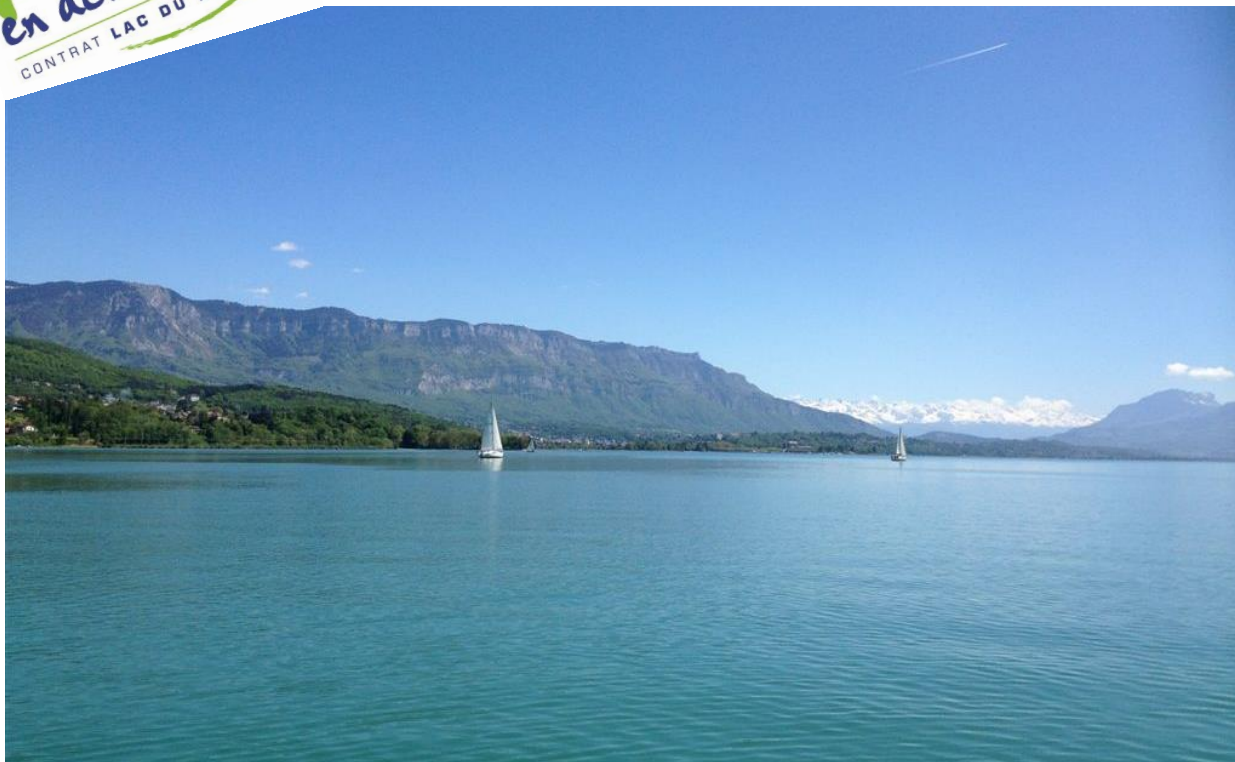


SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2014



Rapport de suivi (version finale, juin 2015)



Contact du responsable scientifique et coordinateur de l'étude :

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

RESUME

Après l'important changement observé entre 2009 et 2010, marqué par l'importante baisse de la biomasse phytoplanctonique et la disparition de l'efflorescence à *Planktothrix rubescens* dans le lac du Bourget, une nouvelle évolution avait opéré en 2013, avec la plus faible biomasse phytoplanctonique jamais enregistrée sur l'ensemble de la chronique, une augmentation très importante de la proportion des formes picophytoplanctoniques, une valeur record pour la transparence moyenne. L'année 2014 se démarque de l'année précédente avec une biomasse phytoplanctonique accrue caractérisée par l'augmentation marquée de l'importance des formes microplanctoniques (au détriment du picoplancton) et une efflorescence à *Microcystis* en fin d'été, probablement en lien avec les importantes précipitations estivales et les apports et/ou remise en suspension sédimentaire (au niveau nutritif et cellulaire) associés.

Les concentrations hivernales en orthophosphates et phosphore total ont pourtant été similaires en 2013 et 2014, avec respectivement 11 et 14 µgP/L. Les apports en phosphore total des deux tributaires majoritaires (>90% de l'eau transitée au lac), la Leysse et le Sierroz, mesurés en 2014 (40 tonnes) ont également été en baisse par rapport à l'année 2013 (année record depuis le début du suivi) mais se classant malgré tout au 3^{ème} rang des apports les plus importants depuis 2004.

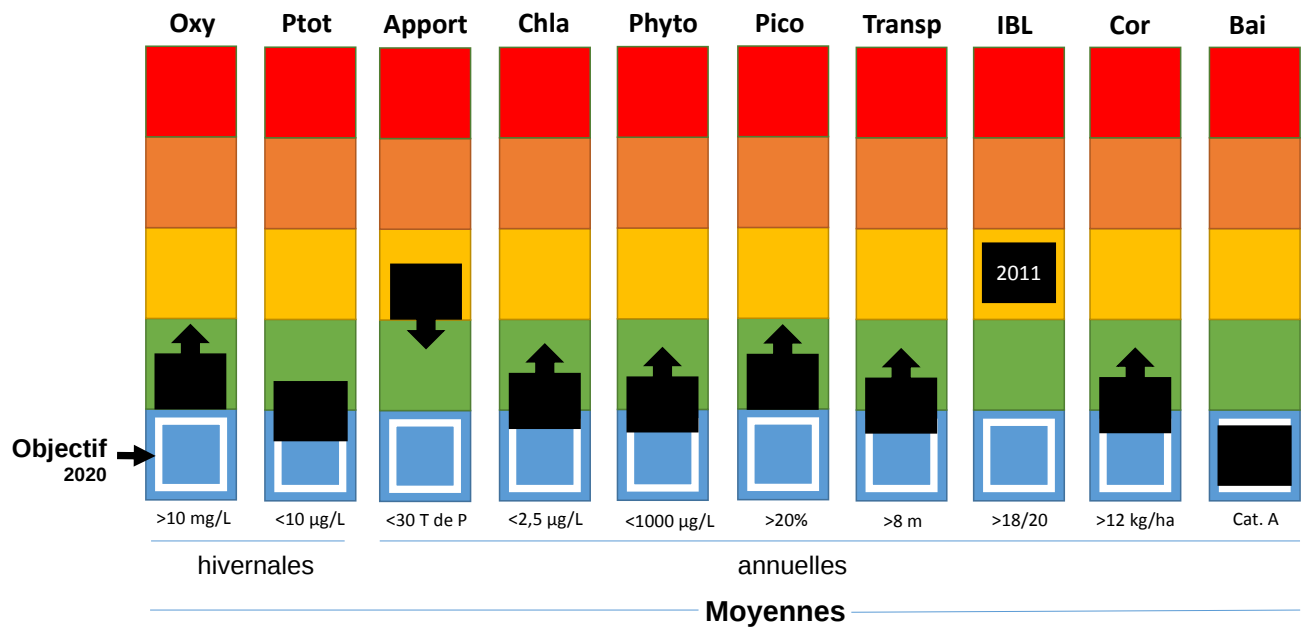
La dynamique de réoligotrophisation du lac du Bourget n'est pas remise en cause si l'on en croit la forte proportion des Chrysophycées avec plusieurs espèces de *Dinobryon*, mais également l'espèce *Chrysolykos planctonicus*, rarement observée jusqu'alors et qui sont indicatrices de milieux pauvres en nutriments, typiques de milieux oligotrophes. L'augmentation de la proportion des diatomées « de bonne qualité » ainsi que l'augmentation de la valeur de l'indice de Brettum 2014 (qui évalue le niveau trophique du lac) confirment ce constat, corroboré également par le maintien des effectifs de micro-crustacés qui souligne une amélioration nette de l'efficacité trophique, c'est à dire de la proportion de biomasse phytoplanctonique efficacement intégrée dans le réseau trophique pélagique.

Avec une concentration moyenne annuelle de 3,8 µg/L pour la chlorophylle *a* et de 6,3 m pour la transparence en 2014, et en bout de chaîne, un peuplement de poissons qui se révèle toujours dans un état très satisfaisant (avec le maintien d'un stock relativement élevé de corégones), le lac du Bourget peut toujours être considéré comme un lac oligo-mésotrophe.

L'examen 2014 du lac du Bourget confirme donc le bon état écologique de l'écosystème pélagique et la continuité de sa progression vers un état oligotrophe mais l'épisode à « *Microcystis* » rappelle qu'il est toujours possible que des cyanobactéries toxiques de ce type puissent se développer, en réponse à des conditions favorables et à la faveur d'événements particuliers.

Le schéma ci-dessous résume l'état et l'évolution du lac entre 2013 et 2014. Les chiffres proposés comme objectifs à atteindre pour 2020 restent à être validés par le conseil scientifique.

État (■) en 2014 et évolution (▴) depuis 2013 de l'état écologique du lac du Bourget



SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2014

Ce rapport, qui présente le suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2014, a été rendu possible grâce à l'aide et/ou aux travaux de :

- Denis **BARBET** (INRA : Analyses statistiques)
- Sébastien **CACHERA** (CISALB : Poissons, Responsable CISALB pour le suivi)
- Michel **COLON** (INRA : Pêche et analyses)
- Laurent **ESPINAT** (INRA : Pêche)
- Cyrille **GIREL** (CISALB : Météorologie, Suivi des rivières)
- Jean **GUILLARD** (INRA : Poissons, Relecture)
- Valérie **HAMELET** (INRA : Pêche)
- Jean-Christophe **HUSTACHE** (INRA : Prélèvements, Pêche)
- Stéphan **JACQUET** (INRA : Ce qu'il faut retenir, Conclusion, Coordination, Corrections, Dossiers divers, Introduction, Mise en forme et Edition, Picocyanobactéries, Résumé)
- Danielle **LACROIX** (INRA : Chimie)
- Leslie **LAINE** (INRA : Zooplancton)
- Brigitte **LEBERRE** (INRA : Chlorophylle *a*)
- Julien **NEASTA** (ARS-DT73 : Qualité des eaux de consommation et de loisirs)
- Gérard **PAOLINI** (CALB : Prélèvements, Physique, Chlorophylle *a*, Sonde bbe, Tableau de bord)
- Marie-Elodie **PERGA** (INRA : Zooplancton)
- Pascal **PERNEY** (INRA : Chimie, Production primaire, Prélèvements)
- Frédéric **RIMET** (INRA : Phytoplancton, Indices phytoplanctoniques)
- Liliane **SAVOYE** (INRA : Chimie)



Station d'Hydrobiologie Lacustre
75, Avenue de Corzent, BP 511
74203 Thonon-les-Bains cedex
Tél : 04 50 26 78 12
Fax : 04 50 26 07 60



Citation du rapport

Jacquet, S., D. Barbet, 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, L. Savoye. 2015. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2014. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 197 pages.

« La légende veut que le lac du Bourget soit né des pleurs d'un ange. Dieu lui aurait demandé, ainsi qu'à deux de ses semblables, de quitter les Alpes du Nord. Ils auraient alors tous trois fondus en larmes. Créant trois lacs, le Léman, le lac d'Annecy et celui du Bourget. "La turquoise égarée" d'Honoré de Balzac n'a pas fini de susciter la rêverie. »

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

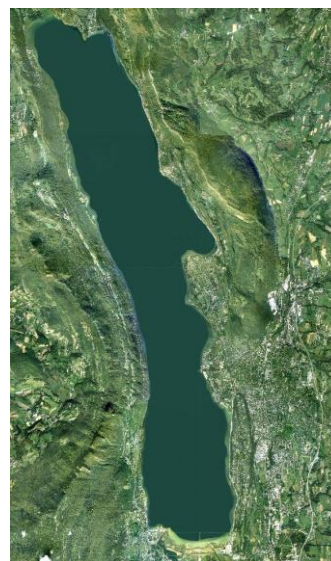
Localisation

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 de séjour des eaux ~ entre 9,1 et 11,4 ans (moyennes calculées sur la période 2006-2014)

Alimentation principale par les rivières

La Leysse (6,3 m³/s en moyenne depuis 2004 et ~65% des apports en eau ou volume transité au lac en 2014 avec 199 Mm³) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2004 entre 3,5 et 9,2 m³/s

Le Sierroz (2,4 m³/s en moyenne depuis 2004 et ~30% du volume d'eau transité en 2014 avec 88 Mm³) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2004 entre 1,3 et 2,8 m³/s

Le Tillet a été responsable en 2014 d'~5% du volume d'eau transité au lac, représentant moins de 1% des apports en Ptot au lac

L'image de 2014 : un lac qui reste oligo-mésotrophe

Un lac avec des concentrations en Ptot et PO₄ en 2014 similaires à 2013 mais une biomasse phytoplanctonique qui a augmenté en 2014. Elle reste toutefois modérée, avec une importance accrue des espèces oligotrophes. Un bloom à *Microcystis* (cyanobactérie potentiellement toxique) a toutefois été enregistrée. En bout de chaîne, le maintien d'un stock élevé de corégones et le bon état global du peuplement piscicole confirment le bon état de l'écosystème pélagique.



SOMMAIRE

En guise d'introduction	7
Ce qu'il faut retenir pour l'année 2014	9
Stratégie d'échantillonnage et Tableau de bord	15
Météorologie	22
Etude des apports par les rivières et qualité des eaux	29
Etudes portant sur la physico-chimie	47
Etude relative à la chlorophylle <i>a</i>	78
Etude relative au phytoplancton	85
Etudes portant sur les picocyanobactéries	101
Etude relative au zooplancton	112
Etude portant sur la ressource piscicole	118
Etude sur le contenu en PCBs des poissons	157
Etude portant sur la qualité sanitaire	159
Conclusions	164
Bibliographie	167
Dossiers divers (Annexes)	173

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

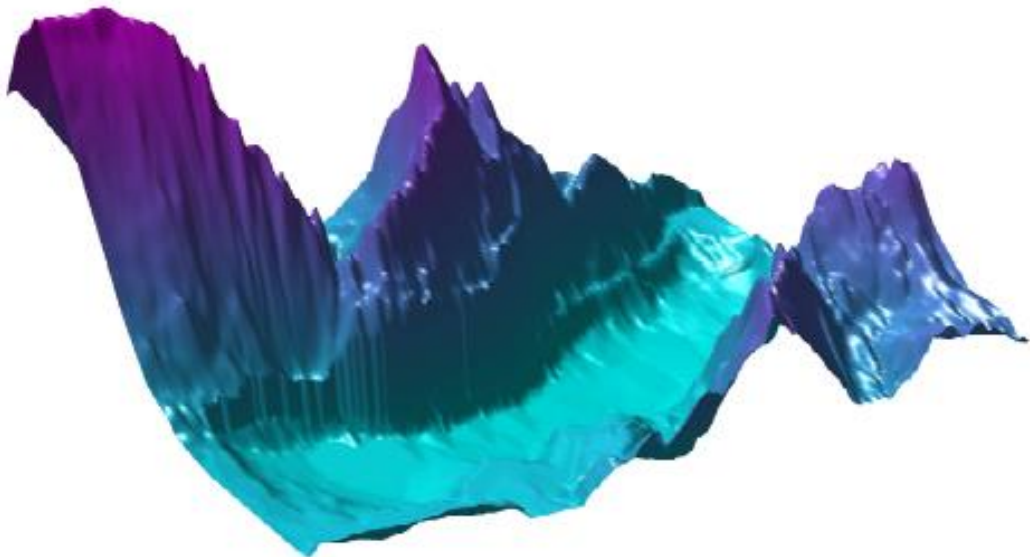
Les travaux d'assainissement cités plus haut ont été effectués, avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, pour lutter contre le processus d'eutrophisation du lac, car dès 1972 une étude approfondie révélait que la seule construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante pour 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. 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 CARTEL) ainsi que des laboratoires de recherches universitaires y ont participé à chaque fois. Depuis 1999, l'UMR CARTEL participe à cette évaluation et a notamment porté une attention plus particulière à la prolifération d'une cyanobactérie rouge, filamenteuse et toxique, *Planktothrix rubescens*, qui a connu un fort déclin durant l'année 2009 et a disparu depuis (Jacquet et al. 2014).

Depuis 2004, un suivi régulier des principaux compartiments biologiques est effectué, en plus des études physico-chimiques, d'oxygène dissous et de transparence précitées. Ce rapport pour l'année 2014 fait suite au rapport de l'étude dite lourde effectuée en 2004 et 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 onzième rapport pour le suivi scientifique du lac du Bourget, confié à l'INRA mais élaboré par l'ensemble des partenaires INRA, CALB et CISALB, sous la responsabilité scientifique et la coordination de Stéphan Jacquet (Directeur de recherches INRA).

Le contrat liant l'INRA et le CISALB a pour objectifs de suivre et détailler les principales variables d'évolution physico-chimiques et biologiques du lac du Bourget, au cours de 20 campagnes au minimum, auxquelles s'ajoute le suivi de la ressource piscicole, et d'observer chaque année les changements principaux s'opérant sur l'écosystème. Ce rapport pour l'année 2014 est le second du contrat signé entre l'INRA et le CISALB pour la période 2013-2015.

Les résultats présentés dans ce rapport sont validés par un comité scientifique (voir Annexe) qui oriente si besoin les études futures. Les résultats 2014 ont été discutés puis validés par ce dernier le 30 juin 2015.



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

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNEE 2014

Avec une moyenne annuelle de 12,7°C pour la température de l'air, l'année 2014 a été l'année la plus chaude de la chronique depuis 1974 avec un hiver très doux et un mois de janvier enregistré comme le plus chaud depuis 1900. Des excédents de température par rapport à la moyenne ont été enregistrés pendant 9 mois en deux périodes distinctes, de janvier à avril (+24 à +110 %) et de septembre à décembre (+10 à +56 %) ; seuls les mois de mai (-1 %) et juillet, août (-4 et -5 %) ont été légèrement déficitaires, le déficit estival étant associé à un été particulièrement pluvieux. Toutefois, avec une pluviométrie moyenne de 1231 mm, 2014 se rapproche plus de la moyenne 1974-2000 que les années précédentes, 2012 et 2013, qui présentaient un léger excédent (+6 et +13 %). L'année 2014 a donc été faiblement déficitaire en pluie en dépit d'un mois de juillet caractérisé par 19 jours de précipitation et classé au 1^{er} rang des mois de juillet les plus humides depuis 1974 avec pour conséquence une montée des eaux du lac d'environ 30 cm, un déficit d'ensoleillement de plus de 40% et sûrement une cause pour l'efflorescence de la cyanobactérie *Microcystis aeruginosa* en fin d'été. Les périodes de sécheresse ont été marquées avec 25 à 50 % de déficit hydrique de mars à mai et de l'ordre de 50% en septembre, octobre et décembre.

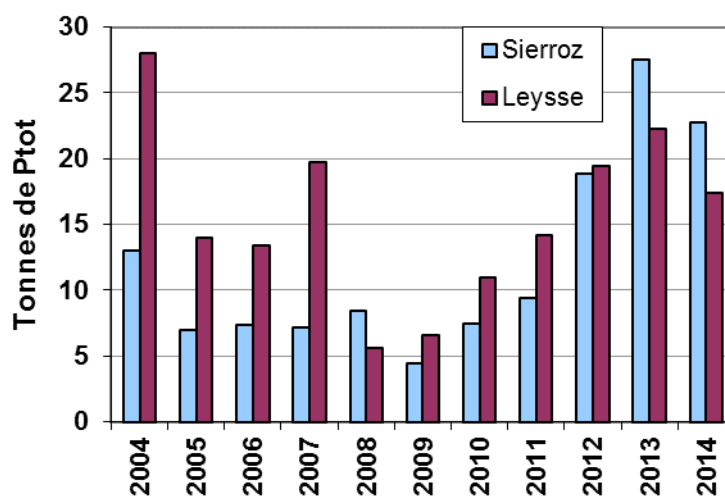
L'hydrologie de la Leyse en 2014 a été marquée par un débit moyen équivalent au module interannuel (6,32 vs. 6,29 m³ s⁻¹). Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 243 jours soit 66 jours de plus qu'en 2013. Pour le Sierroz, le débit moyen a été supérieur au module de 14% (2,78 vs. 2,4 m³ s⁻¹). Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 232 jours soit 97 jours de plus qu'en 2013. Le volume ayant transité en 2014 par la Leyse et le Sierroz a été de 286 Mm³.

Le Phosphore présent dans le lac a 3 origines possibles : les apports des rivières drainant le bassin versant, les rejets directs (déversoir d'orage de la station d'épuration d'Aix) et les apports internes (processus complexe de relargage par les sédiments au fond du lac). Avant les années 2000, les apports totaux au lac en termes de phosphore total (P_{tot}), orthophosphates (PO₄) et nitrates (NO₃) étaient estimés : depuis 2004, ces apports sont mesurés grâce aux stations de mesure automatisées sur la Leyse et le Sierroz. Les déversoirs d'orage de Chambéry métropole et de la CALB ont également été équipés en stations de mesure. Depuis 2004, les apports en P_{tot} au lac varient entre approximativement 13 et 53 tonnes/an contre 300 dans les années 1970. Le bilan des apports au lac en nutriments par la Leyse, le Sierroz et le déversoir des Biâtres (en tonnes de P et N) résumé ci-dessous révèle que les apports externes de P_{tot} ont été, pour la 3^{ème} année consécutive, supérieurs à 30 tonnes, limite théorique préconisée pour permettre la réoligotrophisation. Toutefois, ces apports sont en forte baisse comparativement à l'année 2013 (d'environ 20%). Les concentrations en PO₄ sont restées relativement stables entre 2013 et 2014 alors qu'une forte baisse est observée entre 2013 et 2014 pour les apports en nitrates et en azote totale.

	1974	1983	1995-96	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
P _{tot}	300	150	94	>41	>21	25	32,8	18,2	13,7	20,4	26,8	40,3	52,8	42,1
PO ₄	140		18	5,11	3,5	3,6	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1
NO ₃	1.500	580	450	327	252	275	367	290	214	309	181	347	409	275
NO ₃ +NKT				552	361	446	617	516	334	454	360	654	704	503

Pour tous les paramètres suivis, le Sierroz a présenté des valeurs plus élevées que la Leysse. Si l'année 2014 se situe dans la moyenne des concentrations observées en Ptot depuis 2005, avec une concentration moyenne de $90 \mu\text{g.L}^{-1}$, la situation a été différente sur le Sierroz où, depuis 4 ans, les concentrations en Ptot ont doublé et dépassent $200 \mu\text{g.L}^{-1}$. Les concentrations moyennes pondérées en nitrates sont les plus basses de la chronique 2004-2014 sur les deux rivières (la baisse étant plus marquée sur le Sierroz) et les concentrations en NH_4 ont diminué de nouveau et ont retrouvé les niveaux observés en 2009-2010.

Apports en Ptot au lac

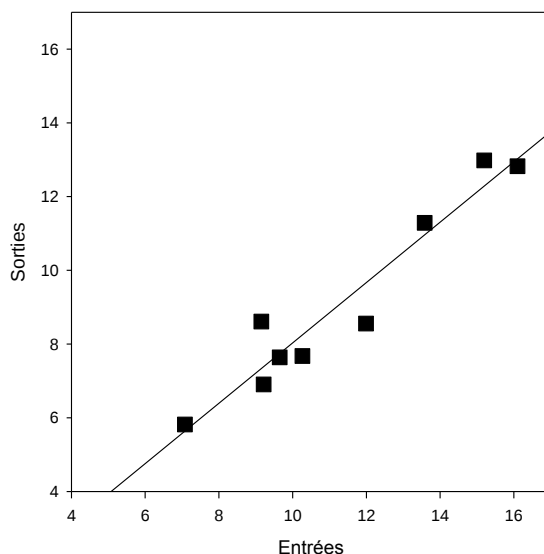


Le temps pluvieux a été responsable de 55 à 98% des apports en nutriments au lac. Les apports par temps de pluie de la Leyse en Ptot ont été de 16,3 T (soit 4,8 tonnes de moins qu'en 2013), les 10 principales crues représentant 91 % des apports de temps de pluie. Les apports des rejets des déversoirs d'orage dans la Leyse ont été de 1,3 tonne de Ptot. Les apports de temps de pluie du Sierroz en Ptot se sont élevés en 2014 à 22,3 T. Depuis 2009, les apports du déversoir des Biâtres sont stables et varient autour de 2,5 T. En 2014, cet apport a été de 2,1 T soit ~5% des apports totaux en Ptot au lac. En résumé, le temps de pluie a représenté 95% des apports de Ptot en 2014. Sur les 40,8 tonnes d'apports de temps de pluie (L+S+DO), 3,4 tonnes proviennent des rejets des déversoirs d'orage et 'by-pass' représentant 8% des apports totaux de Ptot au lac.

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 (source CISALB). En 2014, les volumes entrants et sortants de Savières ont été estimés (les données n'ayant pas été achetées à la CNR) à partir de la chronique des données antérieures (valeur moyenne). 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=9) mais l'estimation effectuée à partir des « entrées » est toujours supérieure à celle des « sorties » (ce qui suggère une sur-estimation des entrées et/ou une sous-estimation des sorties). 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. 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 pour la période de 2006 à 2014 varie entre 9,1 et 11,4 ans, l'année 2014 se situant dans cette moyenne (si on se base sur les entrées).

	Entrées	Sorties
2006	13,6	11,3
2007	9,1	8,6
2008	10,3	7,7
2009	16,1	12,8
2010	12,0	8,6
2011	15,2	13,0
2012	9,2	6,9
2013	7,1	5,8
2014	9,6	7,6
Minimum	7,1	5,8
Moyenne	11,4	9,1
Maximum	16,1	13,0



L'hiver 2014 n'a pas été assez rigoureux pour permettre une homogénéisation complète de la masse d'eau. La réoxygénation maximale à 140 m n'a donc été que partielle avec $6,9 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ fin février soit moins de 55 % de la saturation, une situation comparable aux années 2007-2008.

La transparence des eaux a été très différente en 2014 par comparaison aux années précédentes. En effet, la phase des eaux claires a été peu marquée, les records hivernaux des années précédentes n'ont pas eu lieu et la valeur moyenne annuelle a baissé significativement entre 2013 et 2014 (8,0 vs. 6,3 m). La tendance n'est toutefois pas remise en cause. Depuis 1981, les valeurs de transparence indiquent une augmentation de la transparence annuelle moyenne (qui est passée d' $\sim 4,0$ à 8,0 m) et estivale (qui est passée d' $\sim 3,0$ à 7,0 m) et qui peut être considérée comme une indication de la nette amélioration de la qualité des eaux. L'année 2014 est intéressante car elle marque peut-être les prémices de l'atténuation de la phase des eaux claires, une caractéristique typique des milieux oligo- à ultra-oligotrophes même s'il ne faut pas oublier ici l'hiver particulièrement chaud qui a sûrement joué un rôle déterminant, notamment dans l'avance de la floraison printanière.

L'objectif de la DCE à l'horizon 2021 est que la concentration en P-PO_4 soit inférieure ou égale à $10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011 (avec $8 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) et 2012 (avec $10 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) et les années 2013 et 2014 (avec $8 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$) l'ont confirmé. Pour le phosphore total, la concentration a été la même qu'en 2013, soit la seconde valeur la plus basse jamais enregistrée avec $11 \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ (contre $14 \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ en 2011).

et 2012). La baisse du phosphore continue donc dans la zone pélagique du lac du Bourget, et ce en dépit d'apports qui eux ont eu plutôt tendance à augmenter au cours des 5 dernières années. La forme du Phosphore issue des tributaires, principalement sous forme particulaire, n'est probablement pas tout de suite disponible et stockée au niveau sédimentaire si bien que l'on ne retrouve pas son influence en zone pélagique. Il est aussi possible que la charge interne ait été considérablement réduite au cours du temps si bien que le relargage par les sédiments est aujourd'hui amoindrie.

La tendance générale observée pour le Phosphore ne l'était pas forcément pour l'azote. Pour les nitrates, la valeur calculée pour 2013 avait effectivement continué d'augmenter, avec $0,64 \text{ mgN.L}^{-1}$ contre $0,62 \text{ mgN.L}^{-1}$ en 2012 et $0,48 \text{ mgN.L}^{-1}$ en 2011. La tendance semble toutefois de nouveau à la baisse des nitrates en 2014 avec $0,61 \text{ mgN.L}^{-1}$.

Avec $\sim 3,6 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$, l'année 2014 a présenté une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* assez comparable à l'année 2012 qui était de $3,7 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$ alors qu'une baisse notable avait été enregistrée en 2013 avec $3,1 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$. 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 passé d' ~ 9 à $\sim 3 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$.

L'année 2013 avait été remarquable pour la biomasse phytoplanctonique qui avait été la plus basse jamais enregistrée (avec $\sim 0,7 \text{ mg.L}^{-1}$) et caractérisée par une forte augmentation de la proportion des formes picoplanctoniques (14% de l'ensemble) représentées par les picocyanobactéries, un compartiment très sensible aux conditions trophiques (et à la température). Cependant, 2014 a été assez différente avec une biomasse phytoplanctonique multipliée par deux par rapport à 2013, une forte proportion des formes microplanctoniques et l'observation d'une efflorescence à *Microcystis* en fin d'été. *In fine*, la valeur 2014 pour la biomasse phytoplanctonique (i.e. $1566 \text{ } \mu\text{g.L}^{-1}$) a été comparable (légèrement supérieure même) à celle de 2009, dernière année ayant de fortes concentrations de *Planktothrix rubescens* et le début de son déclin. Malgré cela, une forte proportion de Chrysophycées est restée dominante en 2014 (pendant le pic printanier, le début de la phase estivale et le début de l'automne), avec plusieurs espèces de *Dinobryon*, mais également l'espèce *Chrysolykos planctonicus*, rarement observée jusqu'alors et qui est également indicatrice de milieux pauvres en nutriments, typique des milieux oligotrophes. La proportion des diatomées « de bonne qualité » ont également augmenté fortement. La somme de leurs biomasses relatives en 2014 a été de 67%, ce qui a été la plus forte proportion de toute la chronique, confirmant le retour vers un état oligotrophe. La valeur de l'indice de Brettum 2014, qui évalue le niveau trophique du lac, légèrement supérieur aux années 2010 à 2013, confirme aussi ce constat.

La dynamique du zooplancton en 2014 reproduit celle des années précédentes mais a été marquée par la précocité de la reprise printanière, à relier avec le climat particulièrement chaud du premier semestre de l'année. Si les diminutions des concentrations en phosphore observées au cours de la dernière décennie ont engendré des modifications nettes de la biomasse et de la communauté phytoplanctoniques, les conséquences structurelles sur le compartiment des micro-crustacés sont plus subtiles. A l'échelle interannuelle, les effectifs de micro-crustacés sont indépendants de la biomasse phytoplanctonique moyenne annuelle. Par contre, le maintien des effectifs de micro-crustacés sur la série 2004-2014, en dépit d'une

diminution drastique des biomasses phytoplanctoniques souligne une amélioration nette de l'efficacité trophique, c'est à dire de la proportion de biomasse phytoplanctonique efficacement intégrée dans le réseau trophique pélagique. Les effectifs moyens annuels des calanoïdes (représentés par l'unique espèce *Eudiaptomus gracilis*) sont ainsi particulièrement bien corrélés aux biomasses moyennes annuelles des classes algales typiques d'eaux de bonne qualité (diatomées et Chrysophysées), indiquant un contrôle ascendant sur cette espèce dicté par la disponibilité d'algues de bonne qualité nutritionnelle pour un taxon exigeant.

L'image du peuplement de poissons du lac du Bourget confirme les tendances d'amélioration de la qualité des eaux observées aux travers des autres indicateurs. En 2014, la confirmation est faite de la stabilisation (bien que légèrement à la baisse) de la population de lavaret (*Coregonus lavaretus*), un poisson emblématique du lac et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux, et la régression d'espèces indicatrices d'un milieu de moins bonne qualité comme le sandre et le poisson-chat. Globalement, l'état de la composante piscicole apparaît stable, avec des fluctuations des rendements en particulier de juvéniles de perches, dont la population est à un niveau bas, malgré des rendements de pêches scientifiques benthiques élevés. Pour donner quelques chiffres, les estimations de densités calculées à partir des prospections acoustiques sont d'environ 6 kg.ha⁻¹ (contre 42 kg.ha⁻¹ en 2013) pour la couche superficielle et de 42 kg.ha⁻¹ (contre 56 kg.ha⁻¹ en 2013) pour les couches profondes. Le rendement de pêche pondéral a été de 9,23 kg/1000 m² (contre 10,29 kg/1000 m² en 2013 et 9,97 kg/1000 m² en 2012).

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget puis distribuées en 2014 ont été de bonne qualité bactériologique pour les pompages de Mémard, de Hautecombe et de Tresserve. Les eaux des trois pompages sont restées conformes aux limites et références de qualité fixées par la réglementation en vigueur pour tous les paramètres chimiques recherchés, ainsi la consommation humaine de l'eau du lac du Bourget ne présente pas de risque pour la santé du consommateur. Dans les eaux brutes, on peut noter la présence de bactéries telles qu'*Escherichia Coli* et des Entérocoques qui sont détruites par l'action des traitements. On peut également noter la présence persistante de traces de pesticides appartenant à la famille des triazines tels que l'atrazine ou la simazine ainsi que de leurs produits de dégradation (atrazine-déséthyl, atrazine-déisopropyl, ...). On peut ainsi constater leur rémanence dans l'environnement puisque leur utilisation est interdite sur le territoire français depuis septembre 2003 pour l'atrazine et la simazine. Concernant la détection des autres pesticides à l'état de trace, elle s'explique par l'amélioration des techniques analytiques du laboratoire.

Pour la qualité des eaux de baignade, tous les prélèvements réalisés en 2014 ont été conformes à la nouvelle norme réglementaire et toutes les plages surveillées ont été notées E, la note la plus élevée représentant une excellente qualité pour l'ensemble de la saison de baignade. Notons toutefois que la plage municipale d'Aix les Bains (les 6 et 12 août), celle du rowing (le 17 juin) et celle du Lido (le 30 juillet) ont eu à ces dates une interprétation de la qualité jugée moyenne, ne remettant toutefois pas en cause la note finale pour l'ensemble de la saison.

STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE et TABLEAU DE BORD

I. Méthodes de prélèvement et d'analyse

Le site de prélèvement choisi pour le suivi 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 (Leyse 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 et décembre examinés une seule fois), soit 21 campagnes en 2014. Comme indiqué sur 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*) ;
- Le second type de campagne comporte 10 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m, 50 m, 80 m, 110 m, 130 m et 140 m), sur lesquelles sont effectuées les mêmes analyses, auxquelles sont rajoutées 2 fois par an les analyses pour la balance ionique (NO₂⁻, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺, K⁺).

Les prélèvements 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 (INRA - UMR CARTEL - 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.

Au total, 39 profils de sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2014.

Le Tableau II ci-dessous récapitule le nombre d'échantillons et/ou de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. Près de 1850 analyses chimiques ont été effectuées sur les 174 échantillons prélevés pendant l'année 2014.

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 / NF T 90 031
TAC	Titration	ISO 9963-1 / NF T 90 036-1
O ₂ dissous	Idométrie - Méthode de Winkler	NF EN 25813
NH ₄ ⁺	Colorimétrie selon la méthode au bleu d'indophénol	NF T90 015
NO ₃ ⁻	Chromatographie ionique	NF EN ISO 10304-1 / NF T 90 042-1
NO ₂ ⁻	Diazotation	NF EN 26777 / NF T 90 013
N _{tot}	chimiluminescence	NF EN 12260 / NF T 90 060
COT	Minéralisation au persulfate à 80°C et détection IR	ISO 8245 / NF EN 1484 / NF T 90 102
PO ₄ ³⁻	Colorimétrie selon la méthode de Murphy et Riley	ISO 6878 / NF EN 1189 / NF T 90 023
P _{tot}	Minéralisation en PO ₄ ³⁻ au peroxodisulfate en milieu acide	ISO 6878 / NF EN 1189 / NF T 90 023
SiO ₂	Colorimétrie en analyse séquentiel	NF T 90 007
SO ₄ ²⁻	Chromatographie ionique	ISO 10304-1 / NF T 90 042-1
Cl ⁻	Chromatographie ionique	ISO 10304-1 / NF T 90 042-1
Ca ²⁺	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF EN ISO 7980 / NF T 90 005
Mg ²⁺	Spectrométrie d'absorption atomique à flamme	NF EN ISO 7980 / NF 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 T90 117

Tableau II Récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2014

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	174
	Balance ionique	NO ₂ ⁻ , Ca ²⁺ , Mg ²⁺ , Na ⁺ , K ⁺	20
	Cytométrie en flux	abondance	162
	Cyanobactérie	abondance	126
Prélèvement intégré 0 - 18 m avec « cloche Pelletier »	phytoplancton	chlorophylle <i>a</i>	37
	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)		39
	BBE (fluor)	Cellule Technique du lac du Bourget	38
		INRA	
Disque de Secchi	transparence		38

Le Tableau III ci-dessous précise la répartition des dates des 39 campagnes effectuées au cours de l'année 2014.

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2014

Date	Profil T°C - O ₂	profil fluo	Transp. Secchi	Chloro <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
15/01/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
12/02/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
27/02/2014	X	X	X	X										
06/03/2014	X	X	X	X										
11/03/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
18/03/2014	X	X	X	X										
26/03/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
01/04/2014	X	X	X	X										
10/04/2014	X	X	X	X										
17/04/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
23/04/2014	X	X	X	X										
29/04/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
12/05/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
19/05/2014	X	X	X	X										
26/05/2014	X	X	X	X										
03/06/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
11/06/2014	X	X	X	X										
18/06/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
24/06/2014	X	X	X	X										
01/07/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
07/07/2014	X	X	X	X										
17/07/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
31/07/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
06/08/2014	X	X	X	X										
11/08/2014	X				X	X	X	X	X	X				
18/08/2014	X	X	X	X										
27/08/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
03/09/2014	X	X	X	X										
09/09/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
17/09/2014	X	X	X	X										
24/09/2014	X	X	X	X										
29/09/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
14/10/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
21/10/2014	X	X	X	X										
28/10/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
12/11/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
25/11/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
08/12/2014	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
15/12/2014	X	X	X											
total	39	38	38	37	21	21	21	21	21	21	12	12	12	12

Tableau III bis

Date	Phytoplancton	Zooplancton
		filet
Prof	0 - 18 m	0 - 50 m
15/01/2014	X	X
12/02/2014	X	X
27/02/2014		
06/03/2014		
11/03/2014	X	X
18/03/2014		
26/03/2014	X	X
01/04/2014		
10/04/2014		
17/04/2014	X	X
23/04/2014		
29/04/2014	X	X
12/05/2014	X	X
19/05/2014		
26/05/2014		
03/06/2014	X	X
11/06/2014		
18/06/2014	X	X
24/06/2014		
01/07/2014	X	X
07/07/2014		
17/07/2014	X	X
31/07/2014	X	X
06/08/2014		
11/08/2014		
18/08/2014		
27/08/2014	X	X
03/09/2014		
09/09/2014	X	X
17/09/2014		
24/09/2014		
29/09/2014	X	X
14/10/2014	X	X
21/10/2014		
28/10/2014	X	X
12/11/2014	X	X
25/11/2014	X	X
08/12/2014	X	X
15/12/2014		
total	20	20

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

limite bon / moyen état : 3,8 $\mu\text{g.L}^{-1}$

limite moyen / médiocre état : 9,9 $\mu\text{g.L}^{-1}$

limite médiocre / mauvais état: 17,6 $\mu\text{g.L}^{-1}$

- 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

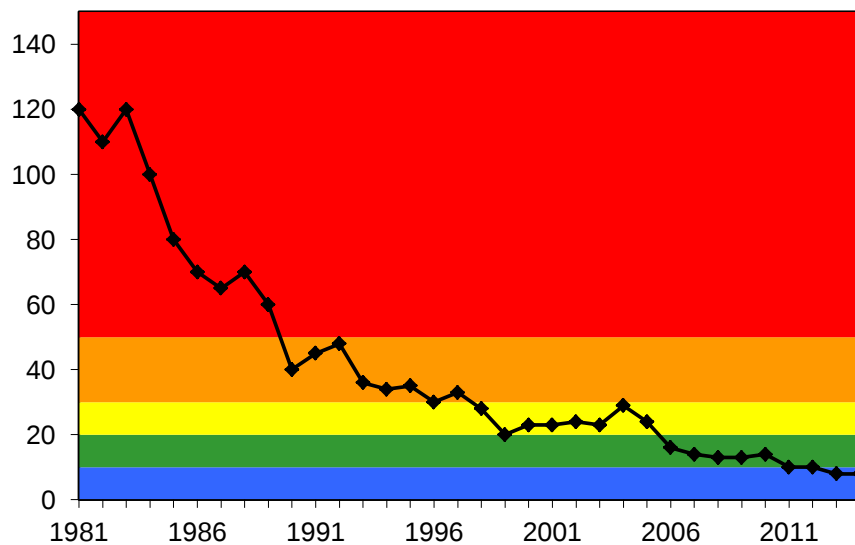
limite médiocre / mauvais état: 0,8 m

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).

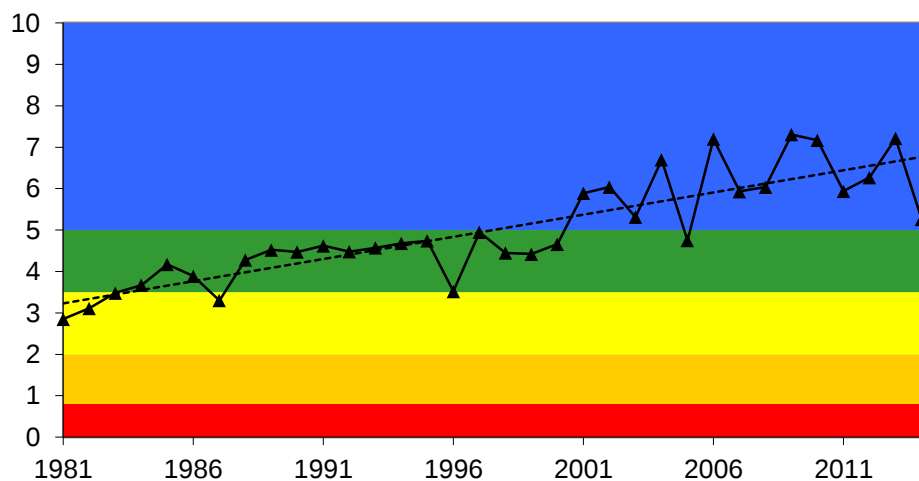
II.1. Le phosphore

Il s'agit en l'occurrence de la concentration des phosphates mesurée au moment du brassage hivernal du lac, quand la température est 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 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011. Elle était de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$ en 2012 et est de 8 $\mu\text{g.L}^{-1}$ depuis 2013 (incluant donc 2014).



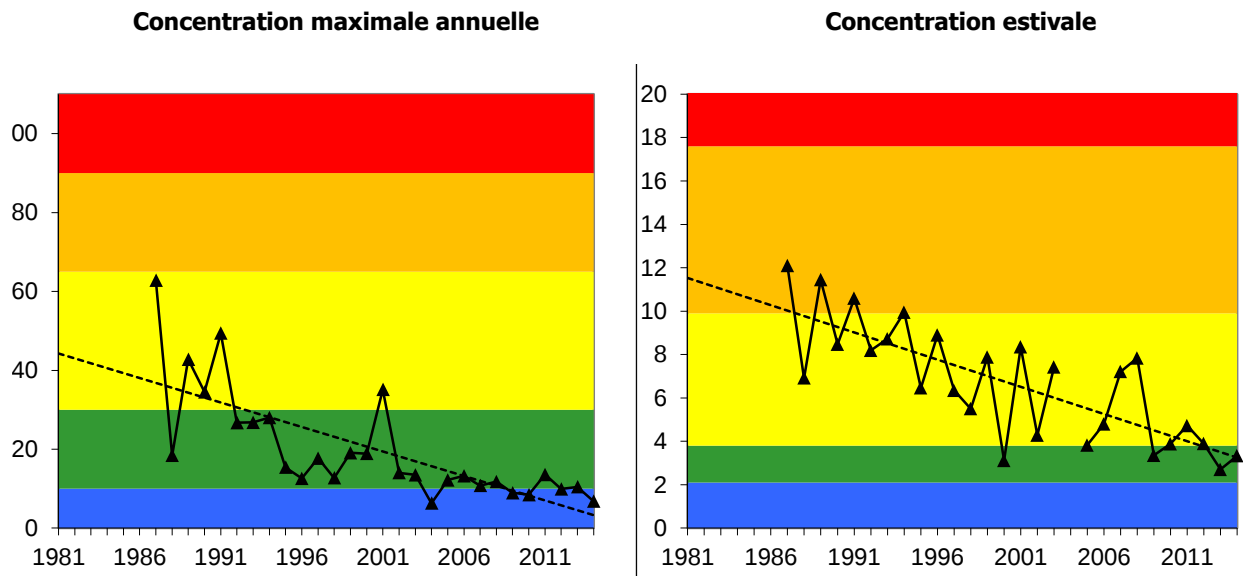
II.2. La transparence

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 depuis 2010, etc... en 2014, la transparence minimale était de 2 m. Il apparaît très clairement que ce paramètre n'est pas très objectif et il est 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 *a* a été de $6,8 \mu\text{g.L}^{-1}$. Comme pour la transparence, une valeur moyenne et maximale estivale ou moyenne annuelle est 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.



METEOROLOGIE

La météorologie est l'un des principaux facteurs de contrôle des transferts du bassin versant au lac et de la biologie du lac. L'analyse des données météorologiques est nécessaire pour situer les caractéristiques des années étudiées par rapport aux données historiques. Les données proviennent du site météociel (<http://www.meteociel.fr/>).

I. Température

I.1. Moyenne annuelle

Tableau I Températures moyennes annuelles de l'air en °C

Année	Temp moy °C
2014	12,70
1974-2000	11,10
Δ %	+15%

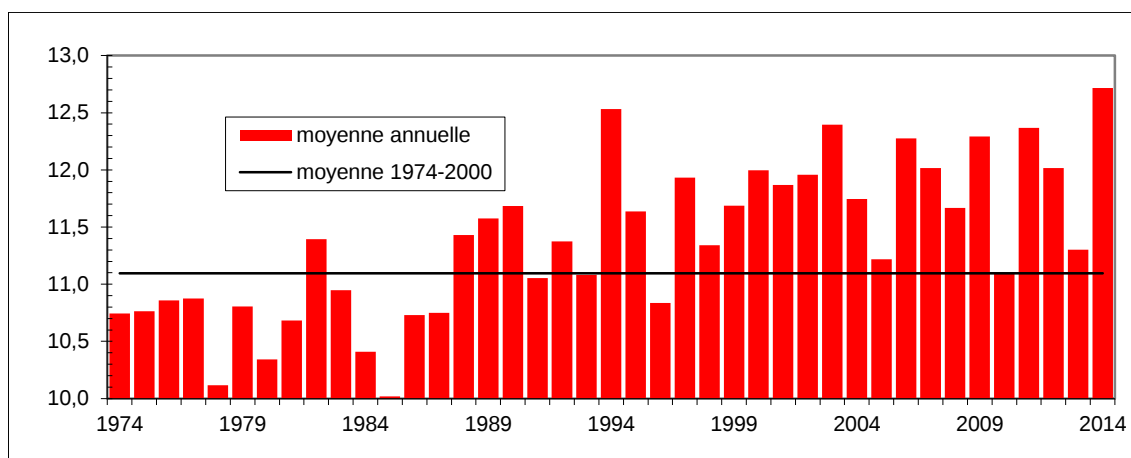


Figure 1 Evolution des températures annuelles (°C) de l'air sur la période 1974 – 2014 et comparaison avec la moyenne 1974 - 2000

L'année 2014 a été marquée par une augmentation importante de la température annuelle par rapport aux années précédentes. C'est la valeur la plus élevée de la chronique qui se situe loin de la moyenne (12,7 vs. 11,1°C).

I.2. Variations saisonnières

L'hiver 2013-2014 a été un hiver plus doux que les hivers 2009-2010 et 2010-2011. En effet, des températures moyennes journalières inférieures ou égales à 0 °C ont été observées seulement pendant 8 jours entre novembre 2013 et mars 2014 (vs. 19 et 18 jours en 2012 et 2013, respectivement) et la température moyenne des mois de janvier à mars a été la plus élevée depuis 2001 avec 6,6°C.

Pour l'ensemble de l'année 2014, des excédents de température par rapport à la moyenne ont été enregistrés pendant 9 mois en deux périodes distinctes, de janvier à avril (+24 à +110%) et de septembre à décembre (+10 à +56%). Seuls les mois de mai (-1%), juillet et août (-4 et -5%) ont été légèrement déficitaires.

Tableau II Températures minimales, moyennes et maximales mensuelles de l'air en °C, année 2014 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 2000

Temp. (°C)	Jan	Fév	Mars	Avr	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
Min	0,7	1,4	4,8	7,9	10,9	15,6	13,1	15,7	11,5	8,2	6,0	-0,3
moyenne	4,7	6,2	8,8	12,9	14,5	20,1	19,6	19,1	17,9	14,8	9,4	4,5
Max	8,0	10,8	13,3	16,8	20,4	24,6	23,5	24,0	21,4	19,7	15,0	9,7
Moy 1974 - 2000	2,2	3,8	7,1	10,0	14,6	17,9	20,5	20,0	16,3	11,5	6,0	3,2
Δ 2014/moy %	110	66	24	29	-1	13	-4	-5	10	28	56	41

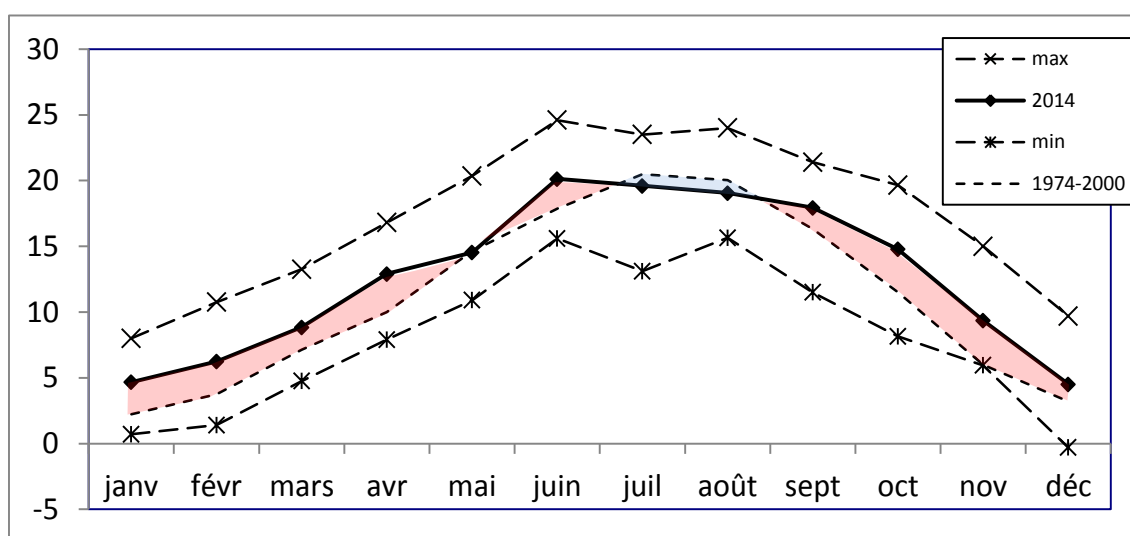


Figure 2 Températures de l'air mensuelles ; maximales, moyennes et minimales en 2014 et moyennes 1974-2000

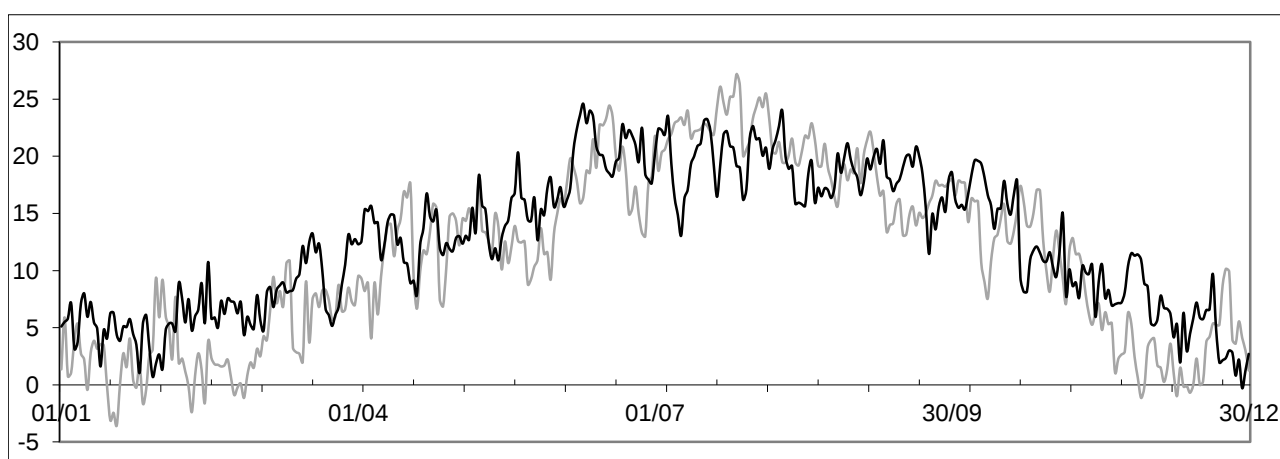


Figure 3 Températures de l'air moyennes journalières en 2014 et 2013 (gris)

II. Précipitations

II.1. Cumul annuel et moyen

Après neuf années (2003 à 2011) de déficit hydrique entre -5 et -32 % par rapport à la moyenne 1974 - 2000 et les années 2012 et 2013 qui présentaient un léger excédent (+6 et +13 %), l'année 2014 a affiché une pluviométrie plus faible que la moyenne avec 1231 mm, une valeur comparable à celle des années 2007 et 2008.

Tableau III Précipitations annuelles en mm

Année	Pluviométrie (mm)	Δ %
2014	1231	
Moy 2001 - 2011	1084	+13
Moy 1974 - 2000	1300	-5

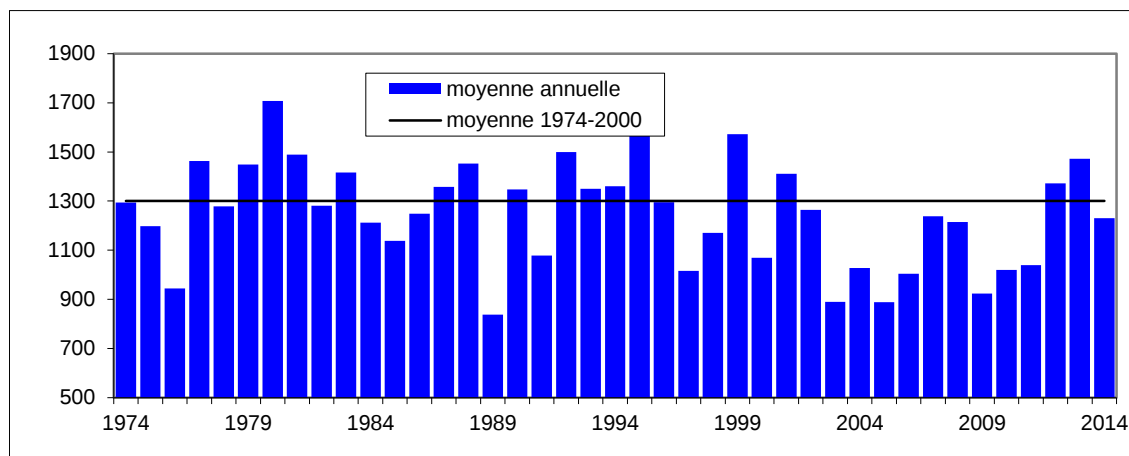


Figure 4 Evolution de la pluviométrie annuelle (mm) sur la période 1974 – 2014 et comparaison avec la moyenne 1974-2000

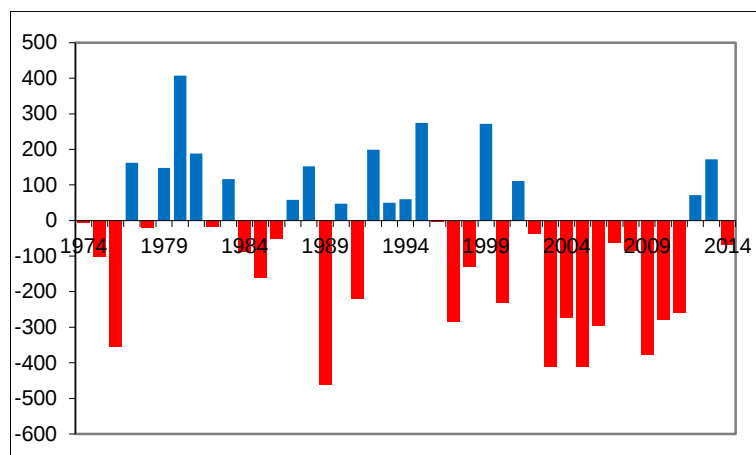


Figure 5 Evolution de l'écart à la moyenne (1974-2000) de la pluviométrie annuelle cumulée depuis 1974 (%)

II.2. Variations saisonnières

L'année 2014 a été contrastée et a présenté deux périodes "humides" : janvier et février avec +41 et +82% d'excédent par rapport à la moyenne 1974-2000 respectivement au 9^{ième} rang des mois de janvier et au 4^{ième} rang des mois de février les plus arrosés ; juillet (250 mm, +166%), le mois le plus arrosé de l'année avec 19 jours de précipitation et au 1^{er} rang des mois de juillet les plus humides depuis 1974. 2014 a également été caractérisé par deux périodes "sèches" : de mars à juin (de -25 à -50% de déficit hydrique) ; septembre, octobre et décembre avec un déficit de l'ordre de 50 %.

Tableau IV Précipitations mensuelles en mm, année 2014 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 2000

Pluviométrie (mm)	Jan	Févr	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Déc
2014	150	195	66	54	82	52	250	89	53	64	116	60
Moy 1974 - 2000	106	107	100	96	109	104	94	84	125	129	114	131
Δ 2014/moy %	41	82	-34	-44	-25	-50	166	7	-58	-50	2	-54

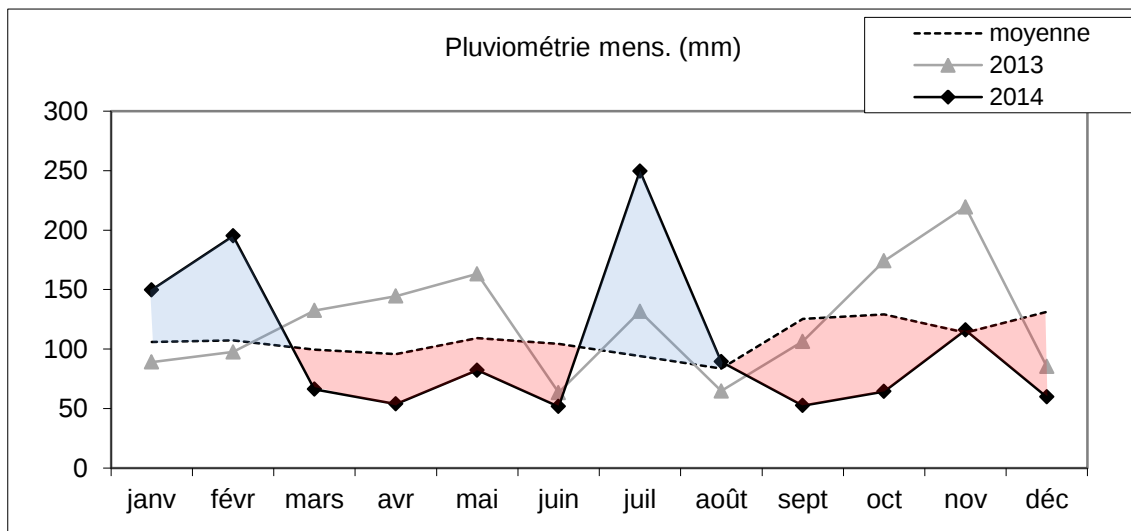


Figure 6 Comparaison des précipitations mensuelles (mm) en 2013 et 2014 et la moyenne 1974-2000

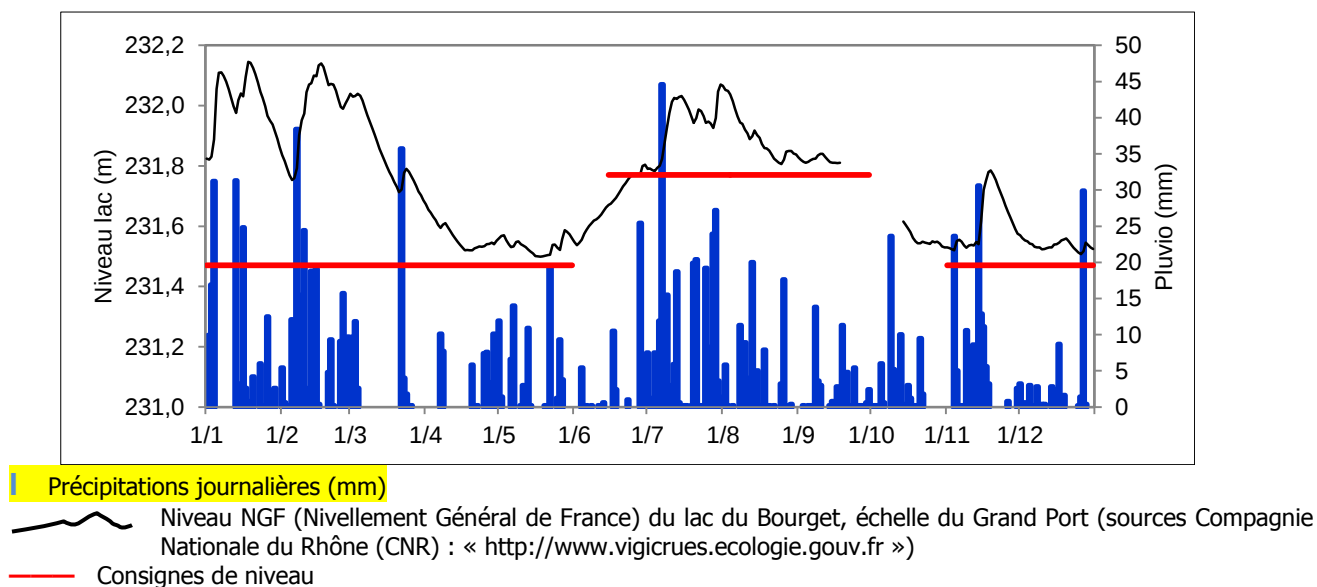


Figure 7 Précipitations journalières (mm), niveau du lac du Bourget (m) et consignes de niveau seuil en 2014

L'élévation du niveau du lac dépend de la pluviométrie, des apports du Rhône via le canal de Savières et des consignes de niveau gérées par la CNR au niveau du canal de Savières. Le niveau maximum du lac pour 2014 a été observé le 18 janvier avec une altitude IGN de 232,15 m soit 68 cm au-dessus du niveau seuil. Le niveau du lac a été élevé en janvier et février suite aux épisodes de pluies du début de l'année. De la même manière, une montée des eaux de 30 cm à la suite de la période pluvieuse du mois de juillet a été enregistrée. Tout le reste de l'année, le niveau du lac suit un certain nombre de montées rythmées par les épisodes pluvieux mais reste relativement proche des niveaux de consignes.

III. Durée de l'insolation

III.1. Cumul annuel

L'année 2014 présente un petit déficit d'insolation (- 5 %) par rapport à la moyenne ; mais globalement, à la différence des deux autres paramètres, il y a peu d'évolution de ce paramètre depuis 1974.

Tableau V Insolation annuelle en heures

Année	Insolation (h)
2014	1796
Moy 1974 - 2000	1882
Δ 2014/moy %	- 5

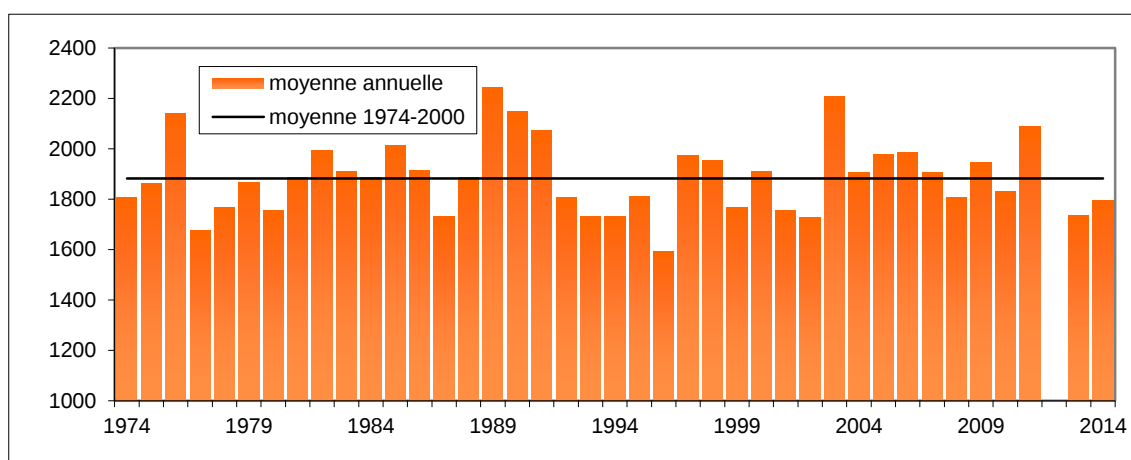


Figure 8 Durée d'insolation moyenne annuelle comparativement à la moyenne 1974-2000 (heure)

III.2. Variations saisonnières

Tableau VI Durée d'insolation mensuelle (h), année 2014 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 2000

	Jan	Févr	Mars	Avril	Mai	Juin	Juil	Août	Sept	Oct	Nov	Dec
2014	72	69	190	182	190	262	152	195	202	153	78	51
Moy 1974-2000	78	98	145	167	198	233	272	246	185	119	79	64
Δ 2014/moy %	-8	-30	31	9	-4	13	-44	-21	9	28	-1	-20

Logiquement, en relation avec la pluviométrie, le début de l'année ainsi que les mois de juillet et août affichent un déficit d'ensoleillement (jusqu'à -44 %). La période estivale a ainsi présenté un "manque" d'insolation cumulée s'élevant à plus de 120 heures au mois d'août. Inversement, les périodes sèches ont été plus ensoleillées à l'exemple des mois de mars et d'octobre avec des excédents s'élevant à +31 et +28% par rapport aux valeurs moyennes.

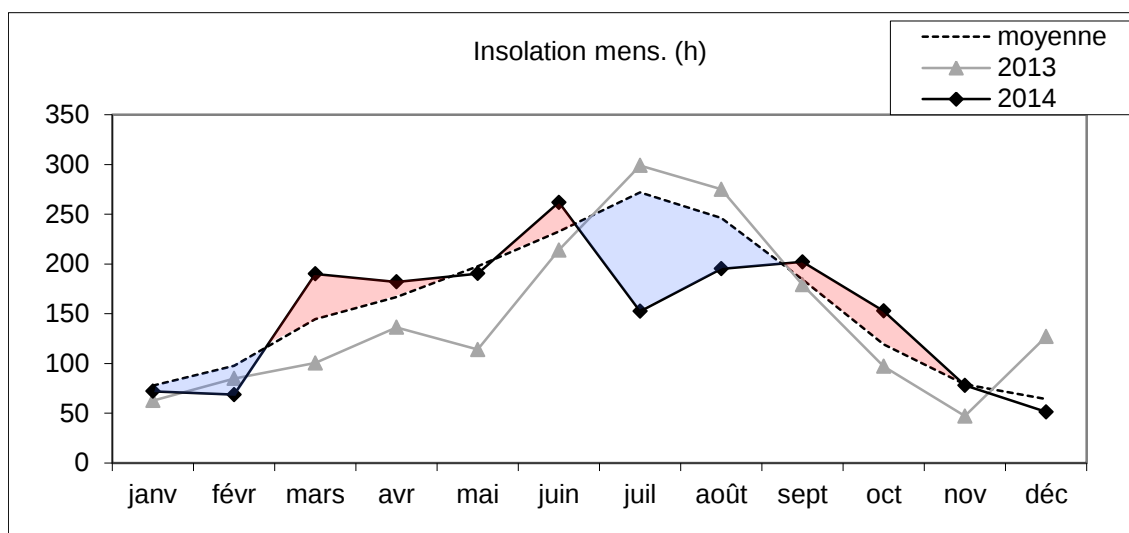


Figure 9 Comparaison des durées d'insolation moins ventées qu'en 2014 que ce soit sur les valeurs maximales ou moyennes

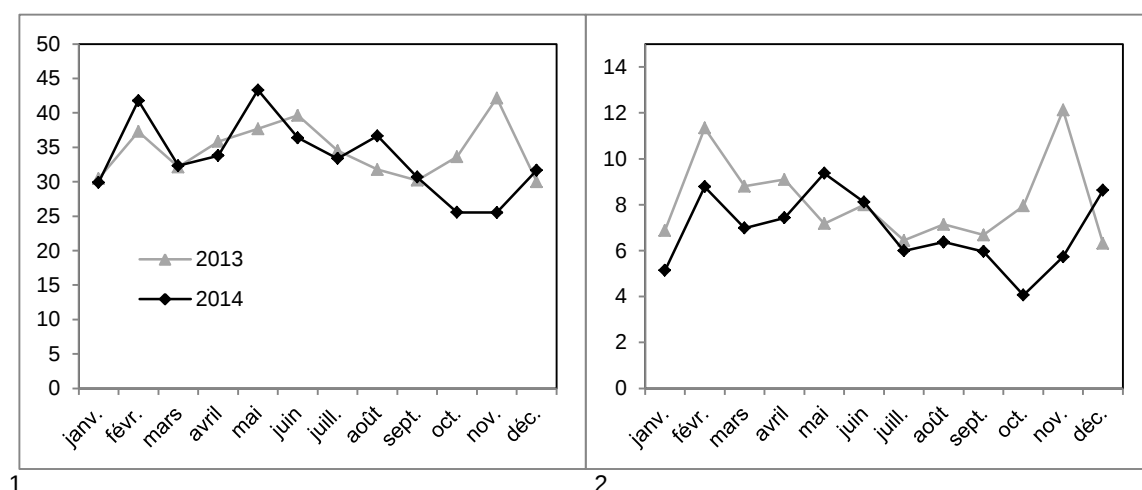


Figure 10 Moyennes mensuelles du vent (km/h) ; « gris > 2013 » et « noir > 2014 » : vent max (1) et vent moyen (2)

IV. CONCLUSIONS

Si des années exceptionnellement peu arrosées ont déjà été observées dans le passé, nous constatons cependant que celles-ci ont été plus fréquentes au cours de la dernière décennie (2003, 2004, 2005, 2006, 2009 avec un déficit moyen de 20 %). Après deux années où la tendance s'inverse (+5 et +13 % par rapport à la moyenne 1974 - 2000), nous retrouvons en 2014 une pluviométrie légèrement déficitaire (-5 %). Pour la température, l'année 2014 présente un record depuis le début de la chronique avec +15 % par rapport à la moyenne. Cette année 2014 se caractérise par :

- neuf mois présentant des excédents de température (+10 à +110 %) ;
- une période estivale fraîche (-5 % au mois d'août), pluvieuse (+166 % au mois de juillet) et peu ensoleillée (avec -44 et -21 %, respectivement) ;
- une fin d'année (de septembre à décembre) douce (jusqu'à +56 % en novembre), sèche (-58 % au mois de septembre) et moyennement ensoleillée (de -20 à +28 %) ;

- un début d'année, c'est-à-dire le mois de janvier et février doux (- 14, - 50 %), sec (- 10 %) et peu ensoleillé (- 20 %) par rapport aux moyennes mensuelles de 1974-2000 ;
- une période de mars à mai pluvieuse (de + 33 à + 51 %) et peu ensoleillée (jusqu'à - 42 %) ;
- une fin d'année, octobre et novembre, douce (+ 23 %), humide (+ 35 et + 93 %) et peu ensoleillée (-19 et - 40%).

SUIVI DE LA QUALITE 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 du Bourget. Au terme de plus de 30 ans de suivi, le constat est que 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 sur la Leysse (mise en service en juin 2003) et une sur le Sierroz (octobre 2003). Ces deux rivières drainent plus de 70% du bassin versant du lac. Afin de réaliser un bilan entrées/sorties du lac du Bourget, le CISALB réalise depuis février 2006 une analyse bimensuelle sur le canal de Savières, seul exutoire du lac.

Ce suivi en semi-continu a plusieurs objectifs :

- estimer les apports et les sorties en nutriments au lac (notamment en phosphate et nitrate),
- vérifier la conformité de ces rivières au regard des objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau (notion de bon état écologique),
- évaluer l'effet des actions de dépollution sur la qualité des rivières et orienter les politiques futures de dépollution.

