

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2011



Rapport de suivi (mai 2012)



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

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2011

Ce rapport, qui présente le suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2011, a été rendu possible grâce à l'aide et/ou aux travaux de :

- Denis BARBET (INRA : Analyse statistique)
- Sébastien CACHERA (CISALB : Poissons, Tableau de bord)
- Arnaud CAUDRON (INRA et Fédération de pêche : Poissons)
- Michel COLON (INRA : Poissons)
- Cyrille GIREL (CISALB : Météorologie, Suivi des rivières, Tableau de bord)
- Jean GUILLARD (INRA : Poissons, Relecture)
- Aurélie HEBERT (INRA : Chimie)
- Stéphan JACQUET (INRA : Ce qu'il faut retenir, Conclusion, Coordination, Corrections, Dossiers divers, Introduction, Mise en forme et Edition, Picocyanobactéries, Production primaire, Tableau de bord)
- Françoise KERRIEN (DDASS Savoie : Qualité sanitaire des eaux de baignade et de boisson)
- Leslie LAINE (INRA : Zooplancton)
- Jérôme LAZZAROTTO (INRA : Chimie)
- Jean-Paul Moille (INRA : Production primaire)
- Gérard PAOLINI (CALB : Prélèvements, Physique, Chlorophylle *a*, Sonde bbe, Tableau de bord)
- Marie-Elodie PERGA (INRA : Zooplancton)
- Pascal PERNEY (INRA : Chimie, Chlorophylle *a*, Prélèvements, *P. rubescens*)
- Frédéric RIMET (INRA : Phytoplancton)

NB : Nous remercions Jean-Claude Raymond (ONEMA) pour sa relecture critique du chapitre portant sur le peuplement piscicole



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, A. Caudron, M. Colon, C. Girel, J. Guillard, A. Hébert, F. Kerrien, L. Laine, J. Lazzarotto, J.-P. Moille, G. Paolini, M. Perga, P. Perney, F. Rimet. 2012. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2011. *Rapport INRA-CISALB-CALB*, 220 pages.

« Le regard flottant sur cette masse d'eau miroitante et bleue d'un bleu unique, pâle, enduit de lueurs glissantes par le soleil déclinant (...) Sur l'autre bord, des vignes se développaient en guirlandes vertes, jaunes et rouges, tachetées de grappes de raisins noirs. »

Guy de maupassant (1850-1893)

Carte d'identité du Lac du Bourget

Nom

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 | 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 13 et 15 ans (estimation faite en 2011)

Alimentation principale par les rivières

La Leysse (4,89 m³/s en moyenne depuis 2004 et ~69% des apports en eau ou volume transité au lac en 2011 avec 119 Mm³) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2004 entre 3,5 et 7,4 m³/s (valeur maximale enregistrée en 2007 : 114 m³/s)

Le Sierroz (1,72 m³/s en moyenne depuis 2004 et ~23% du volume d'eau transité en 2011 avec 40 Mm³) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2004 entre 1,27 et 2,4 m³/s (valeur maximale enregistrée en 2004 : 43 m³/s)

Le Tillet, le Canal de Savière et le déversoir d'orage d'Aix + le tunnel de l'épine ont été responsables en 2011 d'environ 5%, 7,7% et 0,3% du volume d'eau transité au lac

Signe particulier

Une santé retrouvée au regard de la concentration moyenne en phosphore total qui reste largement sous la barre des 20 µg/L, avec 16 µg/L, un minimum record pour la biomasse phytoplanctonique et *P. rubescens* qui n'est pas revenu. Avec en plus le retour remarqué du lavaret, 2011 est une année qui confirme le statut oligo-mésotrophe du lac du Bourget.



