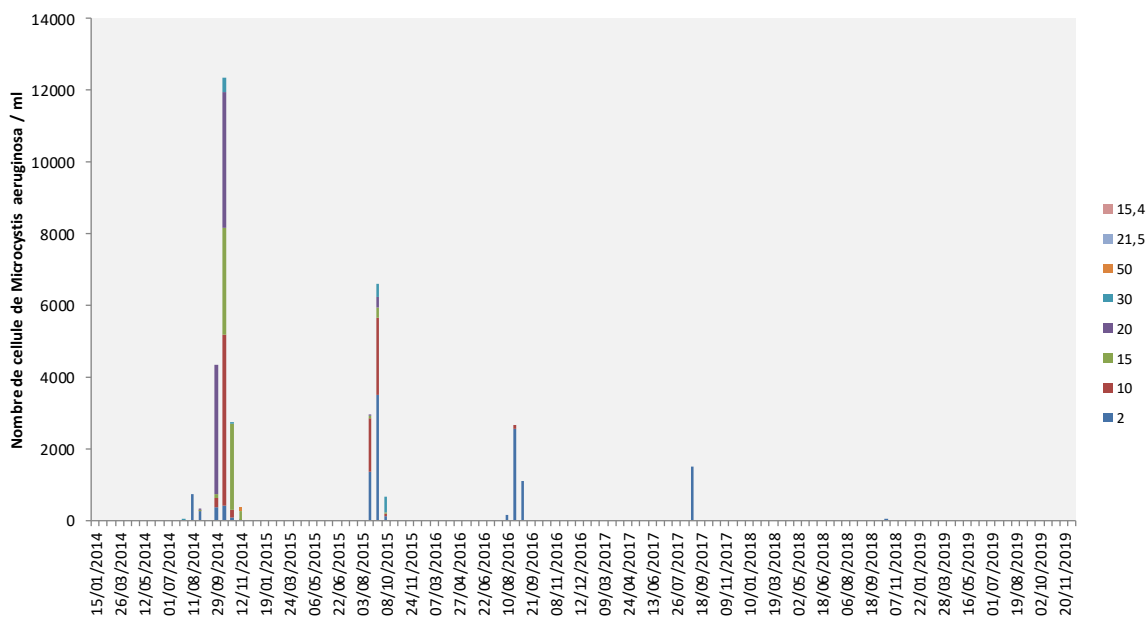


Figure 12 Evolution de la concentration cellulaire de *M. aeruginosa* depuis 2014 à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

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). 2019 n'a présenté que des biomasses très faibles.

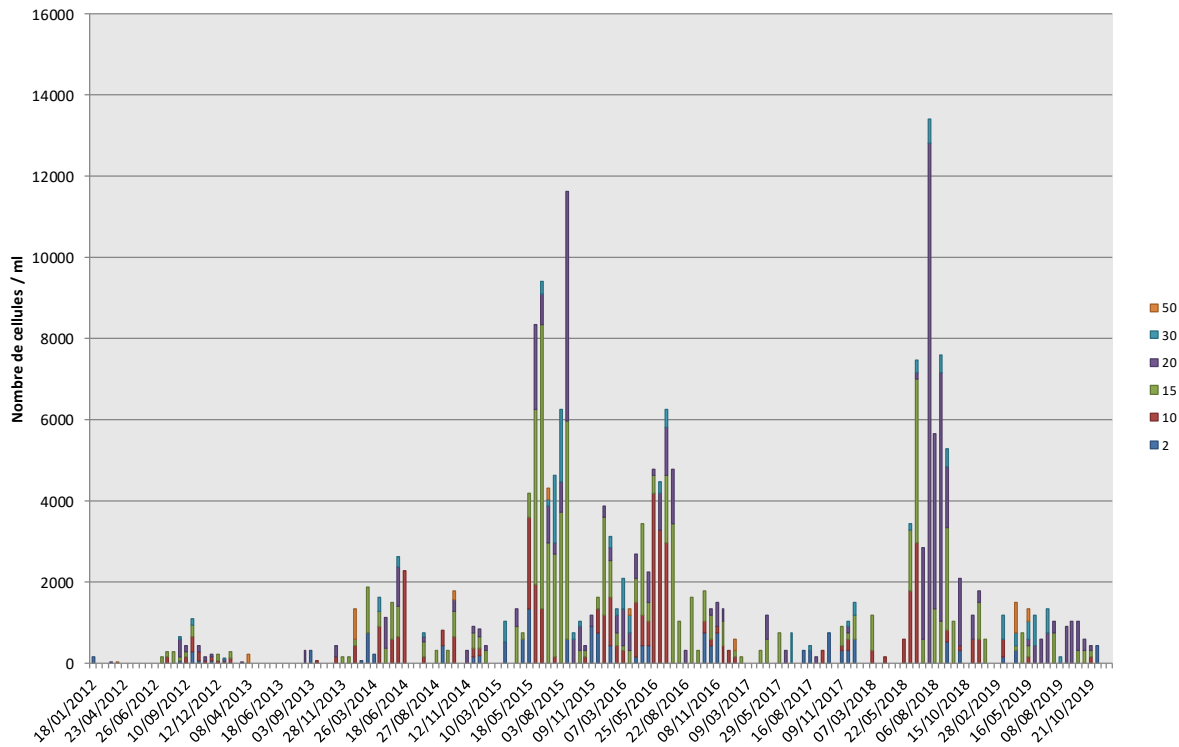


Figure 13 Evolution de la concentration cellulaire d'*A. flos-aquae* depuis 2012 à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

IV. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2019 peut être résumée de la manière suivante :

- Une phase hivernale (22/01 au 28/03) avec une biomasse faible dominée par une diatomée centrique (*Cyclotella costei*) indicatrice de milieux brassés et oligotrophes.
- Une phase printanière (9/04 au 19/06), pendant laquelle la biomasse croit fortement, largement dominée par des Chrysophycées indicatrices de milieux oligotrophes.
- Une phase estivale (01/07 au 19/08) présentant des biomasses faibles et équivalentes à celle de début d'année. La biomasse est à nouveau dominée par *Cyclotella costei*.
- Une phase de fin d'été et d'automne (04/09 au 06/11), pendant laquelle la biomasse augmente à nouveau du fait de Cyanobactéries non-toxiques, préférant les masses d'eau stratifiées et riches en nutriments.
- Une phase hivernale (20/11 au 17/12), dominée par *Cyclotella costei*. Les biomasses algales de fin d'année sont faibles.

L'évolution interannuelle : après une période avec des biomasses importantes entre 2004 et 2008 liées à des efflorescences de *Planktothrix rubescens*, la période 2009 à 2015 a présenté des biomasses deux fois plus faibles et la quasi absence de cette cyanobactérie filamenteuse toxique. *P. rubescens* est réapparue en 2016 et 2017. Les dernières années (2017 à 2019) sont caractérisées par des peuplements phytoplanctoniques clairement indicateurs de milieux méso-oligotrophes : l'indice de

Brettum est des valeurs nettement plus élevées que tout le restant de la chronique. Certaines espèces indicatrices de milieux oligotrophes présentent en 2018, mais surtout en 2019 des biomasses nettement supérieures aux années précédentes (ex : *Epipyxis polymorpha*, *Chrysolykos planktonicus*, *Kephyrion* et *Pseudokephyrion*).

ÉTUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTÉRIES

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 réoligotrophisation. De plus, les picocyanobactéries pourraient être favorisées dans un contexte de réchauffement des eaux. Plusieurs analyses sont proposées et portent sur l'année 2019 et sur l'ensemble de la période s'étalant entre 2003 et 2019 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).

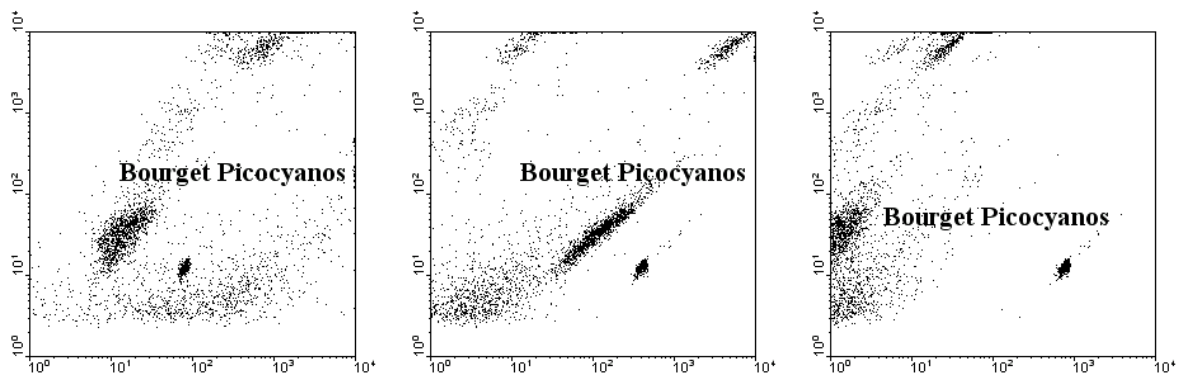


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant la communauté des picocyanobactéries basé sur des critères de fluorescence de la chlorophylle et de phycoérythrine ou encore de la « taille »

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2019

Les concentrations minimales, maximales et moyennes entre 2004 et 2019 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 2019, la concentration moyenne autour de $4,7 \times 10^4$ cellules mL^{-1} est la seconde valeur la plus élevée de la chronique (après 2017), significativement supérieure à la moyenne globale (e.g. $3,6 \times 10^4$ cellules mL^{-1}).

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2019

	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	$3,6 \times 10^5$	$4,7 \times 10^4$

En 2019, 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 d'avril plus de 3×10^4 cellules mL^{-1} (Figure 2). Il faut toutefois attendre le mois de juin pour observer des concentrations supérieures à 10^5 cellules. mL^{-1} . Comparativement, en 2017, les abondances des picocyanobactéries atteignaient dès le mois d'avril des concentrations excédant 10^5 cellules mL^{-1} pour des profondeurs s'étalant entre la surface et 15 m. En 2018, ces fortes valeurs n'étaient pas observées au printemps et les concentrations augmentaient régulièrement pour devenir

importantes pendant les mois d'été avec des valeurs régulièrement au dessus de 10^5 cellules mL^{-1} de mi juin à début septembre. En 2019, on enregistre des abondances supérieures à 10^5 cellules. mL^{-1} à 10 reprises, entre mi-juin et début octobre, de la surface jusqu'à 15 m. La valeur maximale de $3,57 \times 10^5$ cellules mL^{-1} est enregistrée mi juin à 10 m alors que cette (même) valeur maximale était enregistrée début aout à 10 m en 2018. Au cours de l'automne, les concentrations restent relativement élevées, toujours au dessus de 10^4 cellules mL^{-1} dans les eaux de surface (0-20 m).

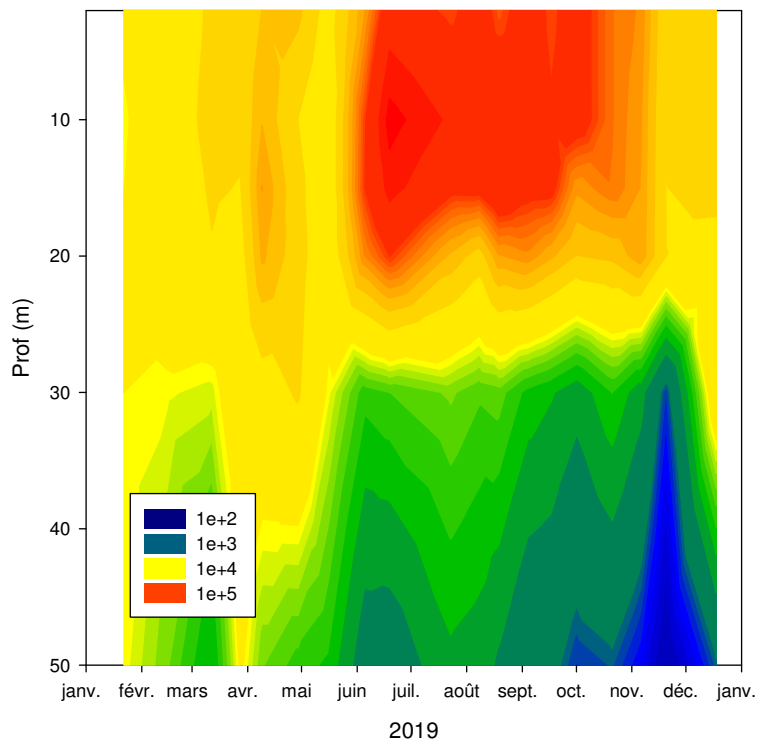


Figure 2 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 2 et 50 m pour l'année 2019

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 ».

La distribution de ces picocyanobactéries semble 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 2019

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=108). L'analyse a été conduite après normalisation des données. Près de 66% de la variance (comme en 2018 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 ($r=0,68$; $p<0,01$) 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 ($r=-0,54$; $p<0,01$) ou la profondeur ($r=-0,47$; $p<0,01$) 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. Comme pour les années précédentes, on note l'absence marquée d'une relation importante avec la ressource phosphorée (respectivement $r=-0,08$ et $r=0,14$ pour les orthophosphates et le phosphore total).

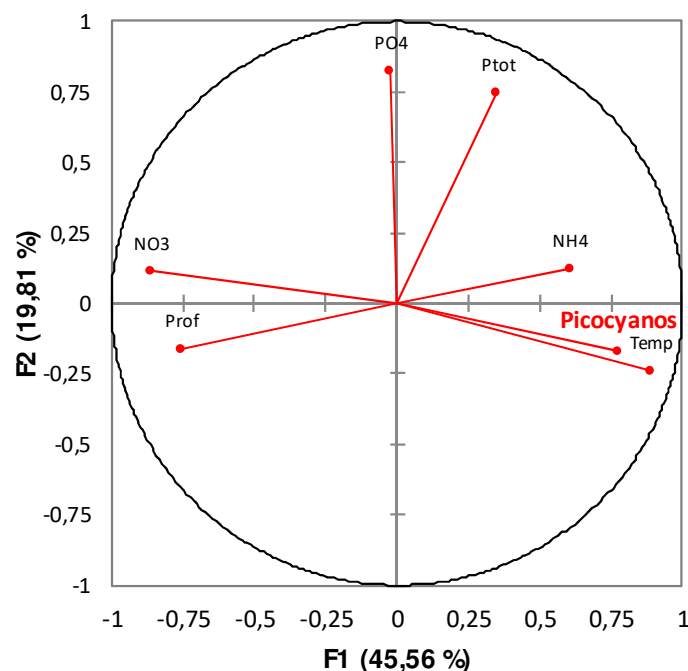


Figure 3 ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2019

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 2019

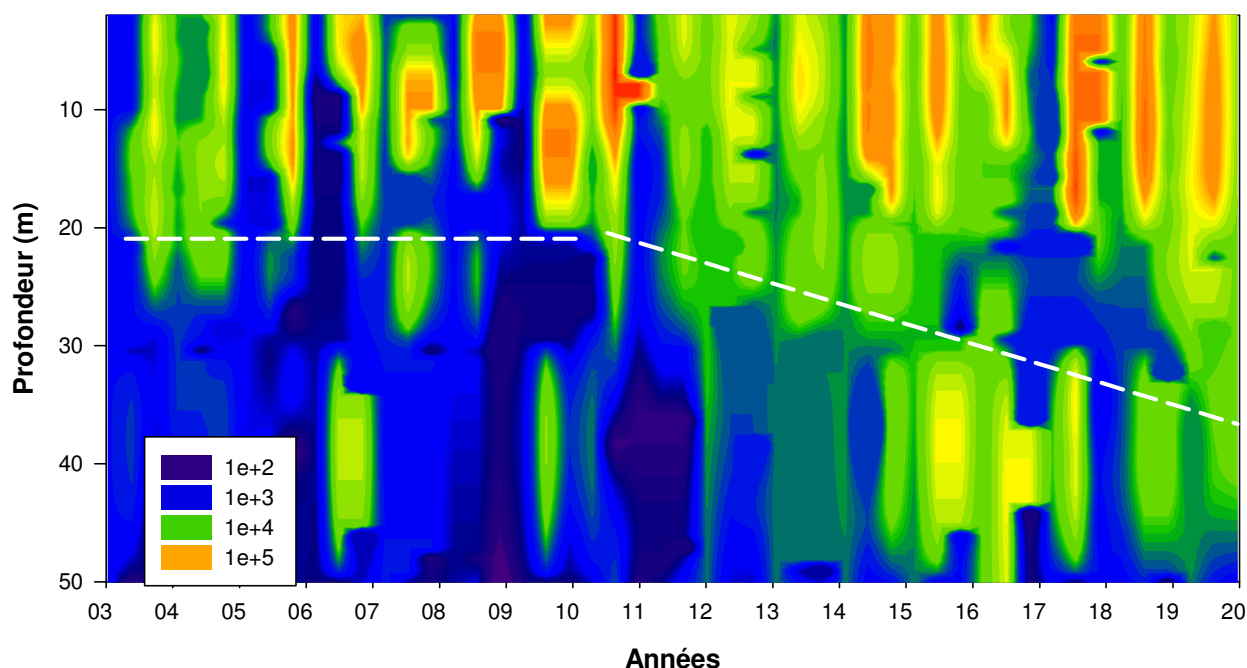


Figure 4 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2019 inclus

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 en 2019.

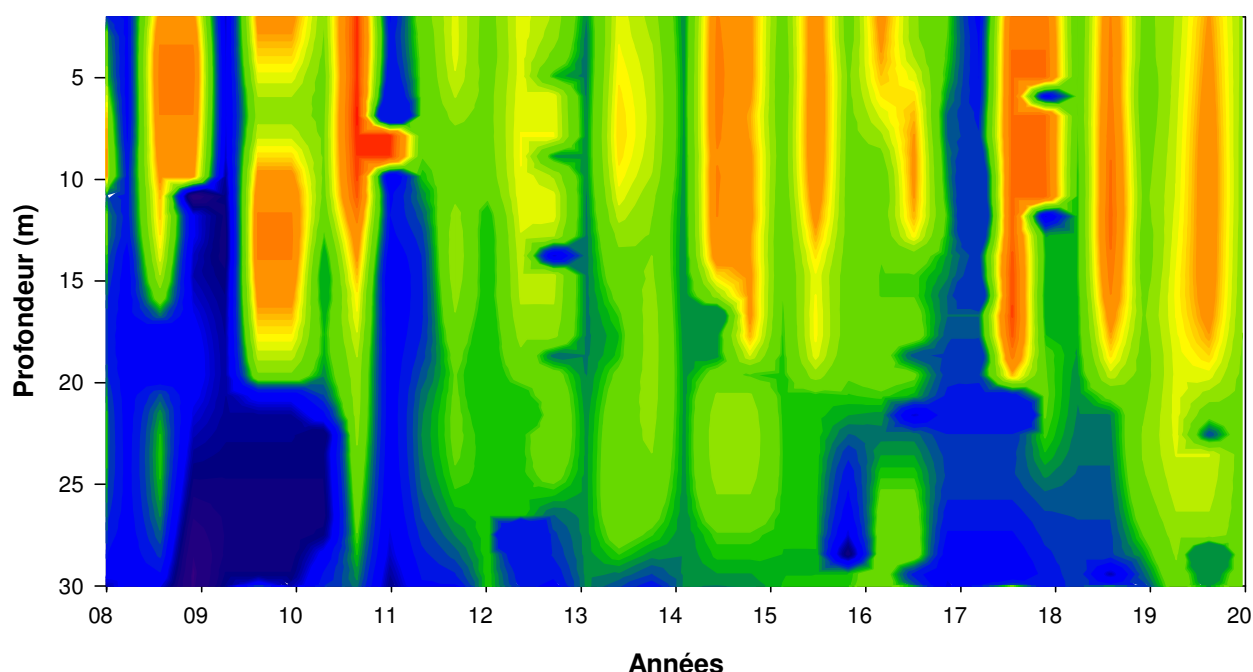


Figure 5 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 30 m entre 2008 et 2018 inclus révélant l'augmentation annuelle et l'approfondissement de la biomasse picocyanobactérienne

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 réalisée en routine, différentes picocyanobactéries issues du lac du Bourget ont été mises en culture et leur biovolume a été mesuré. Il a été trouvé que la plupart des cellules est oblongue avec un biovolume moyen de $1,5 \mu\text{m}^3$ (Jacquet non publié).

Les données phytoplanctoniques classiques étant obtenues sur la strate d'eau 0-18 m, la mesure des abondances picocyanobactériennes a également été effectuée sur l'échantillon d'eau intégrée 0-18 m utilisée pour l'analyse du phytoplancton, depuis 2012, parallèlement aux profondeurs

discrettes, générant ainsi à ce jour près d'une centaine de données. Une très bonne corrélation ($r=0,98$, $n=152$, $P<0,001$) 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 2019 (Jacquet non publié).

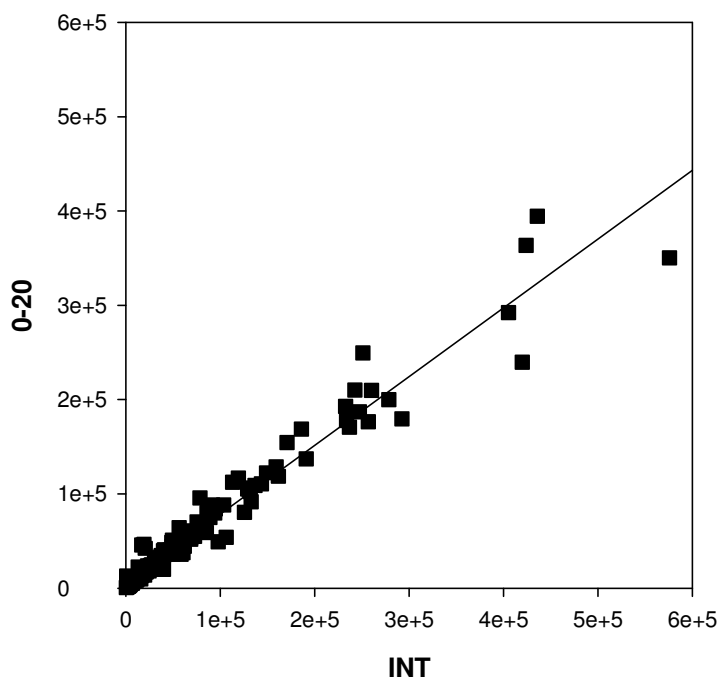


Figure 6 Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 2 et 20 m et celles obtenues dans l'échantillon intégré 0-18 m pour les années 2012 à 2019

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}) sont 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 sont 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. La valeur maximale est aussi enregistrée en juin pour 2019 alors que c'était en août en 2018.

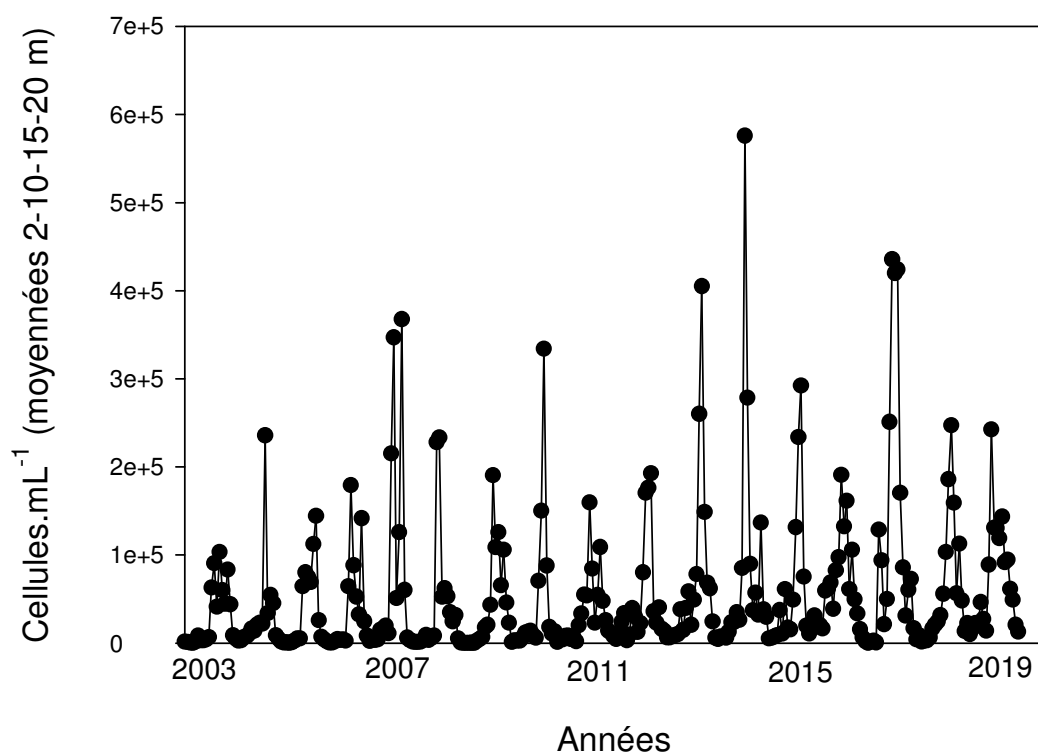


Figure 7 Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2019

Sur la période de 2004 à 2019 inclus, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté par les picocyanobactéries) fluctue entre 1,2 (en 2005) et 14,1% (en 2013) 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 3,9 entre les années avant 2009 et celles après 2009 (et pouvant, semble-t-il, être directement associée à la raréfaction de *P. rubescens*). Comparativement la proportion des formes nanoplanctoniques a été multipliée par 2,5.

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 les formes nanoplanctoniques étaient importantes en 2018, représentant près de 60% de l'ensemble du phytoplancton (les années précédentes, cette proportion n'excédant jamais 42%). 2019 est très peu différente de 2018 avec comme proportions respectives pour le pico-, nano- et microphytoplancton : 8,4%, 57,8% et 33,8%.

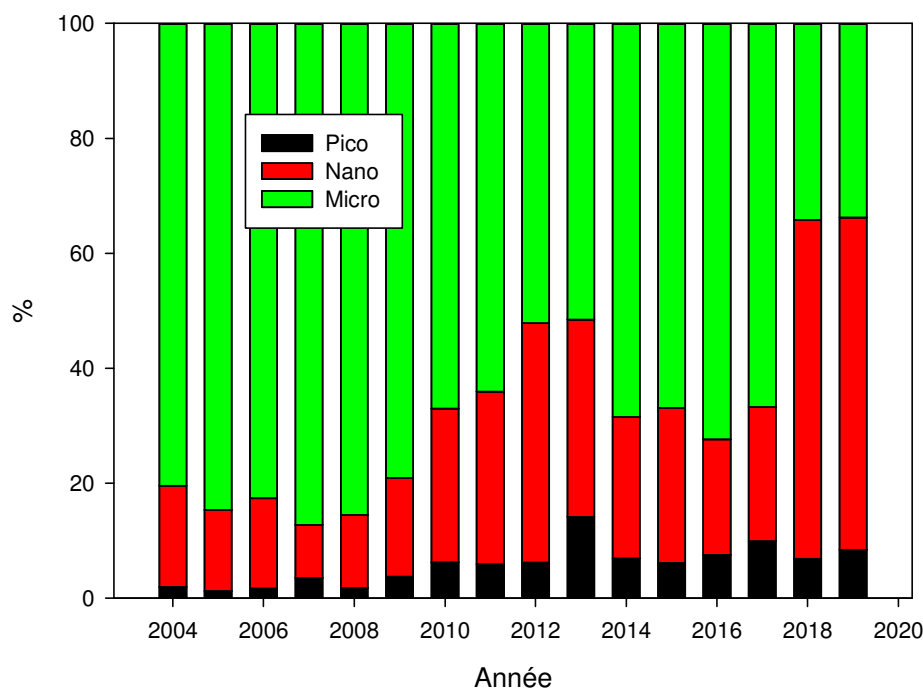


Figure 8 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac du Bourget depuis 2004

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 ($r=0,55$; $n=16$; $p<0,05$), qui révèle également que la valeur moyenne annuelle la plus élevée est enregistrée en 2017 avec $178 \mu\text{g L}^{-1}$. En proportion, ce compartiment est passé d' ~ 2 à 10% entre 2004 et 2019 de la biomasse phytoplanctonique totale (encart dans la Figure). En 2018 et 2019, on enregistre des valeurs assez comparables à celles de 2015 et 2016.

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).

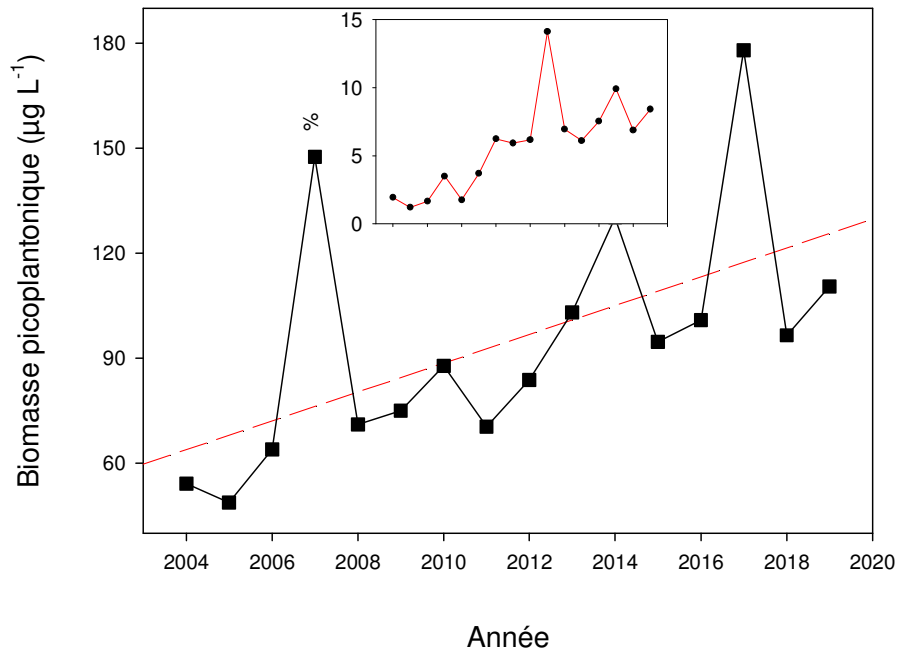


Figure 9 Evolution de la biomasse picophytoplanctonique dans le lac du Bourget depuis 2004

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} ($n=16$, $r=0,80$, $p<0,01$) ou P-PO₄ ($r=0,71$, $p<0,05$) alors que c'est l'inverse pour les formes phytoplanctoniques de grande taille ($r=0,74$ et $0,64$).