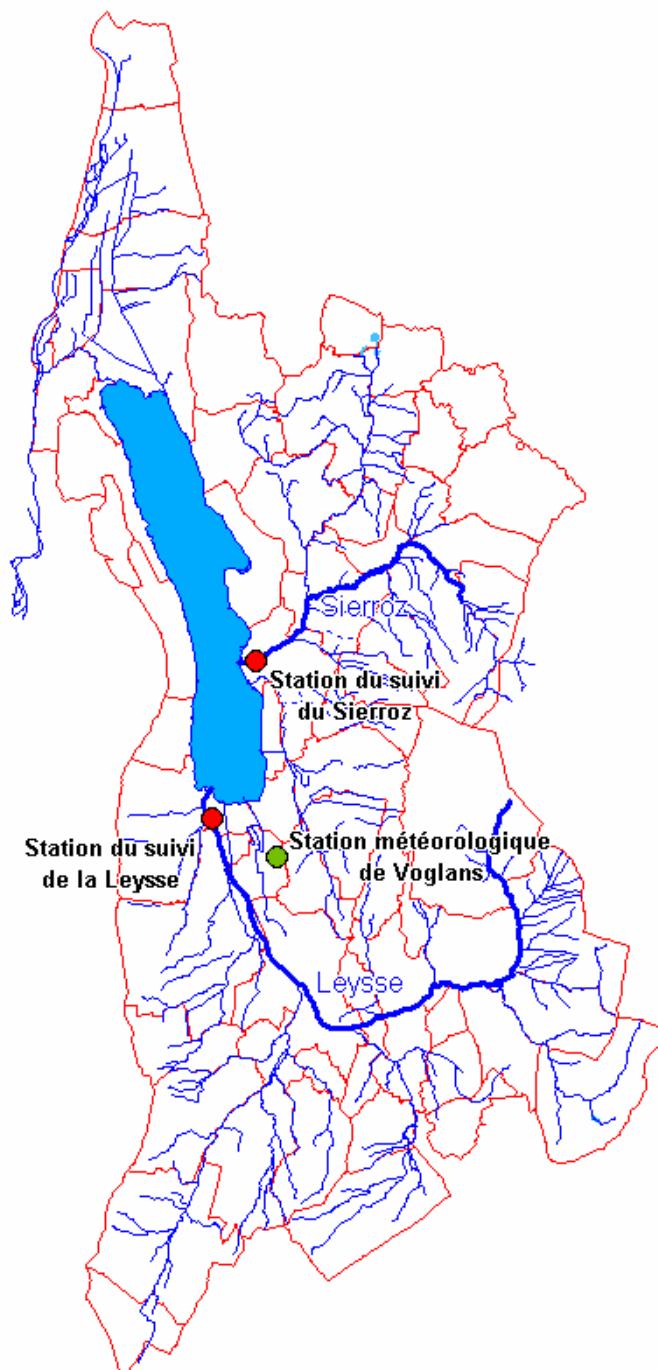
Le présent chapitre présente les résultats de ce suivi pour l'année 2014, à partir des données obtenues au moyen de stations de mesures équipées d'un préleveur automatique et de sondes mesurant en continu la conductivité, l'oxygène dissous et la température. Sur chaque échantillon prélevé, la concentration des éléments suivants est mesurée comme indiqué ci-dessous. 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.

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	2
azote kjeldahl	NKT	mg/l de N	0,2

II. Météorologie

Les données exploitées dans le présent rapport proviennent de la station Météo France de Voglans (cf. le plan de situation géographique présenté ci-dessous). Elles sont complémentaires de celles présentées au chapitre précédent.

Carte de situation des stations de mesure



En ce qui concerne les températures de l'air, l'année 2014 a été l'année la plus chaude depuis 1974 avec une température moyenne de 12,7 °C.

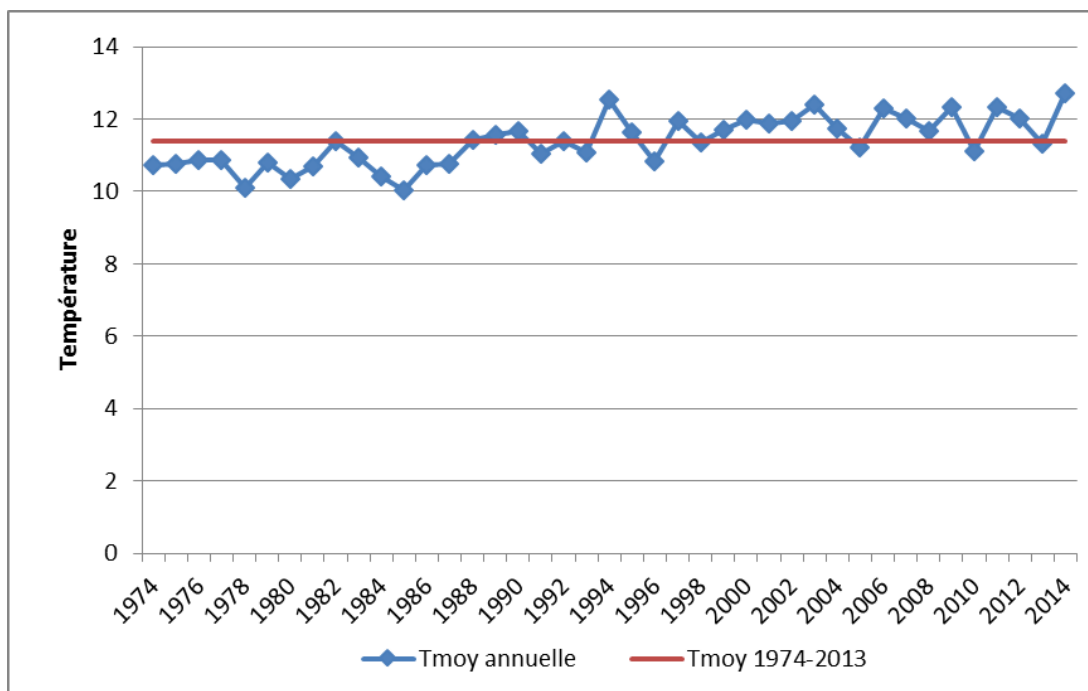


Figure 1 Evolution de la moyenne annuelle des températures entre de 1974 et 2014

A l'exception de la période estivale, l'année 2014 a été la plus chaude de la chronique 1974-2014. Entre janvier et avril, les températures moyennes ont été excédentaires de 20 à 95 % par rapport à la chronique de données anciennes. Entre septembre et décembre, elles ont été excédentaires de 10 à 50 %. Les mois de juillet et août ont toutefois présenté un écart par rapport à la moyenne de – 5%.

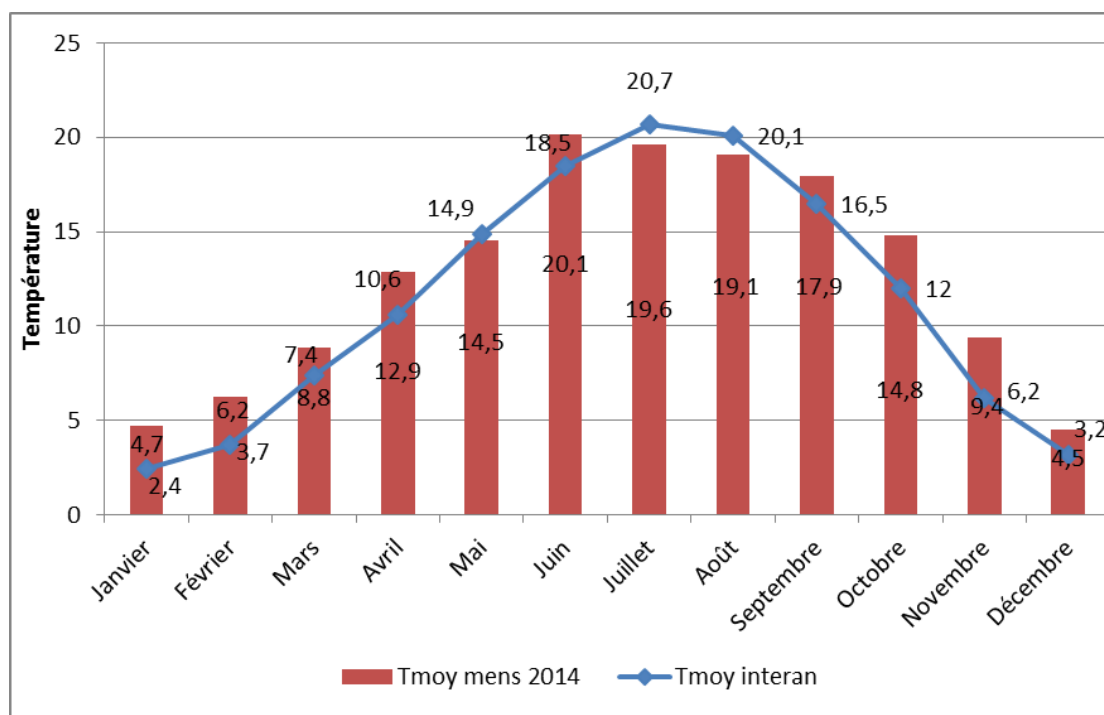


Figure 2 Evolution de la moyenne mensuelle des températures entre 1974 et 2014

En ce qui concerne les précipitations, Avec un cumul de 1231 mm, l'année 2014 a présenté un déficit de 1,4 % par rapport à la moyenne interannuelle (1248 mm).

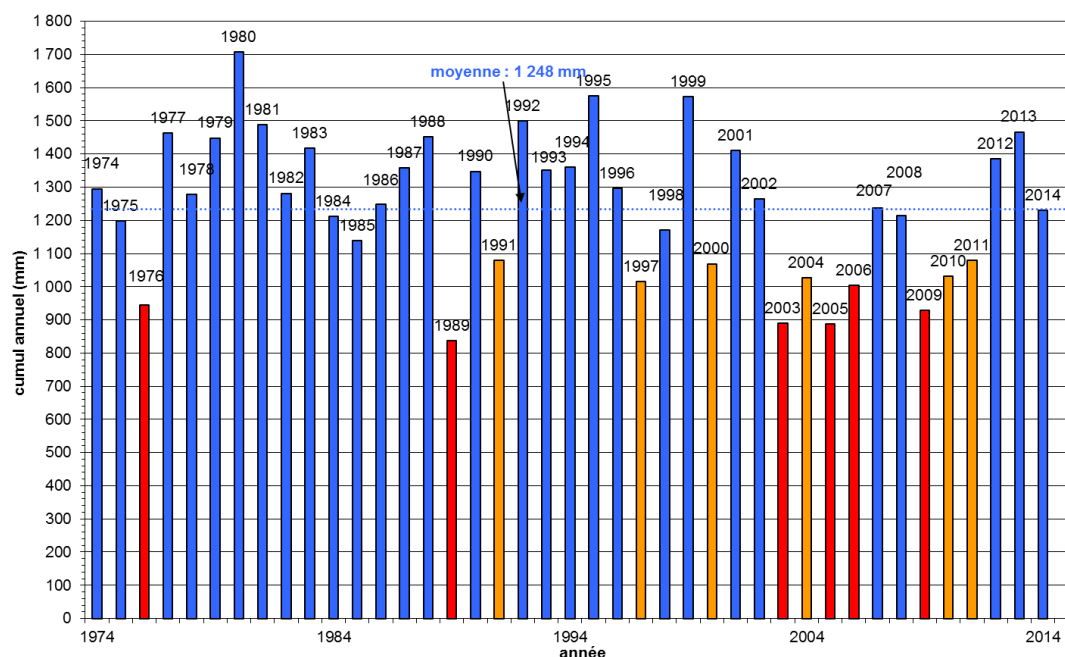


Figure 3 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2014

Les mois de mars, avril, mai, juin, septembre, octobre et décembre ont été déficitaires soit 7 mois sur 12. Le déficit moyen s'établit à 37% avec un maximum de 53% en septembre. Les mois de janvier, février et juillet ont été excédentaires. L'excédent moyen a été de 78% avec un maximum de 163% pour le mois de juillet.

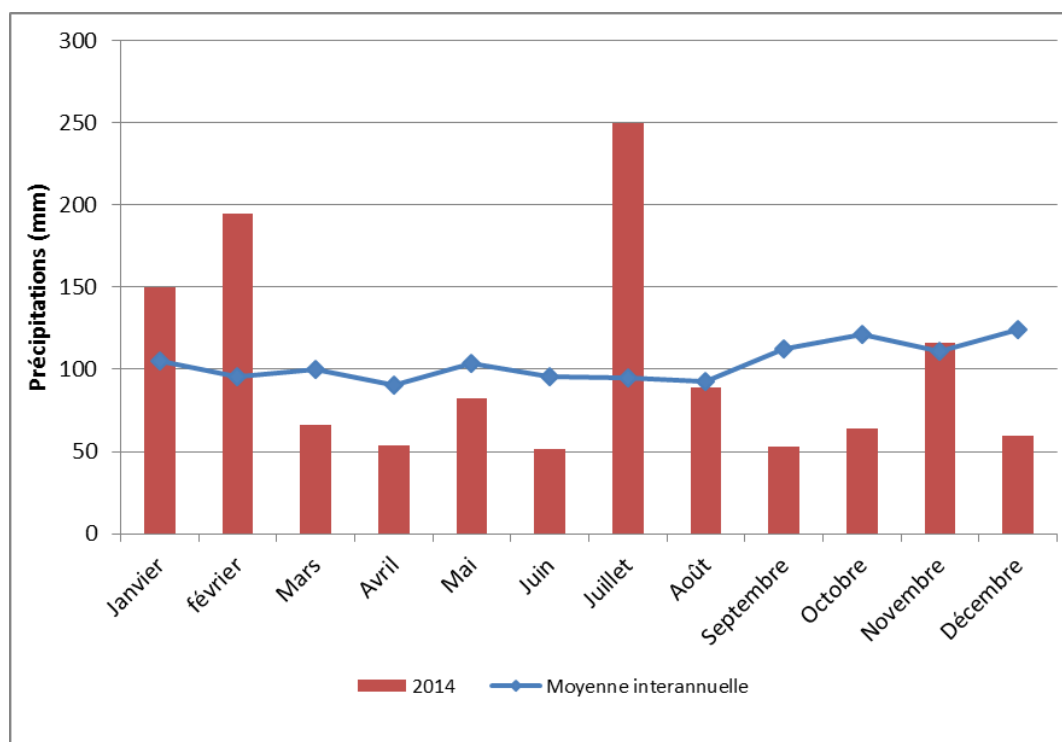
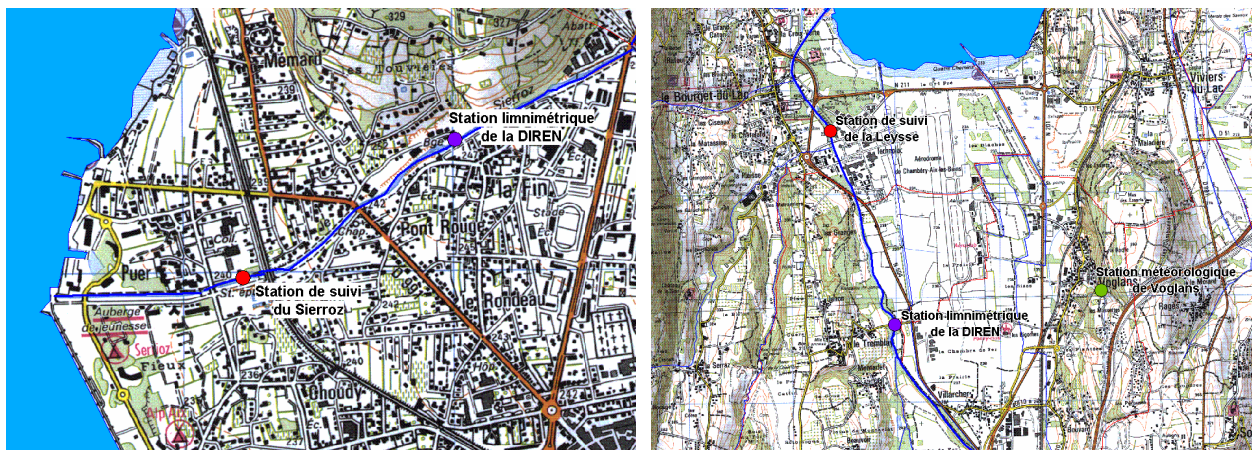


Figure 4 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2014

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 Lysse, 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 Lysse 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 quelconque 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 Lysse et du Sierroz (source DREAL)

		Lysse (280 Km ²)	Sierroz (133 Km ²)
débit biennal	m ³ /s	100	47
module	m ³ /s	6,29	2,41
Q_{mna5}	m ³ /s	0,59	0,20

III.1. Hydrologie de la Lysse en 2014

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi de la DREAL donne un aperçu réel de l'hydrologie de la Lysse durant cette année 2014. Ce graphique appelle plusieurs constats :

- La première crue de janvier approchait le niveau de crue biennale avec 96 m³/s. Le reste de l'année les crues les plus importantes (>40 m³/s) ont été plus fréquentes en période hivernale et également au cours du mois de juillet ;

- Le volume transité en 2014 a été de 199 Mm³ pour un débit moyen de 6,32 m³/s (soit équivalent au module);
- le débit a été inférieur au module durant 243 jours soit 67% du temps et 66 jours de plus qu'en 2013 (année très humide) et inférieur au Qmna5 et au débit minimum biologique pendant moins d'un jour.

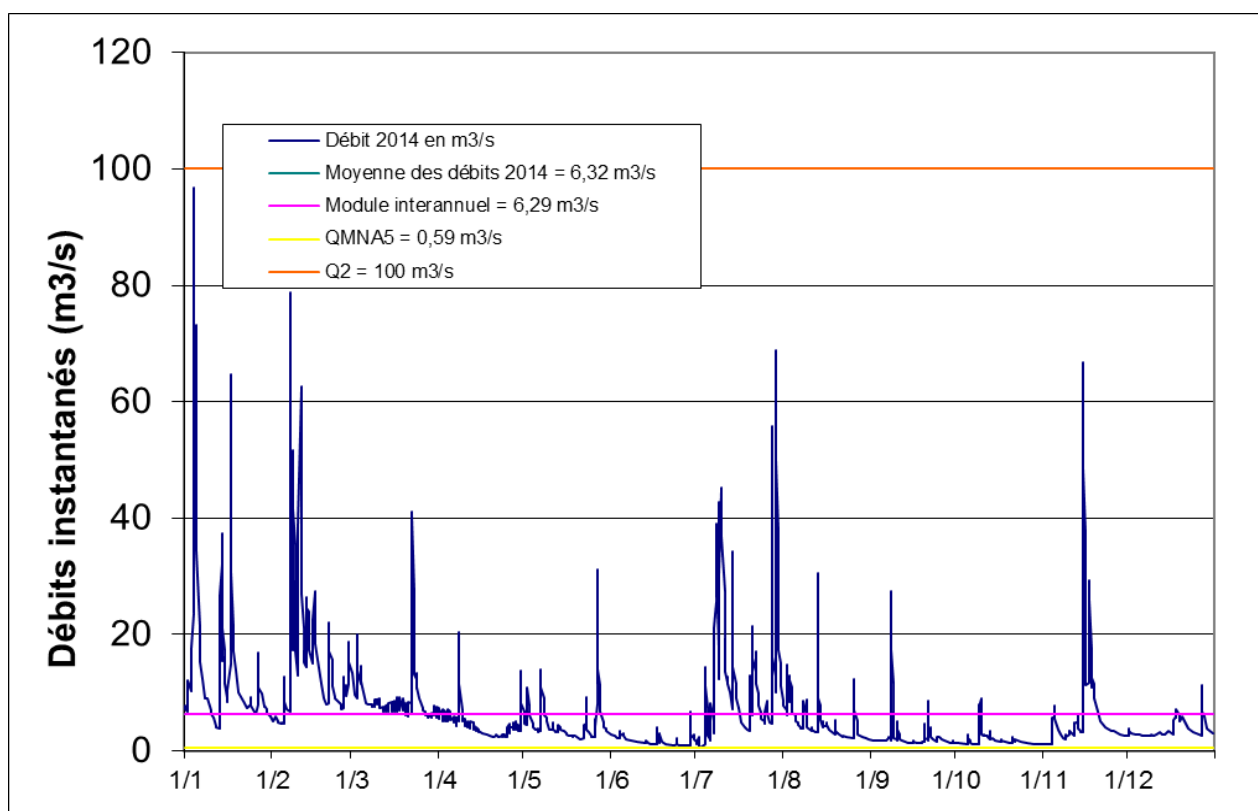


Figure 5 Chronologie des débits sur la Leyse en 2014 (source DREAL)

III.2. Hydrologie du Sierroz en 2014

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2014 :

- Deux crues, une début janvier de 44 m³/s et une en février de 41 m³/s, ont approché la crue biennale. On peut également noter une troisième crue marquante supérieure à 30 m³/s survenue fin novembre.
- Le volume transité en 2014 a été de 87 Mm³ pour un débit moyen de 2,78 m³/s, soit très légèrement supérieur au module.
- Le débit a été inférieur au module durant 232 jours soit 64% du temps et 97 jours de plus qu'en 2013 et inférieur au Qmna5 durant 26 jours soit 7% du temps.
- Le débit a été inférieur au débit minimum biologique durant 35 jours soit 10% du temps. Il a été inférieur à ce débit pendant 14 jours consécutifs en juin.

NB : la comparaison avec le Qmna5 et le DMB doit être prise avec précaution car les débits du Sierroz à compter du mois de mai ont été estimés au moyen des hauteurs de la station de prélèvement et non plus à partir du limnigraphe de la DREAL qui a dû être retiré pour permettre l'effacement du seuil de Lafin.

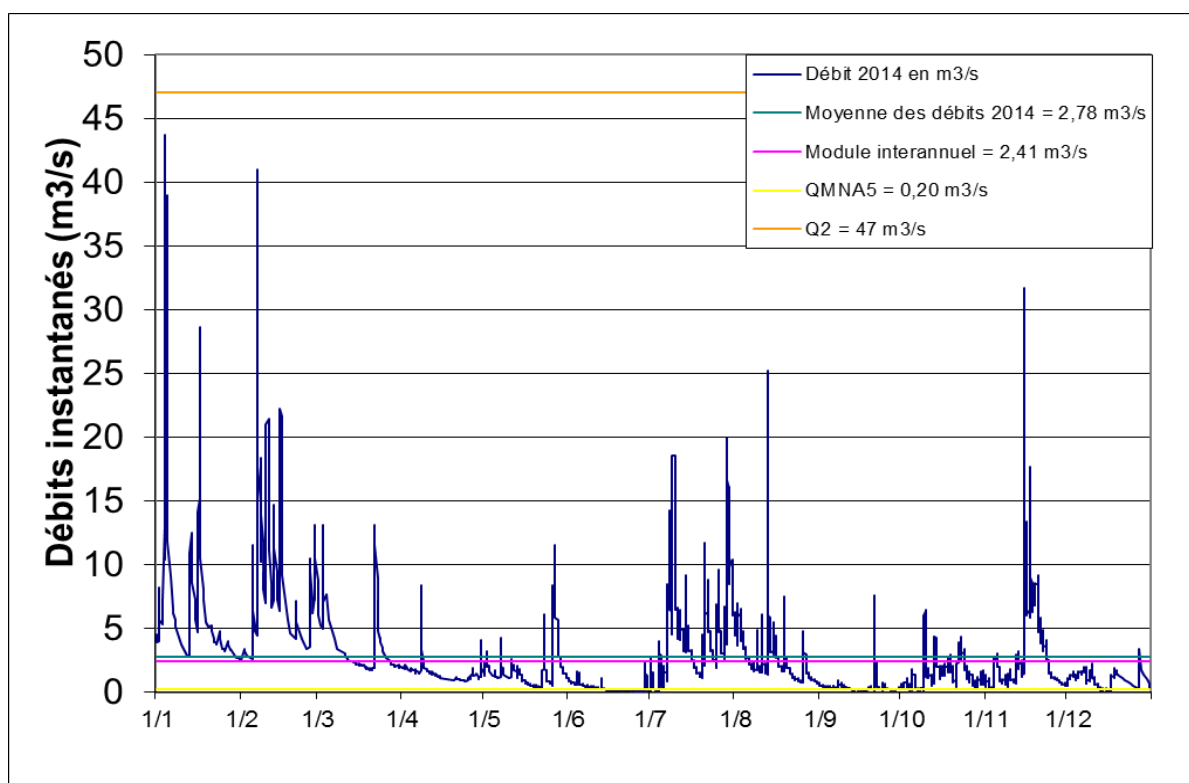


Figure 6 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2014 (source DREAL)

III.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré sur la Leyse et le Sierroz en 2014 a été excédentaire pour la quatrième fois depuis le début du suivi : 286 Mm³ mesurés pour 274 Mm³ théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières).

Le bilan positif de l'année 2014 par rapport à la chronique 2004-2014 résulte d'un excédent plutôt en faveur du Sierroz. En effet, la Leyse a apporté 199 Mm³ contre environ 198 Mm³ théoriques. Le Sierroz avec 87 Mm³ produits contre 76 Mm³ théoriques enregistre un excédent de 14%.

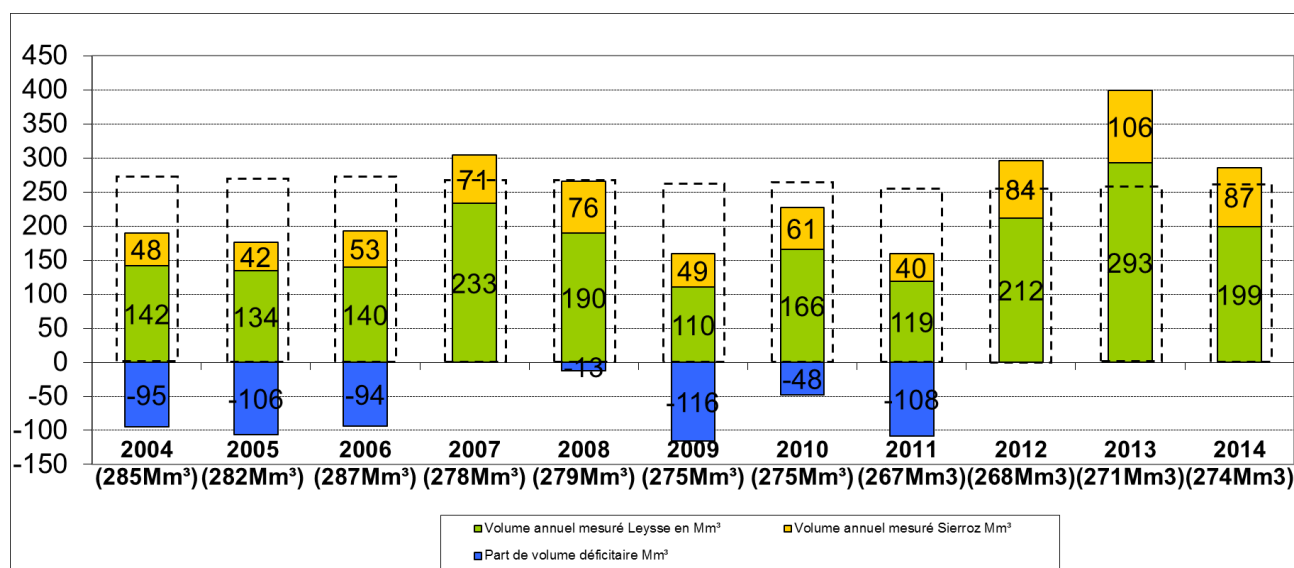


Figure 7 Bilan des apports Leyse+Sierroz pour la période 2004-2014

IV. Evolution des concentrations tous régimes confondus

Les graphiques suivant présentent l'évolution des concentrations moyennes annuelles tous régimes confondus pondérées par le volume.

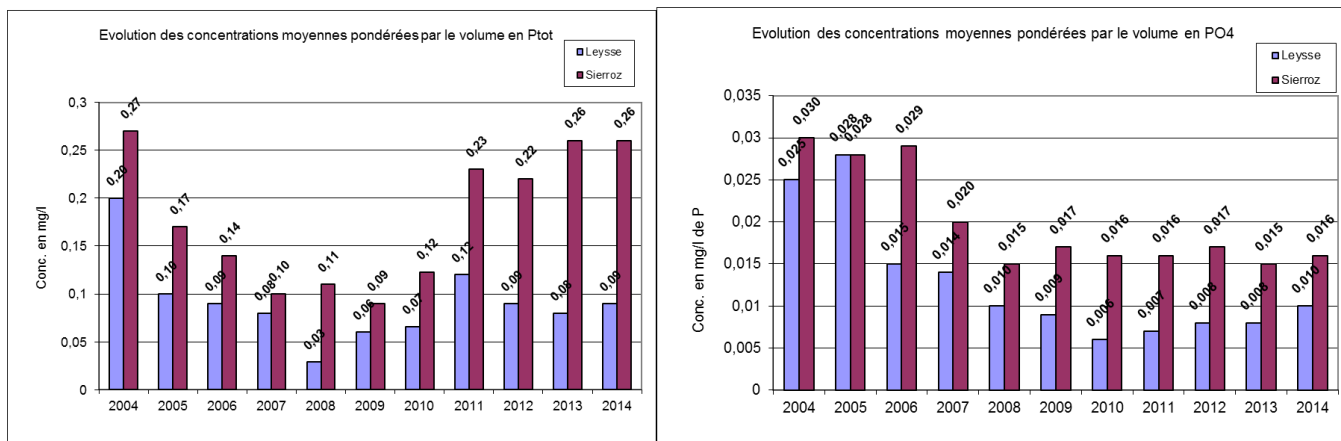


Figure 8 Evolution de 2004 à 2014 des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO₄

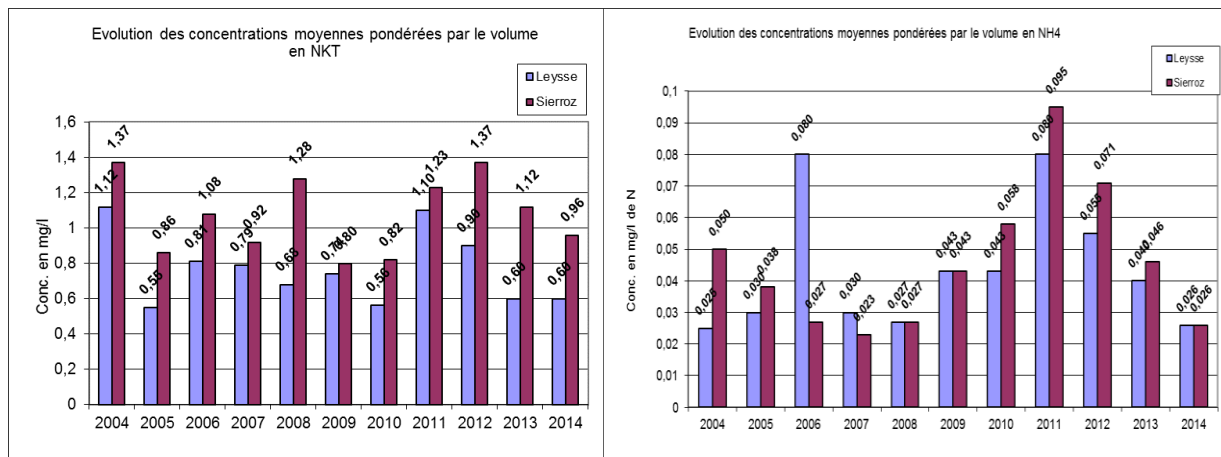
De façon générale, les concentrations en éléments phosphorés sont toujours plus élevées dans le Sierroz que dans la Leyse.

Avec une concentration moyenne en Ptot de 0,08 mg.l⁻¹ sur la Leyse, l'année 2014 se situe dans la moyenne des concentrations observées depuis 2005.

La situation est différente sur le Sierroz où, depuis 4 ans, les concentrations en Ptot sont de nouveau à la hausse avec plus de 0,25 mg.l⁻¹. Ces dernières ont doublé par rapport à la période 2007-2010.

Après une chute observée entre 2004 et 2007, les concentrations en PO₄ sur la Leyse sont depuis relativement stables autour de 0,008 mg.l⁻¹.

On peut faire le même constat sur le Sierroz où les concentrations en PO₄ se sont stabilisées autour de 0,016 mg.l⁻¹ depuis 2008.



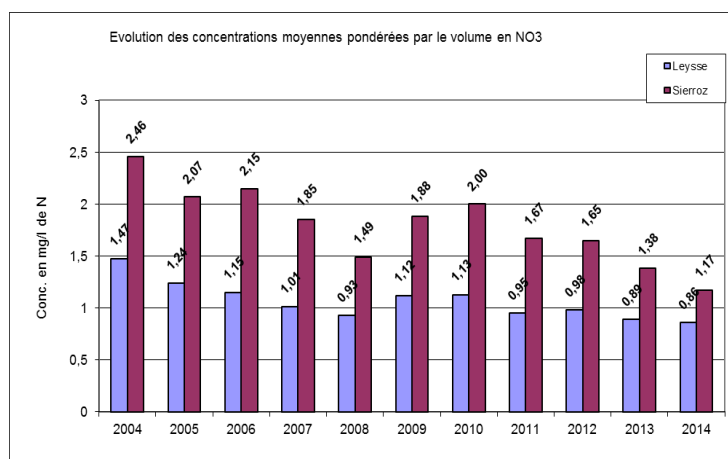


Figure 9 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT, NH4 et NO3

Le Sierroz présente des concentrations en matières azotées plus élevées que dans la Leysse.

L'année 2014 présente les concentrations moyennes pondérées en nitrates les plus basses de la chronique 2004-2014 sur les deux rivières. La baisse est plus marquée sur le Sierroz.

Après avoir atteint des records en 2011, les concentrations en NH₄ diminuent de nouveau depuis 3 ans et retrouvent les niveaux observés en 2007-2008. Les concentrations en NKT présentent également une baisse et tendent vers les niveaux les plus bas observés depuis 2004.

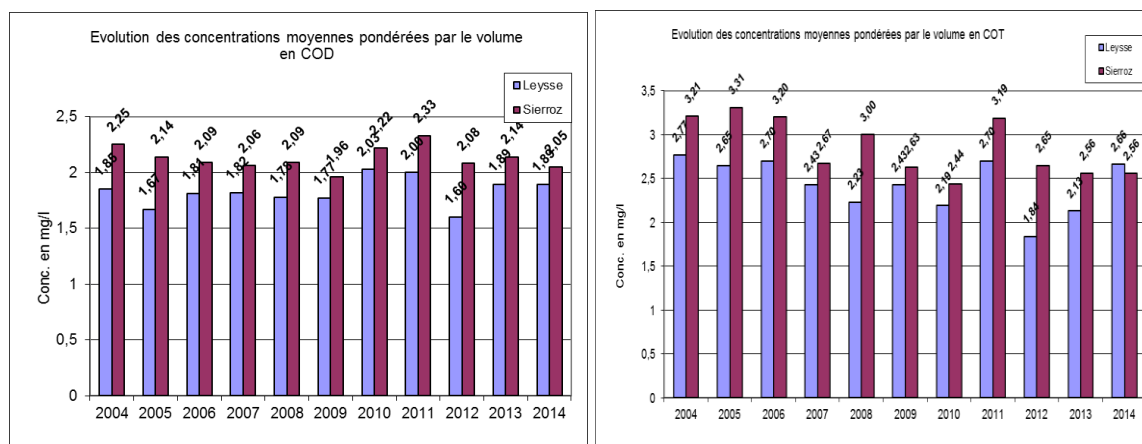


Figure 10 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en COD et COT

Les paramètres carbonés du suivi présentent également des concentrations plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse. Les concentrations en COD sont globalement assez stables depuis le début du suivi tandis que celles en COT semble osciller un peu plus.

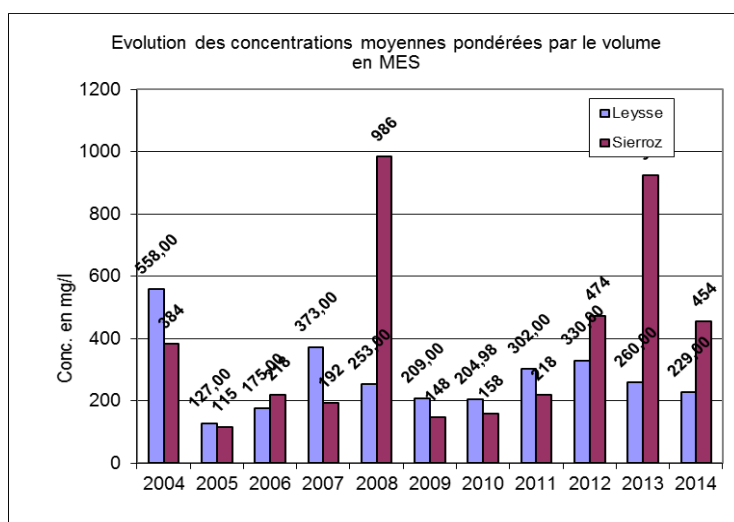


Figure 11 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

Les concentrations observées en 2014 sont cohérentes avec l'évolution de la pluviométrie.

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 et rejets UDEP Aix-les-Bains).

V.1. Estimation des flux entrants de l'année 2014

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

	Année 2014				
	TOTAL	Leysse (296 Km²)		Sierroz (133 Km²)	
Volume transité (Mm³)	287	199,3	69%	87,7	31%
Ortho P (Tonnes de P)	3,29	1,90	58%	1,39	42%
Ptot (Tonnes)	40,24	17,44	43%	22,80	57%
NO ₃ (Tonnes de N)	274,71	172,16	63%	102,55	37%
NH ₄ (Tonnes de N)	7,33	5,09	69%	2,24	31%
COD (Tonnes)	556,88	376,93	68%	179,95	32%
COT (Tonnes)	754,66	529,93	70%	224,73	30%
MES (Tonnes)	85 240	45 430	53%	39 810	47%
NKT (Tonnes)	200,94	117,07	58%	83,87	42%

Le tableau suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2014 (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	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Ptot	300	150	94	41 + ?	21 + ?	21 + 4	27 +5,8	14 +4,2	11 +2,7	18 +2,4	24 +2,8	38 +2,3	50 +2,8	40 +2,1
PO ₄	140		18	5,11	3,5	3,6	4,6	3	1,82	1,89	1,5	3,1	4	4,1
NO ₃	1.500	580	450	327	252	275	367	290	214	309	181	347	409	275
NO ₃ + NKT				552	361	446	617	516	334	454	360	654	704	503

Les apports en Ptot de la Leysse et du Sierroz mesurés en 2014 (40 T) sont en baisse par rapport à l'année 2013 (année record depuis le début du suivi). Ils se classent toutefois au 3^{ème} rang des apports les plus importants depuis 2004. Ils restent 4 fois supérieurs à ceux de 2009 (année de plus faible apport).

Depuis le début du suivi, les apports du canal de Savières sont très faibles comparativement à ceux des principaux affluents (entre 0,02 et 0,4 % des apports de la Leysse et du Sierroz). Le CISALB a donc décidé de ne plus les mesurer. En 2014, le volume transité par le Tillet s'élève à 17,4 Mm³ (contre 15,3 en 2012 et 21,3 Mm³ en 2013) soit, comme les années précédentes, environ 5% du volume total transité au lac. Une étude spécifique conduite entre mars et août 2013 a permis d'estimer les apports en Ptot du Tillet au lac. Cette dernière, a montré à travers le suivi d'un évènement hydrologique majeur (pluie forte généralisée sur l'ensemble du bassin versant du Bourget), que les apports de cette rivière représentaient 1% d'apport par rapport à la Leysse et au Sierroz.

Pour compléter le bilan des apports au lac, il faut tenir compte des apports du Belle-Eau, 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 au déversoir des Biâtres (2,1 T de Ptot).

Le tableau suivant présente le bilan des apports connus au lac.

Tableau VI Synthèse des apports connus au lac

	2014								
	TOTAL	Leyse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)		DO Aix		Coupure Galerie (Aix)	
Volume transité (Mm³)	287,9	199,3	69 %	87,7	30 %	0,45	<1%	0,47	<1 %
Ortho P (Tonnes de P)	3,29	1,90	58 %	1,39	42 %				
Ptot (Tonnes)	42,8	17,44	41 %	22,80	53 %	2,1	5 %	0,48	1%
NO₃ (Tonnes de N)	274,7	172,16	63 %	102,55			37 %		
NH₄ (Tonnes de N)	23,2	5,09	22 %	2,24	10 %	9,76	42 %	6,1	26 %
COD (Tonnes)	556,9	376,93	68 %	179,95	32 %				
COT (Tonnes)	754,7	529,93	70 %	224,73	30 %				
MES (Tonnes)	85 327	45 430	53 %	39 810	47 %	86	<1%	1,12	<1 %
NKT (Tonnes)	228	117,07	51 %	83,87	37 %	20	9 %	7,3	3 %

Ce tableau de synthèse amène plusieurs remarques :

- L'objectif de moins de 30 T d'apports de P_{tot} est de nouveau dépassé pour la troisième année consécutive.
- Les apports en P_{tot} du Sierroz sont supérieurs à ceux de la Leyse pour respectivement 53% et 41% du volume total.
- Le déversoir des Biâtres représente 2,1 T soit 5% des apports en P_{tot}. Ces apports sont les plus bas enregistrés depuis 2006. Les apports en NH₄ de ce dernier représentent 42% des apports pour 0,2% du volume total.
- A noter que les travaux d'entretien de la galerie de rejet au Rhône ont occasionné une coupure et donc un rejet dans la Leyse entre le 24 octobre et le 6 novembre. De ce fait, pendant 14 jours, les eaux épurées des stations d'épuration de Chambéry, d'Aix-les-Bains et du bourget-du-Lac ont été rejetées dans la Leyse, soit un volume de 466 149 m³ et un apport de 475 kg en P_{tot}.

V.2. Estimation des flux sortants

En 2014, la chronique de débit du canal de Savières n' a pas été récupéré. Le volume d'eau et les flux sortants (uniquement de phosphore) par le canal de Savières ont donc été estimés en fonction des volumes d'eau de la Leyse et du Sierroz et en fonction de la concentration moyenne de P obtenue à une profondeur de 2 m dans le lac. Le tableau suivant présente les résultats du suivi des flux sortants.

Tableau VII Flux sortants par le canal de Savières

	SAVIERES 2014	
	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	439,7	152 %
Ortho P (Tonnes de P)	2,37	72 %
P _{tot} (Tonnes)	5,8	14 %

VI. Bilan du phosphore dans le lac pour l'année 2014

Le suivi réalisé au cours de l'année 2014 permet d'approcher un bilan du phosphore dans le lac. En effet, les flux des principaux affluents ont été mesurés comme chaque année et les flux à l'exutoire ont été estimés. La différence entre les entrées (seuls le Belle-Eau, le Grand Canal et le Tillet ne sont pas suivis) et les sorties permet d'approcher la quantité de phosphore potentiellement utilisable par les organismes du lac ou stockés à terme dans les sédiments. La répartition entre ces deux finalités reste une inconnue qu'il reste à approfondir.

Tableau VIII Bilan des entrées/sorties du P dans le lac

	LAC 2014		
	Entrée	Sortie	Bilan
Volume transité (Mm ³)	287,9	439,7	-151,8
Ortho P (Tonnes de P)	3,29	2,37	0,92
P _{tot} (Tonnes)	42,8	5,8	37

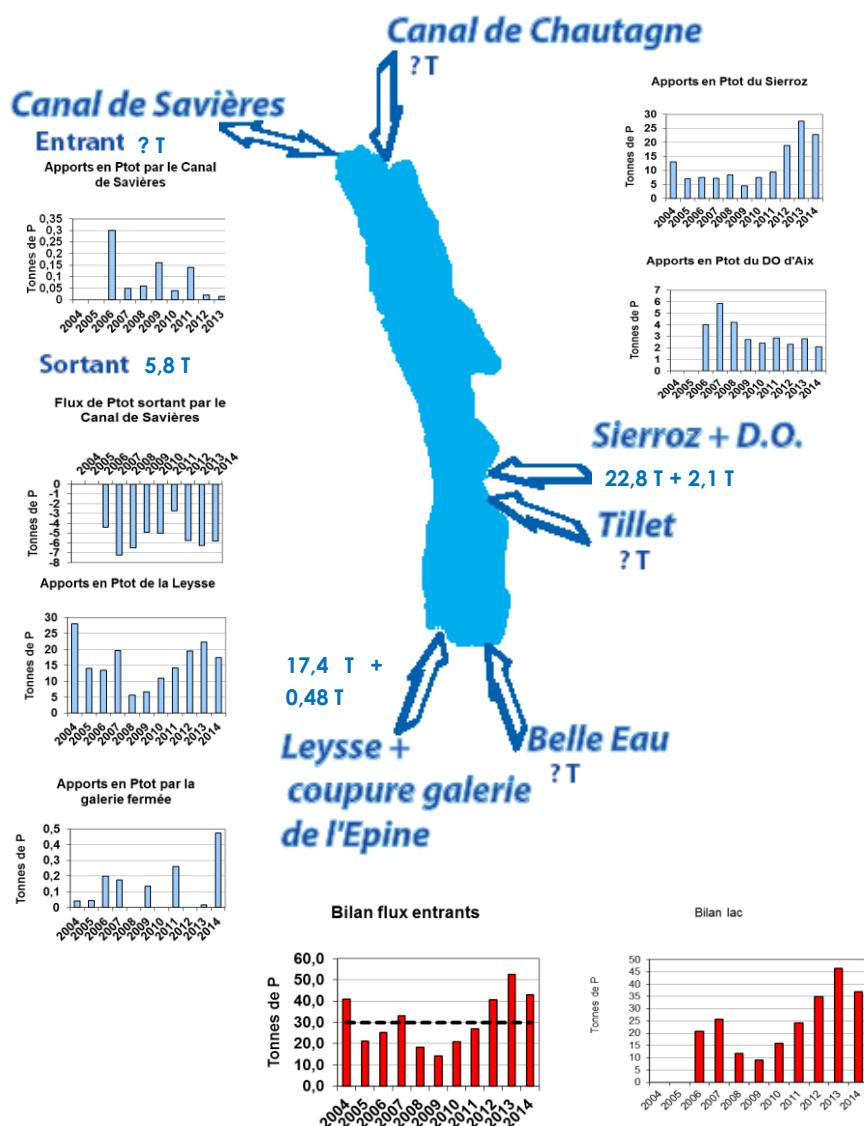
On remarque en priorité que même en tenant compte des volumes transités par le Tillet, il sort plus d'eau du lac que ce qu'il n'en rentre (288 entrant contre 440 sortant). Il existe plusieurs raisons à cela :

- Le volume d'eau entrant est sous estimé, des affluents certes minoritaires ne sont pas suivis ;
- Le lac perd théoriquement par évaporation 28 Mm³ par an ;
- le lac est régulé, le volume d'eau qui passe par le canal de Savières sert à maintenir les niveaux du lac fixes selon les saisons.

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

Pour 2014, 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 Leyse

VII.1.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie de la Leyse s'étale sur 117 jours soit 32% de l'année. Le tableau suivant présente les apports de temps de pluie et le pourcentage par rapport aux apports totaux de la Leyse.

Tableau IX Apports en temps de pluie de la Leyse

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité (Mm ³)	114,56	57%
Ortho P (Tonnes de P)	1,34	70%
Ptot (Tonnes)	16,34	94%
NO ₃ (Tonnes de N)	94,43	55%
NH ₄ (Tonnes de N)	2,29	45%
COD (Tonnes)	249,47	66%
COT (Tonnes)	386,6	73%
MES (Tonnes)	44 316	98%
NKT (Tonnes)	96	82%

55 à 98% des apports sont consécutifs à 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 représente 94% des apports totaux. Le volume du temps de pluie est en baisse par rapport à 2013 (- 49 Mm³).

VII.1.2. Les flux rejetés par les déversoirs d'orage et by pass

Pour l'année 2014, les flux rejetés par les DO et le by pass de CMCA, pris en compte dans les apports de temps de pluie de la Leyse, ont pu, à nouveau, être estimés.

Tableau X Flux rejetés par les DO et by pass dans la Leyse en 2014 (mesure et estimations)

		% tps de pluie
Nombre de jours avec déversement	233	
Volume rejeté (m ³)	324 982	0,5 %
Ortho P (Tonnes de P)	0,57	42%
Ptot (Tonnes)	1,3	8%
NO ₃ (Tonnes de N)	0,21	0,2%
NH ₄ (Tonnes de N)		
MES (Tonnes)	52,9	0,1%
NKT (Tonnes)	11,7	12%

Le coefficient de transfert du phosphore dans la Leyse étant évalué à 0,74 en régime stable (Gay Environnement 2000), on peut faire l'hypothèse que celui-ci est proche de 1 en période de crue.

L'intégralité de la pollution rejetée en période de crue est transférée au lac.

La part des rejets directs s'élève à 8 % du Ptot et surtout 42 % du PO₄.

VII.1.3. Les crues : un rôle déterminant dans les apports

Le graphique suivant présente les 10 principales crues de la Leyse. 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.

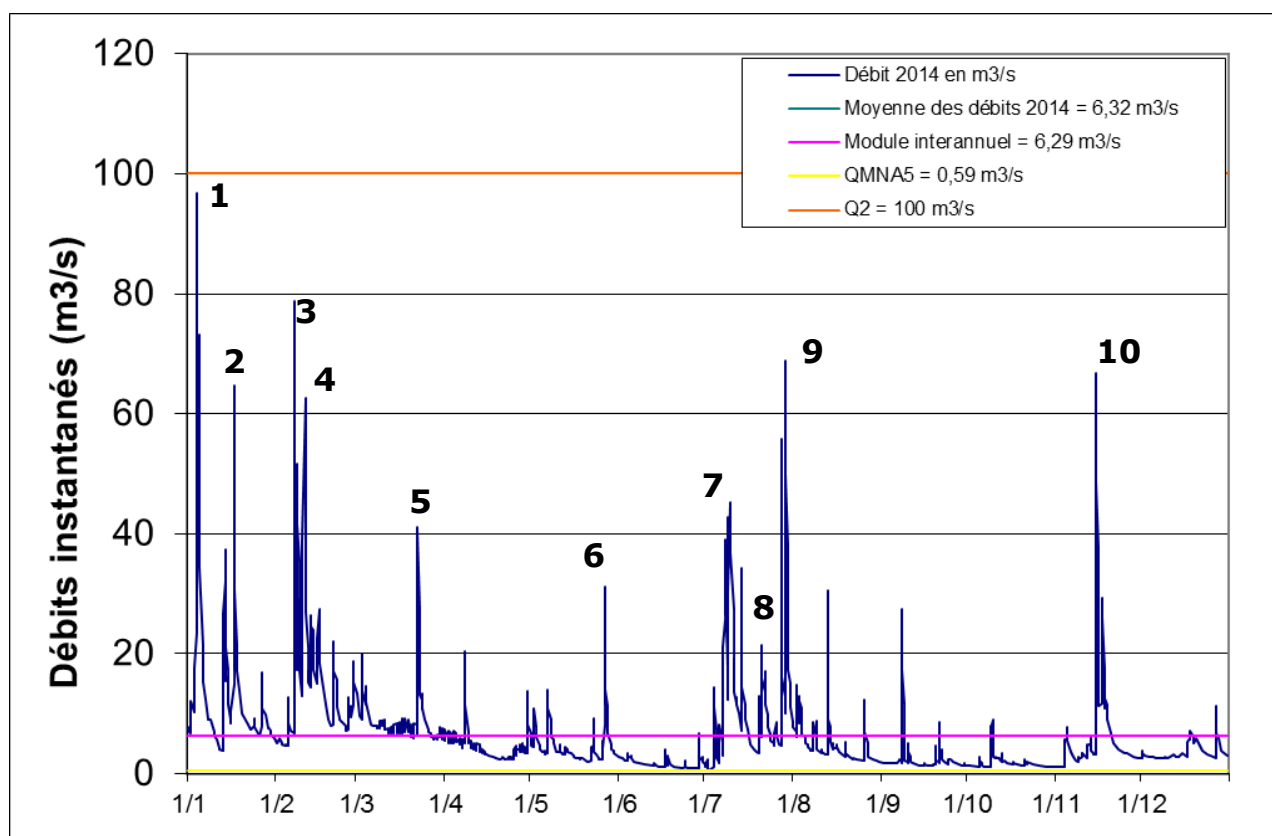


Figure 12 Positionnement des principales crues de la Leyse

La crue la plus importante (n° 9) a occasionné un apport en Ptot de plus de 3 tonnes, les 4 suivantes (n° 1, 3, 7, 10) de 1 à 3 tonnes et les 5 dernières (n° 2, 4, 5, 6, 8) entre 0,3 et 1 tonne chacune. On remarque que 5 des 10 principales crues de 2013 se sont produites en hiver (janvier-février et novembre).

Les apports résultants des 10 principales crues de la Leyse et le pourcentage que ceux-ci représentent par rapport au total des apports de temps de pluie sont présentés ci-dessous.

Tableau XI Apports des principales crues de la Leyse

	Apports des 10 crues principales	
Volume transité (Mm³)	82,34	72%
Ortho P (Tonnes de P)	1,05	79%
Ptot (Tonnes)	14,9	91%
NO ₃ (Tonnes de N)	66,11	70%
NH ₄ (Tonnes de N)	7,73	76%
COD (Tonnes)	197,7	79%
COT (Tonnes)	318,74	82%
MES (Tonnes)	41.889	94%
NKT (Tonnes)	79	82%

Les 10 principales crues de l'année restent en 2014 prépondérantes dans les apports de temps de pluie pour les paramètres Ptot et NKT. Pour près de la moitié de la durée du temps de pluie ce sont entre 72 et 94% des apports qui sont générés.

Le nombre de crues et leur occurrence dans l'année sont à l'origine de quasiment la totalité des écarts annuels d'apports en Ptot. La part des crues de 2014, dans les apports de Ptot représente 91% de la contribution du temps de pluie.

Si l'on ne regarde que les 5 crues (n° 9, 1, 3, 7, 10) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on constate qu'elles sont à l'origine de 12 T, soit 73% des apports en Ptot de temps de pluie (contre 70% en 2013) et 82% des MES (contre 74% en 2013) pour 47% des 114,6 Mm³ transités en temps de pluie.

Les éléments des deux paragraphes permettent de conclure qu'il y a eu de nombreuses crues réparties sur l'ensemble de l'année 2013. Les 10 principales ont représenté 90 % des apports de temps de pluie. Les apports les plus importants ont été enregistrés en hiver à l'exception d'une crue estivale qui a engendré un apport de plus de 3 T.

VII.2. Le Sierroz

VII.2.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 195 jours soit 53% de l'année.

Tableau XII Apports en temps de pluie du Sierroz

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm³)	69,66	79%
Ortho P (Tonnes de P)	1,22	88%
Ptot (Tonnes)	22,33	98%
NO₃ (Tonnes de N)	82,07	80%
NH₄ (Tonnes de N)	1,75	78%
COD (Tonnes)	149,58	83%
COT (Tonnes)	190,2	85%
MES (Tonnes)	39 403	99%
NKT (Tonnes)	77,41	92%

78 à 98% des apports sont consécutifs à un événement pluvieux.

La part du temps de pluie dans les flux de nutriments du Sierroz est identique à celle de la Leyse. Le temps sec joue un rôle plus important sur les apports d'ammonium.

La durée du temps de pluie est supérieure de 78 jours à celle sur la Leyse, cela a tendance à marquer un retour au régime stabilisé plus long sur le Sierroz.

La contribution du temps de pluie sur le volume transité et les apports en nutriments est :

- globalement proportionnelle au volume transité pour les éléments dissous,
- proche à 90% pour les paramètres ayant une composante particulaire hors COT.

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

La crue la plus importante (n° 10) a occasionné un apport en Ptot de 5,3 tonnes, les 6 crues suivantes (n°1, 3, 4, 5, 8, 9) de 1 à 4,6 tonnes et les 3 dernières (n°2, 6, 7) entre 0,4 et 1 tonne chacune.

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 :

L'analyse des résultats montre que les principales crues sont à l'origine en 2014 de 66 à 90% des apports.

Les 5 crues (n° 10, 1, 4, 3, 8) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, sont responsables de 15,7 T soit 70% des apports en Ptot de temps de pluie, et 74% des MES pour 41% du volume transité.

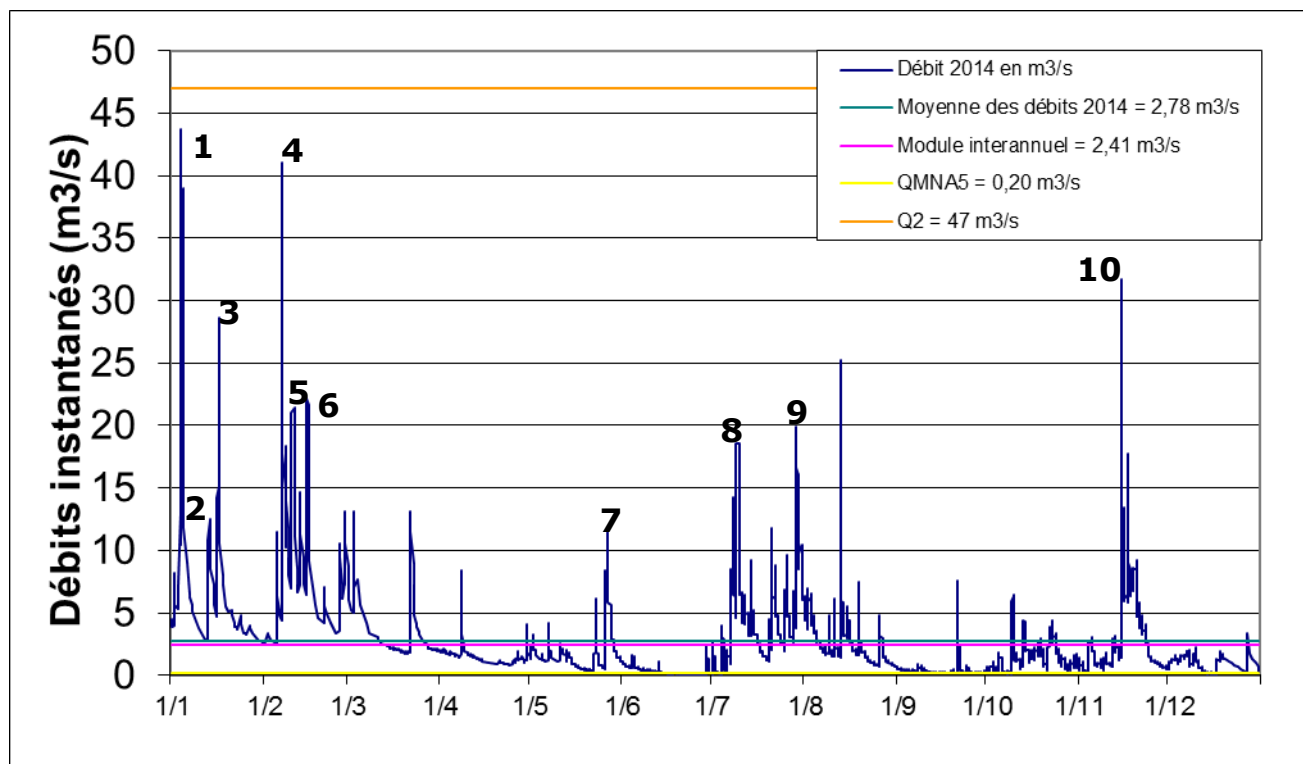


Figure 13 Positionnement des principales crues du Sierroz

Tableau XIII Apports des principales crues du Sierroz

Volume transité (Mm ³)	46,3	66%
Ortho P (Tonnes de P)	0,84	69%
Ptot (Tonnes)	19,92	89%
NO ₃ (Tonnes de N)	57,04	69%
NH ₄ (Tonnes de N)	1,17	67%
COD (Tonnes)	105	70%
COT (Tonnes)	136,77	72%
MES (Tonnes)	35 505	90%
NKT (Tonnes)	59,8	77%

VII.3. Bilan 2014 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 et coupure de la galerie de l'Épine). 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.

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

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	184,7	64%
Ortho P (Tonnes de P)	2,56	78%
Ptot (Tonnes)	40,8	95%
NO ₃ (Tonnes de N)	176,5	64%
NH ₄ (Tonnes de N)	14	59%
COD (Tonnes)	399	72%
COT (Tonnes)	577	76%
MES (Tonnes)	83 805	98%
NKT (Tonnes)	193,4	85%

Le temps de pluie apporte au lac 41 T de Ptot sur les 42,8 T, soit 95%, dont 1,3 T proviennent des rejets directs du réseau de Chambéry (DO et by pass) et 2,1 T du déversoir des Biâtres sur le réseau d'Aix-les-Bains.

Les apports en éléments dissous sont proportionnels au volume transité. Alors que le temps de pluie génère plus de 80% des flux de paramètres particuliers.

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 en lien avec la physique et 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 2014 et évolution saisonnière

Les graphiques ci-dessous représentent les évolutions saisonnières des principaux paramètres physico-chimiques. Plus exactement, il s'agit de :

- la mise en évidence de la stratification thermique dans les couches supérieures (a) ;
- la mise en évidence du brassage de l'ensemble de la colonne d'eau avec réoxygénation du fond à la fin de l'hiver, de la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures (b) et de la consommation d'oxygène par l'activité microbienne au fond (c) et au niveau du métalimnion (d) ;
- la mise en évidence de la consommation des phosphates par les algues pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures (a) et du relargage par l'activité microbienne à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (b) ;
- la mise en évidence de la consommation des nitrates par les algues pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures (a) ;
- la mise en évidence de la consommation de la silice par les diatomées dans les couches supérieures (a) et du relargage par l'activité microbienne à partir de l'interface eau-sédiment (b).
- la mise en évidence de la production de carbone organique dans les couches supérieures (a).

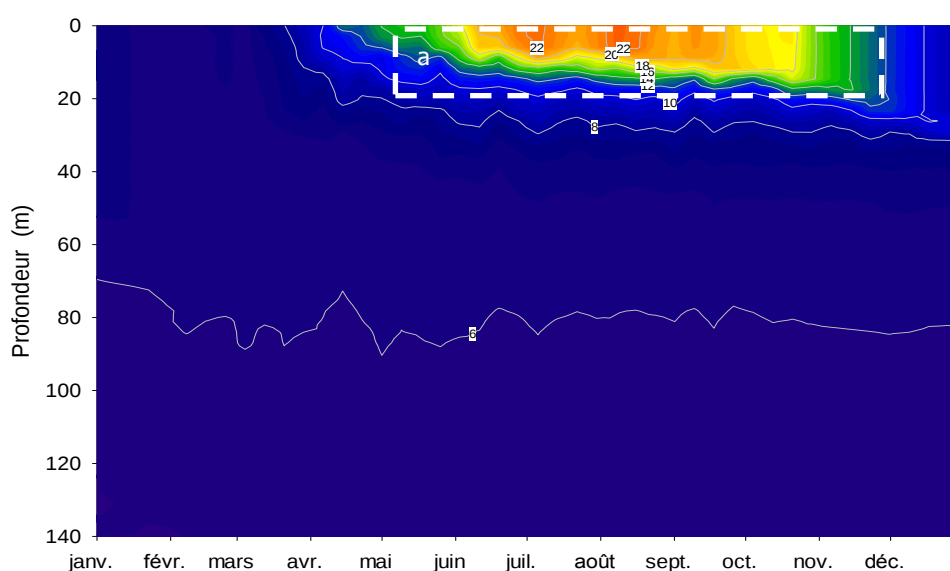
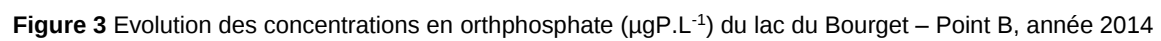
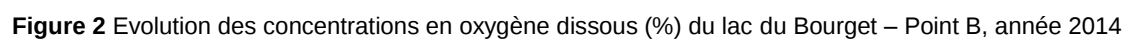


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget – Point B, année 2014



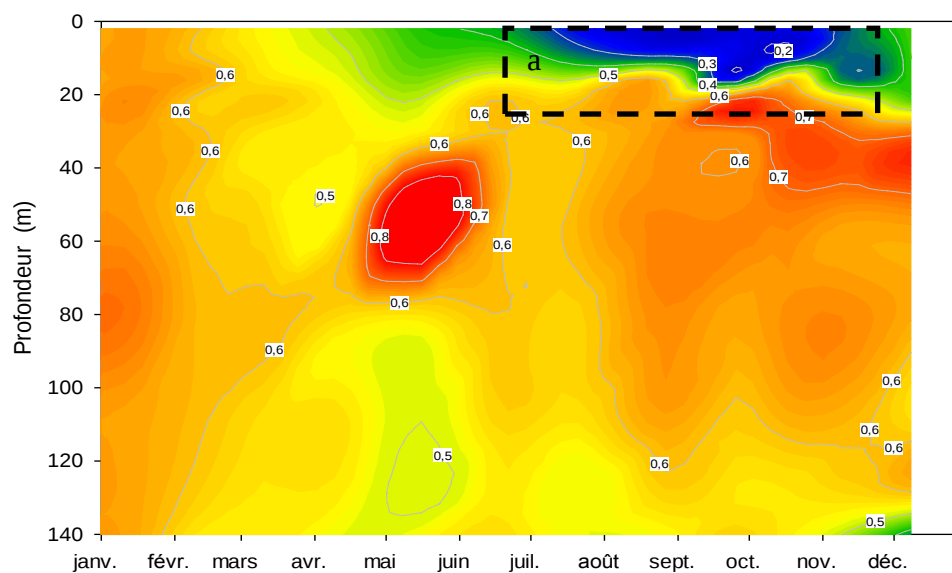


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrates (mgN.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2014

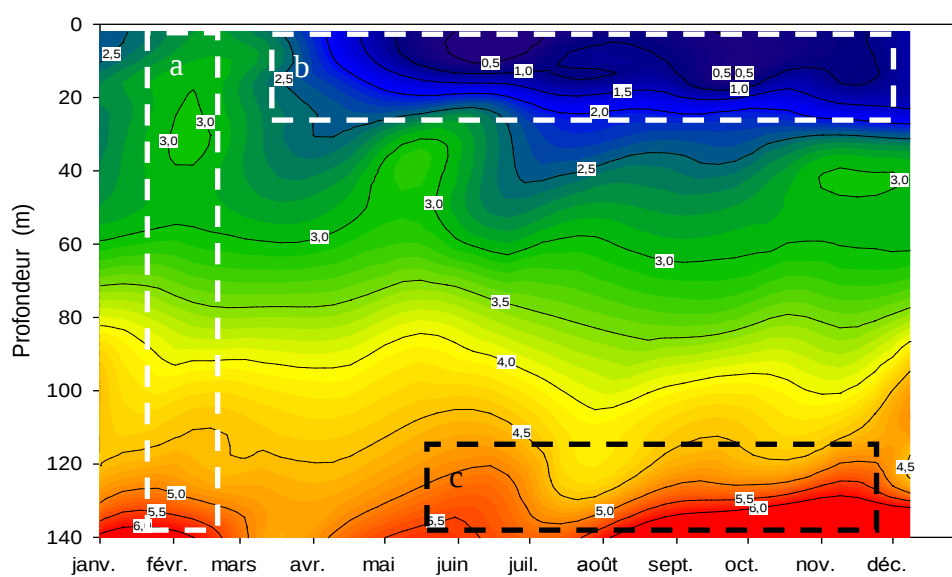


Figure 5 Evolution des concentrations en silice (mg.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2014

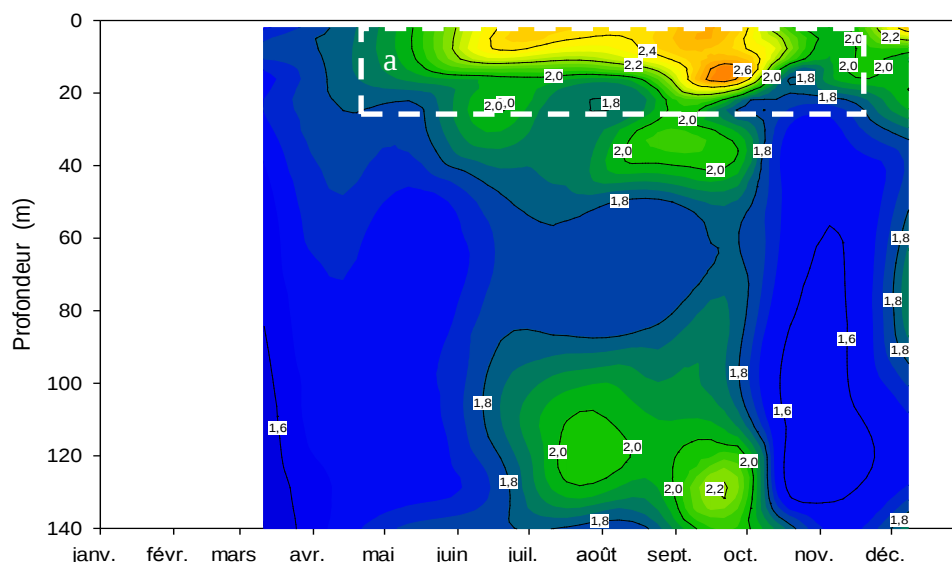


Figure 6 Evolution des concentrations en COT (mg.L⁻¹) du lac du Bourget – Point B, année 2014

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

Pendant l'hiver 2013-2014, les températures de l'air n'ont pas été pas suffisamment froides pour permettre un mélange total de la masse d'eau. En effet, au maximum de la période du mélange des eaux, la différence de température entre la surface et le fond (5,57 - 6,31 °C) a été suffisante pour empêcher les échanges verticaux (oxygène dissous et nutriments). Nous observons, de ce fait, une concentration en oxygène dissous au fond qui a atteint un maximum le 27 février avec 6,87 mgO₂.L⁻¹ soit moins de 55 % de la saturation. En 2014, la réoxygénation maximale à 140 m a été la moins efficace de ces six dernières années (6,87 mgO₂.L⁻¹ vs par exemple 10,22 et 10,34 mgO₂.L⁻¹ en 2012 et 2013, respectivement). Ces conditions ont été comparables à celles des années 2007 et 2008.

Tableau I Températures d'homogénéisation et températures maximales observées au point B de 2004 à 2014 inclus

Année	Date	Maximum mélange		maximum à 2 m	
		Température (°C) Surface - Fond	O ₂ dissous (mgO ₂ .L ⁻¹) Surface - Fond	Date	Température (°C)
2004	16/03/2004	5,94 - 5,72	10,12 - 9,64	11/08/2004	24,88
2005	24/02/2005	5,35	10,16 - 10,12	28/06/2005	24,97
2006	07/03/2006	4,99	10,67 - 10,50	26/07/2006	26,74
2007	27/03/2007	6,96 - 5,21	11,54 - 6,31	28/08/2007	22,78
2008	13/03/2008	6,21 - 5,66	10,51 - 6,69	04/08/2008	24,35
2009	16/02/2009	5,48 - 5,44	9,18 - 9,22	18/08/2009	24,22
2010	16/03/2010	5,39 - 5,29	10,15 - 9,74	13/07/2010	25,02
2011	08/03/2011	5,61 - 5,43	10,73 - 10,30	17/08/2011	23,09
2012	07/03/2012	5,53 - 4,99	10,40 - 9,75	21/08/2012	24,83
2013	06/03/2013	5,56 - 5,37	10,34 - 9,92	06/08/2013	26,13
2014	06/03/2014	5,57 - 6,31	11,37 - 6,26	11/08/2014	23,26

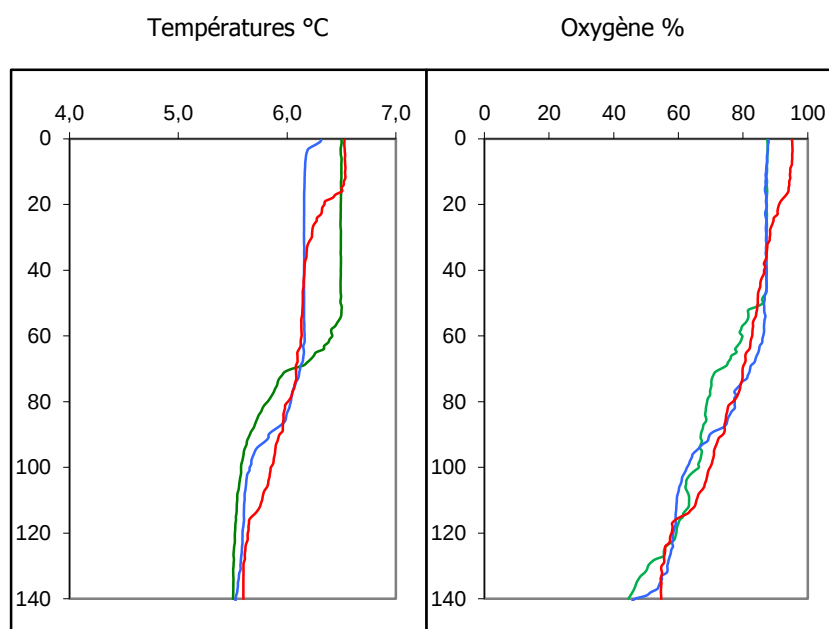


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène (% saturation) au point B au début de l'année 2014 (15/01—, 12/02—, 27/02—)

Au début du mois de 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 qui aura pour conséquence de bloquer progressivement les échanges verticaux. Par rapport à l'année 2013, l'activité photosynthétique a démarré un peu plus tôt cette année, probablement en partie, en raison des températures plus élevées et de l'excédent d'insolation, relevés au mois de mars. Nous observons, dès le mois de février des effets en surface sur la transparence (elle passe de 10,8 m le 12/02 à 6,7 m le 27/02), sur les concentrations en chlorophylle *a* (de 2,8 à 5,0 $\mu\text{gchl}a.L^{-1}$) et sur les concentrations en oxygène dissous.

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

- dans les couches superficielles (0 à 10 m), une sursaturation en oxygène dissous apparaît, conséquence d'une activité photosynthétique soutenue. Cette sursaturation, d'abord observée en surface s'enfonce progressivement avec l'épaississement de l'épilimnion et l'évolution des dynamiques des populations algales entre le printemps et l'été.
- autour d'une vingtaine de mètres de profondeur, à partir du mois de juillet, apparaît un minimum d'oxygène dissous qui va s'accroître progressivement pour atteindre une valeur minimale de 4,7 $\text{mgO}_2.L^{-1}$ (45% de la saturation) le 28 octobre et qui va se maintenir jusqu'en décembre.
- de 50 à 110 m, la distribution verticale de l'oxygène dissous est assez homogène (70% de la saturation).
- le bas de l'hypolimnion (>120 m) montre un déficit d'oxygène dissous : les concentrations sont d'autant plus faibles que l'on se rapproche du fond.