SOMMAIRE

| | |
|---|------------|
| En guise d'introduction | 6 |
| Ce qu'il faut retenir pour l'année 2011 | 8 |
| Stratégie d'échantillonnage et Tableau de bord | 13 |
| Météorologie | 20 |
| Etude des apports par les rivières | 27 |
| Etudes portant sur la physico-chimie | 45 |
| Etude relative à la chlorophylle a et la production primaire | 75 |
| Etude relative au phytoplancton | 80 |
| Etude portant sur les données fournies par la sonde bbe et <i>P. rubescens</i> | 90 |
| Etudes portant sur les picocyanobactéries | 96 |
| Etude relative au zooplancton | 110 |
| Etude portant sur la ressource piscicole | 118 |
| Etude portant sur la qualité sanitaire | 151 |
| Indices | 157 |
| Conclusion | 161 |
| Bibliographie | 165 |
| Dossiers divers | 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 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 matières organiques vivantes (typiquement les microalgues) qui, en se déposant ensuite au fond par sédimentation, entraînaient des phénomènes de désoxygénation, au détriment de la faune piscicole et plus globalement de la qualité des eaux. En effet, l'analyse des sédiments, de la géochimie et de la taille des particules dans des carottes sédimentaires du lac du Bourget a permis de reconstruire l'évolution trophique et l'anoxie des eaux de fond au cours des 100 dernières années (Giguët-Covex et al. 2011). Le démarrage de l'eutrophisation a pu être daté, tout comme la première date d'anoxie des eaux de fond, en 1943. Des conditions anoxiques permanentes ont été enregistrées à partir de 1960. Il a aussi pu être démontré que l'anoxie était une conséquence directe de l'eutrophisation, elle-même due essentiellement aux apports des rivières véhiculant les eaux usées non traitées riches en Phosphore, et dans une moindre mesure aux apports du Rhône pendant les crues du fleuve (voir la conclusion de ce rapport).

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 qui continuent avec le projet de développement durable « Grand lac », 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 l'Equipe d'Ecologie Microbienne Aquatique, rebaptisée en 2009 BioFEEL (Biodiversité, Fonctionnement et Evolution des Ecosystèmes Lacustres) 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 depuis la fin de l'année 2009.

Depuis 2004, un suivi régulier des principaux compartiments biologiques est effectué, en plus des études physico-chimiques, de transparence, d'oxygène dissous et de transparence précitées. Ce rapport pour l'année 2011 fait suite au rapport de l'étude 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) en 2006, 2007, 2008, 2009 et 2010 constituant ainsi le huitième 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 S. Jacquet. De plus, l'année 2011 marque aussi l'ajout au sein du rapport d'un suivi sur la ressource piscicole.

Le contrat liant l'INRA et le CISALB pour la période 2011-2017 a pour objectifs de continuer à suivre et détailler les principales variables d'évolution physico-chimiques et biologiques du lac du Bourget, au cours de 20 campagnes au minimum, auquel s'ajoute désormais le suivi de la ressource piscicole, et d'observer chaque année les changements principaux s'opérant sur l'écosystème.

Les résultats présentés dans ce rapport sont validés par le Comité Scientifique (voir Annexe), qui oriente si besoin les études futures.



CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNEE 2011

2011 a été parmi les années les plus chaudes des 30 dernières années (avec une moyenne de 12,4°C soit 1,5°C de plus que la moyenne enregistrée sur la période 1974-90) et notamment à des périodes clés de l'année susceptibles de favoriser la croissance phytoplanctonique (avril et mai). La température hivernale a toutefois été suffisamment basse pour assurer l'homogénéisation complète de la masse d'eau avec une redistribution marquée de l'oxygène.

En 2011, la réoxygénation maximale à 140 m (avec 10,3 mg/L le 8 mars) a été plus efficace que celles observées les quatre années précédentes.

2011 est restée une année de fort déficit pluviométrique (-20% avec 1039 mm soit 270 mm de manque par rapport à la moyenne 1974-90), conditionnant fortement l'importance des apports externes (et donc sûrement l'apport de P) et le temps de séjour des eaux dans le lac ; seuls les mois de juin et surtout juillet ont été bien arrosés avec un excédent marqué par rapport à la moyenne.