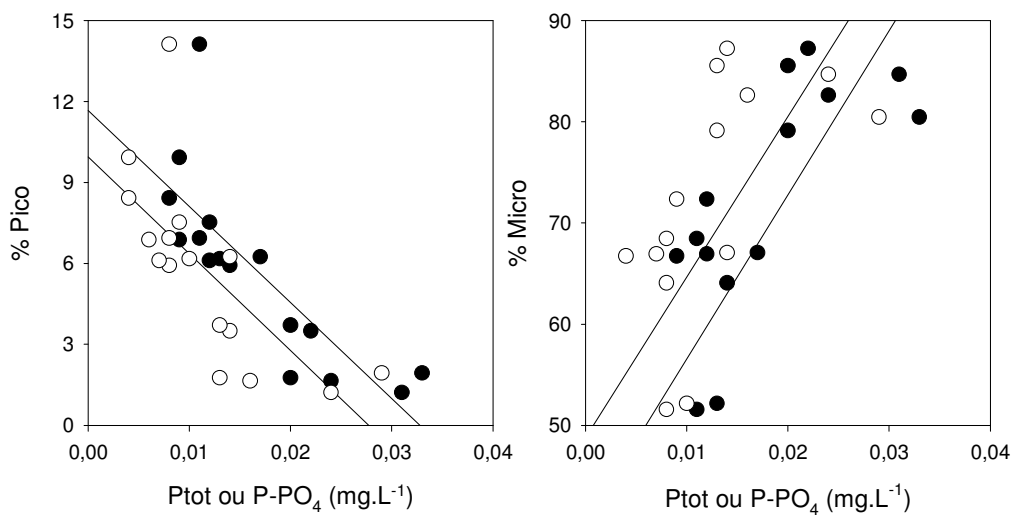


Figure 10 Relations inter-annuelles entre les proportions de picocyanobactéries (% Pico) ou du microphytoplancton (% Micro) et les concentrations en phosphore total ou en PO₄

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 négative avec la ressource phosphorée mais aussi une réponse à l'augmentation des températures des eaux de surface au cours de la dernière décennie.

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 2019. La seconde partie est consacrée aux tendances interannuelles de cette communauté, en relation avec la dynamique phytoplanctonique globale ou plus ciblée, sur la période 2004-2019.

I. Méthodologie

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2019 est identique à celui réalisé dans le cadre du suivi à long terme du Léman et du lac d'Annecy. L'échantillonnage, mensuel à bimensuel, s'effectue 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 sont fixés sur le bateau au formol à 5%. De retour au laboratoire, les échantillons sont conservés au frais et à l'obscurité, et les microcrustacés sont dénombrés, quelques jours à semaines plus tard, par espèce et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. 19 prélèvements ont pu être effectués et analysés en 2019, soit deux prélèvements pas mois exception faite des mois de janvier, février, avril, mai et décembre.

II. Dynamique saisonnière du zooplancton crustacéen

En milieu lacustre, le zooplancton se compose essentiellement de deux grandes classes: les crustacés et les rotifères. Le mode d'échantillonnage appliqué lors du suivi routinier du lac du Bourget est surtout adapté à l'étude du zooplancton crustacéen mais se révèle assez sélectif quant à la collecte des rotifères. Cette étude porte par conséquent uniquement sur les microcrustacés, qui se subdivisent en deux principales sous-classes : les branchiopodes et les copépodes. L'ordre des cladocères appartient à la sous-classe des branchiopodes. En milieu pélagique des lacs périalpins français, la sous-classe des copépodes se compose, quant à elle, de deux ordres, les cyclopidés et les calanidés.

Le nombre de taxons crustacéens observés chaque année oscille entre 11 et 14, pour un total de 15 espèces de crustacés identifiées depuis la mise en place du suivi en 2004. Ces 15 taxons comprennent une unique espèce de copépode calanoïde (*Eudiaptomus gracilis*), 6 taxons de copépodes cyclopidés (*Acanthocyclops robustus*, *Cyclops prealpinus + vicinus*, *Cyclops* sp., *Megacyclops viridis*, *Mesocyclops leuckartii*, *Thermocyclops crassus*) et 8 taxons branchiopodes (*Bosmina longirostris*, *Bythotrephes longimanus*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia longispina*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Eubosmina coregoni*, *Eubosmina longispina* et *Leptodora kindtii*). E.

coregoni, *M. leuckarti*, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont toutefois pas été observés ou seulement très ponctuellement depuis 2010. En cohérence avec les années précédentes, les espèces suivantes n'ont pas été observées en 2019 : *B. longirostris*, *E. coregoni*, *M. leuckarti*, *C. vicinus*, *A. robustus*, *M. viridis*. Les autres espèces ont été observées régulièrement au cours de l'année, et généralement, d'une année sur l'autre.

La comparaison du biovolume sédimenté entre 2015 et 2019 (Figure 1) révèle une tendance à la baisse. La moyenne annuelle était de 112 ml m⁻² en 2015 et a diminué progressivement pour n'atteindre que 49 ml m⁻² en 2019. Comparativement aux années précédentes, les biovolumes zooplanctoniques sédimentés en 2019 ont été plus faibles tout au long de l'année. La tendance bimodale typique des lacs mésotrophes reste toutefois bien visible avec des pics récurrents au printemps (avril-mai) et en fin d'été (août-septembre).

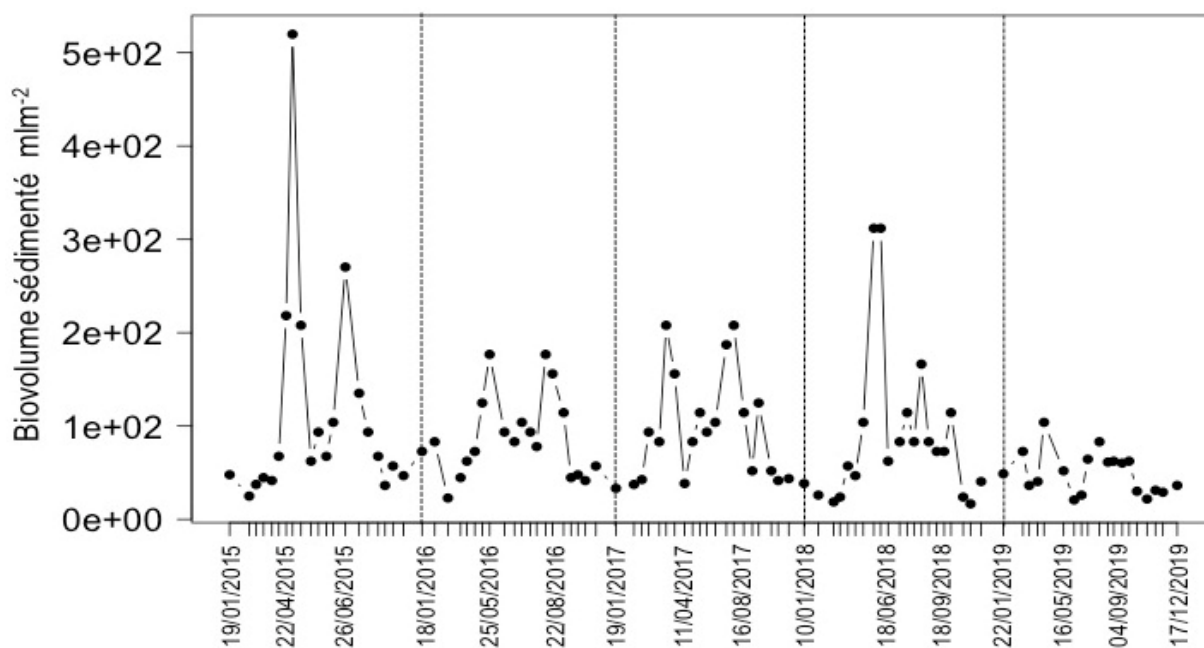


Figure 1 Dynamique comparative du biovolume zooplanctonique sédimenté au lac du Bourget de 2015 à 2019

La dynamique des abondances des trois familles crustacéennes (Figure 2) a suivi en 2019 une dynamique saisonnière atypique pour les lacs tempérés, avec des pics en janvier et en décembre dus au développement des calanoïdes, ne se traduisant pas pour autant par l'augmentation concomitante du biovolume sédimenté.

L'abondance des cladocères et des calanoïdes a suivi la tendance bimodale attendue, avec des pics observés au printemps et en fin d'été ou en automne. Dans le détail, on observe que les calanoïdes avaient déjà une abondance relativement haute à la fin de l'hiver, et étaient suivis par les cyclopoïdes qui représentaient également une partie importante de l'abondance (55% et 34% des effectifs totaux respectivement).

Les cladocères sont restés peu abondants jusqu'au début du printemps, le pic d'abondance principal étant observé le 9 avril (10^5 ind m^{-2}), correspondant également au pic de développement printanier des cyclopoïdes (10^5 ind m^{-2}) et des calanoïdes ($1,7 \times 10^5$ ind m^{-2}).

Tout comme en 2018, 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. Finalement, après l'automne, un développement exceptionnel des cyclopoïdes (en novembre) et des calanoïdes (en décembre) a été enregistré.

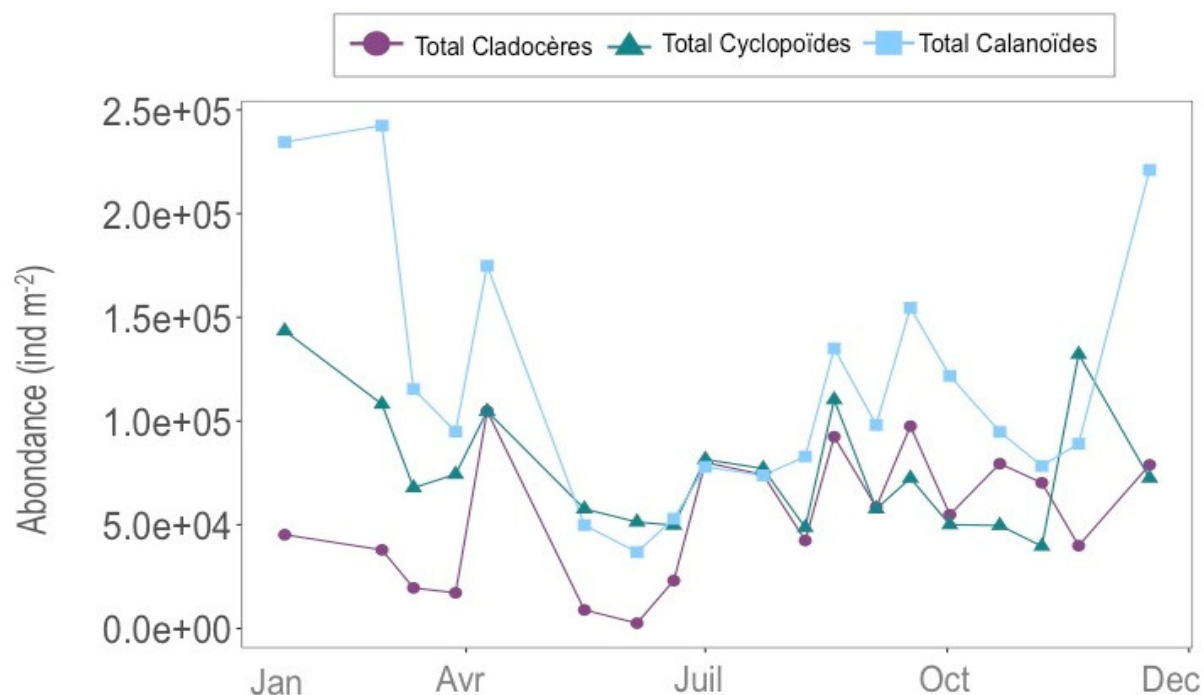


Figure 2 Dynamique saisonnière des différentes classes de micro-crustacés au lac du Bourget en 2019

L'abondance des cladocères herbivores, représentés par les espèces *Daphnia longispina*, *Eubosmina longispina* et *Diaphanosoma brachyurum*, a suivi un schéma de succession bimodale (Figure 3) assez reproductible d'une année à l'autre depuis le début des suivis.

L'espèce la plus abondante est *D. longispina* qui a dominé en 2019 la communauté pendant toute la période printanière avec un pic d'abondance principal ($10,3 \times 10^4$ ind m^{-2}) enregistré le 9 avril.

Pendant l'été, un changement dans la dominance au sein de la communauté a été noté et en septembre c'est l'espèce thermophile *D. brachyurum* qui est devenue plus abondante ($10,3 \times 10^4$ ind m^{-2}), représentant 66% des effectifs totaux des cladocères herbivores.

En fin d'année, *E. longispina* est alors devenue l'espèce dominante, avec un pic d'abondance de 6×10^4 ind m^{-2} le 21 octobre, correspondant à 83% des effectifs totaux de la communauté.

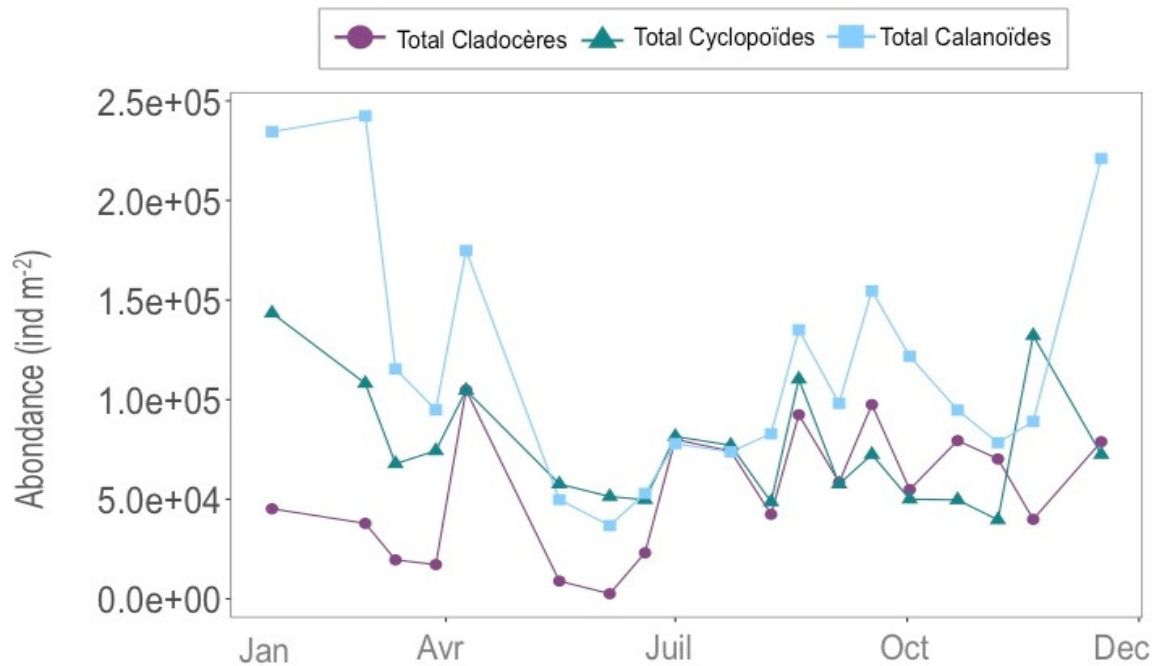


Figure 3 Evolution saisonnière de la composition des cladocères herbivores au lac du Bourget en 2019

Les cladocères prédateurs ont présenté, comme cela est de règle, des abondances de plusieurs ordres de grandeurs inférieures par rapport aux cladocères herbivores (Figure 4). *Bythotrephes longimanus* était la seule espèce présente en début d'année jusqu'au printemps, avec des abondances très faibles ; la moyenne sur toute l'année étant de 192 ind m⁻² et le maximum observé le 16 mai a été de 509 ind m⁻². *L. kindtii* apparaît typiquement en début d'été et sa période de développement principale a donc eu lieu pendant la saison chaude et le pic majeur ($7,2 \times 10^3$ ind m⁻²) a été enregistré le 23 juillet. *B. longimanus* a également été présent dans la communauté en été jusqu'au mois d'octobre en faible abondance. La dynamique saisonnière des cladocères prédateurs est donc très différente par rapport à la dynamique des cladocères herbivores, notamment à cause de la période de croissance quasiment limitée à l'été, seule période où les effectifs de *L. kindtii* dépassent les 1000 ind m⁻². Malgré les faibles abondances, ces deux espèces sont toutefois connues pour jouer un rôle important en tant que lien trophique intermédiaire, en exerçant une prédation forte sur les petites formes crustacéennes (Manca & Comoli 1995) et en représentant une proie préférentielle pour les poissons en été.

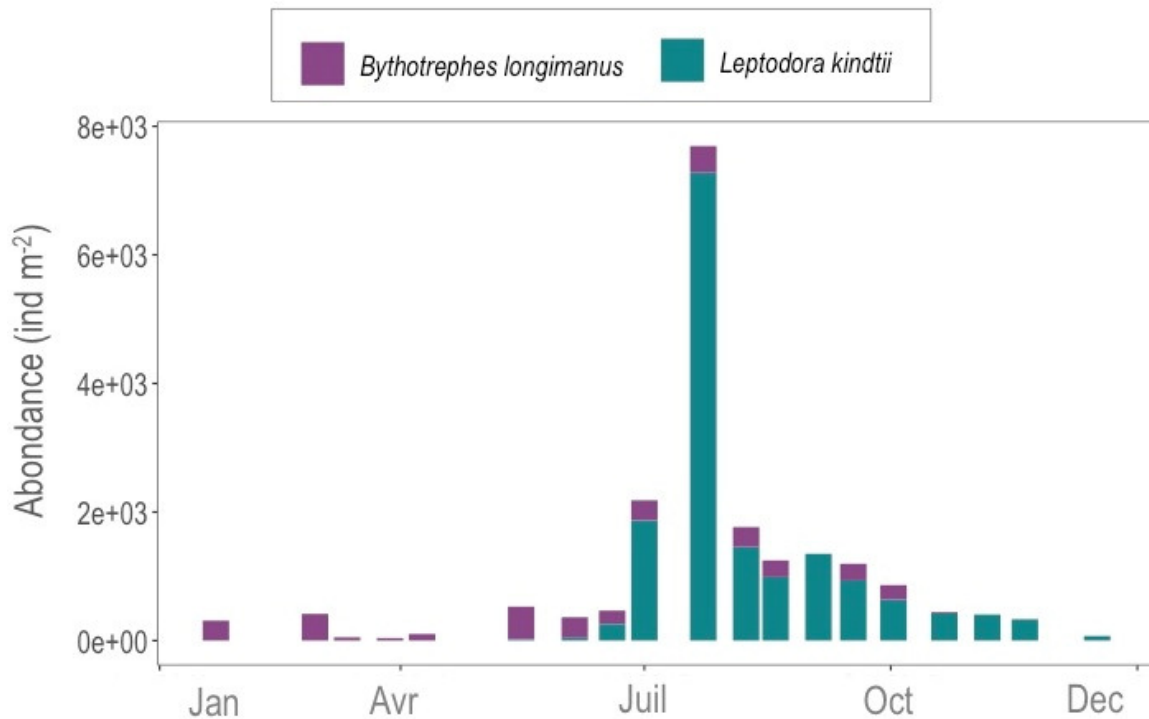


Figure 4 Evolution saisonnière de l'abondance des cladocères prédateurs au lac du Bourget en 2019

Les copépodes cyclopoïdes ont été caractérisés par une augmentation de leurs effectifs dès le début d'année (Figure 5), principalement due au développement de *C. prealpinus* (les nauplii et ensuite les adultes), qui est resté l'espèce principale de la communauté des cyclopoïdes jusqu'au mois de juillet. Pendant l'été, une succession a semblé s'opérer entre ces deux espèces et la dominance de *C. prealpinus* a progressivement été remplacée par *Thermocyclops crassus*. Les deux espèces ont coexisté le 8 juillet, représentant respectivement 52% et 47% des effectifs. Ensuite *T. crassus* est devenue dominante jusqu'à représenter 90% des effectifs totaux le 20 novembre. Bien que décrite comme une espèce thermophile, *T. crassus* a été prépondérante tout au long de l'automne et de l'hiver en 2019.

Eudiaptomus gracilis est la seule espèce de copépode calanoïde présente au lac du Bourget et sa dynamique saisonnière (Figure 6) a été assez comparable à celle des cyclopoïdes (Figure 5). On observe en 2019 également un développement exceptionnel en hiver avec des abondances élevées (maximum $2,4 \times 10^5$ ind m⁻²) comparées aux pics usuels enregistrés en avril ($1,7 \times 10^5$ ind m⁻²) et en fin d'été ($1,5 \times 10^5$ ind m⁻²).

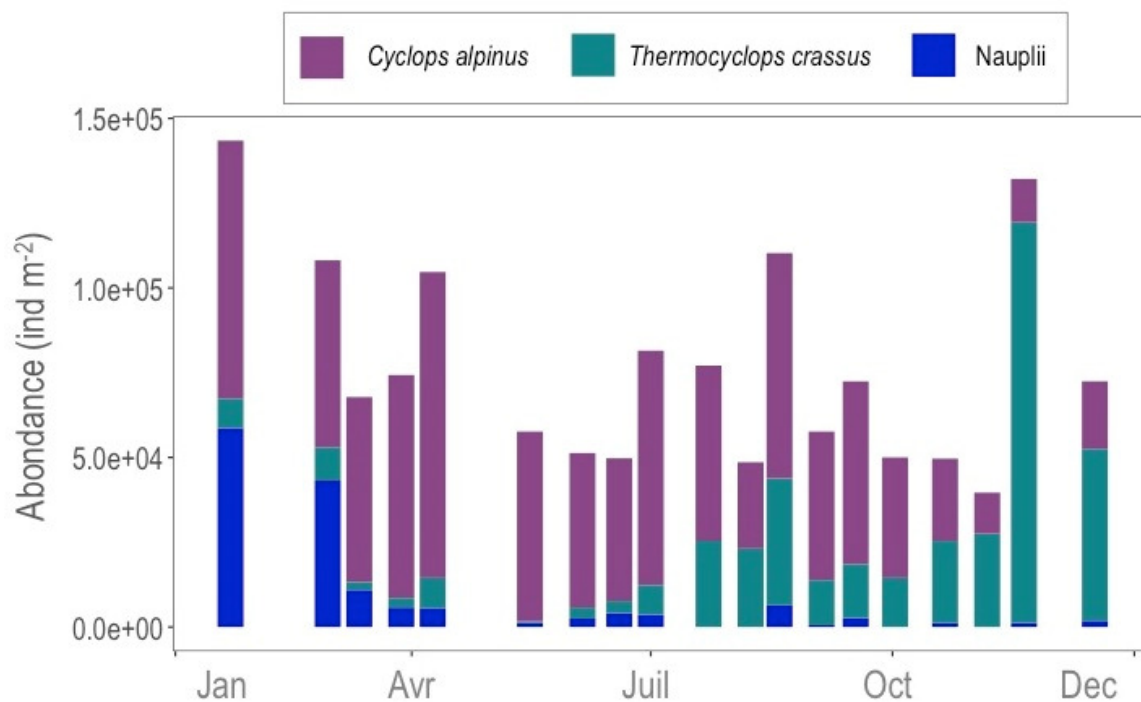


Figure 5 Evolution de la composition des copépodes cyclopoïdes au lac du Bourget en 2019

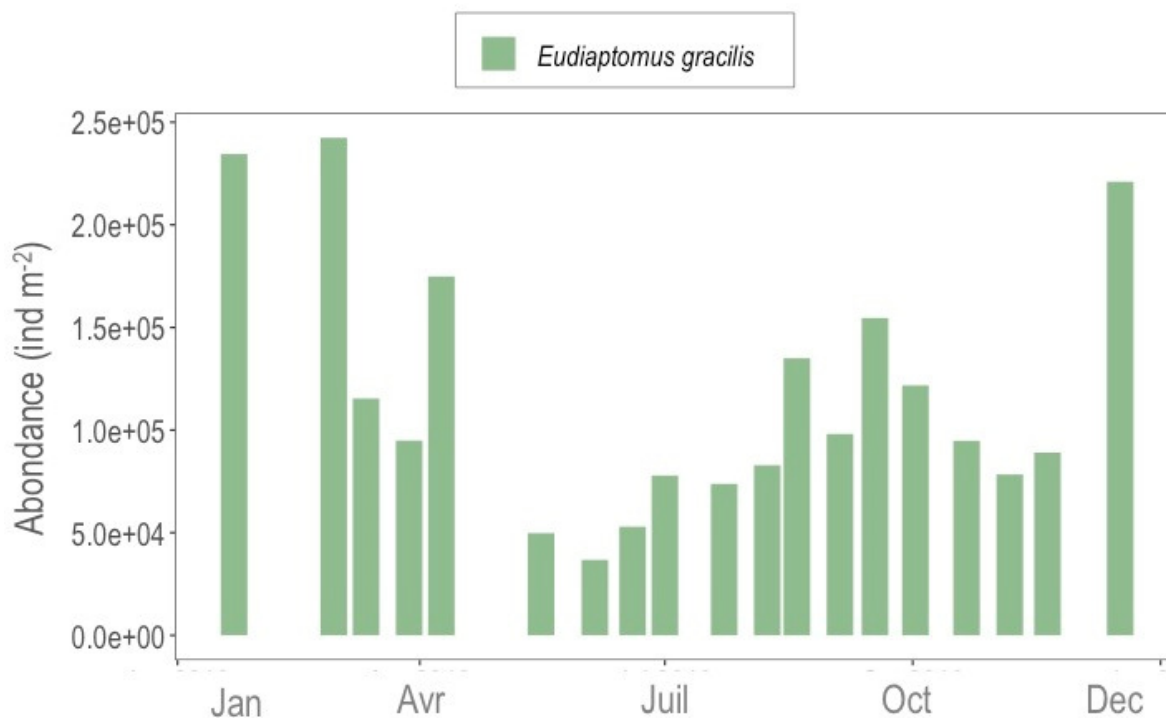


Figure 6 Evolution de l'abondance des calanoïdes (*Eudiaptomus gracilis*) au lac du Bourget en 2019

Pour la première fois dans ce rapport, l'analyse des stratégies trophiques (herbivores vs. prédateurs) des différentes espèces composant la communauté zooplanctonique est proposée, afin de

permettre une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques à l'échelle annuelle.

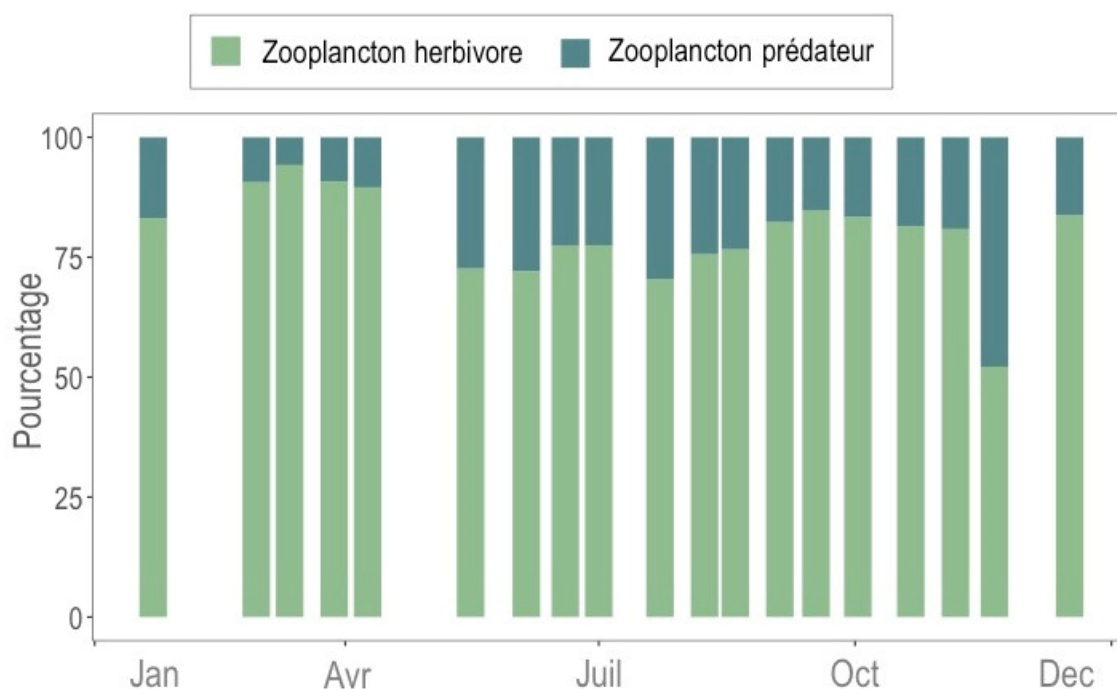


Figure 7 Pourcentage des effectifs des herbivores et des prédateurs au lac du Bourget en 2019

Les espèces herbivores (i.e. les cladocères *Daphnia longispina*, *Eubosmina longispina* et *Diaphanosoma brachyurum*, le calanoïde *E. gracilis* et les nauplii des cyclopoïdes) constituent une partie importante de la communauté totale zooplanctonique (Figure 7). En 2019, ils ont représenté en moyenne 79% des effectifs totaux et ont été notamment prépondérants en début de printemps ; le pic majeur de 94% des effectifs étant atteint le 12 mars. Les cladocères prédateurs sont devenus plus importants en été, sans toutefois dépasser 29% des effectifs totaux (le 23 juillet). En automne on a observé à nouveau le zooplancton herbivore être dominant dans la communauté zooplanctonique, le 2 octobre révélant un deuxième pic à hauteur de 84% des effectifs totaux. En novembre on observait le seul moment de l'année avec une répartition presque égale entre organismes herbivores (52%) et prédateurs (48%).