Le refroidissement automnal entraîne un enfoncement de la thermocline. Nous observons alors une homogénéisation progressive de l'épilimnion pour atteindre près de 27 mètres d'épaisseur au mois de décembre avec pour conséquence :

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

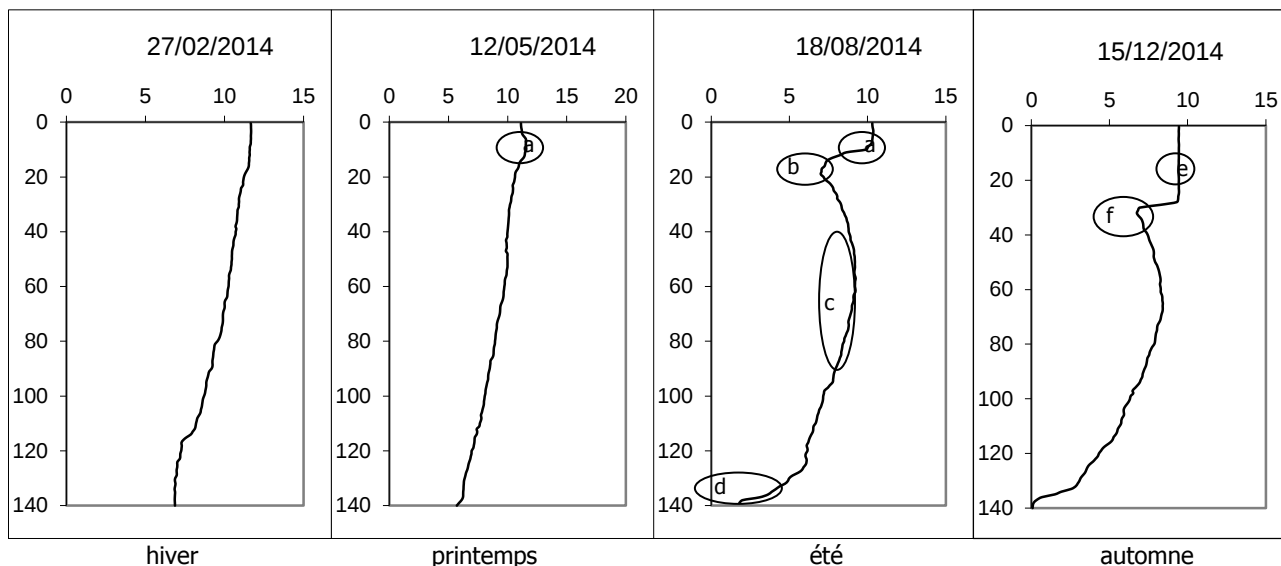


Figure 8 Distributions verticales des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) au point B en 2014

Au mois de décembre, l'épaisseur de l'épilimnion a été plus faible qu'en 2013 et avec des températures légèrement plus élevées (moyenne sur 0 - 27 m : 10,0 vs 7,35 °C), conséquence d'un automne doux et ensoleillé, nous retrouvons des valeurs comparables à celles de 2006. À 140 m, le déficit d'oxygène dissous est toujours présent.

Tableau II Comparaison des températures et de l'épaisseur de la couche supérieure et des concentrations en oxygène à 140 m au point B en décembre de 2005 à 2014

Date	Températures - épilimnion (°C)	Epaisseur - couche supérieure (m)	Concentration en O_2 dissous à 140 m ($\text{mgO}_2.\text{L}^{-1}$)
12/12/2005	7,53 - 7,46	29	0,49 (3,9 %)
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 %)

I.1.2. Evolution saisonnière

EN SURFACE

Température

A 2 m de profondeur, bien que les températures des mois de juillet et d'août aient été plus basses qu'en 2012 et 2013 (maximum : 23,25 vs. 24,83 et 26,13°C respectivement), sur l'ensemble de l'année les températures sont restées globalement supérieures ; les moyennes annuelles passant de 14,16 °C en 2013 à 14,97 °C en 2014 et les températures supérieures à 20 °C ont été mesurées du 10 juin au 22 septembre soit pendant 104 jours par rapport à 93 jours en 2012 et 89 jours en 2013. Comme à 2 m de profondeur, les températures au mois d'août à 10 m ont été moins élevées qu'en 2013. Même si la température moyenne annuelle à 2 m de profondeur n'a pas été la plus élevée de la chronique de valeurs (comme aurait pu le laisser supposer les températures de l'air), l'évolution interannuelle des températures moyennes révèle une tendance au réchauffement depuis 1984.

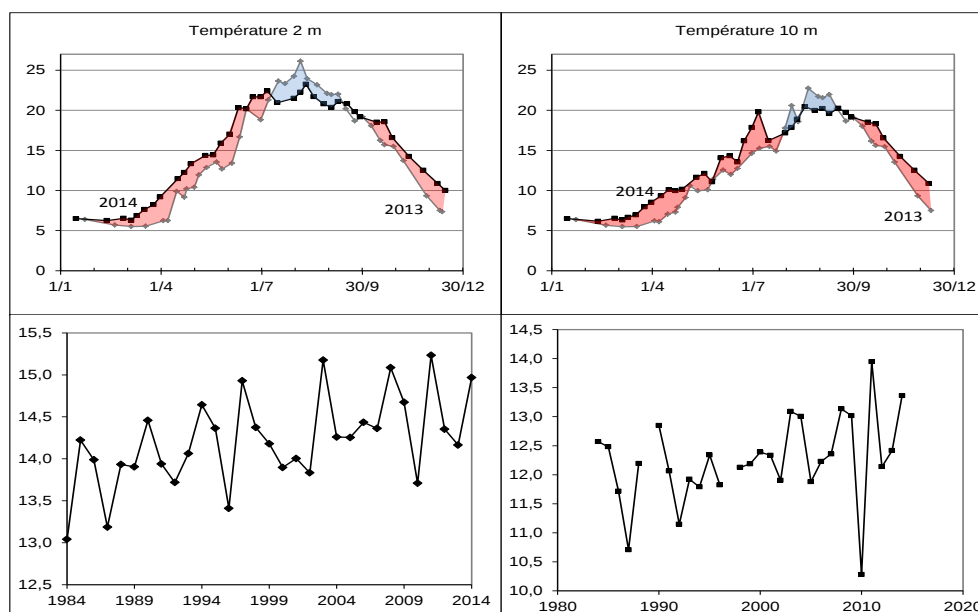


Figure 9 Evolution des températures à 2 et 10 m de profondeur au point B. Comparaison 2013 et 2014 et moyennes annuelles de 1984 à 2014

AU NIVEAU DU METALIMNION

Oxygène dans la zone trophogène

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.

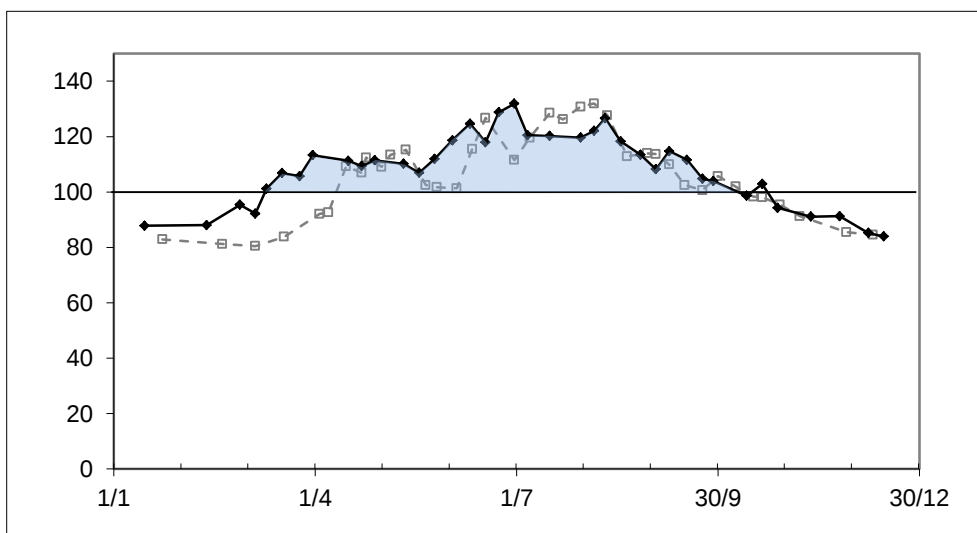


Figure 10 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (%) au niveau du métalimnion au point B en 2014 (—■), comparaison avec 2013 (- - - □)

La variation saisonnière en oxygène dissous montre deux périodes d'activité photosynthétique peu distinctes :

- La phase printanière qui présente un maximum le 1 avril avec $13,0 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ soit 113% de la saturation. Alors, la profondeur du pic de sursaturation en oxygène dissous se situe autour de 2 m.

En 2014, la période de production a débuté avec près d'un mois d'avance sur celle de l'année précédente en raison de la douceur de l'hiver et de l'excédent d'insolation au mois de mars et d'avril (+31% et +9%, respectivement, par rapport à la moyenne 1974-2000).

- La phase estivale qui s'étend de mai à septembre avec deux pics :
 - 1 juillet : $12,1 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ (132 % de la saturation)
 - 6 août : $11,2 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ (127 % de la saturation)

La profondeur du pic de sursaturation en oxygène dissous va s'enfoncer progressivement entre les mois de juin et juillet et se positionner autour de 7 m.

A partir du mois d'août, les concentrations en oxygène dissous diminuent plus ou moins régulièrement jusqu'à la fin de l'année.

Oxygène dans la partie basse du métalimnion

En raison des effets cumulés de la minéralisation de la matière organique et des difficultés d'échanges des éléments dissous dues à la stratification thermique, nous observons une sous saturation en oxygène dissous dans les couches plus profondes à partir du mois de juillet qui se prolonge jusqu'en décembre. La profondeur du maximum de la sous saturation se positionne autour de 19 mètres en moyenne jusqu'au mois d'octobre, puis, avec l'érosion de la thermocline (refroidissement de l'épilimnion), le minimum s'enfonce jusqu'à une profondeur de 32 m au mois de décembre.

En 2014, cette sous saturation commence au début du mois de juillet et passe par un minimum le 28 octobre avec une valeur de $4,7 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$.

En comparaison, le déficit en oxygène dissous est sensiblement plus important qu'en 2012 et 2013. En effet, le minimum en 2014 atteint 45% de la saturation contre respectivement 49 et 60% (5,6 et 7,0 mgO₂.L⁻¹) et le déficit en oxygène dissous est observé sur une durée de 180 jours (vs 146 et 150 jours). De plus, la période pendant laquelle la concentration est inférieure à 60% de la saturation en oxygène dissous est plus longue en 2014 que celles des deux années précédentes (122 jours vs respectivement 63 et 13 jours).

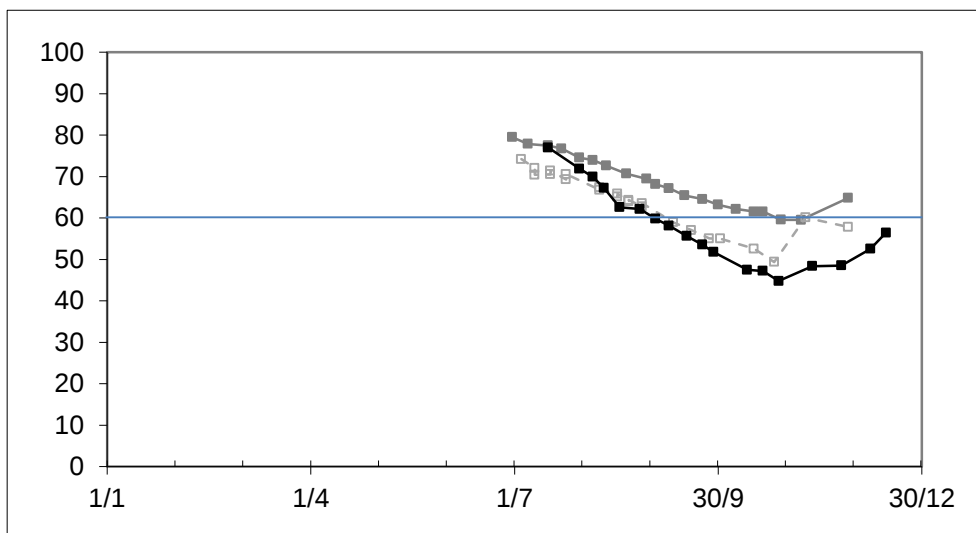


Figure 11 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) minimale entre 18 et 40 m au point B en 2014 (—■) et comparaison avec 2013 (—■) et 2012 (--□--).

EN PROFONDEUR

Température à 140 m

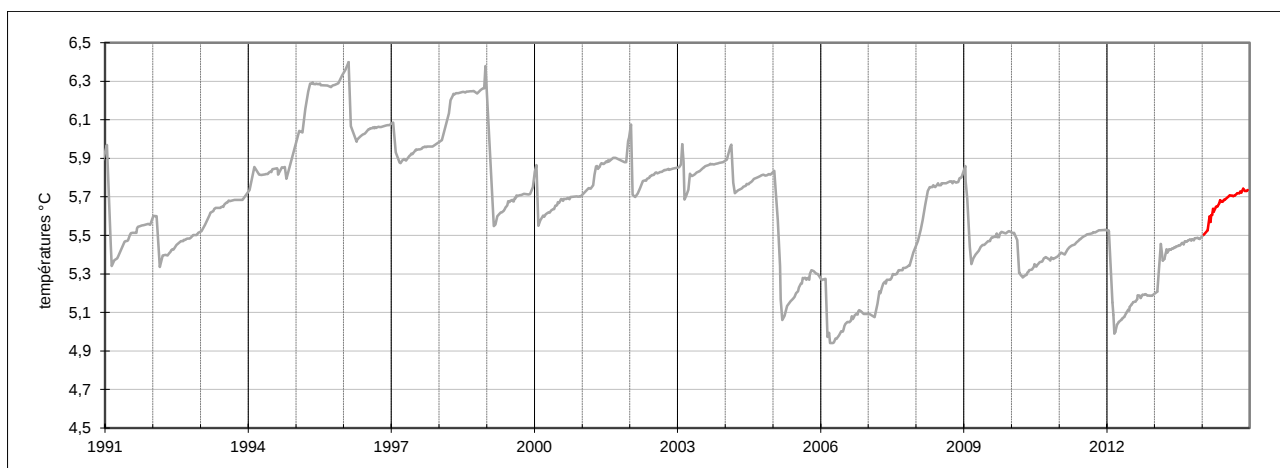


Figure 12 Températures à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2014

À la différence de l'hiver 2011-2012, où les conditions météorologiques de février avaient permis de rattraper les températures du début de l'année 2006 (4,99 vs 4,94 °C), les températures relevées pendant les hivers 2012-2013 et 2013-2014 n'ont pas entraîné un refroidissement de la couche profonde. En effet,

nous observons une augmentation plus ou moins régulière de la température à 140 m pendant les deux dernières années.

Oxygène à 130 mètres

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.

Si les réoxygénations des couches profondes (130 m) des trois années précédentes montrent des maxima entre 80 et 83% de la saturation (homogénéisation de toute la colonne d'eau en fin d'hiver), il n'en est pas de même en 2014 où nous observons un mélange partiel de la colonne d'eau. En effet, la concentration en oxygène dissous à 130 m s'élève au maximum à 6,9 mgO₂.L⁻¹ le 27 février correspondant à 55% de la saturation.

Après la mise en place de la stratification thermique qui apparaît très tôt cette année (début mars) et donc l'isolement de l'hypolimnion, les concentrations en oxygène dissous diminuent progressivement jusqu'à la fin de l'année pour atteindre 3,1 mgO₂.L⁻¹ en décembre par rapport à 5,22 et 4,95 mgO₂.L⁻¹ en 2012 et 2013. Cette consommation d'oxygène dissous est la conséquence de l'activité des microorganismes dans les processus de minéralisation de la matière organique.

Par rapport à 2012 et 2013, l'évolution des concentrations, tout au long de l'année, montre des valeurs sensiblement inférieures conséquence du brassage hivernal incomplet.

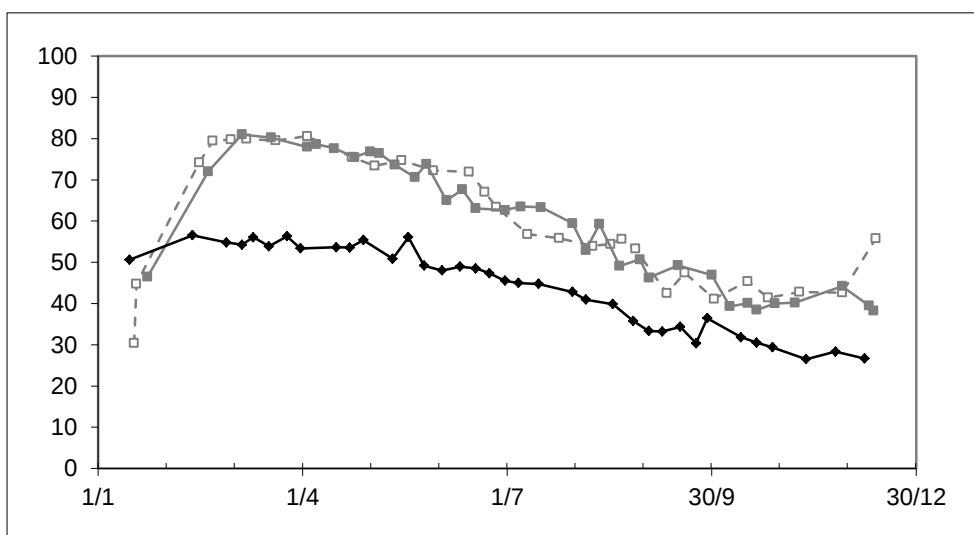


Figure 13 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (% de la saturation) à 130 m au point B en 2014 (—◆) et comparaison avec 2013 (—■) et 2012 (---□)

Oxygène à 140 mètres

La réoxygénation atteint le fond le 27 février avec 54% de la saturation et entre les mois de mars et de septembre la consommation en oxygène dissous est plus ou moins régulière. A partir du début du mois de septembre les conditions sont quasiment anoxiques, les concentrations se situent en dessous de 10% de la saturation. Par rapport à l'année précédente, les valeurs sont globalement inférieures tout au long de l'année, conséquence du brassage hivernal incomplet

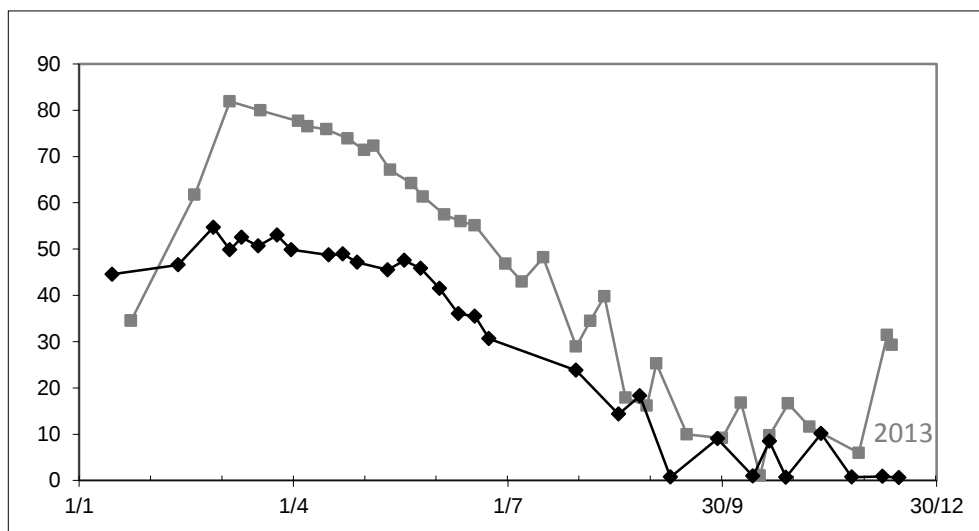


Figure 14 Variation saisonnière de la saturation en oxygène dissous (%) à 140 m au point B en 2013 (—■) et 2014 (—◆)

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

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

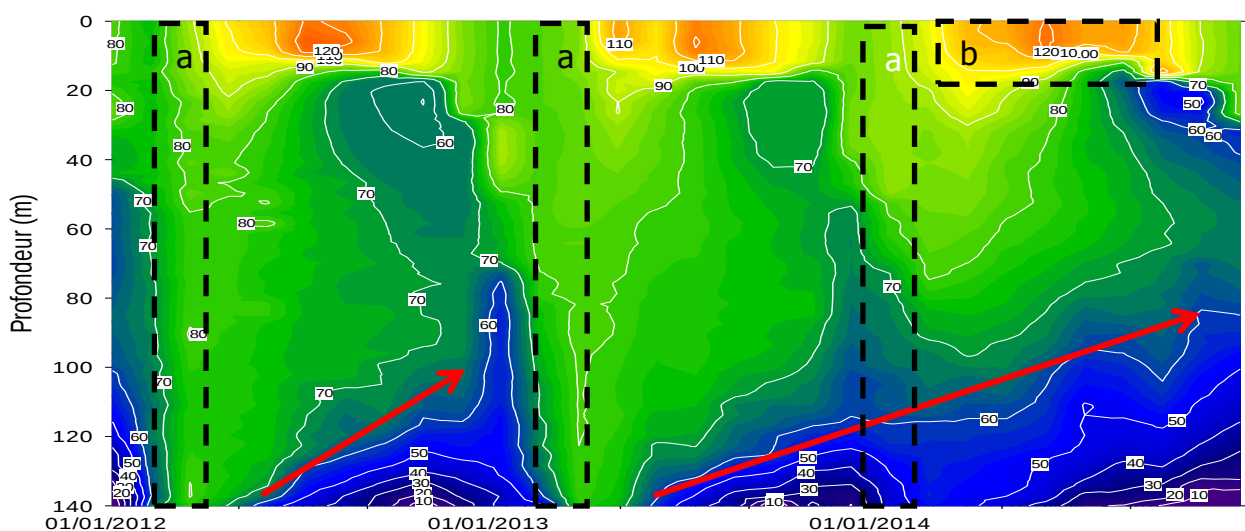


Figure 15 Evolution des concentrations en oxygène (% de la saturation) au point B de 2012 à 2014

La Figure 15 illustre en particulier :

- le brassage hivernal, complet en 2012 et 2013 et partiel en 2014 (a) ;
- la conséquence de l'activité photosynthétique sur l'augmentation de la concentration en oxygène dissous en surface (b) ;
- 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) (Tableau III).

Tableau III déficit en oxygène dans le métalimnion inférieur à 60% de la saturation

	Durée (jour)	Profondeur du minimum (m)	Saturation en O ₂ dissous (%)
2007	132	Entre 23 et 34 m	42
2008	171	Entre 17 et 47 m	22
2009	98	Entre 20 et 33 m	51
2010	57	Entre 15 et 35 m	50
2011	134	Entre 14 et 46 m	36
2012	63	Entre 17 et 35 m	49
2013	13	Entre 13 et 42 m	60
2014	122	Entre 16 et 42 m	45

I.2. Transparence

I.2.1 Variation saisonnière

La transparence est une indication de l'importance du nombre de particules dans les premiers mètres. 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 (Figure 16) montre plusieurs phases :

- En début d'année, avec une valeur moyenne entre janvier et février à 11 m, la transparence est inférieure à la moyenne de ces trente dernières années (12,1 m).
- Le minimum printanier est mesuré le 17 avril à 4,7 m, ce qui est supérieur à la moyenne des valeurs observées depuis 2000 (3,3 m). Ce minimum renseigne sur la biomasse phytoplanctonique principalement en diatomées.
- La période des eaux claires (conséquence du broutage des diatomées par le zooplancton) est peu marquée en 2014 le maximum est mesuré le 19 mai avec une valeur à 6,8 m (vs. 12,9 en 2013 ; 11,3 en 2012 ; 12 en 2010 et 15 m en 2009).
- Par la suite, la transparence diminue pour passer par un minimum à 2 m le 24 juin. En juillet et août, les valeurs remontent pour atteindre un maximum à 9,1 m le 27 août révélant une diminution de la biomasse qui est probablement une conséquence du déficit d'insolation relevé en juillet et août (-44 et -21%).
- Au mois de septembre, la transparence diminue et révèle une augmentation de la biomasse, en partie, liée à la présence d'un bloom à *Microcystis* en surface.
- A partir du mois d'octobre, la transparence augmente pour atteindre une valeur de plus de 16 m à la fin de l'année.

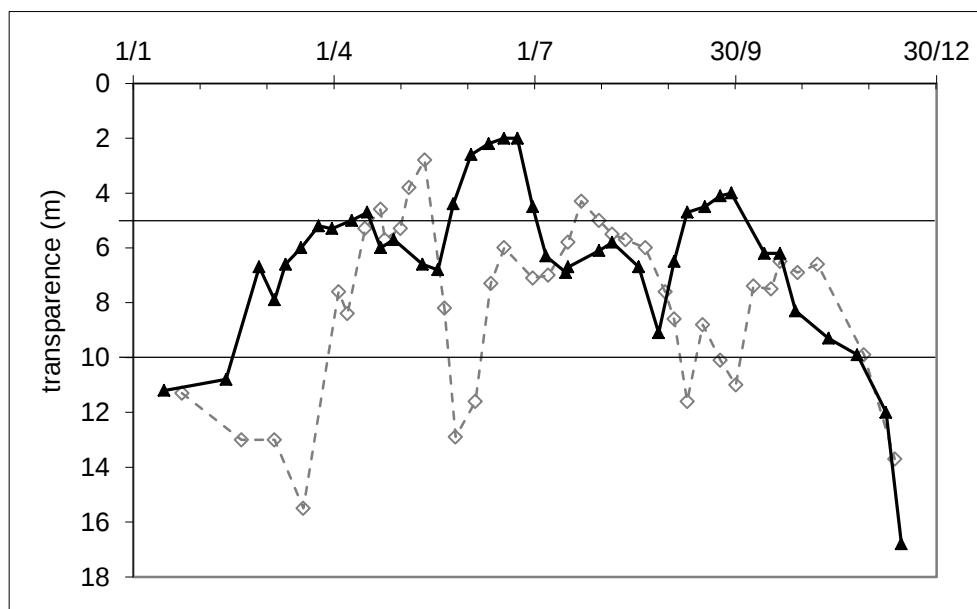


Figure 16 Variation saisonnière de la transparence (m) au disque de Secchi blanc en 2014 (—◆—) et 2013 (□◇) au point B

Par rapport à l'année précédente :

- Le démarrage de la production est plus précoce, dès le mois de février en 2014 profitant des températures et des insulations clémentes.
- Les variations saisonnières sont comparables mais certains événements présentent un décalage dans le temps d'environ un mois :
 - Production "printanière" : 4,7 m le 17 avril 2014 et 2,8 m le 13 mai 2013 ;
 - Production "estivale" : 2 m le 24 juin 2014 et 4,3 m le 23 juillet 2013 ;
 - Production "automnale" : 4 m le 29 septembre 2014 et 6,5 m le 20 octobre 2013.
- La transparence estivale minimale est plus faible : 2 m vs. 4,3 m

Depuis 2009, une comparaison a été faite entre mesures réalisées au disque blanc de 30 cm (utilisé depuis le début des chroniques) vs. un disque de 20 cm à quadrants noir et blanc (normé, comme préconisé par la DCE). D'une façon générale, par rapport au disque historique, les valeurs mesurées avec le disque à quadrants sont évidemment corrélées mais systématiquement inférieures quelles que soient les conditions. Les différences se situent dans le même ordre de grandeur que l'année dernière entre 2 et 20 % (soit entre 0 et 1,5 m) avec une moyenne sur l'année à 7%. Les écarts les plus importants sont relevés quand les conditions de mesures sont plus difficiles (notamment en présence de vagues). Ces différences ne remettent pas en cause l'utilisation de l'un des deux disques.

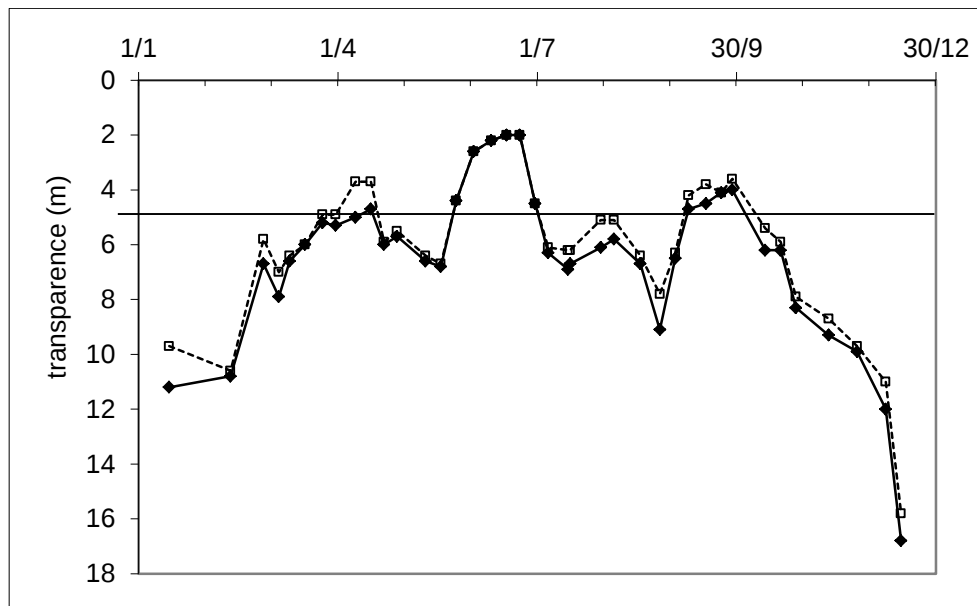


Figure 17 Variation saisonnière de la transparence (m) en 2014 au point B : comparaison disque de 30 cm (—◆—) et de 20 cm noir et blanc (- □ -)

I.3. Nutriments

I.3.1. Distributions verticales

Au maximum de la période de mélange hivernal entre le 12 février et le 11 mars, nous n'observons pas une redistribution homogène du stock de nutriments sur toute l'épaisseur de la colonne d'eau. Nous constatons la persistance d'un gradient entre les couches de surface et les couches profondes sauf pour le nitrate :

- Pour le nitrate : entre 0,54 et 0,56 mgN.L⁻¹ en 2014 *vs.* 0,59 à 0,62 mg N.L⁻¹ en 2012 et 0,64 et 0,69 mg N.L⁻¹ en 2013 ;
- Pour la silice réactive : entre 2,81 et 5,91 mgSiO₂.L⁻¹ en 2014 *vs.* 3,33 et 3,50 mg.L⁻¹ en 2012 et 3,36 et 3,55 mg SiO₂.L⁻¹ en 2013 ;
- Pour l'orthophosphate : entre 4 et 16 µgP.L⁻¹ en 2014 *vs.* 9 et 10 µgP.L⁻¹ en 2012 et 7 et 9 µgP.L⁻¹ en 2013 ;
- Pour le phosphore total : entre 10 et 17 µgP.L⁻¹ en 2014 *vs.* 12 et 14 µgP.L⁻¹ en 2012 et 10 et 13 µgP.L⁻¹ en 2013.

D'une manière générale, par rapport aux valeurs de l'année précédente nous notons des concentrations légèrement inférieures de 0 à 50 m et supérieures de 80 m au fond (Figure 18).

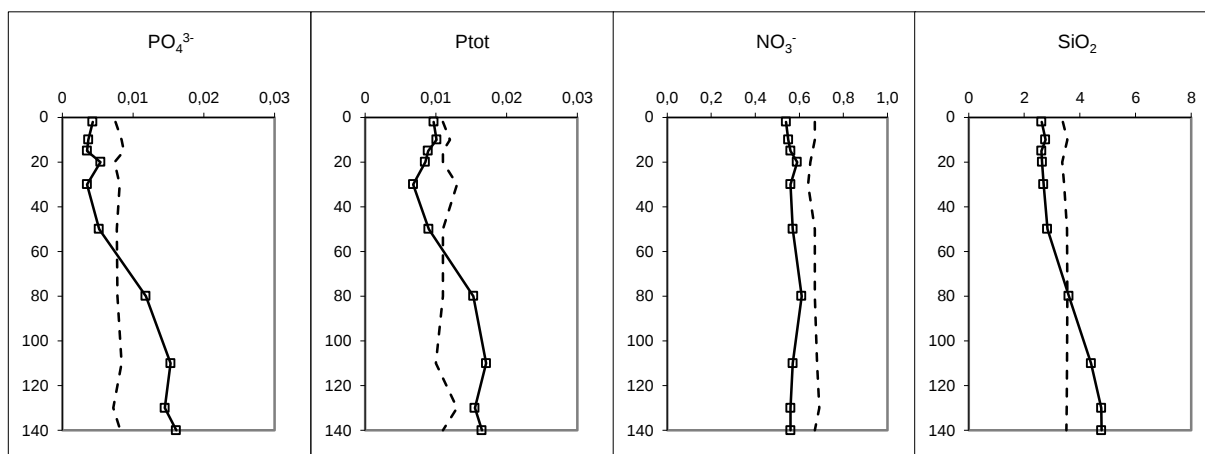


Figure 18 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B à l'issue de l'homogénéisation de la colonne d'eau au mois de mars en 2014 (PO_4^{3-} mgP.L^{-1} , P_{tot} mgP.L^{-1} , NO_3^- mgN.L^{-1} , SiO_2 mg.L^{-1})

Ensuite, la photosynthèse a lieu entraînant la consommation des nutriments dans les couches supérieures ; les concentrations sont alors minimales au printemps et en été :

- NO_3^- : 0,17 mgN.L^{-1} le 9 septembre ;
- PO_4^{3-} : entre 1 et 4 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ à partir du 12 mai ;
- SiO_2 : 0,40 $\text{mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ le 1 juillet.

La désoxygénation durable des eaux profondes, occasionnée par l'activité microbienne, entraîne un phénomène de relargage du phosphore et de la silice à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (les concentrations augmentent en s'approchant du fond). En automne, les concentrations sont alors maximales près du fond.

La réoxygénation en fin de période de mélange des eaux étant inférieure à celle observée en 2013 (54 vs. 81 %), la désoxygénation en automne est logiquement supérieure et donc le relargage plus important, au moins en ce qui concerne le phosphore ; les concentrations maximales se rapprochent de celles de 2011.

Tableau IV Concentrations maximales (relargages) à 140 m

	PO_4^{3-} $\mu\text{gP.L}^{-1}$	P_{tot} $\mu\text{gP.L}^{-1}$	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

Les profils de la Figure 19 permettent d'illustrer :

- d'une part, la consommation des nutriments de 0 à 50 m pour le phosphore et de 0 à 15 m pour le nitrate et la silice réactive ;
- et d'autre part, le relargage du phosphore et de la silice dans les couches profondes

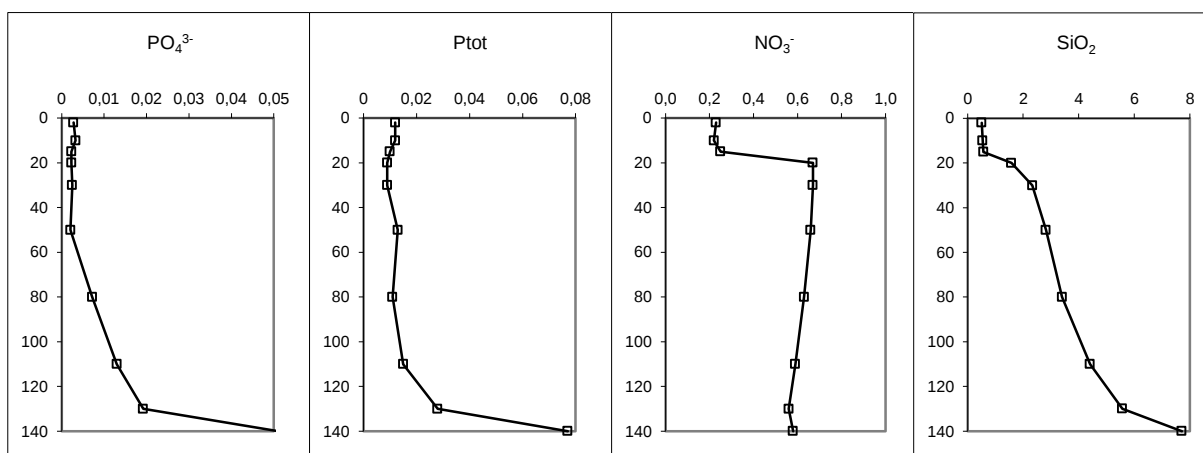


Figure 19 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B après l'activité phytoplanctonique estivale entre septembre et novembre 2014 (PO_4^{3-} mgP.L⁻¹, Ptot mgP.L⁻¹, NO_3^- mgN.L⁻¹, SiO_2 mgSiO₂.L⁻¹).

I.3.2. Variations saisonnières

Les concentrations mesurées tout au long de l'année permettent de suivre les évolutions saisonnières des différents nutriments à différentes profondeurs : l'Épilimnion (2 m), le Métalimnion (15 m), l' Hypolimnion (110, 130, 140 m).

Epilimnion

L'orthophosphate, le nitrate et la silice réactive sont les nutriments nécessaires pour le développement algal. Ils sont donc consommés dans l'épilimnion lors de l'activité photosynthétique.

Après la redistribution des nutriments dans la colonne d'eau, l'orthophosphate présente une concentration deux fois moins importante que l'année précédente (0,004 mgP.L⁻¹). Pour leur production, les algues consomment les nutriments ; les concentrations restent faibles toute l'année.

La silice réactive est aussi consommée : de 2,62 mgSiO₂.L⁻¹ le 11 mars, elle passe à 0,44 mgSiO₂.L⁻¹ le 18 juin marquant ainsi le développement des diatomées. Si en 2013, la consommation de la silice réactive n'est effective qu'à compter de mai, celle de 2014 démarre dès le mois de mars (température et ensoleillement particulièrement favorables en début d'année). Puis les concentrations se maintiennent autour d'une valeur moyenne de 0,55 mgSiO₂.L⁻¹ jusqu'au mois d'octobre. Par la suite, la consommation ralentit et les concentrations augmentent progressivement jusqu'à la fin de l'année pour atteindre 1,28 mgSiO₂.L⁻¹ en décembre.

Le nitrate est consommé à partir du début de l'année mais de façon plus progressive jusqu'au mois de septembre pour atteindre un minimum à 0,17 mgN.L⁻¹ le 9 septembre. Enfin, les concentrations augmentent à nouveau (0,44 mgN.L⁻¹) jusqu'en décembre.

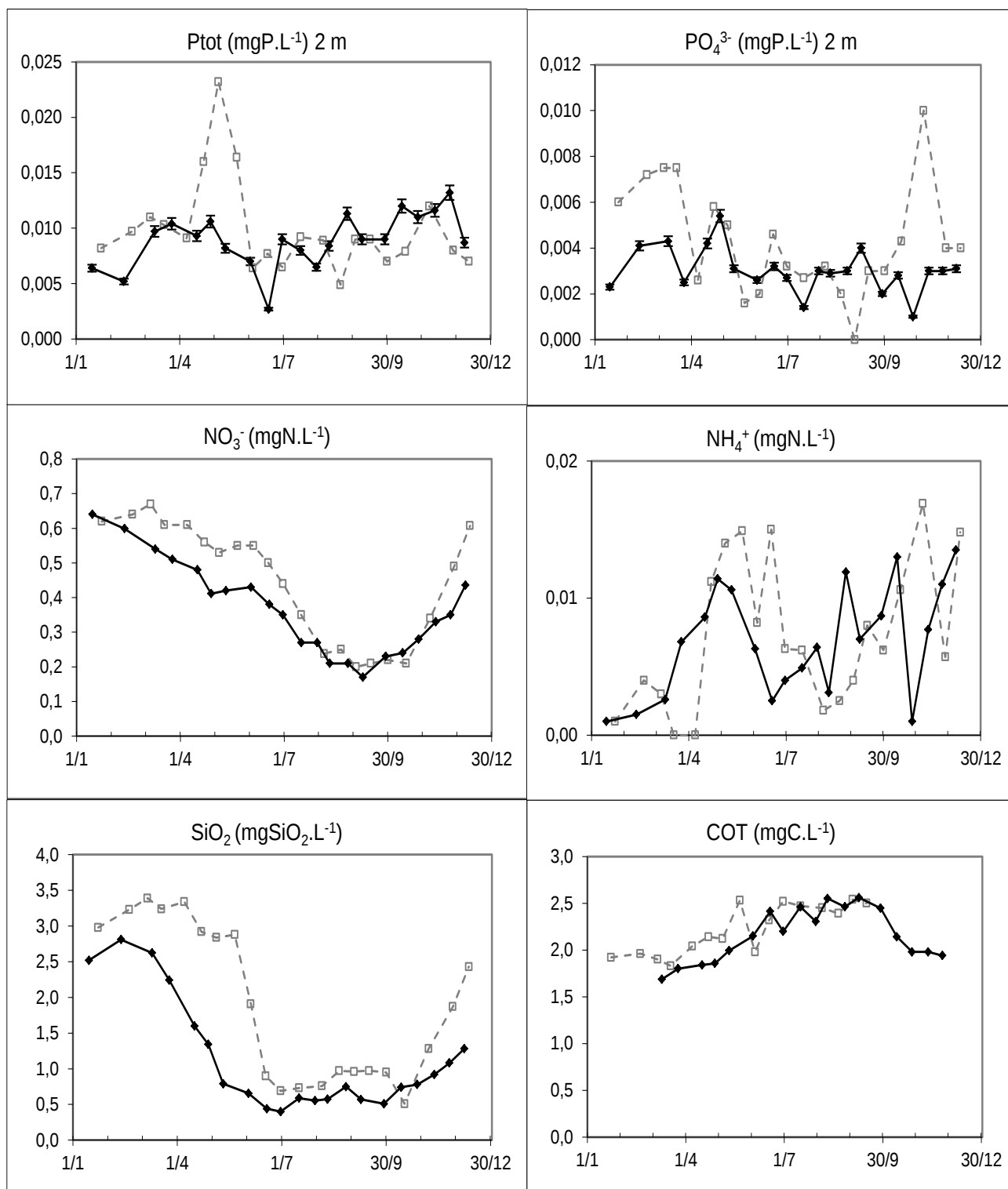


Figure 21 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L^{-1}) au point B à 2 m de profondeur ; comparaison des années 2014 (—■—) et 2013 (- - □ - -)

Métalimnion

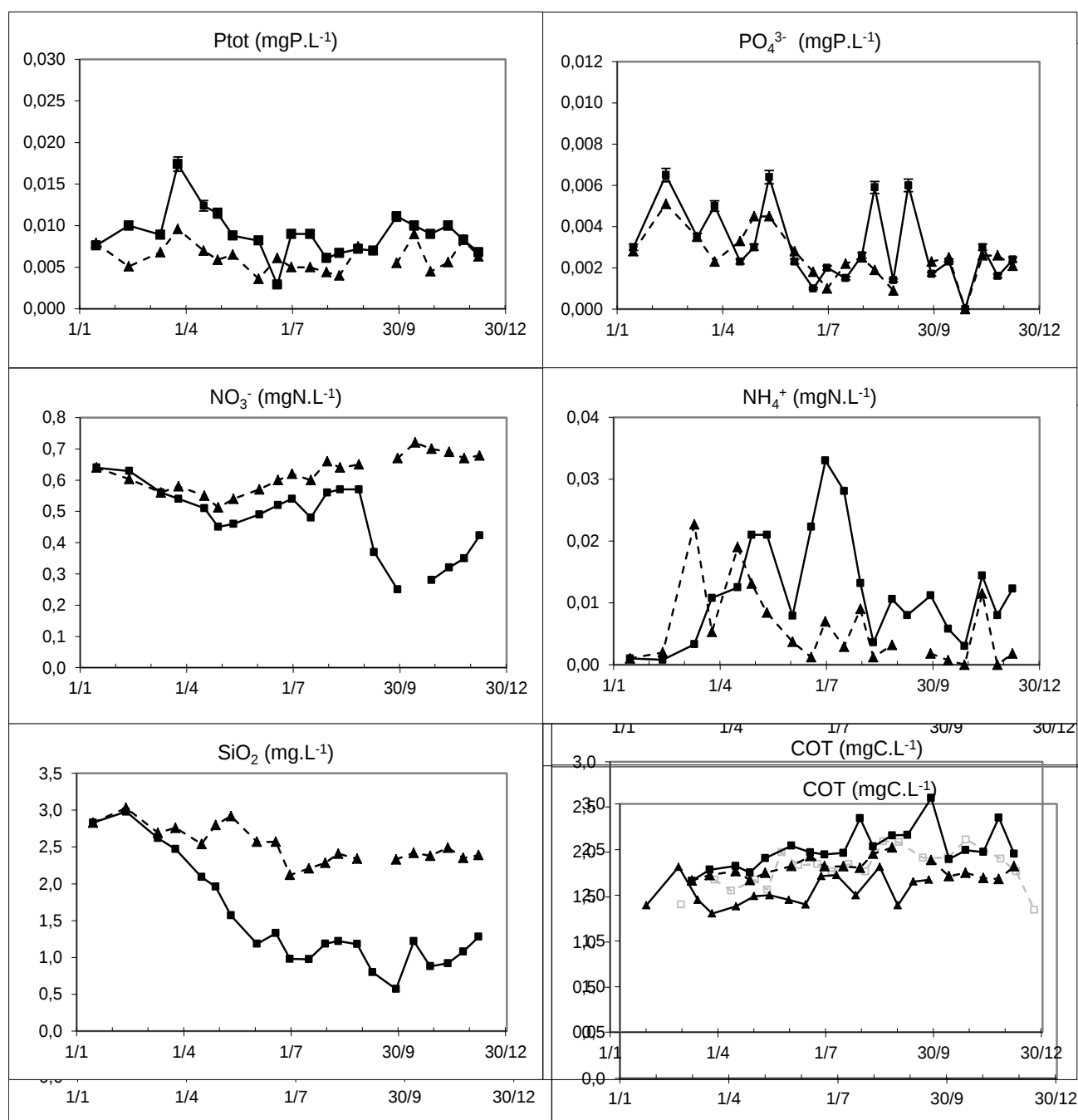


Figure 22 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲- -) en 2014

La Figure ci-dessus permet de remarquer que :

- la dynamique du phosphate est comparable à 15 et à 30 m ;
- le nitrate est consommé jusqu'à 15 m à partir du mois de septembre et l'orthophosphate est plus rapidement utilisé jusqu'à 30 m au printemps ;
- le pic d'ion ammonium est présent dans l'épilimnion à la période des eaux claires et témoigne de l'activité du zooplancton durant le broutage du phytoplancton ;
- la silice réactive est encore consommée à 15 m par les diatomées.

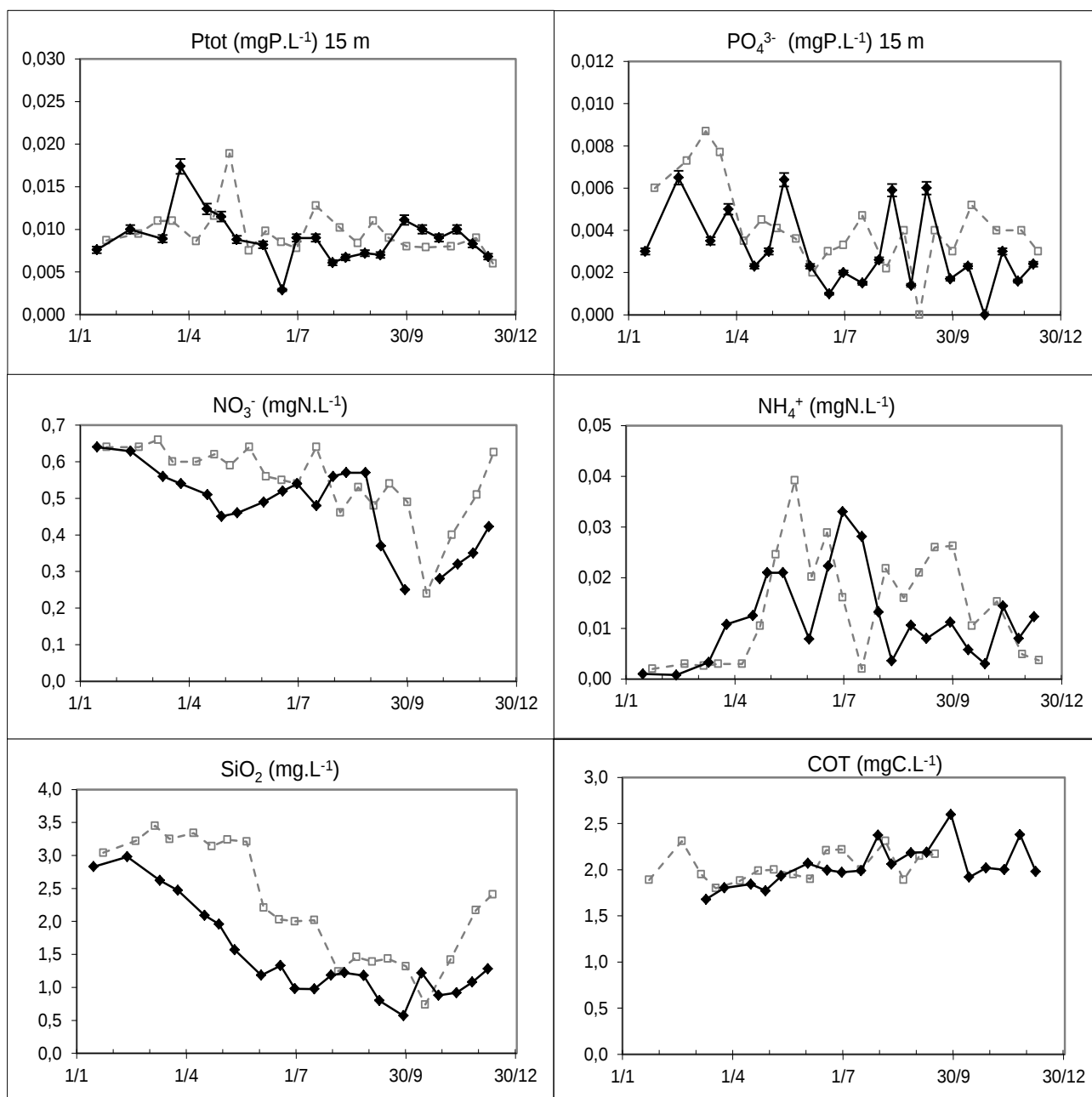


Figure 23 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) à 15 m au point B en 2013 (- □ -) et 2014 (—◆—)

A 15 m, l'évolution saisonnière de l'orthophosphate demeure sensiblement identique à celle de 2013. La consommation du nitrate en 2014 est légèrement supérieure au printemps par rapport à 2013. En 2014, les concentrations en silice réactive sont inférieures à celle de l'année 2013 dès le mois de mars. En 2014, de février à octobre, la teneur en silice réactive passe de 2,98 à 0,57 mgSiO₂.L⁻¹ avec une moyenne de 1,54 mgSiO₂.L⁻¹, tandis qu'en 2013, celle-ci diminue de 3,45 à 0,74 mgSiO₂.L⁻¹ sur la même période de l'année avec une moyenne de 2,22 mgSiO₂.L⁻¹.

Hypolimnion : 80, 110, 130, 140 m

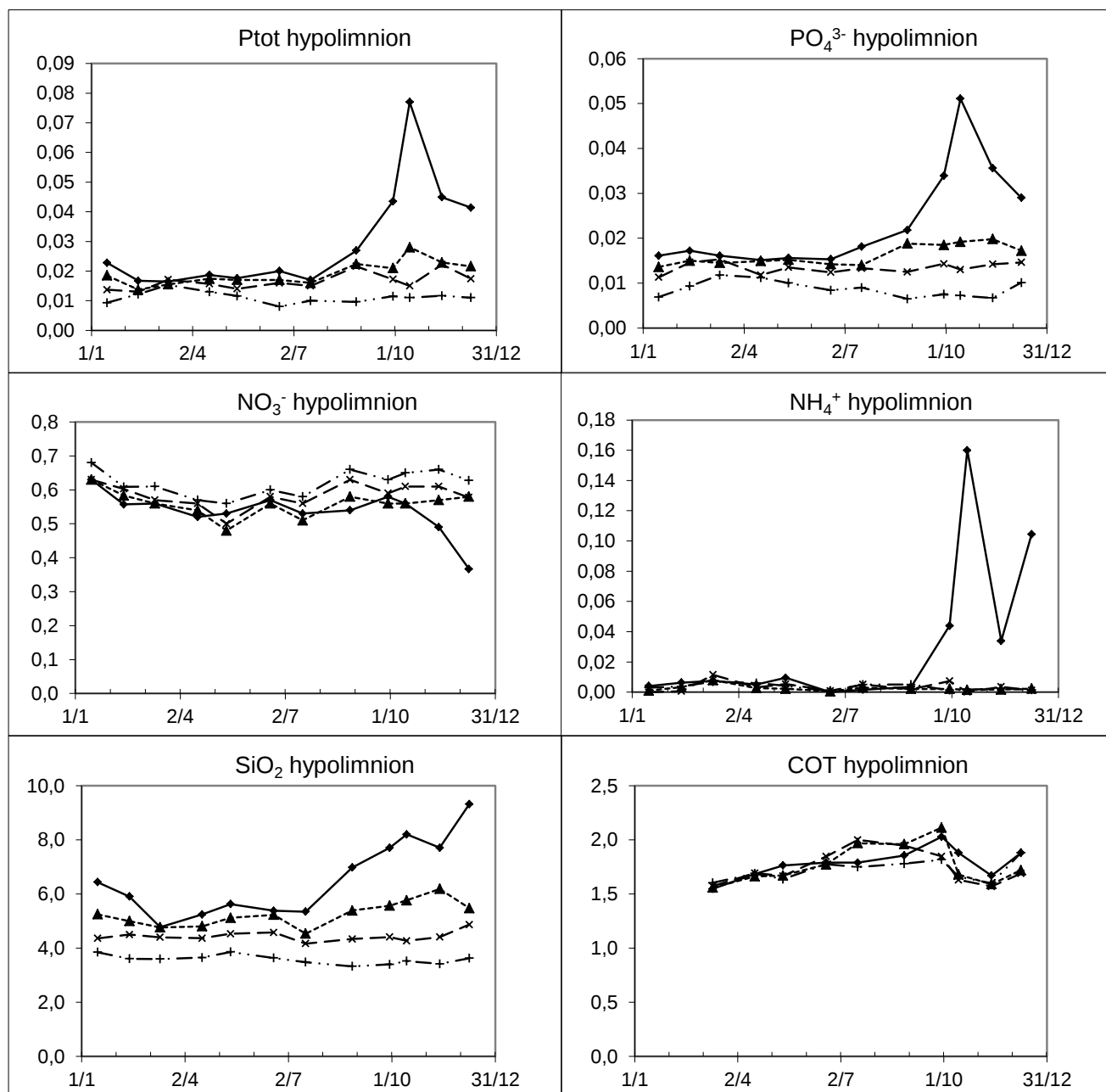


Figure 24 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2014

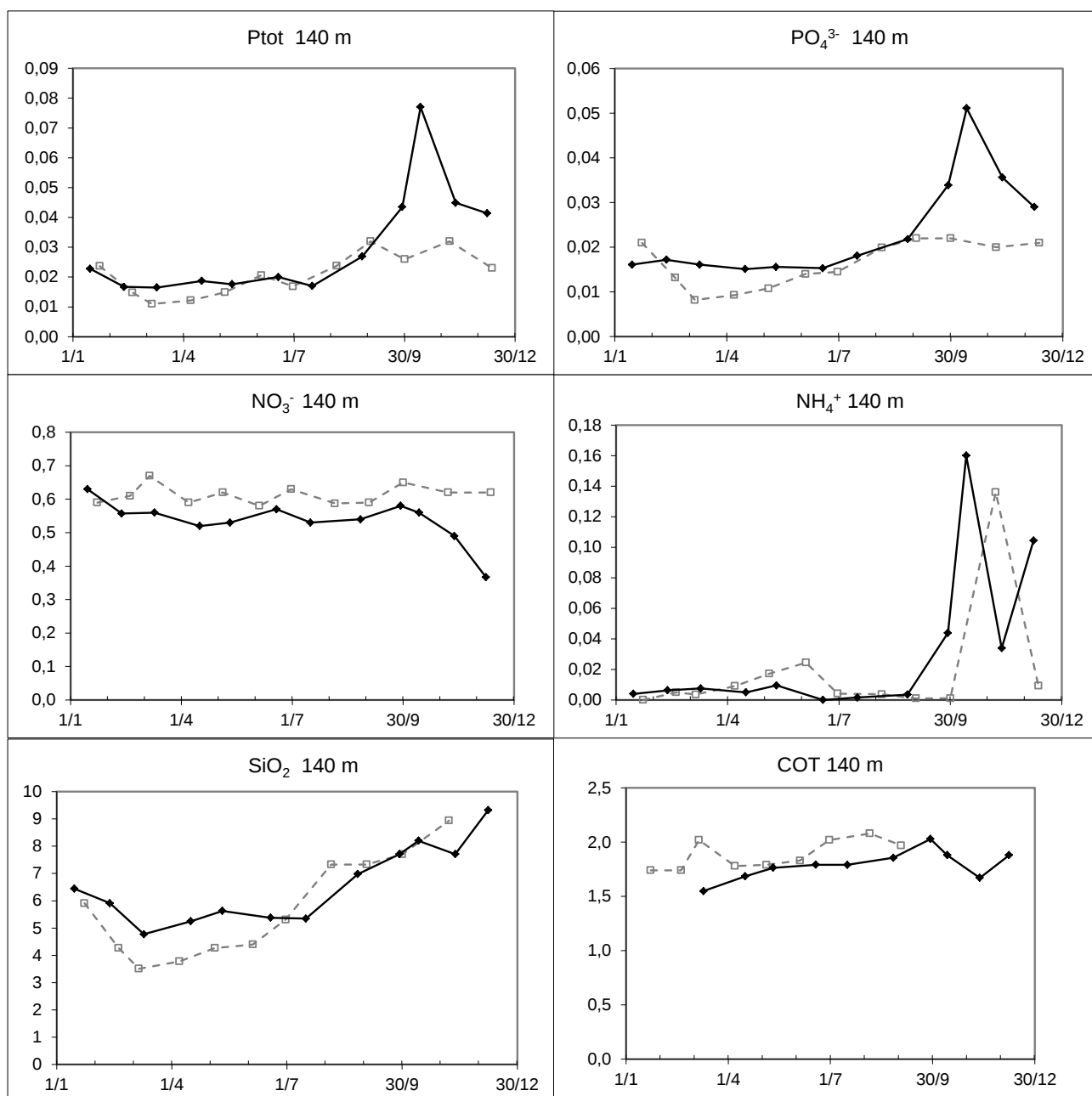


Figure 25 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO_4^{3-} , NO_3^- , NH_4^+ , COT et SiO_2) (mg.L⁻¹) au point B à 140 m en 2014 (—◆—) et 2013 (- -□ -)

A partir de juin, les couches profondes sont le siège d'une constante désoxygénation du fait de l'activité microbienne (Figure 25). Cette activité permet la minéralisation de la matière organique en éléments minéraux, mais consomme l'oxygène dissous principalement apporté par le brassage. Ainsi beaucoup d'éléments minéraux sont redistribués à partir du fond lors du brassage suivant, permettant la production primaire en surface au moment du réchauffement printanier.

Le graphique de l'évolution des concentrations en oxygène dissous dans l'hypolimnion permet d'apprécier le gradient de désoxygénation vers le fond. À 140 m, la saturation en oxygène dissous se situe autour de 10% du 9 septembre jusqu'à la fin de l'année.

Nous observons donc, de manière inverse, un gradient de concentration en silice et en orthophosphate de 80 m à 140 m dû à la minéralisation. A partir de mi-juillet, la désoxygénation est telle que le milieu est fortement réducteur, entraînant la diminution du degré d'oxydation des oxydes de fer et de manganèse. La réduction des oxydes métalliques entraîne le relargage de phosphate lié à ces oxydes et celui de la silice présente à l'interface eau-sédiments et dans les sédiments. À 140 m, les maxima sont atteints lors de la campagne du :

- 8 décembre avec $9,32 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ pour la silice ce qui est supérieur aux années précédentes ($8,85 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ en 2010 ; $9,04 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ en 2011 ; $7,35 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ en 2012 et $8,94 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ en 2013) ;
- 14 octobre avec $51 \text{ }\mu\text{gP}.\text{L}^{-1}$ pour l'orthophosphate ($38 \text{ }\mu\text{gP}.\text{L}^{-1}$ en 2010, $63 \text{ }\mu\text{gP}.\text{L}^{-1}$ en 2011, $28 \text{ }\mu\text{gP}.\text{L}^{-1}$ en 2012 et $22 \text{ }\mu\text{gP}.\text{L}^{-1}$ en 2013).

Ces conditions réductrices sont manifestes avec les concentrations en azote ammoniacal qui augmentent jusqu'à $0,160 \text{ mgN}.\text{L}^{-1}$ en octobre.

La dynamique du phosphore total au fond du lac est très proche de celle de l'orthophosphate avec un maximum observé de $77 \text{ }\mu\text{gP}.\text{L}^{-1}$ le 14 octobre ; la concentration maximale est plus forte qu'en 2013 ($32 \text{ }\mu\text{gP}.\text{L}^{-1}$).

En 2014, ces concentrations traduisent un relargage analogue à celui de 2011, conséquence directe d'un déficit en oxygène dissous identique dans les couches profondes. La durée de la période d'hypoxie (concentration $\approx 1 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$) à 140 m est, en effet, du même ordre de grandeur mais moins longue et moins intense que certaines années antérieures (Tableau IV).

Tableau V Anoxie à 140 m, date de début, de fin et durée et concentration maximale en P_{tot}

Année	Début	Fin	Durée (jours)	P _{tot} max ($\mu\text{gP}.\text{L}^{-1}$)
2004	27/08	7/12	102	220
2005	21/09	17/12	86	145
2006	26/08	16/01	142	132
2007	30/07	20/11	113	179
2008	23/07	23/12	152	347
2009	27/07	21/01	178	228
2010	11/09	04/11	54	50
2011	17/08	05/01	141	73
2012	26/08	08/11	73	30
2013	13/10	29/11	15	32
2014	3/09	29/12	123	77

II. Suivi à long terme

Pour rappel, les indices retenus pour suivre l'évolution trophique du lac du Bourget selon la méthode du suivi allégé (CEMAGREF 1981) sont les suivants :

- ➔ Teneur en nutriments au moment du brassage hivernal: l'azote nitrique en $\text{mgN}.\text{L}^{-1}$ et le phosphore total en $\text{mgP}.\text{L}^{-1}$
- ➔ Transparence moyenne estivale en mètres
- ➔ Concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* (en $\mu\text{g}.\text{L}^{-1}$)
- ➔ Sursaturation en oxygène à 2 mètres (en $\text{mg}.\text{L}^{-1}$)

- ➔ Sous saturation maximale en oxygène dans le métalimnion (en mg.L^{-1})
- ➔ Sous saturation en oxygène à 130 mètres (en mg.L^{-1})
- ➔ Le déficit à l'origine et le déficit maximal en oxygène hypolimnique (en mg.L^{-1})
- ➔ La consommation journalière et annuelle de l'oxygène hypolimnique respectivement en mg.L^{-1} et en $\text{mg.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$.

II.1. Oxygène

Les indices retenus sont les moyennes pondérées des sursaturations et des sous saturations aux différents niveaux. Les moyennes pondérées sont le résultat du quotient TA (avec A =différence entre les concentrations et la saturation en oxygène pondérée par le temps ; T =temps écoulé entre les deux points de croisement des courbes).

- Le déficit hypolimnique à l'origine mesure le défaut de réalimentation du lac en oxygène durant la période de mélange. Il est représenté par l'aire comprise entre la courbe des teneurs réelles et la courbe des teneurs théoriques de saturation divisée par l'épaisseur de l'hypolimnion (110 m) pendant la période de mélange, soit de janvier à mars suivant les années ;
- Le déficit hypolimnique maximal donne une idée de l'oxygénation de l'hypolimnion à l'époque la plus défavorable. Le calcul est identique au précédent mais il s'établit à la fin de la période de stratification thermique ;
- La consommation hypolimnique annuelle est la différence entre le déficit maximal et déficit à l'origine ;
- La consommation hypolimnique journalière consiste en la consommation annuelle divisée par le nombre de jours séparant deux campagnes de mesures.

A souligner, l'influence prépondérante qu'exercent les facteurs externes, notamment les aléas climatiques, sur le calcul des indices de sursaturation épi et métalimnique et des sous saturations à 130 mètres. Les indices supérieurs sont influencés par les conditions d'ensoleillement et de températures favorables rencontrées au printemps et en été qui agissent directement sur la production primaire. Les indices des niveaux profonds quant à eux, dépendent de la qualité du brassage hivernal.

II.1.1. Indice de sursaturation moyenne

La sursaturation dans la couche trophogène est liée à l'activité photosynthétique des organismes phytoplanctoniques. Le calcul d'une sursaturation moyenne permet de suivre l'intensité du phénomène au cours du temps, une augmentation de l'indice constituant le signe d'une tendance à l'eutrophisation.

Grâce aux conditions météorologiques, la production primaire démarre dès le début du mois de mars avec, pour conséquence, une augmentation des concentrations en oxygène dissous et l'apparition d'une sursaturation en surface le 11 mars.

La sursaturation maximale en oxygène dissous, qui apparaît en été dans l'épilimnion (entre 2 et 10 m) depuis 1998, laisse supposer une modification des distributions verticales des espèces de phytoplancton en lien avec l'amélioration de la transparence.

L'indice de sursaturation maximal reste assez comparable à celui mesuré à 2 m de profondeur. Après être passé par des valeurs s'élevant à 3 mgO₂.L⁻¹ en 2007 et 2008, l'indice de sursaturation poursuit la série des valeurs inférieures à 2 mgO₂.L⁻¹ observée depuis 2009 avec 1,6 mgO₂.L⁻¹ en 2014. Le sens général d'évolution de cet indice depuis 1981 n'est pas fondamentalement modifié et reste relativement stable autour d'une valeur moyenne de 2,3 mgO₂.L⁻¹.

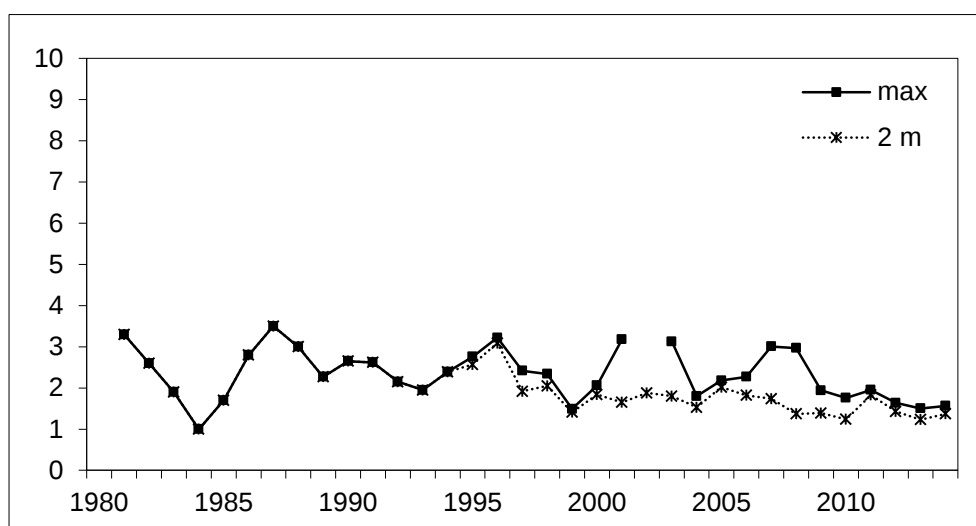


Figure 26 Evolution des indices moyens annuels de sursaturation en oxygène (mgO₂.L⁻¹) à 2 m et maximum de sur saturation au point B de 1981 à 2014

II.1.2. Indices de sous saturation moyenne

Métalimnion

En 2014, la sous saturation moyenne annuelle en oxygène dissous entre 16 et 32 mètres de profondeur est égale à 4,5 mgO₂.L⁻¹.

Après une valeur mesurée à 6,1 mgO₂.L⁻¹ en 2008, qui apparaissait parmi les plus élevées de la série de données, nous observons une sous saturation en 2014 qui reste proche de la moyenne de la chronique (4,6 mgO₂.L⁻¹). Par rapport aux années précédentes, la sous saturation en 2014 s'apparente à celle de 2009.

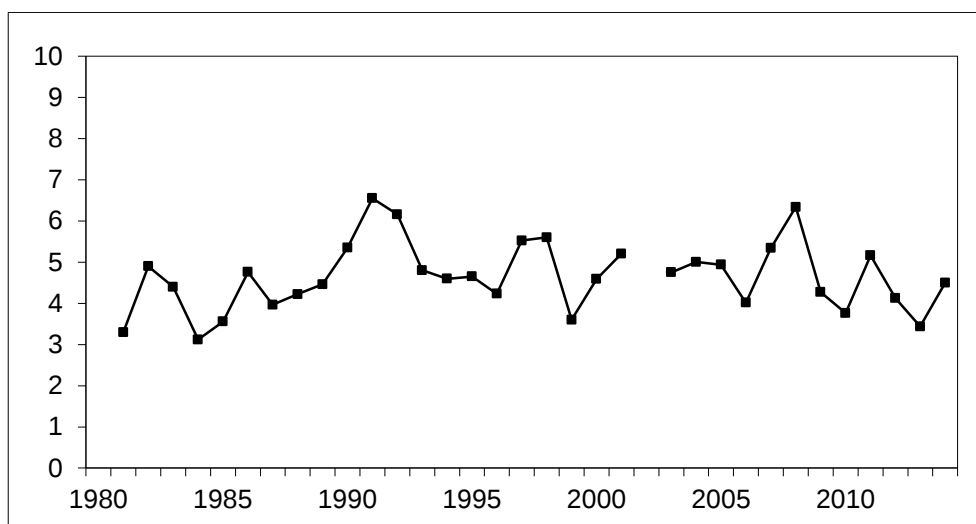


Figure 27 Evolution des indices moyens annuels de sous saturation en oxygène ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) entre 16 et 32 m de profondeur au point B de 1981 à 2014

Sous saturation moyenne à 130 mètres

De 1985 à 2014, le suivi de la concentration en oxygène dissous à 130 mètres permet de visualiser la variabilité des oxygénations hivernales dans la zone profonde et la relation entre leur intensité et les teneurs mesurées en fin de stratification thermique.

Après cinq années successives (2009 - 2013) qui montrent des réoxygénations hivernales complètes atteignant 70 à 80% de la saturation, nous observons en 2014 un brassage incomplet de la colonne d'eau atteignant uniquement 50 % de la saturation à la fin de la période de circulation des eaux. Dans la chronique des valeurs depuis 1985, 2014 est proche des années les moins réoxygénées, se rapprochant des années 2007 et 2008. En conséquence, la concentration minimale en fin d'année, égale à $3,1 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ soit 25% de la saturation, est naturellement plus faible que celles de 2012 et 2013 ($5,2 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ - 41% et $4,8 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ - 38%, respectivement).

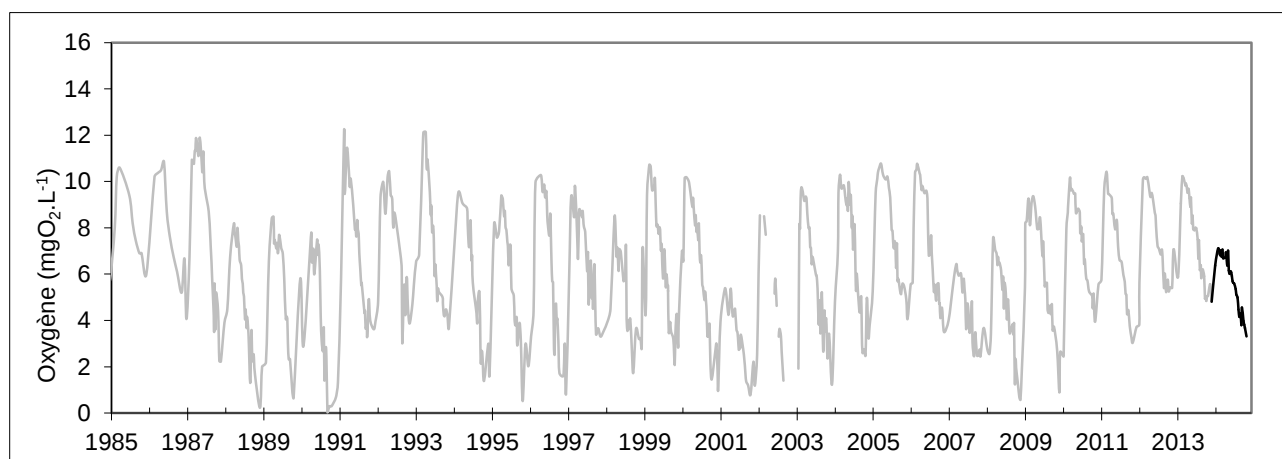


Figure 28 Evolution des teneurs en oxygène en $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ à 130 mètres de profondeur au point B de 1985 à 2014

Les niveaux de sous saturation à 130 m dépendent de l'intensité de la minéralisation donc des quantités de matière organique à dégrader et de l'intensité de la réoxygénation hivernale du précédent

brassage. Une augmentation régulière de l'indice constitue un signe de dégradation aggravant le relargage du phosphore contenu dans les sédiments.

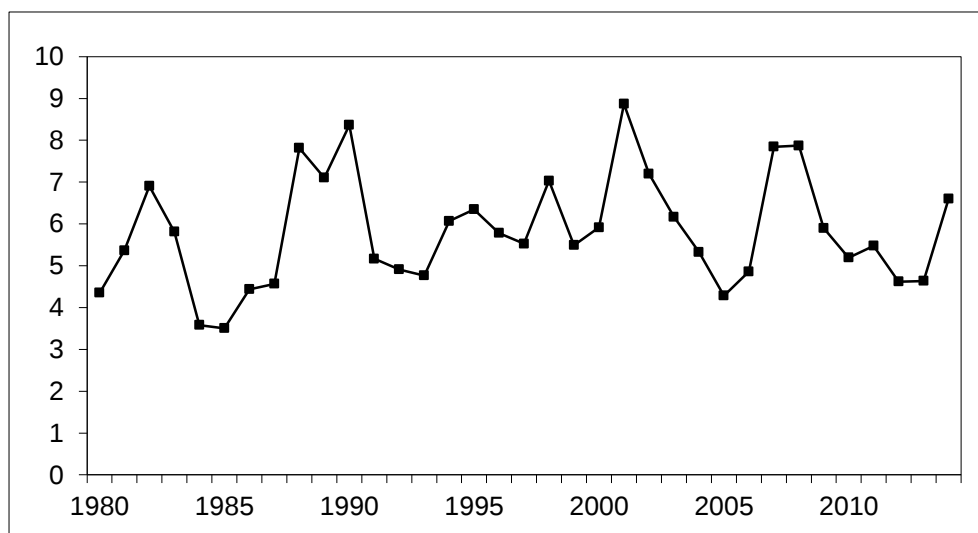


Figure 29 Evolution de l'indice de sous saturation moyen annuel en oxygène (mg.L⁻¹) à 130 mètres au point B de 1981 à 2014

L'indice de sous saturation à 130 m de l'année 2014, qui est égal à 6,6 mgO₂.L⁻¹, retrouve des valeurs comparables à 2002, 2003 et reste cohérent avec le sens d'évolution déjà constaté dans les années précédentes. Il faut noter que l'évolution de cet indice paraît également et logiquement gouvernée par l'intensité du mélange hivernal. On remarque dans cette chronique, que les niveaux de sous saturation les plus élevés correspondent aux années caractérisées par une mauvaise réoxygénation de la zone profonde (1990, 2001...). Il y a, en effet, une relation inverse entre la valeur de la sous saturation et le maximum d'oxygénation atteint à la fin de la période de mélange hivernale.