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 Leysse et le Sierroz. Les déversoirs d'orage de Chambéry métropole et de la CLB ont également été équipés en moyen de mesure. Depuis 2004, les apports en P_{tot} au lac varient entre 13 et 40 Tonnes/an contre 300 dans les années 70. En 2011, les apports totaux en P_{tot} au lac s'élèvent à 26,4 tonnes contre 13,7 tonnes en 2009 et 20,4 en 2010. La hausse globale des apports en phosphore provient à 60% de la Leysse et 40% du Sierroz et constitue la 3^{ème} année consécutive de hausse notable des apports. Même si cet apport est en hausse par rapport à 2009, et dû majoritairement au temps associé aux précipitations, le passage sous le cap des 30 tonnes d'apports externes en P_{tot} au lac depuis 2008 est confirmé, limite préconisée théoriquement par le comité scientifique du CISLAB dans les années 1990 pour permettre la réoligotrophisation.

Le volume transité en 2011 par la Leysse a été de 119 Mm³ pour un débit moyen de 3,78 m³/s (soit 40% inférieur au module théorique de 198 Mm³). Le volume transité en 2011 par le Sierroz a été de 40 Mm³ pour un débit moyen de 1,27 m³/s (soit 47% inférieur au module théorique de 77 Mm³). L'analyse des paramètres chimiques azotés et phosphorés sur ces deux tributaires n'ont révélé pour 2011 aucun dépassement important des normes fixées pour le bon état écologique. Le seul déclassement SEQ observé l'a été à raison de 2% sur la Leysse et lié au paramètre « ammonium » et pour le P_{tot} pour le Sierroz. Les paramètres physico-chimiques généraux ont été globalement conformes aux normes de qualité environnementales définissant le bon état écologique des cours d'eau.

L'année 2011 a été marquée par une forte hausse des concentrations en Ptot dans la Leysse et le Sierroz (+71 et +92%) et elle a été due majoritairement aux crues quasi biennales sur la Leysse et biennales sur le Sierroz. Entre 2008 et 2011, les concentrations en Ptot ont été multipliées par 4 dans la Leysse et par 2 dans le Sierroz. Elles restent encore inférieures à 2004 pour la Leysse mais ont été quasiment atteintes sur le Sierroz. Avec une légère hausse des concentrations en PO₄ sur la Leysse (+16%). Cette hausse met fin à 6 années de baisse. Les concentrations mesurées dans le Sierroz sont égales à celles de 2010 et conformément aux résultats obtenus depuis 2008.

L'évolution des éléments azotés a été plus contrastée. Ainsi NO₃ a présenté des concentrations plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse. Entre 2004 et 2008, celles-ci étaient en diminution sur les deux cours d'eau (40 % sur le Sierroz et 36% sur la Leysse). Les années 2009 et 2010 ont été marquées par une augmentation des concentrations en NO₃ : 22% sur la Leysse et 35% sur le Sierroz, des valeurs comparables aux années 2005-2006. En 2011, le Sierroz présente des concentrations en matières azotées plus élevées que dans la Leysse. L'année 2011 présente des concentrations moyennes pondérées en nitrates à nouveau en baisse par rapport aux deux dernières années. Les concentrations en NKT et NH₄ sont en forte hausse en 2011 (multipliée par 2 dans la Leysse).

En 2011, les apports au lac par la Leysse ont été de 14,14 tonnes de Ptot (10,95 en 2010), 0,84 tonnes de PO₄ (0,92 en 2010), 113,9 tonnes de NO₃ (1875,5 en 2010). Pour le Sierroz, les apports ont été de 9,44, 0,67 et 66,8 tonnes de Ptot, PO₄ et NO₃ respectivement (contre 7,43, 0,97 et 121,9 tonnes de ces mêmes éléments en 2010). Les apports en Ptot de la Leysse et du Sierroz mesurés en 2011 (23,6 T) sont en forte hausse, +31% par rapport à 2010, et multipliés par 2 par rapport à 2009. 2011 était pourtant une année pluviométrique déficitaire équivalente à 2010. Les apports en PO₄ sont en légère hausse mais restent inférieurs aux années 2004-08. Les flux de PO₄ générés par le Sierroz sont, pour la première année, plus importants que ceux de la Leysse. La répartition des apports entre Leysse et Sierroz reste très proche de celle observée en 2009. Les apports de 2009 restent les plus faibles enregistrés.