Les espèces herbivores ont donc été prépondérantes dans la communauté zooplanctonique en 2019. Leur dynamique est 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. Ces espèces ont donc été dominantes aux différents moments de l'année en lien avec la disponibilité de la biomasse algale, et notamment d'espèces de petite taille et de bonne qualité nutritionnelle telles que les Diatomées et les Chrysophycées qui ont effectivement constitué une partie importante de la communauté phytoplanctonique au printemps et en automne.

Le zooplancton étant une ressource clef pour les consommateurs supérieurs tels que les poissons, il n'en reste pas moins important qu'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 2004-2019

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen en 2019 (Figure 8) montre une tendance à la hausse contrairement aux années précédentes, avec $4,4 \times 10^5$ ind m^{-2} en 2019 contre par exemple $2,8 \times 10^5$ ind m^{-2} en 2018. La valeur de 2019 a en effet été la plus élevée enregistrée depuis 2004 et comparable à celles de 2005 et 2011 (avec $4,1 \times 10^5$ ind m^{-2}). Toutes les autres années, l'abondance moyenne annuelle était inférieure, la valeur la plus basse étant de $2,71 \times 10^5$ ind m^{-2} en 2013.

Le changement par rapport aux années précédentes est notamment dû, en 2019, aux abondances majeures des deux groupes de copépodes, les calanoïdes et les cyclopoïdes. Les calanoïdes ont en effet enregistré une abondance plus élevée en 2019 comparée à 2018 (respectivement $2,4 \times 10^5$ ind m^{-2} vs. $1,1 \times 10^5$ ind m^{-2}) et surtout par rapport aux années précédentes (la moyenne 2004-2018 étant de $1,2 \times 10^5$ ind m^{-2}). Ces chiffres ont surtout été associés au développement exceptionnel d'*Eudiaptomus gracilis* pendant les mois d'hiver.

Les cladocères, par contre, ont révélé une dynamique inverse et une tendance à la baisse pendant la période 2009-2013, qui semblait être stable depuis quelques années. Bien qu'en 2019 les effectifs de *Daphnia sp.* aient encore diminué, cela reste un cas isolé dans la dynamique interannuelle, et il est difficile pour l'instant de conclure que la population continue de diminuer.

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 (Figure 9). A l'échelle interannuelle, les effectifs totaux de microcrustacés semblent indépendants de la biomasse phytoplanctonique moyenne annuelle (Figure 9a), bien qu'on observe une correspondance plus marquée se dessiner entre les deux communautés à partir de 2013. En effet, en regardant plus dans le détail, une correspondance peut être observée entre les effectifs moyens annuels du zooplancton herbivore et la dynamique d'abondance des biomasses moyennes annuelles des classes algales de bonne qualité nutritionnelle, telles que les Diatomées et les Chrysophycées (Figure 9b). Cette correspondance s'estompe sur la période 2006-2011, période où on observe toutefois le maintien des effectifs de microcrustacés herbivores en dépit d'une diminution marquée des biomasses phytoplanctoniques. A cette époque la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* était présente régulièrement dans le Lac du Bourget et caractérisée par des biomasses exceptionnelles, notamment celles enregistrées en 2008 et 2009. Bien que potentiellement toxique et moins riche du point de vue de la qualité nutritionnelle, cette espèce peut être utilisée en tant que ressource

notamment par les espèces zooplanctoniques de petite taille (Perga *et al.* 2012), et il est possible qu'elle ait soutenu la croissance et la reproduction des consommateurs herbivores.

La correspondance entre Diatomées, Chrysophycées et zooplancton herbivore se découple à nouveau en 2019, notamment à cause de la baisse des effectifs des consommateurs herbivores, mais qui ne correspond pas à une baisse de ressources nutritionnelles.

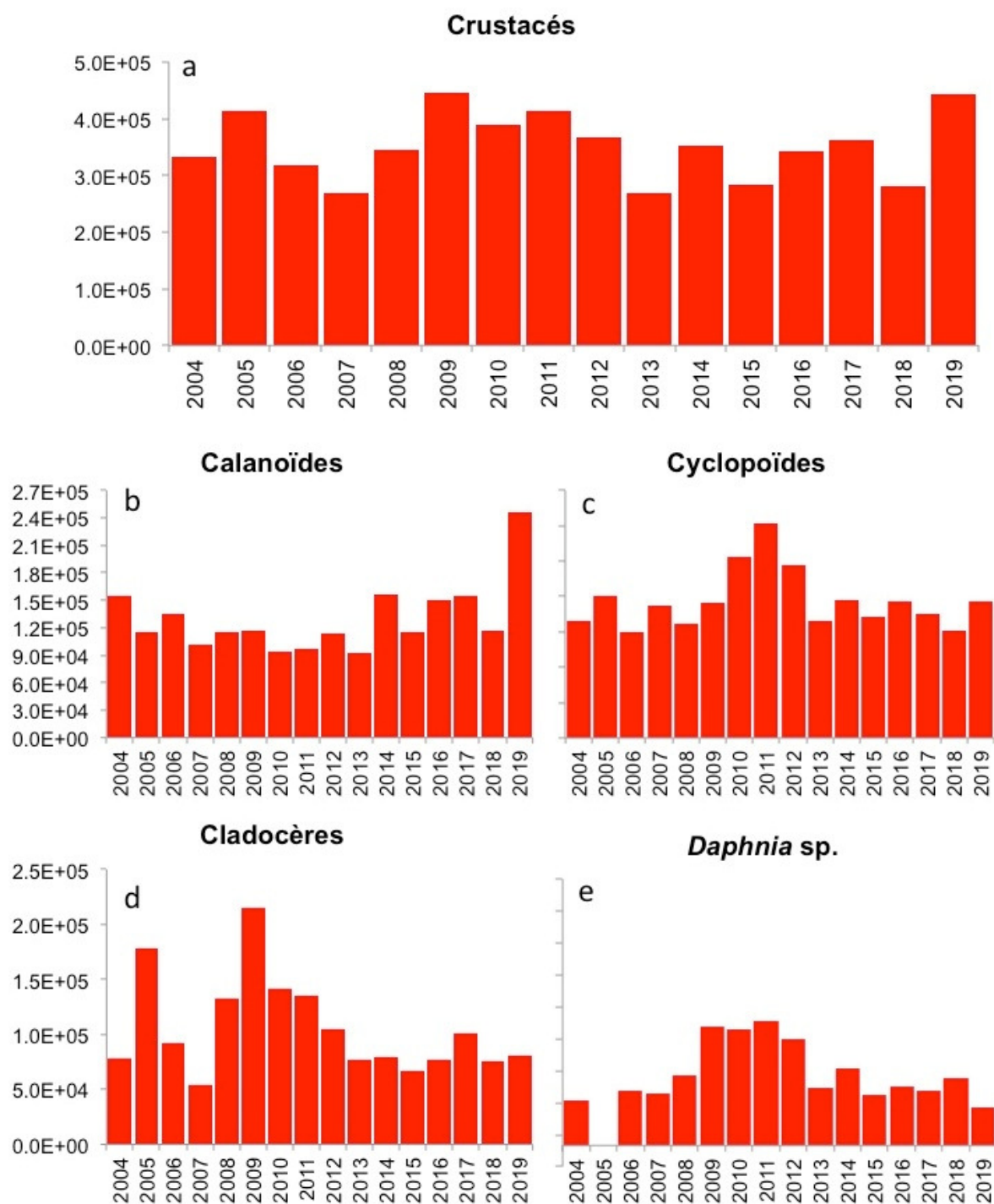


Figure 8 Abondances moyennes annuelles crustacés totaux, des calanides, des cyclopidés, des cladocères et des Daphnies au lac du Bourget entre 2004 et 2019

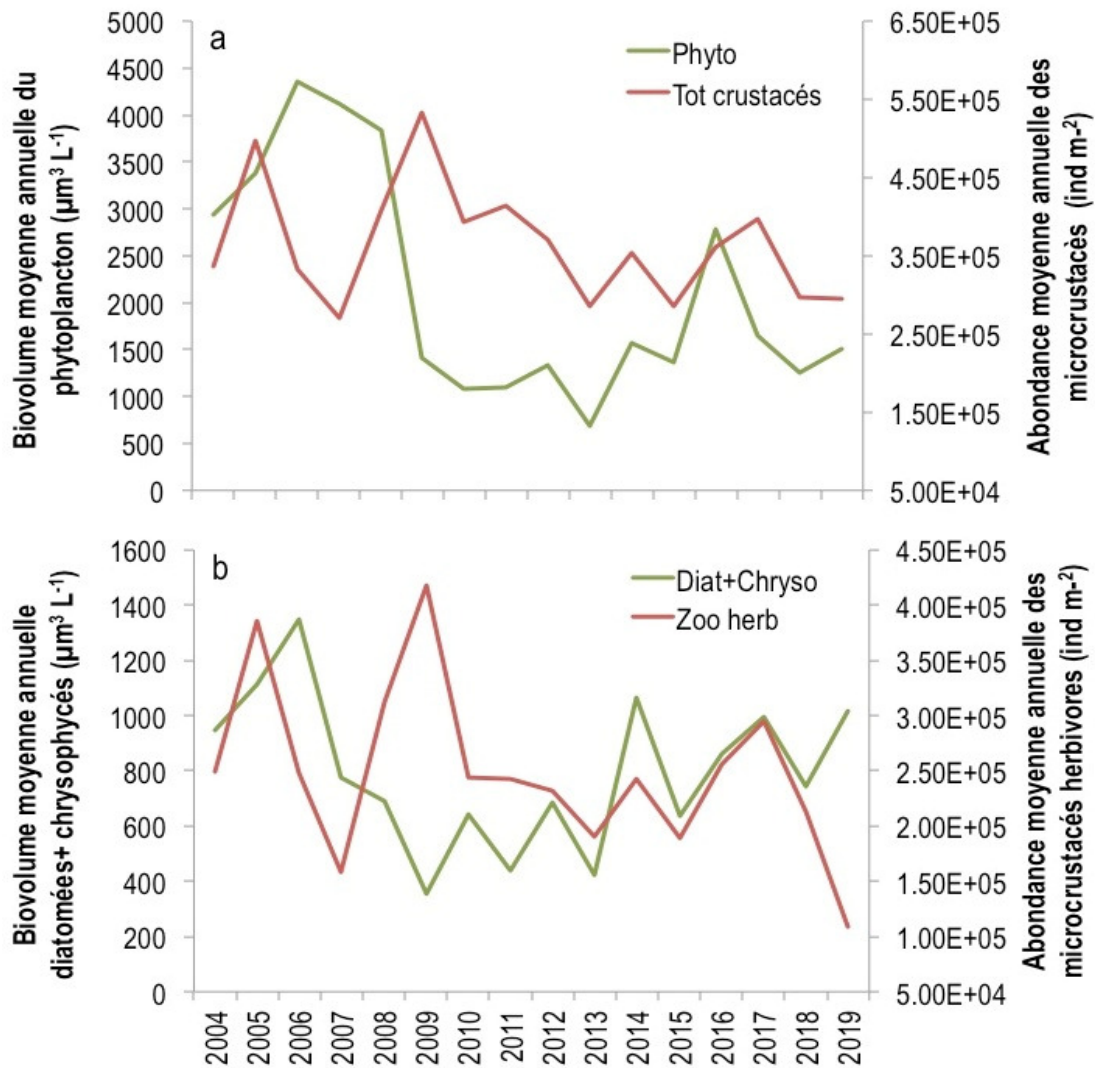


Figure 9 Comparaison a. des biovolumes phytoplanctoniques et effectifs totaux de microcrustacés et b. des biomasses de Diatomées et Chrysophycées et des effectifs de zooplancton herbivore au lac du Bourget de 2004 à 2019

Pour la première fois dans ce rapport, des indices fonctionnels (Villéger *et al.* 2008, Laliberté et Legendre 2010) sont proposés. 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).

La richesse fonctionnelle représente la quantité d'espace fonctionnel (ou 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, detritivorie). La dynamique pour la période 2004-2019 (Figure 10a) montre une tendance à la baisse pendant la première période, suivie par une augmentation caractérisée par plusieurs oscillations à partir de 2012.

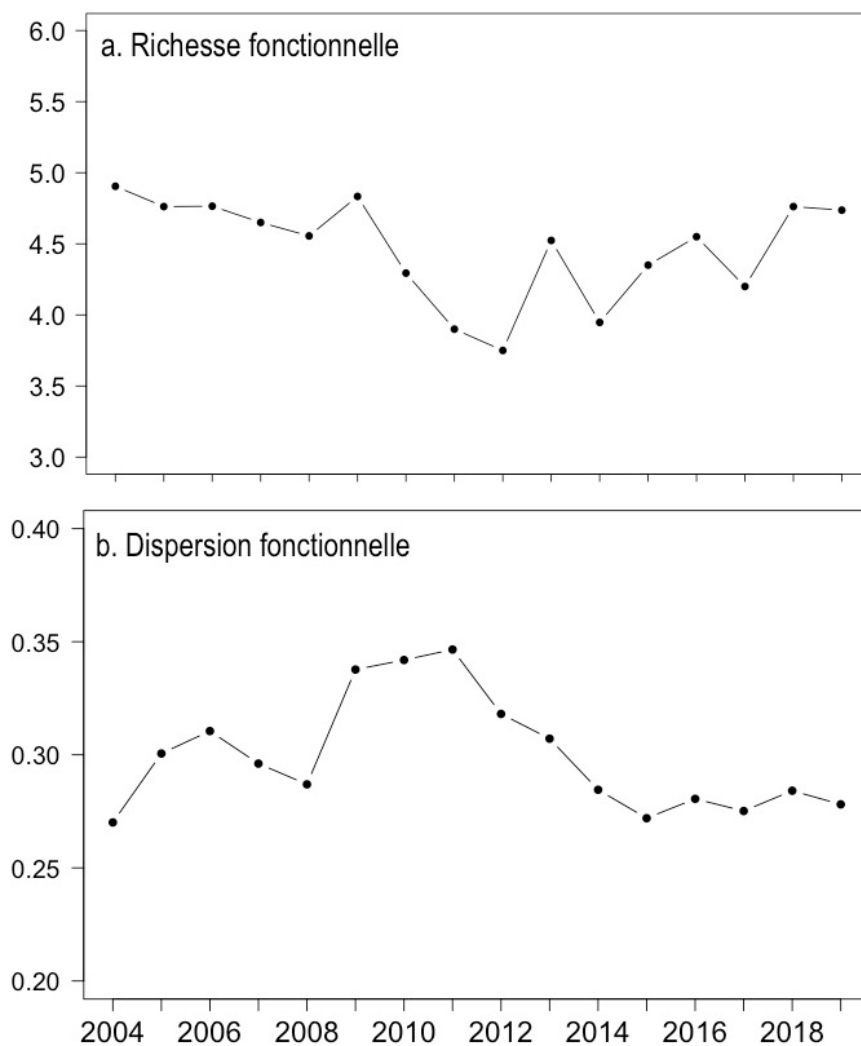


Figure 10 Indices fonctionnels caractérisant la communauté zooplanctonique du lac du Bourget de 2004 à 2019

La dispersion fonctionnelle permet d'estimer la dispersion des traits parmi les espèces ; c'est une sorte de mesure « d'entropie fonctionnelle ». Plus les valeurs sont hautes, plus il y a dispersion des traits et perte d'efficacité fonctionnelle. On observe pour cet indice en effet une dynamique presque opposée à celle de la richesse fonctionnelle, et notamment une augmentation pendant la période 2004-2011, suivie par une diminution constante jusqu'à 2015 qui semble être stable pendant ces dernières années.

Ces indices fonctionnels étant calculé 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 observe notamment le déclin de l'efficacité fonctionnelle correspondre à la période de prolifération et bloom des cyanobactéries. 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 *P. rubescens* en tant que ressource nutritionnelle.

Une analyse en composantes principales des stratégies trophiques dominantes dans la communauté des microcrustacés de 2004 à 2019 montre en effet que l’herbivorie est largement prépondérante, et la plupart des organismes zooplanctoniques du lac du Bourget sont des consommateurs directs de la biomasse algale. On observe par contre une période limitée aux années 2012 et 2018 pendant laquelle la stratégie de prédation devient importante. Ces années ont été effectivement caractérisées par des pics de croissance des classes algales de bonne qualité nutritionnelle (Diatomées et Chrysophycées) correspondant à une phase de croissance du zooplancton herbivore (Figure 9b). 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 (Figure 11).

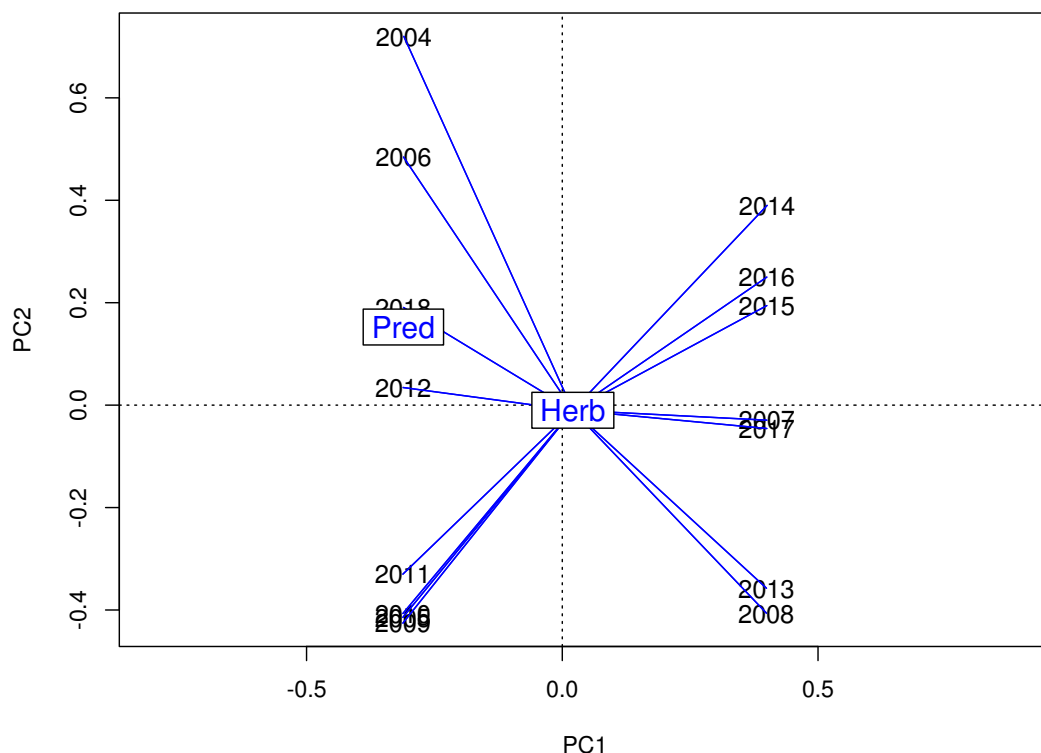


Figure 11 Analyse en composantes principales des stratégies trophiques dominantes dans la communauté des microcrustacés du lac du Bourget de 2004 à 2019

IV. Conclusion

Si la dynamique du zooplancton a globalement reproduit celle des années précédentes, elle a aussi été remarquable en 2019 par les abondances exceptionnelles observées en hiver (janvier 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 dûe au manque de développement des nauplii. Bien qu’en hiver l’abondance phytoplanctonique était encore faible, à ce moment la communauté algale était principalement composée de *Cyclotella costei*, une petite diatomée très riche en

nutriments essentiels pour la croissance des organismes zooplanctoniques, et qui en 2018 n'apparaissait qu'en mars. On peut avancer l'hypothèse que cette croissance exceptionnelle du zooplancton herbivore (calanoïdes et nauplii de copépodes) a donc été soutenue par la communauté de cette diatomée. Le pic hivernal a également suivi une période de développement de biomasse phytoplanctonique, et, à cette période de l'année, la communauté algale était à nouveau dominée par *Cyclotella costei*. L'analyse des indices fonctionnels sur la période 2004-2018 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.

RECHERCHES PORTANT SUR LE PEUPELEMENT PISCICOLE

En 2019, 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 de la chaîne trophique, les communautés de poisson intègrent les changements d'états des écosystèmes aquatiques et les perturbations subies. Les données acquises en 2019 ont pu être comparées aux campagnes similaires réalisées en 2005 et à la série 2010-2018.

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'états 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 du peuplement 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. Ce document 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 sera ensuite mesurée à partir des données des campagnes annuelles antérieures : 2005 et la période 2010-2018 (Decelières-Vergés 2008, Agence de l'eau RMC 2011, et les rapports antérieurs de suivi). 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, Guillard & Lebourges, 2014, Sotton *et al.* 2011, Winfield *et al.* 2009). 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 (Brandt 1996, Guillard & Marchal 2001) 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 2009) et américaine (Parker-Stetter *et al.* 2009).

Des parcours de nuit ont été réalisés afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible, selon un parcours effectué à environ 8 km h⁻¹ depuis l'unité de navigation Antarès 6,50 m. L'échantillonnage a été réalisé la même semaine que les pêches, la semaine du 30 septembre. Le matériel était 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 2017 les caractéristiques de ce transducteur sont différentes de la série précédente, l'ouverture est plus petite (7° vs 11°), mais les données restent comparables.

La longueur d'impulsion du sondeur est de 0,256 ms (Godlewska *et al.* 2011) et le nombre d'émissions par seconde fixé à 5. Un ordinateur gère et stocke les données, qui sont géo-référencés par un GPS.

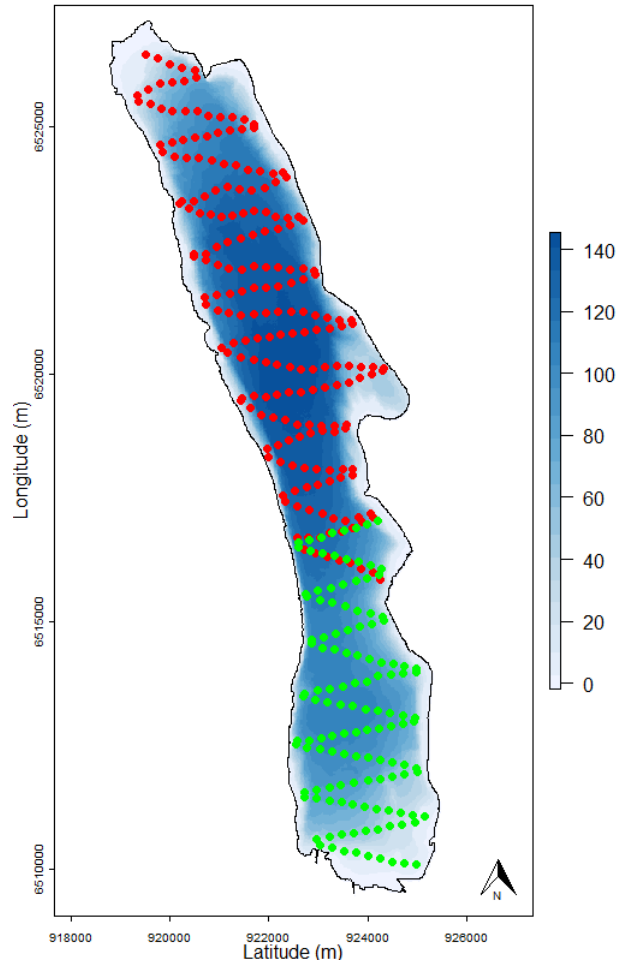


Figure 1 Localisation des transects effectués de nuit en 2019, en rouge la nuit 1 et en vert la nuit 2

Les échantillonnages acoustiques se composaient d'environ 31 transects sur la période 2005-2015 distants d'environ 500 mètres (Jacquet *et al.* 2019). En prévision du changement de protocole (parcours effectués par un drone) qui devrait avoir lieu dans les prochaines années, des parcours en zig-zag avec un cover-ratio similaire ont été employés à partir de 2016. 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 & Vergés 2007). La figure 1 présente les parcours réalisés pour la campagne de 2019 pendant les deux nuits d'acquisition. En raison des conditions météorologiques très défavorables, le deuxième jour d'acquisition n'a pas pu se faire le lendemain contrairement aux années précédentes. La première acquisition a eu lieu le 30/09/19 et la seconde le 03/09/19. Deux transects ont été échantillonnés les deux nuits afin de vérifier si les estimateurs étaient comparables.

Les données acoustiques ont été analysées avec le logiciel Sonar5-Pro (Balk & Lindem 2006). 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 3 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 ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (MacLennan *et al.* 2002), nous avons choisi une méthode simple pour les calculs d'estimation de stock de poissons, la moyenne arithmétique des valeurs (Guillard & Vergés 2007). En effet, celle-ci est considérée comme un estimateur sans biais de la moyenne sur la zone si l'effort est réparti de façon homogène sans hypothèse statistique au départ (Smith 1990) et si l'effort d'échantillonnage est suffisant (Aglen 1989). Les sondeurs split-beam permettent le calcul de la position de chaque poisson dans le cône acoustique et donc de leur index de réflexion compensé (Target 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 (Emmerich *et al.* 2012). Les données sont analysées en mode 'tracking' (Balk & Lindem 2006), 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 poisson ha^{-1}) basée sur la Sv/TS scaling method' (Balk & Lindem 2006) 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 S_A ($20 \log R$ data) conformément aux recommandations des normes internationales (CEN 2009, Parker-Stetter *et al.* 2009). A 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 : 3-17 m pour la couche dite de surface et 17 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).

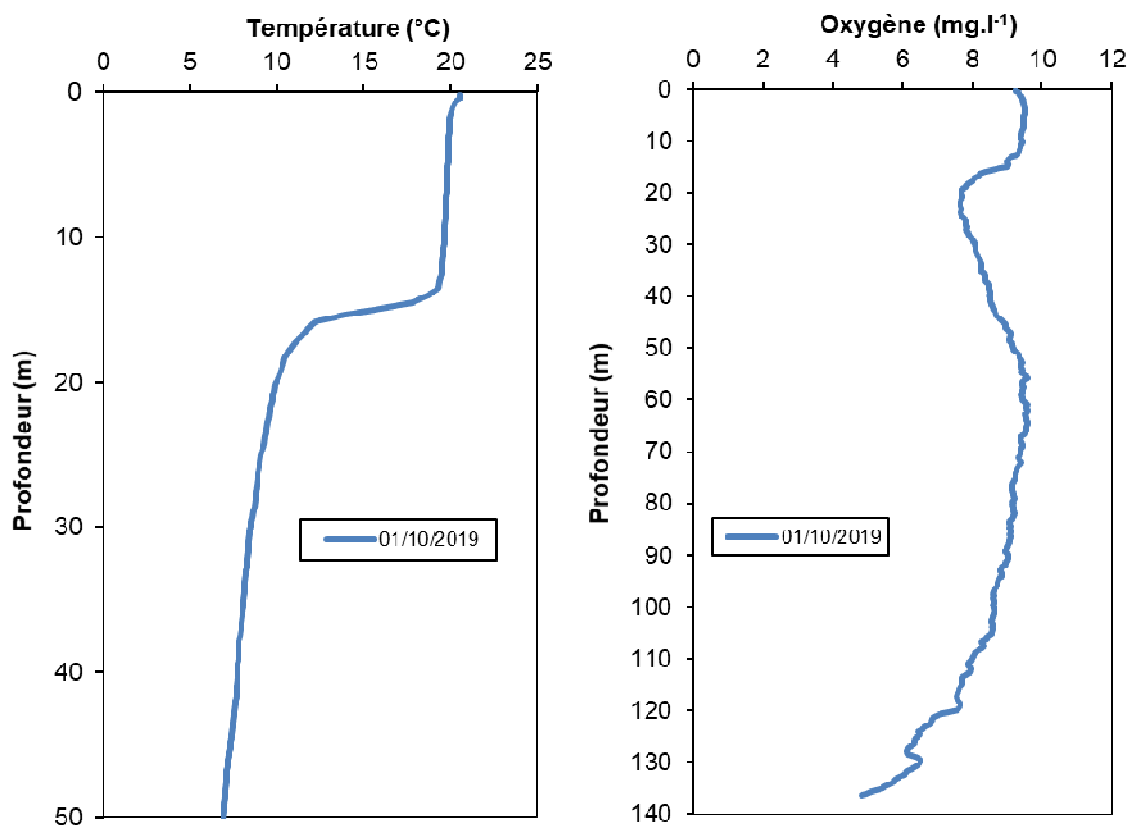


Figure 2 Profils thermiques et d'oxygène réalisés dans le lac du Bourget le 01/10/2019

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.

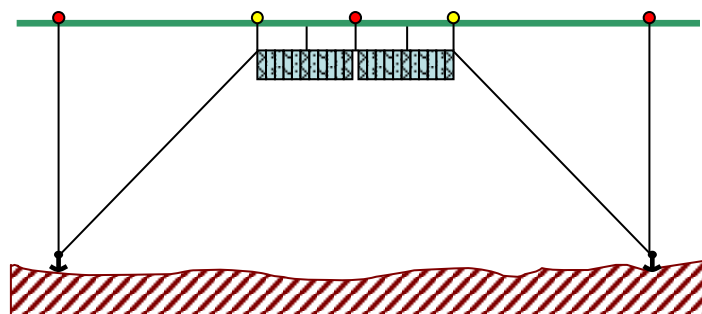


Figure 3 Schéma de pose des filets pélagique

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 Alpains) 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.