Globalement, nous constatons de fortes variations interannuelles (de 3,5 à 8,9 mgO₂.L⁻¹) qui fluctuent autour d'une valeur moyenne à 5,8 mgO₂.L⁻¹.

II.1.3. Déficits et consommations hypolimniques

Dans le cadre du suivi, on considère que les consommations en oxygène sont d'autant plus élevées que la minéralisation est importante. Ces indices permettent, en partie, de s'affranchir de la qualité de la réoxygénation hivernale qui influence la valeur de la sous saturation moyenne en oxygène à 130 mètres.

Tableau VI Oxygène hypolimnique au point B de 2007 à 2014 – déficits et consommations

		Moy 2003 - 2014	2014	2013	2012	2011	2010	2009	2008
Déficit à l'origine	mgO ₂ .L ⁻¹	2,3	3,0	2,0	2,1	1,7	2,2	2,8	3,4
Déficit maximum	mgO ₂ .L ⁻¹	5,4	5,7	4,6	4,8	5,3	4,8	5,7	6,9
Consommation hypolimnique annuelle	mgO ₂ .L ⁻¹	3,2	2,8	2,6	2,7	3,6	2,7	3,0	3,5
Consommation hypolimnique journalière	mgO ₂ .m ⁻³ .j ⁻¹	12,8	9,8	9,9	12,4	14,1	11,2	11,0	14,4

Les déficits en oxygène dissous calculés en début et en fin de stratification thermique sont légèrement supérieurs à ceux de 2013 en relation avec la réoxygénation hivernale incomplète.

Mais, les consommations hypolimniques annuelles et journalières restent proches des moyennes mesurées en 2013 et s'élèvent respectivement à $2,8 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ et $9,8 \text{ mgO}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{j}^{-1}$.

Les distributions des consommations en oxygène dissous annuelles et journalières depuis 1984 ne permettent pas de dégager de tendance nette mais marquent une très légère diminution depuis l'année 2000. Ces indices demeurent à des niveaux qui peuvent être considérés comme modérés

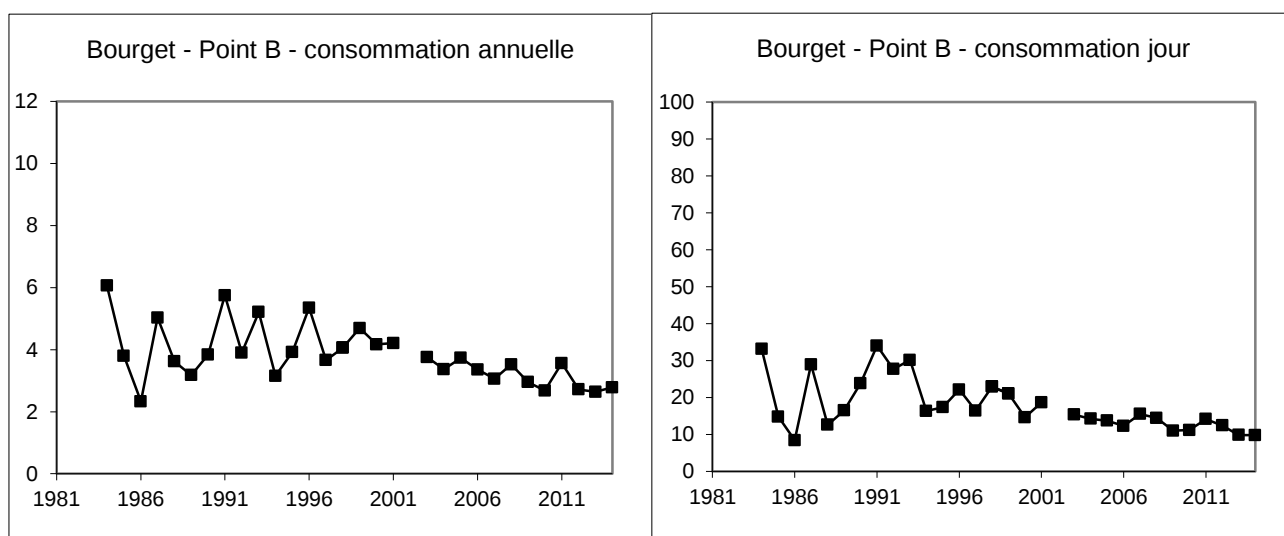


Figure 30 Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation annuelle et journalière au point B de 1984 à 2014 ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) et ($\text{mgO}_2\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{j}^{-1}$)

II.2. Transparence

La valeur annuelle retenue est la moyenne des mesures pondérées par l'écart entre les campagnes. Dans le calcul de la moyenne (CEMAGREF, 1983) nous ne prenons en compte que les valeurs situées à l'intérieur de la période où la transparence passe sous la valeur de 5 m pour la première fois de l'année et où elle remonte au-dessus de 5 m pour la dernière fois. Nous nous affranchissons ainsi de la période hivernale.

La transparence estivale pour l'année 2014, égale à 5,3 mètres, retrouve une valeur proche de 2003 et 2005. Malgré tout, cette dernière s'inscrit 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 6,0-7,0 m) qui peut être considérée comme une amélioration.

La Figure 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. Depuis 2001, la transparence estivale se situe dans la classe d'état "très bon" (bleu), même si la valeur 2014 se rapproche de la classe "bon".

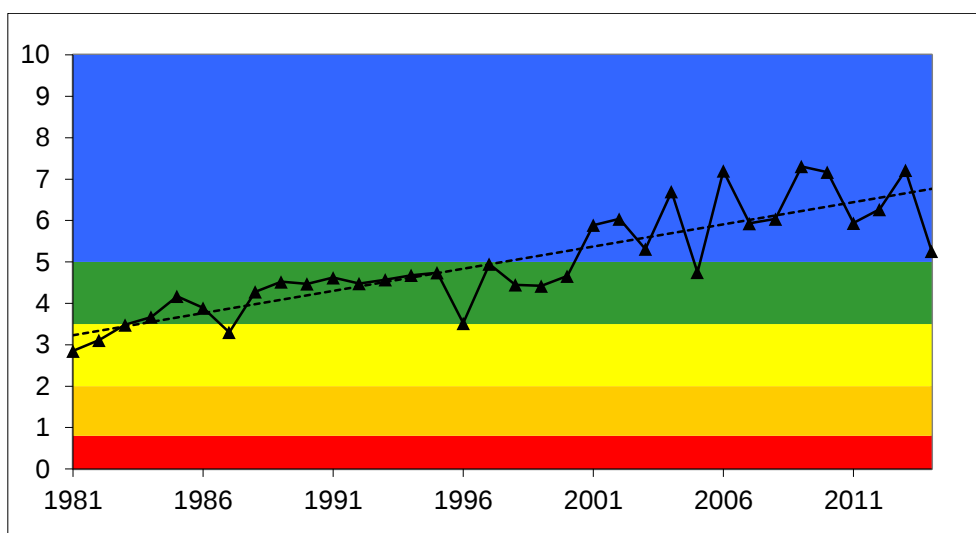


Figure 31 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2014 ; comparaison avec les classes de qualité.

II.3. Teneurs en nutriments

Ces indices calculés au moment du brassage hivernal représentent les réserves maximales du lac en nutriments lorsque la consommation est minimale, la distribution des nutriments quasi-homogène et l'homothermie totale. 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 statu trophique à l'écosystème.

Comme indiqué plus haut, la phase de circulation des eaux pendant la période hivernale a été suffisante pour permettre une homogénéisation totale de la masse d'eau en février et mars. Pour le calcul des moyennes hivernales, nous avons estimé la quantité de nutriments par tranches d'eau en faisant l'hypothèse que le lac est horizontalement homogène avant le début de la stratification thermique. Globalement, les résultats montrent que les concentrations hivernales sont sensiblement identiques aux valeurs des années antérieures pour la plupart des nutriments et légèrement inférieures pour le nitrate.

Tableau VII Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2007 et 2014

	unité	2014	2013	2012	2011	2010	2009	2008	2007
NO₃⁻	mgN.L ⁻¹	0,61	0,64	0,62	0,48	0,56	0,53	0,59	0,63
NH₄⁺	mgN.L ⁻¹	0,003	0,002	0,002	0,003	0,001	/	/	0,003
PO₄³⁻	mgP.L ⁻¹	0,008	0,008	0,010	0,010	0,014	0,013	0,013	0,014
Ptot	mgP.L ⁻¹	0,011	0,011	0,014	0,016	0,017	0,020	0,020	0,022
SiO₂	mgSiO ₂ .L ⁻¹	3,43	3,42	3,30	3,12	3,07	3,17	3,10	2,88
COT	mgC.L ⁻¹	1,64	1,96	1,85	1,93	1,90	2,11	2,11	1,99

II.3.1. Nitrate et azote minéral

La moyenne hivernale calculée pour 2014, égale à 0,61 mgN.L⁻¹, montre une valeur comparable à celles des deux années précédentes.

Depuis 2009, la concentration hivernale en azote nitrique montre des valeurs du même ordre de grandeur que la moyenne de ces dix dernières années (0,60 mgN.L⁻¹). Les concentrations de 2012 à 2014

(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 ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) est relativement stable autour d'une valeur moyenne de $0,58 \text{ mgN.L}^{-1}$ et se situent, comme le montre la figure 44, dans la classe de qualité "moyen".

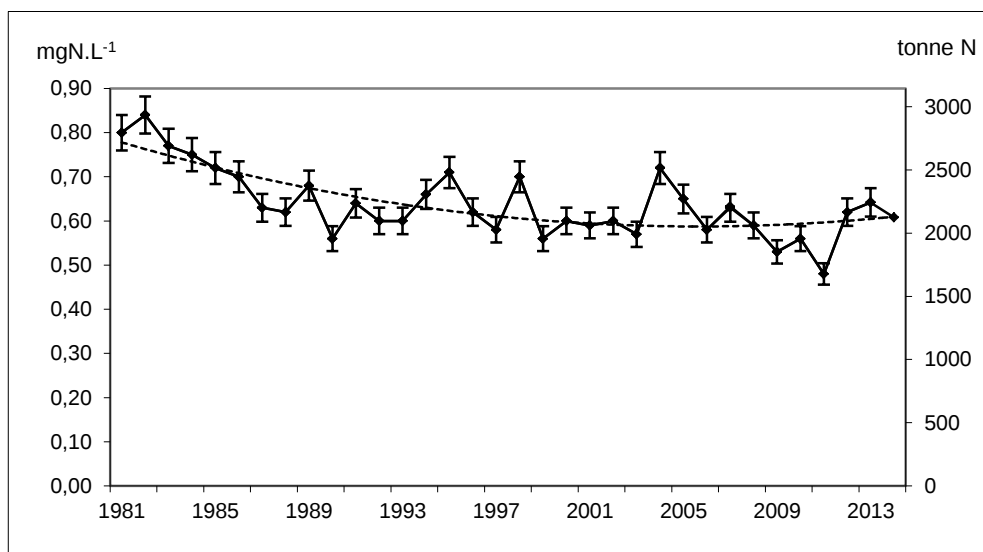


Figure 33 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L^{-1}) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2014

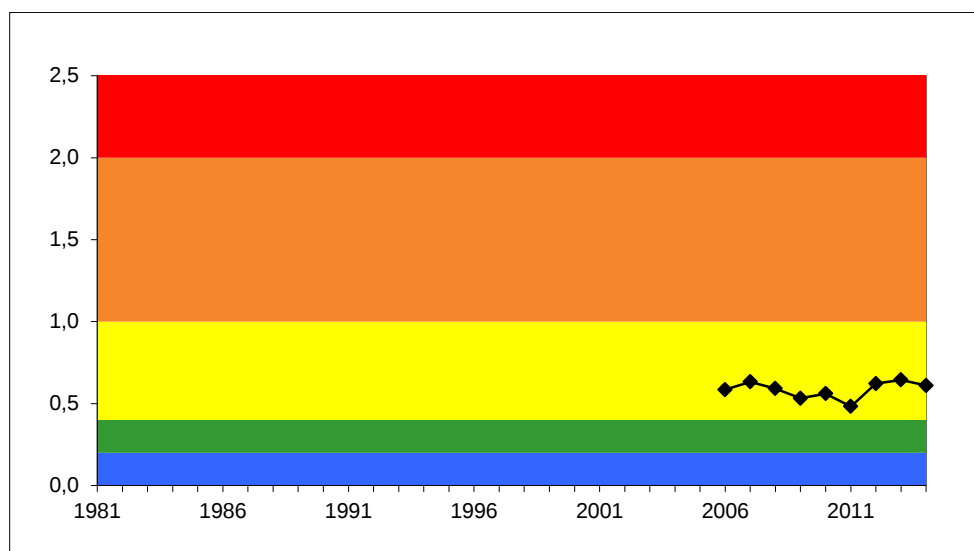


Figure 34 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L^{-1}) en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) au point B de 2006 à 2014 ; comparaison avec les classes de qualité

II.3.2. Phosphore total et orthophosphates

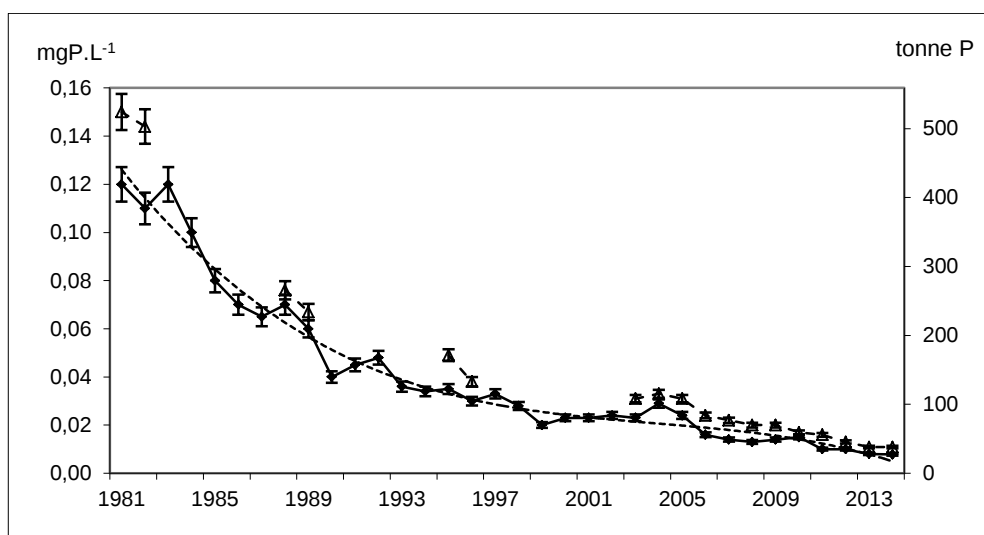


Figure 35 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP.L⁻¹) des orthophosphates —◆— et du phosphore total —△— ; correspondance avec les stocks hivernaux (tonne P) au point B de 1981 à 2014

Avec 8 µgP.L⁻¹ en orthophosphate et 11 µgP.L⁻¹ en phosphore total, les concentrations hivernales 2014 sont les mêmes qu'en 2013. Ces valeurs confirment la baisse du stock de phosphore. Après une phase de diminution des concentrations moyennes hivernales de 1981 à 1992 (de 120 à 45 µgP.L⁻¹), les valeurs passent sous les 40 µgP.L⁻¹ de 1993 à 1997, puis sous les 30 µgP.L⁻¹ de 1998 à 2005 et enfin sous les 20 µgP.L⁻¹ après 2006. Depuis 2011, les concentrations en orthophosphate sont passées à 10 µgP.L⁻¹.

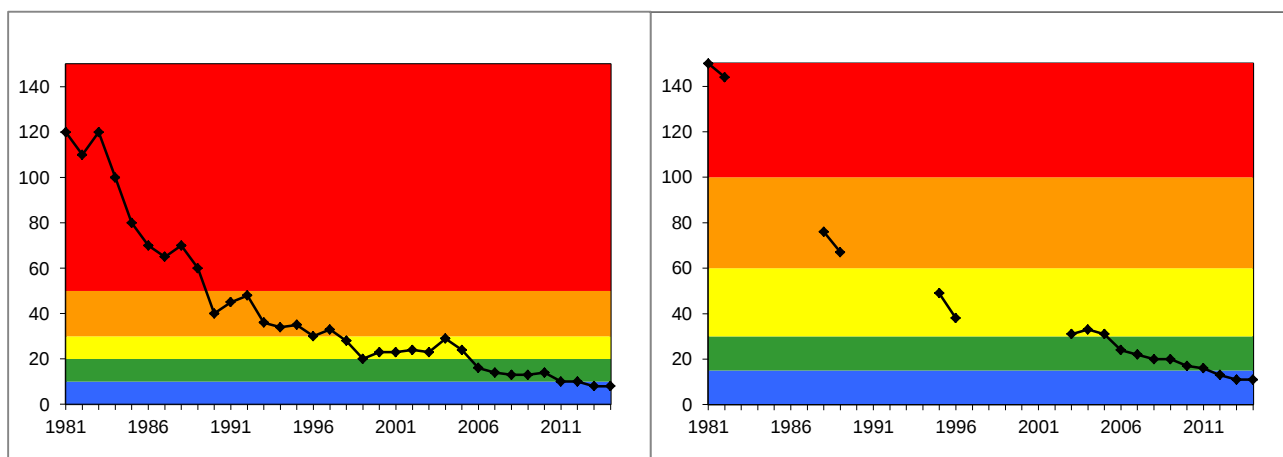


Figure 36 Evolution des concentrations moyennes hivernales (µgP.L⁻¹) du phosphate et du phosphore total au point B de 1981 à 2014 ; comparaison avec les classes de qualité

L'évolution des concentrations hivernales par rapport aux classes de qualité (état écologique des plans d'eau) montre que depuis 2006 les concentrations se situent dans la classe d'état "bon" à la limite de la classe "très bon".

II.3.2. Silice et Carbone

Pour la silice réactive et le carbone organique total, les concentrations moyennes hivernales, égales à $3,43 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ et $1,64 \text{ mgC}.\text{L}^{-1}$ respectivement, restent du même ordre de grandeur que celles des années antérieures soit proches des moyennes respectives de $3,08 \text{ mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$ et $1,93 \text{ mgC}.\text{L}^{-1}$.

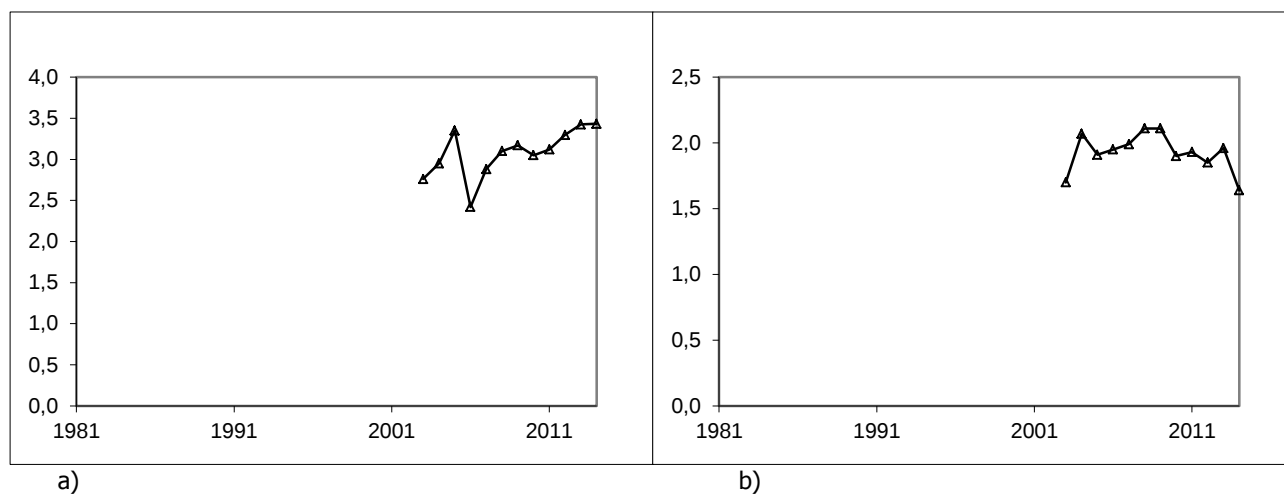


Figure37 Evolution des concentrations moyennes hivernales a) de la silice réactive ($\text{mgSiO}_2.\text{L}^{-1}$) et b) du carbone organique total ($\text{mgC}.\text{L}^{-1}$) au point B de 2003 à 2014

ETUDE RELATIVE A LA CHLOROPHYLLE A

I. Dosage de la chlorophylle *a*

I.1. Echantillonnage et analyse

Nous avons effectué un échantillon moyen sur l'épaisseur 0-18 m en 2014 à l'aide d'une bouteille à prélèvement intégré. Entre 2006 et 2011 inclus, cette 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 de cette tranche d'eau a été due à des problèmes d'homogénéisation des résultats et techniques avec la cloche intégratrice. A l'avenir, nous pensons que cette profondeur pourrait passer à 0-25 m, ce qui sera rendu possible avec l'acquisition récente d'un outil permettant de réaliser des prélèvements d'un volume d'eau intégrée de 5 litres à toute profondeur.

Les échantillons sont ensuite filtrés sur papier Whatman GFC (1,2 μm). Le dosage de la chlorophylle est réalisé par le laboratoire de l'INRA à Thonon selon la méthode normalisée NFT 90-117 (méthode 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 est 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 phytoplanctonique se traduisent par une succession de pics chlorophylliens. L'évolution des concentrations en 2014 révèle deux périodes de production bien individualisées :

- La première correspond au développement printanier des diatomophycées, elle commence dès la fin du mois de février et se poursuit jusqu'au mois d'avril. Les concentrations de chlorophylle *a* passent par un maximum le 10 mars avec $6,8 \mu\text{gchl}a.L^{-1}$ moins important qu'en 2011 ($13,6 \mu\text{gchl}a.L^{-1}$) et 2012 ($9,9 \mu\text{gchl}a.L^{-1}$) mais plus élevée par rapport à l'année précédente ($4,7 \mu\text{gchl}a.L^{-1}$) ;
- Par rapport à 2013, la production démarre avec un mois d'avance, et par conséquence, pendant cette période, cette augmentation de biomasse entraîne une évolution de la transparence (de 10,8 m le 12/02 à 4,7 m le 17/04) et les consommations en surface des nutriments (nitrate, silice réactive).
- Le reste de l'année, correspondant à la croissance d'autres communautés phytoplanctoniques, ne montre pas de pic de biomasse et affiche des valeurs autour d'une moyenne de $3,3 \mu\text{gchl}a.L^{-1}$ comparables aux années précédentes. Par contre, nous n'observons pas, comme en 2013, de production automnale.

Pour la première fois, nous n'observons pas de phase d'eaux claires marquée qui se traduisait, les années précédentes, par une forte diminution de la chlorophylle entre mi mai et fin juin.

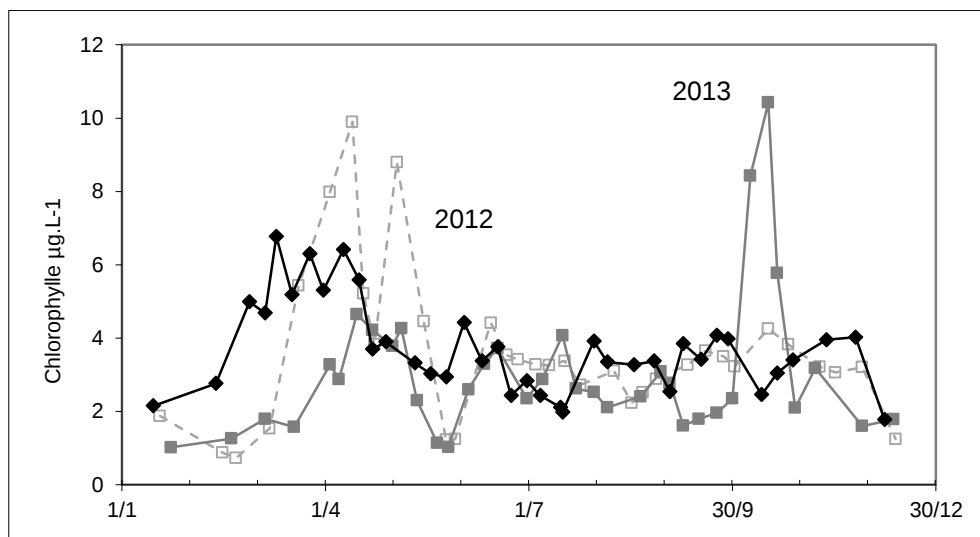


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle *a* (µg.L⁻¹) sur la couche trophogène 0 – 20 m, au point B ; comparaison 2012 (- - □), 2013 (— ■) et 2014 (— ◆)

I.3. Evolution à long terme

Avec 3,6 µgchl*a*.L⁻¹, l'année 2014 reste dans la tendance de ces dernières années avec une concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* qui fluctue depuis 2009 autour d'une valeur moyenne à 3,3 µgchl*a*.L⁻¹.

La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* reste assez hétérogène. Depuis 2002, les moyennes annuelles plus élevées de 2007 et 2008 correspondent à des développements importants en cyanobactéries (6,3 µgchl*a*.L⁻¹ en 2007 et 7,0 µgchl*a*.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.

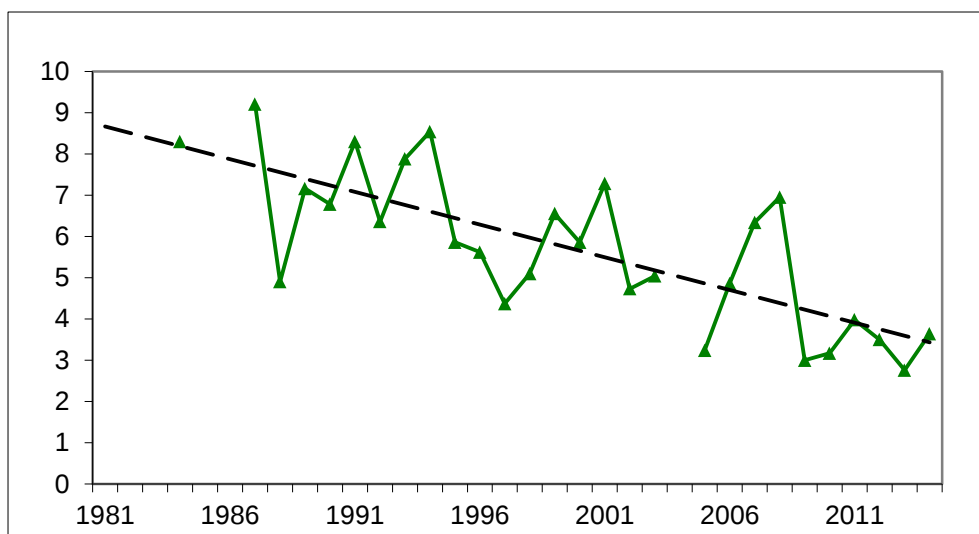


Figure 2 Evolution des concentrations moyennes annuelles en chlorophylle *a* (µg.L⁻¹) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2014

La Figure 3 ci-dessous illustre l'évolution interannuelle des différents indices liés à la chlorophylle. Par rapport aux classes de qualité, les indices évoluent de façon favorable. En 2014, la concentration

maximale annuelle atteinte se situe dans la classe très bon" ; quand la concentration maximale estivale se positionne dans la classe « bon ».

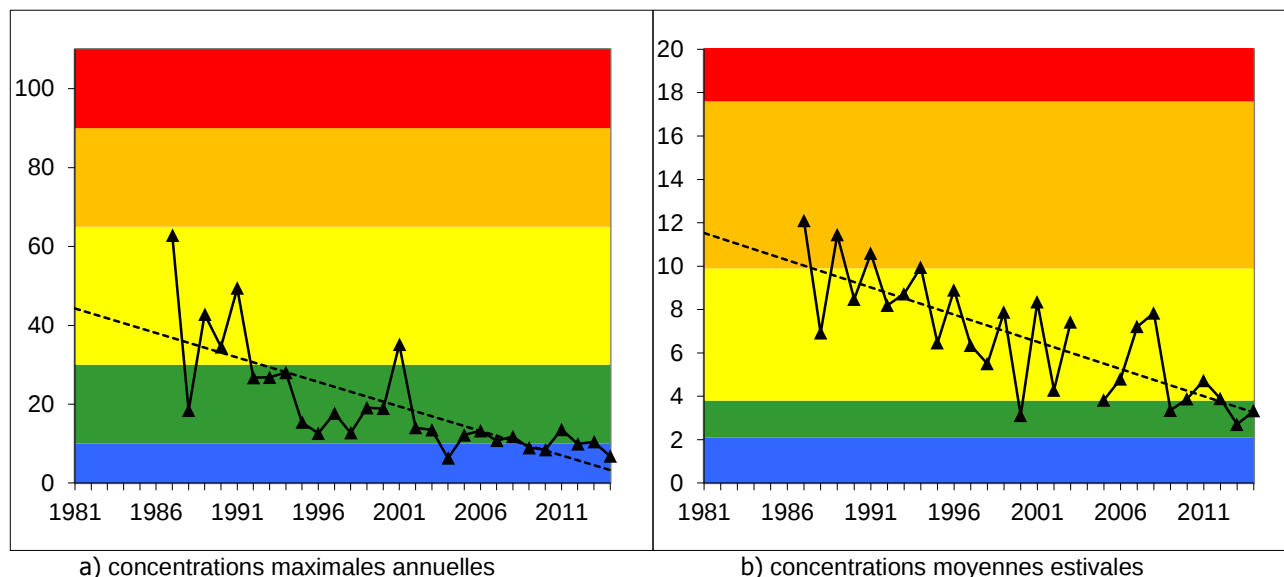


Figure 3 Evolution des concentrations maximales annuelles et estivales en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2014 et comparaison avec les classes de qualité

II. Etude des profils obtenus via la sonde fluorométrique bbe

II.1 Principe du fonctionnement de la sonde

La sonde BBE fluorimétrique (photo 1) est une sonde immergeable, qui permet d'obtenir la concentration en μg équivalent de $\text{chl}a.\text{L}^{-1}$ de diverses classes algales, en continu le long de la colonne d'eau. Le principe de mesure repose sur les capacités de fluorescence des algues phytoplanctoniques. La sonde est en effet capable de différencier les principaux groupes phytoplanctoniques (diatomées dinoflagellés, algues vertes, cryptophycées, cyanobactéries riches en phycocyanine et un groupe mixte riche en phycoérythrine) sur la base de leurs caractéristiques pigmentaires propres (Moldaenke 2002).

Les algues d'un même groupe phytoplanctonique, contiennent une qualité et une quantité de pigments photosynthétiques similaires. Ainsi, leur spectre d'excitation (avec une longueur d'onde d'émission fixée à 680 nm) est significatif pour chaque classe algale. Il est donc possible de différencier les différents groupes d'algues par leur fluorescence respective et d'obtenir leur concentration, en μg équivalent de $\text{chl}a.\text{L}^{-1}$. La fluoroprobe utilise 5 diodes émettant à différentes longueurs d'onde (450, 525, 570, 590 et 610 nm) pour l'excitation de pigments accessoires propres à chaque groupe phytoplanctonique (Tableau 18). Chaque classe microalgale ayant une empreinte spécifique et la composition pigmentaire étant différente suivant le groupe algal considéré, il est alors possible de calculer la contribution relative de chaque taxon (chlorophytes, cryptophytes, cyanobactéries, diatomées, ...) à partir de la chlorophylle totale (Moldaenke 2002, Beutler et al. 2002, Leboulanger et al. 2002, Rolland et al. 2010).



Photo 1 La sonde BBE fluorimétrique

Tableau I Pigments des principales classes algales et leurs longueurs d'onde d'excitation

Classes microalgales	Pigments	Longueur d'onde d'excitation (nm)
Chlorophycées	Chl a, b, caroténoïde	450
Cyanobactéries	Chl a, phycocyanine	610
Diatomées	Chl a, c, xanthophylle, Fucoxanthépéridine	525
Cryptophycées (+ cyanobactéries riches en phycoérythrine, typiquement <i>Planktothrix rubescens</i> et <i>Synechococcus spp</i>)	Chl a, c, phycoérythrine	570-590

II.2 Distribution verticale des groupes algaux

Depuis la disparition des blooms de *Planktothrix rubescens*, nous utilisons la sonde dans sa configuration "cryptophyte" pour identifier le groupe d'algues riche en phycoérythrine. En utilisant les profils obtenus avec la sonde fluorimétrique, nous pouvons apprécier la dynamique des différentes populations, illustrée par les figures ci-dessous. Elle est caractérisée par la succession de quatre phases :

- En hiver, les concentrations se situent autour de $1,8 \mu\text{g eq. chl}a.L^{-1}$ et sont réparties de façon homogènes de 0 à 40 m ;
- Au printemps, les algues se stratifient dans la colonne d'eau en fonction de leurs besoins physiologiques (lumière, température, nutriments ...). Les concentrations augmentent progressivement pour passer par un maximum le 10 avril à 8 m de profondeur avec $11,2 \mu\text{g eq. chl}a.L^{-1}$;
- En été, avec la distribution verticale de la température et de la lumière, la biomasse se stratifie entre 5 et 10 m et présente un maximum avec $8,3 \mu\text{g eq. chl}a.L^{-1}$ le 17 juillet ;
- En automne, avec l'érosion progressive de la thermocline, la biomasse se répartit de façon homogène, dans un premier temps, sur une épaisseur de 0 à 20 m. Puis, la poursuite du refroidissement des eaux de surface, la disparition du gradient thermique entraînent progressivement les algues vers les couches profondes et associé à la diminution de la

production, les concentrations de la biomasse algale diminuent autour de $1 \mu\text{g eq. chl}a.L^{-1}$ et se répartissent sur une épaisseur de 30 m le 15 décembre.

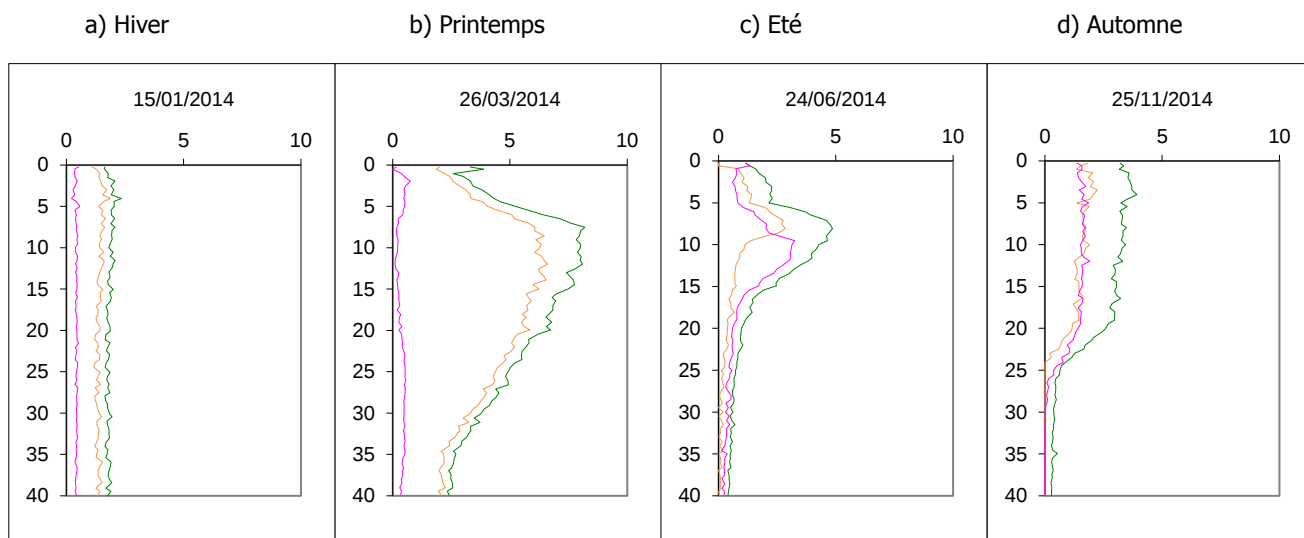


Figure 4 Distribution saisonnière des concentrations en chlorophylle totale (—), "diatomées" (—) et "cryptophycées" (—) ($\mu\text{g eq. chl}a.L^{-1}$) au point B en 2014

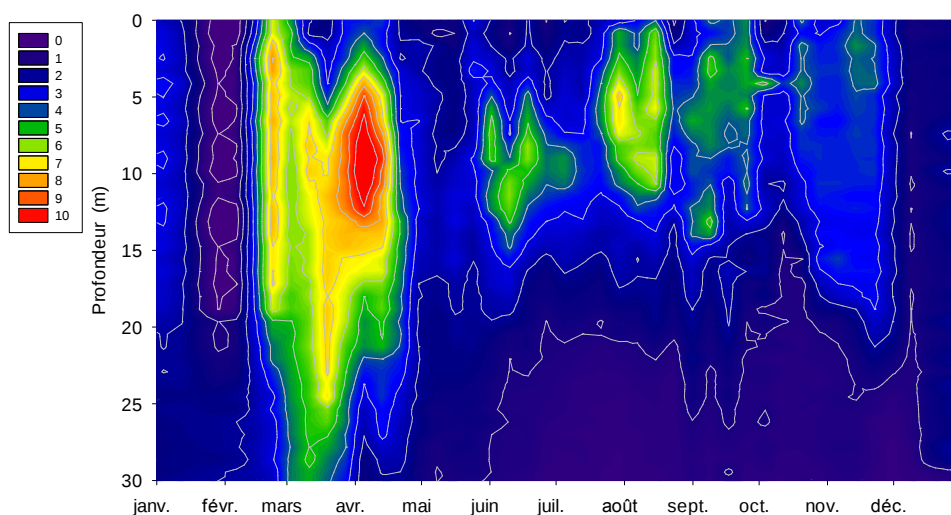


Figure 5 Evolution de la concentration en chlorophylle totale ($\mu\text{g eq. chl}a.L^{-1}$) dans le Lac du Bourget au point B en 2014

II.3 Evolution saisonnière

Pour étudier l'évolution saisonnière de la biomasse phytoplanctonique à partir des profils de sonde fluorimétrique, chacun d'entre eux est intégré sur une couche d'eau d'une épaisseur correspondant à la couche trophogène (0-18 m) dans laquelle se développent la plus grande partie des algues.

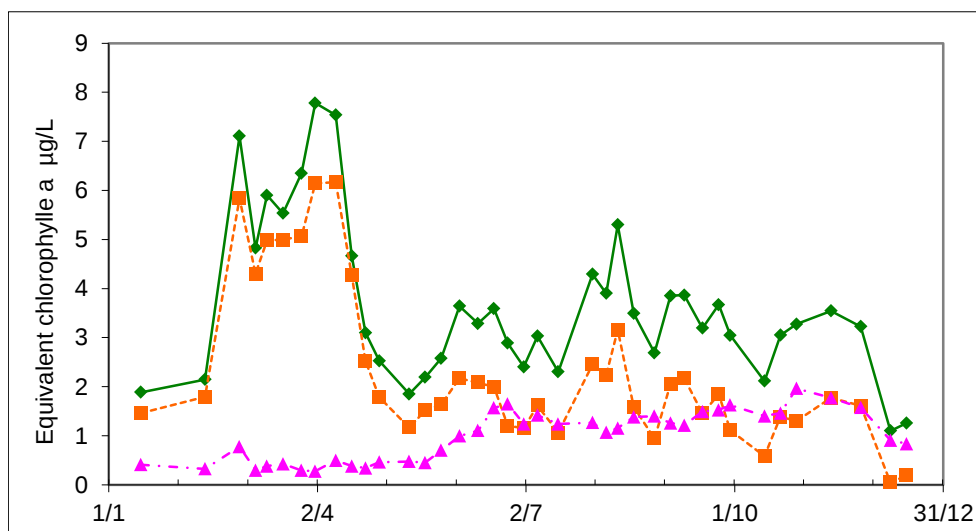


Figure 6 Evolution des concentrations moyennes en chlorophylle totale (—◆—), "diatomées" (---■---) et "cryptophycées" (---▲---) ($\mu\text{g eq. chl}a.L^{-1}$) dans la couche 0 - 18 m au point B en 2014

La figure ci-dessous montre les différentes phases de production de biomasse phytoplanctonique et les groupes algaux qui y participent. Nous retrouvons les différentes phases observées au § précédent en particulier :

- Le premier pic printanier qui démarre fin février (de $2,1 \mu\text{g eq. chl}a.L^{-1}$ le 12/02 à $7,1 \mu\text{g eq. chl}a.L^{-1}$ le 27/02) avec plus d'un mois d'avance par rapport à 2013 et correspond au développement des diatomées avec des conséquences sur la transparence et sur les consommations de nutriment.
- Après la phase printanière, d'avril à novembre, les concentrations fluctuent autour d'une valeur moyenne de $3,2 \mu\text{g eq. chl}a.L^{-1}$.
- En décembre, la biomasse algale chute et les concentrations passent à $1 \mu\text{g eq. chl}a.L^{-1}$.

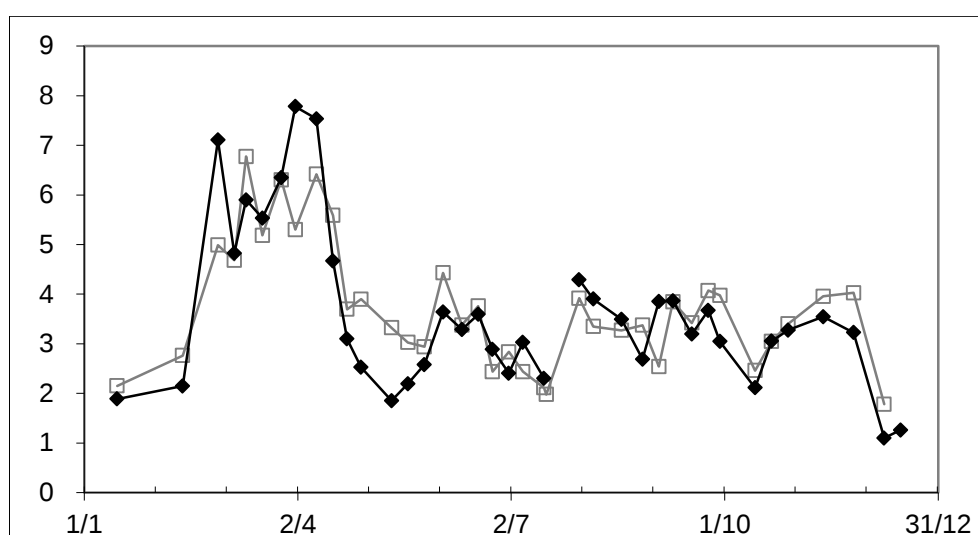


Figure 7 Comparaison de la concentration en biomasse algale ($\mu\text{g eq. chl}a.L^{-1}$) issue du prélèvement avec la bouteille Pelletier (—□—) et de la sonde BBE (—◆—) dans la couche 0 - 18 m au point B en 2014

En comparant les dosages sur l'échantillon intégré prélevé à l'aide de la bouteille Pelletier et l'intégration du profil réalisé à partir de la sonde BBE, nous observons que les variations saisonnières restent comparables. La comparaison faite également à différentes profondeurs discrètes tout le long de l'année est aussi probante comme indiqué ci-dessous ($n=86$, $r=0.87$, $p<0,001$).

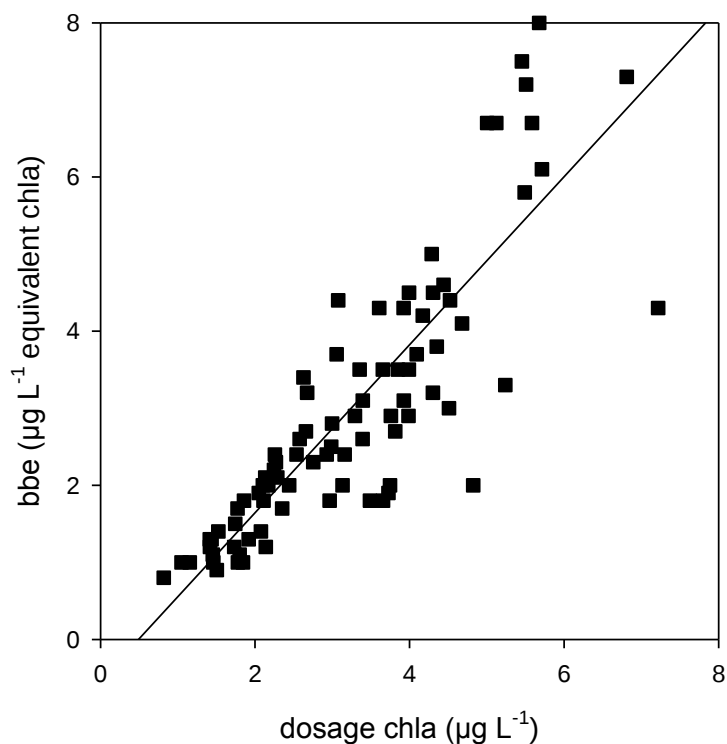


Figure 8 Comparaison de la concentration en biomasse algale ($\mu\text{g eq. chl a.L}^{-1}$) issue du prélèvement avec la bouteille Pelletier ($\square$) et de la sonde BBE ($\blacklozenge$) aux profondeurs 2, 10, 15 et 20 m

ETUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I. Méthodologie

En 2014, 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 un appareil intégrateur breveté développé par (Pelletier & Orand 1978). 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 collecteur du phytoplancton

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 2 donne les principes des calculs de biomasses algales.

II. Résultats

II.1 Evolution saisonnière de l'année 2011

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 2013. Les phases principales suivantes peuvent être observées :

- Une phase hivernale, avec des biomasses faibles (15/01, 12/02)
- Un pic printanier de biomasse en Diatomées (11/03 au 17/04). La biomasse maximale de l'année est atteinte le 17 avril (2869 $\mu\text{g/L}$).
- La phase des eaux claires est difficile à situer. Elle pourrait être placée autour du 12/05 (même période qu'en 2013). C'est à partir de cette période que la communauté change de composition taxonomique de manière significative : les Chrysophycées dominent la biomasse.
- Une phase estivale (3/06 au 27/08). Cette phase se caractérise d'abord par des biomasses plus faibles que pendant la période printanière : les Chrysophycées dominent le compartiment phytoplanctonique jusqu'à la fin juin, puis les diatomées vont devenir à nouveau dominantes jusqu'à la fin de cette phase.
- Un pic de biomasse automnal (9/09 au 29/09). Ce phénomène est assez inhabituel par rapport à l'ensemble de la chronique interannuelle, mais avait déjà été observé en 2013. Il est dominé en 2014 par les Chrysophycées.
- Enfin une automnal et hivernale (14/10 au 08/12) dominée d'abord par les cyanobactéries et en fin d'année par les Dinophycées.

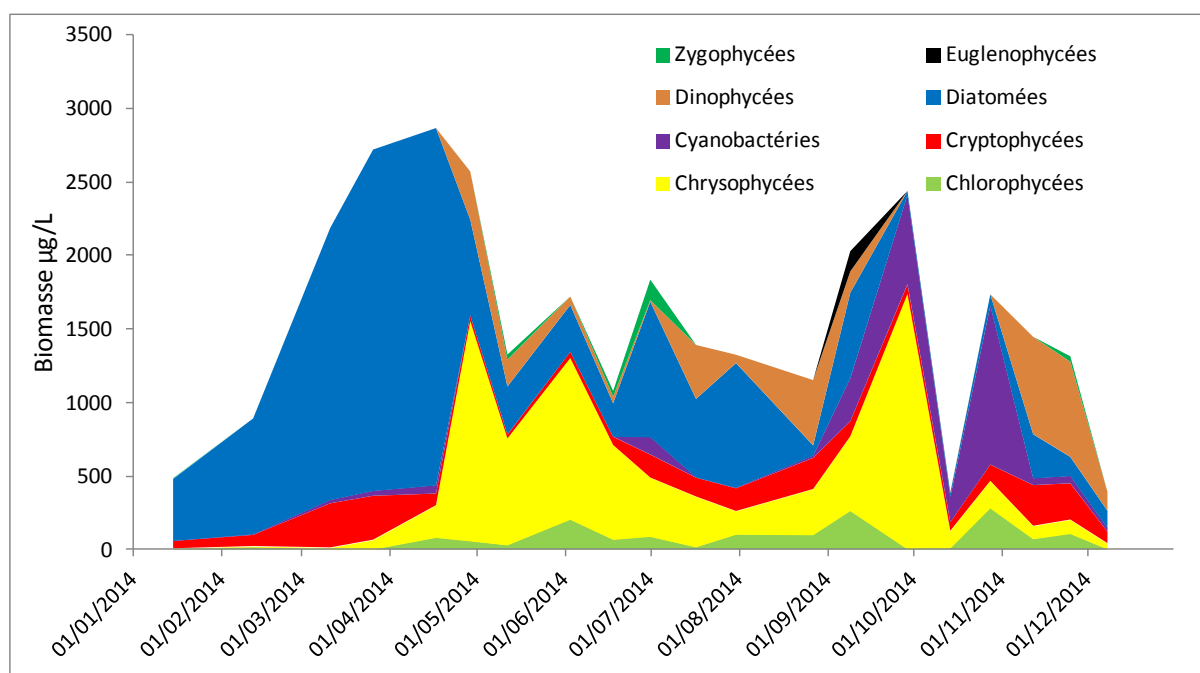


Figure 1 Variations saisonnières du biovolume du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2014

II.1.2. Evolution des espèces dominantes

La Figure 2 ci-après illustre la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2014 (10 taxons présentant la biomasse annuelle la plus élevée).

Pendant la phase hivernale, ce sont deux diatomées centriques de grande taille qui dominent le compartiment phytoplanctonique (*Stephanodiscus neoastraea*, *Puncticulata bodanica*). Trois autres espèces centriques, de plus petite taille vont voir leurs biomasses augmenter fortement pendant la phase du pic printanier (*Puncticulata radiosa*, *Cyclotella costei* et *Stephanodiscus alpinus*). Ces espèces sont indicatrices d'un milieu assez brassé.

Au mois de mai, la part des diatomées centriques se réduit, et ce sont des Chrysophycées telles que *Dinobryon divergens*, *D. bavaricum*, *D. sociale* var. *americanum* qui voient leurs biomasses augmenter fortement. Ces taxons mixotrophes sont indicateurs de milieux oligotrophes (Padisak et al. 2009).

Pendant le début de la période estivale, les Chrysophycées restent toujours dominantes, avec plusieurs espèces de *Dinobryon*, mais également avec des biomasses assez importantes de *Chrysolykos planctonicus*, une autre espèce de Chrysophycée, également indicatrice de milieux pauvres en nutriments. Ce taxon n'a été que rarement observé dans le lac du Bourget jusqu'à présent et indique clairement une oligotrophisation du lac. A la fin de la phase estivale, c'est une diatomée centrique qui va dominer la biomasse (*Puncticulata radiosa*).

En début de phase automnale, *Dinobryon divergens* domine à nouveau la biomasse (9/09 au 29/09).

D'autre part, de la fin août jusqu'à la fin de l'année une cyanobactérie toxique, *Microcystis aeruginosa*, est régulièrement observée. Elle présente des biomasses relativement importantes (entre 50 et 72 µg/L) entre la fin septembre et la fin octobre.

En fin d'année, le compartiment est dominé par *Ceratium hirundinella*, habituellement caractéristique des épilimnions bien stratifiés estivaux des lacs eutrophes.

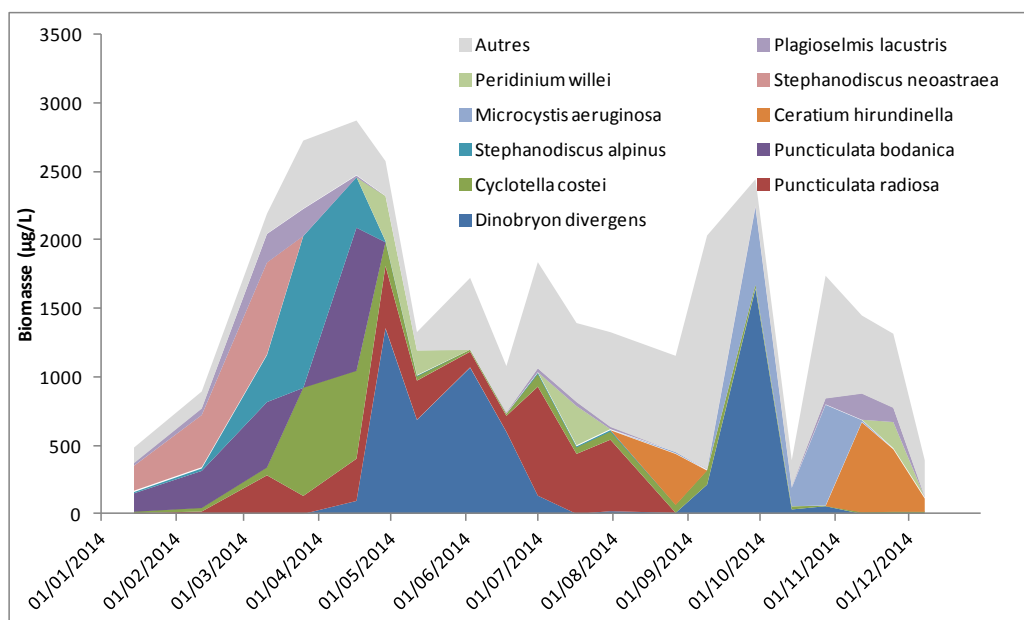


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2014

II.1.3. Evolution du micro et nanophytoplancton

La Figure 3 ci-dessous présente la dynamique saisonnière des classes de taille du phytoplancton. Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 µm et un biovolume inférieur à 10 000

μm^3 , ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 μm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 μm^3 . On observe que le microphytoplancton est largement majoritaire sauf le 26/03 et le 14/10.

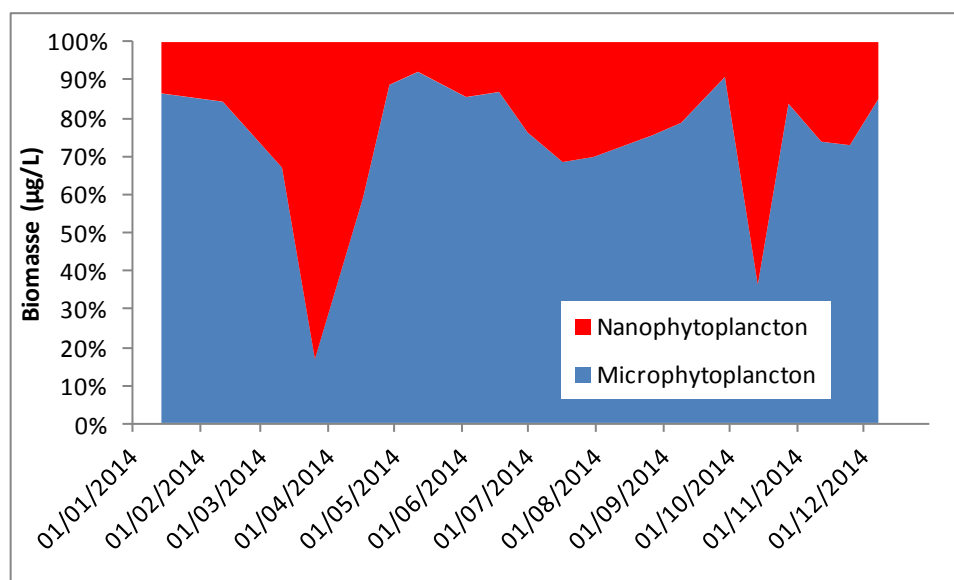


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2014

II.1.4. Evolution des groupes fonctionnels

A partir de la structure des assemblages de phytoplancton d'eau douce (Reynolds et al. 2002) ont regroupé les différentes espèces selon leurs caractéristiques écologiques propres. Ainsi, un groupe fonctionnel correspond à un ensemble d'espèces ayant la même écologie. Ces groupes rassemblent des taxons vivant par exemple 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 4 présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds (Reynolds et al. 2002). L'annexe 2 reprend les définitions de chaque groupe fonctionnel données dans l'article de (Reynolds et al. 2002).

En hiver, ce sont les petites diatomées centriques qui dominent le compartiment phytoplanctonique ; ces espèces ne sont pas recensées dans la classification des groupes fonctionnels de Reynolds, mais sont adaptées aux milieux brassés (Padisak et al. 2009).

En hiver, ce sont les diatomées centriques qui dominent le compartiment phytoplanctonique ; ces espèces ne sont pas recensées dans la classification des groupes fonctionnels de Reynolds ; elles sont considérées comme adaptées aux milieux brassés (Padisak et al. 2009).

Ensuite, pendant le pic printanier de biomasse et le début de la phase estivale, c'est le groupe E qui est majoritaire. Ce groupe, composé de Chrysophycées (ex. *Dinobryon* spp., *Chrysolykos planctonicus*), est tolérant au milieu présentant de faibles concentrations en nutriments. En fin d'été, il cède la place à des diatomées centriques (non recensées dans les groupes fonctionnels de Reynolds et al. 2002).

En début d'automne, le groupe E redevient majoritaire (indicateur de milieu pauvres en nutriments), il est composé de Chrysophycées, qui sont aussi connues pour être mixotrophes (utilisation de la matière organique comme source d'énergie). On note aussi pendant l'automne la présence de biomasses

relativement importantes du groupe M (qui comprend *Microcystis aeruginosa*) ; ce groupe est considéré par contre comme indicateur des milieux eutrophes.

En fin d'année, la biomasse est dominée par le groupe Lm, indicateur des épilimnions estivaux bien stratifiés des lacs eutrophes.

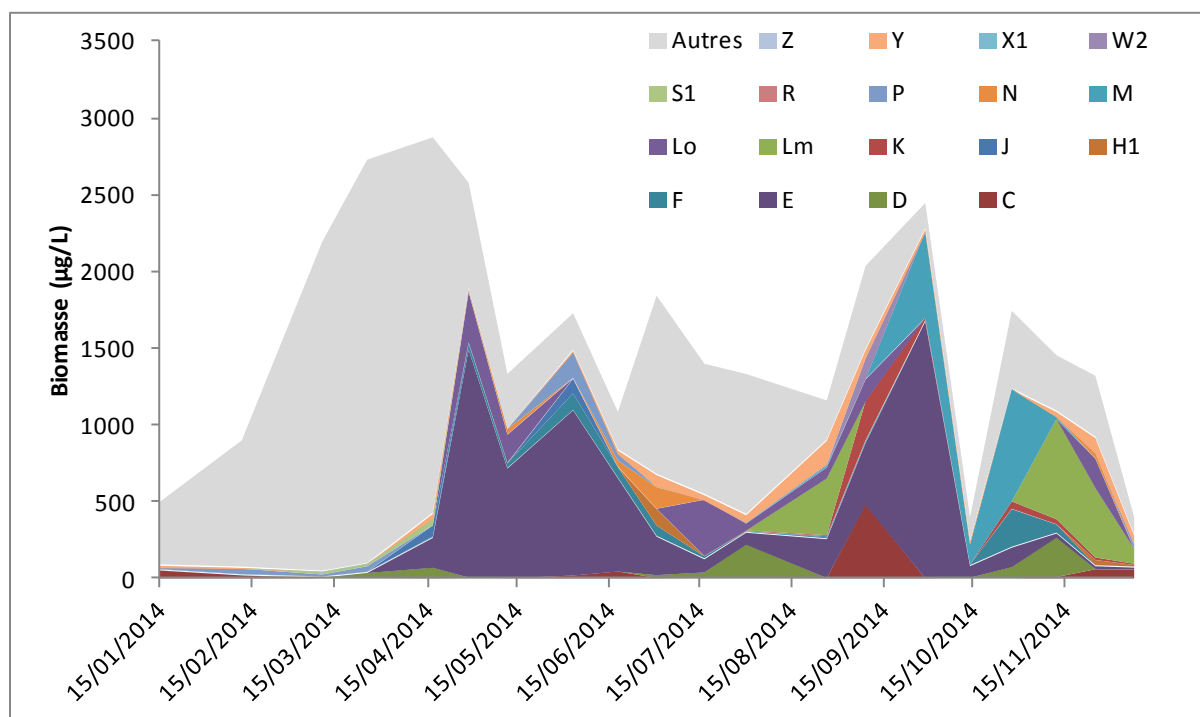


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, non classé correspond aux taxons non classés par Reynolds et al. (2002)) dans le Lac du Bourget en 2014

II.2 Evolution interannuelle

II.2.1. Evolution des classes algales

Le biovolume total algal augmente progressivement de 1995 à 2008. Par contre, les années de 2009 à 2014 présentent des biomasses nettement plus faibles. Entre 2006 et 2010, celle-ci est divisée par presque 4. La biomasse de 2014 est cependant la plus élevée depuis 2009 ; elle est également 2 fois plus élevée qu'en 2013. 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 2014

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Biomasse annuelle (µg/l)	2940	3384	4346	4121	3842	1417	1088	1093	1337	684	1566

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. Depuis 2009 la biomasse de cette classe algale est globalement stable, même si *Microcystis aeruginosa* a été observée avec des biomasses relativement importantes par rapport aux autres espèces micro-algales en fin d'été et jusqu'en milieu d'automne.

Par contre les proportions des Diatomées et des Chrysophycées (classes algales caractéristiques de milieux de bonnes qualités) augmentent fortement. La somme de leurs biomasses relative en 2014 est de 67%, ce qui est la plus forte proportion de toute la chronique, et ce qui tend à montrer le retour vers un état oligotrophe du lac du Bourget.

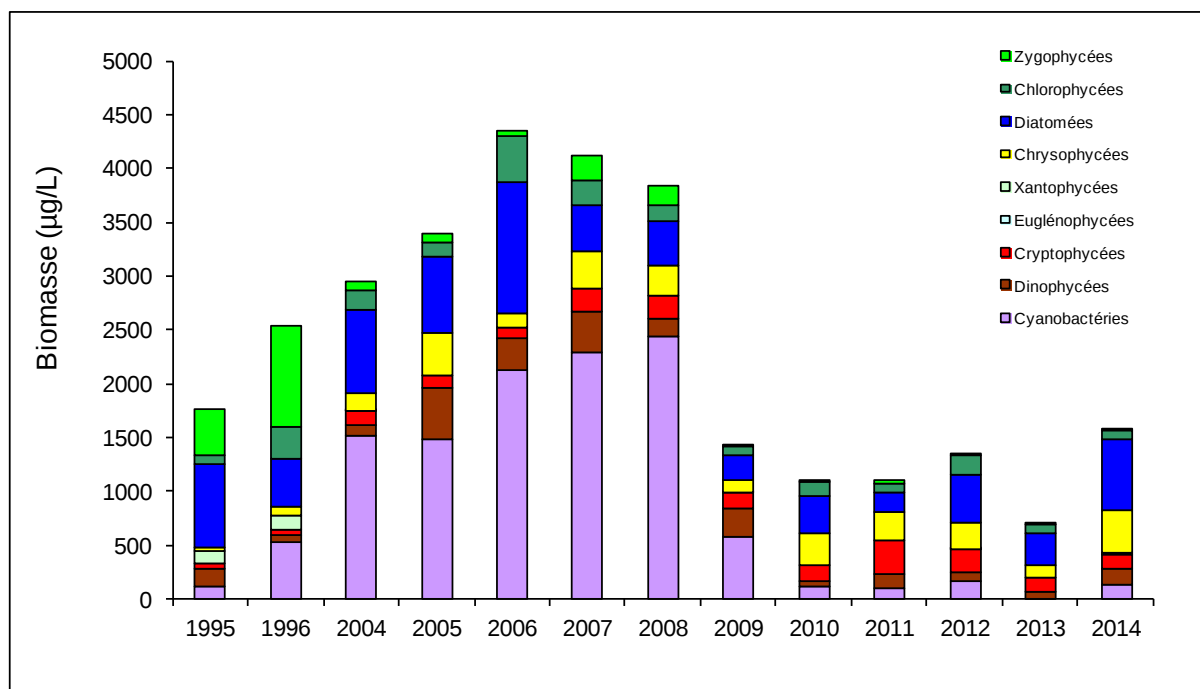


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

II.2.2. Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2014. 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.

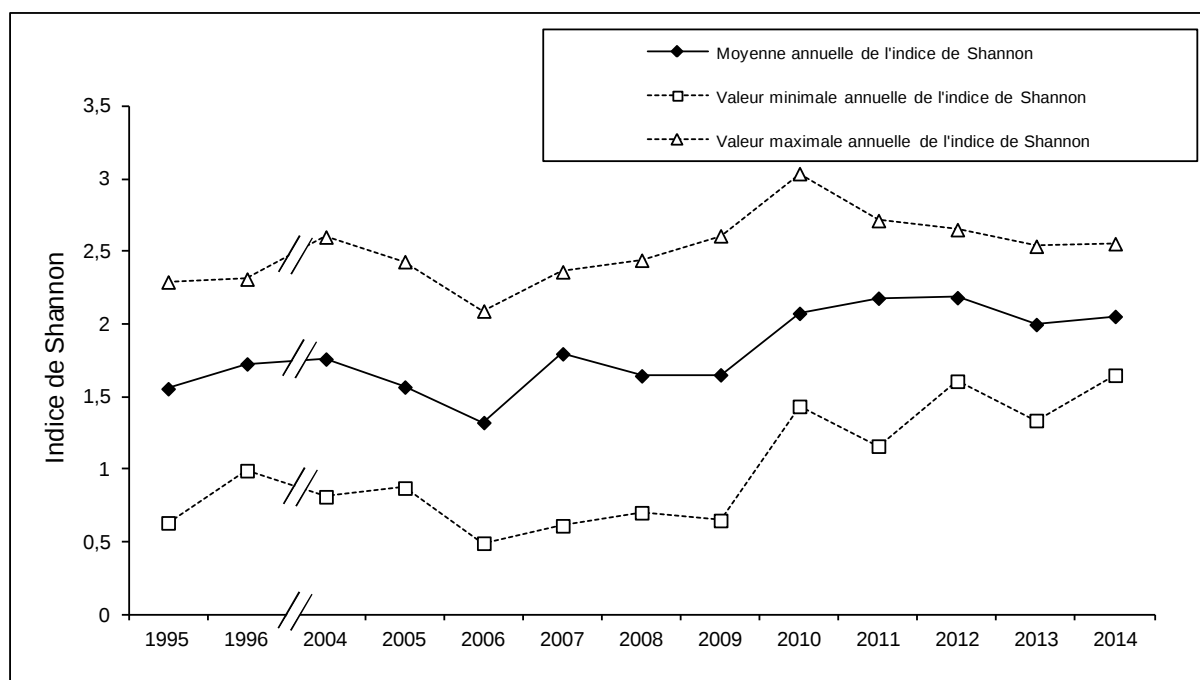
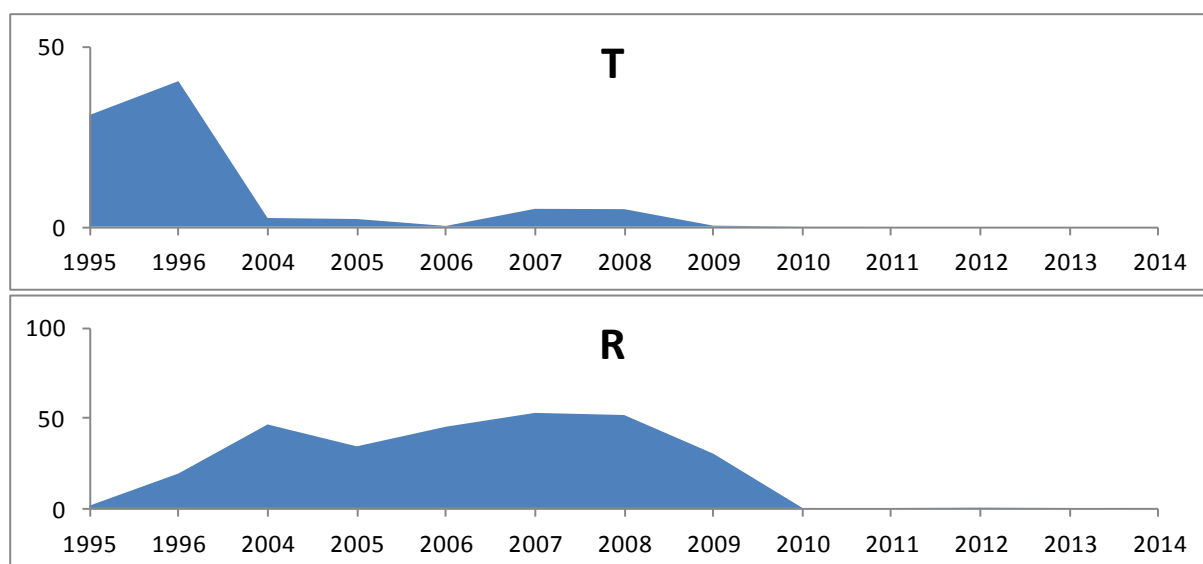


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon

L'année 2014 présente une diversité moyenne proche de celle rencontrée depuis 2010. En effet, depuis 2010, la diversité est plus forte que dans la période 2004-2008, puisque pendant ces années, le compartiment phytoplanctonique présentait de fortes abondances de *Planktothrix rubescens* et de *Mougeotia* spp. (Vincon-Leite et al. 1998, Jacquet et al. 2005) ce qui faisait chuter la diversité algale.

II.2.3. Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels selon (Reynolds et al. 2002) est donnée à la Figure 7.



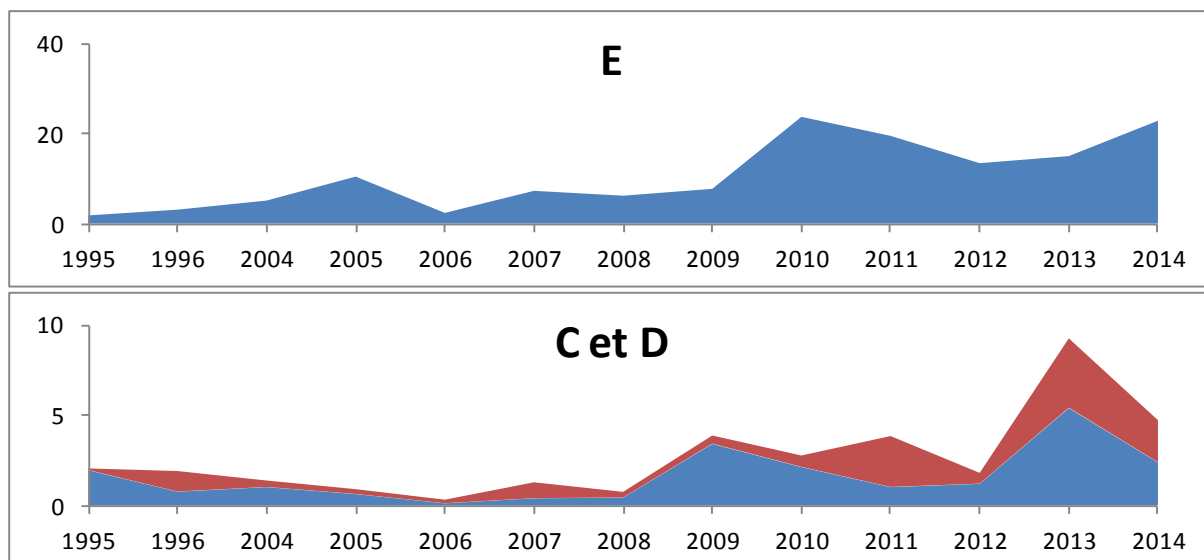


Figure 7 Evolution de la dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) exprimée en % de biomasse

Tout comme présenté dans les rapports précédents, trois phases peuvent être identifiées sur la chronique 1995 – 2014 :

- 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.
- 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.
- 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).

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 4 donne le détail du calcul de l'indice Brettum.

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

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)

La valeur d'indice de 2014 est légèrement supérieure aux années 2010 à 2013.

On note cependant que les valeurs d'indice restent inférieures à la période où *Planktothrix rubescens* présentait des biomasses importantes. En effet, *Planktothrix rubescens* est considéré par cet indice, comme indicateur de milieux méso/faiblement eutrophe à oligotrophes (et donc qui relevait la note).

La différence de valeur d'indice entre Annecy (indice ~ 4.5) et Bourget (~ 3.5) est liée à la présence de certains taxons tels que *Puncticulata radiosa* (diatomée centrique), qui est considérée comme indicatrice de milieux eutrophes par l'indice. Cette espèce est absente (ou alors présente en très faible biomasse) dans le lac d'Annecy alors qu'elle est souvent importante dans le lac du Bourget.

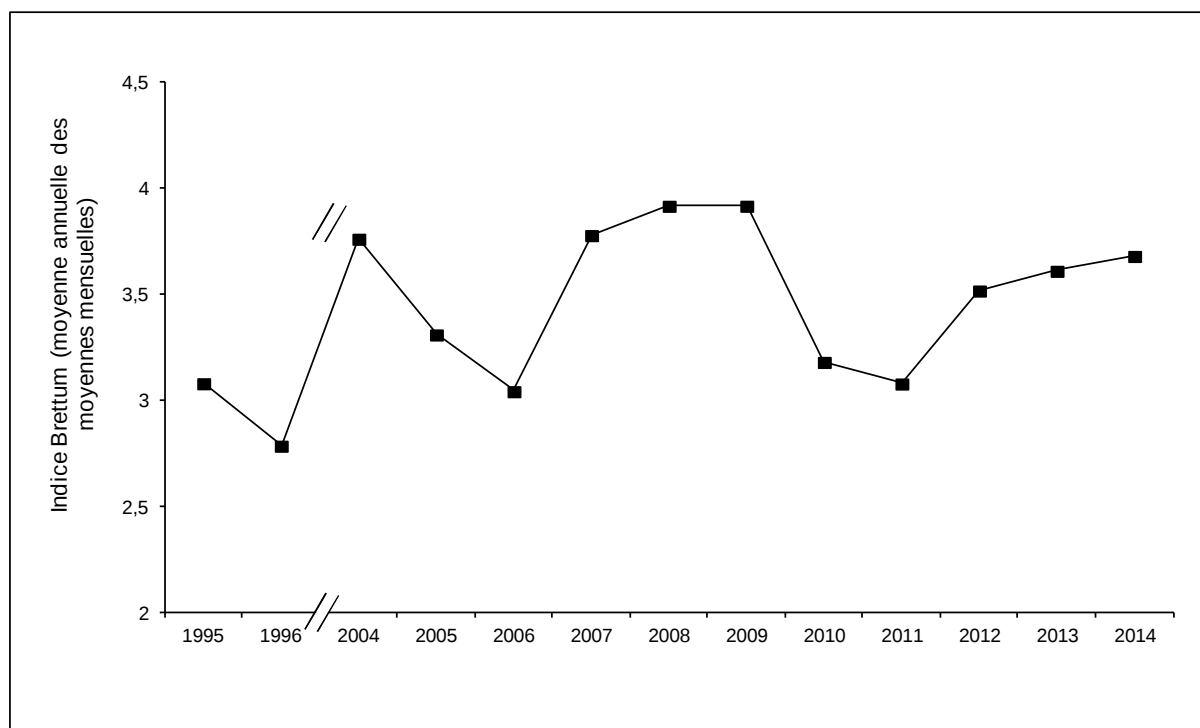


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

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 2014, la Figure 9 donnant cette évolution en biomasse depuis 1995.