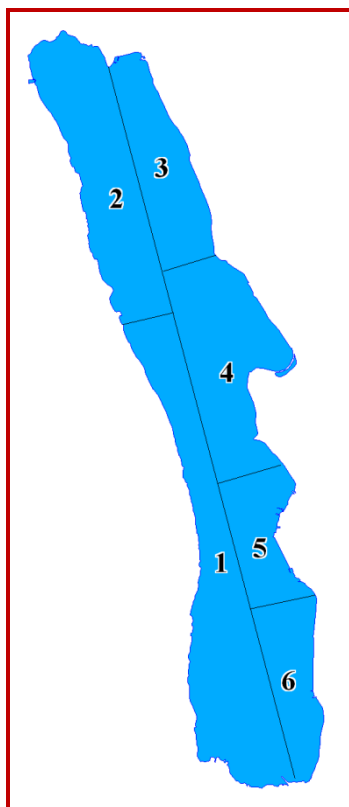


Figure 4 Lots de pêche du lac du Bourget

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.

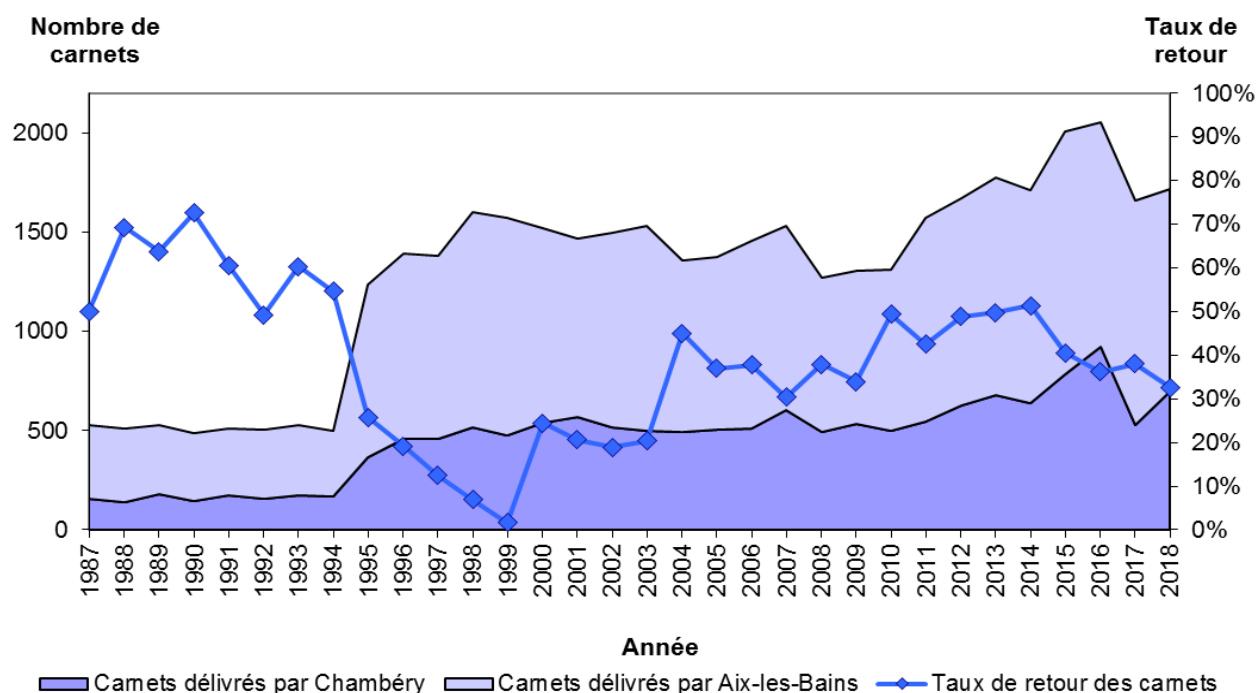


Figure 5 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987

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.

Les données récoltées par ces pêcheurs sont analysées et interprétées par le CISALB et font l'objet d'un rapport annuel.

III. Résultats

III.1. Hydroacoustique

III.1.1. Analyse annuelle

Les estimateurs obtenus sur les transects réalisés en commun (les densités acoustiques, S_A et les TS) ont été comparés (Figure 6). Les métriques obtenues sur ces deux transects diffèrent entre les

deux jours d'échantillonnage avec des S_A et des TS plus élevées le deuxième jour pour les deux couches. Ces changements indiqueraient un mouvement des poissons entre les deux nuits d'échantillonnage, séparées par 2 jours et une météorologie très venteuse ; ainsi les résultats obtenus en 2019 ont été différenciés selon les deux jours.

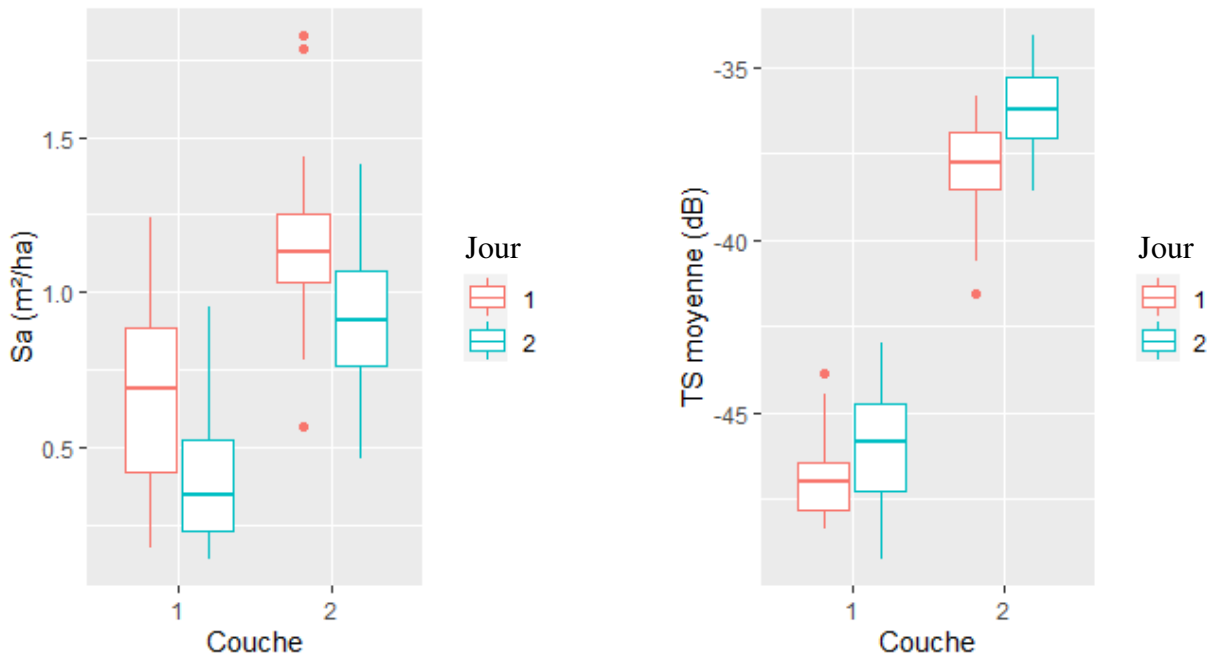


Figure 6 S_A et TS obtenus sur les deux transects réalisés en communs (Couche 1 : la couche supérieure, couche 2 la couche inférieure)

En 2019, sur l'ensemble des transects réalisé au cours de la première nuit d'acquisition (Figure 7) le S_A moyen obtenu est de 3,12 pour la couche supérieure et de 0,86 pour la couche inférieure. La seconde nuit le S_A moyen est de 0,71 en couche supérieure et 1,11 en couche inférieure. Les séquences d'échointégration, exprimées en unité d'échointégration, sont visualisées par un cercle dont la surface est proportionnelle à la biomasse détectée pour chaque couche et pour les deux jours d'échantillonnage (Figure 7). En 2019, en couche supérieure, de plus fortes densités s'observent le premier jour au nord avec une distribution homogène tandis que les densités seraient moindres vers Aix-les-Bains. Sur la seconde partie du lac, échantillonnée le deuxième jour, les densités présentent une distribution plus homogène. Pour la couche inférieure, la répartition spatiale ne présente pas de pattern et est homogène, pour les deux jours.

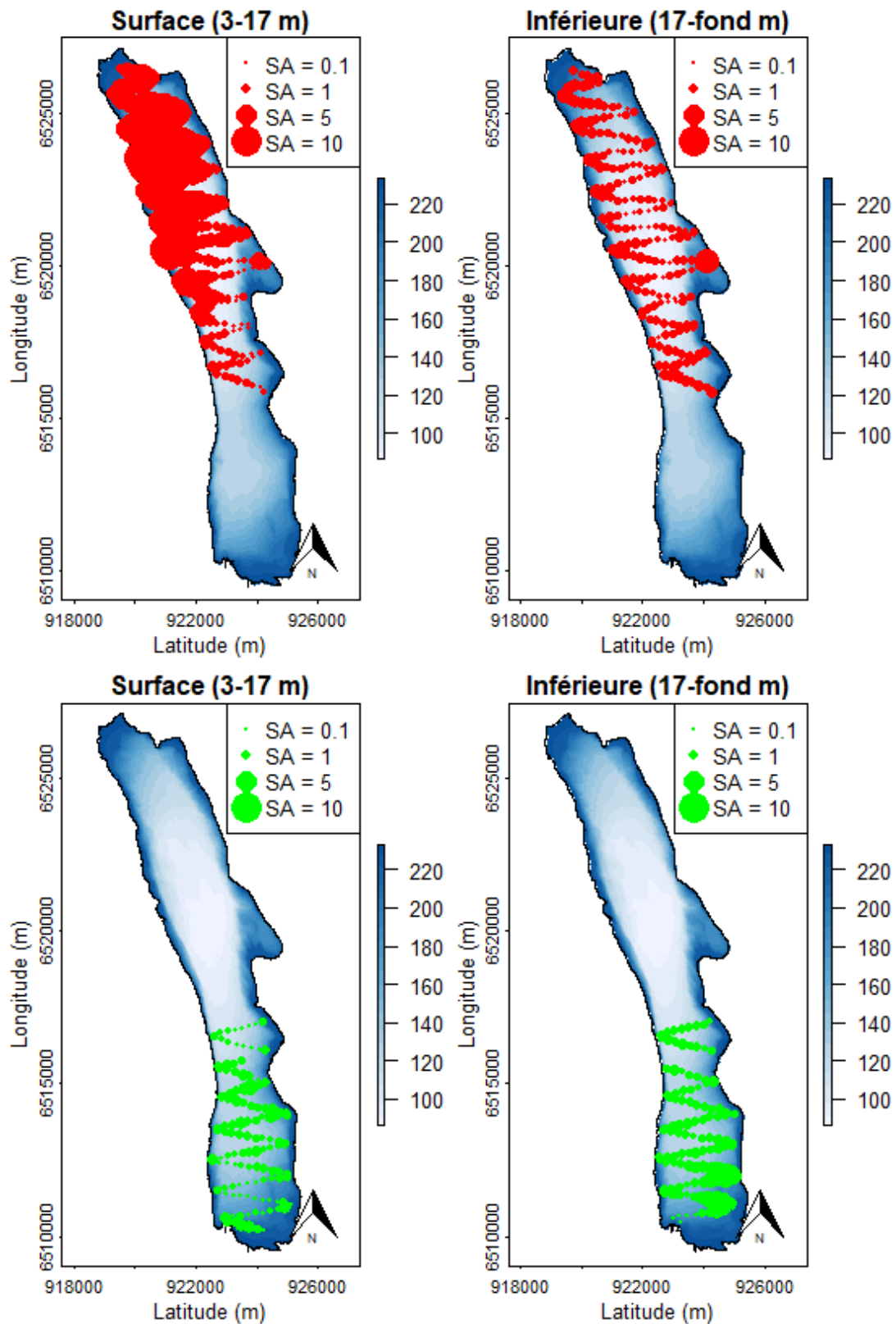


Figure 7 Séquences d'échantillonnage (Sa) pour les couches de surface et inférieure en 2019 pour le jour 1, en rouge et le jour 2 en vert

En 2019, le nombre de poissons identifié comme poissons 'trackés' est de 24 928 dans la couche supérieure la nuit 1 et de 5 269 la nuit 2. Pour la couche inférieure le nombre de poissons trackés est de 4 336 la nuit 1 et de 5 269 la nuit 2.

La distribution des poissons en couche supérieure est bimodale avec un pourcentage élevé de cibles entre -60 dB et -55 dB. Un second est constaté à -46 dB. Le premier mode pourrait correspondre à des poissons de l'année non détectés dans les pêches car de trop petite taille pour être sélectionnés par mailles des filets ou à des parasites qu'il n'a pas été possible d'identifier par la méthode habituelle d'analyse. Le second mode correspond à des poissons de l'année, des perches ou des gardons. Concernant la strate inférieure, elle se compose de seulement 6% de poissons de tailles supérieures à 35 cm (-34 dB, Love 1971), avec un mode proche de -40 dB (possiblement des 1+ de corégones) (Figure 8).

La répartition des cibles dans la colonne d'eau confirme un nombre de cibles plus faible et de plus petite taille dans la couche supérieure mais une faible proportion d'individus de taille inférieure à -40 dB en couche profonde (Figure 9).

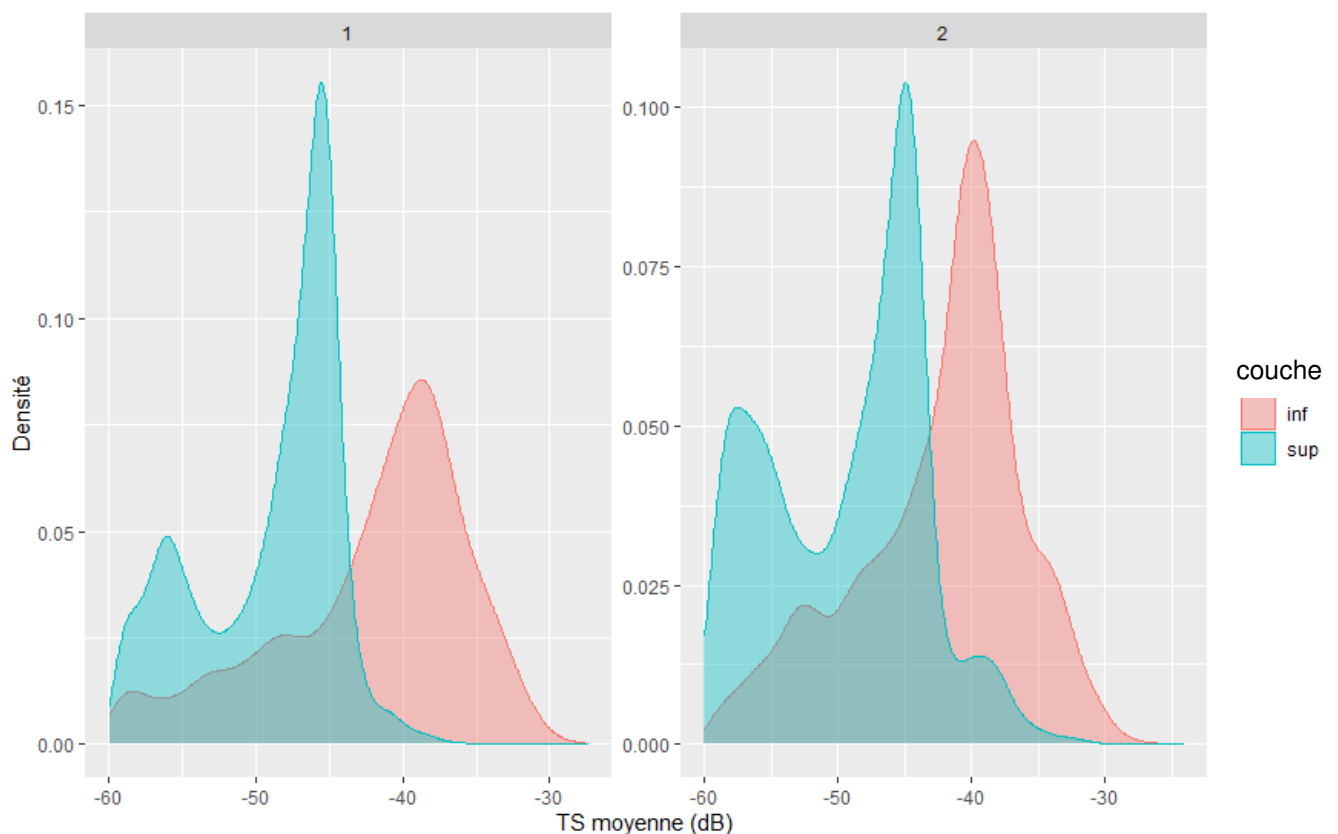


Figure 8 Distributions en taille pour la couche inférieure et supérieure la nuit 1 à gauche et la nuit 2, à droite

III.1.2. Comparaison interannuelle

Les valeurs des S_A obtenus en 2019 sont nettement supérieures pour les deux couches et pour les deux jours d'échantillonnage (Figure 10). Quant aux TS moyennes elles sont inférieures par rapport à 2018 en 2019 pour les deux jours d'échantillonnage avec une exception pour la couche

supérieure, la nuit 1. Les distributions diffèrent également entre les deux années avec un pic décalé vers des cibles de plus petite tailles les deux jours sauf pour la couche supérieure la nuit 1, avec une distribution qui apparaissait plus étalée en 2018 (Figure 11).

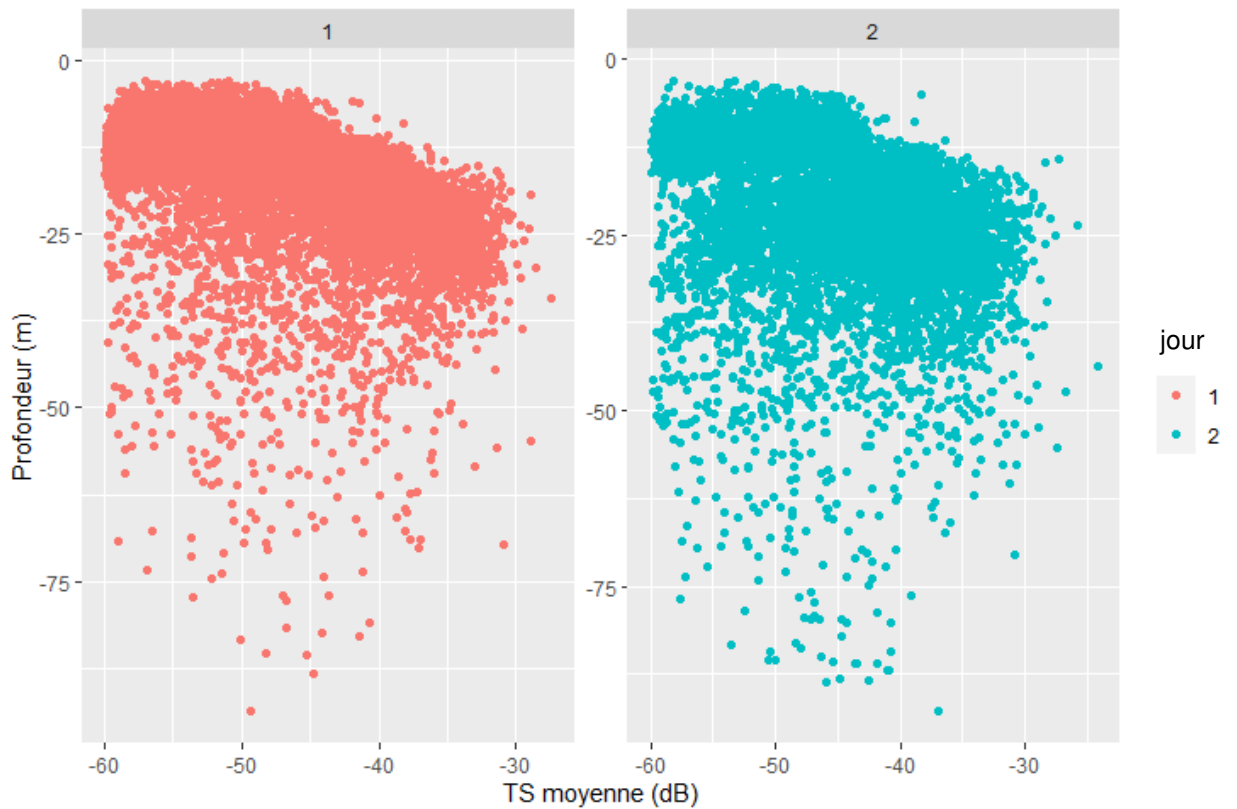


Figure 9 Distributions des cibles en fonction de la profondeur en 2019, pour la nuit1 en rose et la nuit 2 en bleu

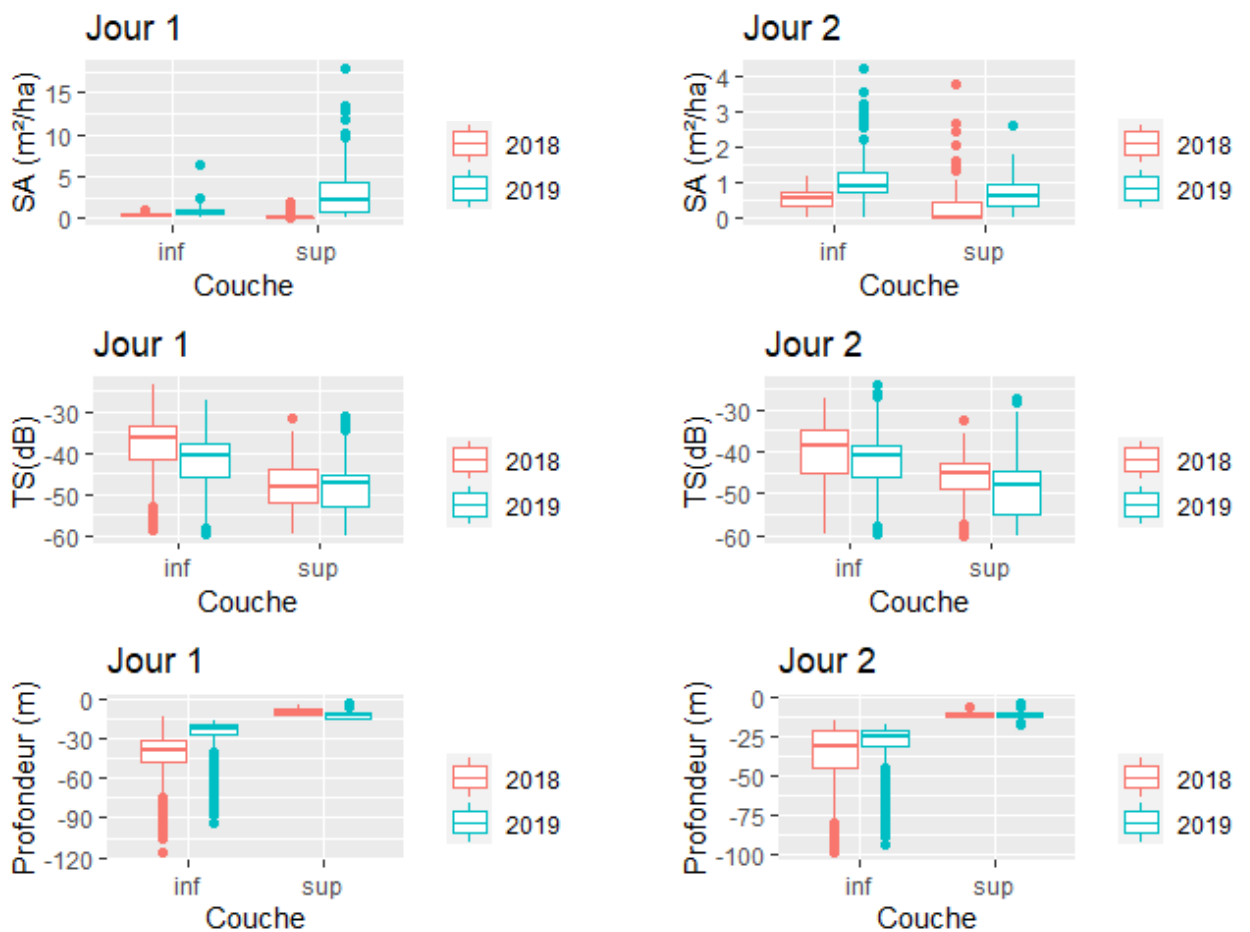


Figure 10 Boxplot des S_A obtenus pour les deux couches des TS et de la distribution des cibles en 2018 et 2019 pour les deux jours

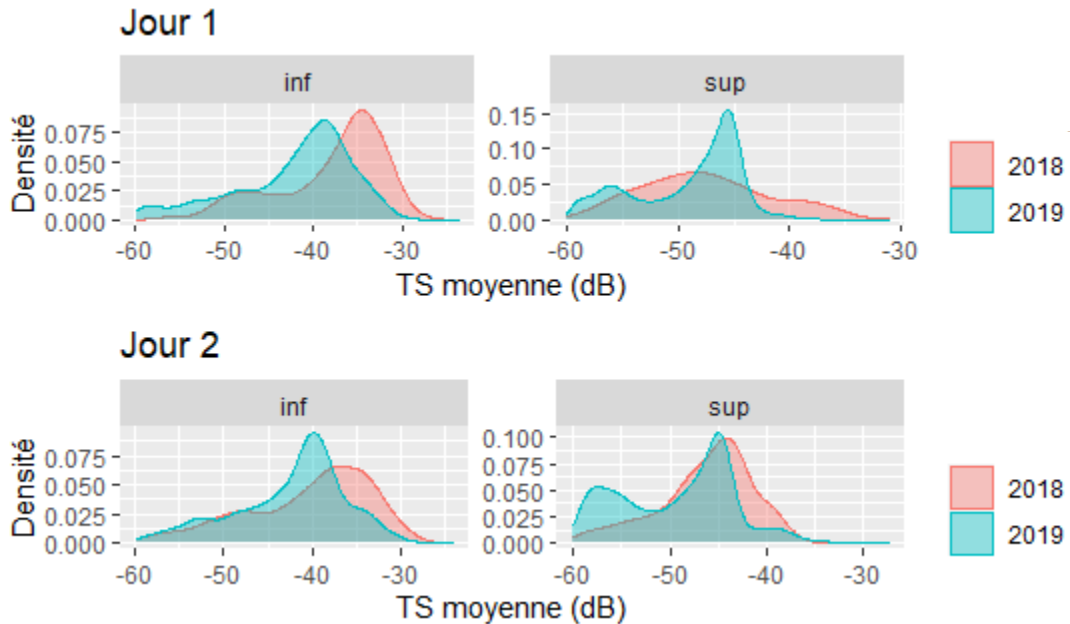


Figure 11 Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure et inférieure pour les années 2018 et 2019

Les résultats des dix campagnes sont présentés en figure 12 pour la strate inférieure et supérieure. En 2019, les valeurs obtenues le jour 1 ont été présentées, considérées comme plus représentatives en raison d'une couverture plus importante (65% de la surface du lac échantillonnée). La comparaison avec le jour 2 est présentée en Annexe 5.

Les valeurs des S_A moyens varient beaucoup dans la couche supérieure selon les années, la valeur de 2019 étant la valeur la plus élevée de la série mais cette valeur reste proche de celle de 2012. Cette abondance est cependant possiblement surestimée en raison de la non prise en compte des valeurs obtenues au sud du lac, présentant une des valeurs de densités acoustiques bien plus faibles (Annexe 5). Néanmoins les valeurs obtenues sont dans une moyenne haute. Les valeurs de la couche inférieure présentent également des variations, bien que les cycles semblent plus long avec un pic obtenu en 2012 puis une baisse jusqu'à atteindre une valeur très basse en 2017 (environ la moitié des années précédentes). Une forte hausse se constate par la suite, la valeur de 2019 étant la plus élevée depuis la mise en place du suivi, à des niveaux proches de celle de 2012. Ces valeurs sont possiblement légèrement sous estimées, la valeur obtenue étant plus importante le second jour, bien que la valeur soit proche.

Les TS moyennes sont variables dans la couche supérieure tandis qu'elles sont globalement stables en couche inférieure, excepté en 2005, 2017 et 2019, où une forte proportion de poissons de petite taille est constatée.

En couche supérieure, les années 2011, 2014 et 2016 ont les TS moyennes les plus faibles tandis que 2019 présente une valeur intermédiaire. Par rapport à 2019, en 2018 la distribution en couche supérieure était plus étalée (Figure 11). En couche inférieure en 2019, un seul mode se distingue et se retrouve décalé vers des poissons de plus petite taille qu'en 2018. Ce mode pourrait correspondre à des 0+ de corégones, de plus petite taille, par rapport à 2018.

Le nombre de cibles identifiées comme poissons présente également de fortes variations selon les années dans les deux couches (Figure 12). 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 2012-2015), 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 notait une diminution en couche supérieure jusqu'en 2017. En 2019, une hausse importante est cependant constatée en couche supérieure.

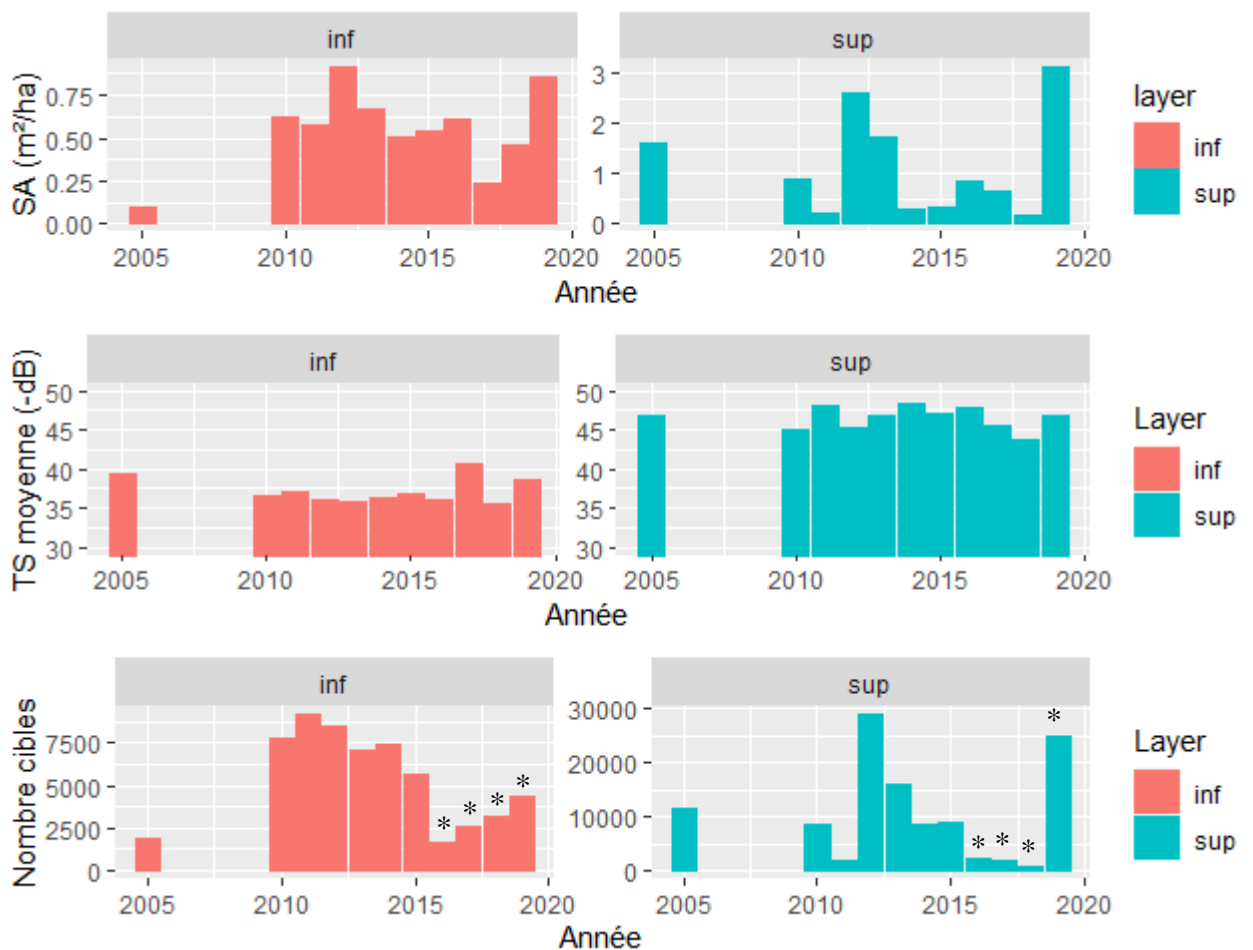


Figure 12 S_A moyen, TS moyennes et nombre de cibles détectées pour les deux couches. *A partir de 2016, les données sont obtenues avec un angle d'ouverture de 7°, le nombre de cibles est donc comparable sur la période 2016-2019; En 2019, les données estimées la nuit 1 ont été employées

La distribution spatiale des poissons est très variable en couche supérieure tandis qu'elle est globalement stable en couche inférieure. A l'inverse, pour la couche inférieure quel que soit les années

et les valeurs de densités enregistrées, les densités ont toujours une répartition spatiale assez homogène (Figure 6 ; Jacquet *et al.* 2019).

En termes de distribution verticale, l'occupation des couches superficielles est similaire à 2018 et aux années précédentes. On note cependant une différence dans la distribution en 2019 en couche inférieure avec des cibles situées plus proches de la surface par rapport à 2018 (Figure 11). Sur les périodes 2005, 2010-2016 et 2018-2019, les poissons en couche inférieure sont répartis sur les 50 premiers mètres (Annexe 1, Jacquet *et al.* 2019). En 2017, les poissons étaient plus dispersés et répartis plus en profondeur.

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

Dans les couches de surface, la biomasse est principalement composée de juvéniles de perche de l'année (Guillard *et al.* 2006, Sotton *et al.* 2011, Yule *et al.* 2013), ce que confirment bien les tailles acoustiques. Les tailles moyennes des cibles détectées sont semblables aux années où l'abondance était moyennement élevée. 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 par exemple en 2018. En 2019, la densité serait intermédiaire car probablement surestimée par le biais d'échantillonnage. Les répartitions de ces juvéniles sont localisées différemment 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. Cette forte variabilité inter-annuelle montre bien la nécessité de réaliser des campagnes chaque année, et non sur des pas de temps plus long, et de continuer à acquérir des données sur du long terme. 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 2015-2016-2017.

Les densités de la couche inférieure à la thermocline étaient faibles en 2005 (0,09), puis relativement similaires sur la période 2010 - 2016 exceptée pour l'année 2012 où la densité détectée était nettement plus forte (0,91) (tableau 3). En 2017, la densité estimée était d'un niveau environ deux fois plus faible que les valeurs des années précédentes, mais depuis 2018 une hausse est constatée, qui est confirmée en 2019.

Les estimations de densités calculées sont donc plus élevées par rapport à 2018 pour les deux couches bien que possiblement surestimées (environ 62,8 kg ha⁻¹ en 2019 contre 4,5 kg ha⁻¹ en 2018 pour la couche de surface) et proche de la valeur de 2018 en 2019 en couche profonde (40,9 kg ha⁻¹ en 2019 contre 33,7 kg ha⁻¹ en 2018).

Tableau III Valeurs de S_A pour différents lacs alpins. * En 2019 les estimateurs sont 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)
Aiguebelette (2005)	0.35	0.24
Annecy (2002)	1.25	0.40
Annecy (2015)	2.41	1.84
Annecy (2016)	1.09	1.09
Annecy (2017)	0.39	0.43
Annecy (2018)	1.40	0.75
Annecy (2019)	0.20	0.87
Bourget (2005)	1.63	0.09
Bourget (2012)	2.62	0.91
Bourget (2013)	1.75	0.67
Bourget (2017)	0.64	0.23
Bourget (2018)	0.18	0.42
Bourget (2019)*	3.12	0.86
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
Sils 2012	0.086	
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 2019, comme les années précédentes (Figure 13), à des endroits similaires.

III.2.2. Espèces présentes et rendements globaux

Campagne de 2019

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 2019 a permis la capture de 15 espèces de poissons et d'une espèce d'écrevisse, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*). Le gardon (*Rutilus rutilus*) et la perche (*Perca fluviatilis*) sont dominants en termes de rendement pondéral et numérique. En termes de rendement pondéral, le rotengle et le silure occupent une place importante mais c'est moins le cas sur le plan numérique. Sur le plan numérique, le corégone (*Coregonus lavaretus*), la brème (*Abramis brama*), la gremille (*Gymnocephalus cernua*), le poisson chat (*Ameiurus melas*) et le rotengle (*Scardinius*

erythrophthalmus) représentent une part non négligeable des captures. Notons qu'en 2019 le silure constitue une part importante des prises (14% en rendement pondéral) (Tableau IV).

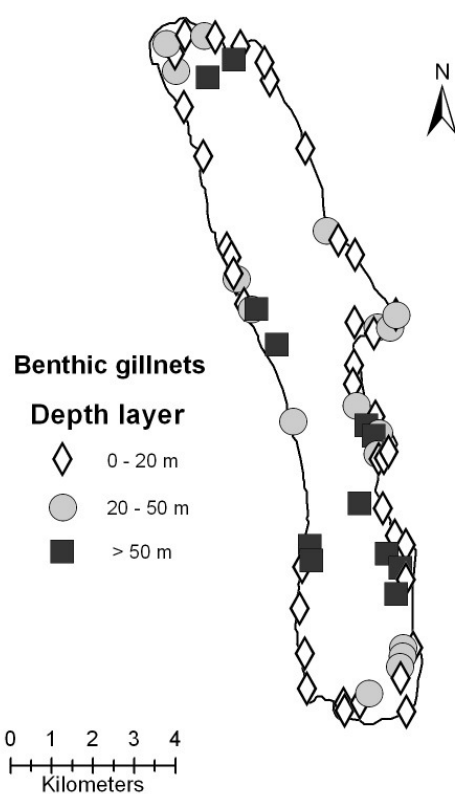


Figure 13 Répartition spatiale des filets benthiques

Tableau IV Chiffres clés de la campagne de pêche 2019 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus, benthiques et pélagiques)

Espèce	Nombre	Biomasse (g)	Rendement numérique	Rendement pondéral
Brème	59	2781,19	3%	4%
Brochet	10	4807,80	1%	7%
Carassin	3	60,60	0%	0%
Chevesne	6	3619,60	0%	5%
Corégone	56	2871,95	3%	4%
Gardon	335	19391,86	19%	26%
Goujon	2	11,20	0%	0%
Gremille	36	267,40	2%	0%
Lotte	2	20,80	0%	0%
Orconectes	14	197,60	1%	0%
Perche	1151	15915,68	64%	22%
Perche soleil	19	617,80	1%	1%
Poisson chat	39	1889,60	2%	3%
Rotengle	38	10815,60	2%	15%
Silure	9	10599,80	1%	14%
Tanche	7	0,00	0%	0%
Total	1786	73868,48	100%	100%

Evolution interannuelle

La grémille, connaît une diminution avec les rendements les plus faibles de la série (Annexe 5).

Le poisson chat (*Ameiurus melas*) est en augmentation par rapport aux quatre années précédentes. La population de poissons chats avait connu une véritable explosion en 2004-2005 puis elle a été décimée en 2007 par un *ranavirus* (Bigarré *et al.* 2008). Les années 2010-2017 ont montré une tendance significative à la diminution de cette population, cependant une nouvelle hausse est constatée depuis 2018.

Le rotengle qui avait augmenté ces dernières années présente une diminution des effectifs capturés.

Les effectifs de brochets sont stables sur la série sans qu'une tendance nette puisse être notée et la perche soleil (*Lepomis gibbosus*) présente le deuxième effectif le plus élevé de la série.

Bien que présentant des effectifs faibles les années précédentes, c'est la deuxième année, avec 2013 que le sandre (*Sander lucioperca*) n'est pas capturé.

En 2019, l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*), la vandoise (*Leuciscus leuciscus*) et la bouvière (*Rhodeus amarus*) n'ont pas été capturés.

Cependant cette année la lotte (*Lota lota*) et le goujon (*Gobio gobio*) ont été capturés bien que dans de faibles effectifs. Ces espèces sont marginales dans l'échantillonnage et sont de ce fait présentes en très faible quantité ou absentes selon l'année.

L'évènement marquant est la capture pour la quatrième année consécutive, dans les pêches scientifiques, du silure dont la présence dans le lac est avérée depuis 2013. Depuis 2013, les captures sont systématiquement en augmentation.

Le rendement de pêche numérique est en hausse et est similaire à celui de 2016 ; cependant la tendance est à la diminution depuis le début du suivi (Figure 14). Le rendement de pêche pondéral connaît une légère diminution en 2019, par rapport à l'année précédente mais le niveau reste proche de celui de 2018 et 2016.

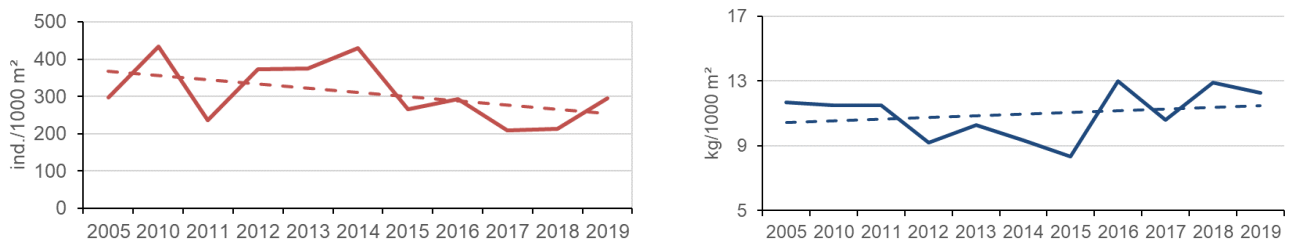


Figure 14 Rendement numérique, en rouge et pondéral, en bleu pour 1000 m² de filet, de 2005 puis de 2010 à 2019

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 strictes comme le corégone. Les captures des filets pélagiques au cours des années de suivis sont composées de corégone, perche et gardon.

Les rendements numériques des filets benthiques pour la perche et le gardon sont variables (Figure 15). Ces variations dépendent du recrutement qui est fortement lié aux conditions climatiques (Gillet 2001). En 2019, les rendements totaux de perches sont en hausse avec une valeur proche de celle de 2016. On notera que sur la série les fluctuations sont du simple au double. Pour les rendements pondéraux, l'année 2019 se situe dans la moyenne cependant les rendements pondéraux sont parmi les plus élevés dans les filets pélagiques (Figure 15). Pour le gardon, les rendements tant numériques que pondéraux sont parmi les plus importants de la série.

Les rendements numériques et pondéraux de corégones dans les filets pélagiques et benthiques sont aussi variables (Figures 17 et 18). Dans les filets pélagiques, on note une augmentation des rendements numériques et pondéraux jusqu'en 2012 puis en baisse jusqu'en 2017. En 2018, une forte hausse des rendements pondéraux était constatée tandis que la valeur des rendements numériques était très faible. En 2019, les rendements numériques sont parmi les plus élevés, tandis que les rendements pondéraux sont moyennement élevés.

Concernant les filets benthiques des fluctuations sont constatées en termes de nombre tandis que les rendements pondéraux sont plus stables. Les CPUE étaient élevées en 2013-2014 puis les valeurs ont chuté jusqu'à obtenir une valeur très faible en 2016. Depuis on note une hausse, tant sur le plan numérique que pondéral.

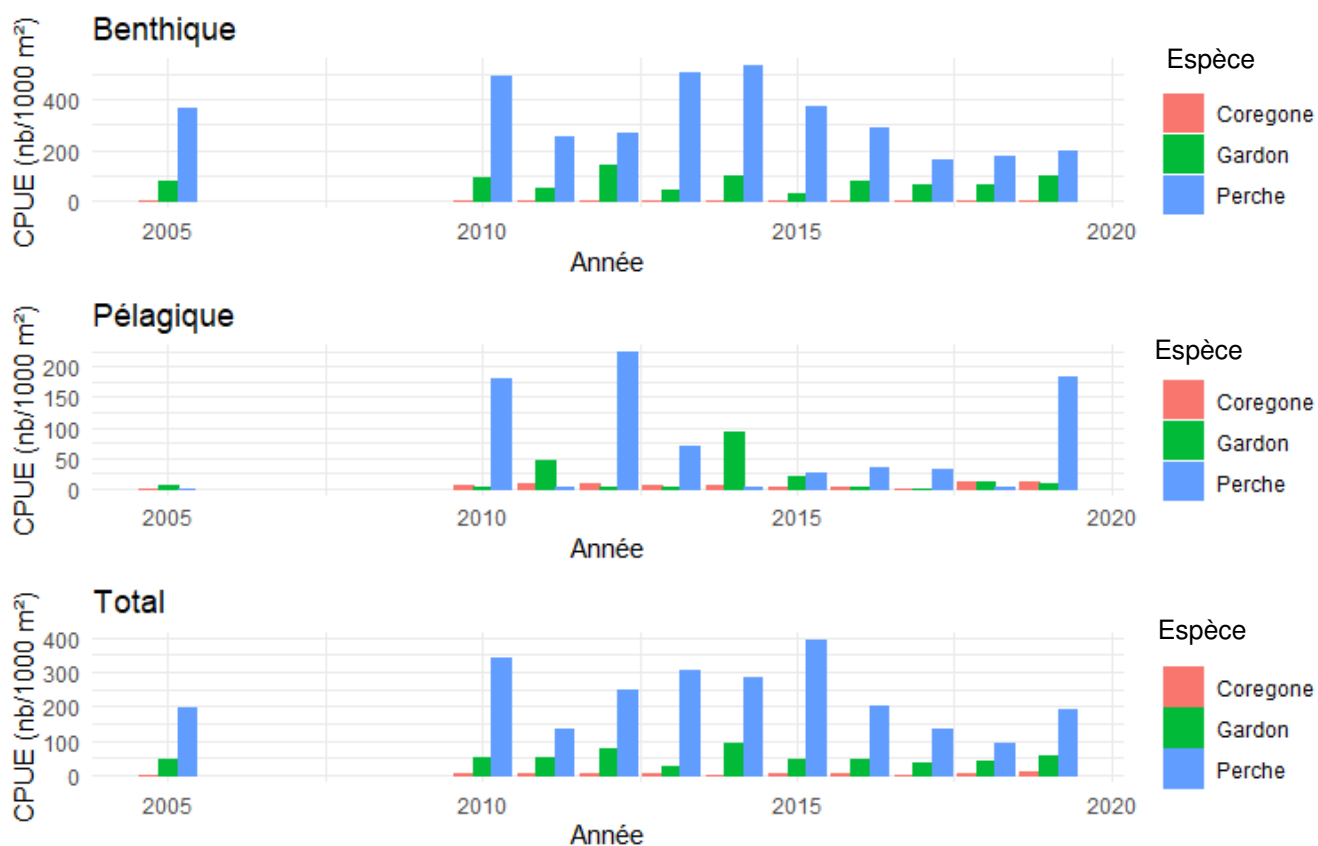


Figure 15 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques, pélagiques et total pour la perche et le gardon et le corégone

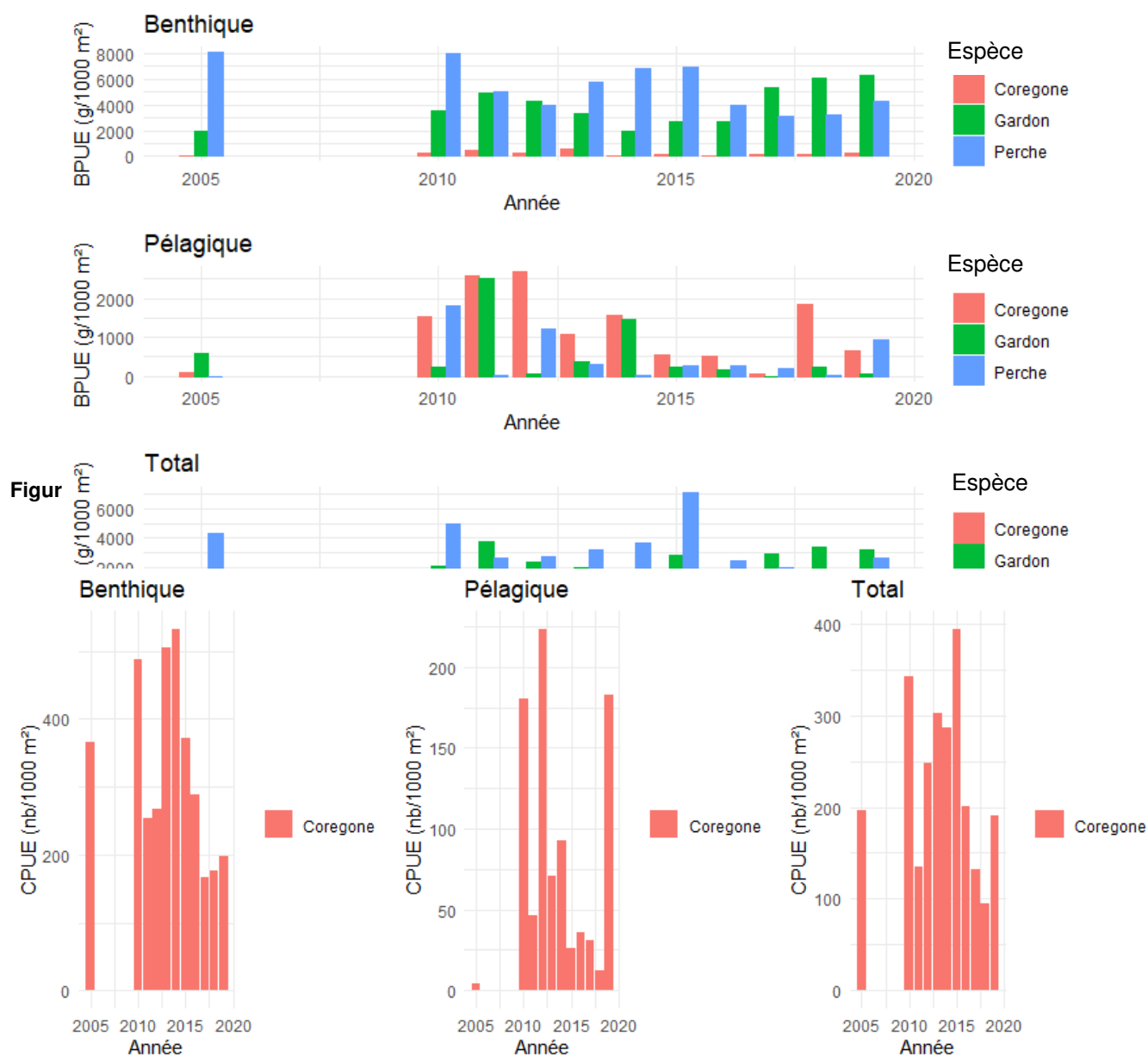


Figure 17 Rendements numériques dans les filets benthiques, pélagiques et dans l'ensemble des filets pour le corégone

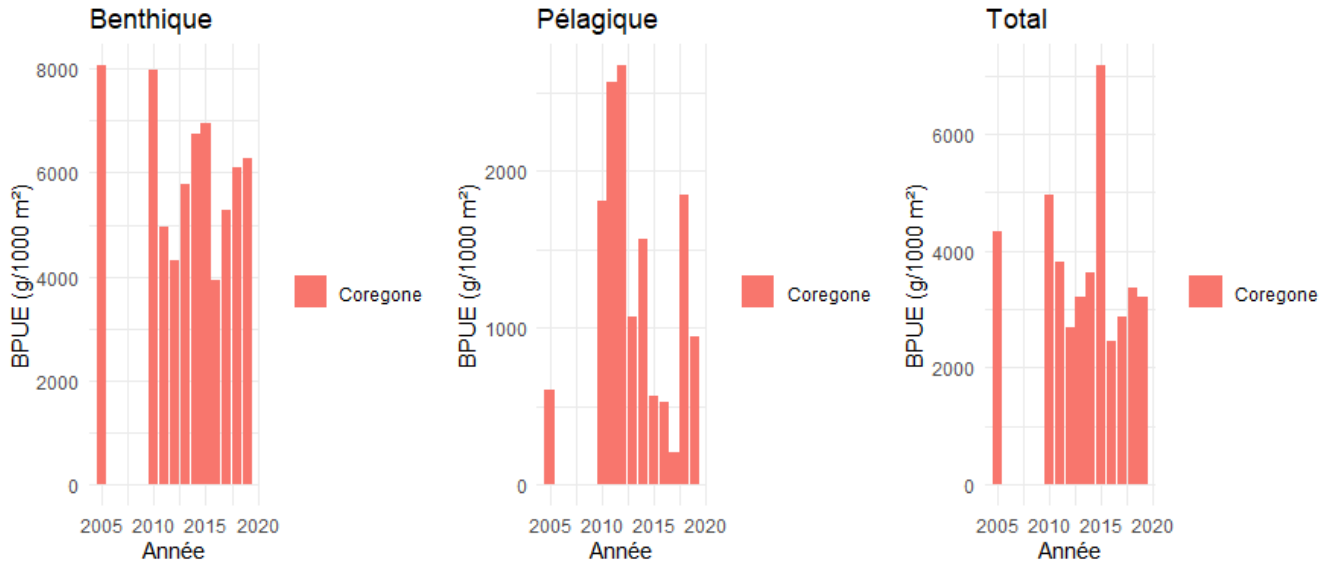


Figure 18 Rendements pondéraux dans les filets benthiques, pélagiques et dans l'ensemble des filets pour le corégone

III.2.3. Analyses populationnelles

La répartition verticale des prises issues des filets confirme la stratification spatiale des poissons déjà montrée par ailleurs (Mehner *et al.* 2010, Guillard *et al.* 2006): percidés et cyprinidés sont au-dessus de la thermocline, corégonidés en dessous. La thermocline est plus marquée que l'année passée. Il est à noter que, comme les années précédentes, aucun individu n'a été capturé en zone profonde (>55 m). Comme chaque année une attention particulière a été portée sur trois populations de poissons d'intérêt halieutique ou indicateur 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 2019, la population de perche présente des abondances élevées au sein du peuplement (rendement numérique), caractérisées par une forte proportion d'alevins de l'année, avec un mode à 70 mm (Figure 19). On note cependant que ce mode est inférieur par rapport à 2018. Tous les poissons de moins de 130 mm, d'après les lectures d'opercules réalisées en laboratoire les années précédentes¹, sont des poissons de l'année. La taille moyenne des juvéniles varie d'une année sur l'autre de façon assez nette ; elle atteignait 98 mm en 2016, tandis qu'elles sont plus faibles en 2018 et 2019 (respectivement 78 et 70 mm). Le reste de la population est composé de perches plus grandes (taille maximale capturée de 40,5 cm) correspondant à des poissons de 1+, 2+ voir 3+. 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

¹ En raison de l'épidémie du COVID-19, les lectures d'âge sur les individus de moins de 130 mm n'ont pas été réalisées

pêche professionnelle est faible, représentant moins de 3 %. 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. 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 (longueur inférieure à 13 cm) et ceux obtenus pour les adultes (Figure 17). On constate que les rendements de perches adultes sont à nouveaux très bas en 2019, bien qu'en légère hausse par rapport à 2018. Le rendement des juvéniles augmente fortement par rapport à l'année précédente, à des niveaux proches de ceux de l'année 2012. En 2019, la relation taille poids est légèrement différente par rapport à 2018 et se rapproche de la courbe de Giannetto *et al.* (2011) calculée sur 64 913 spécimens provenant de 762 populations différentes de perches européennes (Figure 19).