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

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Microplancton	89,9	90,1	81,0	91,4	90,2	83,5	74,9	62,4	56,9	70,5	72,3
Nanoplancton	10,1	9,9	19,0	8,6	9,8	16,5	25,1	37,6	43,1	29,5	27,7

On observe une augmentation progressive du compartiment microphytoplanctonique de 1995 à 2008, puis une chute entre 2008 et 2009 (et qui est principalement le fait de la disparition de *Planktothrix rubescens*). La baisse de la proportion en microphytoplancton se confirme de 2009 à 2012 inclus. Toutefois en 2013 et 2014, la proportion du microphytoplancton a de nouveau cru en pourcentage relatif.

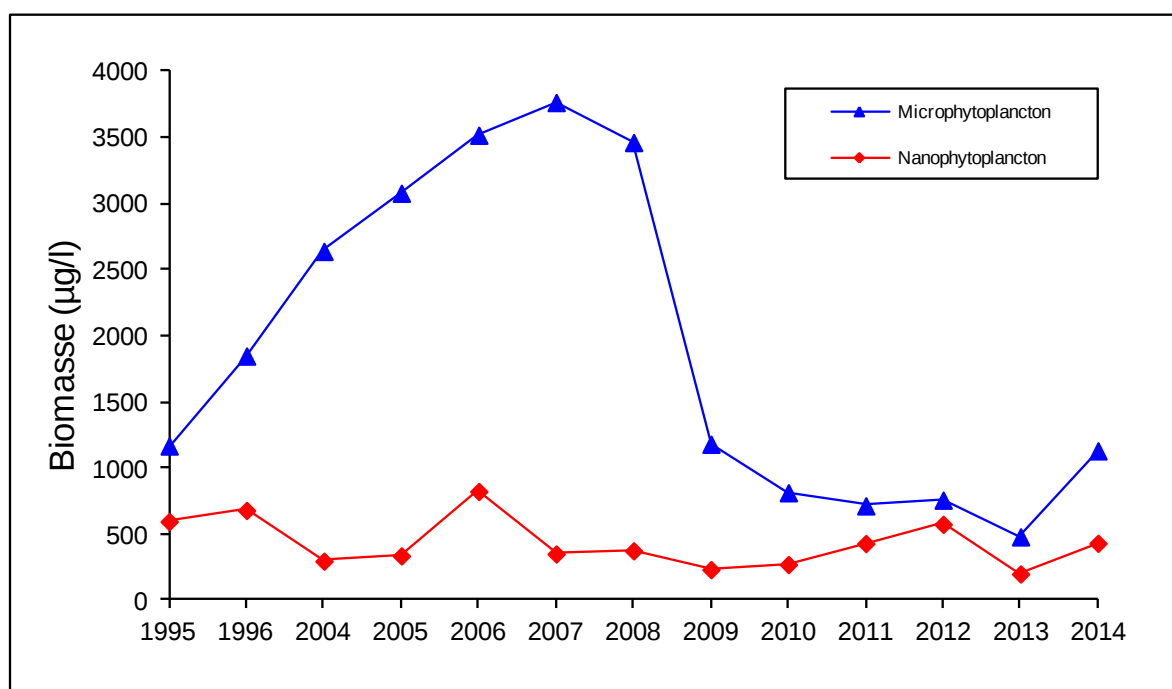


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques

III. FOCUS SUR LES CYANOBACTERIES TOXIQUES

Depuis 1999, la cyanobactérie *P. rubescens* a fait l'objet d'un suivi spécifique dans le lac du Bourget, tant au niveau de la dynamique cellulaire et spatiale de sa population qu'au niveau des quantités de microcystines intracellulaires produites, ces dernières représentant un risque potentiel pour la santé humaine. Dans cette partie, seule la dynamique cellulaire est présentée. Etant donné qu'une autre cyanobactérie toxique - *Microcystis aeruginosa* - a été observée et a formé des blooms de surface pendant l'été/automne 2014, un suivi a été réalisé sur les mêmes prélèvements que *P. rubescens* sur toute l'année 2014.

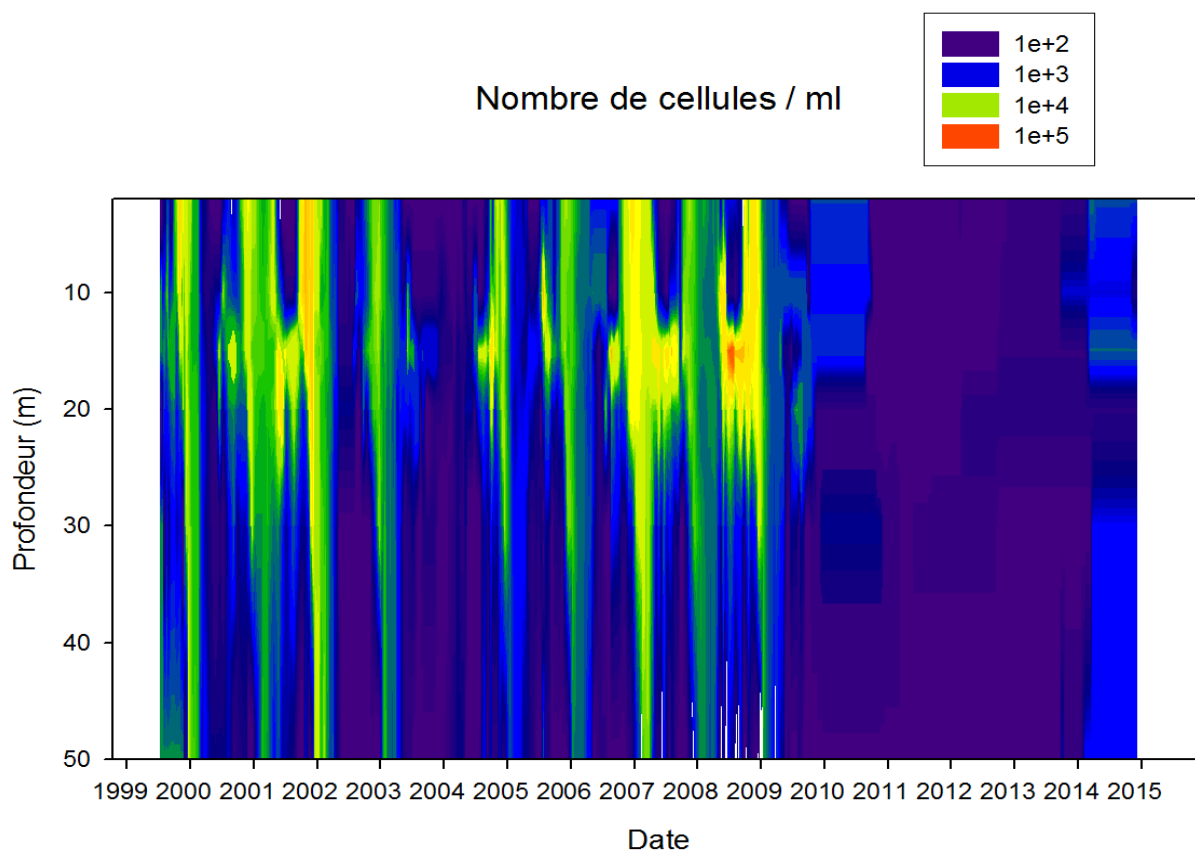


Figure 10 Evolution de la concentration cellulaire de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2014 en fonction de la profondeur

L'année 2014 confirme la tendance des années précédentes et ce depuis la fin de l'année 2009 avec la quasi disparition de *P. rubescens*. Depuis 2010, seuls quelques rares filaments sont observés au microscope pendant les analyses comme le révèlent les Figure 10 et 11.

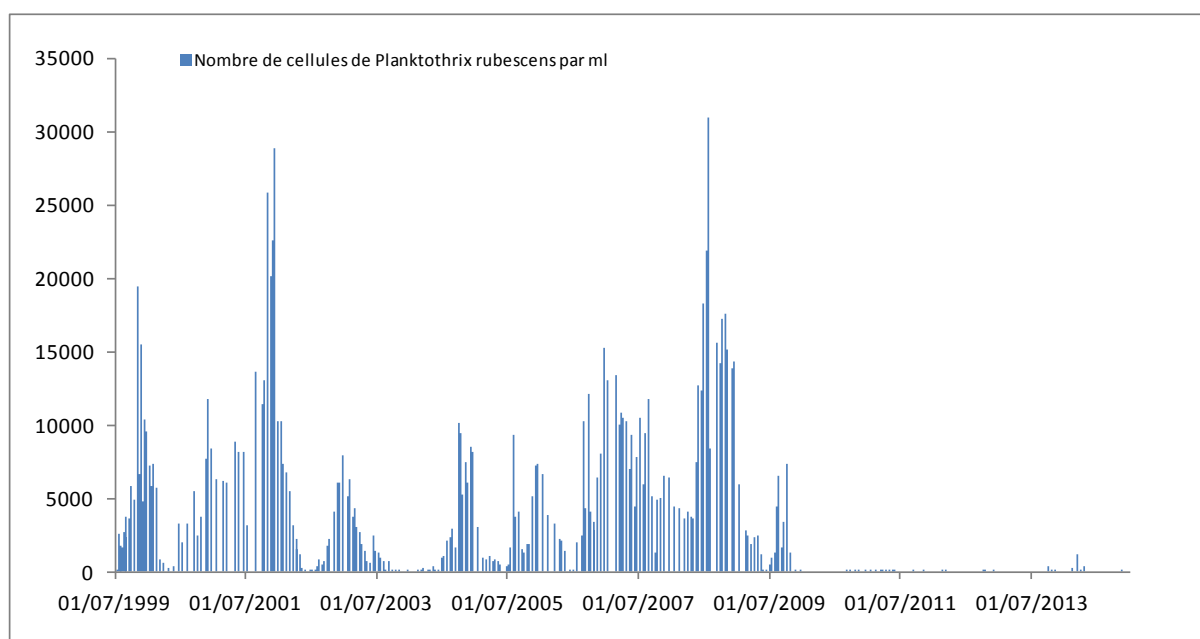


Figure 11 Evolution de la concentration cellulaire moyenne sur la profondeur 2-50 m de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2014

D'autres cyanobactéries toxiques sont régulièrement observées dans le lac du Bourget. Il s'agit d'*Aphanizomenon flos-aquae* et *Microcystis aeruginosa*. L'année 2014 a été caractérisée par des blooms de surface de *Microcystis aeruginosa* pendant l'été et l'automne. Très peu de cellules ont été observées dans les prélèvements 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m (destinés aux comptages de *Planktothrix rubescens*) pendant cette période estivale. C'est par contre plus tard, dans les prélèvements des mois de septembre à octobre que des colonies et des cellules isolées de cette espèce ont été observées. Cependant les concentrations restent faibles (moins de 10 000 cellules / ml). La Figure 12 présente les nombres de cellules comptées pour les différentes profondeurs 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m. Il est fort à parier que le développement de cette espèce s'est déroulé dans la zone 0-2 m et que notre stratégie d'échantillonnage l'a manqué. La cyanobactérie a toutefois été observée sous forme de nappes de surface importantes en fin d'été, s'accumulant au niveau de nombreuses plages et interdisant l'accès à la baignade (voir Annexe).

Le cas de *Microcystis aeruginosa* est intéressant et des travaux récents opérés sur la retenue de Grangent (Loire) permettent de mieux comprendre la difficulté de prédire une telle efflorescence mais aussi les facteurs/processus multiples susceptibles d'intervenir. Sabart et al (2015) ont ainsi montré que le couplage benthique-pélagique existe pendant toute la période de prolifération planctonique et que les processus de recrutement et de sédimentation ne sont donc pas limités qu'à certaines saisons (printemps et automne). Les interactions entre le sédiment et la colonne d'eau peuvent être des événements saisonniers mais ils seraient surtout perpétuels, tout au long de l'année suivant la profondeur de la colonne d'eau et de la stratification thermique. Ce cycle annuel est d'autant plus complexe que d'autres processus que la sédimentation et le recrutement, i.e. la sélection génétique ou les transports horizontaux peuvent aussi être impliqués dans la dynamique des populations. Les possibilités de rencontrer des conditions favorables à la croissance sont donc démultipliées dans le cas de cette espèce. Enfin, ces auteurs ont confirmé une contribution importante du compartiment benthique à la diversité génotypique des *Microcystis* planctoniques, suggérant donc que le sédiment constitue sûrement un réservoir de diversité génétique et constitue une « banque de graines », contribuant à la réussite écologique de cette cyanobactérie.

Au regard de la dynamique observée de cette espèce, il est possible que l'été pluvieux et la remise à disposition de nutriments par le bassin versant et les sédiments aient contribué aux conditions favorables de fin d'été, après retour à un ensoleillement et des températures clémentes pour que la cyanobactérie se développe sous forme de plusieurs innoculum à partir d'un recrutement benthique à la côte.

Aphanizomenon flos-aquae a également été suivie cette année 2014, mais aucun prélèvement n'a présenté de concentrations cellulaires élevées (maximale observée 2266 cellules le 18 juin 2014 à 10 mètres).

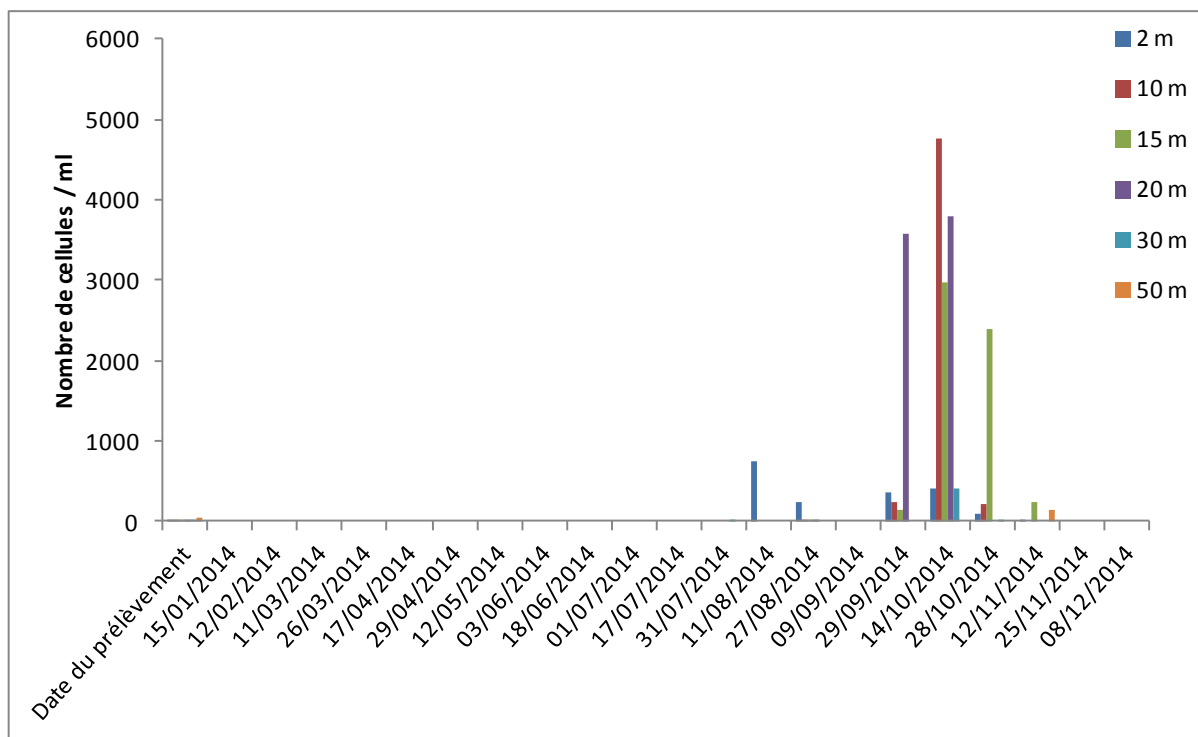


Figure 12 Evolution de la concentration cellulaire de *Microcystis aeruginosa* en 2014 sur les profondeurs 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m

IV. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2014 peut être résumée de la manière suivante :

- Une phase hivernale (15/01 au 12/02) avec des biomasses faibles dominées par des diatomées centriques de grande taille.
- Un pic printanier dominé par des diatomées centriques (11/03 au 17/04). Pendant cette phase la biomasse maximale de l'année est atteinte le 17 avril. Les espèces dominantes de cette période indiquent un milieu brassé.
- En mai, la communauté change et des Chrysophycées (*Dinobryon* spp.) vont remplacer les diatomées centriques. Ces taxons sont indicateurs de milieux oligotrophes.
- La phase estivale (3/06 au 27/08) est caractérisée par des biomasses plus faibles qu'en début d'année. Les Chrysophycées restent dominantes. Certains taxons (ex. *Chrysolykos planctonicus*) indiquent clairement un milieu pauvre en nutriment. En même temps, on retrouve dans les taxons dominants des diatomées centriques indicatrices de milieux eutrophes (*Puncticulata radiosa*).
- De la fin de l'été jusqu'à la fin de l'année, on observe la présence d'une cyanobactérie toxique (*Microcystis aeruginosa*). Elle va présenter des biomasses relativement importantes entre la fin septembre et la fin octobre. Des Chrysophycées sont également présentes en forte biomasse en début d'automne (9/09 au 29/09). Elles cèdent la place en fin d'année (12/11 au 8/12) à des Dinophycées caractéristiques d'épilimnion estivaux bien stratifiés de lacs eutrophes.

L'évolution interannuelle est marquée par une biomasse faible par rapport aux années 2004-2008. L'année 2014 présente cependant la biomasse plus élevée des années 2009-2013 : elle est 2 fois plus élevée que la

biomasse de 2013. Cependant, ceci ne remet pas en cause l'amélioration générale du niveau trophique du lac car :

- La proportion des taxons appartenant aux groupes fonctionnels indicateurs de milieux oligotrophes continue à augmenter depuis 2009 ;

- L'indice de Brettum, qui évalue le niveau trophique du lac, présente une augmentation de sa valeur depuis 2010.

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTERIES

Ce chapitre est consacré à l'étude de l'abondance des picocyanobactéries (organismes procaryotes photosynthétiques de petite taille et non comptés par microscopie classique), 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, constituent un indicateur 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, 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 2014 et sur l'ensemble de la période 2003-2014.

I. Méthodologie

Les profondeurs échantillonnées ont été de 2, 10, 15, 20, 30, et 50 mètres 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.

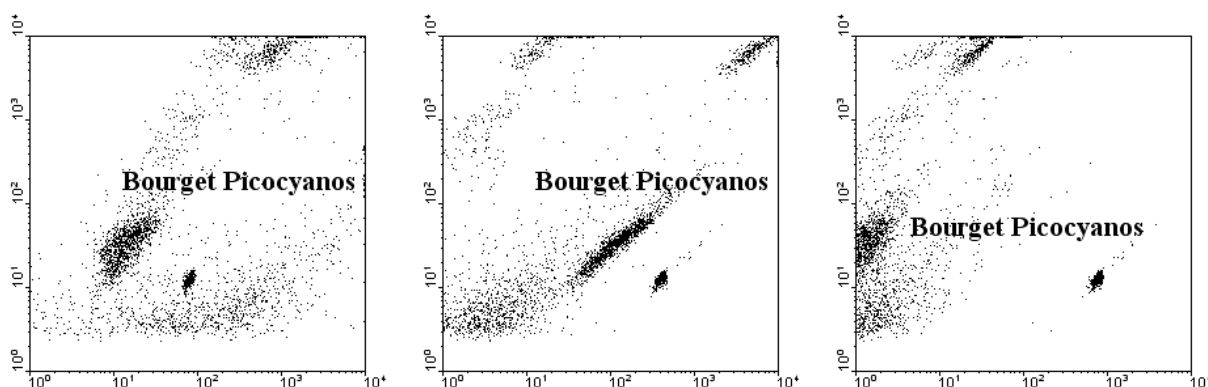


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant la communauté des picocyanobactéries

NB : Sur ces cytogrammes, on n'observe qu'un « groupe » qui semble homogène. Toutefois, et pour la première fois en 2014, il a été observé au-delà de 15 m de profondeur deux écotypes de picocyanobactéries. Cela n'avait encore jamais été observé, comparativement au lac d'Annecy, où deux écotypes sont observés depuis le démarrage des suivis. Il est possible que cette discrimination soit à mettre en relation avec le degré d'oligotrophie atteint.

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2014

Les concentrations minimales, maximales et moyennes entre 2004 et 2014 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 isolaments obtenus et maintenues en culture à Thonon les Bains sont effectivement de cette couleur (Jacquet non publié). Ce résultat est en accord avec la littérature ayant montré que cette forme pigmentaire est en effet caractéristique des lacs oligo- à mésotrophes alors que la forme pigmentaire riche en phycocyanine (de couleur verte à bleue) est plutôt typique des lacs eutrophes et riches en substances humiques.

En 2014, la valeur moyenne est la même qu'en 2013, et constitue pour la seconde fois la concentration la plus élevée (et significativement différente des précédentes) trouvée sur l'ensemble de la chronique disponible (exception faite de l'année 2007).

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2014

		Minimum	Maximum	Moyenne
Picocyanobactéries (cell.ml ⁻¹)				
	2004	164	5,2 x 10 ⁵	2,5 x 10 ⁴
	2005	59	2,7 x 10 ⁵	3,3 x 10 ⁴
	2006	9	3,4 x 10 ⁵	2,4 x 10 ⁴
	2007	111	7,2 x 10 ⁵	3,9 x 10 ⁴
	2008	17	7,7 x 10 ⁵	2,5 x 10 ⁴
	2009	15	5,4 x 10 ⁵	2,7 x 10 ⁴
	2010	43	6,4 x 10 ⁵	3,0 x 10 ⁴
	2011	155	2,6 x 10 ⁵	2,6 x 10 ⁴
	2012	469	3,7 x 10 ⁵	3,5 x 10 ⁴
	2013	342	7,0 x 10 ⁵	4,1 x 10 ⁴
	2014	543	7,1 x 10 ⁵	4,1 x 10 ⁴

En 2014, la dynamique des picocyanobactéries révèle des fortes concentrations dès la période printannière et les valeurs maximales sont enregistrées au cours de l'été dans la zone 2-20 m. Les concentrations sont >10⁵ cellules.ml⁻¹ entre début juillet et début août surtout à 2 et 10 m (plus occasionnellement à 15 m) puis de nouveau à l'automne à la fin du mois d'octobre en surface (Figure 2).

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).

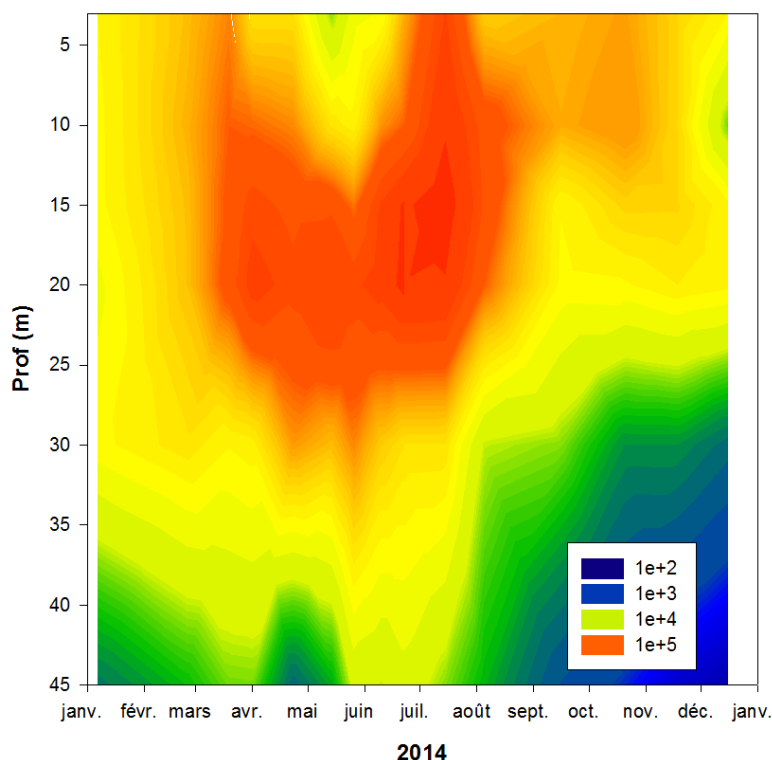


Figure 2 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m pour l'année 2014

II.2. Relations entre la communauté picocyanobactérienne et les principaux facteurs environnementaux en 2014

La Figure 3 ci-dessous permet de visualiser les représentations graphiques d'une analyse en composantes principales et d'observer les principaux liens de corrélations entre les picocyanobactéries (notées Syn) et les principaux facteurs environnementaux (température, insolation, nutriments, virus, etc...) considérés à chaque campagne de prélèvement à 6 profondeurs entre 2 et 50 m. L'analyse a été conduite après normalisation des données. Près de 68% de la variance est expliquée et la représentation graphique révèle clairement les liens privilégiés entre les picocyanobactéries et certains paramètres comme la température, les bactéries hétérotrophes ou encore les virus pour lesquels des corrélations positives sont significatives. Inversement, des corrélations négatives très nettes sont observées entre l'abondance des picocyanobactéries et la profondeur (qui est aussi un proxy de l'atténuation de la lumière) ou les orthophosphates et les nitrates. Le même type de constat avait été fait l'année précédente.

Si l'hiver et le printemps se distinguent assez nettement des autres saisons, on constate que l'été et l'automne sont très proches et correspondent aux deux saisons qui sont majoritairement représentatives de l'abondance observée des picocyanobactéries.

Pour les profondeurs, le poids de la surface est très nette dans la variance expliquée, marquée surtout par les profondeurs 2 et 10 m.

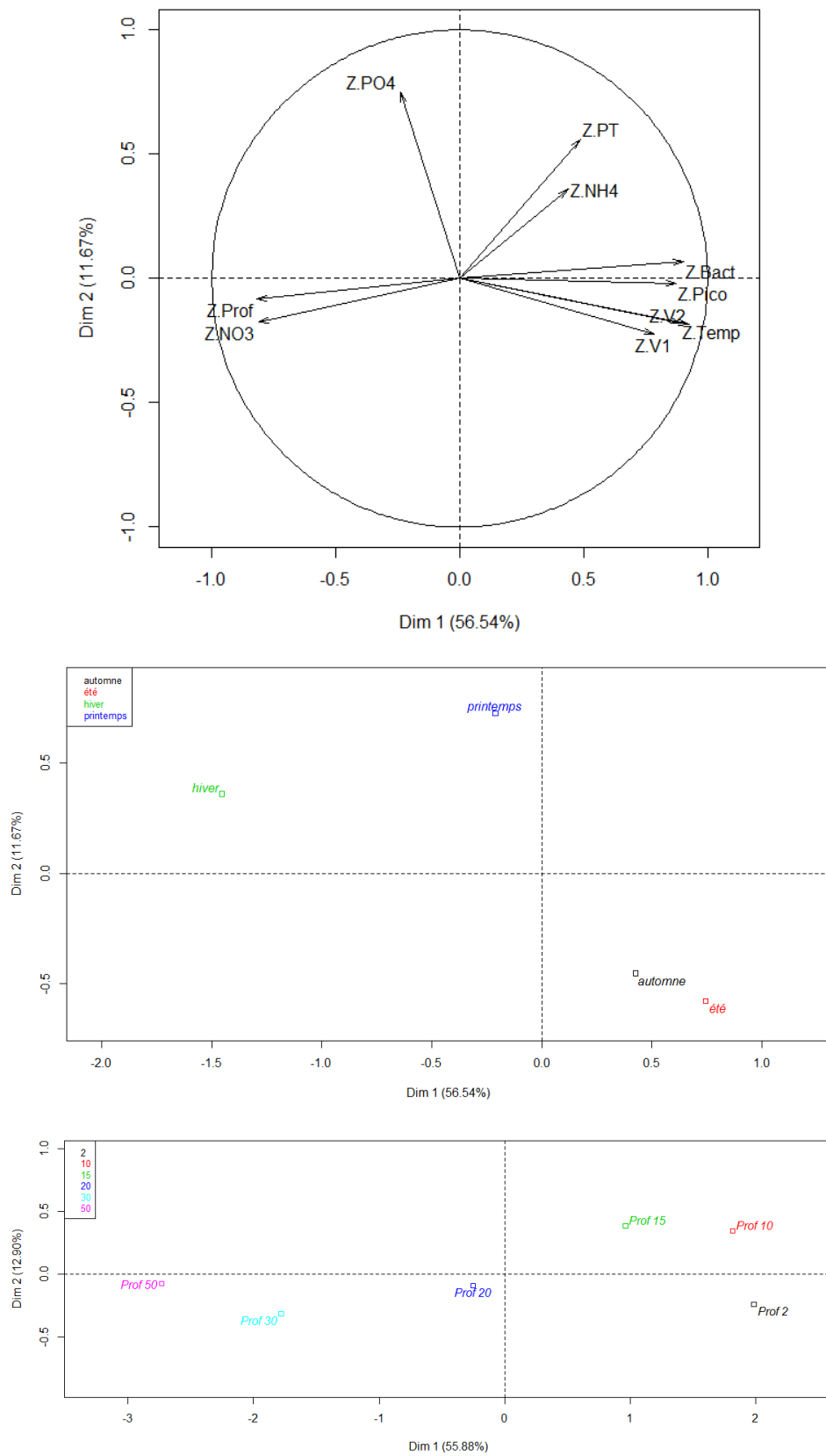


Figure 3 ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2014

La dynamique des abondances picocyanobactériennes est fortement associée à la température et surement à la lumière (si on considère que la profondeur est aussi un proxy de l'atténuation de cette dernière), ce qui se traduit par une distribution marquée et principale de cette communauté dans la strate 0-20 m, et un poids très marqué (dans l'ordre) des profondeurs 2, 10 puis 15 m. Parmi les autres facteurs qui semblent co-évoluer avec les picocyanobactéries, les bactéries hétérotrophes et les virus dont deux groupes ont pu être discriminés et notés VLP1 et VLP2. On sait que les virus jouent un rôle clef dans la dynamique des microorganismes aquatiques de manière directe (lyse, mortalité) ou indirecte (en lysant d'autres populations qui libèrent des nutriments pouvant être utilisés par les picocyanobactéries). Nous avons montré expérimentalement que la mortalité des picocyanobactéries imputable à la lyse virale peut être importante au lac du Bourget à certaines périodes de l'année notamment au printemps (Personnic et al. 2009, Zhong et al. 2013) mais relativement faible ou non détectée à l'échelle de l'année. Cela suggère que la relation trouvée entre virus et picocyanobactéries pourrait être majoritairement indirecte. L'hypothèse est que la lyse des bactéries hétérotrophes, qui elle est élevée toute l'année (Zhong et al. 2014) libère de la matière organique que certaines bactéries peuvent reminéraliser et remettre à disposition des picocyanobactéries (Weinbauer et al. 2011, Shelford et al. 2012, Meunier & Jacquet en révision). Les picocyanobactéries ont besoin de nutriments pour croître et le fait de voir que ces derniers sont inversement corrélés ou non à ce compartiment pourrait révéler aussi indirectement l'importance du fonctionnement de la boucle microbienne, les bactéries hétérotrophes co-évoluant d'ailleurs elles aussi avec les picocyanobactéries. Cette interprétation est la même qu'en 2013 où le même type de relations avait été observé.

Si la température est un facteur clé pour le développement des picocyanobactéries, le lien entre picocyanobactéries et température de l'eau se perd un peu pendant les mois d'été (non montré), suggérant ici qu'un autre contrôle intervient, tel que la concentration en nutriments inorganiques, qui, pendant l'été, est en effet faible à nulle en ce qui concerne les phosphates ou l'ammonium.

Sur cette analyse dont la variance totale expliquée est relativement élevée (~68%), il est important de rappeler que plusieurs compartiments clefs n'apparaissent pas, comme l'action des UV ou de 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 mézozooplancton (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) est réelle et cela mériterait d'être testé.

II.4. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne de 2003 à 2014

La Figure 4 ci-dessous 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 surement au faible impact de la prédation mézozoaire 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. 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. Il est aussi possible que la disparition de la cyanobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens* qui a proliféré jusque fin 2009 ait libéré une niche écologique favorisant le développement et l'approfondissement de la communauté des picocyanobactéries.

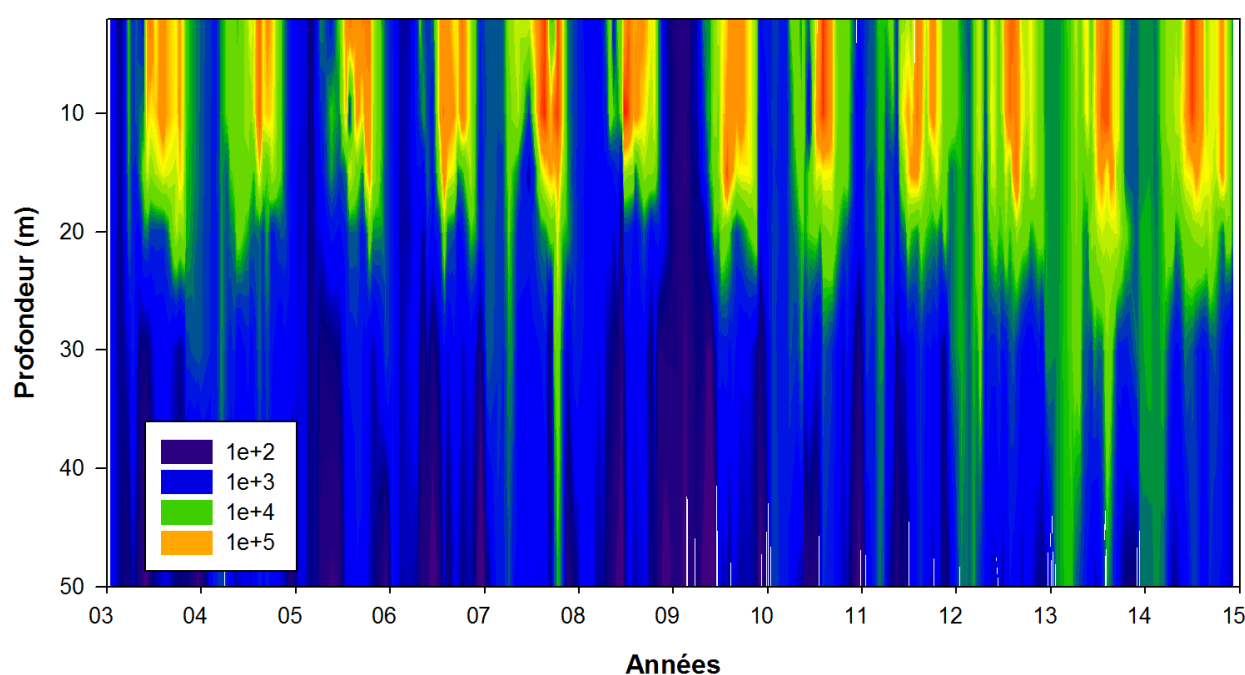


Figure 4 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2014 inclus

Une analyse plus fine a été conduite pour regarder s'il existait des relations préférentielles entre cette communauté et les nutriments P-PO₄, N-NO₃ et N-NH₄ mesurés dans le lac du Bourget en excluant donc les autres variables. Cette analyse a porté sur la période 2010 à 2014 inclus, c'est-à-dire une fois que l'efflorescence à *P. rubescens* a disparu. De plus, l'analyse a été restreinte sur les 20 premiers mètres où se concentre l'essentiel de la biomasse picocyanobactérienne. Il ressort de cette analyse qu'aucune relation significative ne semble exister entre les abondances picocyanobactériennes et l'ammonium (fortement associé au printemps). Les picocyanobactéries sont inversement corrélées aux phosphates et nitrates ($r=0,47$, $n=357$, $p<0.01$) suggérant soit l'utilisation/épuisement de ces ressources pour croître soit l'absence de lien direct entre l'importance relative de chacune de ces variables (Fig. 5). Des expériences au laboratoire sont aujourd'hui nécessaires pour déterminer l'importance réelle des nutriments (mais aussi de la température, de la lumière, ou encore de la pression de prédation et de la compétition avec d'autres espèces comme *P. rubescens*) sur les taux de croissance de cette communauté.

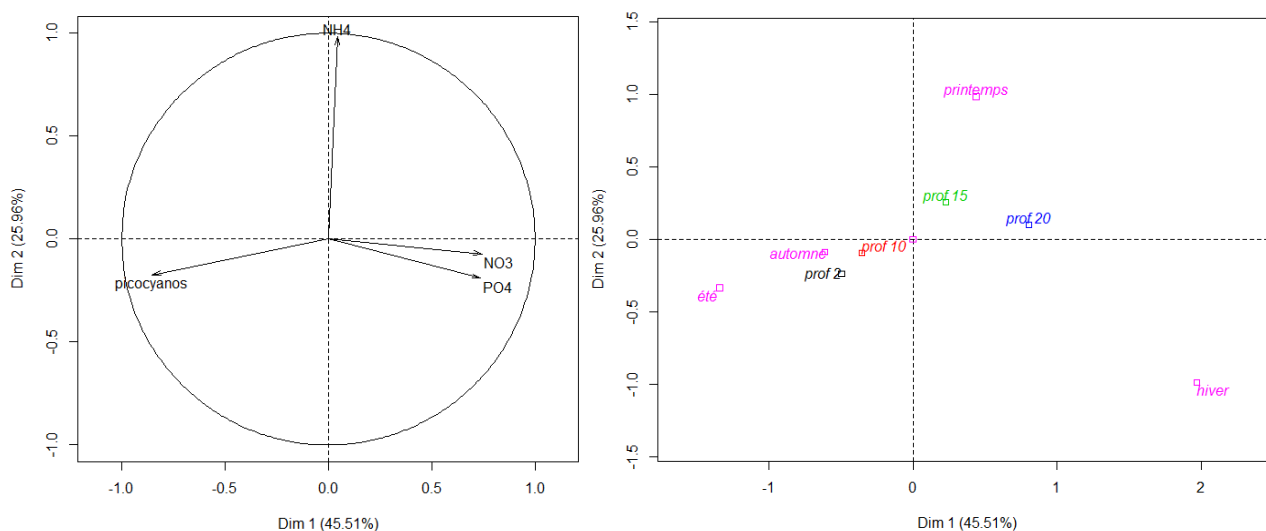


Figure 5 ACP réalisée pour la période 2010 à 2014, entre 2 et 20 m, pour les picocyanobactéries et les nutriments

II.5. Evolution de la biomasse picophytoplanctonique

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

Les données phytoplanctoniques classiques étant obtenues sur la strate d'eau 0-18 m, la mesure des abondances picocyanobactériennes a également été effectuée sur l'échantillon d'eau intégrée 0-18 m utilisée pour l'analyse du phytoplancton, depuis 2012, parallèlement aux profondeurs discrètes, générant ainsi à ce jour une soixante de données. Une très bonne corrélation ($r=0,98$, $n=59$, $P<0,001$) a été obtenue entre l'échantillon intégré et la moyenne des abondances à 2, 10, 15 et 20 m (Fig. 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 2014 (Jacquet non publié).

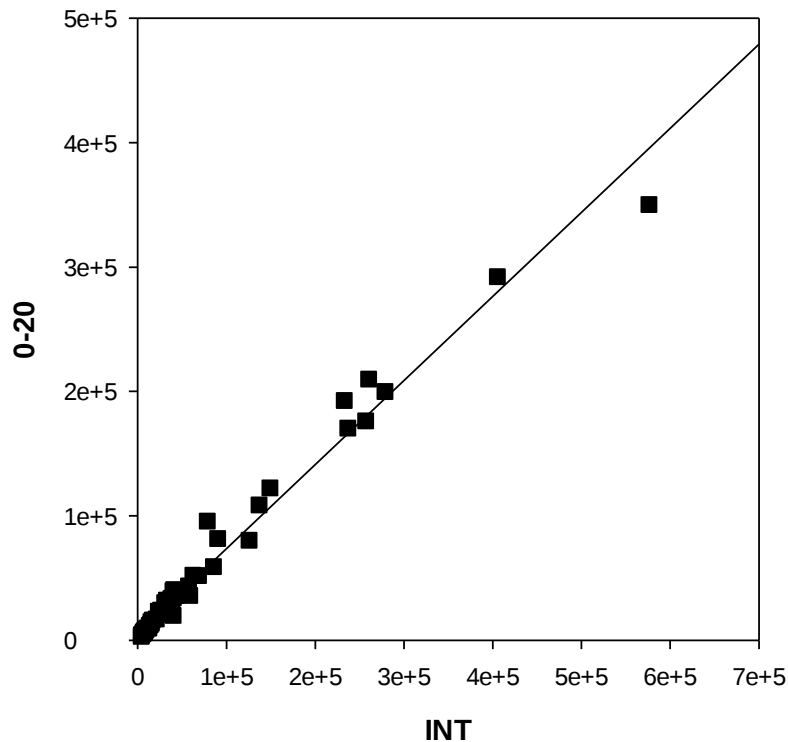


Fig 6 Relations entre les concentrations de picocyanobactéries moyennées entre 2 et 20 m et celles obtenues dans l'échantillon intégré 0-18 m pour les années 2012 à 2014

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 (Fig. 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, ce qui semble typique des lacs tempérés de statut oligotrophe à mésotrophe (Callieri 2010). En 2014, la plus forte valeur de la chronique a été atteinte avec plus de 6×10^5 cellules.ml⁻¹ au mois d'août, confirmant que cette communauté semble de plus en plus importante.

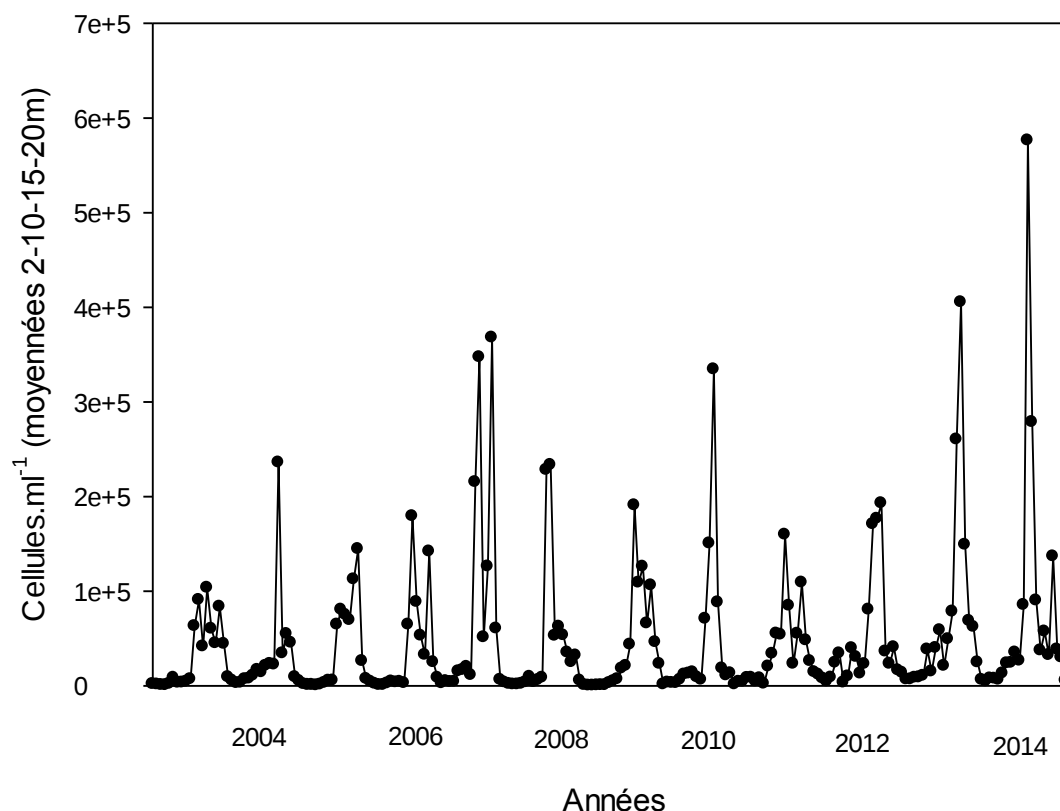


Fig 7 Evolution des concentrations moyennées 2-20 m entre 2003 et 2014

Sur la période 2004 à 2014, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté donc ici par les picocyanobactéries) fluctue entre 1,2 (en 2005) et 14,1% (en 2013) révélant de fortes disparités entre année mais également l'importance quantitative grandissante des picocyanobactéries dans le lac du Bourget par rapport aux autres formes phytoplanctoniques (Fig. 8). L'évolution de cette gamme de taille planctonique est particulièrement marquée après 2009 puisque la proportion a été multipliée par 4 entre les années avant 2009 et celles après 2009 (et pouvant être directement associée à la disparition de *P. rubescens*). Compartiment la proportion des formes nanoplanctoniques a été multipliée par 2,7.

2013 était 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 est toutefois la seconde année où la proportion des picocyanobactéries est la plus élevée. L'hypothèse est posée que les années à venir devraient confirmer ces pourcentages élevés en lien avec la poursuite de la réoligotrophisation du lac du Bourget.



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

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 (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 augmenter avec les 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).

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 9 révèle en effet une relation négative significative entre picocyanobactéries et concentrations en P_{tot} ($n=11$, $r=0,77$, $p<0,01$) ou $P-PO_4$ ($r=0,64$, $p<0,05$) alors que c'est l'inverse pour les formes phytoplanctoniques de grande taille ($r=0,76$ et $0,59$).

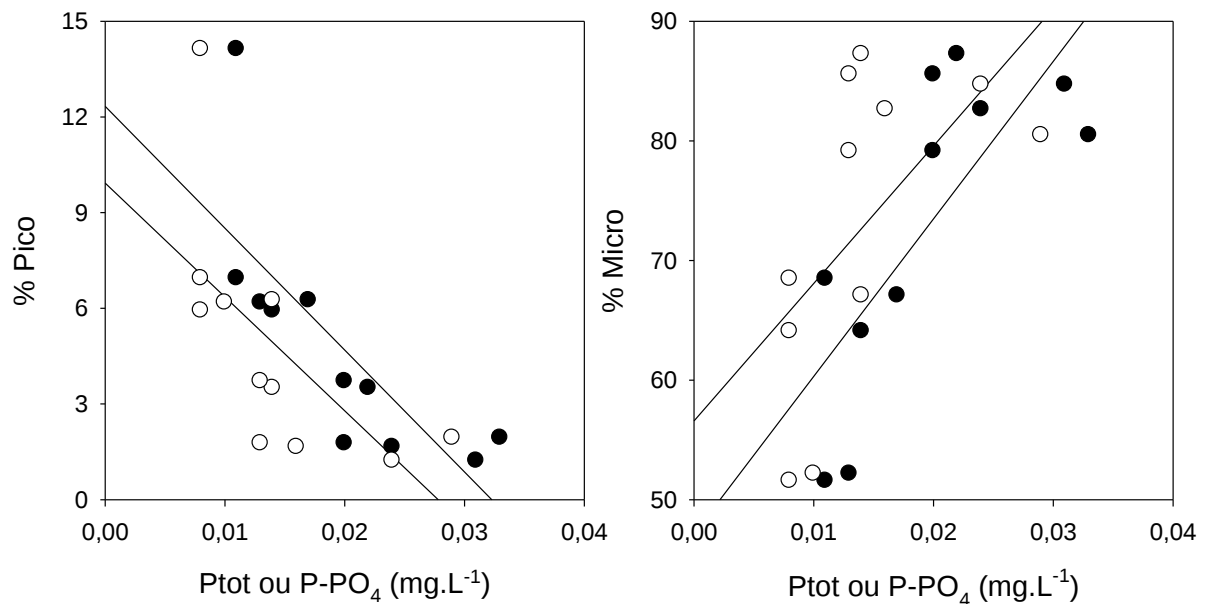


Fig 9 Relations inter-annuelles entre les proportions de picocyanobactéries (% Pico) ou du microphytoplancton (% Micro) et les concentrations en phosphore total ou en PO₄

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. Des expériences sont en cours au laboratoire pour tester cette hypothèse.

V. Conclusion et perspectives

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. 2014 est encore une année marquante pour ce compartiment qui a atteint ses plus fortes biomasses, même si la proportion du picoplancton a régressé. L'évolution générale de ce compartiment continue de suggérer qu'il puisse être un bio-indicateur des changements trophiques s'opérant actuellement au sein du lac du Bourget. De plus, les picocyanobactéries jouent aussi sûrement un rôle important dans la précipitation de la calcite (CaCO₃). Ce phénomène a été mesuré sur d'autres lacs carbonatés au sein des alpes, révélant que le picoplancton pourrait être effectivement responsable d'une fraction importante de la précipitation de calcite, notamment pendant la stratification estivale (Dittrich et al. 2004). Les perspectives d'étude sur ce comportement sont donc multiples pour mieux apprécier son rôle au sein du lac du Bourget et les questions auxquelles il faudrait répondre peuvent être résumées comme suit :

- quelle est la part de la production primaire due aux picocyanobactéries ?
- quel rôle nutritionnel les picocyanobactéries jouent-elles vis-à-vis des protistes flagellés et ciliés et du zooplancton métazoaire ?
- la lyse virale des picocyanobactéries peut-elle remettre des nutriments à disposition des autres communautés planctoniques ?
- quel est le rôle des picocyanobactéries dans la précipitation du CaCO₃ ?

ETUDE RELATIVE AU ZOOPLANCTON

Dans ce chapitre sont présentées les données du suivi global de la communauté zooplanctonique du lac du Bourget pour l'année 2014. Les deux premières parties traitent des dynamiques saisonnières, observées au cours de l'année 2014, du zooplancton crustacéen et non-crustacéen. La dernière partie est consacrée aux tendances interannuelles de la communauté crustacéenne, en relation avec la dynamique phytoplanctonique, sur la série 2004-2014.

I. Méthodologie

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2014 est identique à celui réalisé dans le cadre du suivi à long terme du Léman et du lac d'Annecy. L'échantillonnage, mensuel puis bimensuel à partir du mois de mars, 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 au formol à 5%. De retour au laboratoire, les microcrustacés sont dénombrés par espèce et stade de développement. Le dénombrement est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon (voir Annexe 2). 19 prélèvements ont pu être analysés en 2014.

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 adapté à l'étude du zooplancton crustacéen mais se révèle assez sélectif quant à la collecte des rotifères. Cette étude porte par conséquent plus spécifiquement 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 cyclopides et des calanides.

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*), mais 6 taxons de copépodes cyclopoides (*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. Les autres espèces sont observées régulièrement au cours de l'année, et d'une année sur l'autre.

La dynamique des trois familles crustacéennes en 2014 suit la tendance bimodale attendue pour les lacs mésotrophes, avec des pics d'abondance très nets au printemps et à l'automne, entrecoupés d'abondances estivales faibles (Fig. 1). Traditionnellement, la reprise printanière de croissance des copépodes cyclopidés et calanides est plus précoce, de 20 à 40 jours, que celles des cladocères. En 2014, comme en 2013, ce décalage est restreint à deux semaines. Le maximum printanier d'abondance des microcrustacés est atteint le 29 avril et correspond à une phase de décroissance du biovolume phytoplanctonique, fixant ainsi à cette date la phase des eaux claires (Fig. 1), toutefois moins marquée que les années précédentes. Comme en 2011, la phase des eaux claires est particulièrement précoce en 2014 en conséquence du printemps doux et de la mise en place rapide de la stratification thermique, précédant de 2 à 4 semaines, celles observées depuis le début des suivis en 2004 (Fig. 2a). Les maxima printaniers d'abondance zooplanctonique ($1\,250\,000\text{ ind.m}^{-2}$) correspondent à des effectifs moyens sur la série observée de 2004 à 2014 (Fig. 2b) suggérant que les effets climatiques sur la dynamique printanière du zooplancton n'engendrent pas de conséquences immédiates sur les effectifs atteints.

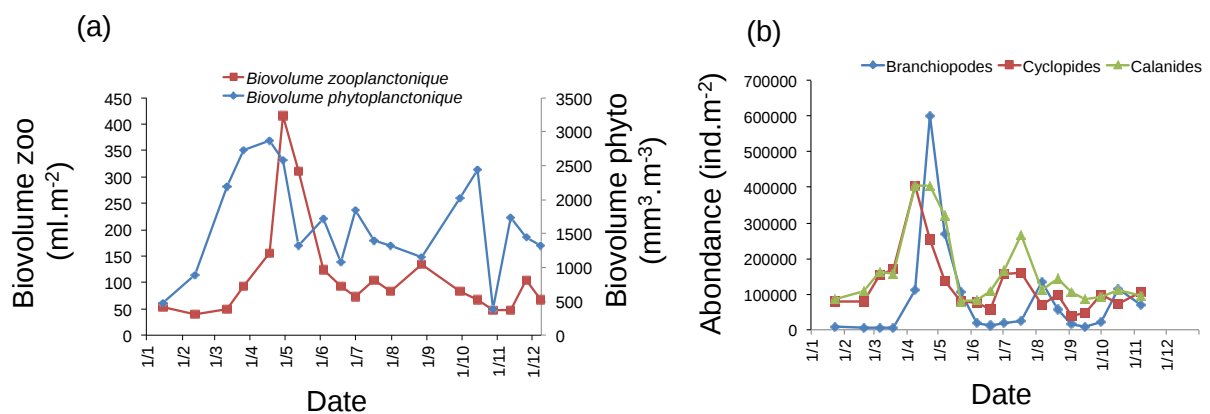


Figure 1 Dynamique saisonnière des micro-crustacés. (a) relations entre biovolume zooplanctonique et biomasse phytoplanctonique. (b) Evolution saisonnière des classes de micro-crustacés zooplanctoniques en 2014

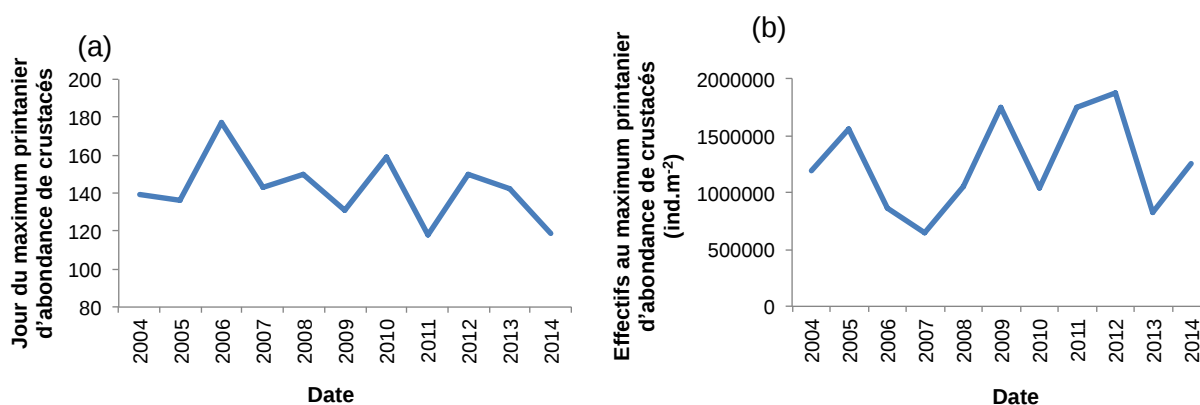


Figure 2 Caractéristiques interannuelles du maximum printanier d'abondance des micro-crustacés. (a). date du maximum printanier. (b). effectifs atteints

L'abondance des microcrustacés diminue rapidement en fin de printemps pour atteindre des valeurs $<180\,000\text{ ind.m}^{-2}$ en juin et juillet (Fig. 2b). Les copépodes cyclopidés et calanides, montrent un second pic

d'abondance en milieu d'été (à respectivement 161 000 et 265 000 ind.m⁻² le 31/7) tandis que le second maximum d'abondance des cladocères apparaît 1 mois plus tard et avec des effectifs modestes (à 132 000 ind.m⁻² fin août). Ce second pic d'abondance zooplanctonique, traditionnellement observé en septembre/octobre, est beaucoup plus précoce en 2014, cette dynamique atypique étant probablement attribuable aux conditions météorologiques automnales (fraîches et pluvieuses) de l'été 2014. Les abondances de micro-crustacés en fin d'automne et début d'hiver 2014 sont relativement élevées, aux alentours de 300 000 ind.m⁻², valeurs à très certainement relier à la douceur de la fin d'année 2014.

Une approche plus spécifique révèle une dynamique saisonnière différente des espèces au sein même des différentes classes zooplanctoniques.

Les pics d'abondances des branchiopodes herbivores au cours de l'année 2014 reproduisent un schéma de succession assez reproductible d'une année à l'autre depuis le début des suivis.

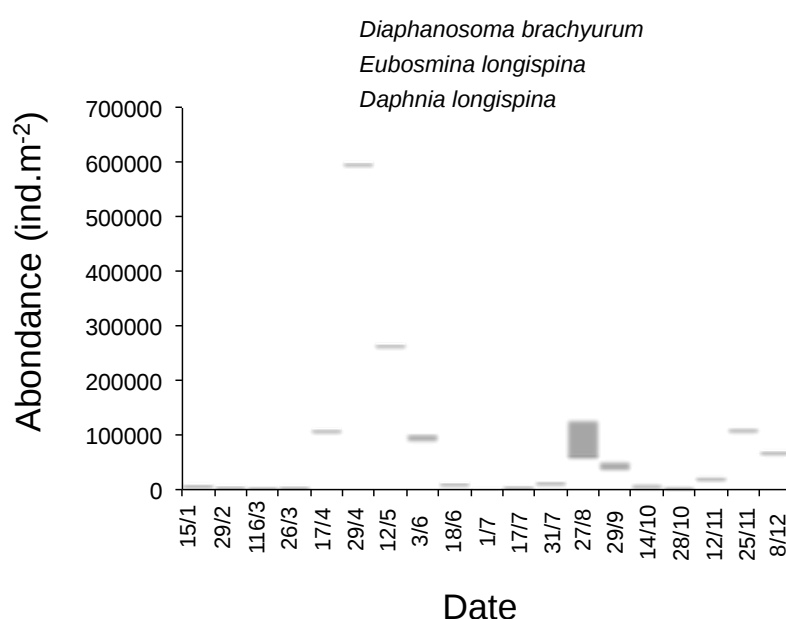


Figure 3 Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores en 2014

Les changements saisonniers dans la communauté des branchiopodes herbivores résultent à la fois de changements dans l'abondance des espèces, mais aussi dans leur dominance relative au sein de la communauté (Fig. 3). En 2014, et comme en 2010-2012, le pic d'abondance printanier est uniquement composé de *D. longispina*. Le pic de fin d'été-début d'automne des branchiopodes résulte, chaque année, de l'augmentation à la fois des abondances de *D. longispina* mais aussi de l'espèce thermophile *D. brachyurum*. Les effectifs restent toutefois relativement élevés jusqu'à la fin de l'année.

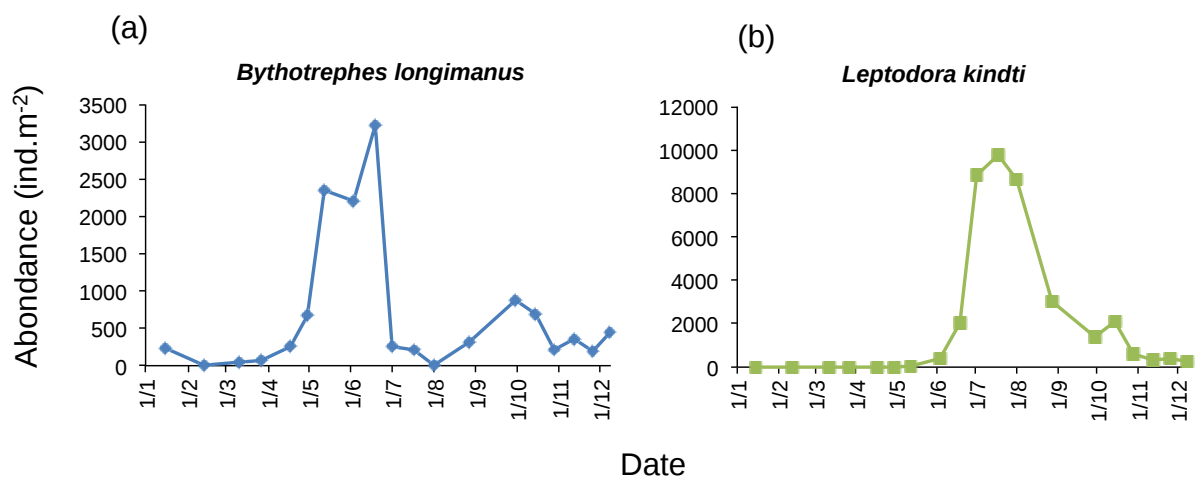


Figure 4 Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs (a) *Leptodora kindti* et (b) *Bythotrephes longimanus* au Lac du Bourget en 2014

Les effectifs des cladocères *Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus* sont de plusieurs ordres de grandeurs inférieurs à ceux des cladocères herbivores (Fig. 4). Elles jouent toutefois un rôle important dans la dynamique des autres espèces car elles exercent une prédation forte sur les petites formes crustacéennes (Manca and Comoli 1995) et représentent une proie préférentielle des poissons en été.

Les cladocères prédateurs n'apparaissent typiquement dans la communauté qu'en fin de printemps ou d'été. Il s'agit de deux espèces à preferendum estival dont la période de développement maximal a lieu pendant la saison chaude. En 2014, les pics d'abondances des deux espèces ont été toutefois particulièrement précoces, avec des maxima observés environ un mois plus tôt que les années précédentes, comme pour la phase des eaux claires. Même si l'été 2014 a été particulièrement frais et humide, cette dynamique précoce des espèces thermophiles atteste d'une plus forte dépendance aux dynamiques thermiques estivales, c'est à dire à la mise en place rapide de la stratification thermique.

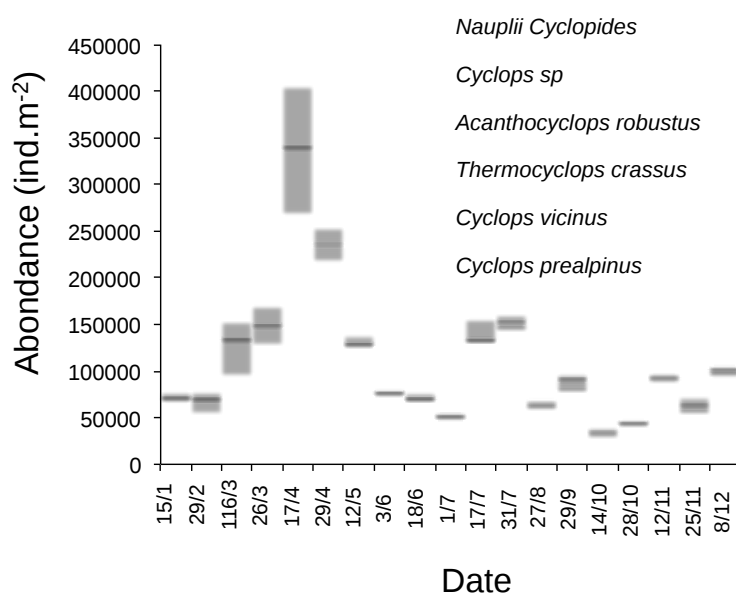


Figure 5 Evolution saisonnière de la composition des copépodes cyclopoïdes en 2014

La saisonnalité des cyclopidés est assez marquée en 2014. Elle suit le schéma général observé dans les lacs mésotrophes tempérés (Fig. 5). Le pic printanier est dominé par *C. prealpinus*, avec toutefois une contribution significative de nauplii et de *C. vicinus*. Un second pic est observé en automne (avec des effectifs de 70% inférieurs à ceux du pic printanier) au cours duquel *C. prealpinus* coexiste, cette fois-ci, avec l'espèce thermophile *T. crassus*. La dynamique saisonnière de la seule espèce de copépode calanoïde présente au lac du Bourget (*E. gracilis*) est similaire à celle de cyclopoïdes avec toutefois une reprise automnale plus marquée.

III. Autres groupes planctoniques

En raison de la taille du vide de maille du filet à zooplancton qui laisse échapper une grande partie de ces organismes, les données obtenues sont approximatives et ne sont présentées qu'à titre informatif.

* Mollusques : *Dreissena polymorpha*

Les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce sont en général observées dans les prélèvements d'été, de juin à septembre. Les abondances sont cependant extrêmement variables d'une année sur l'autre. En 2014, les larves ont été observées à deux occasions, le 29/9 (effectifs hors comptage) et le 14/10 (900 ind. m⁻²).

* Rotifères

Les rotifères observés dans les prélèvements sont de grandes espèces (*Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*, *Conochilus unicornis*) (Fig. 6).

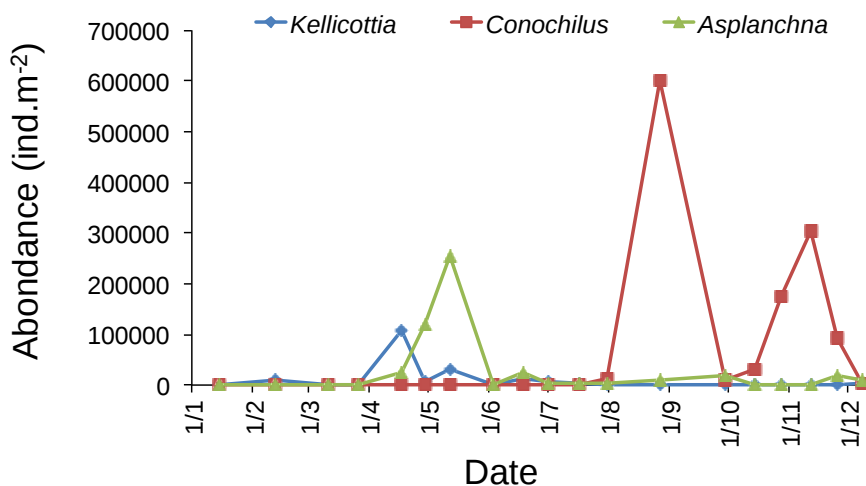


Figure 6 Evolution saisonnière des abondances de quelques rotifères en 2014

Asplanchna priodonta et *Kellicottia longispina* montrent traditionnellement un pic printanier (Straille 2000) observé très clairement en 2014. *A. priodonta* voit ses abondances culminer en été et en fin d'automne. *Conochilus unicornis* est une espèce sans saisonnalité claire, qui peut présenter des pics d'abondances printaniers (comme en 2012), estivaux ou automnaux (comme en 2010-11 et 2014).

IV. Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2014

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen est de 352 000 ind.m⁻² en 2014, valeur moyenne dans la série 2004-2014 (Fig. 7). Les effectifs totaux sont relativement constants d'une année sur l'autre, sans qu'aucune tendance claire ne s'en dégage réellement. Les diminutions des concentrations en phosphore observées au cours de la dernière décade ont engendré des modifications nettes de la biomasse et de la communauté phytoplanctoniques mais les conséquences structurales sur le compartiment des micro-crustacés sont plus subtiles. A l'échelle interannuelle, les effectifs de micro-crustacés (totaux ou par classes), sont indépendants de la biomasse phytoplanctonique moyenne annuelle (Fig. 8).

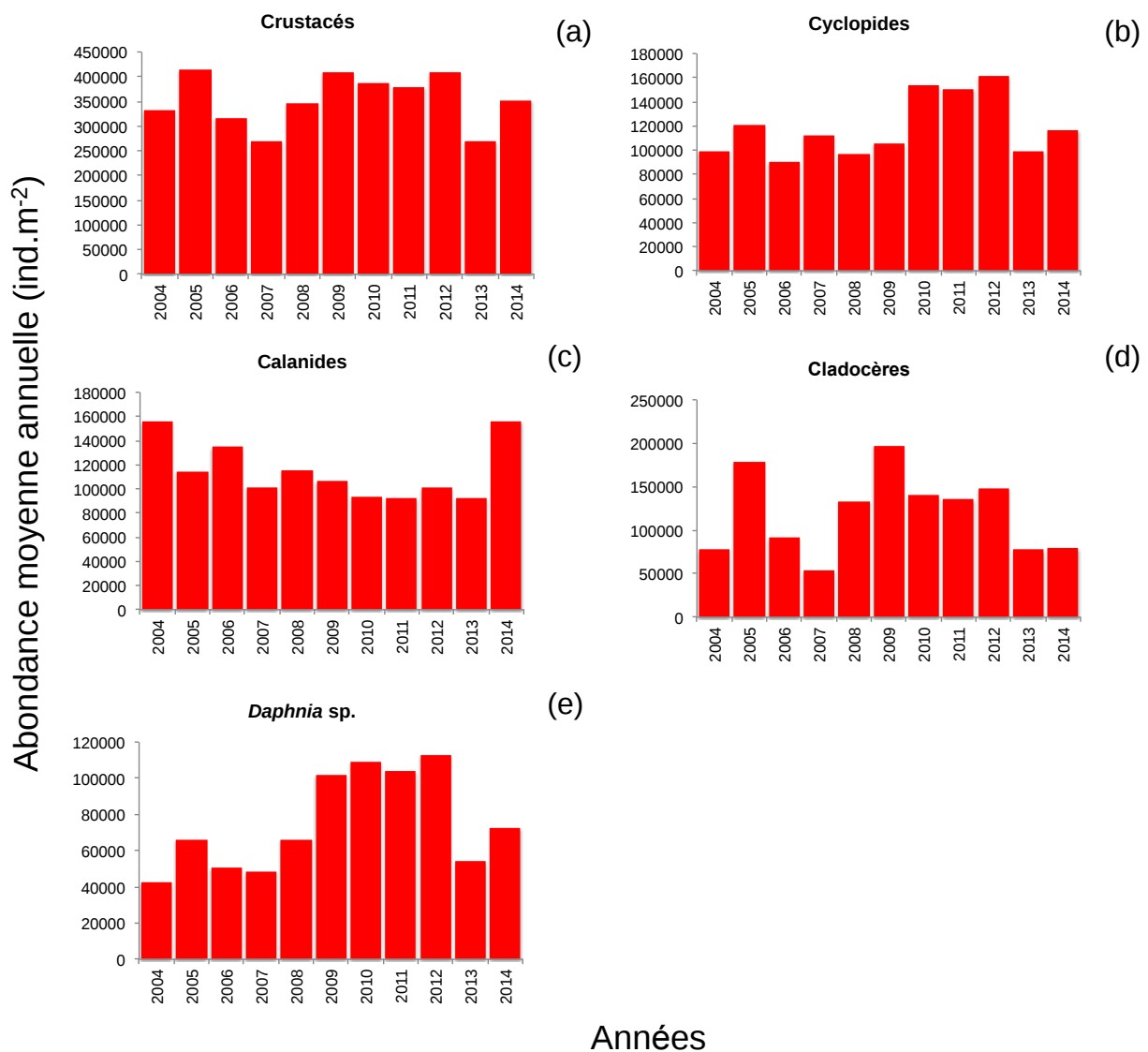


Figure 7 Abondances moyennes annuelles (a) des crustacés totaux, (b) des Cladocères, (c) des Cyclopoïdes et (d) des Calanoïdes et (e) des Daphnies du lac du Bourget entre 2004 et 2013

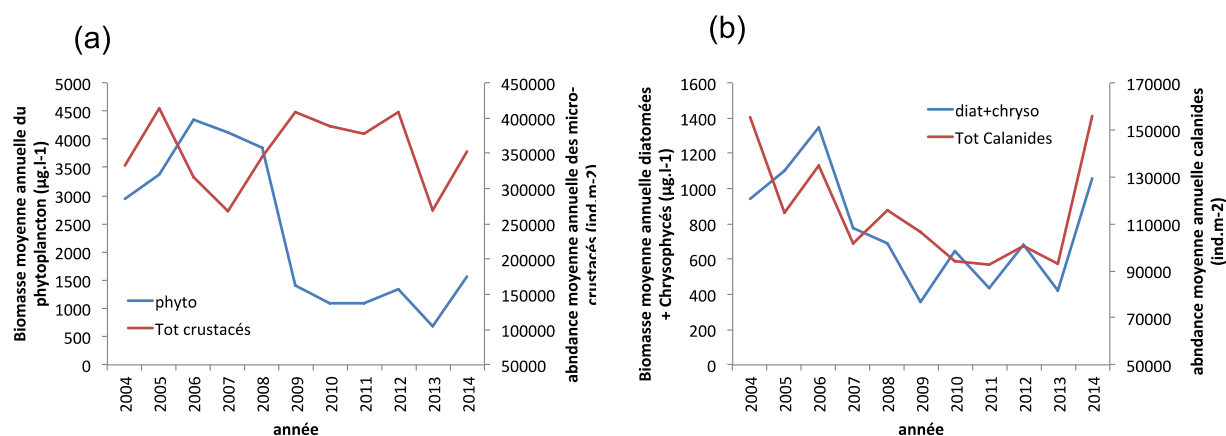


Figure 8 Comparaison des tendances interannuelles entre phytoplancton et micro-crustacés zooplanctoniques. (a). Comparaison des biomasses phytoplanctoniques et effectifs totaux de micro-crustacés. (b). Comparaison des biomasses de Diatomées et Chrysophycées et des effectifs de calanoides

Le maintien des effectifs de micro-crustacés sur la série 2004-2014, en dépit d'une diminution drastique des biomasses phytoplanctoniques souligne néanmoins une amélioration nette de l'efficacité trophique, c'est à dire de la proportion de biomasse phytoplanctonique efficacement intégrée dans le réseau trophique pélagique, depuis la disparition des efflorescences de *P. rubescens*. L'augmentation de l'efficacité trophique constitue en soit un indicateur de l'amélioration du fonctionnement écologique du lac du Bourget. L'absence de relation directe entre biomasse phytoplanctonique et effectifs zooplanctoniques totaux indique que le contrôle ascendant du compartiment zooplanctonique n'est pas de même intensité à toute saison (Sommer et al. 2012) ni sur tous les taxons. Les effectifs moyens annuels des calanoides (représenté par l'unique espèce *Eudiaptomus gracilis*) sont toutefois particulièrement bien corrélés aux biomasses moyennes annuelles des classes algales typiques d'eaux de bonne qualité (diatomées et Chrysophycées), indiquant un contrôle ascendant sur cette espèce dicté par la disponibilité d'algues de bonne qualité nutritionnelle pour ce taxon exigeant (Fig. 8b). Pour les autres taxons micro-crustacés, aucun lien entre abondance ou qualité de la ressource phytoplanctonique et effectifs moyens annuels n'a pu être mis en évidence. Les fluctuations des abondances moyennes de micro-crustacés ou de leur composition, ne semblent pas non plus directement liées au climat, et notamment à la température de l'air moyenne de l'année en cours. 2014 a été l'année la plus chaude enregistrée depuis le début des suivis météo-France mais les répercussions sur le compartiment zooplanctonique s'exercent plus au niveau de la phénologie qu'à celle de l'abondance totale ou de la composition des communautés de micro-crustacés. Il est toutefois à noter que l'effet du climat sur le zooplancton s'exerce selon des processus antagonistes. Si une élévation des températures de l'eau peut à la fois favoriser la production primaire ainsi que les taux de croissance des taxons micro-crustacés, elle augmente aussi le taux et la période de prédation par les espèces ou les stades de poissons zooplanctonophages (Alric et al. 2013). Des études théoriques, conceptuelles ou expérimentales récentes tendent à ré-évaluer, à la hausse Le rôle de la prédation dans le contrôle descendant des dynamiques saisonnières et interannuelles du zooplancton lacustre (Sommer et al. 2012, Kratina et al. 2012, Domis et al. 2013). Les données actuellement disponibles dans le suivi ne permettent pas encore d'évaluer directement le rôle du contrôle par la prédation dans le cadre du Bourget (ni des autres lacs de l'observatoire) mais

l'intégration de ces données dans des initiatives de modélisation telles qu'initiées au CARTEL pourront à terme en fournir des informations quantitatives.

V. Conclusion

Si la dynamique du zooplancton en 2014 reproduit celle des années précédentes, elle est marquée par la précocité de la reprise printanière, à relier avec le climat particulièrement chaud du premier semestre de l'année. Les relations entre les modifications des compartiments phytoplanctoniques et zooplanctoniques à l'échelle inter-annuelle ne s'expriment qu'au niveau de certaines caractéristiques structurelles (effectifs des calanoides) ou fonctionnelles (efficacité trophique). Toutefois, une compréhension plus approfondie des évolutions des dynamiques zooplanctoniques nécessitent une intégration plus explicite de la prédation par les poissons.

RECHERCHES PORTANT SUR LE PEUPLEMENT PISCICOLE

En 2014, 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, le poisson intègre les changements d'états des écosystèmes aquatiques et les perturbations subies. Les données acquises en 2014 ont pu être comparées aux campagnes similaires réalisées en 2005, 2010, 2011, 2012 et 2013.

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, dépend 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 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, acoustique et statistiques de pêche, afin de dégager des tendances d'évolution piscicole qui pourront être mises en relation avec l'état écologique du lac. Ainsi, le poisson sera pris en compte dans une approche 'bio-indicateur' de l'état écologique du lac, cet indicateur étant plus intégrateur que les autres qui sont déjà suivis par ailleurs (*cf autres chapitres de ce rapport*). 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 antérieures : 2005, 2010, 2011, 2012, 2013 (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.

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 et Lebourges, 2014, Sotton et al. 2011, Winfield et al. 2009). Le lecteur intéressé pourra se référer en particulier à l'ouvrage de Simmonds et MacLennan (2005) qui fait référence ainsi qu'à deux chapitres d'ouvrages (Brandt 1996, Guillard et 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 sont réalisés afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible, selon un parcours dit en transects, effectués à environ 8 km.h⁻¹ depuis l'unité de navigation Antarès 6.50 m. Le matériel est constitué d'un sondeur numérique SIMRAD EK 60, fréquence 70 kHz, transducteur circulaire split-beam (faisceaux partagés) de 11° à -3 dB, fixé à 70 cm en dessous de la surface de l'eau. 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. Les échantillonnages acoustiques se composent d'environ 31 transects (Fig. 1) distants d'environ 500 mètres effectués le 10 et 11 octobre 2005, le 27 et 28 septembre 2010, le 19 et 20 septembre 2011, le 01 et 02 octobre 2012, et le 30 septembre et 01 octobre 2013 de nuit, la même semaine que les pêches. Les parcours effectués en transects permettent d'échantillonner avec le même effort les différentes zones (zone pélagique, littorale...). Les données acoustiques ont été analysées avec le logiciel Sonar5-Pro (Balk et 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 (m².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 et MacLennan 2005).

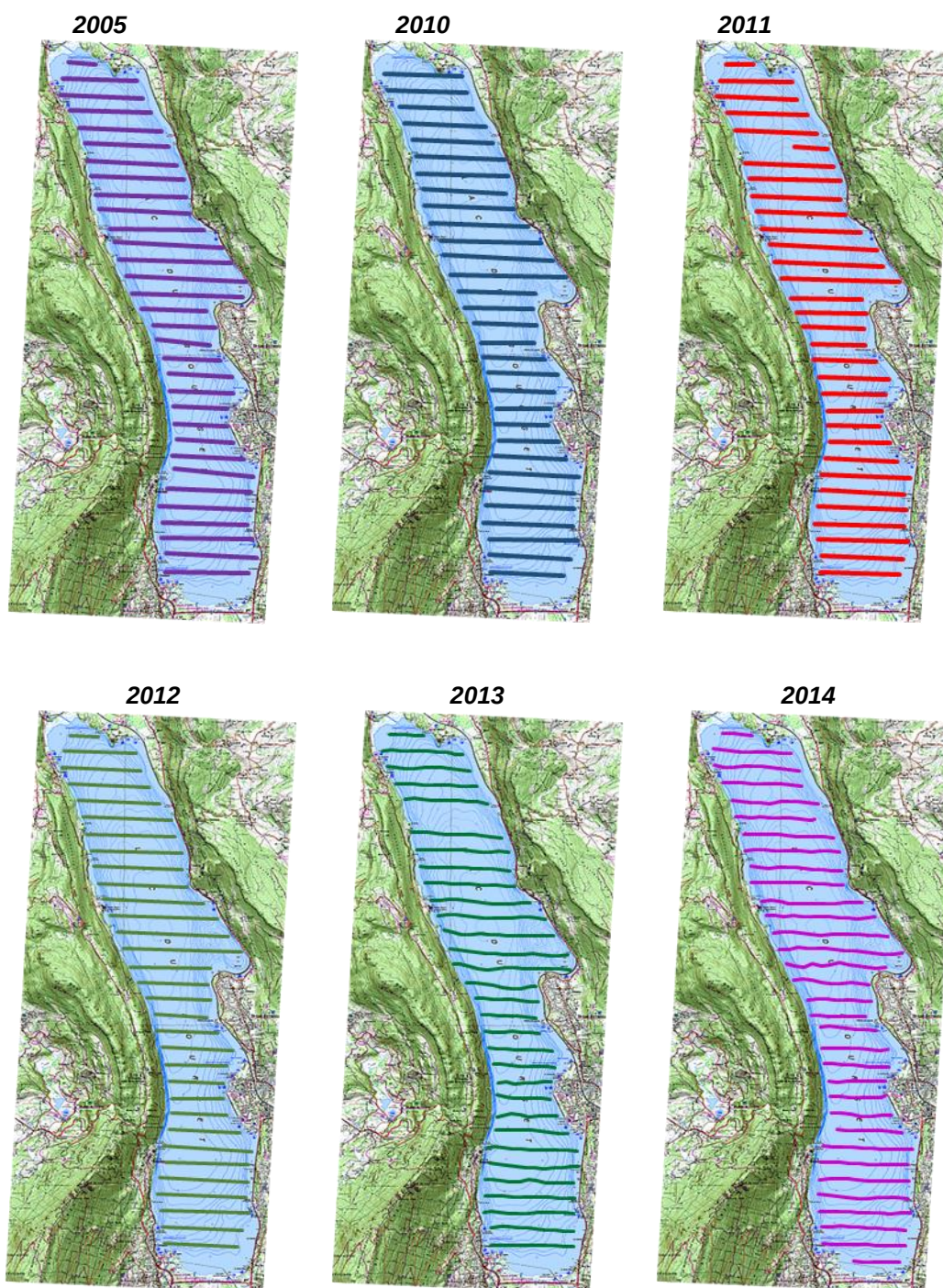


Figure 1 Localisation des transects effectués de nuit en 2005, 2010, 2011, 2012, 2013 et 2014

Pour des raisons techniques, la zone entre la surface et les premiers mètres (environ 2 à 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 Sa ($m^2 \cdot ha^{-1}$) (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 et 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 Strenght : TS) exprimé en dB (MacLennan et al. 2002). Cet index de réflexion est, pour une espèce donnée, proportionnel à la taille de chaque individu (Simmonds et 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 et 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 poisson (ρ_a , nbre de poisson. ha^{-1}) basée sur la 'Sv/TS scaling method' (Balk & Lindem 2006) à partir de l'équation de Forbes et Nakken (1972) : $\rho_a = Sa/\sigma$ (σ étant défini par $TS = 10 \log (\sigma / 4\pi)$ (Dinner & Marchand 1995).

Les seuils d'acquisitions ont été définis à -60 dB pour les TS (40 log R) et -66 dB pour les Sa (20 log R 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 sera divisée en deux couches (Tableau 1) fonction de la structure thermique du lac et des teneurs en oxygène au moment où s'effectuent les campagnes (Figure 2). 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).

Tableau I Partitions de la masse d'eau en fonction de la température et de l'oxygène

<i>Année</i>	<i>Couche supérieure</i>	<i>Couche inférieure</i>
2005	3.0 m – 17.0 m	17.0 m - Fond
2010	3.0 m – 15.0 m	15.0 m - Fond
2011	3.0 m – 14.0 m	14.0 m - Fond
2012	3.0 m – 15.0 m	15.0 m - Fond
2013	3.0 m – 14.0 m	14.0 m - Fond
2014	3.0 m – 14.0 m	14.0 m - Fond

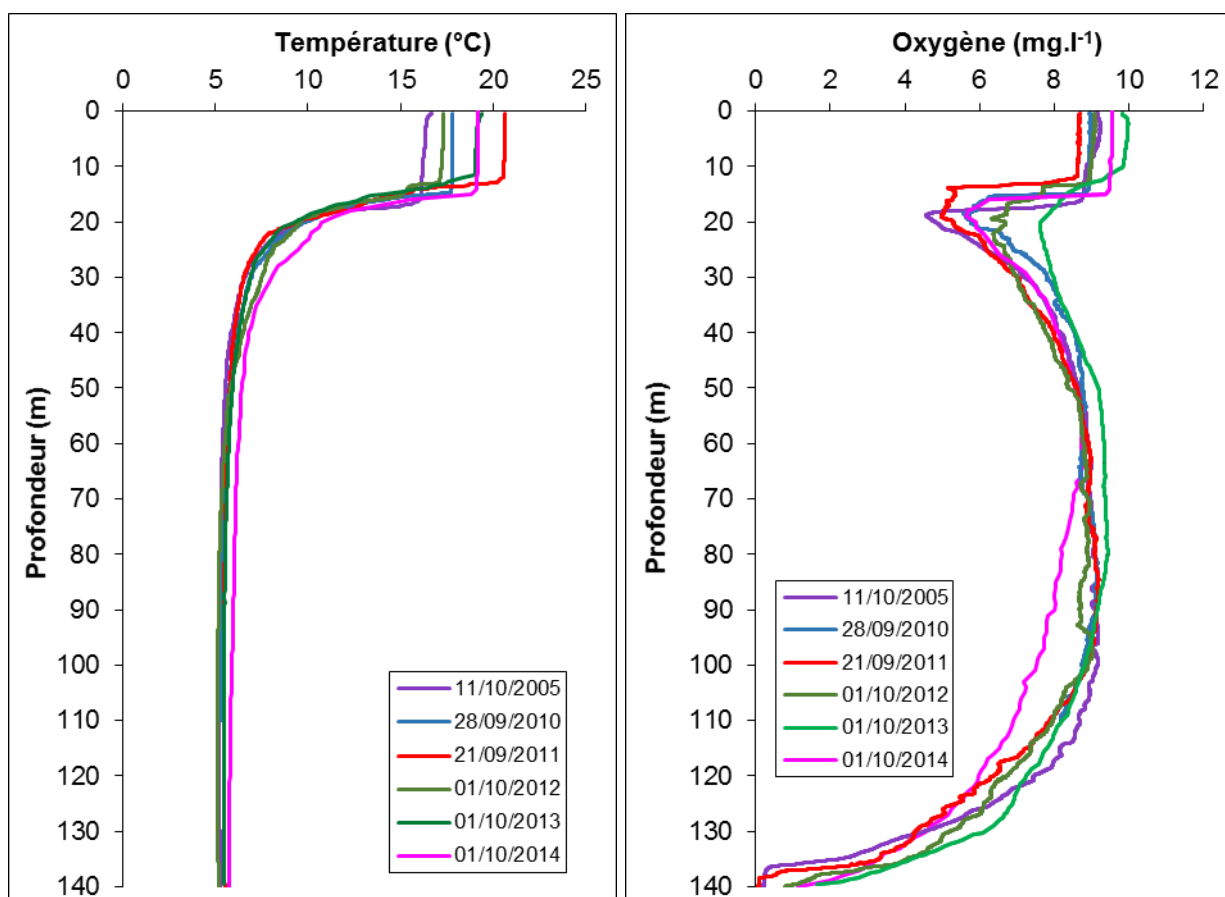


Figure 2 Profils thermiques et d'oxygène réalisés dans le lac du Bourget le 11/10/2005, 28/09/2010, 21/09/2011 et le 01/10/2012, 01/10/2013, 01/10/2014

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 DCE¹. Cette norme prévoit l'utilisation de filets benthiques posés de façon aléatoire, dans des strates préalablement définies (Tableau 2), 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 II nombre de filets 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	6
Total	68

¹ Directive Cadre Eau

Surface total de filets²	68 * 30 * 1.5 = 3060 m²
--	---

Chaque filet benthique mesure 30 mètres de long par 1,5 mètres 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 3).

Tableau III 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 est uniquement qualitative.

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 3 strates de 6 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques en 2014 a donc été de $(27.5 * 6) * 2 \text{ nappes} * 3 \text{ batteries} * 4 \text{ jours}$ soit 3.960 m². En 2010, la surface posée était identique mais l'objectif était 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 d'augmenter le nombre d'individus, une batterie supplémentaire a été posée pour cibler les poissons des tranches en dessous de la thermocline.

² Cette surface peut être légèrement différente en cas de perte de filets : par exemple, en 2011 et 2013 un filet a été perdu.

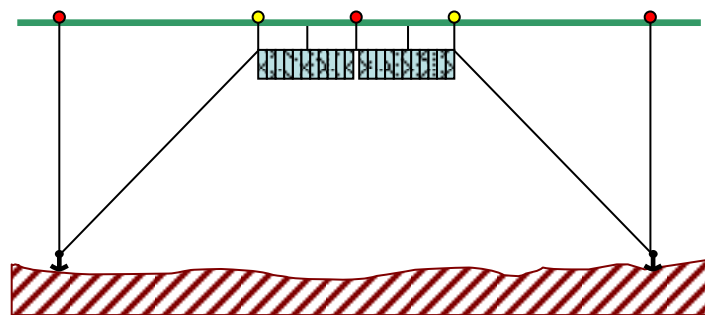


Figure 3 Schéma de pose des filets pélagique

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 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 pesés.

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 3513 hectares (Figure 4). Après avoir compté plus de 120 pêcheurs professionnels pluri-actifs entre 1950 et 1980, puis une trentaine d'actifs dans les années 80, il ne reste à l'heure actuelle 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 90, 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 (*Coregonus lavaretus*). 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

II.3.2.1. Pêche amateur aux engins

Cette catégorie, issue des pêcheurs professionnels, a été rattachée aux amateurs suite à la Loi Pêche de 1984. En terme de matériel, ces pêcheurs disposent chacun de 3 nasses, 3 lignes de fond et depuis 2008, d'un filet de type araignée (en remplacement des 3 nasses pour le pêcheur souhaitant obtenir un filet). Leur droit de pêche s'exerce sur les lots 1 à 4 (Figure 4). Depuis 1987, l'effectif est relativement stable et est actuellement de 42 pêcheurs, soit le nombre maximum de licences délivrées par la DDT73. Les statistiques de captures de cette catégorie de pêcheurs sont tenues par les services de l'Etat depuis 1995.

II.3.2.2. Pêche amateur aux lignes

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.

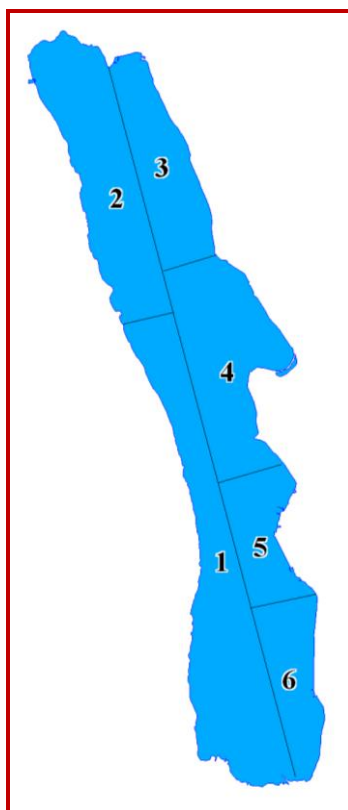


Figure 4 Lots de pêche du lac du Bourget

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 est rattaché au permis de pêche en bateau afin d'être en accord du point de vue de la réglementation. Depuis une dizaine d'années, on recense en moyenne 1500 pêcheurs amateurs en bateau. Jusqu'en 1994, le taux de retour des

carne 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 45 % alors que depuis 2000 il stagnait à 20 %. Ce taux est depuis resté stable. Les statistiques de captures de la pêche amateur sont tenues par le CISALB depuis 2003.

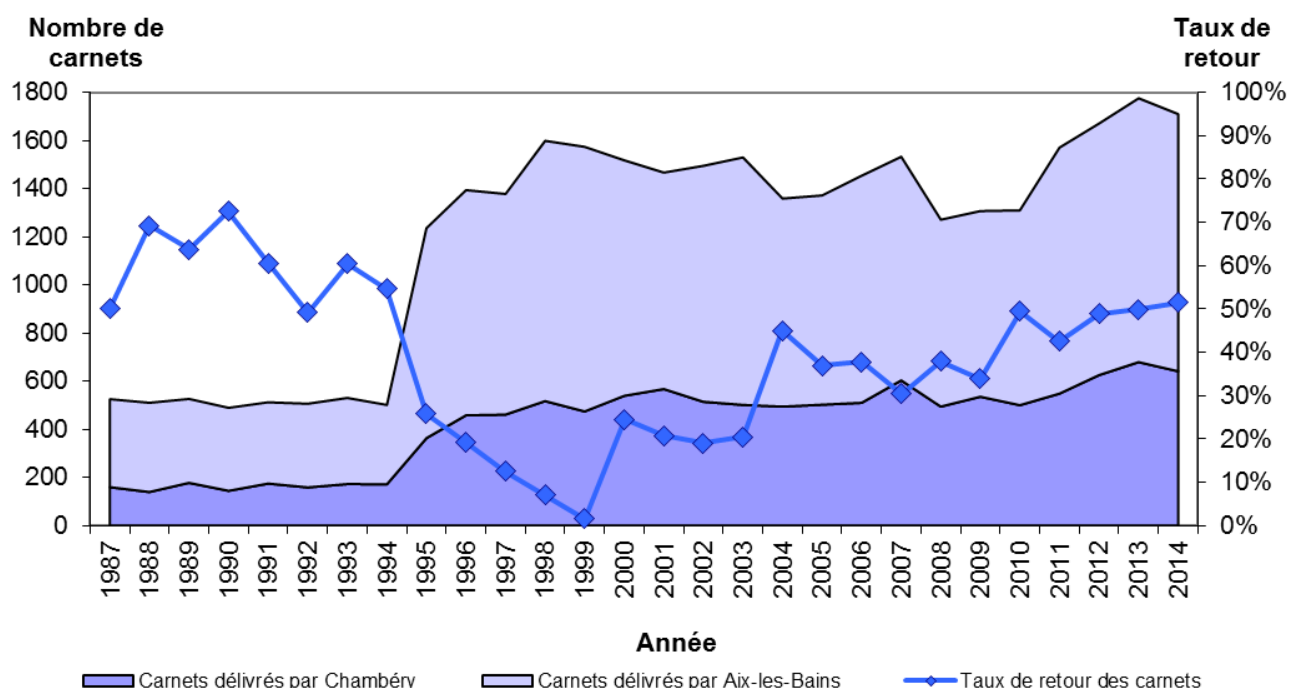


Figure 5 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987

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 (CISALB 2013).

III. Résultats

III.1. Hydroacoustique

III.1.1. Densité acoustique

Les résultats des Sa moyens des cinq campagnes exprimés en unité d'échointégration, sont résumés dans le Tableau 4 pour la strate supérieure et dans le Tableau 5 pour la strate 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 (Figures 6 et 7).

Tableau IV Sa ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) pour la couche supérieure sur la totalité du lac

	2005	2010	2011	2012	2013	2014
	3 – 17 m	3 – 15 m	3 – 14 m	3 – 15 m	3 – 14 m	3 – 14 m
Maximum	41.893	12.742	4.400	33.156	6.300	10.928
Moyenne	1.629	0.904	0.201	2.615	1.752	0.295
Minimum	0.001	0.002	0.000	0.055	0.000	0.001

Tableau V Sa ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) pour la couche inférieure sur la totalité du lac

	2005	2010	2011	2012	2013	2014
	17 m - Fond	15 m - Fond	14 m - Fond	15 m - Fond	14 m - Fond	14 m - Fond
Maximum	0.865	5.138	1.387	6.066	1.500	1.775
Moyenne	0.094	0.620	0.578	0.911	0.667	0.510
Minimum	0.000	0.028	0.079	0.101	0.101	0.002

Les valeurs varient fortement dans la couche supérieure selon les années, la valeur de 2014 étant à un niveau bas comme en 2011. La couche inférieure apparaît comme globalement stable depuis les années 2010, 2012 semblant être une année record. Pour la couche supérieure, les densités se situent en 2005 principalement au sud du lac, en 2010 dans sa partie centrale, en 2011 et 2014 principalement en zone côtière. En 2012, 2013 les poissons sont majoritairement dans la partie nord ouest (Fig. 6 à 9), mais contrairement à 2012, en 2013 leur répartition est littorale sans différence entre les parties est et ouest. A l'inverse, pour la couche inférieure quelque soit les valeurs de densités enregistrées, les densités ont toujours une répartition spatiale homogène.

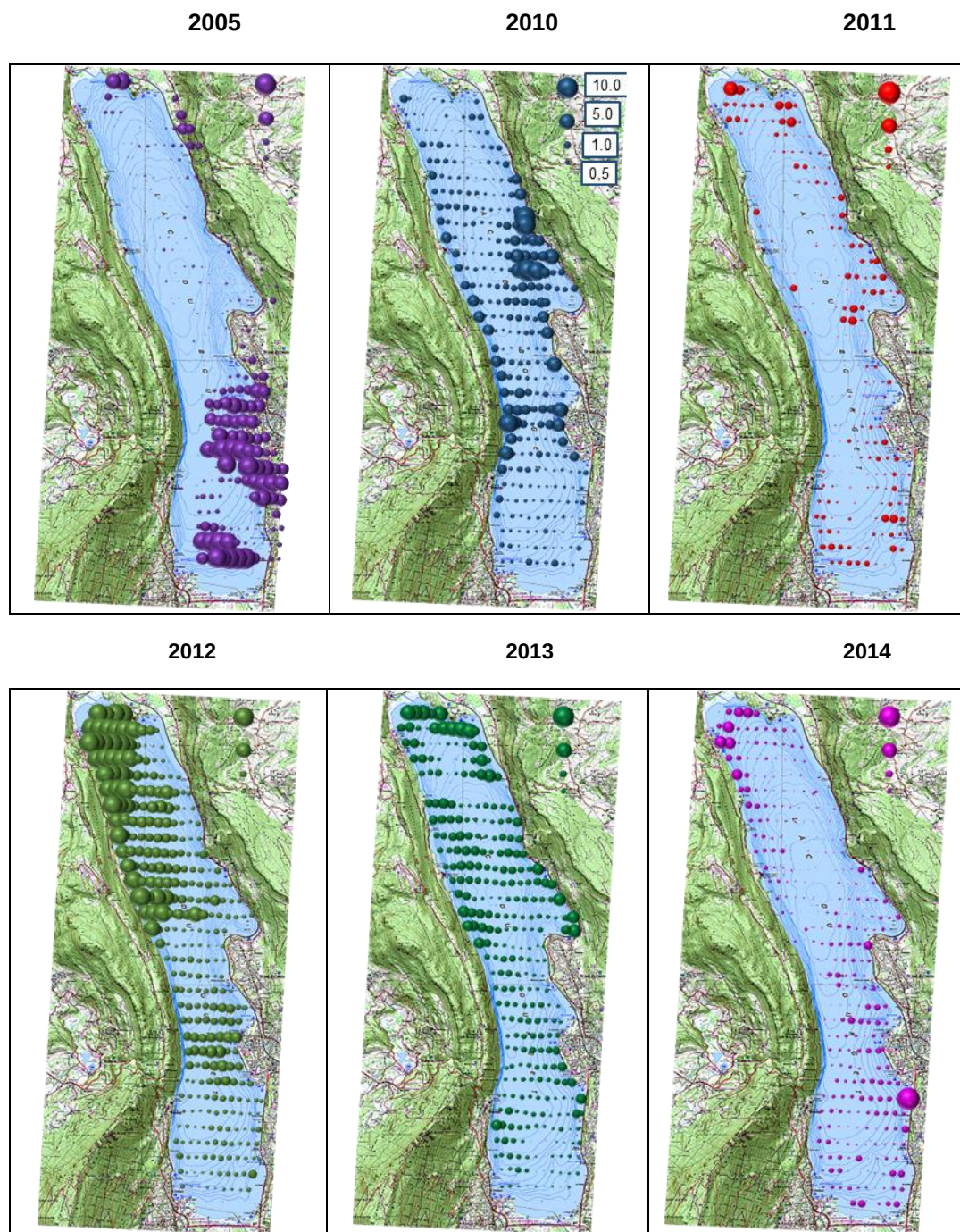


Figure 6 Séquences d'échointégration (Sa) des couches supérieures (2005 et 2010, 2011, 2012, 2013, 2014) de nuit

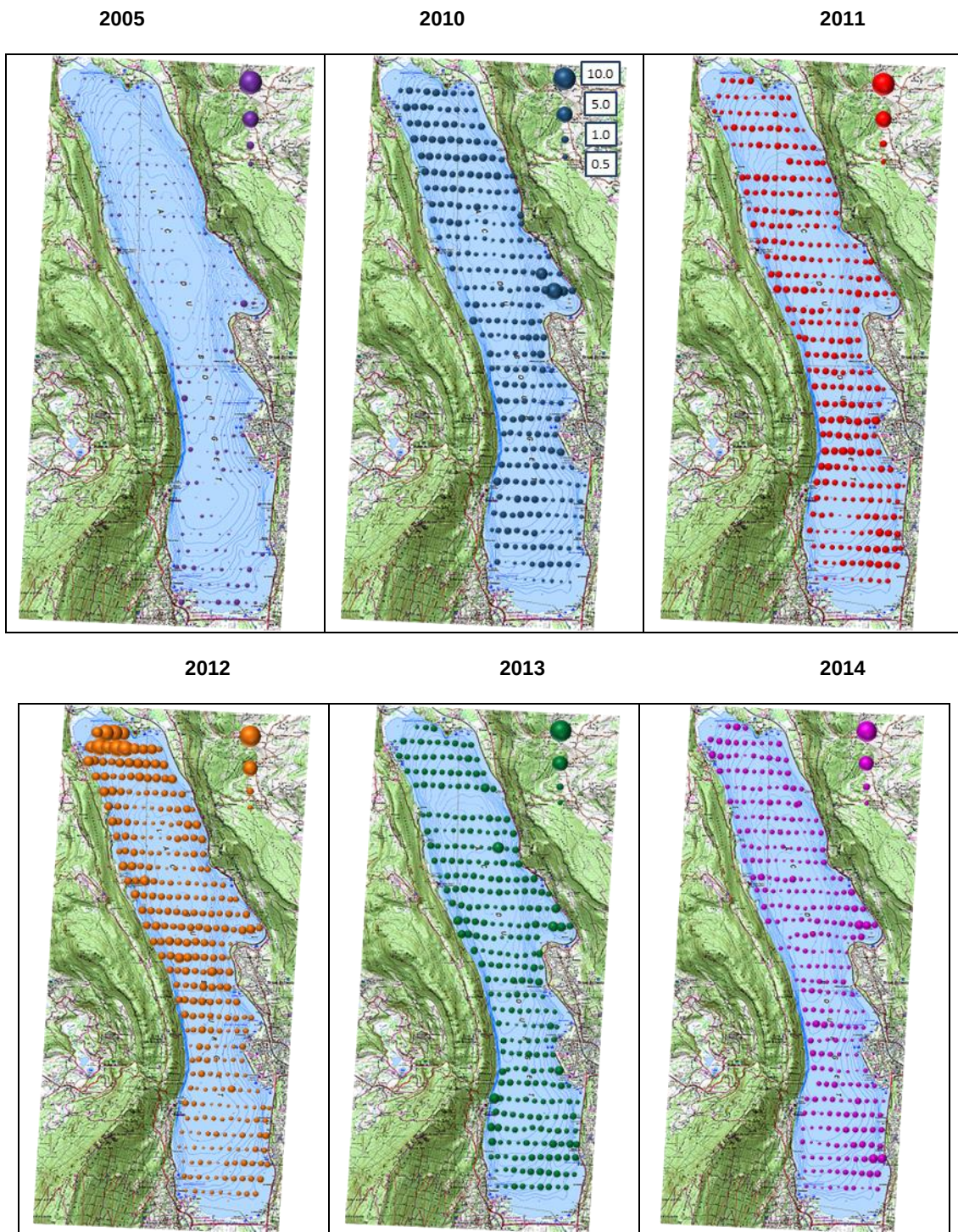


Figure 7 Séquences d'échointégration (Sa) des couches inférieures (2005 et 2010, 2011, 2012, 2013) de nuit

III.1.2. Structures en taille

Le nombre de poissons identifiés comme poissons 'trackés' dans les couches inférieures et supérieures et les TS moyennes durant les trois campagnes de nuit sont résumés dans le Tableau 4. Les histogrammes des distributions en tailles acoustiques sont présentés en Figures 8 et 9.

Tableau IV Nombre de poissons détectés et TS moyennes par couches pour les trois campagnes (2005, 2010 à 2013)

		2005	2010	2011	2012	2013	2014
Supérieure	<i>Nombre</i>	11411	8673	1759	28922	16054	8599
	<i>TS moyenne (dB)</i>	-46.9	-45.1	-48.2	-45.3	-46.8	-48.3
Inférieure	<i>Nombre</i>	1874	7827	9173	8422	7012	7401
	<i>TS moyenne (dB)</i>	-39.5	-36.7	-37.2	-36.1	-35.9	-36.4

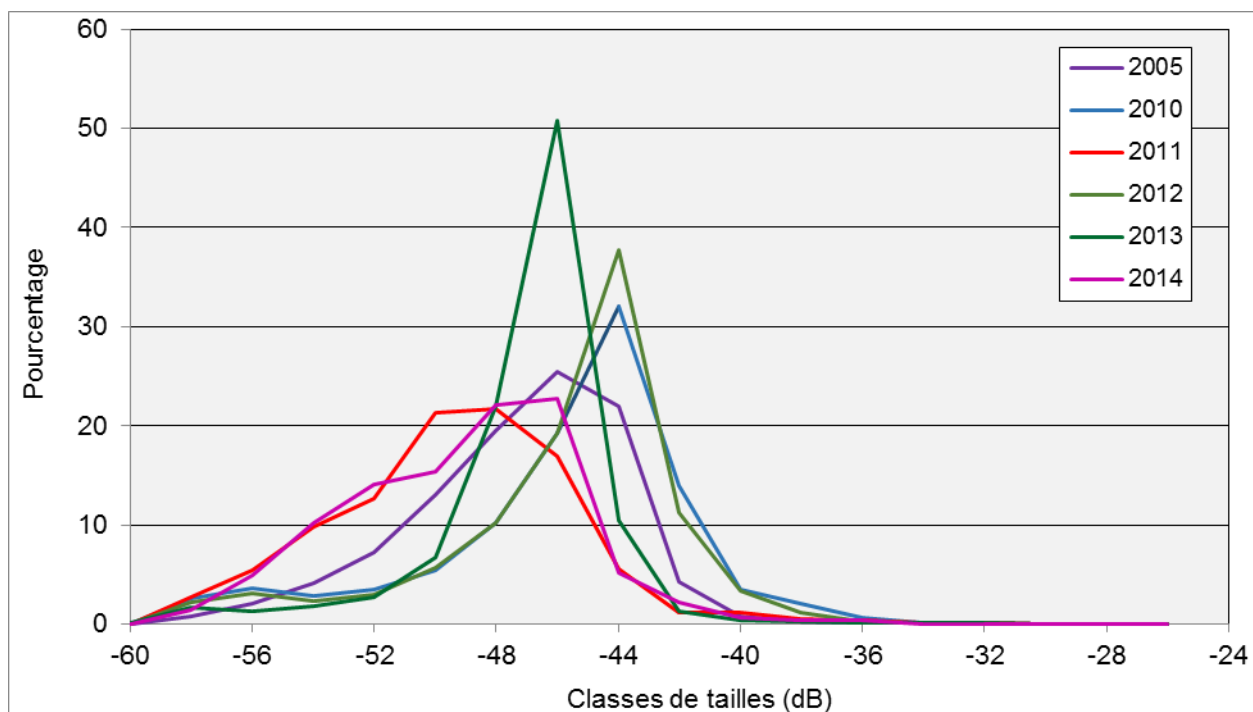


Figure 8 Distributions en classes de tailles pour la couche supérieure, années 2005-2010-2011-2012-2013-2014

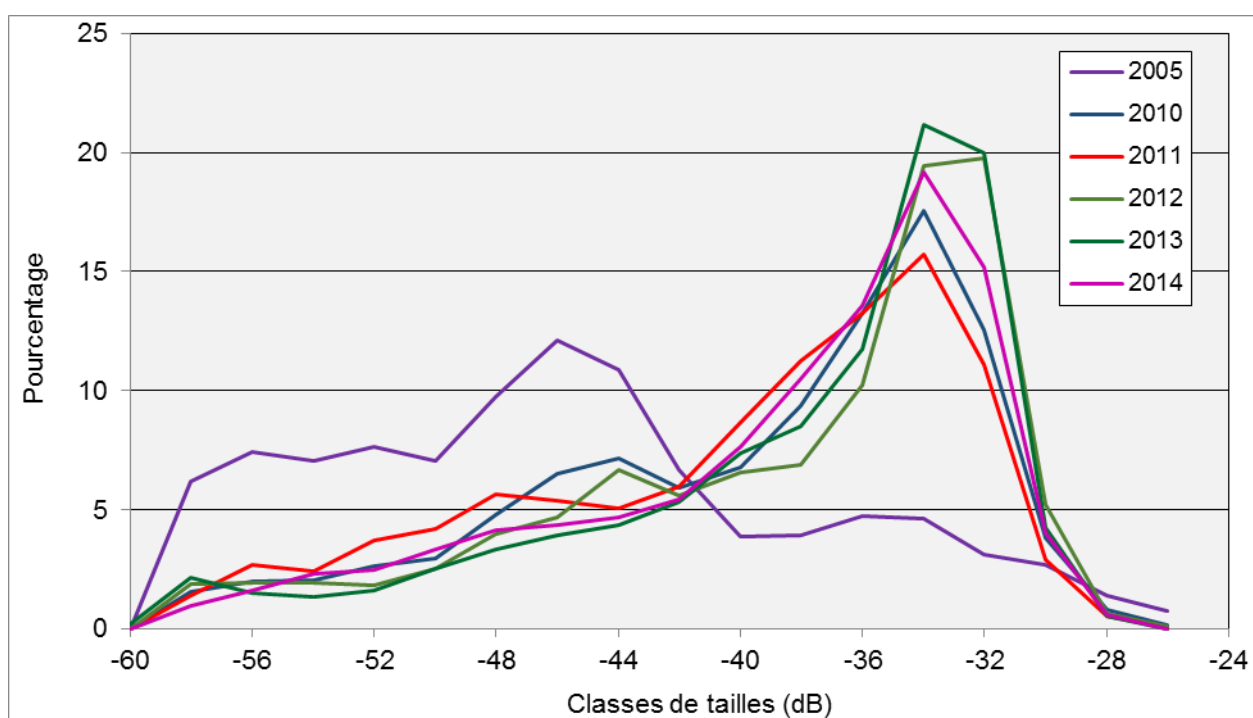


Figure 9 Distributions en classes de tailles pour la couche inférieure, années 2005-2010-2011-2012-2013-2014

Les couches supérieures pour les cinq campagnes 2005, 2010, 2011, 2012, 2013 et 2014 sont composées respectivement de 98.5, 93.6, 97.6, 94.8, 98.8 et 98.49 % de poissons de taille inférieure à environ 15 cm, les poissons de l'année (-42 dB, Love, 1971 ; Emmrich et al. 2012). En 2005, 2011 et 2013, et 2014 les distributions en classes de tailles sont représentatives de poissons de tailles légèrement inférieures aux années 2010 et 2012. Les années 2011 et 2014 ont les TS moyennes les plus faibles (- 48.2 , - 48.3 dB). L'année 2005 et 2013 des valeurs intermédiaire (-46.9 dB et -46.8 dB) et les années 2010 et 2012 des valeurs semblables et plus élevées (- 45.1 dB et - 45.3 dB).

Pour les strates inférieures, en 2010, 2011, 2012 et 2013, 2014 leur composition avec respectivement 34.9, 30.3, 45.2, 45.9 et 38.9 % de poissons de tailles supérieures à 35 cm (- 34 dB, Love, 1971) apparaît similaire. Les TS moyennes sont proches (-36.7dB et - 37.2 dB, - 36.1 dB, -35.9, -36.4 dB). L'année 2005 se différencie avec seulement 12.6 % de poissons supérieurs à -34 dB (35 cm) et une TS moyenne beaucoup plus faible (- 39.5 dB).

La répartition des cibles ne montrent pas de gradient particulier, ni pour les cibles situées au dessus de la thermocline, ni pour celles situées en dessous (Figure 10) en 2013, alors qu'en 2014, une concentration dans la couche 15-20 m semble prédominée.

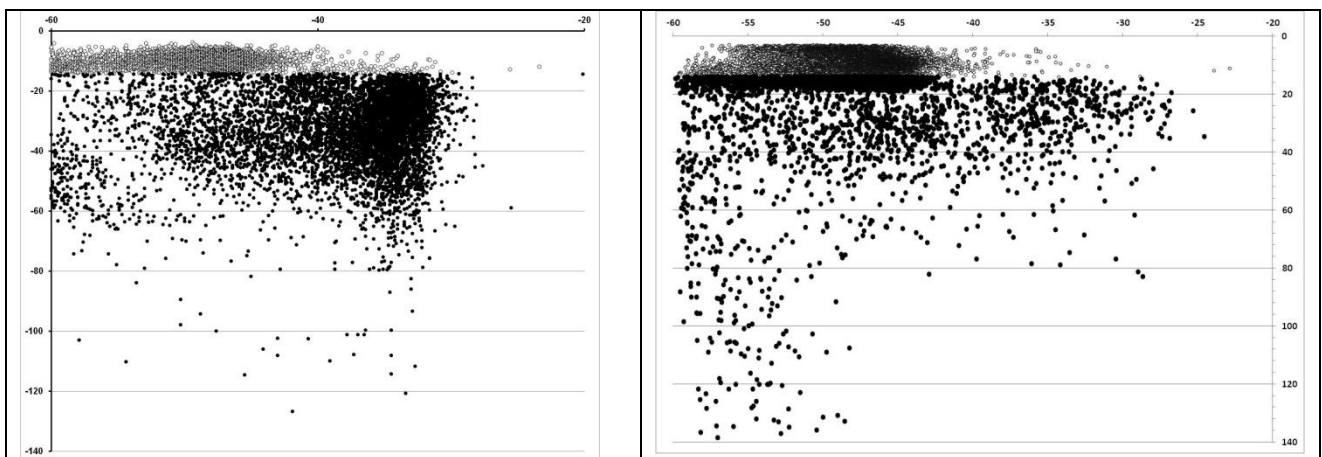


Figure 10 Distributions des cibles en fonction de la profondeur pour les années 2013 et 2014

Une analyse complémentaire effectuée sur les cibles des couches profondes et de taille inférieure à - 50 dB, les juvéniles de lavaret n'a pas mis en évidence de zone de distribution privilégiée.

III.1.3. Analyse des données hydroacoustique

Dans les couches de surface, la biomasse est principalement composée de juvéniles 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 du même ordre de grandeur en taille que celles de 2011, 2013 et donc inférieures aux années 2010 et 2012.

Mais ce sont surtout les valeurs de densité qui montrent de fortes variations, avec des valeurs très fortes en 2005 et 2012-2013 et des valeurs faibles en 2011 et 2014, années 'creuses'. 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 large. On voit apparaître un cycle sur 3 ans des cohortes de juvéniles en particulier de perches : une très forte cohorte (2012), suivi de deux années avec des densités décroissantes (2013-2014), comme les années 2010-2011 le laissent apparaître. Ces cycles ont déjà été décrits dans le Léman (Dubois et al. 2008).

Les densités de la couche inférieure à la thermocline étaient faibles en 2005 (0.09), similaires en 2010, 2011, 2013 et 2014 (0.62, 0.58, 0.67 et 0.51), seule l'année 2012 étant nettement plus forte (0.91). A l'inverse de la couche supérieure, quelques que soient les valeurs des densités observées, celles-ci sont réparties sur l'ensemble du lac. Pour les couches profondes, les valeurs sont moins dépendantes des conditions annuelles et sont plus représentatives de la qualité du milieu. Les estimations de densités calculées sont donc en 2014 d'environ 6 kg.ha⁻¹ pour la couche superficielle et 41 kg.ha⁻¹ pour les couches profondes.

Tableau V Valeurs de Sa pour différents lacs alpins

	Couche supérieure	Couche inférieure
	Sa (m ² .h ⁻²)	Sa (m ² .h ⁻²)
Aiguebelette (2005)	0.35	0.24
Annecy (2002)	1.25	0.40
Annecy (2012)	0.75	0.56
Annecy (2013)	0.97	1.05
Bourget (2005)	1.63	0.09
Bourget (2010)	0.90	0.62
Bourget (2011)	0.20	0.58
Bourget (2012)	2.62	0.91
Bourget (2013)	1.75	0.67
Bourget (2014)	0.30	0.51
Brienzi (2011)	0.28	0.23
Joux (2011)	1.42	0.36
Léman (2012)	1.42	0.57
Morat (2010)	0.28	0.03
Neufchâtel (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 ont été posés en 2014, comme les années précédentes (Figure 11), à des endroits comparables.

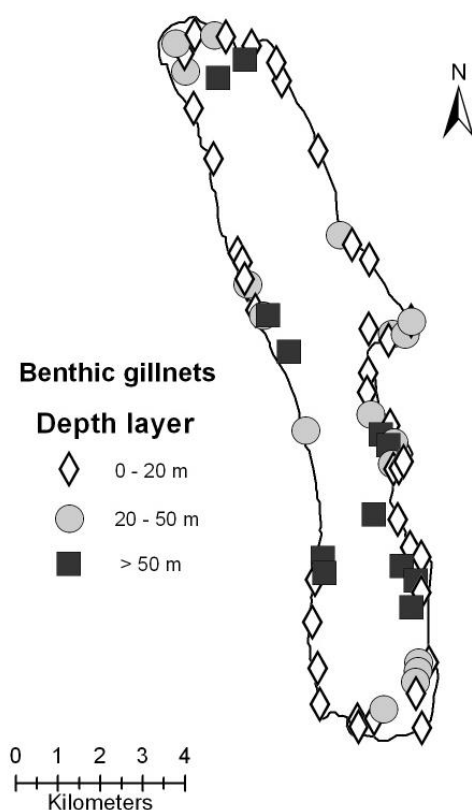


Figure 11 Répartition spatiale des filets

III.2.2. Espèces présentes et rendements globaux

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 filet) (Tableau 6).

Tableau VI Chiffres clés de la campagne de pêche 2013 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus, benthiques 3015 m² et pélagiques 2640 m²)

2013	Nombre	Biomasse	Rendements de pêche	
Espèce	Ind.	gr	Numériques	Pondéraux
PER	1 711	18 189,8	80,7%	31,2%
GAR	148	11 098,2	7,0%	19,1%
GRE	112	903,8	5,3%	1,6%
PCH	62	5 144,1	2,9%	8,8%
COR	30	4 577,7	1,4%	7,9%
ROT	26	6 083,8	1,2%	10,5%
BRO	10	4 727,8	0,5%	8,1%
TAN	11	4 084,9	0,5%	7,0%
PES	4	183,2	0,2%	0,3%
LOT	4	761,6	0,2%	1,3%
CHE	1	2 087,8	0,1%	3,6%
OBL	1	366,8	0,1%	0,6%
BRB			0,0%	0,0%
BRE			0,0%	0,0%
GOU			0,0%	0,0%
SAN			0,0%	0,0%
TRL			0,0%	0,0%
Total	2120	58209	100%	100%

2014			Rendements de pêche	
	Nombre	Biomasse	Numériques	Pondéraux
Espèce	Ind.	gr	%	%
Perche	1633	20691.89	66.59%	66.59%
Gardon	547	9695.90	22.30%	22.30%
Corégone	18	4066.53	0.71%	0.71%
Perche Soleil	6	244.60	0.24%	0.24%
Brochet	8	2034.20	0.33%	0.33%
Tanche	3	915.60	0.12%	0.12%
Lotte	4	282.40	0.16%	0.16%
Rotengle	42	11093.60	1.71%	1.71%
Sandre	4	187.80	0.16%	0.16%
Poisson Chat	30	1494.20	1.22%	1.22%
Breme	50	1349.90	2.04%	2.04%
Gremille	108	854.70	4.40%	4.40%
Total	2453	53253	100%	100%

La campagne de pêche 2014 a permis la capture de 12 espèces de poissons et d'une espèce d'écrevisse, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*). Cette année, 5 espèces n'ont pas été attrapées : la brème bordelière (*Blicca bjoerkna*), la brème commune (*Abramis brama*), le goujon (*Gobio gobio*), la truite (*Salmo trutta*). Ces espèces sont chaque année marginales dans l'échantillonnage et sont de ce fait présentes en très faible quantité ou absentes. On notera que de nombreuses brèmes ont été attrapées en 2014, catégorisées comme brème commune, mais principalement de petites tailles (moyenne 93 mm) ; les identifications entre ces différentes espèces de brème à cette taille ne sont pas toujours faciles et des erreurs ont pu être commises. Par contre le sandre, qui en 2005 représentait 1.4 % du total en numérique, mais 14 % en pondéral, absent l'année dernière, a été à nouveau pêché, mais il faut noter en très petite quantité, seulement 4 individus, confirmant sa faible présence depuis quelques années.

Le rendement de pêche numérique de 375 ind./1000 m² en 2013 est de 430 ind./1000 m² en 2014. Il est ainsi supérieur à ceux de 2005 et 2011 et 2012 (299, 236 et 370 ind./1000 m²) mais proche de celui de 2010 (437 ind./1000 m²). Le rendement de pêche pondéral est de 9,23 kg/1000 m². Il légèrement inférieur à celui des campagnes antérieures, mais très proche de celle de 2012 (9,16 kg/1000 m²). Comme pour les années précédentes, le peuplement est dominé par la perche et le gardon, tant en nombre qu'en poids.

La comparaison inter-annuelle des rendements est basée sur un effort de pêche comparable. Ainsi, l'effort de pêche supplémentaire appliqué en 2010 par l'ONEMA dans la zone pélagique profonde (entre 50 et 70 m) et les captures associées n'ont pas été pris en compte. En 2012, 2013, et 2014 afin de tenter de capturer un nombre suffisant 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.

III.2.3. Rendements des filets benthiques sur la chronique 2005-2013

Les rendements numériques des deux espèces majoritaires (Figure 12), la perche (PER) (*Perca fluviatilis*) et le gardon (GAR) (*Rutilus rutilus*) sont susceptibles d'être variables annuellement car liés aux variations du recrutement (Gillet 2001). Ainsi, en 2014, les captures de perche et gardons sont supérieures à 2013, et atteignent pour la perche la valeur maximale de la série.

Nbre d'individus/ 1000 m²

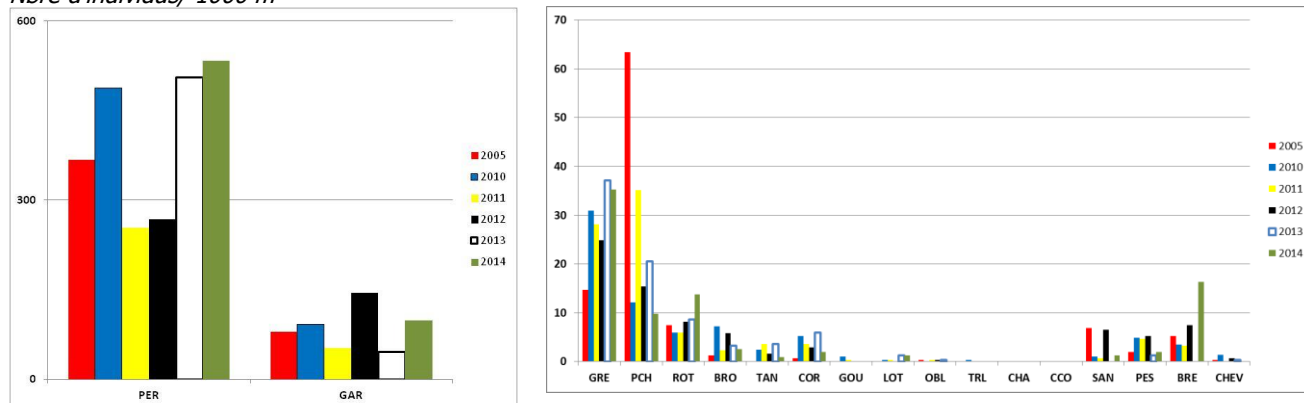


Figure 12 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques

Le reste des captures benthiques est dominé comme les années précédentes par la grémille (GRE) (*Gymnocephalus cernuus*), percidés qui atteint un niveau équivalent à 2013, le poisson chat (PCH) (*Ameiurus melas*) qui est en diminution nette par rapport au record de 2005 (60 ind./1000 m²) et en diminution par rapport à 2013 (9 contre plus de 20 ind./1000 m² en 2013). Enfin, le rotlenge (*Scardinius erythrophthalmus*) est à un niveau équivalent aux années précédentes. La brème a été capturée en grand nombre.

On trouve ensuite comme les autres années un cortège d'espèces dont les rendements (Figure 12) sont inférieurs à 3 individus / 1000 m² et sur lesquels il est difficile de faire une analyse rigoureuse des tendances :

- Le corégone (COR) (*Coregonus lavaretus*) présente en 2014 le plus faible rendement observé jusqu'alors pour les filets benthiques, soit environ moins de 2 ind./1000 m² (contre 6 en 2013).
- Le brochet présente des rendements similaires à 2011, 2013, donc plus faibles qu'en 2010 et 2012, mais plus forts qu'en 2005, avec la moitié des individus capturés de plus de 30 cm.
- Les rendements de pêche observés sur la tanche (TAN) (*Tinca tinca*) sont globalement stables depuis le début de la chronique.
- La perche soleil (PES) (*Lepomis gibbosus*) est en moindre abondance et confirme un niveau faible, proche de 2005.
- La lotte (LOT) (*Lotta lotta*) affiche un rendement équivalent à 2013 avec 1,3 ind./1000 m².
- Les sandres (*Sander lucioperca*) ont nouveau été pêchés, mais leur abondance est faible.
- L'omble chevalier (OBL) (*Salvelinus alpinus*) n'a pas été capturé, contrairement aux années précédentes.

Les rendements pondéraux (Fig. 13) confirment la domination de la perche et du gardon en termes de biomasse, le rotlenge, le poisson chat dominant ensuite. Pour le rotlenge, comme les années précédentes, 1/4 des poissons capturés faisant plus de 500 g.

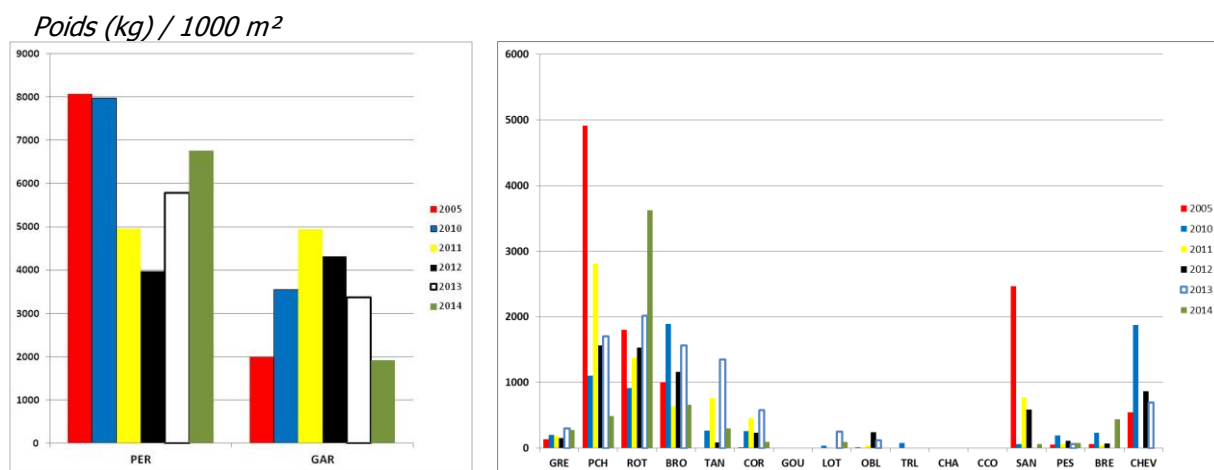


Figure 13 Rendements pondéraux (Poids (g) / 1000 m²)

III.2.4. Rendements des filets pélagiques sur la chronique 2005-2013

Les filets pélagiques sont posés pour obtenir des informations qualitatives et non quantitatives (CEN 2009). Les rendements (Fig. 14) sont néanmoins calculés afin d'appréhender l'évolution des communautés piscicoles pélagiques strictes comme le corégone. Les captures des filets pélagiques au cours des 5 années de suivis sont composées de corégone, perche et gardon, et d'un omble en 2012.

- On constate une stabilisation numérique du corégone entre 2005 et les années 2010-2014, avec un pic en 2012.
- Les rendements de gardon sont quant à eux très forts, 2014 faisant année d'exception.
- L'année 2012 avait été caractérisée par une forte augmentation des captures pélagiques de perche, comme en 2010 : 2014 est au contraire une année de rendement quasiment nul dans les filets pélagiques expliquant peut être le maximum de gardons attrapés (la perche étant prédateur du gardon).

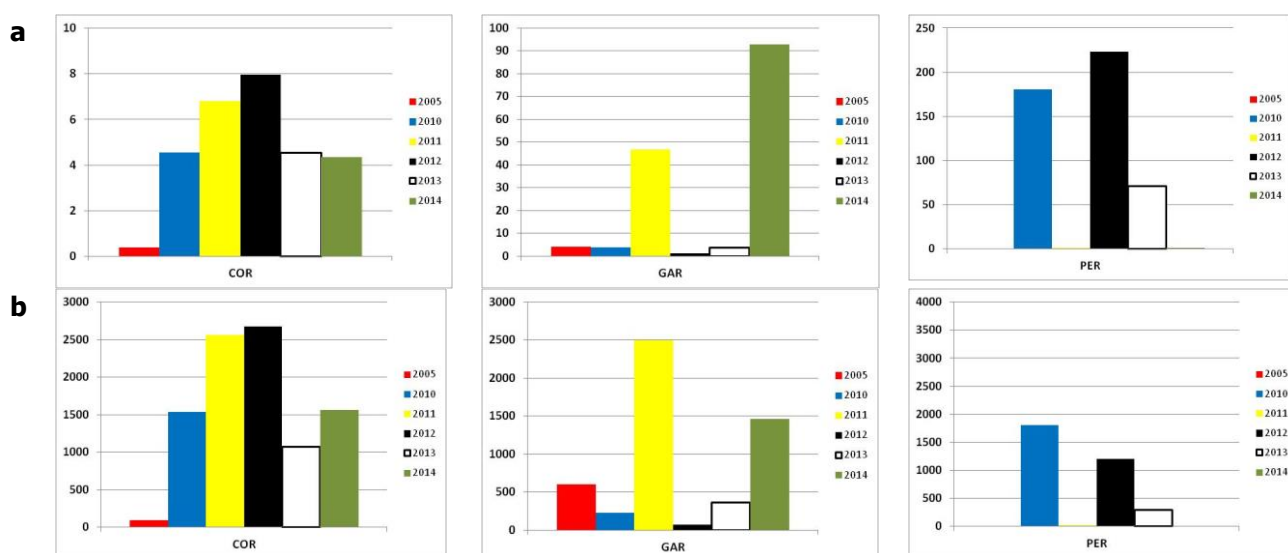


Figure 14 Rendements numériques (a) et pondéraux (b) des filets pélagiques

III.2.5. Répartition spatiale

La répartition verticale des prises issues des filets confirme la stratification spatiale stricte des poissons déjà montré par ailleurs (Mehner et al. 2010, Guillard et al. 2006): percidés et cyprinidés sont au dessus de la thermocline, corégonidés en dessous.

III.2.6. Analyse populationnelle des espèces majoritaires

III.2.6.1. La perche

La perche est exploitée au Bourget par la pêche professionnelle sous forme de 'perchots' (poissons de l'année), à l'aide de 'mirandelières' (filets benthiques de mailles comprises entre 9 et 16,5 mm), et sous forme d'adultes (poissons de plus de 2 ans) à l'aide d'araignées benthiques dont la maille est supérieure à 27 mm. Il n'existe pas de taille minimale légale de capture.



En 2014, la population de perche présente une nouvelle fois les abondances les plus fortes, caractérisées par une forte proportion d'alevins de l'année (Figure 15).

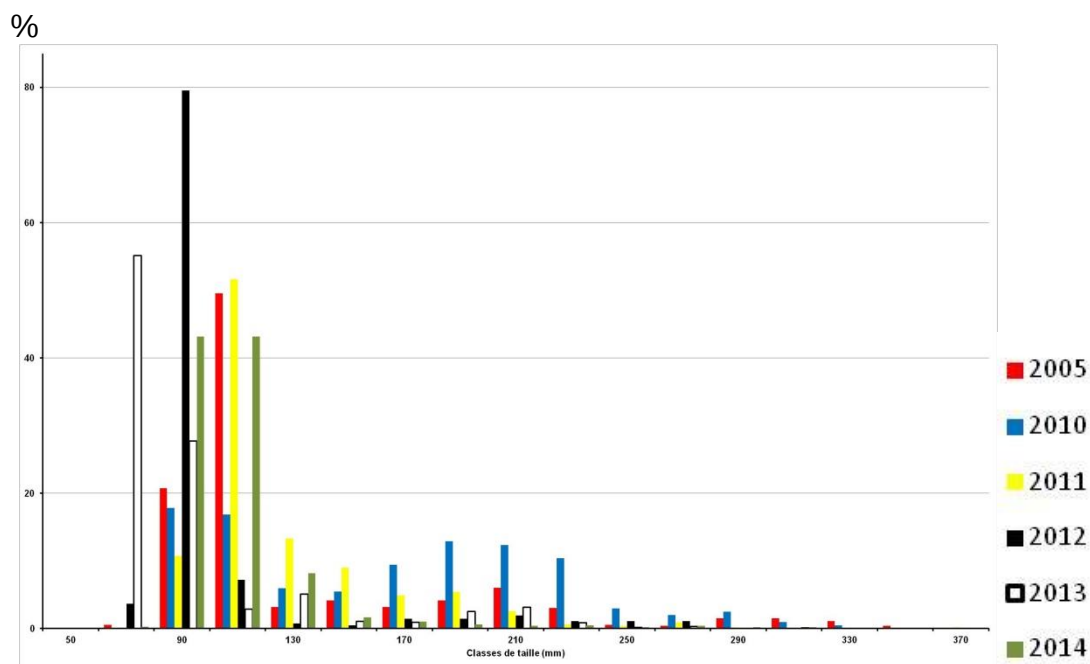


Figure 15 Structure en taille de la population de perche

Les alevins de l'année mesurent tous moins de 12 cm environ, d'après les lectures d'opercules réalisées, et en cohérence avec les résultats de l'étude menée par le CISALB en 2007 sur la reproduction et la croissance de la perche (Campton 2007). Les juvéniles sont plus gros que l'année précédente à la même période qui se caractérise par de petits individus. Ils sont porteurs à plus de 75 % du parasite *Triaenophorus crassus*, chiffre similaire à l'année 2013, plus faible que les années antérieures, mais très conséquent. Ce parasite peut impacter fortement la dynamique de cette espèce avec un faible taux de survie en 1+ comme cela a été montré dans le lac d'Annecy (Guillard et al. 2006). Le reste de la population est composé de perches plus grandes (taille maximale capturée 38 cm) correspondant à des poissons de 1+, 2+ voir 3+. La proportion de poissons de taille supérieure à 25-30 cm, les perches âgés de 3 ans et plus,

correspondant aux poissons adultes exploités par les filets de mailles supérieures à 27 mm de la pêche professionnelle est très faible, moins de 1 %. 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 important.

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 12-13 cm) et ceux obtenus pour les adultes (Fig. 16). On constate que les rendements de perches adultes sont stables pour les 2 dernières années (40 et 35 ind./1000 m² respectivement), et quasiment multipliés par 2 par rapport aux années antérieures (environ 20 ind./1000 m²). Les rendements d'alevins de l'année sont quant à eux très fluctuants, reflétant les variations du recrutement naturel, et sont dans les niveaux hauts de la série. Le ralentissement de la croissance qui s'était amorcé en 2012 ne s'est pas confirmé en 2014 avec les données de pêches.

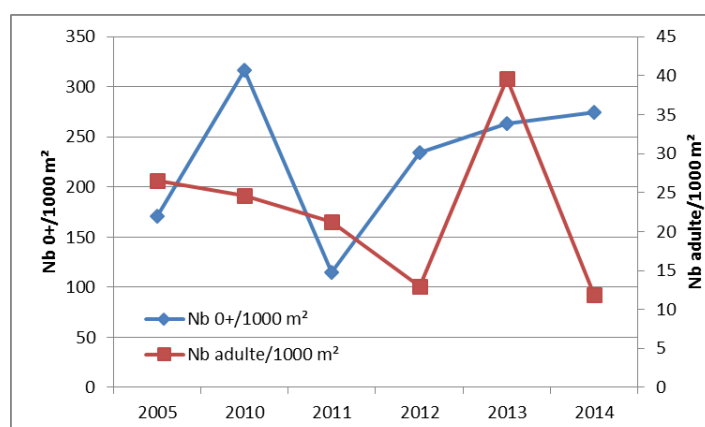


Figure 16 Rendements numériques des alevins de perches et des perches adultes

Les relations tailles-poids (Fig. 17) sont similaires, les différences n'étant pas significatives.

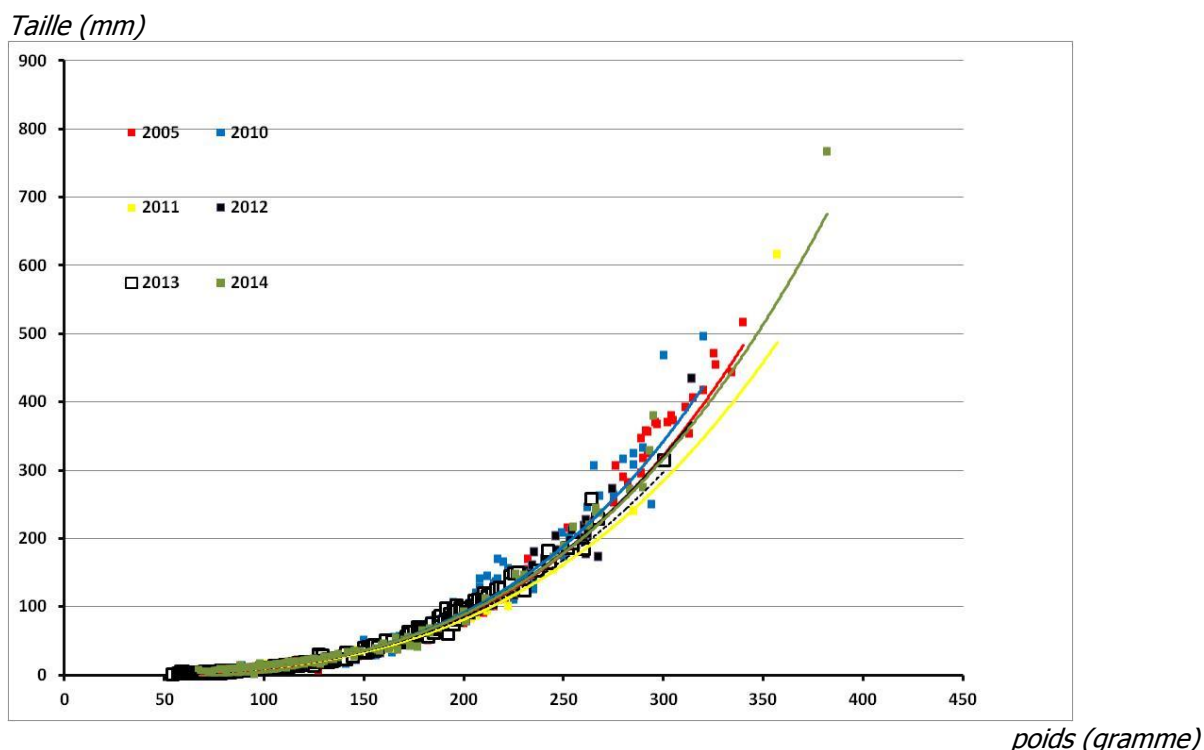
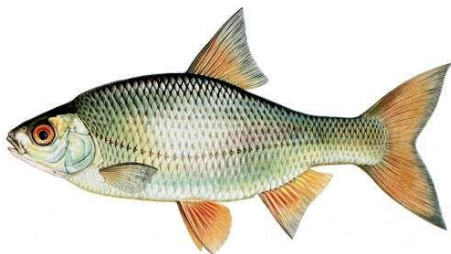


Figure 17 Relation taille – poids pour la perche (2005-2010-2011-2012-2013)

3.2.6.2. Le gardon



Le gardon est l'espèce la plus abondante après la perche. Les rendements numériques sont en forte augmentation pour les juvéniles par rapport à 2013 mais inférieures à 2012, mais dus surtout à des captures dans le pélagique. Les faibles captures de perches dans le pélagique correspondent à des captures hautes de gardons (2001 et 2014).

Les longueurs des alevins de l'année sont du même ordre de grandeur que les alevins de perches, compris entre 6 et 14 cm (Figure 18), d'après les lectures d'écailles. Les gardons d'1 an et plus sont compris dans une gamme allant de 14 à 33 cm. Concernant ces poissons plus âgés, on observe que la distribution en taille diffère d'une année à l'autre. Ainsi, en 2005, la distribution était très étalée sans dominance particulière d'une gamme de taille. En 2010, on peut au contraire constater la formation d'un mode entre 14 et 22 cm. Ce mode se retrouve en 2011 mais décalé entre 20 et 28 cm, mais a disparu en 2012. En 2013, on retrouve deux modes 14-20 et 20-37 cm, correspondants à des générations fortes, mais qui en 2014 sont absentes.

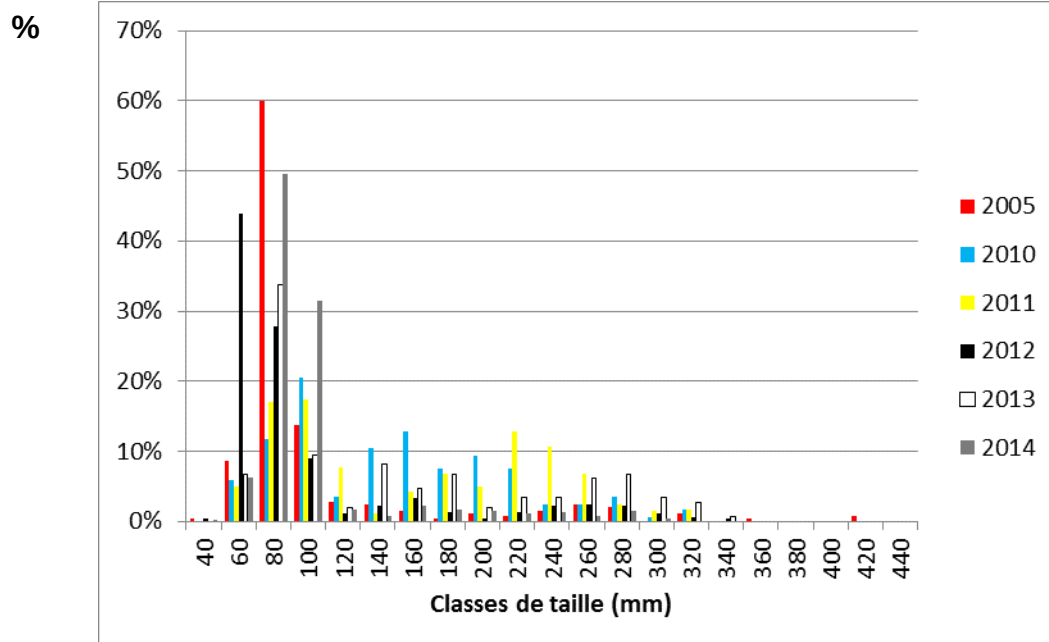


Figure 18 Structure en taille de la population de gardon

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 13-14 cm) (Figure 19). Les rendements de pêche concernant les alevins sont à nouveau à un niveau élevé, et ceux des adultes en baisse depuis 2012.

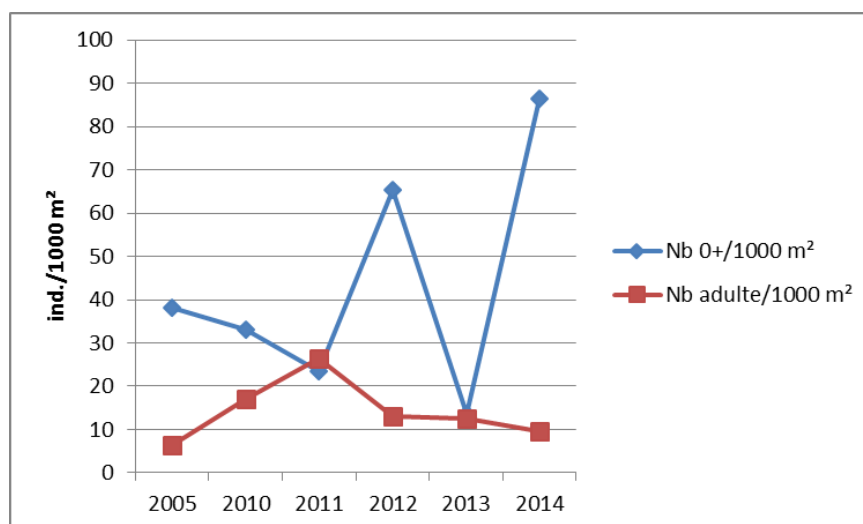


Figure 19 Rendements numériques des alevins de gardons et des gardons adultes

Les relations tailles-poids (Figure 20) sont statistiquement similaires entre les 6 années.

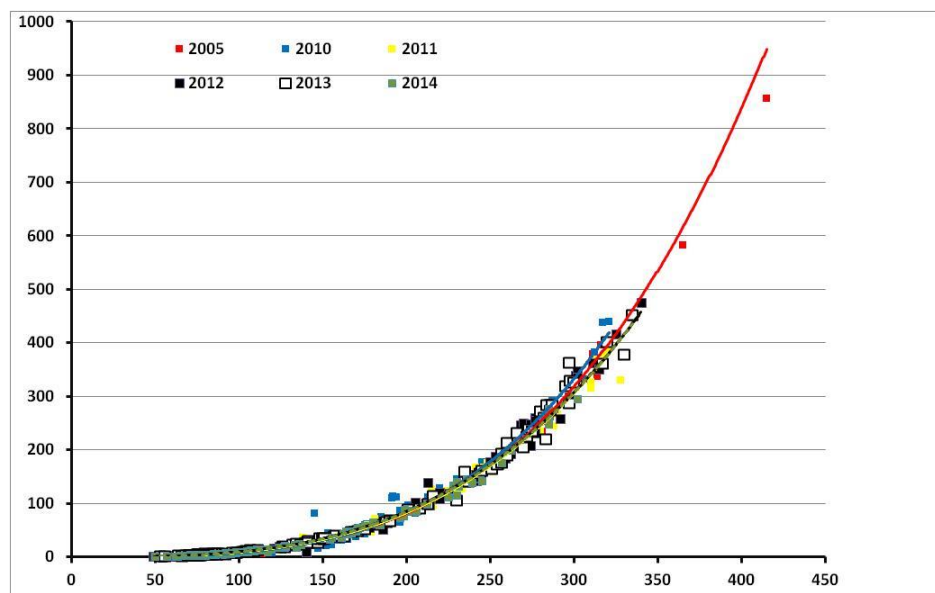


Figure 20 Relation taille – poids pour le gardon (2005-2010-2011-2012-2013-2014)

III.2.6.3. Le corégone (le lavaret)

L'année 2005 avait été caractérisée par un très faible nombre de corégones capturés ; il n'avait pas été possible d'analyser une quelconque structure en taille. En revanche, l'évolution récente du stock permet une analyse pour 2010, 2011, 2012, 2013 et 2014 (Figure 21). L'analyse des écailles prélevées sur les corégones capturés au cours de la campagne 2014 confirme la présence de plusieurs générations

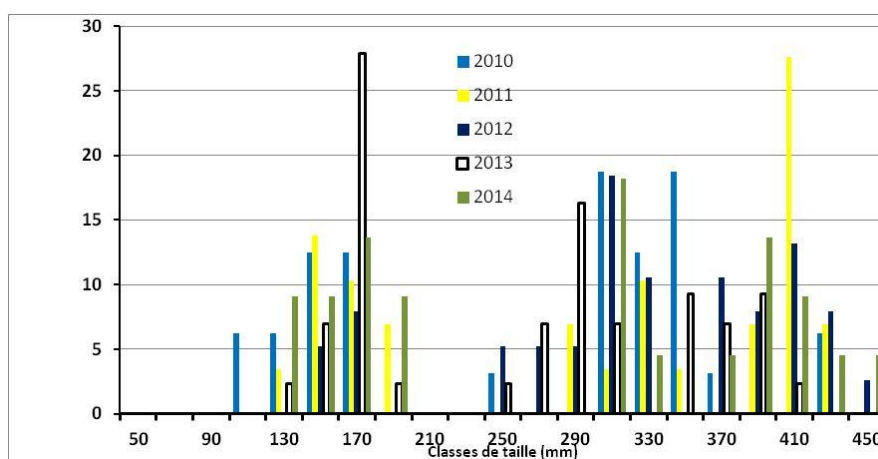


Figure 21 Structure en taille et en âge des corégones capturés en 2010, 2011, 2012, 2013, 2014

Les corégones de l'année mesurent entre 12 et 19 cm,

Les corégones d'1 an, nés en 2013, mesurent moins de 33 cm,

Les corégones de 2 ans, nés en 2012 et quelques individus de 3 ans nés en 2011, mesurent entre 38 et 44 cm.