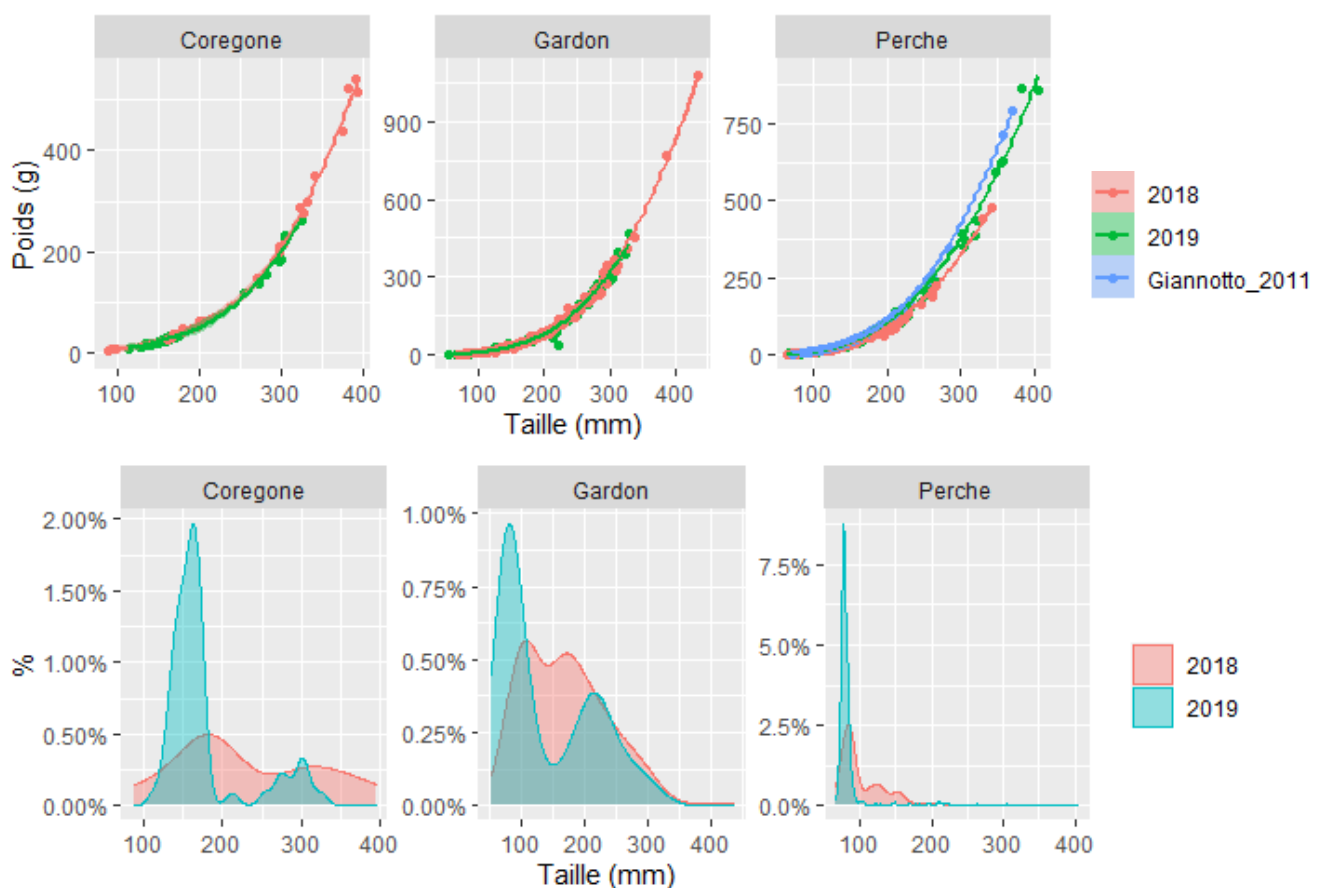


Figure 19 Relations tailles-poids et structures en tailles pour le corégone, le gardon et la perche en 2018 et 2019

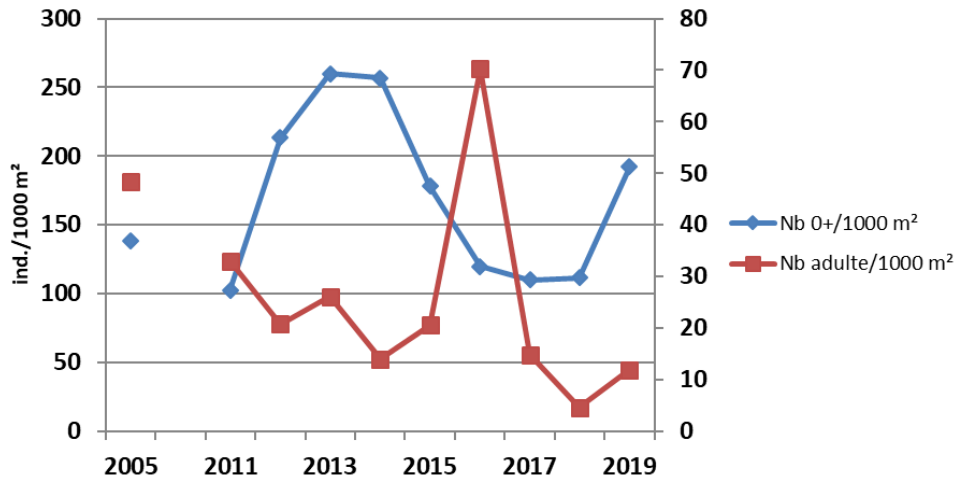


Figure 20 Rendements numériques des alevins de perches et des perches adultes

Gardon

Les longueurs des alevins de l'année sont du même ordre de grandeur que les alevins de perches de taille (taille moyenne similaire) et inférieure à 14 cm (Figure 18), d'après les lectures d'écaillés. Les gardons d'1 an sont compris dans une gamme allant de 15 à 19 cm, d'après les lectures d'écaillés réalisées en laboratoire³ (NB : uniquement sur le premier jour de pêche), mais représentent une proportion faible contrairement aux années précédentes. En 2019, un second mode est constaté à 23 cm correspondant majoritairement aux individus âgés de 3 ans. La taille moyenne des 0+ est plus faible en 2019, aux alentours de 8,5 cm. En se basant sur la distribution en taille des gardons échantillonnés, il est possible de séparer les rendements de pêche numériques des adultes de ceux des alevins de l'année (longueur inférieure à 14 cm) (Figure 21). En 2019, les rendements de pêche concernant les alevins sont à un niveau intermédiaire, montrant l'importante fluctuation du recrutement selon les années. Après un pic en 2010 et 2011, ceux des adultes sont relativement stables depuis 2012. Les relations tailles-poids (Figure 19) sont similaires entre 2018 et 2019.

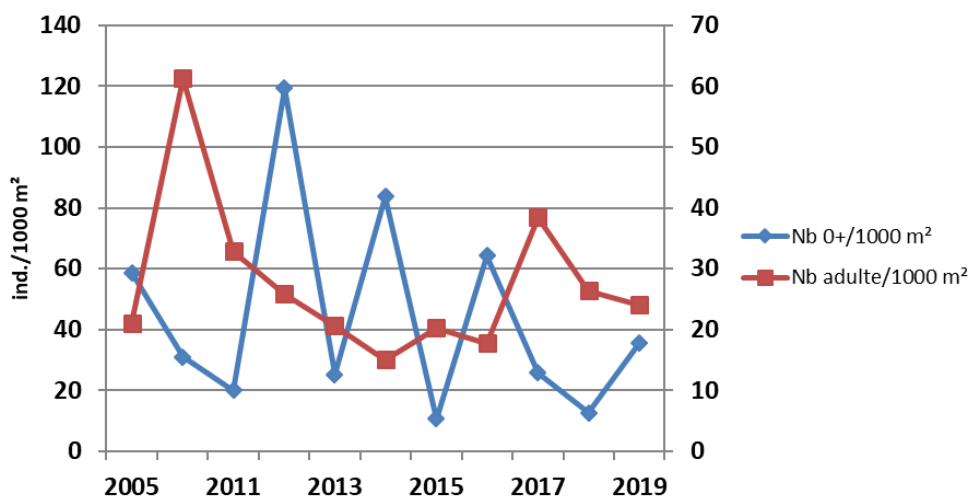


Figure 21 Rendements numériques des alevins de gardons et des gardons adultes

Corégone

La distribution des individus retrouvés dans la pêche est bimodale avec un premier mode situé à 17 cm et un second à 30 cm. Le mode le plus important, situé à 17 cm, 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 et les données des campagnes précédentes. Aucun individu possédant une taille supérieure à 33 cm n'a été capturé. 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 (longueur inférieure à 20 cm en 2018, 17 cm les autres années) et ceux obtenus pour les adultes, sont calculés (Figure 22). On constate que les rendements de corégones juvéniles sont en augmentation et une reprise à la hausse pour les corégones adultes. Les relations taille-poids obtenues en 2019 ne diffèrent pas de celles des années antérieures (Figure 19, Jacquet *et al.* 2019).

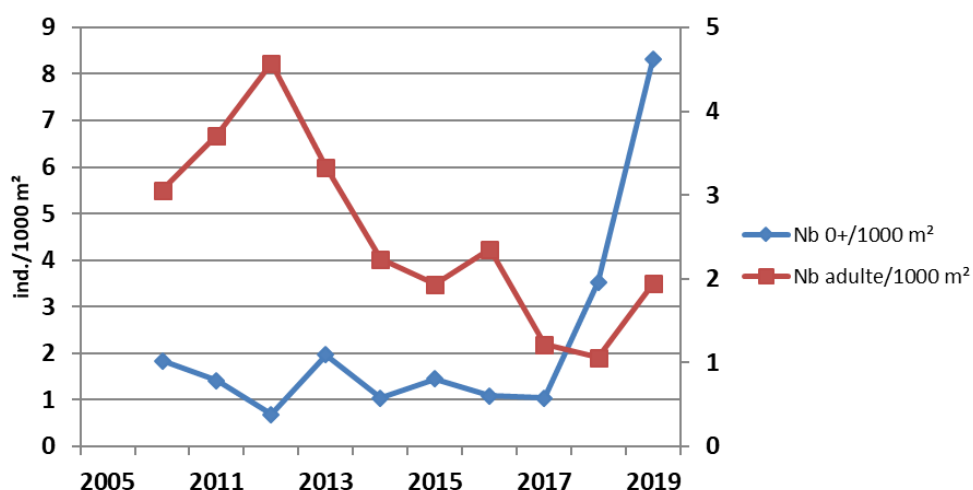


Figure 22 Rendements numériques des alevins de corégones et des corégones adultes

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 23, 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.

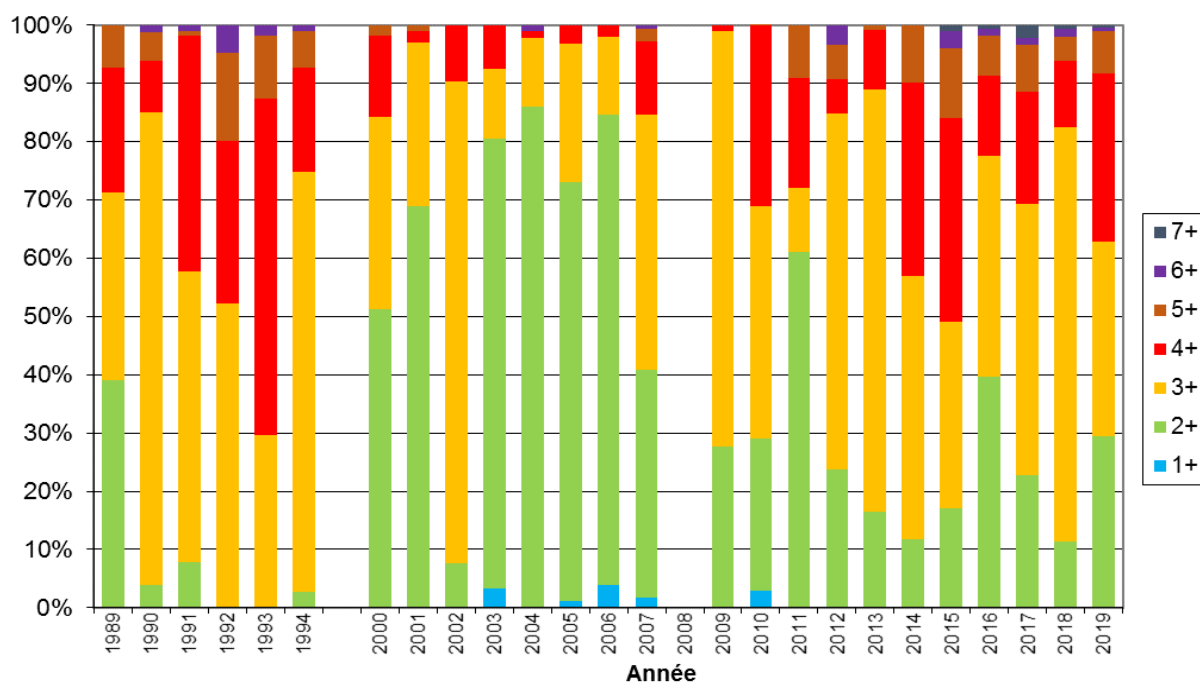
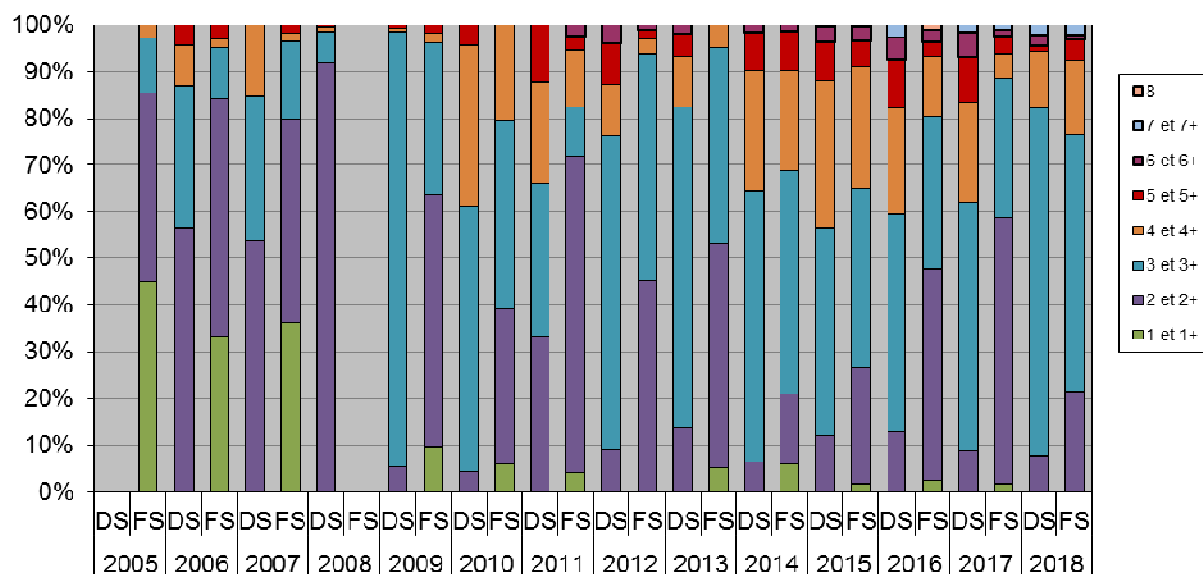


Figure 23 Structure en âge des corégones capturés par la pêche amateur (graphique du haut, DS : début saison FS : fin saison) et la pêche professionnelle (graphique du bas, entre juin et août)

Depuis 2012, 5 à 6 classes d'âge sont présentes dans la pêche. En 2018, les captures de la pêche amateur sont dominées par des poissons de 3 ans. Les poissons âgés de 2 ans sont en proportion plus faibles dans les captures de fin de saison contrairement aux 2 précédentes années. Ceci corrobore les observations faites dans la pêche professionnelle où la saison 2018 a été dominée par des poissons de 3 ans. La faible proportion de lavarets de 2 ans au cours de la saison 2018

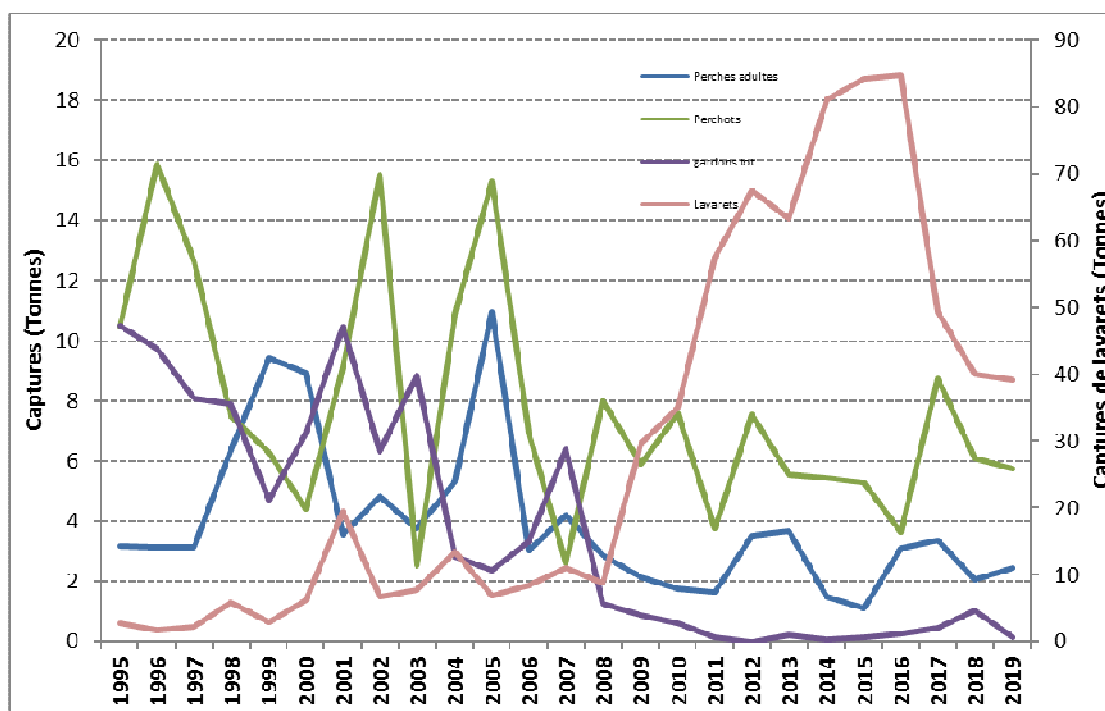
pourrait signifier une faible cohorte née en 2016. Cette faible proportion semble se confirmer en 2019 dans les captures de la pêche professionnelle puisque les lavarets de 3 ans nés en 2016 représentent une plus faible proportion que d'habitude (33%) alors que les 2+ représentent une plus forte proportion.

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 (CISALB 2008).

III.3.1. Statistiques de pêche professionnelle

Les statistiques de pêche des professionnels sont connues depuis 1920 mais nous avons fait le choix de ne présenter les captures qu'à partir du milieu des années 1990 (Figure 24), période à laquelle l'effectif de pêcheurs professionnels s'est stabilisé à 10, rendant ainsi les chiffres comparables.



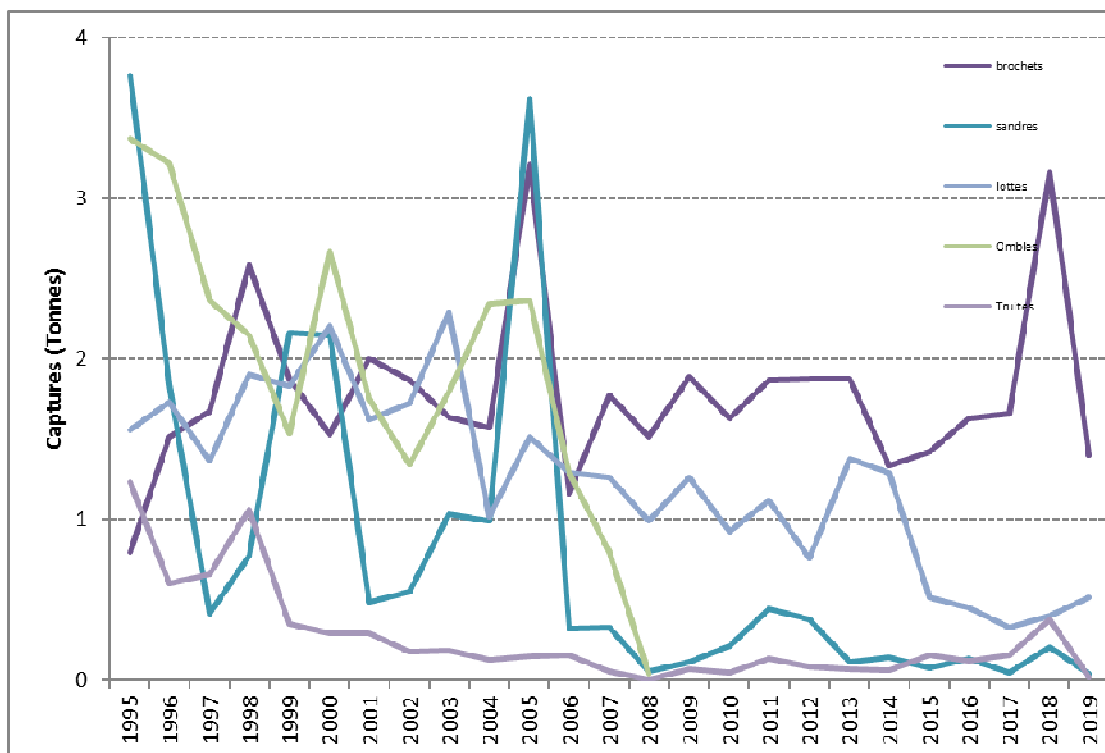


Figure 24 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2019 (données DDT73)

La saison 2019 se positionne dans la lignée de la précédente avec 53 tonnes de poissons pêchés, soit 40% de moins qu'entre 2014 et 2016 mais un tonnage qui reste proche des années 2010 (soit une baisse de 31%).

L'ensemble des captures reste dominé par le corégone. Après une baisse enclenchée en 2016, son tonnage se stabilise et est équivalent à celui de 2018 avec 39 tonnes de poissons capturés. Les captures de perches adultes et de perchots (perche de l'année) sont dans la moyenne de ces 10 dernières années avec respectivement des captures de 2 et 6 tonnes. Les prises de gardons, quant à elles, s'effondrent brusquement alors qu'elles étaient en constante augmentation depuis 4 ans.

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 par 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 record en 2018 (près de 400 kg). Mais en 2019, on note une chute importante ramenant les captures à 22 kg.

En 2018, les captures de brochet ont connu un pic important avec plus de 3 tonnes déclarées. Seule l'année 2005 avait enregistré cette même valeur au cours des 10 dernières années où les captures étaient stables avec un peu plus de 1,5 tonne. En 2019, les captures de brochet diminuent à nouveau et se rapprochent du niveau moyen de ces 10 dernières années avec 1,4 tonne enregistrée. Les captures de sandres restent très faibles. Enfin, les prises de lottes repartent à la hausse après 3 années de baisse mais restent à des niveaux relativement bas.

En 2019, les captures de silures continuent de progresser avec plus de 1,5 tonnes de poissons déclarés par la pêche professionnelle soit 8 fois plus qu'au démarrage de l'enregistrement des captures en 2015 (Figure 25).

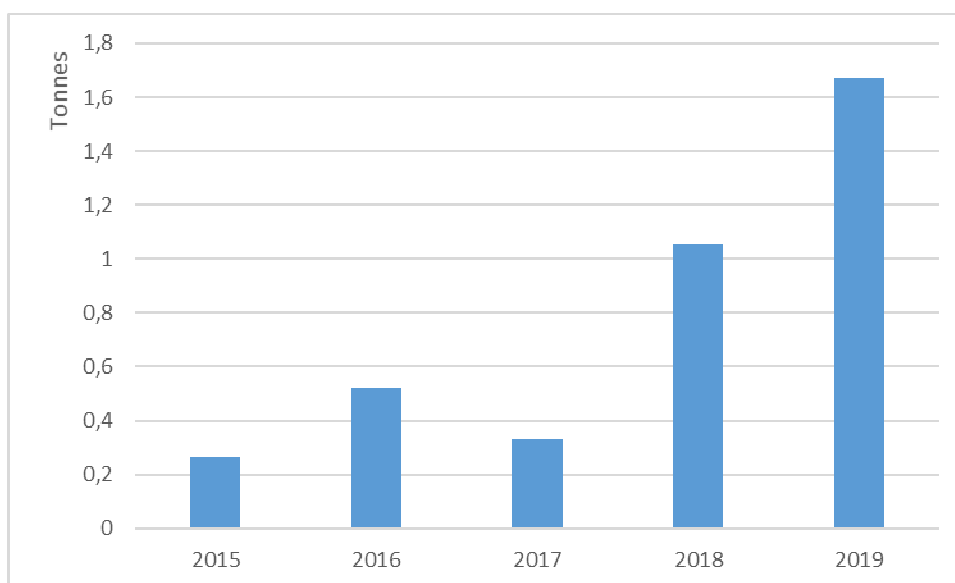


Figure 25 Evolution des captures de silures par la pêche professionnelle (données DDT73)

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

La figure 26 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⁻¹ ont commencé à progresser à partir de 2008 et ont atteint une valeur record en 2011 avec 22,8 kg pic⁻¹. Depuis 3 ans, les rendements sont plus bas et semblent se stabiliser autour de 6-7 kg pic⁻¹, valeurs comparables à celles enregistrées en 2009-2010. Bien que globalement plus faibles, les évolutions mensuelles (en bleu sur le graphique) montrent le même schéma avec des maximums de rendements au cours de la période estivale, période de prédominance de zooplancton dans le milieu.

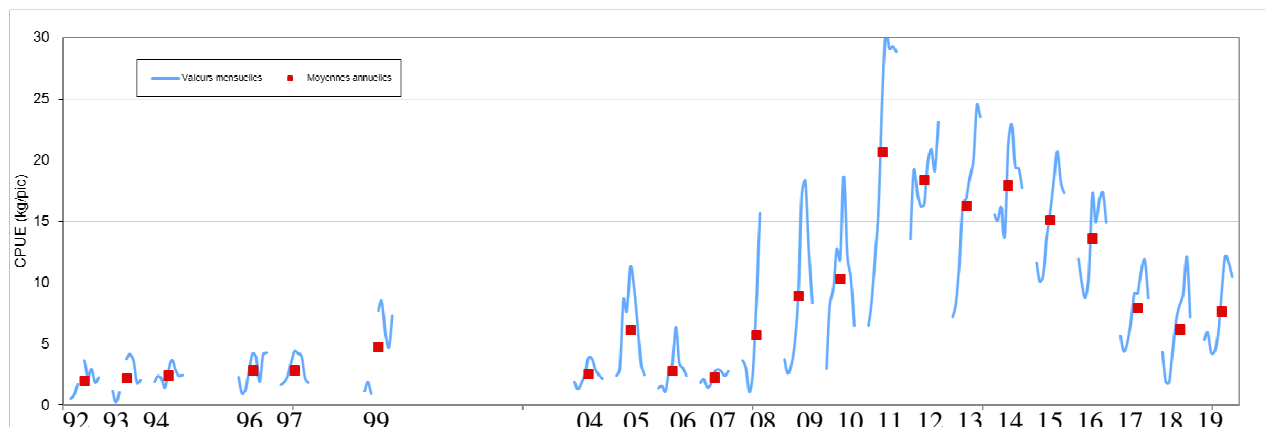


Figure 26 Evolution des captures par unité d'effort pour le corégone (données DDT73)

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 2016. 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 corégone par sortie (Figure 27). Depuis 2008, ils ne cessent de progresser et oscillent depuis 4 ans autour entre 2 et 2,5 corégonnes 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. En 2018, les rendements calculés pour le groupe de pêcheurs volontaires présentent des valeurs relativement élevées de l'ordre de 3,5 lavarets / sortie. La tendance assez stable des rendements de captures observée depuis 2012 chez les pêcheurs volontaires diffère des tendances observées pour l'ensemble des pêcheurs amateurs et les pêcheurs professionnels. En effet, depuis 2012, les rendements de capture des pêcheurs amateurs ont diminué de 20% mais restent dans des niveaux tout à fait satisfaisants par rapport au début des années 2000. En 2018, le rendement moyen annuel est le plus faible de ces 8 dernières années mais reste à un niveau satisfaisant identique à celui obtenu en 2009-2010. Ces dernières années montrent en revanche une plus forte variabilité des rendements mensuels notamment pour la seconde partie de l'année probablement en lien avec de fortes fluctuations de la ressource alimentaire (fluctuations assez brusques des quantités de plancton en lien avec les conditions climatiques).

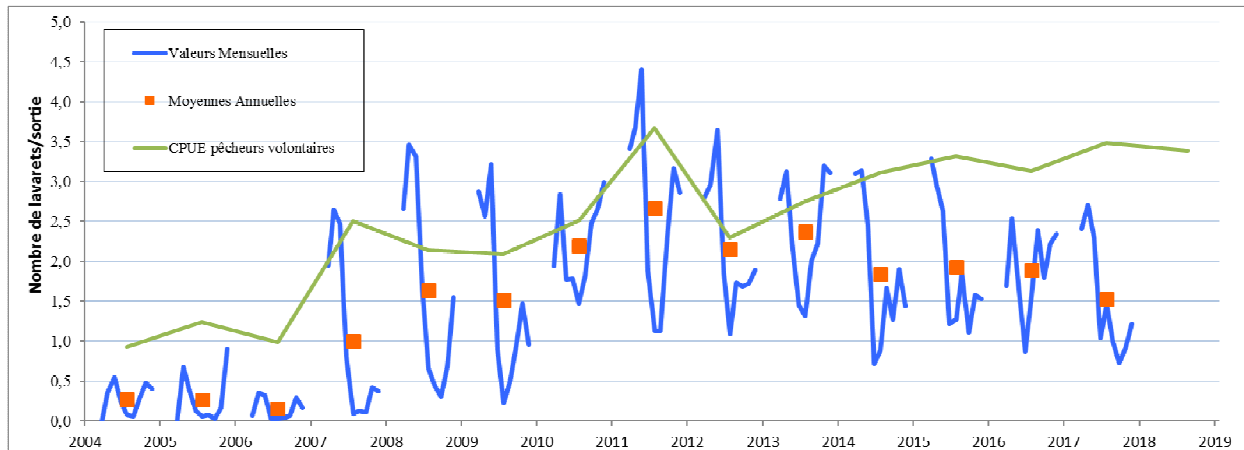


Figure 27 Rendements de capture de corégones de la pêche amateur entre 2004 et 2018

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Figure 28). L'étude menée sur l'efficacité du package 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. En 2018, le rendement est de nouveau à la baisse mais reste satisfaisant avec un peu plus d'1 omble pêché par sortie. On peut s'attendre dans les années à venir à ce que ces fluctuations diminuent du fait d'une stabilisation depuis 2012 du package lacustre autour de 100.000 estivaux d'ombles déversés annuellement.

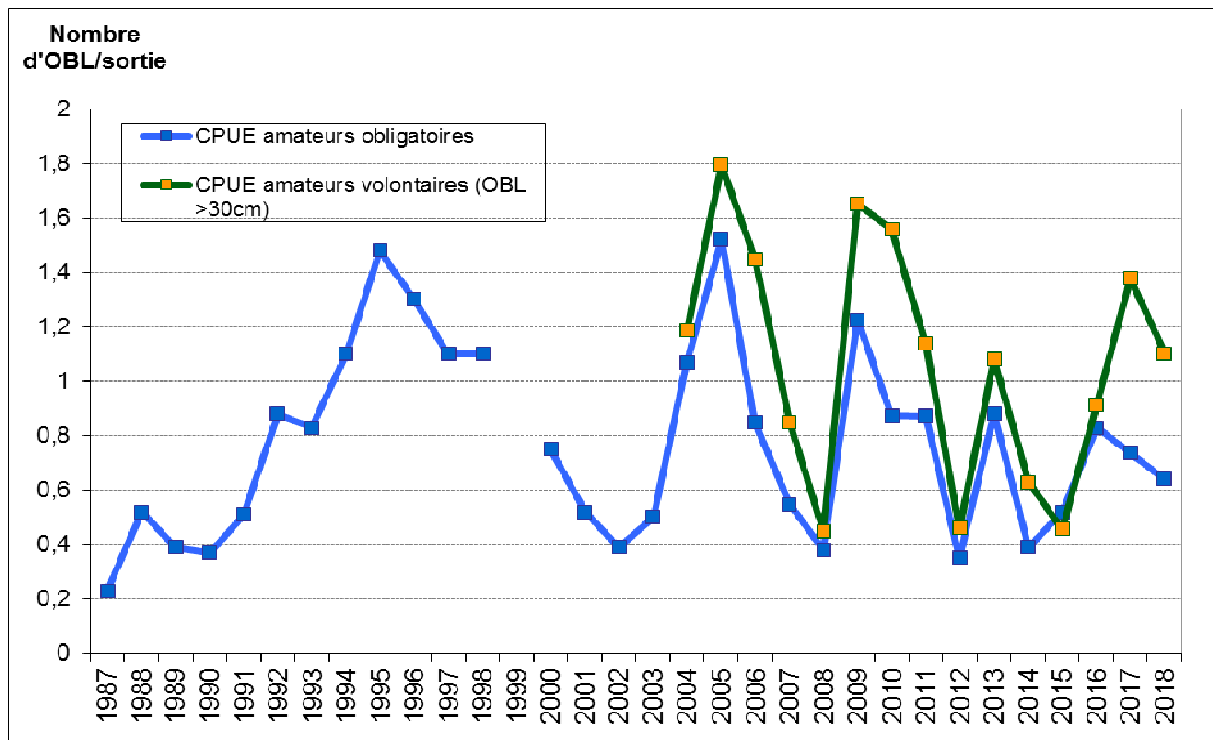


Figure 28 Rendements de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2018

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 1990 et les années 2000 (Figure 29). 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. Toutefois, pour la quatrième année consécutive, les rendements de brochets capturés par la pêche amateur affiche un niveau faible en 2018 malgré une légère hausse par rapport à 2017. Pour autant, le suivi des pêcheurs volontaires semble moins alarmiste (Figure 30). Après 3 années de niveau de captures faibles, ce suivi montre un rendement de capture honorable avec un peu plus d'1 brochet capturé par sortie entre 2016 et 2018. Cette espèce reste toutefois à surveiller finement au cours des années à venir.