Aucun individu de plus de 3 ans n'a été capturé, comme les années précédentes.

Cette espèce essentiellement pélagique peut avoir à certaines périodes et certains stades un comportement plus littoral. On constate au cours de ces années de suivi que si les poissons sont bien capturés en dessous de la thermocline, les juvéniles de corégones sont plus littoraux car attrapés quasi exclusivement dans les filets benthiques et non dans les filets pélagiques. Les corégones plus âgés sont eux, tout du moins à cette période de l'année, principalement capturés en zone pélagique. Mais ce comportement n'a pu être mis en évidence dans les données acoustiques. Il serait possible que la nuit les poissons se répartissent dans tout le volume, mais que les zones de distribution diurne des juvéniles, avant les pics d'activités du crépuscule, soient plus littoraux, expliquant ainsi les captures dans les filets benthiques

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) et ceux obtenus pour les adultes sont calculés (Fig. 22). On constate que les rendements de corégones adultes sont en légère baisse par rapport à 2013, et à un niveau proche de 2010. Pour les juvéniles, le rendement est aussi en baisse par rapport à 2013, mais à un niveau proche de 2010-2011. En 2014, malgré un effort de pêche conséquent, comme en 2012-2013, seulement 22 individus ont été capturés.

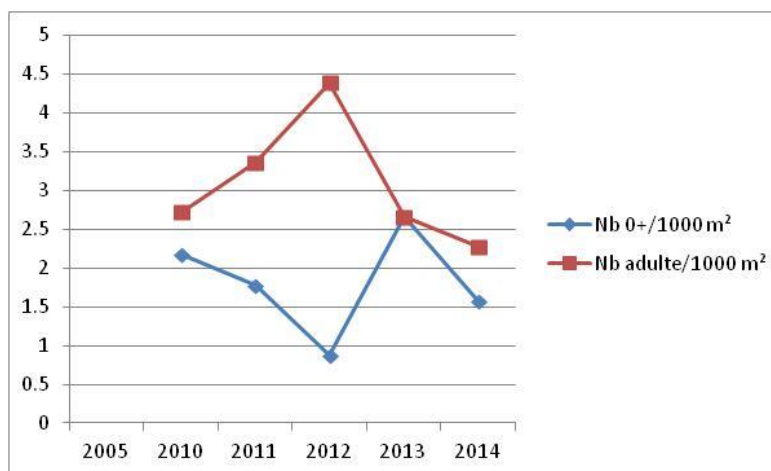


Figure 22 Rendements numériques des alevins de corégones et des corégones adultes

Les relations taille-poids entre les 5 années sont identiques (Figure 23)

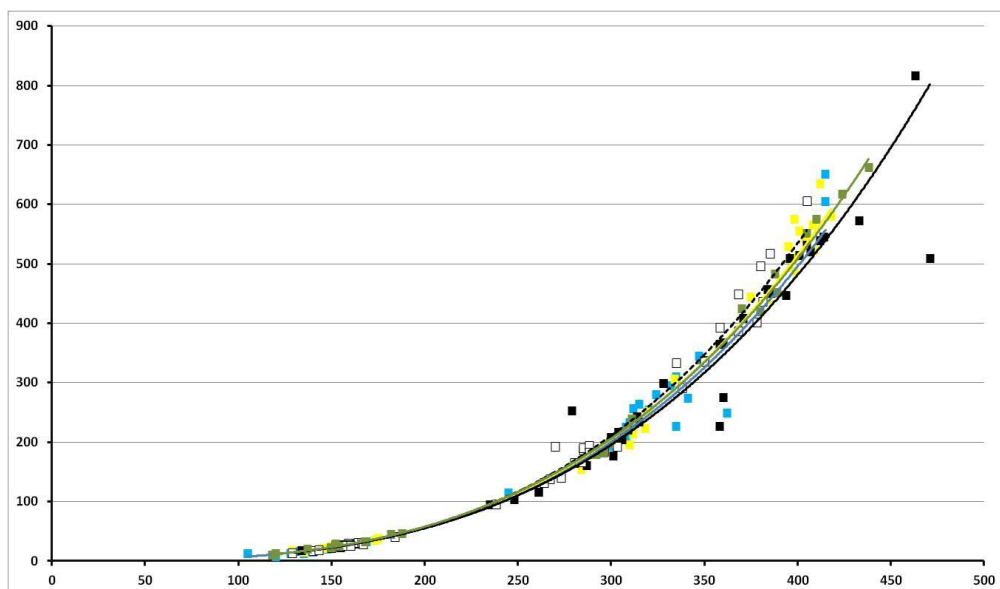


Figure 23 Relation taille – poids pour le lavaret (2010-2014)

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 de 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 24, 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 dont les effets étaient perceptibles au moment des pêches exceptionnelles, avec comme constat, au cours de la période 2000-2007, la baisse de densités des géniteurs âgés (2 ans et plus) et l'augmentation de la proportion de jeunes poissons (Fig. 24).

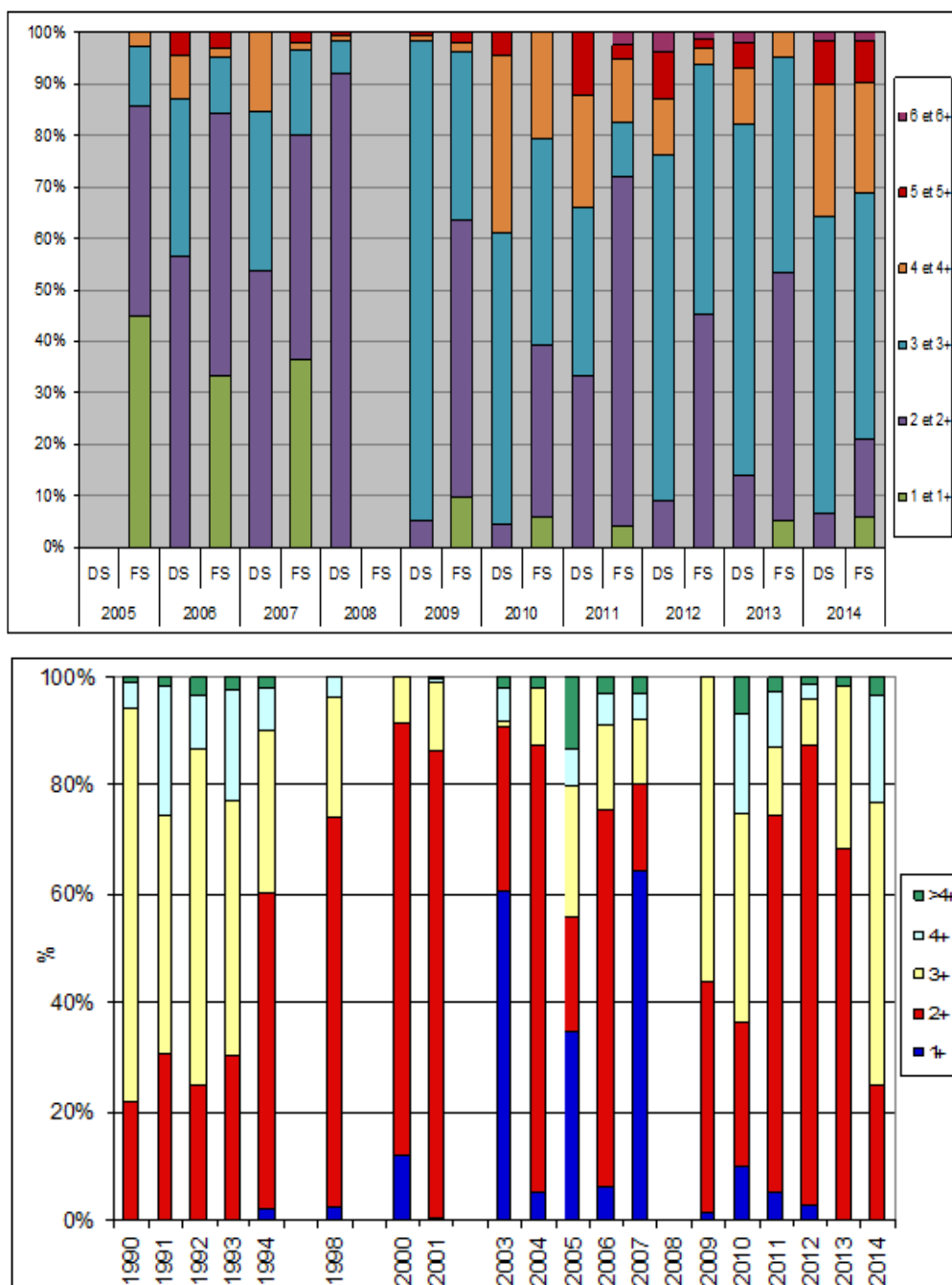


Figure 24 Structure en âge des corégones capturés par la pêche amateur (gauche, DS : début saison FS : fin saison) et structure en âge des géniteurs de corégones capturés lors des pêches exceptionnelles hivernales (droite)

L'impact de cette nouvelle mesure de gestion a été très vite perceptible et très certainement accéléré par un effet cumulé d'un arrêt de la pêche du corégone au 2^{ème} semestre 2008 (arrêt PCB levé début 2009 pour le corégone). En effet, depuis 4 ans, la structure de la population exploitée est plus équilibrée avec un mélange de poissons de 2, 3 et 4 ans. Les plus jeunes individus sont davantage protégés et ne représentent plus qu'une part anecdotique des captures.

III.2.6.4. Autres espèces



La population de poisson chat qui avait connu une véritable explosion en 2004-2005, a été décimée en 2007 par un ranavirus (Bigarré et al. 2008). Les années 2010-2014 montrent une tendance à la diminution de cette population, le rendement numérique surfacique étant le plus bas de la série (Fig. 25).

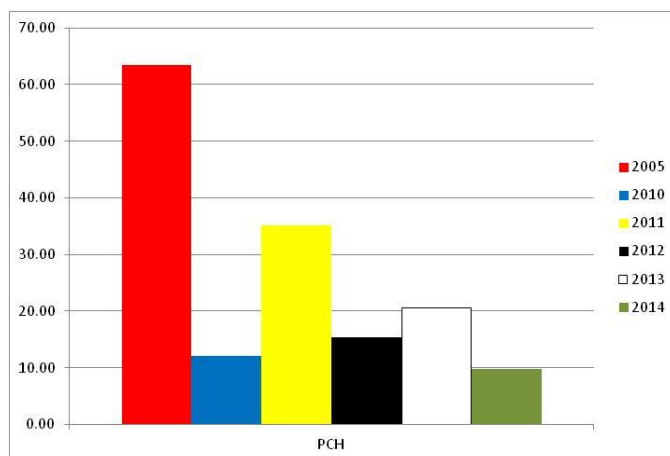


Figure 25 Rendement numérique de la population de poisson chat

La structure en taille de 2011, 2012, 2013, 2014 se rapproche de celle de 2005 et s'étale entre 9 et 27 cm (Fig. 26). Celle de 2010 en revanche était plus morcelée avec 2 groupes : des jeunes individus dont la taille est inférieure à 10 cm et des individus plus âgés mesurant entre 15 et 25 cm.

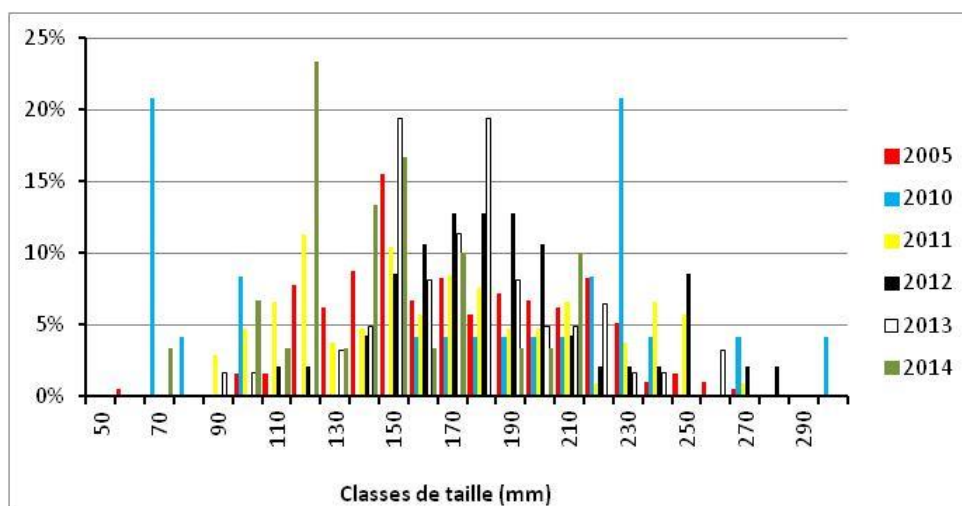


Figure 26 Structure en taille de la population de poisson chat

Les relations taille-poids (Figure 27) sont similaires entre les années, seule la courbe de 2010 se détache, du fait de quelques gros individus.

Taille (mm)

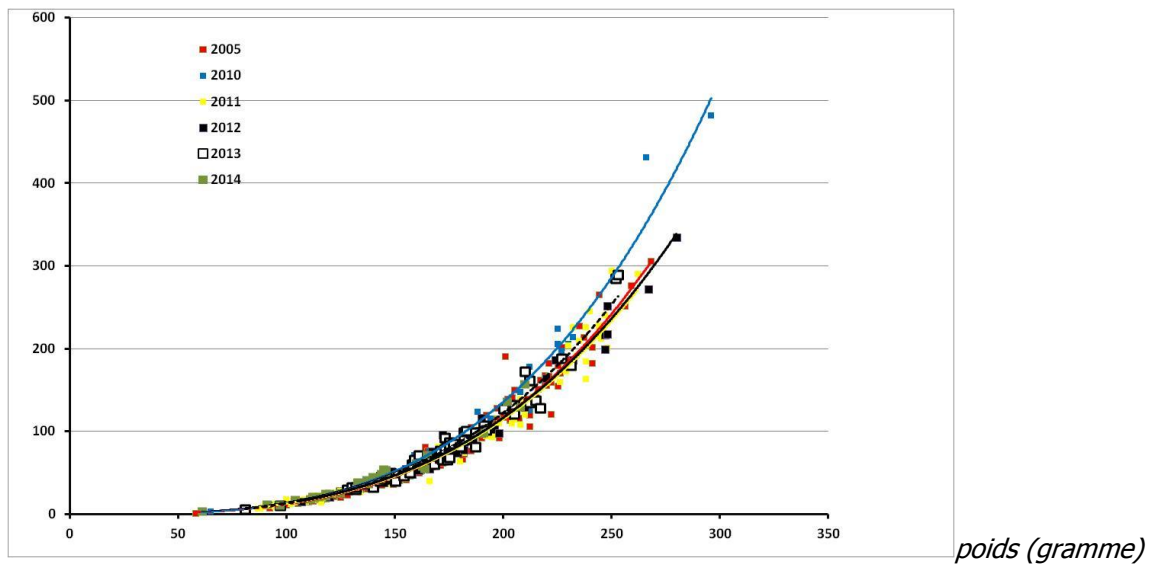


Figure 27 Relation taille – poids pour le poisson-chat (2005-2010-2012-2013-2014)



Le rendement numérique de la grémille a doublé en 2010-2011-2012 par rapport à 2005 et a augmenté encore significativement en 2013. En 2014 le rendement est équivalent à 2013 (près de 40 ind./1000 m² contre 15 en 2005).

Les structures en taille sont très similaires entre les années (Fig. 28), mais en 2005 et 2013, la population est dominée par des poissons de 9-10 cm alors que pour 2010, 2011, 2012, 2014 le mode est centré sur des poissons de 7-8 cm. Les relations tailles-poids sont similaires (Fig. 29).

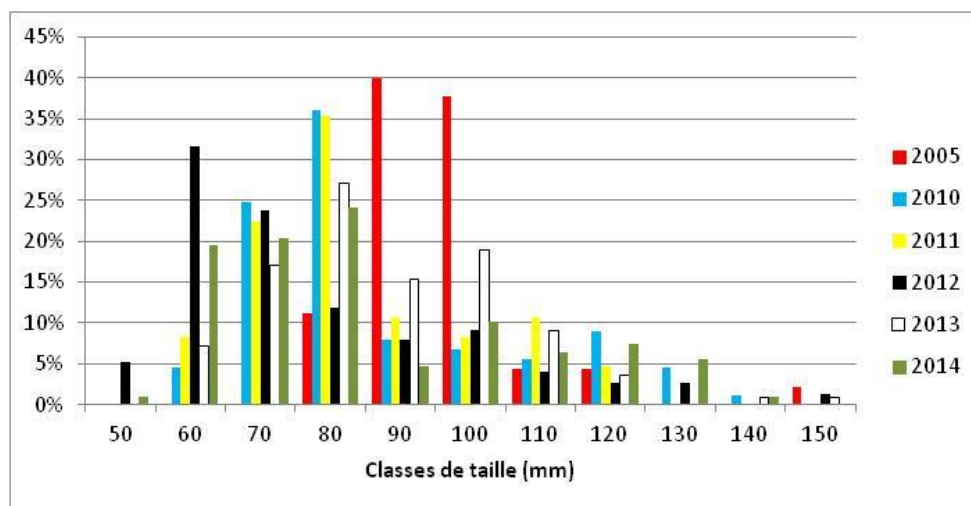


Figure 28 Structure en taille de la population de grémille

Taille (mm)

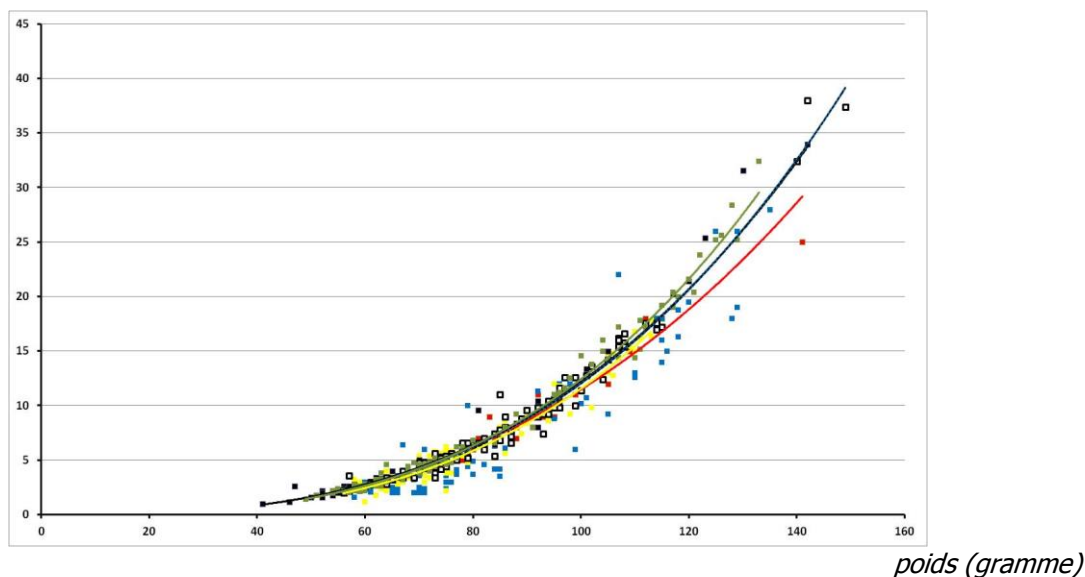


Figure 29 Relation taille – poids pour la grémille (2005-2010-2011-2012-2013)

III.3. Suivi halieutique

Cette partie synthétise les données recueillies par l'INRA, la DDT et le CISALB dans le cadre du suivi de la pêche 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 90 (Figure 27), période à laquelle l'effectif de pêcheurs professionnels s'est stabilisé à 10, rendant ainsi les chiffres comparables.

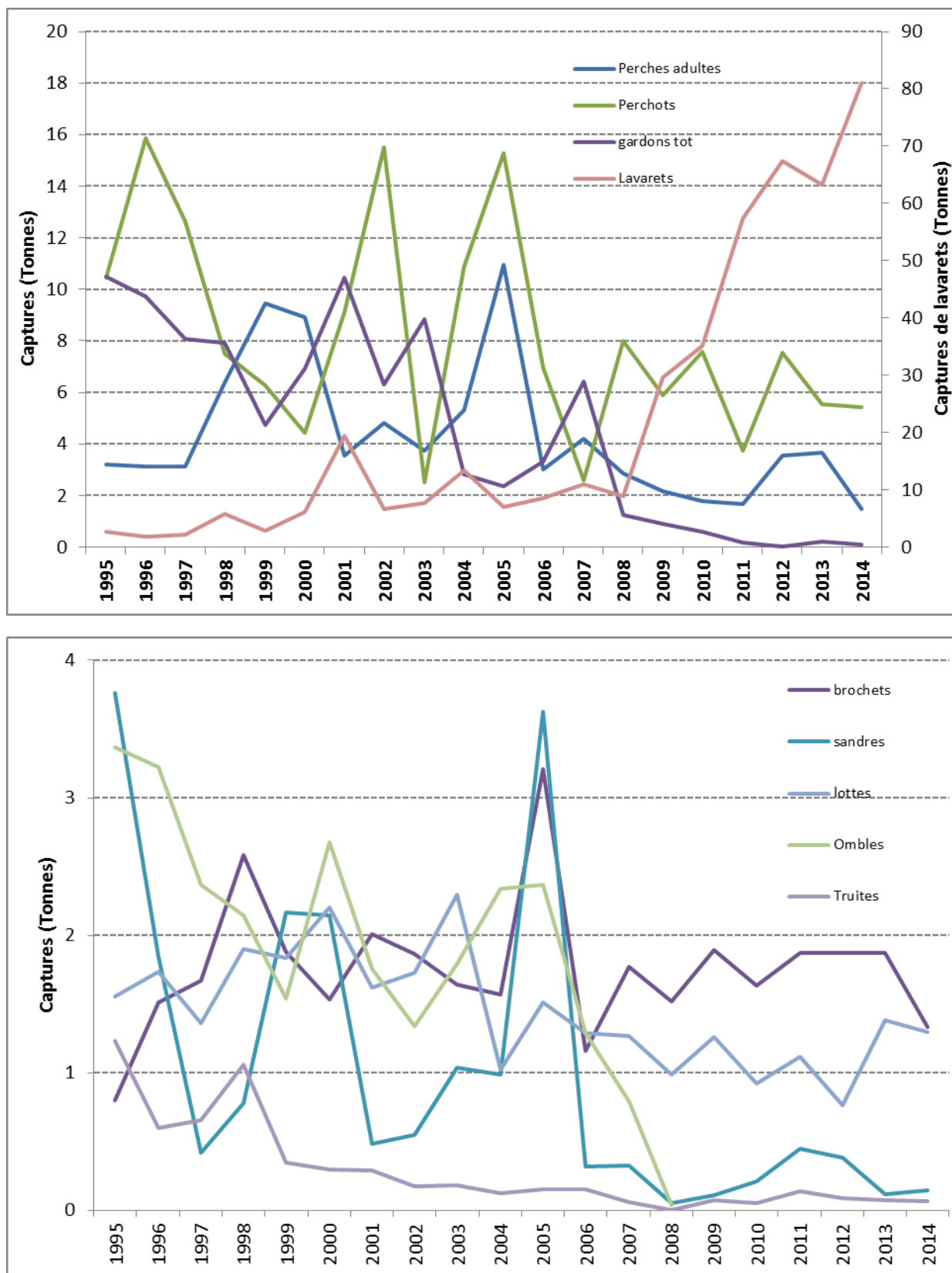


Figure 27 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2014 (données DDT73)

La saison 2014 est une année record avec plus de 90 tonnes de poissons capturés, niveau qui n'avait pas été enregistré depuis le début des années 90.

L'ensemble des captures est une nouvelle fois dominé par le corégone (81 tonnes), constituant un nouveau record. La perche, quelque soit le stade auquel elle est exploitée, connaît une diminution

progressive depuis le milieu des années 90. En l'espace de 20 ans, les captures totales de perches (adulte + friture) sont passées d'une moyenne de 15 tonnes par an à 8 tonnes. Les variations de captures des perches adultes et des perchots de ces 4 dernières années sont relativement bien corrélées avec les variations de rendements de pêches scientifiques.

Les captures de gardon accusent quant à elles une forte chute en passant de 8 tonnes par an en moyenne entre 1995 et 2000 à quelques centaines de kgs au cours des 5 dernières années. Cette baisse est d'autant plus marquée que, depuis 2008, le gardon > 10 cm est interdit de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB et que cette espèce est également moins recherchée par la profession.

Touché également par cette interdiction, l'omble chevalier n'est plus exploité depuis 2008. Auparavant, les captures oscillaient autour de 2,5 tonnes/an. La truite lacustre est présente en faible densité dans le lac comme en attestent les captures professionnelles et scientifiques. Dans les années 80-90, les prises atteignaient 2 à 3 tonnes par an mais la population était soutenue par des déversements de truites adultes surdensitaires. Depuis l'arrêt de ces pratiques, seuls 100 à 200 kg de truites sont pêchés annuellement.

Pour la première fois depuis 2006, les captures de brochet accusent une chute significative (1,3 tonnes). Les captures de sandre s'effondrent une nouvelle fois en 2013, constat partagé au niveau des rendements de pêches scientifiques. Enfin, les prises de lottes, qui accusaient depuis 7 ans une baisse progressive, se maintiennent à un niveau proche de 2013 (1,3 tonnes). Cette tendance rejoint celle observée au cours de la campagne de pêche scientifique.

Pour information, en 2014, 9 captures de silures ont été déclarées par les pêcheurs professionnels et 13 par les pêcheurs amateurs aux engins.

L'ensemble des évolutions de captures doit cependant être pondéré par le fait qu'elles sont basées sur des tonnages bruts : il faudrait les rapporter à l'effort de pêche mais cette information n'est pas toujours mentionnée dans les déclarations.

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 2014. 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 captures par unité d'effort (CPUE).

Entre 2004 et 2007, les rendements de capture étaient inférieurs à 0,5 corégones par sortie (Fig. 28). Depuis 2008, ils ne cessent de progresser et oscillent depuis 4 ans autour entre 2 et 2,5 corégones par sortie. Les variations mensuelles (Fig. 28) 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 corégones 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 2014, on note que les rendements de fin de saison sont supérieurs à ceux du début de saison et sont restés élevés de juillet à octobre pouvant certainement être reliés aux faibles densités zooplanctoniques observées en fin de saison.

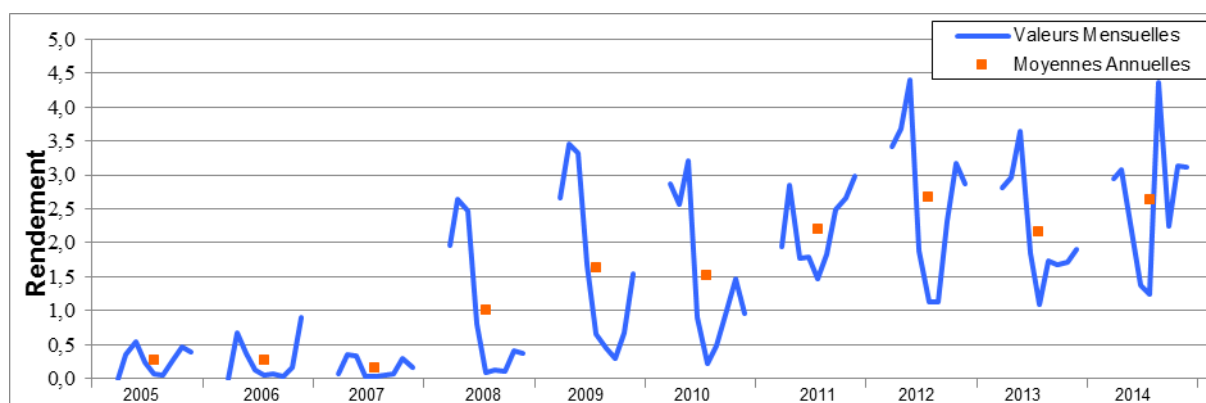


Figure 28 Rendements de capture de corégones de la pêche amateur entre 2004 et 2014

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Fig. 29). L'étude menée sur l'efficacité du pacage lacustre (CISALB, 2008) a montré que la population d'omble chevalier du Bourget est encore très dépendante de celui-ci (90 %). Ainsi, un pic de capture est souvent en relation avec un fort niveau d'alevinage pratiqué 3 ans auparavant. Depuis 2008, l'omble chevalier est sous le coup d'un arrêté préfectoral d'interdiction de pêche à des fins de consommation et de commercialisation pour cause de contamination aux PCB. De nombreux amateurs ont donc délaissé la pêche à la traîne spécifique à la capture de l'espèce mais certains continuent et choisissent de garder ou de relâcher leurs poissons induisant ainsi un biais dans les rendements calculés après 2008. Le suivi spécifique du groupe de pêcheurs volontaires, dont les captures sont représentatives de celles de l'ensemble des pêcheurs, permet d'estimer ce qu'aurait pu être le rendement depuis l'arrêté de 2008. En effet, entre 2009 et 2013, les CPUE ont été recalculés sur la base des ombles capturés au dessus de la taille légale de 30 cm, c'est-à-dire les poissons qui étaient systématiquement gardés par les pêcheurs avant 2008. Ainsi, en l'absence d'arrêté, les saisons 2009 et 2010 se seraient classées parmi les meilleures depuis le début du suivi tandis que les saisons 2011 et 2012 seraient moins favorables illustrées par une forte chute des rendements de capture. Cette baisse peut être mise en relation avec une réduction des alevinages opérée depuis 2009 suite à l'arrêt de l'intérêt commercial de l'espèce. Après une reprise des captures en 2013 très certainement liée aux alevinages de l'année 2010, la tendance est de nouveau à la baisse. On peut s'attendre dans les années à venir à ce que ces fluctuations diminuent du fait d'une stabilisation depuis 2012 du pacage lacustre autour de 100.000 estivaux d'ombles déversés annuellement.

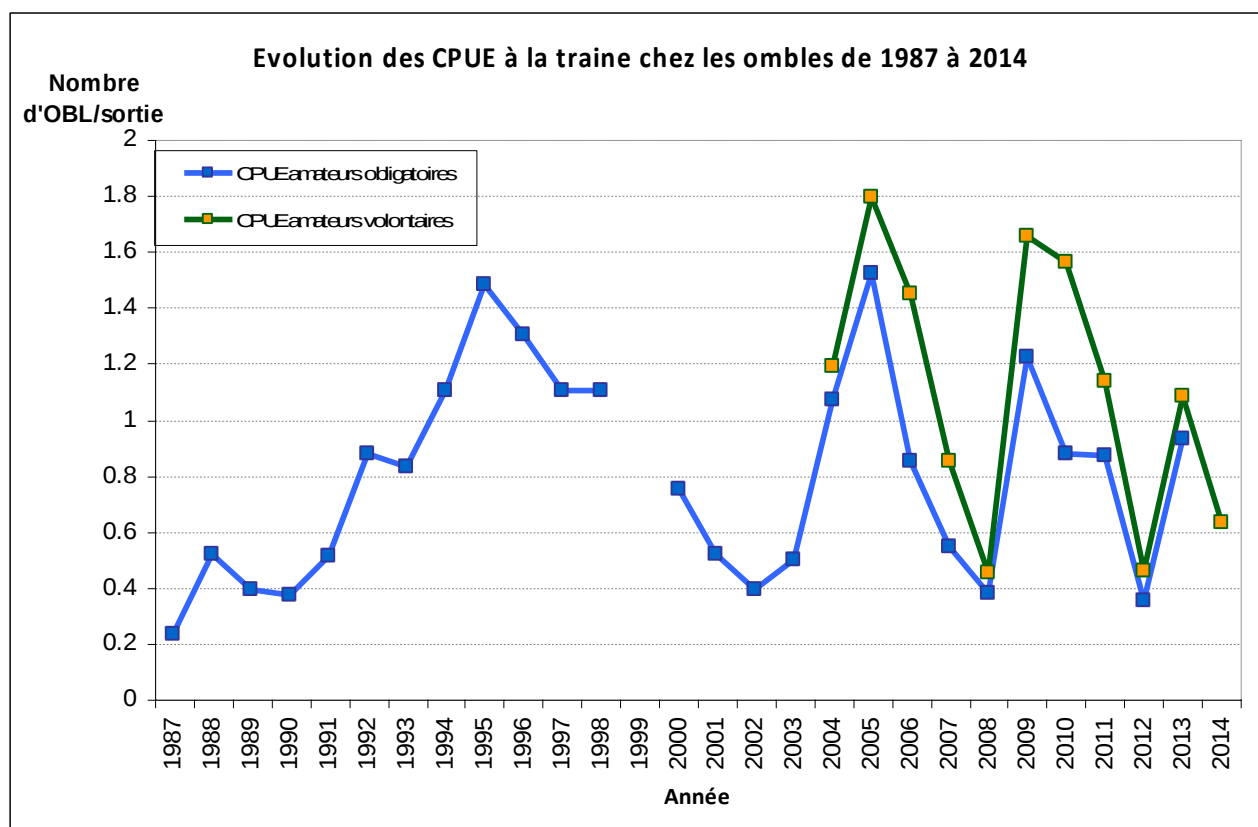


Figure 29 Rendements de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2013

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 90 et les années 2000 (Fig. 33a). 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 (Fig. 30). Cette nouvelle approche témoigne donc bien d'une décroissance des captures, mais expose des chiffres moins alarmants. Toutefois, pour la deuxième année consécutive, les rendements de brochets capturés par la pêche amateur affiche un niveau faible à hauteur de 370 g de brochet/sortie.

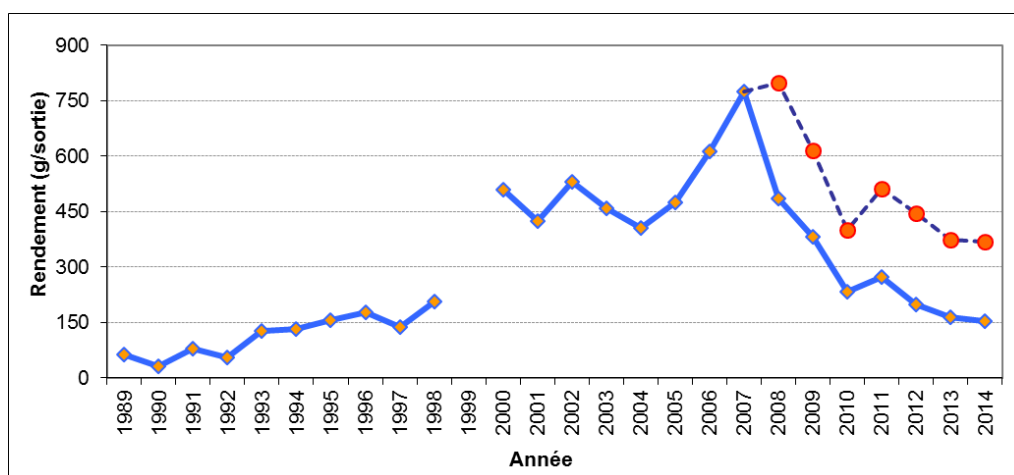


Figure 30 Rendements pondéraux des brochets (a) et numériques (b)

IV. Discussion

La diversité piscicole du lac apparaît comme stable : des espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) ou peu abondante comme la vandoise, l'ablette, la brème bordelière ne sont pas capturées ou pas identifiées chaque année. Par contre le sandre qui n'avait pas été capturé en 2014, a été à nouveau capturé. La population de cette espèce est donc toujours présente mais à un niveau très faible.

Le rendement de pêche pondéral observé en 2014 est stable, équivalent à 2012 et proche de 2013, et similaire à celui d'Annecy (environ 7 kg/1000 m² (Onema, 2007, 2010) et 12 kg/1000 m² en 2012) et aussi des lacs d'Aiguebelette et Léman échantillonnés par la même méthode. Mais si ce rendement est stable, la structure des communautés a évolué depuis une dizaine d'années, face aux changements d'états du système.

Le fait le plus marquant de cette décennie est l'augmentation des prises de corégones entre les années 2005 et 2010-2011-2012-2013-2014, confirmé par les données obtenues par acoustique qui montrent une augmentation d'un facteur 10 entre les densités des couches profondes, occupées exclusivement par les salmonidés et majoritairement par le lavaret, observées en 2005 et celles de la période 2010-2014 globalement stable. Après un maximum atteint en 2012, on retrouve un niveau équivalent à 2010-2011. En 2015, il sera nécessaire de voir si la tendance est stable, à la baisse, ou avec une remontée qui établirait l'existence de cycles de populations sur plusieurs années. Les tailles détectées par acoustiques confirment que la majorité des poissons sont adultes (65 %) comme les années précédentes. La population de lavaret est à nouveau présente en grande quantité comme l'atteste les statistiques de pêches (81 tonnes pour les professionnels en 2013 contre moins de 7 tonnes en 2005). Le nombre de juvéniles de l'année capturés dans les pêches scientifiques est en baisse par rapport à 2013 mais reste à un niveau satisfaisant par rapport aux données antérieures. Malgré tout le faible nombre de poisson pêchés ne permet pas d'être totalement affirmatif sur ces fluctuations observées du rendement. Le rendement de corégones adultes capturés par les pêches scientifiques est lui aussi en baisse mais avoisine un niveau équivalent aux années 2010-2013. Les

poissons âgés de 3 ans apparaissent maintenant régulièrement dans les pêches scientifiques. La pêche professionnelle comme amateur, exploitent à présent 3 classes d'âge et épargne les plus jeunes poissons. L'augmentation de la taille légale de capture et des mailles des pics a en partie permis d'atteindre cet objectif. La similarité des données sur les 5 dernières années sur cette espèce montre que la population de lavaret est apparemment stable.

Le nombre de corégones capturés au cours de cette étude permet d'obtenir des informations sur les distributions en classes d'âges, grâce à l'augmentation de l'effort de pêche ciblé sur les couches qu'occupent préférentiellement les corégones dans la zone pélagique, sous échantillonné par la norme DCE (Decelières-Vergés et Guillard, 2008 ; Yule et al., 2013). 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 P. (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 a été montré sur le Léman que cette augmentation de population était aussi liée à des conditions favorables aux larves, avec une bonne synergie avec l'émergence de leurs ressources trophiques nécessaires (Anneville *et al.*, 2009). Dans le Bourget, ces deux phénomènes associés à une gestion halieutique plus adaptée concourent à ce qu'on a pu qualifier de 'retour du Lavaret', et de la pérennité de ce retour le stock étant satisfait depuis plusieurs années.

Pour les autres populations, les tendances sont difficiles à affirmer, néanmoins on observe :

- des populations de perche et de gardon à des niveaux hauts, mais fluctuants d'une année sur l'autre, du au succès ou non de la reproduction et à la force des cohortes précédentes (Gillet, 2002). Pour la perche, qui représente la majeure partie de ces poissons juvéniles présents dans la couche au dessus de la thermocline, les campagnes de pêches scientifiques montrent une variation du rendement de capture en ce qui concerne les alevins de l'année, alors que pour les perches adultes le rendement fluctue moins. En 2014, il faut souligner que le rendement de captures de perches adultes est proche du niveau le plus bas observé sur la chronique 2005-2014 (12 ind./1000 m²) Ce rendement reste à surveiller afin de pouvoir maintenir un stock de géniteurs suffisant.
- Les données obtenues par acoustique ne confirment par contre pas ce haut rendement de perches juvéniles. Le niveau du stock détecté est bas, et on notera que les rendements de perches dans les filets pélagiques ont été pour quasiment nuls. Il semble que le stock soit donc à nouveau à un niveau bas (cycle triannuel), et que les filets benthiques ne peuvent le percevoir, car la population est alors principalement dans la zone littorale, ce que montrent aussi les données acoustiques de répartition. Seuls les captures en pélagique et l'acoustique peuvent mettre en évidence ce phénomène. En 2014, les tailles moyennes des individus juvéniles (~9 cm) sont proches de celles des années 2010 et 2011 (~9 et 10 cm), mais supérieures à celles de 2012-2013, qui affichait une croissance faible (~8 et 7 cm) et où le stock était à son plus haut niveau, mettant en évidence une relation taille moyenne des individus 0+ et niveau du stock, plus qu'un effet direct des baisses de ressources trophiques en relation avec la réoligotrophisation. Il faudra surveiller ces croissances dans le futur, pour confirmer ou infirmer ces hypothèses. Les données acoustiques en tailles, ne confirment pas ces observations, les cibles détectées étant soit majoritairement du gardon, soit il y a

existence de 2 sous-populations de perchettes. Pour le gardon, on observe que la cohorte de 2014 a été principalement pêchée dans le milieu pélagique, profitant de l'absence des perchettes, comme en 2011.

Les données de rendement observées par la pêche aux filets benthiques étant globalement stables, elles montrent 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 la pêche ne peut le 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.

La récolte professionnelle de perches 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. Actuellement elle montre une tendance à la baisse, passant de 24 t/an en moyenne entre 1984 et 1994 à 15 t/an entre 1995 et 2005 pour arriver à 8t/an au cours des 5 dernières années. Cette tendance à la baisse s'observe dans les lacs en voie de réoligotrophisation (Dubois *et al.* 2008). La forte prévalence de parasites observée chez les juvéniles de ces poissons comme dans le lac d'Annecy serait caractéristique des lacs alpins oligotrophes ou en voie de réoligotrophisation (Guillard et al. 2006) et implique une dynamique de cette population de poissons dans Annecy avec un cycle 'annuel'. Dans le Bourget, le cycle qui apparaît serait similaire à celui connu dans le Léman, tri-annuel : une forte cohorte suivie de 2 cohortes plus faibles. La série de 5 ans de données ne permet cependant pas de le confirmer. L'année 2015 devrait donc être une année de forte cohorte, si les conditions météorologiques le permettent, et si cette hypothèse de cycle sur trois se confirme.

- La population de sandre dont les captures de la pêche professionnelle stagnent depuis 2005 autour de 200 kg/an semble être en péril, puisque après une année sans capture dans les pêches scientifiques, très peu d'individus a été capturé. La réoligotrophisation du lac ne favorise pas le développement de cette espèce élective de plans d'eau plus chauds, à forte charge trophique et à la transparence faible.

- L'année 2014 a vu un nombre de brochets capturés équivalent à 2011 et 2013, une année considérée comme faible. Mais cette espèce a une capturabilité très variable dans les filets et les rendements ne reflètent pas forcément le stock. Les données du suivi des pêcheurs amateurs semblent montrer une tendance à la baisse qu'il convient de surveiller.

- le poisson chat, espèce prolifique et très résistante aux variations trophiques et climatiques atteint le niveau le plus faible de la série. 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 contrôlant leur expansion. Les conditions actuelles du milieu sont plutôt défavorables à cette espèce, qui comme le sandre devrait voir ses densités encore diminuées dans les années futures.

- La population de grémille est stable depuis 2010, même si les rendements de capture ont doublé entre 2005 et 2010-11-12, ont augmenté en 2013, et sont donc élevés en 2014. La population actuelle comporte plusieurs cohortes.

- l'omble chevalier : malgré l'arrêt de sa pêche par la pêche professionnelle depuis 2008, due à un taux de PCB supérieure aux normes admises, les rendements de la pêche amateur, qui continue à l'exploiter, semblent se maintenir à un niveau satisfaisant qui reste dépendant des quantités d'alevins déversées 3 ans auparavant. Quoi qu'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 pour la première fois aucun poisson n'a été capturé.

Les relations tailles-poids des principales espèces sont similaires entre les années, sans que l'on puisse en tirer de conclusion à l'heure actuelle.

Les principaux résultats sont donc *i)* la confirmation de la stabilisation de la population de lavaret, poisson emblématique du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux, avec une tendance qui sera à confirmer en 2015, et la régression d'espèce indicatrice d'un milieu de moins bonne qualité comme le sandre et le poisson-chat; *ii)* 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 est cette année 2014 à un niveau bas, malgré des rendements de pêches benthiques élevés ; les fluctuations de croissance entre les années semblant être dus à une relation avec les niveaux des stocks et donc à une compétition intra-spécifique ; *iii)* la nécessité de disposer d'une chronique annuelle de données multi-descripteurs prenant en compte le peuplement dans son entier pour s'affranchir des variations annuelles et des limites de chaque méthode afin de pouvoir interpréter les tendances sur le long terme.

L'image du peuplement de poisson du lac du Bourget permet ainsi 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 semble effectivement en voie de résolution, les autres facteurs de forçage tel que des accroissements de la température (Béniston, 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. 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, une amélioration de la qualité des eaux du lac. Déjà constaté sur les compartiments eau et plancton dans le cadre du suivi annuel du lac, cette amélioration est renforcée à présent par la réponse du compartiment biologique

supérieur, le poisson, avec le maintien de la population emblématique du lavaret. 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.

ETUDES PORTANT SUR LE CONTENU EN PCB DES CHAIRS DE POISSONS

Un peu en marge du chapitre précédent mais toujours relatif au compartiment piscicole, ce chapitre court rapporte les résultats des analyses commandées par la DREAL en 2008 (à l'origine des arrêtés préfectoraux d'interdictions de pêche de l'ombre chevalier) et les résultats d'analyses récentes (2013-2014) réalisées par le LCME.

Les analyses ont été pratiquées sur les PCB_i pour lesquels il existe depuis 2011 une norme de 125 ng/g (règlement (UE) N°1259/2011). Les résultats obtenus sur le lavaret montrent une nette diminution de la concentration en PCB_i dans la chair en fonction des années : cette dernière est passée en moyenne de plus de 180 ng/g à 50 ng/g entre 2008 et 2014 pour des lavarets de même taille et de même âge. L'analyse d'octobre 2014 montre même un passage sous la barre des 50 ng/g (Fig. 1).

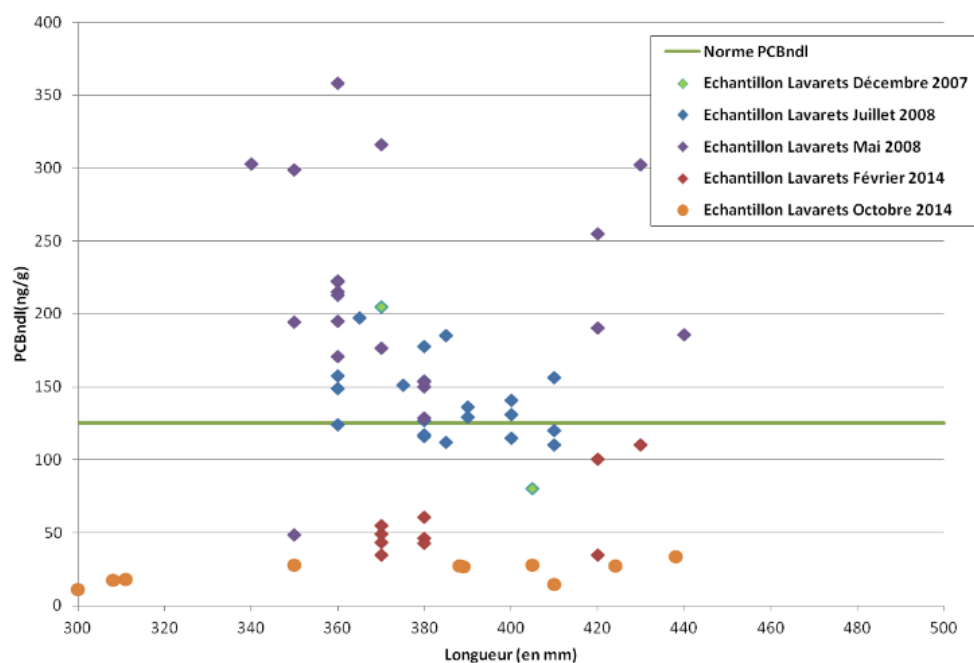


Figure 1 Concentration en PCB des lavarets du lac du Bourget présentées en fonction de la taille des individus

Concernant les ombles chevalier (poissons les plus contaminés du fait de leur teneur importante en matière grasse), les analyses de 2014 semblent montrer également une amélioration. En effet, la concentration moyenne en PCB_i dans la chair est passée de 526 ng/g sur la période 2007-2009 à 230 ng/g en 2014 pour des ombles de même taille et de même âge.

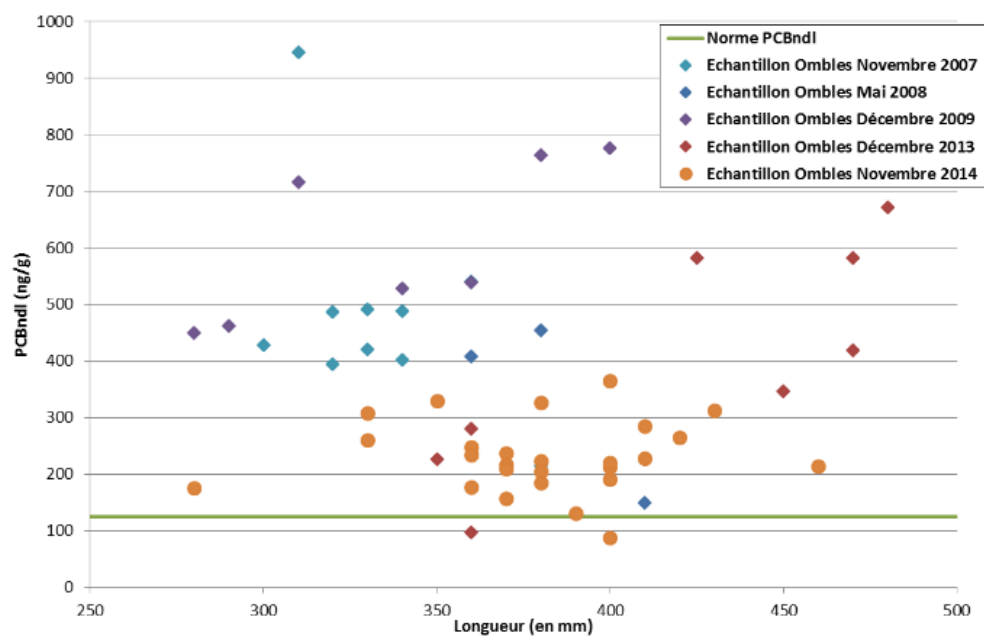


Figure 2 Concentration en PCB des ombles du lac du Bourget présentées en fonction de la taille des individus

Ces résultats sont encourageants et font suite, sans qu'aucun rapport direct ne soit pour le moment clairement établi, aux travaux de restauration du Tillet qui se sont déroulés en 2013 dont l'un des objectifs était de stopper les derniers flux de PCB au lac.

ETUDES PORTANT SUR LA QUALITE SANITAIRE

Depuis quelques années, il est inclus dans ce rapport les données fournies par l'Agence Régionale de Santé Rhône-Alpes, Délégation Territoriale de la Savoie, puisque répondant aussi à la problématique de la qualité des eaux du lac du Bourget. Il s'agit de données analytiques, issues du programme de contrôle sanitaire réglementaire, examinées avec l'aide et l'accord de Julien Neasta du service Environnement-Santé de l'ARS-DT73 portant sur la qualité des eaux de consommation humaine et sur celle des eaux de baignade.

I. Qualité des eaux de consommation provenant des différents pompages du lac

Plusieurs pompages au lac sont utilisés pour l'alimentation en eau de consommation, il s'agit notamment :

- du pompage de la baie de Mémard qui alimente en eau potable la ville d'Aix-les-Bains et également plusieurs communes de la CALB (Communauté d'Agglomération du Lac du Bourget) ;
- du pompage de Tresserve qui alimente les communes de Tresserve et du Viviers-du-Lac en appoint ;
- du pompage de l'Abbaye de Hautecombe (alimentation de type privé).

Les eaux en provenance du lac sont des eaux superficielles qui nécessitent un contrôle sanitaire rigoureux et régulier. Ce contrôle est défini annuellement pour le prestataire par le service Environnement-Santé de l'ARS Rhône Alpes-DD73.

Les prélèvements et les analyses sont réalisés par le laboratoire Savoie Labo agréé par le ministère de la Santé en ce qui concerne les analyses d'eau potable.

Pour l'année 2014, le présent bilan a été réalisé à partir de 30 analyses effectuées en production (pompages et réservoirs) et 92 analyses effectuées en distribution (robinet du consommateur).

Les paramètres les plus couramment analysés sont les suivants :

- les paramètres microbiologiques : ils concernent la recherche de germes témoins de contaminations fécales tels que les coliformes (*Escherichia Coli** par exemple) ou les entérocoques, et de germes pathogènes tels que les Salmonelles (recherchées dans les eaux de surface). Pour être de bonne qualité bactériologique, une eau distribuée doit satisfaire aux exigences définies en tant que limites de qualité ou en tant que références de qualité, fixées par le Code de la Santé. Par exemple, pour les entérocoques et les *Escherichia Coli*, la limite de qualité fixée est égale à 0 germe dans 100 ml d'eau distribuée.
- les paramètres physico-chimiques : très nombreux dans les analyses complètes, seuls les plus couramment utilisés pour évaluer la qualité seront évoqués ici. Par exemple :
 - le degré hydrotimétrique (ou TH pour Titre Hydrotimétrique) permet de connaître la « dureté » de l'eau. Mesuré en degrés français, il ne fait l'objet d'aucune limite ni référence de qualité.

On considère qu'en dessous de 20°F les eaux sont plutôt « douces » et qu'au dessus de 30°F, elles sont plutôt « dures » ;

- la concentration en nitrates : la limite maximale de qualité est fixée à 50 mg/l (une valeur guide étant donnée à 25 mg/l) ;
- la concentration en fluorures : la limite de qualité maximale est fixée à 1,5 mg/l ;
- la concentration en pesticides : environ 350 molécules sont recherchées en routine, la limite de qualité est fixée à 0,1 µg/l par molécule recherchée et à 0,5 µg/l pour le total cumulé des molécules recherchées ;
- la concentration en Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) : la limite de qualité est fixée à 0,1 µg/l pour la somme des quatre molécules les plus nocives ;
- la concentration en microcystines totales : la limite de qualité est fixée à 1 µg/l pour les eaux distribuées, ce paramètre n'étant mesuré que lorsque les eaux brutes sont susceptibles de connaître des proliférations cyanobactériennes (ce qui a été le cas pour le lac du Bourget).

En application du Code de la Santé (article R.1321-15), il existe 3 niveaux de contrôle pour les prélèvements :

- au niveau des captages, des forages ou des prises d'eau : il s'agit du contrôle des eaux brutes ;
 - au niveau de la sortie des réservoirs ou des usines de potabilisation : il s'agit du contrôle des eaux traitées ;
- au niveau du robinet du consommateur : il s'agit du contrôle de l'eau distribuée.

L'eau distribuée (eau de consommation) doit satisfaire à des exigences de qualité de deux types :

- des « limites de qualité » pour les paramètres microbiologiques ou chimiques dont la présence dans l'eau peut induire des risques sanitaires à plus ou moins long terme ;
- des « références de qualité » pour les paramètres indicateurs du fonctionnement des installations ou pour certains paramètres chimiques pour lesquels les risques sanitaires induits ne sont pas trop élevés (la présence de sulfates par exemple).

Le nombre d'analyses effectuées annuellement pour une commune ou un syndicat intercommunal dépend principalement du nombre d'habitants desservis et des débits de production nécessaires. Tous les résultats d'analyses sont répertoriés dans la base nationale de données « SISE-Eaux » (voir Annexe). Un bilan du contrôle sanitaire est effectué chaque année par réseau pour chaque unité de gestion de l'eau à l'échelon communal ou supra-communal, celui-ci permet de réaliser une « Fiche Qualité » qui est communiquée à la commune ou au gestionnaire. Cette fiche doit être jointe à la facture d'eau pour l'information des consommateurs.

Depuis l'année 2010, les fiches qualité de synthèse annuelle peuvent être consultées directement en ligne grâce à internet sur le site de l'Agence Régionale de Santé Rhône-Alpes (<http://www.ars.rhonealpes.sante.fr>, rubrique Veille sanitaire - Prévention et Santé publique / Environnement de A à Z/ Eau potable). Depuis 2008, les résultats d'analyses du contrôle sanitaire au robinet

du consommateur sont également consultables en temps réel sur le site dédié du ministère de la Santé : www.eaupotable.sante.gouv.fr.

I.1. Bilan de la qualité de l'eau distribuée provenant du pompage de Mémard à Aix-les-Bains

L'eau provenant du pompage de Mémard a été de bonne qualité bactériologique au cours de l'année 2014 avec un pourcentage de conformité mesuré de 100 % après traitement. L'eau peut être qualifiée de peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 14,98 et 30,81 pour une moyenne de 18,71 ; elle contient très peu de nitrates avec une concentration moyenne de 3,61 mg/l ; la présence de pesticides à des concentrations inférieures à la limite de qualité a été détectée dans l'eau brute du pompage, notamment la présence d'atrazine à des concentrations de 0,01 µg/l. D'autres pesticides sont détectés à l'état de traces : la Carbendazime, chlortoluron, dichlobénil, diméthomorphe, dinitrocrésol, diuron, éthidimuron, hexazinone, propiconazole, simazine, tébuconazole, terbuthylazin. Concernant la recherche des microcystines (toxines produites par certaines cyanobactéries), la présence de microcystines n'a pas été détectée dans l'eau distribuée à Aix-les-Bains en 2014.

I.2. Bilan de la qualité de l'eau distribuée provenant du pompage de Tresserve

L'eau provenant du pompage de Tresserve a été de bonne qualité bactériologique en 2014 avec un pourcentage de conformité mesuré de 95 % après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 15,85 et 16,34° F ; elle contient peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2,6 et 3 mg/l, la présence de pesticides à des concentrations inférieures à la limite de qualité a été détectée dans l'eau brute du pompage en 2014, notamment la présence d'atrazine à une concentration moyenne de 0,01 µg/l. D'autres pesticides sont détectés à l'état de traces : chlortoluron, dinitrocrésol, diuron, hexazinone, propiconazole, simazine, tébuconazole, terbuthylazin. Concernant la recherche des microcystines, aucune concentration quantifiable n'a été détectée dans l'eau distribuée à Tresserve en 2014.

I.3. Bilan de la qualité de l'eau distribuée provenant du pompage de l'abbaye de Hautecombe

L'eau provenant du pompage de l'abbaye de Hautecombe a été de bonne qualité bactériologique en 2014 avec un pourcentage de conformité mesuré à 87,5 % après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 13,95 et 25,93° F ; elle contient très peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 0 et 2,1 mg/l. Concernant les pesticides, ils n'ont pas été détectés en 2014 dans l'eau brute du pompage. D'autre part, les analyses de recherche de microcystines n'ont montré aucune concentration détectable lors des prélèvements effectués.

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget puis distribuées en 2014 ont été de bonne qualité bactériologique pour les pompages de Mémard, de Hautecombe et de Tresserve. Les eaux des trois pompages sont restées conformes aux limites et références de qualité fixées par réglementation en vigueur pour tous les paramètres chimiques recherchés, ainsi la consommation humaine de l'eau du lac du Bourget ne présente pas de risque pour la santé du consommateur. Dans les eaux brutes, on peut noter la

présence de bactéries telles qu'*Escherichia Coli* et Entérocoques qui sont normalement détruites par l'action des traitements. On peut également noter la présence persistante de traces de pesticides appartenant à la famille des triazines tels que l'atrazine ou la simazine ainsi que de leurs produits de dégradation (atrazine-déséthyl, atrazine-déisopropyl, ...). On peut ainsi constater leur rémanence dans l'environnement puisque leur utilisation est interdite sur le territoire français depuis septembre 2003 pour l'atrazine et la simazine. Concernant la détection des autres pesticides à l'état de trace, elle s'explique par l'amélioration des techniques analytiques du laboratoire.

II. Qualité des eaux de baignade

II.1. Eléments concernant le contrôle sanitaire

Les eaux de baignade nous intéressent davantage puisque le contrôle sanitaire réglementaire permet d'assurer un suivi analytique de la qualité des eaux brutes du lac. Ce suivi sanitaire est organisé tous les ans entre fin juin et fin août inclus, c'est-à-dire lors des périodes touristiques estivales. Les analyses sont effectuées à 15 jours d'intervalle dans toutes les zones de baignade des plages aménagées situées sur les berges du lac (cf. carte ci-jointe).

Lors des contrôles, plusieurs paramètres sont mesurés soit sur place (paramètres « terrain »), soit au laboratoire (analyses bactériologiques) :

- les paramètres physico-chimiques : température de l'eau et de l'air, conductivité de l'eau, oxygène dissous ;
- les paramètres visuels et olfactifs : transparence de l'eau, couleur, présence de mousse, présence d'algues ou d'efflorescences de cyanobactéries, présence d'huiles ou d'hydrocarbures, odeur de phénol ou de solvants ;
- les paramètres microbiologiques : les bactéries recherchées sont les germes témoins de contaminations fécales, en l'occurrence *Escherichia Coli* et entérocoques intestinaux, indicateurs de contamination du milieu.

Les normes de qualité en vigueur sont les suivantes : absence de mousse, d'huiles minérales ou d'odeur de phénol, transparence supérieure à 1 m, pour les paramètres terrain. En ce qui concerne les normes bactériologiques, la phase de transition vers la nouvelle réglementation applicable en 2013, impose la recherche des germes *E. Coli* et entérocoques intestinaux (la recherche des Coliformes totaux est abandonnée). Actuellement :

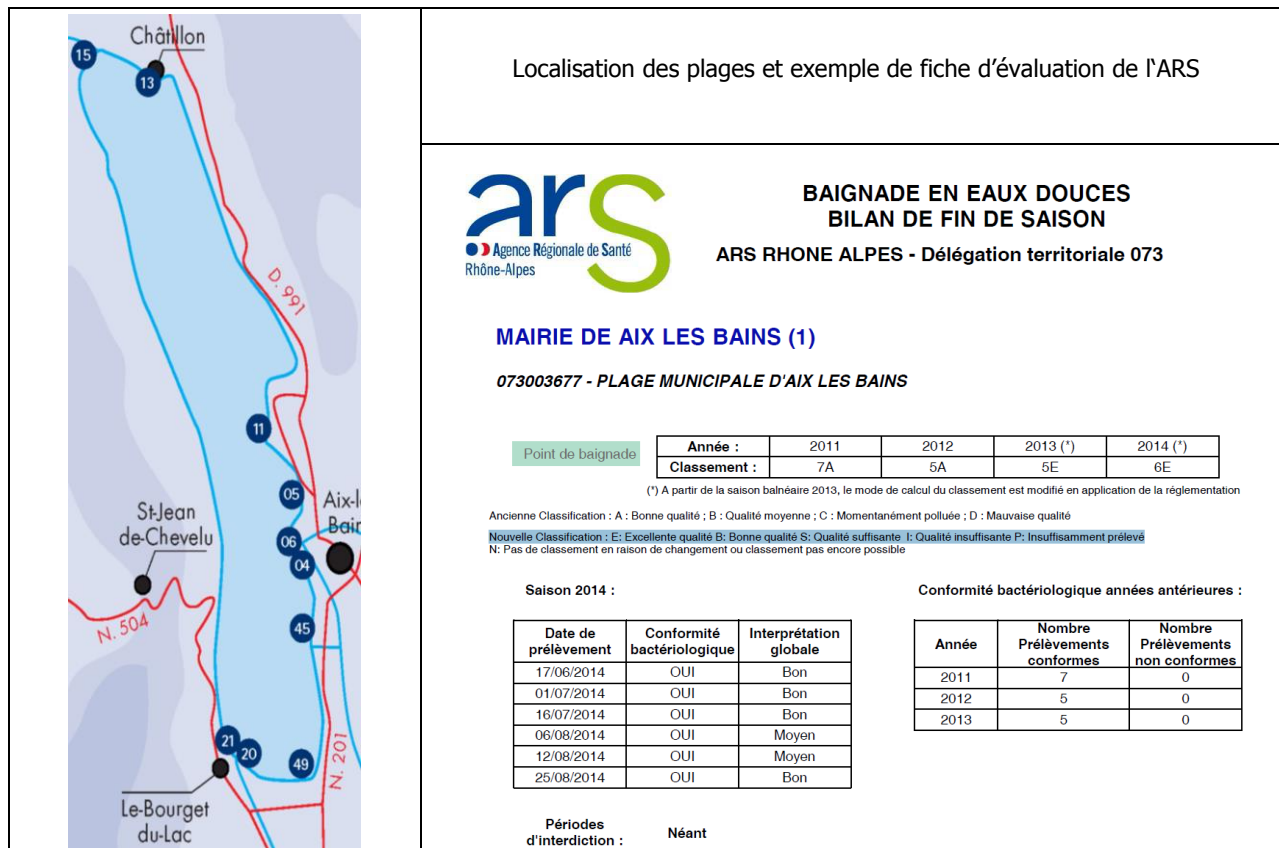
- l'eau d'une baignade est considérée comme étant de Bonne Qualité lorsque les germes *E. Coli* sont < 100 UFC (Unité formant colonie) pour 100 ml d'eau prélevée et les entérocoques intestinaux sont également < 100 UFC/100ml ;
- l'eau d'une baignade est considérée de Qualité Moyenne lorsque les *E. Coli* sont compris entre 100 et 2000 UFC/100 ml et les entérocoques intestinaux sont supérieurs ou égaux à 100 UFC/100 ml ;
- enfin une eau est considérée comme étant de Mauvaise Qualité lorsque les *E. Coli* sont supérieurs ou égaux à 2000 UFC/100 ml et baignade distinguera les valeurs impératives (à ne pas dépasser) fixées à 2000 *E. Coli* et 10 000 coliformes totaux dans 100 ml d'eau et également les entérocoques intestinaux sont supérieurs ou égaux à 100 UFC/100 ml.

II.2. Eléments concernant la classification des eaux de baignade

Chaque résultat pris isolément informe sur le niveau de qualité de la baignade au moment du prélèvement. L'interprétation statistique de l'ensemble des résultats obtenus au cours de la saison permet d'apprécier globalement la qualité sanitaire d'une baignade. Depuis la saison balnéaire 2013, le mode de calcul du classement a été modifié en application de la réglementation. L'ancienne Classification était basé sur 4 lettres, notant la qualité de l'eau de baignade comme suit : A : Bonne qualité ; B : Qualité moyenne ; C : Momentanément polluée ; D : Mauvaise qualité. La nouvelle classification est désormais comme suit : E: Excellente qualité B: Bonne qualité S: Qualité suffisante I: Qualité insuffisante P: Insuffisamment prélevé. Les informations concernant la qualité des eaux de baignades sont consultables sur le site : <http://baignades.sante.gouv.fr>

II.3. Conformité des plages du lac du Bourget

En 2014, tous les prélèvements réalisés ont été conformes à la nouvelle norme et toutes les plages surveillées ont été notées E, présentant donc une excellente qualité pour l'ensemble de la saison de baignade. Notons toutefois que la plage municipale d'Aix les Bains (les 6 et 12 août), celle du rowing (le 17 juin) et celle du Lido (le 30 juillet) ont eu pour une ou deux dates une interprétation de la qualité jugée moyenne, ne remettant toutefois pas en cause la note finale pour l'ensemble de la saison (voir l'exemple ci-dessous).



**Escherichia Coli* est universellement utilisée comme bactérie indicatrice de la qualité des eaux aussi bien pour l'eau potable que pour les eaux récréatives. Cette bactérie intestinale abrite des souches commensales et des souches virulentes

CONCLUSIONS

Le lac du Bourget a subi des changements importants et une véritable bascule depuis la fin de l'année 2009. Les concentrations en Phosphore ont chuté de manière importante et se sont maintenues à des concentrations faibles, réduisant considérablement la teneur en chlorophylle *a*, la biomasse et la composition phytoplanctonique.

Les blooms de la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* ont complètement disparu et la composition phytoplanctonique a été considérablement modifiée avec l'augmentation marquée de la proportion des formes pico- et nanoplanctoniques et d'espèces mixotrophes, caractéristiques de milieux oligotrophes.

Toutefois, l'efflorescence à *Microcystis* enregistrée à la fin de l'été 2014 rappelle que tout n'est pas encore parfait et que la vigilance reste de mise et ce d'autant plus que les apports en phosphore au lac associés au temps de pluie continuent d'être importants, sans parler de la charge interne dont la libération peut être favorisée par des conditions hypoxiques à anoxiques telles que celles observées cette année.

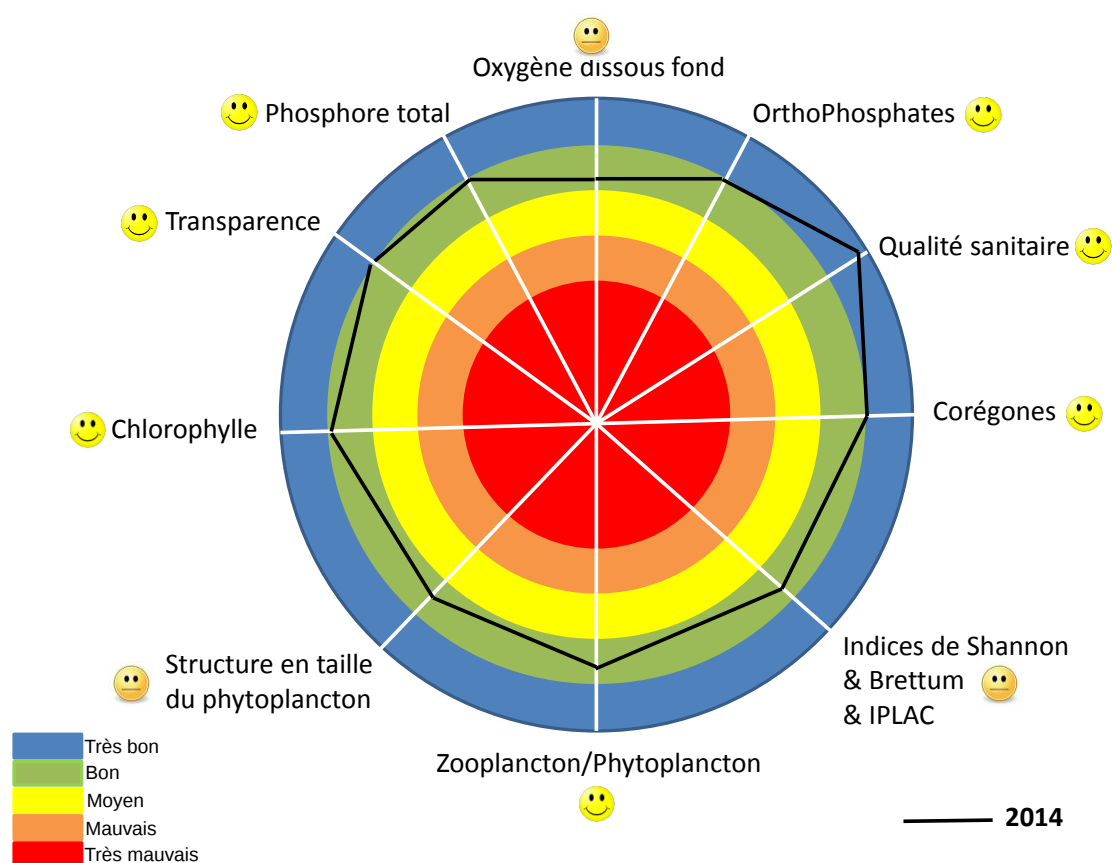
L'année 2013 avait été la première où la biomasse phytoplanctonique annuelle était passée sous le seuil des 1 mg/L. Elle a été significativement plus élevée en 2014, remontant à un niveau comparable à l'année 2009, année du déclin de *P. rubescens*. Bien que la proportion du picoplancton ait diminué, 2014 a aussi été caractérisée par une proportion accrue d'espèces phytoplanctoniques caractéristiques des milieux pauvres en nutriments, un indice de Brettum également à la hausse, et un compartiment zooplanctonique traduisant 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). Finalement le peuplement piscicole s'avère de bonne qualité, avec typiquement l'absence ou la diminution d'espèces indicatrices de milieux de moins bonne qualité (e.g. le sandre), la stabilisation de la population de lavaret et la baisse significative de la contamination des chairs de corégones et ombles en PCBs.

Les valeurs 2014 replacées dans le tableau de classification des écosystèmes d'eau douce vis-à-vis de leur degré d'eutrophisation suivant l'OCDE (ci-dessous) permettent de confirmer que le lac du Bourget peut toujours être qualifié d'oligo-mésotrophe:

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			6,8	6,3	
Mesotrophe	11	3,8		6-3	2,0
	10-35	2.5-8	8-25		3-1.5
Eutrophe	35-100	8-25	25-75	3-1.5	1.5-0.7
Hyper-eutrophe	>100	>25	>75	<1.5	<0.7

La Directive Cadre sur l'Eau a 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. Il ne fait aucun doute que les prochaines années devraient voir cet objectif atteint et conforté.