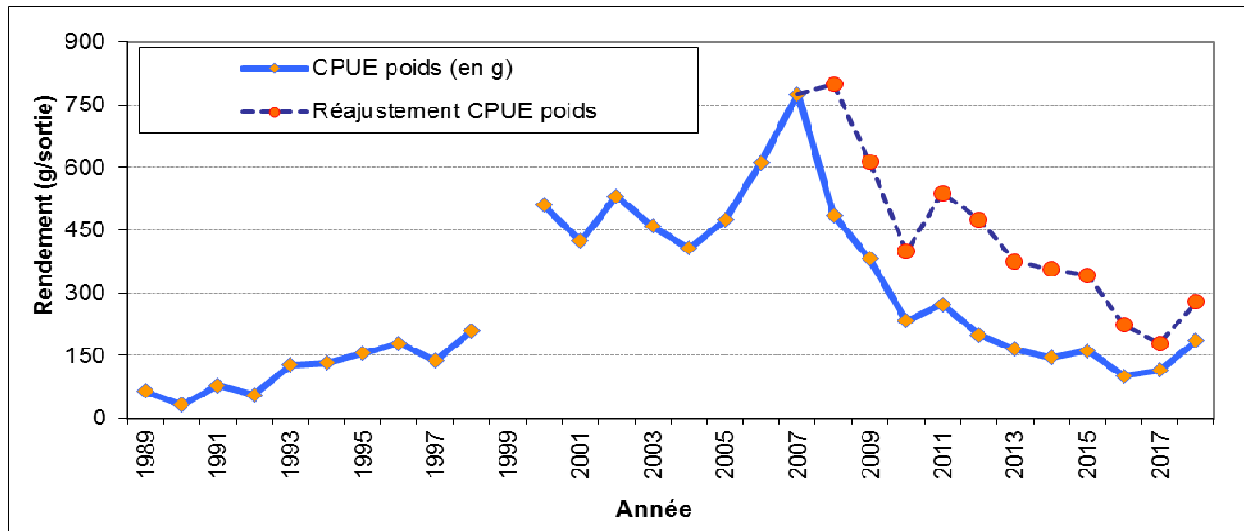


Figure 29 Rendements pondéraux des brochets

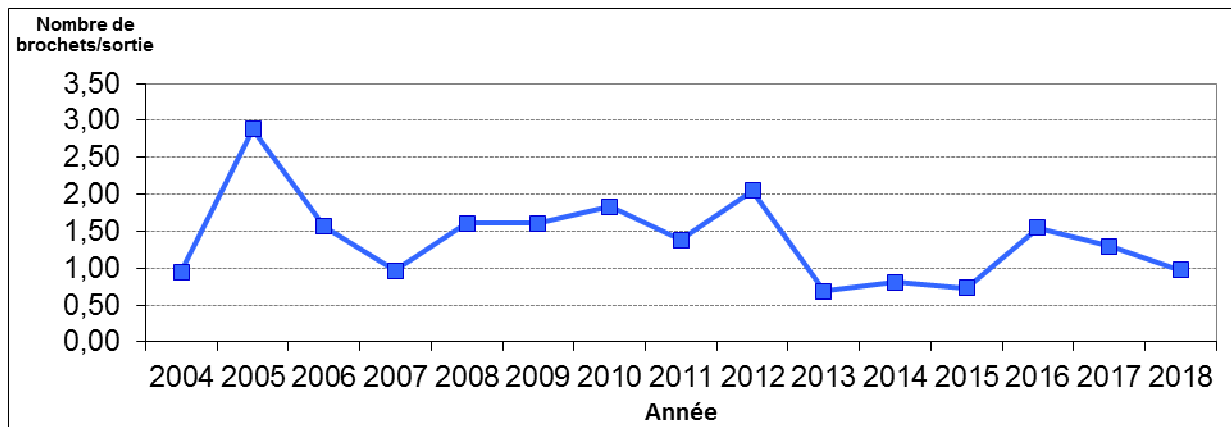


Figure 30 Rendements numériques des brochets capturés par les pêcheurs volontaires

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 abondantes comme la vandoise, l'ablette et la bouvière n'ont pas été capturées en 2019. Le fait majeur de 2019 est la poursuite de la hausse des rendements de pêches scientifiques pour les corégones, confirmée par les données d'hydroacoustique. Cet accroissement de rendement est aussi observé pour la perche par rapport à 2018, les indicateurs hydroacoustique et par pêche allant dans le même sens, mais dont les fluctuations interannuelles sont très marquées. Capturé pour la troisième 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 2019 est en hausse par rapport aux deux années précédentes, à des niveaux proches de celui de 2016. L'ordre de grandeur reste stable et proche de celui obtenu sur d'autres lacs comme le lac d'Annecy mais aussi du lac d'Aiguebelette et du Léman échantillonnés par la même méthode. Le rendement pondéral se situe dans des valeurs hautes

mais semble globalement stable sur la série. 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 corégones 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 constatée 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 corégones dans les filets benthiques ont augmenté. En 2019, 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 les rendements numériques les plus importants depuis le début du suivi. 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. La détection importante de petits individus nés en 2019 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 corégones 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, voir d'autres facteurs liés à la qualité des eaux comme les micro-polluants ne peuvent être totalement exclus.

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. Il serait nécessaire de vérifier l'impact sur la dynamique observée et les paramètres de croissance de cette population dans les prochaines années. Dans le lac du 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⁻¹ en moyenne entre 1984 et 1994 à 15 t an⁻¹ entre 1995 et 2005 pour se stabiliser à environ 7 t an⁻¹ 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 oligotrophes 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 relativement 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 2019, la perche serait à un niveau moyennement élevé avec une distribution principalement pélagique indiquant un bon succès de recrutement. La distribution serait essentiellement pélagique.

Une population de gardon qui est détecté à un niveau très élevé en 2019 dans les pêches scientifiques avec la présence de gros spécimens.

La population de sandre dont les captures de la pêche professionnelle stagnent depuis 2005 autour de 200 kg an⁻¹ semble être en péril. Certaines années, aucun individu n'est capturé, comme en 2013 et 2019, d'autres avec un faible rendement. 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.

L'année 2019 montre que 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 1,5 t an⁻¹ alors qu'elles avaient atteints le double ponctuellement en 2018. Les données du suivi des pêcheurs amateurs semblent confirmer une tendance à la baisse de leur rendement de captures qu'il convient de surveiller.

Le poisson chat, espèce prolifique et très résistante aux variations trophiques et climatiques, est en augmentation par rapport aux quatre années précédentes mais 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 présente une diminution par rapport à 2018.

L'omble chevalier, malgré l'arrêt de sa pêche par la pêche professionnelle depuis 2008 due à un taux de PCB supérieur aux normes admises, semble se maintenir à un niveau satisfaisant eu regard des rendements de la pêche amateur, qui continue à l'exploiter. Cette population semble aussi dépendante des quantités d'alevins déversées 3 ans auparavant. Quoiqu'il en soit, les conditions favorables à son maintien, voire avec son accroissement, ne semblent pas encore atteintes, puisque les prises scientifiques sont trop peu nombreuses pour être significatives, et cette année aucun individu n'a été capturé.

Enfin, 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 2019, 9 individus capturés.

Les principaux résultats pour l'année 2019 sont donc *i)* l'augmentation de la biomasse de corégones estimée par hydroacoustique par rapport aux deux années précédentes, poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux ; *ii)* la diminution de l'abondance par rapport à 2018 d'espèces généralement indicatrices de milieux riches en nutriments comme la grémille, le sandre et le rotengle ; *iii)* une hausse du rendement de pêche numérique, bien que la tendance globale soit à la baisse depuis le début du suivi ; *iv)* un état *a priori* stable des autres composantes piscicoles du peuplement, avec des fluctuations des rendements en particulier de juvéniles de perches, dont la population en cette année 2019 est moyennement élevée ; *v)* 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) et des pollutions par les xénobiotiques (Millenium Assessment 2005) impactent aussi 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, Tupper de Kerckhove *et al.* 2016). 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 2020. 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

2019 a été l'année du 31^{ème} Comité de bassin versant, le premier s'étant réuni il y a 20 ans, en mai 1999. La dépollution du lac et sa restauration étaient alors au centre des préoccupations et ces enjeux ont été largement couverts au cours de la période 2000-2010. 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 2019, les teneurs en P_{tot} et PO₄, avec des valeurs record de 7 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 (~30 tonnes en 2019 contre 55 en 2018). 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 2019, la biomasse phytoplanctonique n'a pas baissé mais les teneurs en chlorophylle *a* moyennes, annuelle et estivale, ont atteint leurs plus basses concentrations, comparables à 2018. 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 qui atteignent en 2019, après 2017 et 2018, leur plus haute valeur.

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.

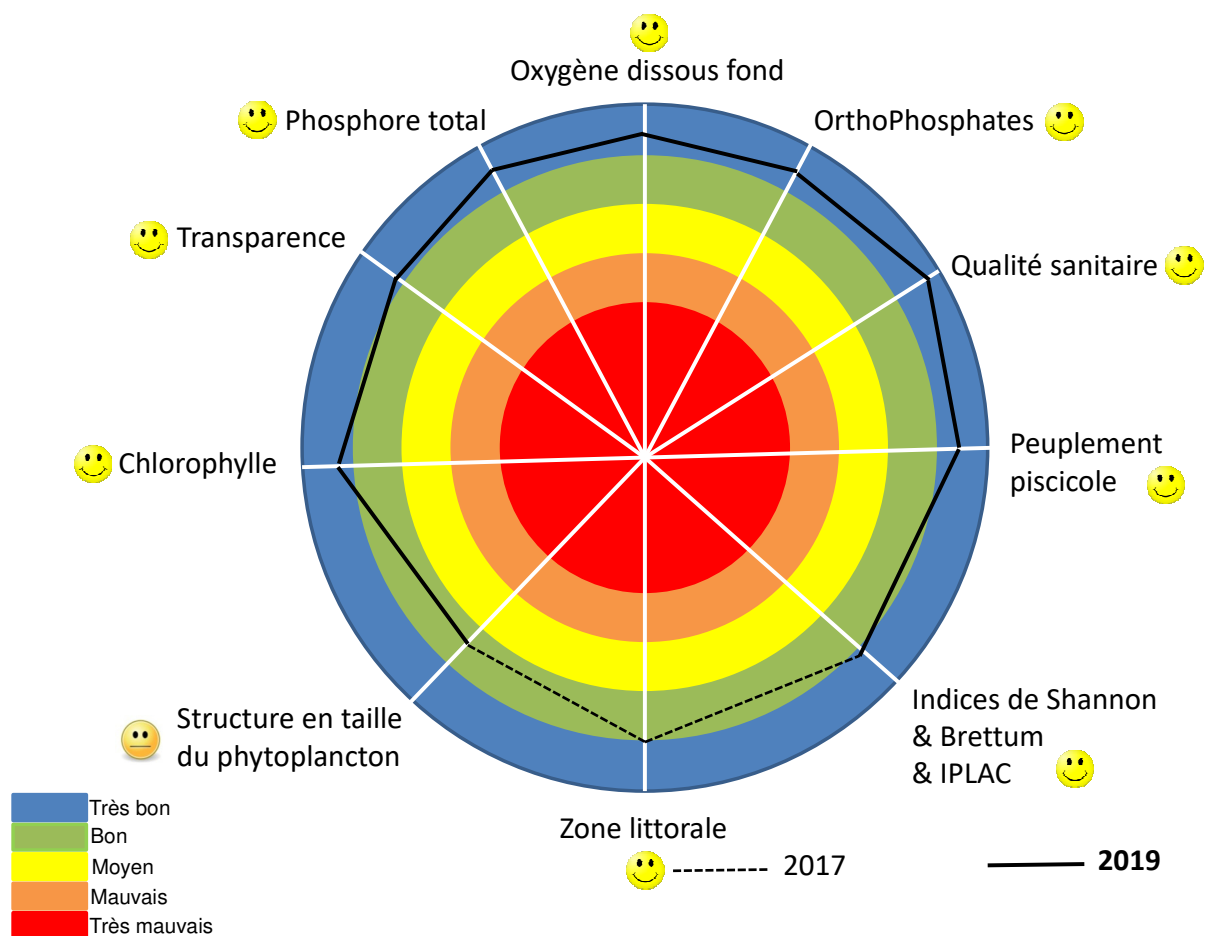
Au sommet de la pyramide trophique, le peuplement piscicole est de bonne qualité, avec la hausse remarquée au cours des deux dernières années de la biomasse du lavaret (corégone) et la régression du rendement d'espèces indicatrices de milieux de moins bonne qualité, comme le poisson chat ou le sandre.

Les valeurs 2019 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 presque qualifié d'écosystème oligotrophe. Depuis 2011, il est qualifié d'oligo-mésotrophe mais 2020 sera peut-être l'année marquant le passage du lac du Bourget dans la catégorie des lacs oligotrophes. 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.

L'image offerte en 2019 par le lac du Bourget, pour sa partie pélagique, est très similaire à celle de 2018 et peut être résumée comme suit. Le lac, avec des concentrations en P_{tot}, PO₄ et chlorophylle *a* très basses, peut être désormais 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 transparence, la 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 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
	<=10	<2.5	2.5-8	>6	>3
Oligotrophe	7		8,0	6,7	3,4
Mesotrophe		3,0		6-3	3-1.5
	10-35	2.5-8	8-25		
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 2019



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 Ulyyott, 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 2018-2019

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>

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

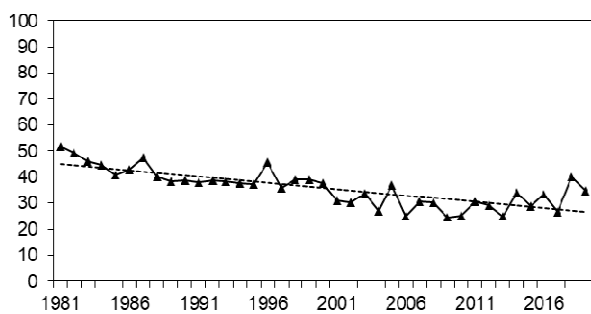
$I_{O2j} = -50 + 62 \times \log_{10}(X+10)$ où X est la valeur de la consommation journalière en oxygène dissous en $\text{mg.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$.

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

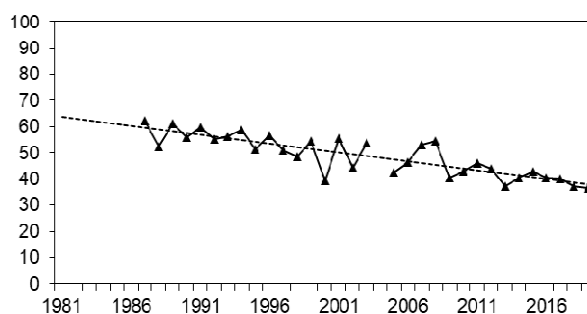
La moyenne de ces deux indices constitue l'indice fonctionnel **Nutrition.**

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

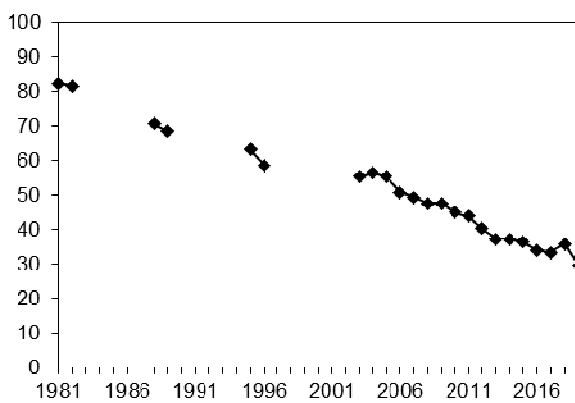
II Résultats



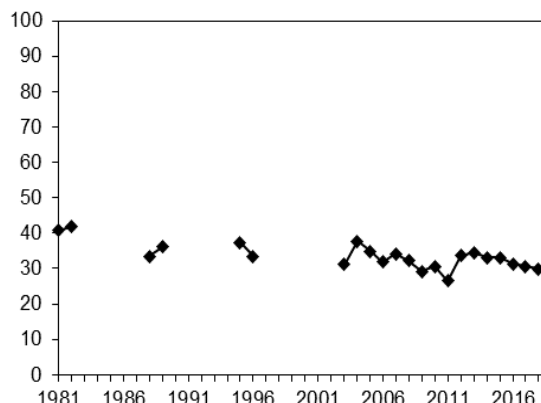
a) Indice de transparence estivale



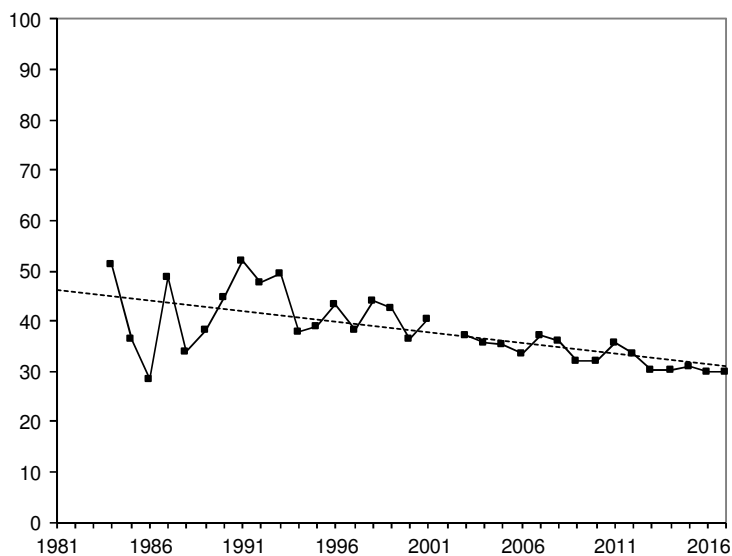
b) Indice de pigments chlorophylliens estivaux



c) Indice du phosphore total hivernal

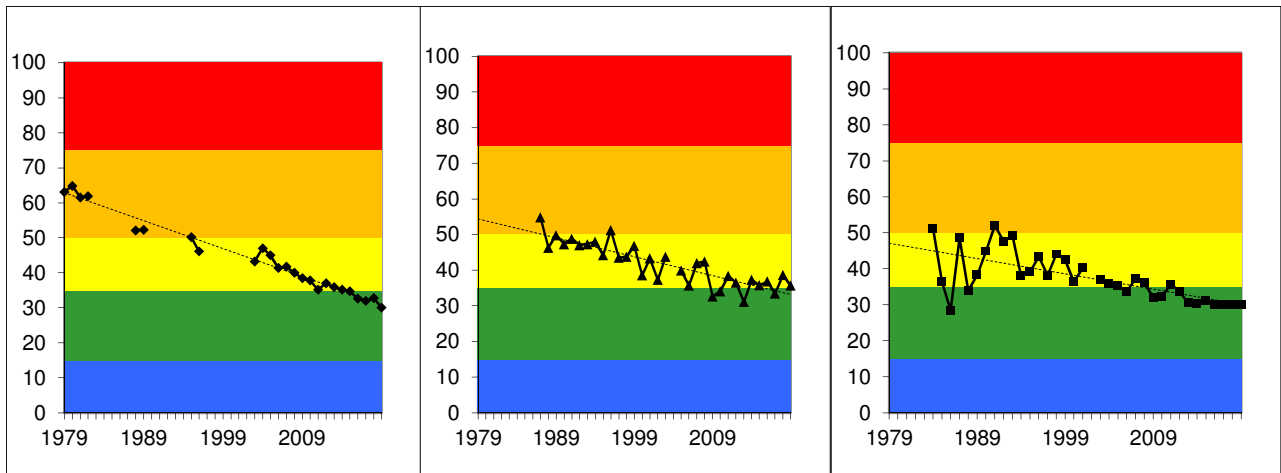


d) Indice de l'azote total hivernal



e) Indice de la consommation journalière en O₂ dissous

Figure 1 Evolution des indices spécifiques type DCE au point B de 1981 à 2019



a) Indice de nutrition

b) Indice de production

c) Indice de dégradation

Figure 2 Evolution de la classe de qualité de l'eau en fonction des indices fonctionnels type DCE au point B de 1981 à 2019

Les indices de nutrition, production et dégradation sont assez homogènes et se positionnent à la limite des classes "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

Ni : 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 :

Taxon	Classes de trophie					
	1	2	3	4	5	6
	<=5	5-8	8-15	15-30	30-60	>60
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	0	0	0	1	4	5
<i>Aphanocapsa musicola</i>	0	1	2	5	2	0
<i>Aphanocapsa parasitica</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 Ij 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

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

$V_{ss.ech}$ 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 I: 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>Moewgella</i> <i>Tribonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	<i>Planktothrix agardhii</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 _W	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
X1	shallow, clear, mixed layers	<i>Kolletia</i> <i>Chrysoococcus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Plagioselmis</i> <i>Chrysochromulina</i>	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankyra</i> <i>Monoraphidium</i>	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	<i>Dinobryon</i> <i>Mallomonas</i> (<i>Synura</i>) colonial Chlorophytes e.g. <i>Betryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenoclelis</i> <i>Oocystis leucostis</i>	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia		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 Nostocaleans	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermanni</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	<i>Uroglena</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L_M	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C _i	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocavum</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

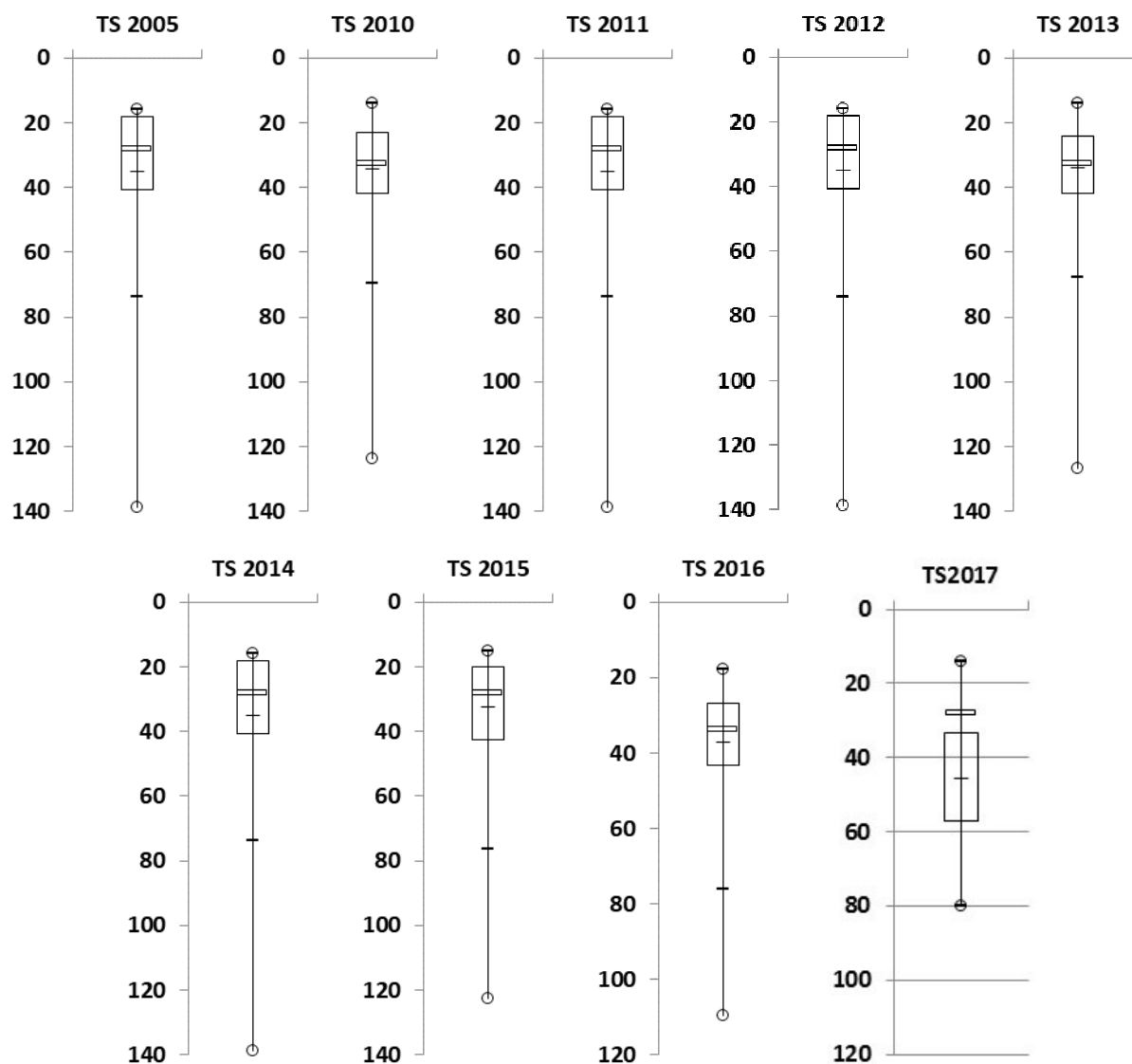
DOSSIERS DIVERS

Annexe V

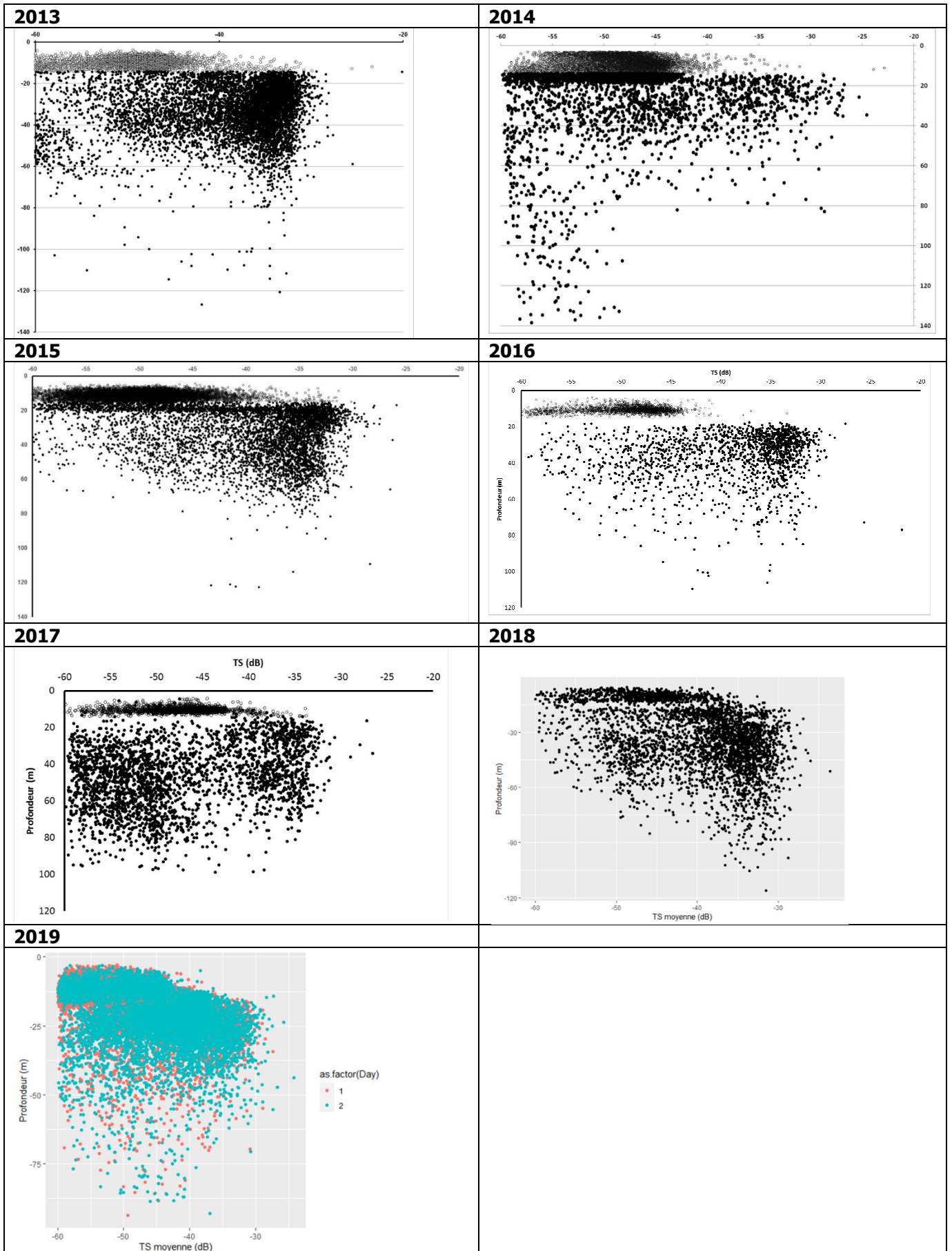
En lien avec le chapitre sur le peuplement piscicole