La figure ci-dessous propose une vision synoptique de l'état écologique du lac du Bourget en 2014.



Le lac du Bourget continue sa progression sur la voie de la réoligotrophisation. A ce rythme, il devrait basculer dans la catégorie des lacs oligotrophes bien avant 2021. Son statut écologique pélagique peut être aujourd'hui qualifié d'oligo-mésotrophe.

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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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).
- 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.
- 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.
- 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.
- CEN. 2009 Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. prEN 1591041.
- Circulaire DCE n° 2005-11. Typologie nationale relative aux eaux de surface. Ed. Ministère en charge du développement durable.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Giguet-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.
- 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.
- 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.
- Hilborn R. 2011. Future directions in ecosystem based fisheries management: a personal perspective. *Fish. Res.* 108:235-239.
- 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.

- 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, Cachera S, Girel C, Perga M, Paolini G, Lazzarotto J, Domaizon I, Humbert JF, Perney P, Laine L, Kerrien F. 2010. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2010. Rapport INRA-CISALB-CAB 2010, 201 pages.
- 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-Treyture 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
- 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, Gaedje 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- 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.
- Onema. 2007. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy - Application du protocole EN 14757 – Rap. Onema, dél. rég. Rhône-Alpes, 27 p.
- 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.
- 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.
- 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. Plank. Res. 31:1161-1177.
- 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.
- Shelford EJ, Middelboe M, Møller EF, Suttle CA. 2012. Virus-driven nitrogen cycling enhances phytoplankton growth. Aquat. Microb. Ecol. 66:41-46.
- 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.
- Tadonl     R. 2010. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. Limnol. Oceanogr. 55:973-982.
- 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 (Savoy). Hydrobiol. 374:361-377.
- 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.
- 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

Rôle du comité

- Validation des rapports
- Orientation des études
- Informations diverses

La liste des membres de ce comité a été redéfinie par le Directeur du CISALB, Renaud JALINOUX, et validé par le président du comité, Emmanuel NAFFRECHOUX, au mois de mars 2014. Il est constitué de 8 membres permanents, deux invités permanents et deux 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 du comité

MEMBRES PERMANENTS	
M. DORIOZ	UMR CARRTEL – <i>Transfert et flux de nutriments – Bassin versant</i>
M. GUILLARD	UMR CARRTEL – <i>Ecologie piscicole – Bio-indication</i>
M. JACQUET	UMR CARRTEL – <i>Réseaux trophiques – Bio-indication – Picoplancton</i> <i>Animateur et responsable scientifique du suivi</i>
M. MIQUET	Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie – <i>Macrophytes et avifaune</i>
M. NAFFRECHOUX	LCME – <i>Chimie environnementale et (micro)polluants</i> <i>Président du comité scientifique</i>
M. PAOLINI	CALB – <i>Suivi limnologique et de la qualité des eaux</i>
M. PELTE	Agence de l'eau RMC – <i>Molécules toxiques et/ou émergentes</i>
M. RAYMOND	ONEMA – <i>Unité lacs – Etude piscicole</i>
MEMBRES INVITES PERMANENTS	
MME. KLEIN	CIPEL – Responsable du suivi environnemental du Léman
M. ZANELLA	SILA – Responsable du suivi environnemental du lac d'Annecy
MEMBRES DU CISALB	
M. JALINOUX	CISALB – <i>Directeur</i>
M. CACHERA	CISALB – <i>Suivi lacustre et rivière – Ecologie Piscicole</i>

Le Contrat de bassin versant du lac du Bourget est un programme technique et financier dont la coordination est assurée par le CISALB. Le 1^{er} contrat s'est déroulé entre 2003 et 2009 et a permis la réalisation de nombreuses opérations en faveur de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques pour un montant de 80 millions d'euros. Le second contrat, signé le 4 novembre 2011 pour une durée de 6 ans. <http://www.cisalb.org>) est axé sur 10 enjeux :

1. La restauration écologique des rivières (i.e. restauration du lit et des berges pour retrouver un fonctionnement plus naturel) pour passer d'un état physique médiocre à bon. Toutes les principales rivières du bassin versant alimentant le lac (Sierroz, Leysse, Tillet, canal de Savières) sont concernées ;
2. La lutte contre la pollution par les substances dangereuses (i.e. aider les entreprises à maîtriser leurs rejets) dans les rivières ;
3. La lutte contre l'eutrophisation des rivières (i.e. traiter la pollution domestique et agricole) afin aussi de répondre à l'atteinte du bon état écologique du lac du Bourget, avec l'absence de proliférations cyanobactériennes typiquement ;
4. La restauration écologique du littoral ;
5. La lutte contre la pollution par les pesticides ;
6. La gestion de la ressource en eau ;
7. La gestion des zones humides ;
8. La cohérence entre eau et aménagement du territoire ;
9. La lutte contre les plantes invasives (ex : renouée du Japon) ;
10. La sensibilisation et communication.

DOSSIERS DIVERS

Annexe II

Calculs

Annexe II.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 : μm^3 / ml

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

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

L'indice Brettum est basé sur la probabilité d'occurrence de taxons phytoplanctoniques le long d'un gradient de phosphore total. Dans cet indice des profils écologiques en fonction du phosphore sont définis pour chaque taxon ; le calcul de l'indice correspond à une moyenne pondérée par les biomasses des profils écologiques de chaque taxon observé dans l'échantillon. Ce gradient est divisé en 6 classes de trophies (de 1 à 6). Quelques exemples de scores sont donnés pour des taxons dans le tableau suivant :

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

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

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

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

Finalement l'indice Brettum BI est calculé comme suit :

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

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

Annexe II.4. Détail du calcul des abondances du zooplancton

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

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

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

Où:

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

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

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

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

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe III

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

JOURNAL OF PLANKTON RESEARCH | VOLUME 24 | NUMBER 5 | PAGES 417-428 | 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 spp</i> <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabellaria</i> <i>Cosmarium</i> <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Closterium aciculare</i> <i>Staurastrum pingue</i>	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	<i>Geminella</i> <i>Mougeotia</i> <i>Tribonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnithrix 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 _N	warm mixed layers	<i>Cylindrospermopsis</i> <i>Anabaena minutissima</i>	light, nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	<i>Synechococcus</i> prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	<i>Koliella</i> <i>Chrysococcus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Plagioselmis</i> <i>Chrysochromulina</i>	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankyra</i> <i>Monoraphidium</i>	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	<i>Dinobryon</i> <i>Mallomonas</i> (<i>Synura</i>)	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Botryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenochloris</i> <i>Oocystis lacustris</i>	low nutrients high turbidity	?CO ₂ deficiency

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanothece</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocales	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocales of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena 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 IV

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.

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

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.

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

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 $\text{mg.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$.

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

II Résultats

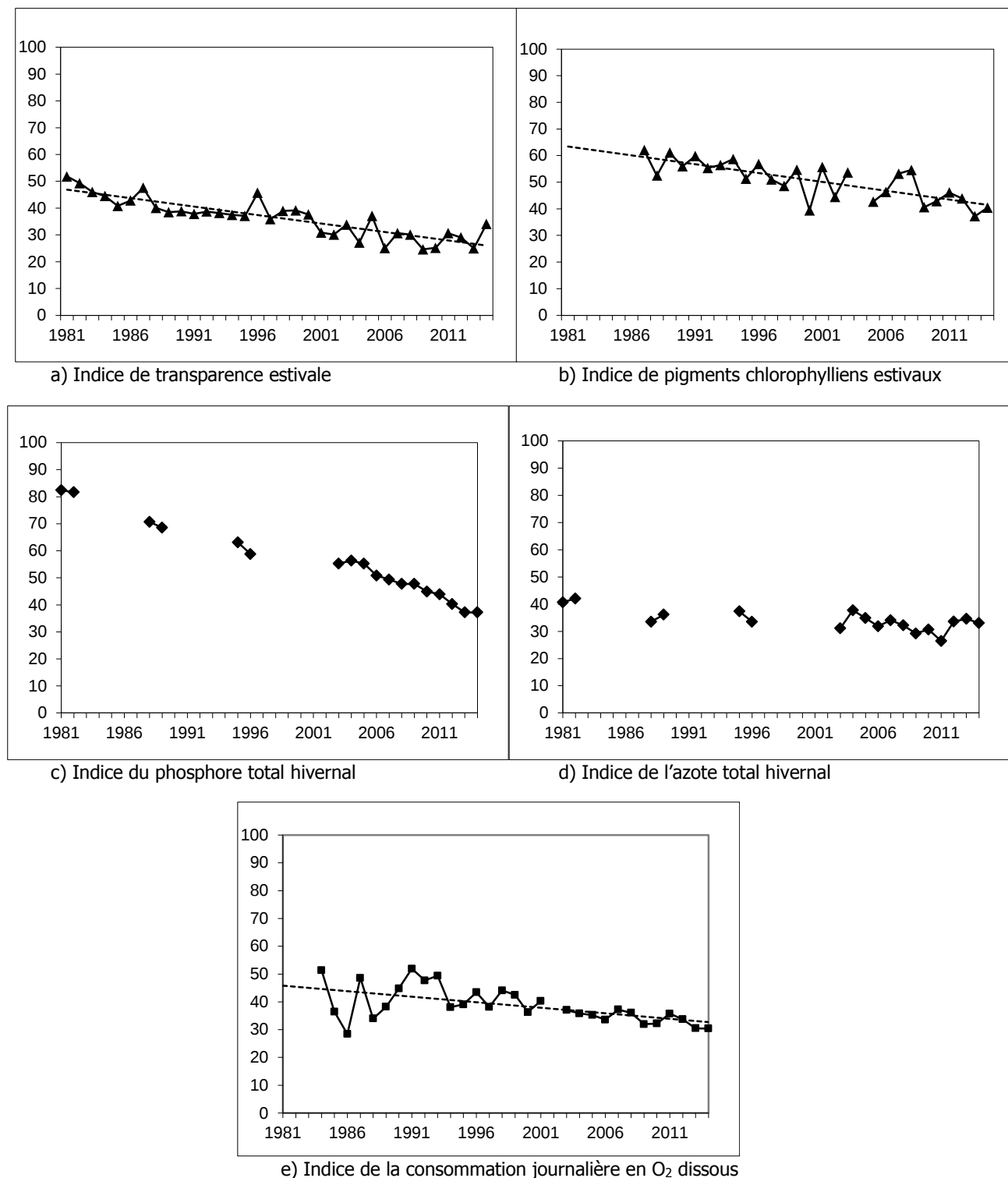


Figure 1 Evolution des indices au point B de 1981 à 2014

En 2014 les indices Nutrition, Production et Dégradation sont assez homogènes et se positionnent à la limite des classes "mésotrophe" et "oligotrophe", corroborant les conclusions données plus haut.

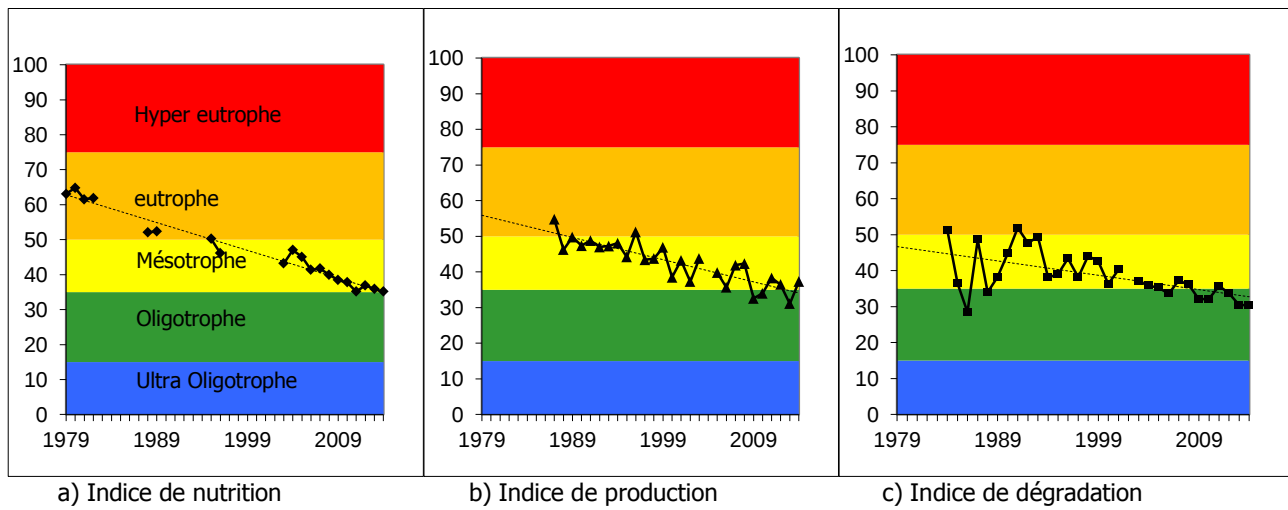


Figure 2 Evolution de l'indice Production, Nutrition et Dégradation au point B de 1981 à 2014 et comparaison avec les classes de qualité

DOSSIERS DIVERS

Annexe V

Informations et Evenements

L'année 2014 a été riche en informations et événements divers et les paragraphes suivant tentent d'en relayer quelques uns.

Météorologie

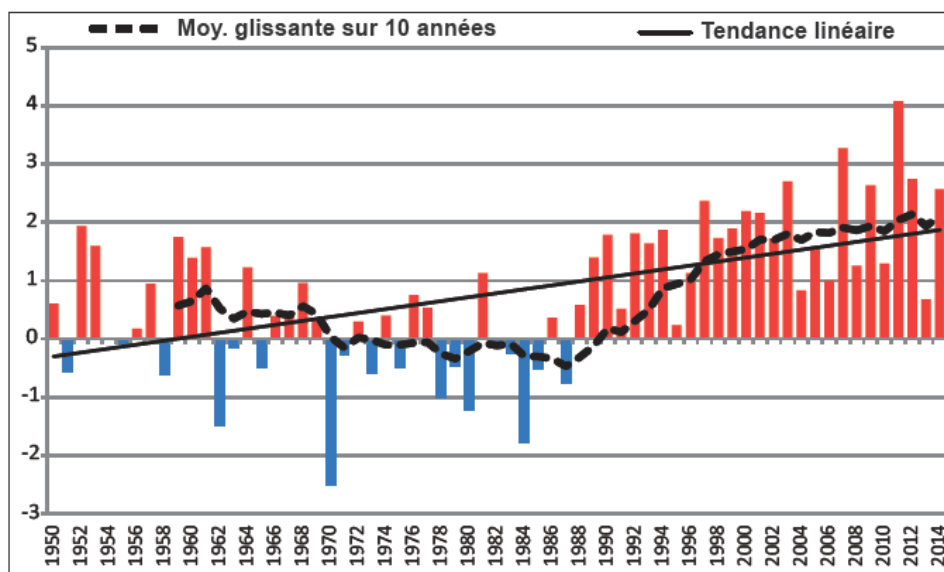
Un bilan climatique du printemps 2014 a été mis en ligne (+ bilan hydrique et jours de gel) par l'observatoire savoyard du climat, ainsi que celui sur la température des lacs alpins en 2013, et une étude inédite sur le réchauffement futur des lacs en collaboration avec le programme européen Clim-Run

http://www.mdp73.fr/index.php?option=com_content&task=view&id=89&Itemid=37

Ce que révèlent les documents de l'observatoire savoyard du changement climatique est résumé ci-dessous :

- L'augmentation de la température de l'air se répercute sur celle de l'eau de surface des grands lacs alpins (+1°C environ en 30 ans). Des questions se posent alors naturellement sur l'évolution future de la température des lacs, et ses conséquences sur les écosystèmes ou le tourisme (nombre de touristes, activités, qualité des eaux de baignade...). Pour alimenter d'éventuelles études d'impact, il est nécessaire de disposer au préalable d'estimations probabilistes chiffrées, et c'est pour satisfaire cette demande qu'il a été réalisé, au sein du programme européen CLIM-RUN, une étude sur l'augmentation future des températures des lacs alpins.

Températures moyennes printanières depuis 1950



Écarts des températures moyennes printanières (°C) entre 1950 et 2014 par rapport à la normale 1961/1990 dans la montagne savoyarde.
Données Météo-France, traitement MDP73.

Les moyennes climatiques attendues

Pour les quatre lacs, les modèles montrent une augmentation de la température de surface, par rapport à la période de référence 1971-2000, comprise entre 1°C et 2°C pour 2030, 1°C à 3°C pour 2050, et pour la seconde moitié du 20e siècle, 2°C à 3°C pour 2070, et plus de 4°C pour 2100.

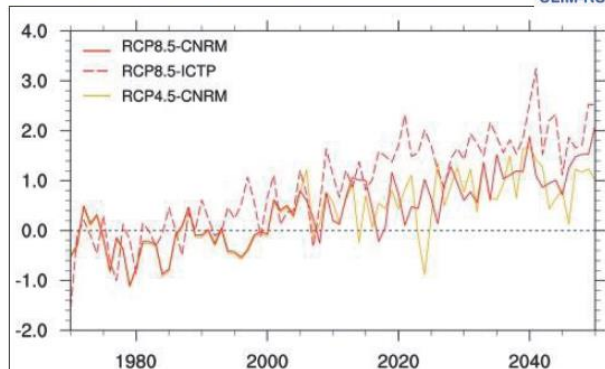
Rappelons que la température de surface des lacs a déjà augmenté de 1°C entre les périodes 1961/1990 et 1981/2010, ce qui est assez bien rendu dans les graphiques présentés. Un degré supplémentaire est donc à envisager pour la prochaine période climatique (2010/2040). Il devrait correspondre à un réchauffement de l'air équivalent à celui que l'on a connu dans les années 80 et qui se poursuit aujourd'hui.

RCP8.5 : scénario pessimiste, ancien A2

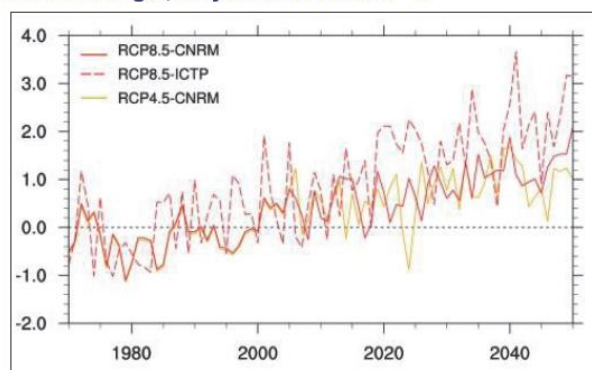
RCP4.5 : scénario «plutôt» optimiste, ancien B1.

Voir liens page 2.

Lac du Bourget, moyenne annuelle en °C



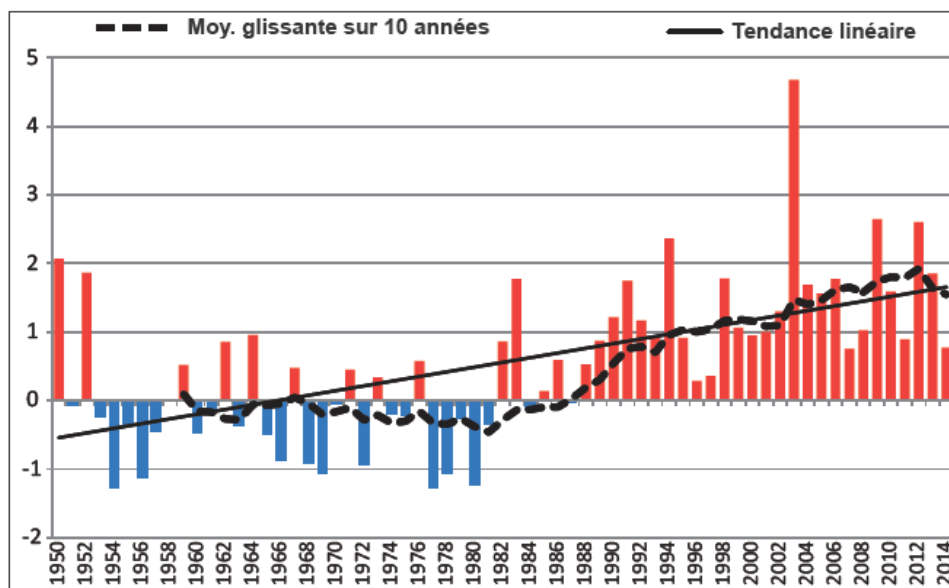
Lac du Bourget, moyenne estivale en °C



Anomalies de températures en °C des eaux de surface par rapport à la période 1971/2000.

Source : voir page 2

Températures moyennes estivales depuis 1950



Écarts des températures moyennes estivales (°C) entre 1950 et 2014 par rapport à la normale 1961/1990 dans la montagne savoyarde.

Données Météo-France, traitement MDP73.

Rappel : la saison estivale correspond aux mois de juin, juillet et août (été météorologique).

Formations, ateliers de travail

Chambéry Métropole a proposé une pêche aux cas pratiques aux membres de l'Association Rivière Rhône Alpes le vendredi 17 janvier 2014 à Chambéry (73) de 14h00 à 17h00. La demi-journée a été consacrée au thème de la renaturation de la Leysse découverte à Chambéry. Après une présentation du déroulement du chantier en salle, les participants ont pu se rendre sur les bords de Leysse pour découvrir le chantier terminé.

Dans le cadre du GIS lacs sentinelles et de son axe 2 (observatoire des lacs), une formation a été organisée au lac du Bourget (Aix-les-Bains) au printemps 2014 (le 7 mai), en partenariat avec le CISALB (gestionnaire du lac). Elle a porté sur :

- le calibrage, l'utilisation et l'entretien des sondes multiparamètres ainsi que le déchargement des données ;
- les systèmes de mouillages pour les chaînes de thermistor (échanges d'expériences) ;
- l'utilisation du disque de Secchi normé ;
- la mise en œuvre de paramètres complémentaires: prélèvement d'eau pour analyse chimie, utilisation filet de zooplancton...

Au mois de juin, des journées portant sur l'inter-calibration des méthodes acoustiques pour observer, compter et déterminer les poissons dans les grands lacs ont été organisées à Thonon les bains.

A la fin de l'été, des tests relatifs à l'utilisation d'un nouveau sonar ont été effectués sur le lac dans le cadre d'un partenariat entre l'UMR CARTEL et un industriel (SeaPix), le CNRS et l'IRD pour des manipulations préalables avant le développement d'un projet plus ambitieux (ancien projet DiscriFish déposé à l'ANR).

Soutenance de thèse

Janvier 2014. Xu ZHONG **Diversité et rôle fonctionnel des virus phytoplanctoniques dans les lacs péri-alpins**

Les virus sont considérés aujourd'hui comme les entités biologiques les plus abondantes et les plus diversifiées au sein des écosystèmes aquatiques. Comme agents de mortalité, les virus jouent un rôle majeur dans la succession des populations, la structure, la diversité et la diversification des communautés, et *in fine* dans les cycles biogéochimiques. L'écologie virale est une science jeune (<30 ans) et elle a surtout porté sur les milieux marins. De plus, la plupart des études ont été conduites sur les bactériophages de sorte que la dynamique, la diversité et le rôle fonctionnel des virus infectant le phytoplancton demeurent encore largement inexplorés. Ceci est particulièrement vrai pour les grands lacs (alpins). Notre étude a été réalisée tout au long de l'année 2011 et a porté essentiellement sur les virus à ADN double brin de microalgues et les cyanophages présents dans les deux plus grands lacs naturels français, le lac d'Annecy (oligotrophe) et le lac du Bourget (oligo-mésotrophe). Dans un premier temps, nous avons analysé (i) les abondances, la distribution en tailles de génome et de morphologie du viroplancton, (ii) la mortalité bactérienne imputable aux virus, et (iii) l'occurrence et la gamme de taille des génomes de virus du phytoplancton (cyanophages et phycodnaviridés). Dans un second temps, nous avons concentré notre attention sur les virus phytoplanctoniques et avons évalué leur diversité/structure en utilisant une approche de clonage-séquençage et en employant la PCR-DGGE à partir de 5 amorces différentes ciblant des gènes viraux marqueurs distincts (*g20*, *g23*, *psbA*, *MCP*, *polB*). En parallèle, nous avons mesuré un grand nombre de facteurs biotiques et abiotiques afin d'étudier leur influence sur la dynamique de la structure des différentes communautés virales. Troisièmement, nous avons tenté de réaliser un zoom sur les interactions entre un groupe particulier de cyanophages, les cyanomyovirus, et les picocyanobactéries, au travers de la comparaison de leurs structures et abondances, mais aussi de la mortalité picocyanobactérienne induite par l'action lytique virale. Finalement, nous avons essayé d'isoler quelques cyanophages. Nos résultats suggèrent que les virus planctoniques sont abondants et très diversifiés dans les lacs péri-alpins, mais également que les communautés virales sont différentes entre les deux lacs examinés et par rapport à d'autres écosystèmes d'eau douce et marins. Nous avons constaté que les abondances virales varient entre $4,2 \times 10^7$ et 21×10^7 part.ml⁻¹ dans le lac du Bourget et entre $2,7 \times 10^7$ et $8,4 \times 10^7$ part.ml⁻¹ dans le lac Annecy. Les cyanomyovirus représentaient moins de 1% des virus totaux, avec au maximum $3,7 \times 10^5$ part.ml⁻¹ dans le lac d'Annecy et $9,4 \times 10^5$ part.ml⁻¹ dans le lac du Bourget. La mortalité bactérienne imputable à la lyse virale variait entre 6,1 et 33,2% dans le lac du Bourget et entre 7,4 et 52,6% dans le lac d'Annecy. Par comparaison, la mortalité des picocyanobactéries n'était mesurée qu'à de rares occasions (printemps et été) et uniquement pour le lac du Bourget, atteignant toutefois jusqu'à 24% au mois d'avril. La taille des génomes viraux variait entre 27 et 486 kb dans le lac du Bourget mais pouvait atteindre 620 kb au lac d'Annecy. Les virus infectant le phytoplancton présentait un large spectre de taille génomique, entre 65 et 486 kb. Les séquences virales obtenues, associées aux gènes viraux examinés, étaient souvent retrouvées dans les deux lacs mais semblaient très différentes des autres environnements examinés de part le monde, suggérant l'influence de facteurs biogéographiques uniques. Des différences significatives ont aussi été détectées entre les deux lacs étudiés pour les myovirus de type T4 (*g23*) et les cyanomyovirus (*g20*), mais pas pour les cyanophages en général (*psbA*) et les phycodnaviridés (*polB* et *MCP*). Chaque groupe viral était caractérisé

par des dynamiques temporelles différentes en termes de structure de la communauté dans le lac du Bourget, mais c'était seulement le cas pour les myovirus et les cyanophages dans le lac d'Annecy. Une seule dynamique temporelle était similaire entre les deux lacs, celle des myovirus. En concentrant un peu plus notre étude sur les relations entre cyanophages et picocyanobactéries, nous n'avons trouvé qu'une faible relation entre les abondances et les structures des communautés de *Synechococcus* spp et des cyanomyovirus, sauf au printemps dans le lac du Bourget au moment où la lyse virale de ces cyanobactéries était aussi détectée et relativement élevée. Finalement, nous avons réussi à isoler et commencé à caractériser le premier cyanosiphovirus lytique d'eau douce, infectant une souche de *Synechococcus*. Au total, nous avons obtenu une grande quantité de données et montrons qu'il existe une grande diversité virale au sein des lacs péri-alpins, une partie de cette diversité étant unique à ces écosystèmes. La variabilité temporelle et spatiale dans la dynamique, la structure et la diversité du viroplancton, notamment pour les virus infectant le phytoplancton, est marquée au sein de ces lacs et elle peut être associée aux variations significatives de la biomasse et/ou de la structure du phytoplancton. Les patterns observés pour ces virus semblent finalement répondre assez bien au modèle dit du « seed-bank » proposé par Breitbart et Rohwer (2005), qui affirme que seule une petite partie des virus est activement abondante à n'importe quel moment, la plupart étant rares et/ou inactifs.

Mars 2014. Florent PEZET Bilans et transferts de phosphore dans le bassin versant du lac du Bourget : caractérisation, interprétation et modélisation des flux

Les eaux résiduaires urbaines du bassin versant du lac du Bourget sont largement collectées et traitées. Les gestionnaires du lac s'interrogent, dans un contexte d'évolution climatique et d'évolution des usages des sols, sur les modalités de maîtrise des pertes en phosphore et en particulier sur la contribution des sources diffuses d'origine agricole. La thèse vise à modéliser les régimes d'exportation du phosphore vers le lac, dans la perspective de tester des scénarios de maîtrise des flux. Elle s'inscrit dans un dispositif de recherche opérationnelle de CIFRE entre le bureau d'étude SAFEGE et l'UMR CARTEL, en partenariat avec le CISALB (Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget). Dans ce cadre, deux sous-bassins versants expérimentaux emboîtés, représentatifs de la géographie du bassin versant du Bourget (l'un rural dominé par l'élevage laitier de 250 ha, l'autre périurbain et agricole de 6800 ha), ont été équipés et suivis à leur exutoire durant une période de 18 mois. Les suivis hydrochimiques ont permis une caractérisation qualitative et quantitative des régimes d'exportations à l'exutoire de chaque bassin versant (flux hydrologique, de matières en suspension, du phosphore total, particulaire et dissous, et de certaines formes d'azote – nitrate, ammonium). Ces flux ont été modélisés à l'aide du modèle SWAT. Pour rendre compte de certains processus spécifiques de mobilisation et de transfert de la charge en phosphore, des développements ont été mis en oeuvre : relation entre extension spatiale et temporelle de la saturation des sols et mise en charge des nappes, stockages transitoires, remobilisations au sein du réseau hydrographique. Ces développements forment une des principales avancées de la thèse. Les résultats obtenus apportent une amélioration des connaissances scientifiques sur les mécanismes de transfert du phosphore. Les développements en termes de modélisation constituent un outil adapté pour accompagner la mise en place d'un plan d'actions visant la réduction des flux de phosphore parvenant au lac du Bourget, ceci dans la perspective des évolutions climatiques.

Décembre 2014. Vincent BERTHON Changement climatique et perturbations locales dans trois grands lacs alpins au cours du dernier siècle : ce qu'enseignent les diatomées et les rotifères

La lutte contre l'eutrophisation des grands lacs péri-alpins a permis une réduction des concentrations internes en phosphore, pour des réponses écologiques parfois mitigées. Dans le Léman, les concentrations en P ont été divisées par dix en trente ans pourtant la biomasse algale et la production primaire restent aussi élevées qu'au maximum de l'eutrophisation, malgré une augmentation de la transparence des eaux. Donc, bien que la concentration en phosphore soit une variable de forçage majeure des communautés planctoniques, il apparaît nécessaire de considérer le rôle d'autres variables de forçage qui interagissent avec la concentration interne en nutriments pour comprendre les réponses écologiques des lacs aux mesures de reoligotrophisation. Les communautés planctoniques peuvent être impactées par les pratiques de la gestion appliquées à d'autres compartiments du réseau trophique tels que les populations piscicoles. A l'effet de ces facteurs locaux s'ajoute l'impact du réchauffement climatique, un phénomène planétaire participant au changement global qui se manifeste à partir du début des années 1980, et qui est de mieux en mieux mis en évidence dans les lacs. Peu de lacs ayant fait ou faisant l'objet de suivis de routine, l'observation des effets de ces divers forçages anthropiques et la compréhension de leurs interactions se heurtent au faible nombre de bases de données disponibles. En outre les données collectées ne permettent pas de remonter assez loin dans le temps pour couvrir entièrement la période au cours de laquelle les perturbations anthropiques se sont accrues. Elles ne permettent pas non plus d'étudier les conditions environnementales précédant cette période. La paléolimnologie à haute résolution (échelle annuelle et saisonnière) appliquée aux périodes récentes (dernier siècle) est une démarche alternative proposée pour pallier cette absence de données instrumentales. Ce travail de thèse vise à comprendre comment les modifications des concentrations en nutriments, la gestion piscicole d'une espèce zooplanctonophage, le corégone, et le changement climatique contribuent à modifier la structure et la diversité des communautés planctoniques de diatomées et de rotifères des grands lacs péri-alpins français depuis la fin du XIXe siècle. Les communautés planctoniques choisies ont chacune un fort potentiel bio-indicateur et une très grande importance dans la structure et le fonctionnement des écosystèmes lacustres. Les trois perturbations majeures et simultanées survenant lors de la période d'étude se présentent avec des intensités différentes dans les trois lacs. L'évolution temporelle de certains paramètres physico-chimiques au sein de ces lacs est déjà en partie connue grâce à un suivi de limnologie mis en place depuis plusieurs dizaines d'années. Les acquis de la thèse sont de diverses natures. (i) développement méthodologique concernant la reconstruction paléolimnologique des communautés de rotifères à partir des banques d'oeufs archivées dans les sédiments, (ii) reconstruction des réponses écologiques des compartiments diatomiques et rotifériens au cours du dernier siècle, (iii) de comparer ces trajectoires entre lacs afin de discriminer les réponses à des perturbations locales de

celles à des perturbations plus globales et (iv) d'améliorer notre compréhension des interactions entre toutes ces perturbations

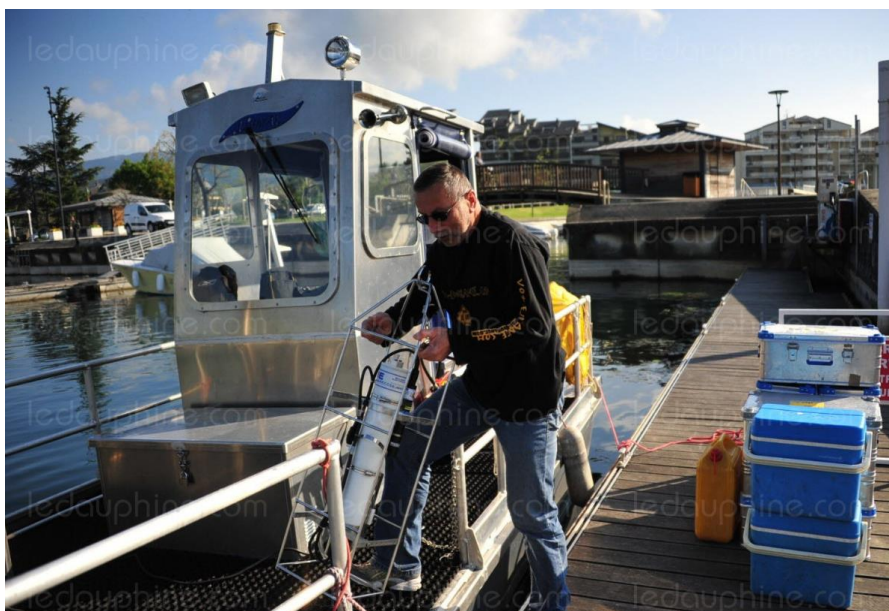
Hommage

Article sur Gérard PAOLINI dans le Dauphiné du mois d'avril

<http://www.ledauphine.com/environnement/2014/04/24/il-veille-a-la-qualite-des-eaux-du-lac>

Dès le mois d'avril, une fois par semaine, Gérard Paolini, ingénieur à la Calb embarque sur un bateau le matériel nécessaire pour effectuer analyses et prélèvements des eaux du lac du Bourget.

Mercredi matin, au Petit Port, à Aix-les-Bains, Gérard Paolini, ingénieur à la Communauté d'agglomération du lac du Bourget a embarqué sur son bateau tout le matériel nécessaire pour effectuer mesures et prélèvements d'eau du lac. Le but de ce travail est de connaître la qualité physico-chimique des eaux du Bourget. « Mes mesures se font jusqu'à une profondeur de 145 mètres et permettent de savoir la température de l'eau, son taux d'oxygène et de chlorophylle, son PH et sa conductivité », explique le spécialiste. En partenariat avec le Comité intersyndical du lac du Bourget, il effectue une sortie par semaine sur le lac dès le mois d'avril. En hiver, l'évolution de la faune est effectivement ralentie et ne nécessite pas de réaliser des mesures aussi régulières. « Cela représente une trentaine de campagnes par an dont 20 avec l'Institut national de la recherche agronomique. » Les analyses sont alors plus poussées et mettent en valeur la présence de phytoplancton et de virus dans les eaux du lac. Des pêches exceptionnelles de poissons sont aussi organisées à des fins d'analyses. Ces travaux sont effectués depuis une quarantaine d'années. Ils font suite à la construction de la galerie de l'Épine, tunnel qui oriente les eaux usées retraitées par les usines d'épurations d'Aix et de Chambéry vers le Rhône. La mise en service de cette galerie a permis de faire chuter la concentration de phosphore dans les eaux du lac de 120 à 10 µg/l. « Aujourd'hui, l'évolution est quasiment insensible car les eaux du lac ont atteint un niveau de qualité satisfaisant. »



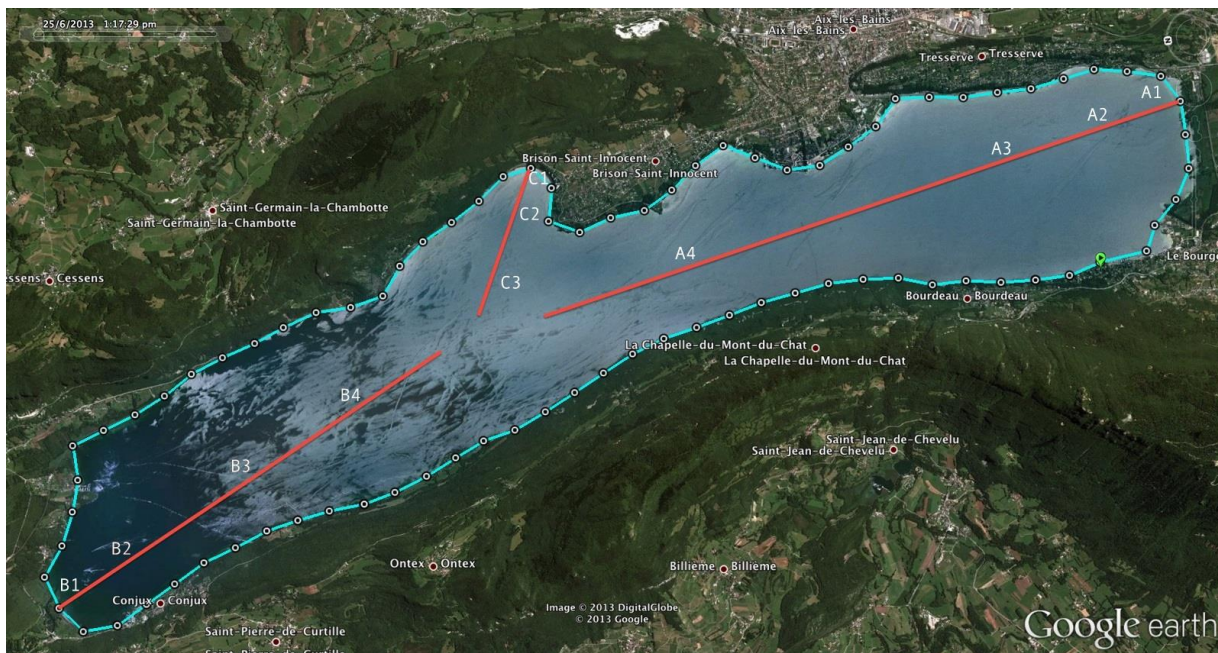
Gérard Paolini est aussi passé à la télé fin juin

Une étude du CEN

Le CEN a organisé une première campagne en juillet-août 2014 consistant en un inventaire des mollusques et qui s'étendra sur 2014 et 2015. Le but est à la fois de mieux connaître (d'un point de vue scientifique et patrimonial), mais aussi de faire de la bio-indication grâce à ce compartiment. Une comparaison est prévue avec un inventaire de 1940. Un article a aussi été publié sur le sujet en 2014 et portant sur le lac du Bourget. Cette initiative CEN Savoie a été financée sur fonds propres grâce à un spécialiste malacologique à la retraite et le prêt d'un bateau et d'une benne par le Csalb.

Le protocole est calibré pour permettre des comparaisons avec le travail de Favre (cf plan joint), et Mouthon a été informé et même sollicité. En 2014, les 3 transects profonds proposés sur la carte ont été réalisés les 28-29-30 juillet. Le littoral sera fait au cours de l'été 2015 et comme un plongeur y sera le bienvenu partout où la benne à prélèvement sera inopérante, il a été demandé à Stéphan Jacquet de participer.

A noter finalement qu'une étude sera aussi lancée pour les macrophytes.



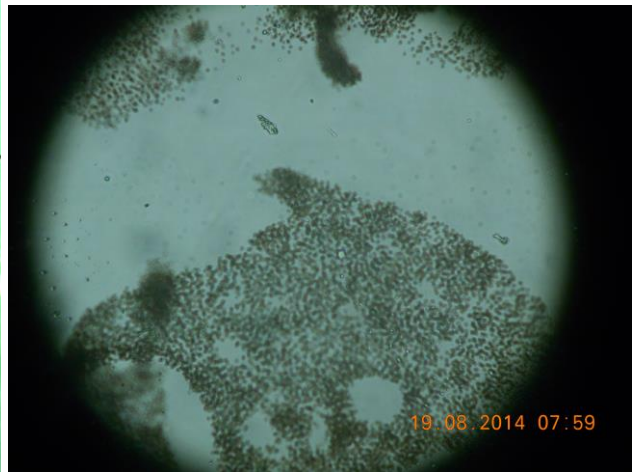
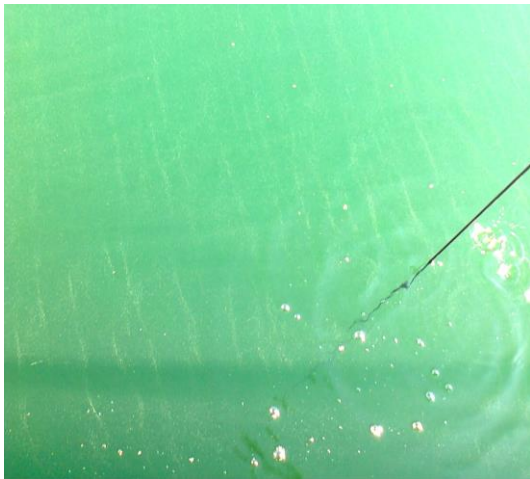
Agence de l'eau

En 2014, le conseil scientifique de l'Agence de l'Eau RMC a été renouvelé. Aucun membre de l'INRA n'y est représenté en dépit de plusieurs candidatures proposées.

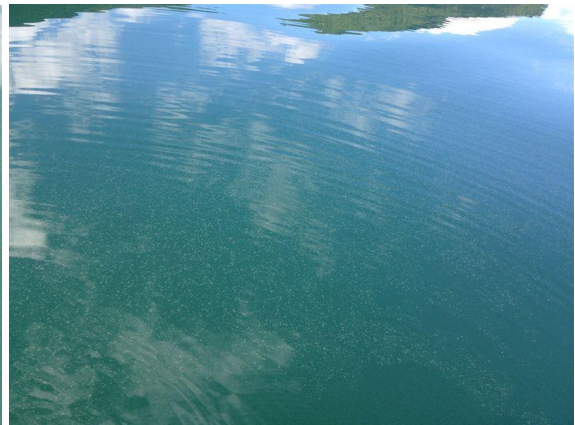
Une efflorescence cyanobactérienne

Comme pendant l'été 2009, un « bloom » à *Microcystis* a été observé en fin d'été lors d'un des suivis normaux et supplémentaires effectués par G Paolini et S Cachera en son absence. Il est important de noter cela ici car sans ces campagnes supplémentaires, la détection précoce de l'efflorescence n'aurait pas pu être faite. C'est une observation de colonies en surface qui a d'abord été rapportée. Des échantillons ont été pris au point B et lugolés pour réaliser des comptages (0-18 m intégré et 10 cm sous la surface) ; des filtrations ont été réalisées sur deux filtres pour mesurer les toxines à partir du prélèvement en sub-surface, un coup de sonde bbe a été effectué pour tenter d'estimer le risque et alerter les autorités compétentes si nécessaire, etc... A noter que la sonde bbe n'a rien révélé. Les autorités compétentes des ports et plages ont été prévenues par Gérard Paolini. Un saisonnier assurant le suivi des plages a été mis au courant (sous la responsabilité de Sylvie Normand). Est-ce que la météorologie, relativement mauvaise au cours de l'été assurant un fort brassage et/ou l'apport de nutriments du BV, associée également à ensoleillement et température suffisants, pourrait être à l'origine de la remise en suspension de cette cyanobactérie qui a un mode de vie benthique et pélagique ? Ce questionnement a trouvé des réponses au fur et à mesure de l'évolution du « bloom » et est résumé ci-dessous.

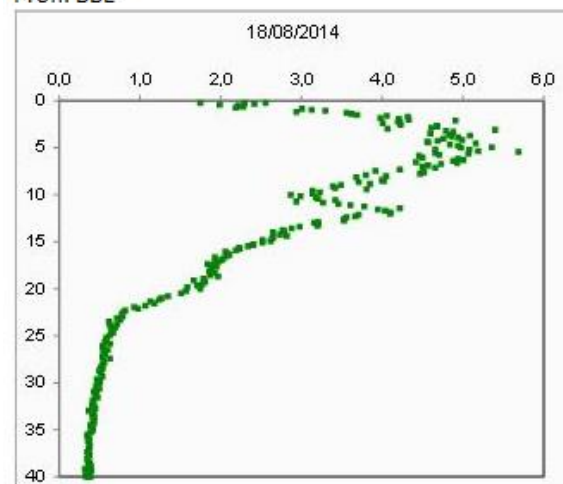
Photos du 19 aout



Photos du 28 aout



Profil BBE



Fin aout il y a eu un épisode de vent du nord et la conséquence a été comme suit :

Week-end du 6- septembre - Plage toute jaune correspondant à un bloom sénescant de *M. aeruginosa*

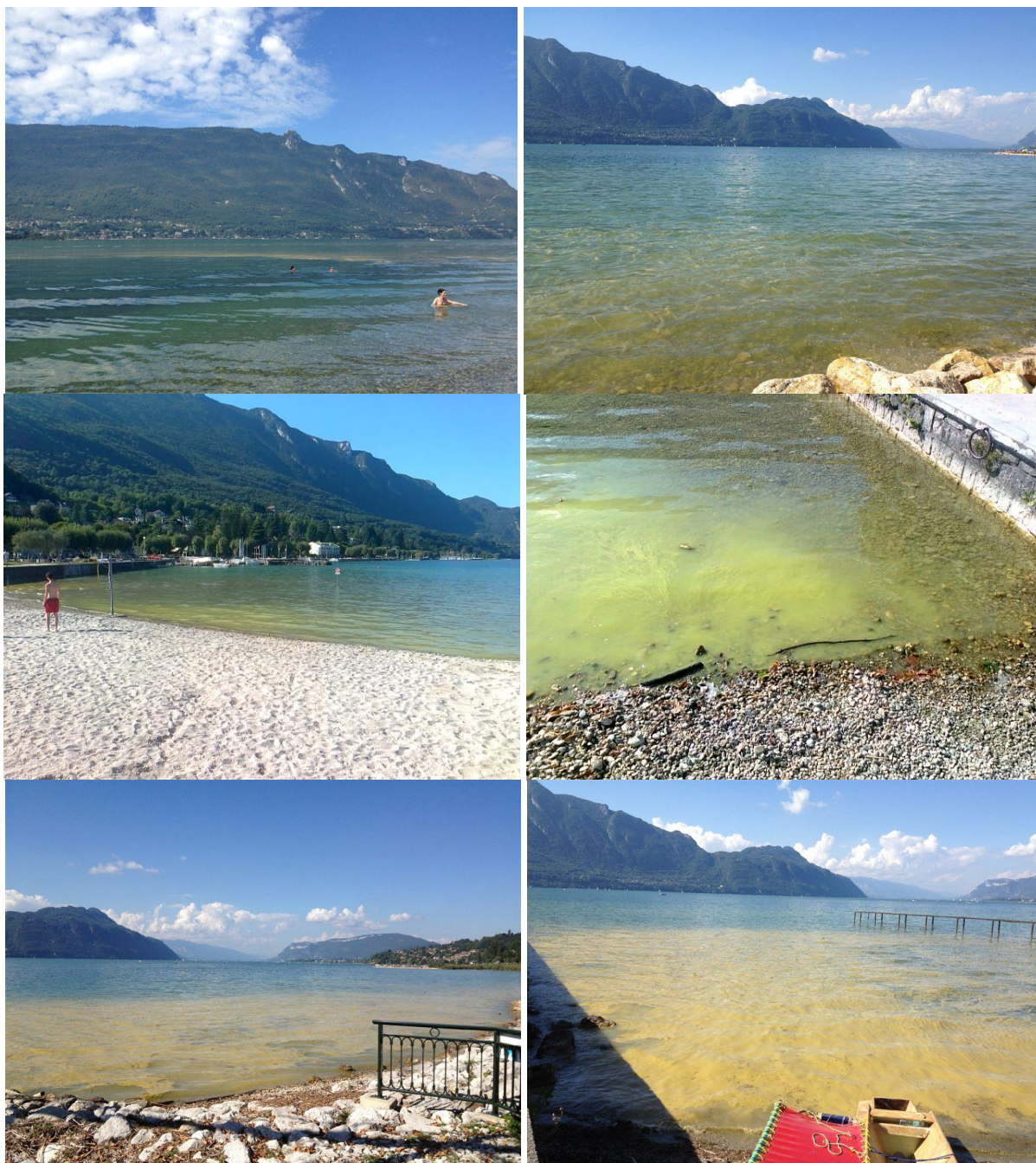
L'expertise de S Jacquet de l'INRA et de S Cachera du CISALB a été relayée au service des plages qui était en alerte

La Plage du Bourget du lac a été fermée sur décision de la mairie

Le *dauphiné libéré* s'en est fait le relais (voir ci-dessous) et plus de 5000 lectures ont été faites en deux jours sur le site du CISALB

L'expertise INRA a a porté sur :

- l'explication probable de l'efflorescence ;
- la demande de réalisation d'analyses de toxines (microcystines) par le Laboratoire d'analyse départementales de la Drome ;
- la stratégie à mettre en place pour l'été 2015 dans le cadre de la redéfinition des paramètres à suivre

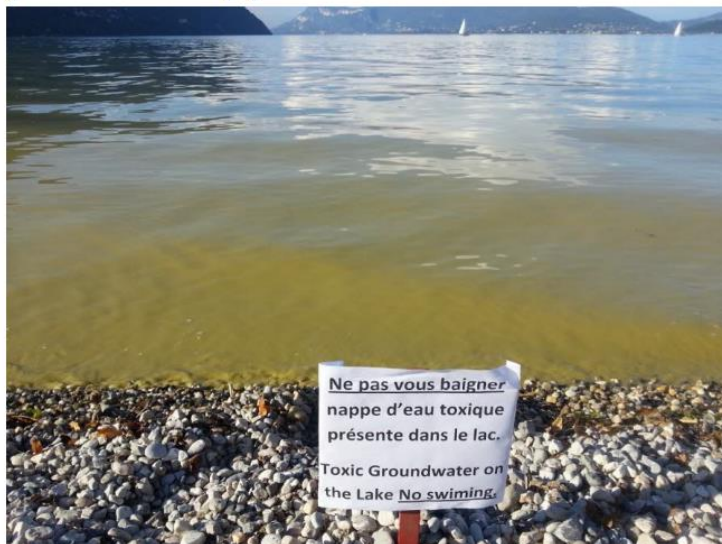


Photos S Cachera (6 septembre)

> ledauphine.com

ENVIRONNEMENT

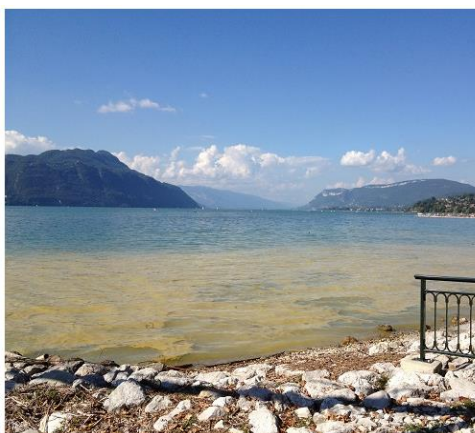
Le Bourget-du-Lac: la plage polluée par une nappe fluorescente



La mairie du Bourget-du-lac a posé aujourd'hui des panneaux le long de sa plage pour mettre en garde les baigneurs. Un phénomène micro-organique a créé aujourd'hui des nappes fluorescentes qui se déplacent à la surface. Des campeurs ont été surpris de découvrir ces panneaux avec l'inscription « ne pas vous baigner, nappe d'eau toxique présente dans le lac ». Le maire, Marie-Pierre François se voulait un peu plus nuancée : « c'est un phénomène naturel mais il n'est pas recommandé de se baigner au milieu de ces nappes ».

L'info relayée sur le site du CISALB :

http://www.cisalb.com/popup.php?module=standard&site=site§ion=news_articles&chapter=lac_du_Bourget&page=microcystis_2014



Microcystis dans les eaux du lac du Bourget

Depuis quelques jours, des nappes d'eaux de couleur jaune sont visibles à la surface du lac.

Ce phénomène naturel est dû à la prolifération d'une espèce planctonique : la cyanobactérie *Microcystis aeruginosa*. Ce micro-organisme, qui peut survivre dans un état de dormance dans les sédiments, a semble-t-il trouvé des conditions favorables à son développement à partir du mois d'août.

Selon l'INRA : "outre la lumière qui est importante, son apparition pourrait surtout être mise en relation avec la météo capricieuse de cet été qui a fortement brassé le lac, remettant en suspension la cyanobactérie, aidée alors dans son développement par les fortes précipitations du mois de juillet à l'origine d'apports importants de phosphore associées puis des températures d'eau clémentes".

Parmi toutes les espèces planctoniques, cette cyanobactérie est celle qui a su tirer profit de ces conditions particulières ; au point de devenir progressivement dominante en cette fin d'été. Visibles depuis deux semaines sous forme de particules atténuant la transparence de l'eau, elles s'accumulent depuis dans les zones calmes, notamment au niveau des plages et des ports. La couleur jaune caractéristique, faisant penser à du pollen, est en fait liée à la dégradation de ces pigments et donc à la mort de l'espèce. Cette cyanobactérie est capable d'émettre des toxines dans l'eau qui, à fortes doses, peuvent potentiellement engendrer des problèmes sanitaires en cas d'ingestion. Des analyses sont en cours et dans l'attente des résultats, il est conseillé, par mesure de précaution, de ne pas se baigner dans les secteurs à fortes accumulations. Rappelons qu'un phénomène similaire avait été enregistré en 2009 au niveau des ports et des plages.

Courriel début septembre envoyé par l'ARS aux communes voisines du lac :

Bonjour,

Le CISALB vous a informé récemment de l'origine des nappes d'eaux de couleurs jaune visibles à la surface du lac du Bourget: cyanobactéries *Microcystis aeruginosa*. Elle peut produire des toxines.

En tant que personne responsable des eaux de baignades (PREB) et/ou en tant que maire (au titre de vos pouvoirs de police de la salubrité) et conformément aux préconisations du ministère de la santé, je vous précise qu'en présence d'écumes, il doit être procédé à l'interdiction de la baignade et des activités nautiques en fonction du risque de contact avec l'eau et aux endroits où le bloom s'observe (article D1332-35 du code de la santé publique). Cet interdiction peut être procédée par voie d'affichage.

La saison de baignade est terminée et nous ne réalisons plus de contrôle sanitaire. Il vous appartient donc d'effectuer une surveillance visuelle surtout si la météo incite à la baignade.

Je vous joins la fiche 9 *prévention et gestion des risques sanitaires particuliers* pour les eaux de baignades. Cette fiche apporte les recommandations et les mesures de gestion qui peuvent être mise en place sur le risque lié à la présence de cyanobactéries (9.3). Elle est issue de la circulaire du 23/05/2014 relatif à l'exercice du contrôle sanitaire des eaux de baignade.

La fiche précise également les mesures qui peuvent être mise en place par l'ARS dans le cadre du contrôle sanitaire des eaux : comptage des cyanobactéries et recherche et dosage des microcystines en fonction du dénombrement.

Comme nous nous en sommes convenus avec la CALB, nous pouvons prendre en charge à titre exceptionnel en dehors de la période traditionnelle d'ouverture des sites de baignade (juin-juillet-août), des prélèvements et analyses pour comptage de cyanobactéries et dosage de microcystine sur quelques plages impactées. Ceci nous permettra de mieux apprécier le risque et de mettre en place une éventuelle surveillance pour la saison prochaine si le phénomène se reproduit.

Je vous remercie de bien penser à informer au plus tôt l'ARS (ou la Préfecture) de ce genre d'évènements. N'hésitez pas non plus à nous contacter si vous êtes sollicités sur des questions sanitaires. L'AFFSET (aujourd'hui ANSES : agence nationale de sécurité sanitaire) a produit un rapport en 2006 sur *l'évaluation des risques liés à la présence de cyanobactéries et leurs toxines dans les eaux destinées à l'alimentation, à la baignade et aux activités récréatives* et sur lequel nous nous appuyons pour évaluer le risque sanitaire en local.

Julien FECHEROLLE

Responsable du service Environnement et Santé

● ● Agence Régionale de Santé (ARS) Rhône-Alpes

Délégation départementale de Savoie

94 boulevard de Bellevue - CS 90013 - 73018 CHAMBERY Cedex

Tél. : 04 69 85 52 33 | Fax : 04 79 75 09 82

Tél secrétariat : 04 69 85 52 93

<http://www.ars.rhonealpes.sante.fr>

A la mi septembre, des panneaux ont été mis en place par la commune du Bourget pour continuer à sensibiliser les baigneurs.



Les actualités du CISALB en 2014

Débit mars : Pacage lacustre. Déversement de 360 000 alevins de lavarets entre la Maison des Pêcheurs et le Lido ainsi qu'au sud de la Pointe de l'Ardre par les 2 AAPPMA de Chambéry et Aix-les-Bains. Un second déversement aura lieu prochainement pour les 500 000 autres alevins en grossissement.

Début juin : Un lac turquoise



Cette couleur vert turquoise peut être liée à certaines espèces phytoplanctoniques ainsi qu'à la calcite produite naturellement dans le lac. Cette dernière se fixe sur du phytoplancton, limite la transparence de l'eau, contribue à lui donner une couleur "tropicale". Ce phénomène est également constaté sur le lac

d'Aiguebelette. Pendant les périodes froides, le carbonate de calcium reste dissous dans l'eau. Mais quand la température de l'eau augmente, la solubilité du calcium diminue. Il se précipite alors dans l'eau formant de petits nuages de très petites particules solides : la calcite. Les fortes températures actuelles accélèrent l'activité photosynthétique et ainsi la production planctonique. Les cristaux de calcite recouvrent alors les cellules de picoplancton (plancton très petit). On peut alors parler de puits de carbone naturel... Ce phénomène est typique des lacs à tendance oligotrophe, un témoignage de plus en faveur de l'amélioration de la qualité des eaux du lac du Bourget.

Une vidéo associée (réalisée et diffusée PAR TV8 Mont Blanc) avec l'explication donnée par Gérard PAOLINI: http://www.cisalb.com/popup.php?module=standard&site=site§ion=news_articles&chapter=lac_du_Bourget&page=lac_couleur#.VFto3RYUf8s

Début juillet : Réunion annuelle des pêcheurs volontaires

Mercredi 2 juillet 2014 a eu lieu la réunion annuelle des pêcheurs volontaires. Le CISALB a présenté à la vingtaine de bénévoles les résultats du suivi piscicole 2013.

Chaque année une vingtaine de pêcheurs, tous volontaires, remplissent, en complément du carnet obligatoire de l'association de pêche, un carnet spécifique.

Démarré en 2004, le suivi de la pêche amateur par un groupe de pêcheurs volontaires a pour objectif d'affiner les connaissances de la ressource piscicole du lac à travers des informations recueillies par les pêcheurs au cours de chacune de leurs sorties de pêche.

De nombreuses informations y sont consignées :

- date et durée de la sortie,
- technique de pêche utilisée,
- longueur (y compris de petits poissons remis à l'eau) et poids de chaque poisson pêché,
- pour les salmonidés (lavaret-omble-truite) un prélèvement d'écaillés est réalisé par le pêcheur afin de déterminer l'âge du poisson.

Chloé Goulon, stagiaire au CISALB cette année, a analysé l'ensemble de ces données.

Pour l'année 2013, 16 carnets ont été remplis permettant une analyse de 400 sorties de pêche. Les résultats de ces suivis sont intégrés au rapport annuel du suivi écologique du lac (cf rapport 2013).

Début juillet : Vers une variation des niveaux du lac

Alors que depuis 10 ans, le lac affiche une bonne qualité physico-chimique et biologique, la régulation actuelle du niveau du lac constitue le principal obstacle à la progression des roselières et donc à l'atteinte du bon état du milieu lacustre.

Depuis 15 ans, le Conservatoire des espaces naturels de Savoie (CEN Savoie) réalise des travaux d'envergure pour restaurer et entretenir les grands ensembles de roselières du lac. A ce jour, 17 ha ont été restaurés et 5 400m² ont été plantés sur 4 sites distincts.

Pour pérenniser ces investissements et limiter les coûts de fonctionnement, la modification de la consigne d'exploitation du barrage de Savières est, selon le Contrat de bassin versant du lac du Bourget 2011-17, nécessaire pour retrouver un marnage plus important. Il est proposé d'atteindre des niveaux plus bas, pour descendre sous la cote 231,20 comme c'était le cas régulièrement avant 1985.

Cette opération a pour objectif de conforter l'état des roselières actuelles et d'augmenter leur superficie, en restaurant les conditions propices à une dynamique végétative naturelle.

Le projet de modification de la consigne d'exploitation du barrage de Savières est défini, à ce stade des connaissances, par :

- une baisse de 40 cm tous les 4 ans jusqu'à la cote 230,80, à partir de fin août jusqu'à fin octobre.
- la cote 230,80 est maintenue une vingtaine de jour dans cette période.

Le niveau de la baisse (40 cm), le calendrier (fin août à fin octobre) et la fréquence (tous les 4 ans) seront adaptés en fonction des résultats obtenus dans le cadre du suivi de l'opération.

Une baisse du plan d'eau de 40 cm entraînera une altération des conditions de navigation dans les ports et dans le canal de Savières. De ce fait :

- un curage des ports est programmé afin de garantir un tirant d'eau suffisant pour les embarcations en cas de baisse de 40 cm,
- une mesure de gestion de la navigation sur le canal de Savières durant la période la plus critique de la baisse (interdiction ou restriction) sera mise en place,
- Les usagers seront informés.

La CALB envisage le curage des 26 bassins pendant l'hiver 2014-15 pour les 13 ports publics gérés par la CALB (23 bassins) et le chenal d'accès au port des 4 chemins. Les communes de Chindrieux et Conjux envisagent pour leur part le curage de leurs ports respectifs, dans le cadre du groupement de commande porté par la CALB.

Un comité de suivi des niveaux du lac sera mis en place pour valider ces modifications. Ce comité évaluera les conséquences environnementales et socio-économiques de la baisse du niveau du lac en lien avec les conditions météorologiques.

Mi-août : Mise en ligne de l'exposition sur la galerie de rejet de l'épine

12 panneaux de l'exposition "Chronique du sauvetage du lac du Bourget" sont désormais téléchargeables.

Fin août : nettoyage du fond du lac

Le Club de plongée "Les Ombles chevaliers du Bourget-du-lac" organise une action exceptionnelle : un nettoyage des fonds du lac sur le secteur du Bourget-du-lac.

Cette côte lacustre n'a pas été nettoyée par les plongeurs depuis 8 années, alors que des opérations ce type ont été relaiées plus régulièrement sur le secteur d'Aix-les-Bains depuis 14 ans. Il a donc été décidé de focaliser les énergies, en cette année 2014, au sud du lac, sur la commune du Bourget-du-lac.

La Mairie et le Cisalb s'associent à cette démarche citoyenne en mobilisant des moyens techniques et humains.

Plus de **70 plongeurs ont répondu présents** pour cet acte volontaire au bénéfice de la préservation du plus grand lac naturel français. Un stand de sensibilisation au lac et à son territoire sera animé par le Cisalb et proposera un **atelier des bons gestes** pour partager avec le plus grand nombre des recettes simples afin de limiter nos rejets polluants dans le lac et ses rivières.

Début septembre : Microcystis dans les eaux du lac du Bourget

Voir ci-dessus

Début octobre : opération spéciale Brochet et Compagnie

Le CISALB s'associe aux associations de pêche amateur (AAPPMA) de Chambéry et Aix-les-Bains et à l'Aquarium du lac du Bourget pour la mise en œuvre d'une opération pédagogique à destination des scolaires à l'occasion des Championnats du monde de pêche aux carnassiers. Sur les 4 journées de championnat, des actions de sensibilisation sont organisées en parallèle dont 2 journées dédiées aux scolaires : le jeudi 2 et le vendredi 3 octobre 2014.

Chaque jour plus de 90 élèves du bassin lacustre vont participer à des ateliers de découverte des poissons, de la pêche à la mouche, de la pêche au coup, de l'écologie du lac.

- Ateliers :
 - La pêche à la mouche : pour découvrir le lien entre les « mouches » et la faune macroscopique des milieux aquatiques, apprendre à en fabriquer, s'initier au lancer de mouche « à terre »,
 - La pêche au coup : voir, toucher et comprendre l'utilisation du matériel de pêche, questionner un moniteur de pêche,
 - Pêcher : initiation à la pratique de la pêche encadré par les bénévoles des AAPPMA,
 - Les poissons d'eau douce : visiter l'aquarium, entrer en contact avec les poissons, découvrir leurs milieux de vie pour mieux comprendre les techniques de pêche,
 - Les chaînes alimentaires : comprendre les liens alimentaires entre les espèces animales et/ou végétales présentes au lac,
 - Atelier créatif : réalisation de poissons extraordinaires...

2 journées hors du commun encadrées et animées par un collectif soucieux de partager avec les plus jeunes les enjeux de préservation du lac du Bourget.

Mi octobre : Fermeture exceptionnelle de la galerie de l'Epine

Tous les 2 ans, la galerie de rejet au Rhône des eaux usées traitées des stations d'épuration de Chambéry, Aix-les-Bains et du Bourget-du-Lac fait l'objet d'une visite technique. La dernière a été réalisée en 2011 et a mis en évidence des dysfonctionnements et des altérations tout au long des 12,7 Km de galerie.

Des opérations d'entretien, des travaux de génie civil et la mise en place d'un système de communication doivent être réalisés. Pour ce faire, la galerie sera coupée entre le 24 octobre 2014 et le 03 novembre (au plus tard). Cette fermeture est rendue nécessaire par l'obligation de travailler au sein d'une galerie « à sec ».

Les eaux usées traitées de Chambéry métropole et de la CALB seront, durant cette période, rejetées à la Leysse en aval de Savoie Technolac. Les eaux usées traitées en provenance d'Aix-les-Bains seront, quant à elles, rejetées au lac durant 4 jours, au large de l'embouchure du Sierroz.

La période d'intervention est déterminée pour minimiser les conséquences du rejet au milieu, en coordination avec les services de l'État, les collectivités et les associations de pêche.

Un suivi de l'impact physico-chimique, bactériologique et biologique du rejet sera mis en place avant, pendant et après la coupure de la galerie.

Mi octobre : 27^{ème} comité de bassin versant du lac du Bourget

Pour rappel, ce comité de bassin a été instauré par arrêté préfectoral en mars 1999. Sa mission est de piloter l'élaboration, de suivre et animer les contrats de milieux. Le premier contrat d'une enveloppe de 80 millions d'euros a été élaboré et animé sur la décennie 2000-2010. Le second contrat (actuel) court sur la période 2011-2017 et comprend 5 grands axes d'intervention : (i) la maîtrise des diverses pollutions de l'eau, (ii) les travaux de restauration des milieux aquatiques, (iii) les travaux de protection contre les inondations, (iv) la gestion de la ressource en eau, (v) l'éducation à l'environnement

Début novembre :

Depuis vendredi 24 octobre 14, le chantier d'entretien de la galerie de l'Epine a débuté. Conséquences : rejet à la Leysse des eaux traitées jusqu'au lundi 3 novembre.

A J+7 la reprise du génie civil et du drainage des bétons sont réalisés. La pose du généfone a débuté le 29 octobre avec un peu de retard du fait d'un problème de livraison du câble du généfone.

La météo « sèche » de ces derniers jours ne facilite pas la dilution du rejet et accentue la présence de mousse sur la Leysse.

Divers

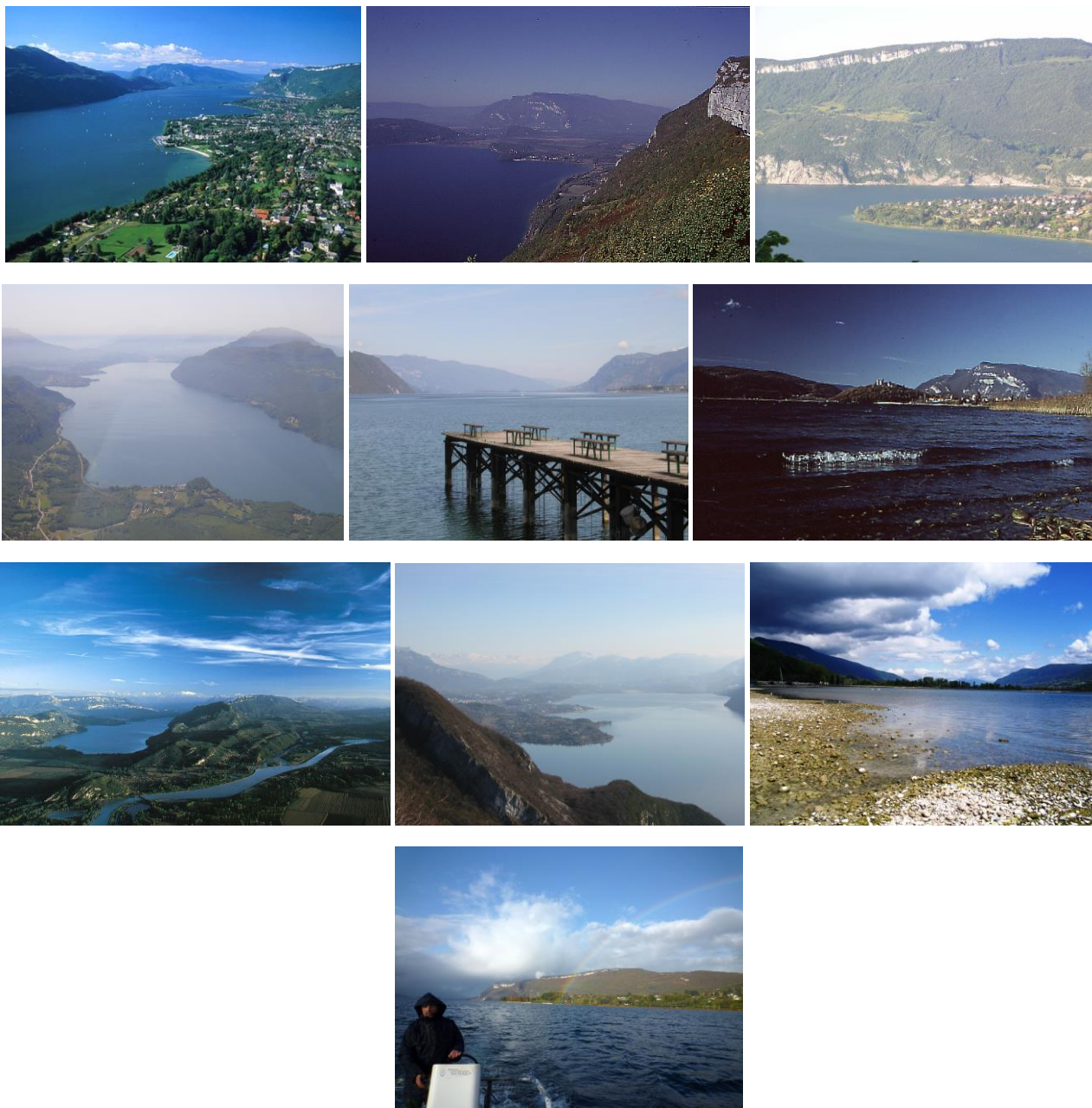
L'Onema établissement public sous tutelle du ministère en charge du développement durable et organisme technique de référence contribue notamment à la surveillance des milieux aquatiques et au contrôle de leurs usages, à la prévention de leur dégradation, à leur restauration et à la préservation de la biodiversité en apportant aux acteurs de la gestion de l'eau, au niveau territorial et de bassin, son appui technique et sa connaissance du terrain.

Au mois de novembre, l'ONEMA a rendu public un site de données de synthèse sur l'eau, les milieux aquatiques et leurs usages, en France métropolitaine et en Outre-Mer, visualisables sous forme de cartes, de graphiques et de tableaux : www.cartograph.eaufrance.fr.

Grâce à cet outil, il est possible de s'informer et de s'impliquer dans les décisions publiques ayant une incidence sur l'eau et les milieux aquatiques : Qualité des milieux aquatiques, du littoral ou des eaux souterraines, prix de l'eau potable, niveau des nappes, pluviométrie, prélèvements d'eau dans les milieux, avancement de l'élaboration des SAGE, ...

CartOgraph' interroge une base de données nommée « base Indicateurs ». Cette base de données abrite toutes les informations concernant les données de synthèse accessibles dans CartOgraph'. Ces informations proviennent des différents producteurs de données sur l'eau (Ifremer, BRGM, OIEau, agences et offices de l'eau, etc.), partenaires du système d'information sur l'eau (SIE). La mise à jour des données se fait le plus souvent une fois par an. Concrètement, l'outil doit permettre de :

- accéder à des tableaux, graphiques et cartes interactifs ;
- de visualiser des données sur plusieurs pas de temps et à plusieurs échelles ;
- de télécharger et imprimer tous les objets graphiques affichés à l'écran ;
- d'accéder à des fiches descriptives qui accompagnent toutes les données. Elles renseignent sur l'organisme responsable de la production de la donnée, le mode de calcul effectué, etc.



*Ô lac ! Rochers muets ! Grottes ! Forêt obscure !
 Vous que le temps épargne ou qu'il peut rajeunir,
 Gardez de cette nuit, gardez, belle nature,
 Au moins le souvenir !*

*Qu'il soit dans ton repos, qu'il soit dans tes orages,
 Beau lac, et dans l'aspect de tes riants coteaux,
 Et dans ces noirs sapins, et dans ces rocs sauvages
 Qui pendent sur tes eaux !*

...

Ô temps, suspend ton vol !

Lamartine