Annexe V.1

Box-plot de la distribution des cibles dans les couches profondes, en fonction de la profondeur, années 2005 et 2010-2017

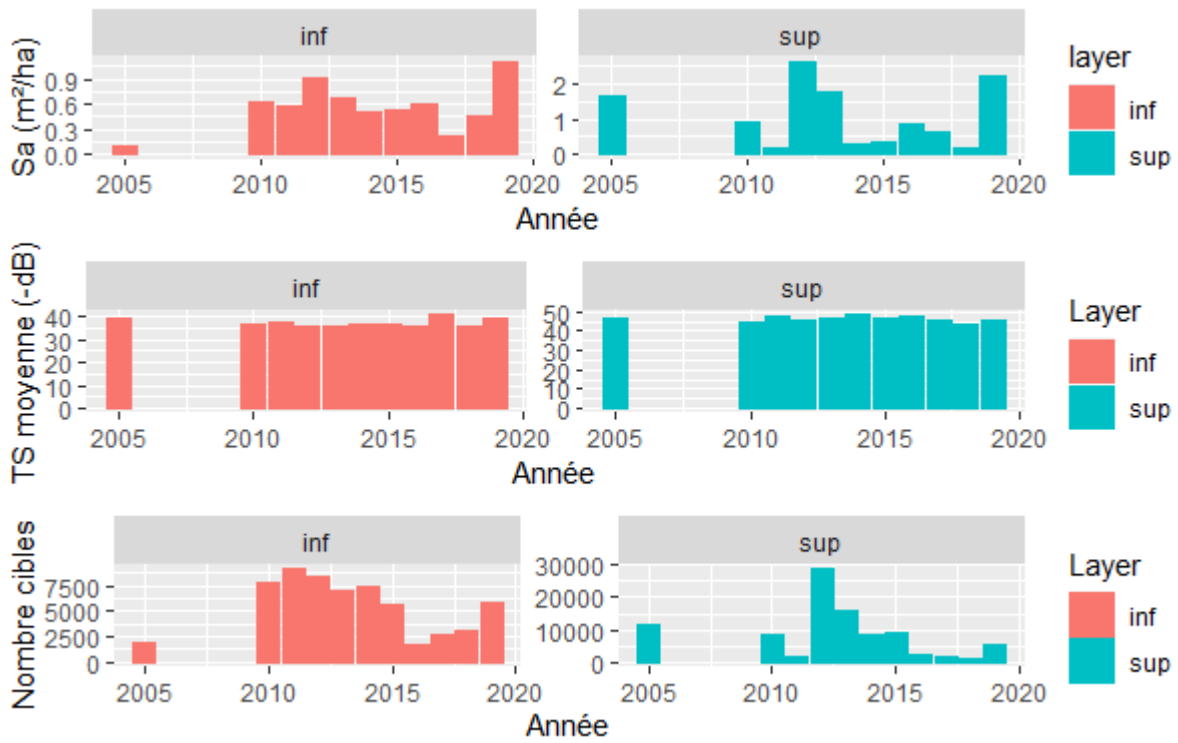


Annexe V.2
Distributions des cibles en fonction de la profondeur, années 2013-2019



Annexe V.3

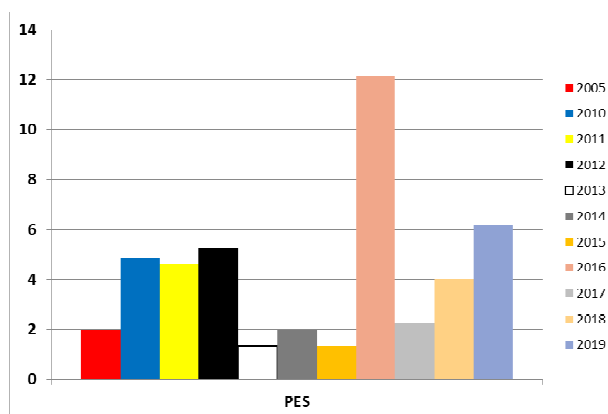
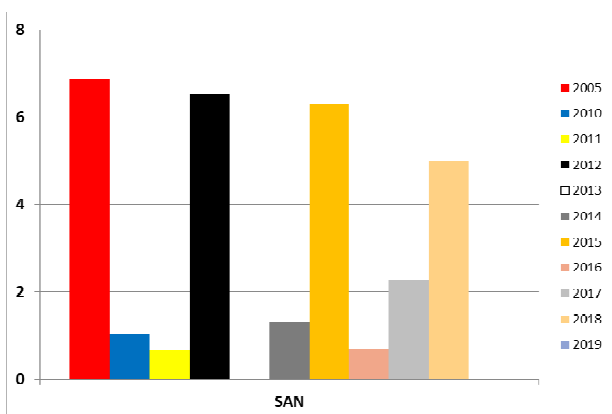
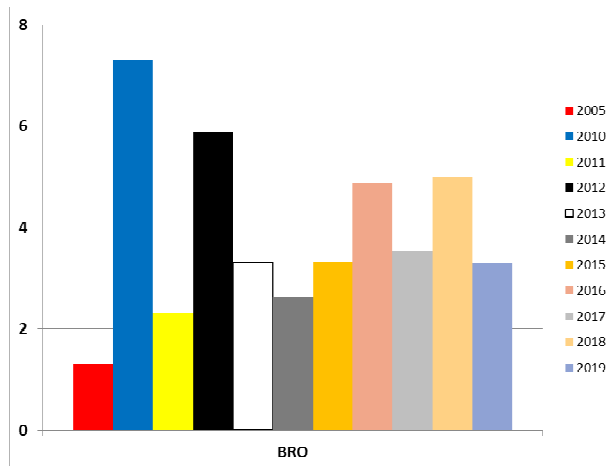
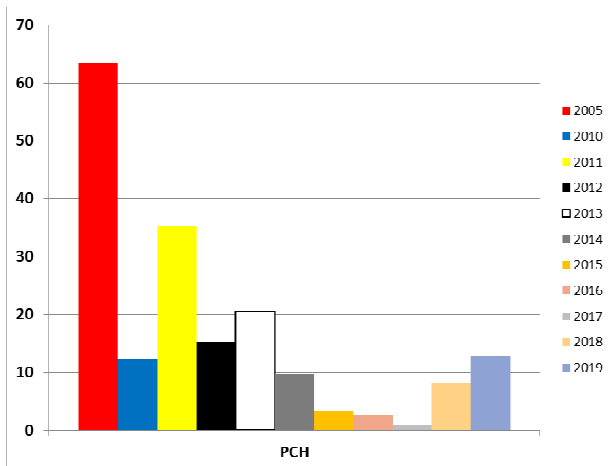
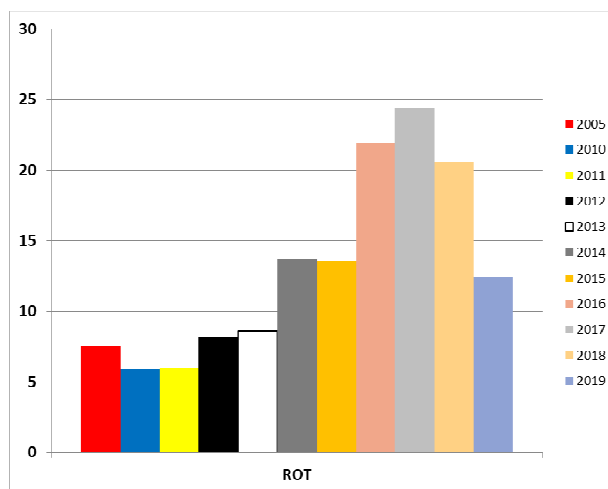
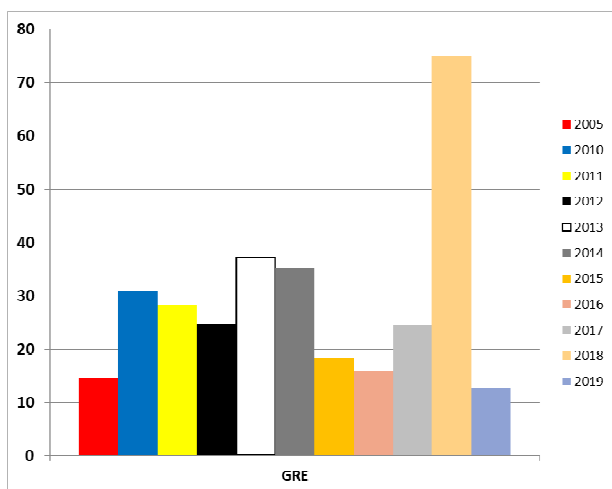
Estimateurs hydroacoustiques sur la période 2005 et 2010-2019 avec les données du jour 2 pour 2019



Annexe V.4

Rendements numériques dans les filets benthiques pour la grémille (GRE), le rotangle (ROT), le poisson chat (PCH), le brochet (BRO), le sandre (SAN) et la perche soleil (PES)

Nbre d'individus / 1000 m²



DOSSIERS DIVERS

Annexe VI

Informations diverses en 2019

Janvier 2019

La publication du rapport 2018 pour l'année 2017 (avec les informations suivantes) a été rendu publique.

Le rapport de suivi de l'écologie du lac du Bourget pour l'année 2017 a révélé

- une année chaude et sèche,
- un mois de janvier froid, permettant une homogénéisation totale des températures sur la colonne d'eau, mais une réoxygénation partielle des eaux profondes (jusqu'à 110 m),
- une température moyenne des eaux de surface à 15,6°C,
- une concentration en phosphore en baisse,
- la présence de la cyanobactérie *Planktotrix rubescens*, surtout en hiver et à l'automne,
- la domination des Chrysophycées au printemps,
- une transparence moyenne annuelle de 6,8 m, avec une phase des eaux claires marquée en mai 2017 (avec plus de 10m de transparence),
- un peuplement de poissons satisfaisant mais :
 - - une population de lavarets en baisse
 - - une régression des sandres et poissons chat (espèces indicatrices de milieux de moins bonne qualité)
 - - des juvéniles de perches en nombre moyen par rapport aux années précédentes
- l'indice biologique lacustre en zones profondes et littorales est évalué à 16,8/20, témoignant d'une bonne capacité biogène mais un transfert trophique non optimal.

L'état écologique global de l'écosystème lacustre est jugé en bon état. Le lac est en passe de devenir oligotrophe. La surveillance se poursuit, notamment sur les populations de lavarets et de cyanobactéries.

Mars

Fermeture exceptionnelle de la galerie de l'Epine

Du 18 au 22 mars 2019, une visite technique et des travaux d'entretien de la galerie ont été réalisés, conformément à l'arrêté préfectoral du 29 août 2013. La galerie permet aux eaux traitées de stations d'épuration de Chambéry, Aix les Bains et du Bourget du lac de rejoindre directement le Rhône en court-circuitant le lac du Bourget.

La galerie a été fermée le 15 mars 2019 et réouverte le vendredi 22 mars 2019. Durant sa fermeture, les effluents traités des usines de dépollution des eaux usées de Chambéry, Aix-les-Bains et le Bourget-du-lac ont été rejetés dans la Leysse au niveau du bypass situé sur la commune du Bourget-du-lac. Le protocole de suivi de la qualité de la Leysse a été mis en place tel que défini dans l'arrêté préfectoral du 29 août 2013.

Comité de bassin versant

Vendredi 22 mars 2019 a eu lieu le 31^{ème} comité de bassin versant du lac du Bourget. La réunion s'est tenue à Savoie Technolac (salle de l'Horloge) où se sont retrouvés élus et acteurs socio-économiques engagés dans cette démarche en faveur de l'eau et des milieux aquatiques du territoire du lac du Bourget en présence de l'Agence de l'eau et des services de l'Etat et des agglomérations du territoire. Le bilan du Contrat de bassin 2011-17 a été présenté avant la nouvelle démarche contractuelle pour la période 2019-22. Véritable outil de mise en oeuvre du Schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux, le nouveau contrat engage le territoire vers :

- des travaux d'adaptation au changement climatique : désimperméabilisation des sols, valorisation de biogaz...
- l'amélioration des réseaux et services publics de l'eau et de l'assainissement,
- la poursuite de la lutte contre les pollutions industrielles, domestiques, et celles liées aux substances dangereuses,
- des travaux en faveur des milieux aquatiques : dans un souci de continuité des milieux, de restauration écologique de rivières et zones humides,
- un plan d'actions en faveur de la végétation, intégrant la lutte contre la renouée du Japon,
- la mise en oeuvre du plan de gestion de la ressource en eau tous publics confondus, incluant des aménagements spécifiques de retenues collinaires,
- la sécurisation des populations exposées aux inondations par des travaux de protection contre les crues des rivières,
- la poursuite du suivi scientifique des milieux, essentiel à l'évaluation des actions entreprises,
- enfin la sensibilisation du public aux enjeux de l'eau et des milieux aquatiques dans un contexte d'évolution climatique rapide.

Juin

Le document « Observatoire de l'écologie du lac du Bourget 2018 » a été mis en ligne.

Il est téléchargeable

Juillet

Le 3^{ème} contrat de bassin pour le lac du Bourget a été signé.

Michel Dantin (président du CISALB), Louis Laugier (préfet de la Savoie), Patrick Mignola (député), Martial Saddier (président du Comité de bassin RMC), Laurent Roy (directeur de l'Agence de l'eau), Xavier Dullin (président de Grand Chambéry), Dominique Dord (président de Grand Lac), Michel Delmas (président du

CEN Savoie) et Gérard Guillaud (président de la FSPMA) ont signé ce nouveau programme d'actions. Ce programme de 67 millions d'euros sur 3 ans s'inscrit dans le prolongement des 2 contrats précédents qui ont mobilisé 230 millions d'euros entre 2002 et 2019. Les deux agglomérations de Grand Chambéry et Grand Lac et le CISALB sont les principaux maîtres d'ouvrage des actions. L'Agence de l'eau apportera une aide financière de 25 millions d'euros. Le programme d'actions a 4 grands objectifs :

- garantir la ressource en eau,
- réduire les pollutions,
- protéger contre les inondations
- et restaurer les milieux aquatiques.



Aqualis, le centre d'interprétation du lac du Bourget a été inauguré

Lundi 8 juillet 2019, Aqualis, l'expérience lac a été inauguré par :

- M. Pierre MOLAGER, Secrétaire général de la préfecture de la Savoie
- Mme Marie-Pierre Montoro-Sadoux, Conseillère régionale
- M. Renaud Berretti, Conseiller départemental et Maire d'Aix les Bains
- M. Michel Dantin, Président du Cisalb et Maire de Chambéry
- M. Dominique Dord, Président de Grand Lac
- M. Michel Frugier, Vice Président de Grand Lac

Et des nombreux partenaires d'Aqualis, dont les entreprises de réalisation scénographiques et muséographiques

www.aqualis-lacdubourget.fr



Septembre

Un grand nettoyage des berges du lac

Le samedi 21 septembre 2019, une journée dédiée au nettoyage a eu lieu (dans le cadre du *world clean up day*) pour débarrasser les roselières du lac du bourget de nombreux déchets, faute de négligence, vent et autres inondations.



Le programme d'Aqualis du mois de septembre 2019 a fait la part belle au suivi écologique



AQUALIS

L'EXPÉRIENCE LAC



PROGRAMME SEPTEMBRE 2019

LUNDI 9 SEPTEMBRE

Le suivi écologique du lac du Bourget
14h-16h
Gratuit, sur inscription
Animé par S. Jacquet - INRA



MARDI 10

Les poissons : du lac à l'assiette
14h - 16h
Gratuit, sur inscription
Animé par l'AAPPMA d'Aix les Bains



MERCREDI 18 SEPTEMBRE

Changement climatique et ressource en eau, pourquoi partager l'eau ?
18h-19h30
Gratuit, sur inscription
Animée par le Cisalb



L'ESCAPE GAME

«Menace sur le lac»
Groupe de 6 pers. max.
(enfants >10 ans
obligatoirement accompagnés)
Tous les vendredis après-midi
30€/groupe, sur inscription
Animés par le Cisalb





AQUALIS
RIVIERA
DES ALPES

MODALITÉS D'INSCRIPTION

Pensez à vous inscrire, même pour les activités gratuites :

- info@aqualis-lacdubourget.fr
- 04 79 70 64 69

Le Petit Port, 52 esplanade Jean Murguet
73100 AIX-LES-BAINS
Tél : +33(0)4 79 70 64 69
Mail : info@aqualis-lacdubourget.fr

www.aqualis-lacdubourget.fr
Facebook - Instagram : [@aqualislacdubourget](https://www.instagram.com/aqualislacdubourget)

Un colloque multidisciplinaire sur les grands lacs

Mi septembre a eu lieu le colloque « Grands lacs alpins, attractifs par nature » au centre de congrès de Chambéry. Il y a été question, au travers de divers ateliers, de tourisme, d'interprétation du patrimoine, ou encore de qualité écologique. Parmi les conférenciers, Florent Arthaud (enseignant chercheur au CARTEEL) a parlé des indicateurs de suivi de l'état et du fonctionnement écologique des milieux lacustres et péri-lacustres, et de leur importance pour les gestionnaires.



Financé par :



Organisé par :



Octobre

Conférence sur le silure, une espèce qui questionne



Le mercredi 6 octobre, Victor Frossard, maître de conférences à l'Université de Savoie, membre de l'UMR Carrtel, animateur du suivi écologique du lac d'Annecy a proposé une conférence sur le silure pour répondre aux questions portant sur la biologie et l'écologie de cette espèce, la raison de sa présence dans le lac, comment elle y vit, etc...

Décembre

Fin du chantier de confortement des digues du Sierroz

Le CISALB et Grand Lac ont inauguré le mercredi 4 décembre 2019 la fin des travaux de confortement des digues du Sierroz entre le Pont Rouge et le pont de la voie ferrée, à Aix-les-Bains. Ces travaux ont consisté à créer sur 350 m, un rideau de palplanches métalliques de 5 à 10 m de profondeur dans l'axe de la digue, sur les deux rives. L'objectif de cette protection est de conforter la stabilité des digues et remonter localement le niveau de protection contre une surverse en cas de crue. Ces travaux ont été aussi l'occasion d'améliorer les cheminements le long du Sierroz et de restaurer les habitats piscicoles, notamment ceux de la truite lacustre.



1000 personnes étaient potentiellement inondables en cas de rupture de digue. Ils sont désormais protégés contre ce risque.

DOSSIERS DIVERS

Annexe VII

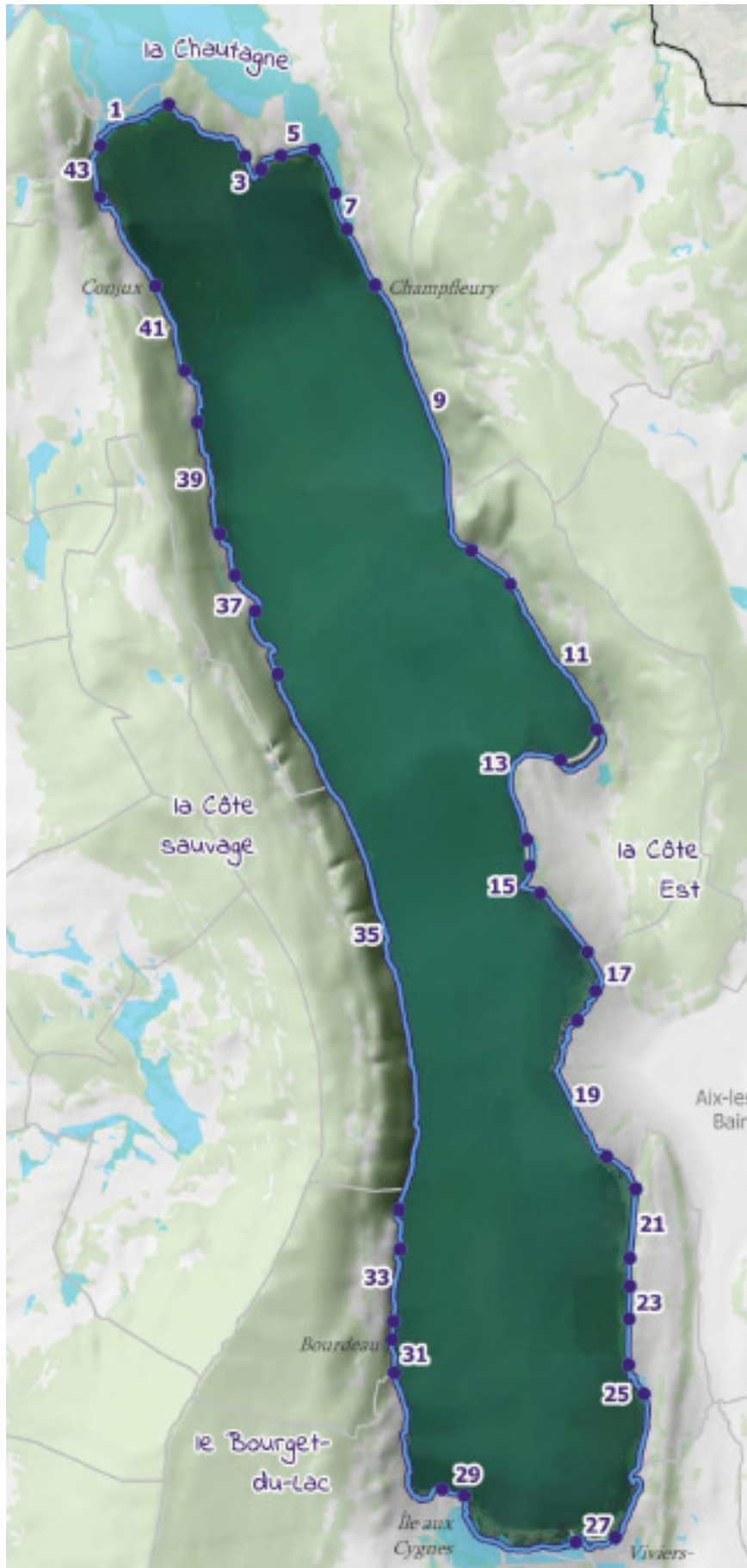
Indice de fonctionnalité littorale appliqué au lac du Bourget (France)

Dans le cadre du projet Grands Lacs Alpains, l'indice de fonctionnalité littorale, ou Lake Shorezone Functionality Index (SFI) (Siligardi *et al.* 2010), a été retenu et appliqué au littoral du plus grand lac naturel de France. Cette étude a été publiée en août 2019 par le Conservatoire d'espaces naturels de Savoie (Charbonnel, Lesconnec & Mignot 2019). Cette Annexe est l'occasion de mettre en lumière cet indice qui évalue le rivage à l'aide d'une note synthétique (d'excellent à mauvais, comme préconisé dans la DC) et ce qu'il en ressort pour le lac du Bourget.

L'indice permet de qualifier des tronçons de berges homogènes de longueurs supérieures à 200 m sur la base de 17 critères / indicateurs :

- Largeur de rive ;
- Couverture et composition végétale ;
- Part de végétation hygrophile/ non-hygrophile ;
- Présence d'espèces exotiques ;
- Hétérogénéité de la végétation arborée/arbustive ;
- Continuité de la végétation ;
- Interruption à l'intérieur du rivage ;
- Typologie des interruptions anthropiques du rivage ;
- Occupation du sol ;
- Présence d'infrastructure ;
- Pente moyenne ;
- Comparaison entre la pente émergée et immergée ;
- Concavité et convexité du rivage ;
- Complexité du profil de rive ;
- Artificialisation du littoral ;
- Canalisation apparente du ruissellement ;
- Jugement personnel.

L'analyse a permis de définir, pour les 46,3 km de berges du lac du Bourget, 43 tronçons de longueur variant entre ~200 m et ~7 km.



Le bilan global peut être résumé comme suit :

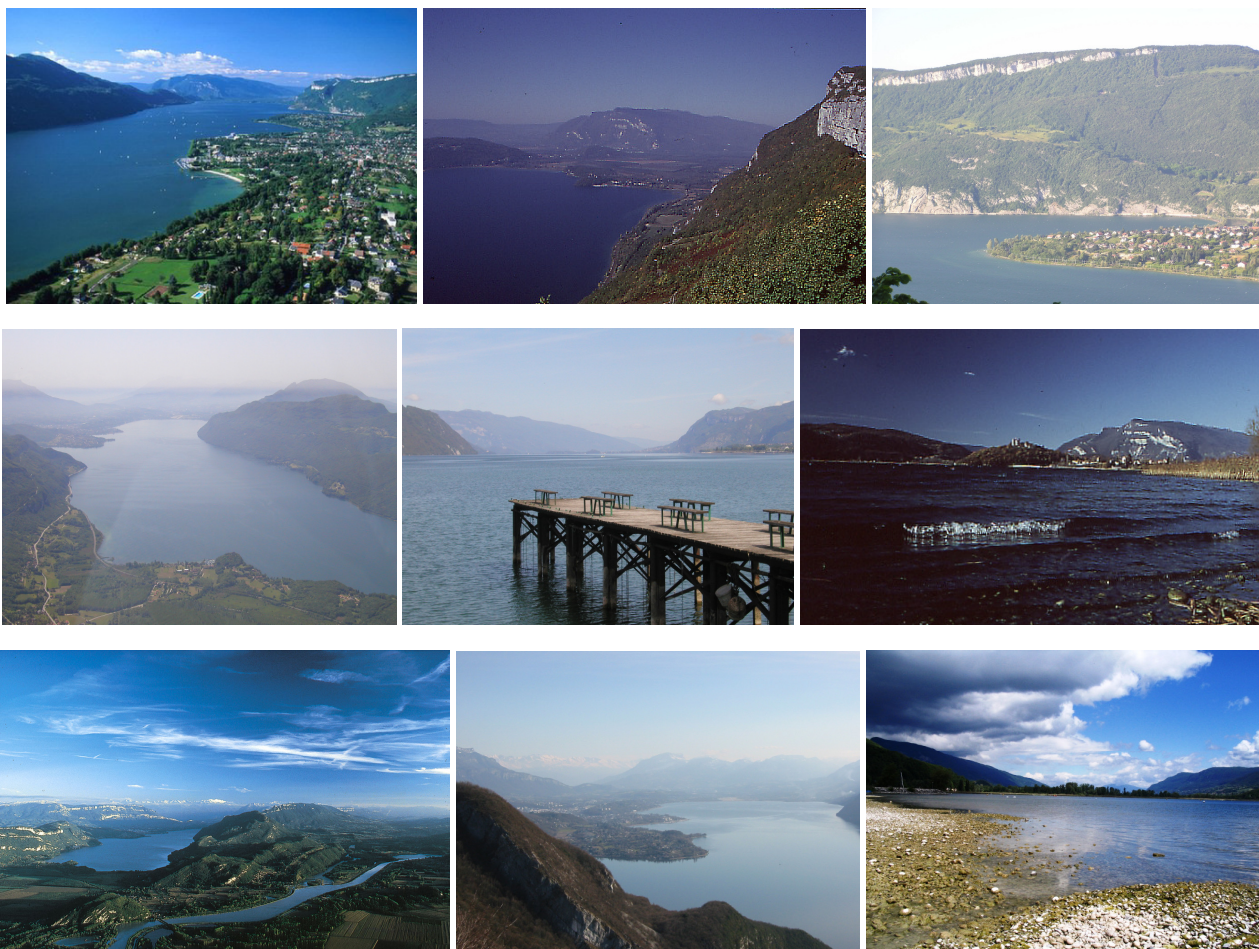
- 51,7% des tronçons présentent un bon état de fonctionnalité (excellent + bon) ;
- 11,3% des tronçons sont classés dans la catégorie moyen ;
- 37,0% des tronçons présentent un état dégradé (mauvais + très mauvais).

Autrement dit, la moitié du lac est en bon état (voire excellent état) et 1/3 est en mauvais état (avec une grande majorité de très mauvais état).

Si on détaille un peu, il est constaté ce qui suit :

- La Chautagne (de Conjux à Champfleury) présente globalement des berges en bon état (65,2 %)
- La Côte Est (de Champfleury à le Viviers-Plage) présente très peu de berges en bon état fonctionnel (68,5 % des berges Est sont en effet classées en mauvais état/ très mauvais état)
- Le Sud du lac (et son Arrêté Préfectoral de Protection de Biotope) présente partout un bon état fonctionnel
- Le Bourget-du-Lac (de l'Île aux Cygnes à Bourdeau) et ses rives sont globalement en très mauvais état (73,7 %)
- La Côte sauvage (Bourdeau-Conjux), qui représente 30% de berges, est évaluée en excellent état fonctionnel (85%)

Malgré les limites et quelques biais inhérents à toute méthode d'évaluation et de classification, les résultats obtenus sont intéressants et semblent très cohérents laissant à penser que cet indice est un bon outil d'état des lieux pour caractériser les berges du lac du Bourget.



L'image offerte en 2019 par le lac du Bourget, pour sa partie pélagique, est très similaire à celle de 2018 et peut être résumée comme suit. Le lac, avec des concentrations en P_{tot} , PO_4 et chlorophylle a très basses, peut être désormais caractérisé comme un écosystème presque oligotrophe. Presque car ce statut global (ce retour complet à un état oligotrophe) reste à être complètement et définitivement confirmé par la transparence, la composition phytoplantonique 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 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.