A ces apports doivent être ajoutés les apports du Rhône par le canal de Savières, lorsque le courant s'inverse, ce qui s'est produit durant 116 jours (près de 4 mois) en 2011 (contre 100 en 2009 et 62 en 2010). Cette situation peut avoir deux origines : l'expansion d'une crue du Rhône ou le maintien à l'étiage des niveaux du lac. Le canal a apporté au lac 0,14 tonne de Ptot (contre 0,04 en 2010), 0,055 tonne de PO₄ (contre 0,02 en 2010) et 2,44 tonne de NO₃ (contre 0,96 en 2010). Les apports en Ptot par le Tillet ont pu être établis entre 0,29 et 1,54 tonnes soit 1,2 à 6,5% des apports de la Leysse et du Sierroz (environ 20% en 2010). Pour compléter le bilan des apports au lac, il faudrait tenir compte des apports du Belle-Eau et du canal de Chautagne qui restent inconnus mais également des apports consécutifs à des déversements directs au lac et notamment d'eau mixte par le réseau unitaire d'Aix-les-Bains au déversoir des Biâtres (soit 2,85 T de Ptot au minimum) et d'eaux usées durant la période de fermeture de la galerie (0,26 T entre le 11 et le 17 mars).

Avec donc au final 26,83 Tonnes de Ptot d'apport au lac en 2011 (contre 21 en 2010), l'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot au lac reste très largement atteint et ce pour la quatrième année consécutive.

Depuis 2006, l'estimation du temps de résidence des eaux du lac du Bourget peut être calculée 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) :

| | Entrées | Sorties |
|-------------|----------------|----------------|
| 2006 | 13,58 | 11,29 |
| 2007 | 9,15 | 8,61 |
| 2008 | 10,27 | 7,67 |
| 2009 | 16,10 | 12,82 |
| 2010 | 11,99 | 8,55 |
| 2011 | 15,20 | 12,98 |
| Moyenne | 12,7 | 10,3 |
| Min | 9,1 | 7,7 |
| Max | 16,1 | 13,0 |

La transparence des eaux a encore atteint des records avec plus de 14 m en hiver mais se réduisant à 3 m au printemps au moment du pic phytoplanctonique. La phase des eaux claires est toujours enregistrée mais sa durée a diminué de manière significative par rapport aux années précédentes. Elle correspondait à un moment où la biomasse était effectivement la plus basse (222 µg/L) et les concentrations en zooplancton particulièrement élevées (variant entre 1 400 000 et 1 800 000 ind.m⁻²). La transparence estivale pour l'année 2011 avec ~6 mètres (liée au développement de crysophycées, diatomées et dinophycées), qui a retrouvé une valeur proche de 2007 et 2008, s'inscrit normalement dans le sens général d'évolution de ce paramètre constaté les années précédentes. Depuis 1981, les valeurs indiquent en effet une augmentation de la transparence estivale (qui est passé d'~3,0 à 6,0 m) et qui peut être considérée comme une nette amélioration de la qualité des eaux.

L'objectif de la DCE à l'horizon 2021 est que la concentration en P-PO₄ soit de 10 µg.L⁻¹. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011. Pour le phosphore total, la concentration a également été la plus basse jamais enregistrée avec 16 µgP.L⁻¹. L'évolution des concentrations hivernales de phosphore peuvent être aujourd'hui résumés comme suit : après une phase de diminution assez linéaire de 1981 à 1992 (de 120 à 45 µgP.L⁻¹), l'évolution des concentrations a montré des paliers, passant sous la barre des 40 µgP.L⁻¹ de 1993 à 1997, puis sous 30 µgP.L⁻¹ de 1998 à 2005 et enfin en dessous de 20 µgP.L⁻¹ depuis 2006.

Pour les nitrates, la valeur calculée pour 2011 (0,48 mgN.L⁻¹) a également été la valeur la plus faible de la chronique de données depuis 1981.

Avec ~4 µg.L⁻¹, l'année 2011 a présenté une concentration moyenne annuelle en chlorophylle très légèrement supérieure à 2010 (~3,2 µg.L⁻¹) et surtout attribuable à un pic au début du printemps, corroboré par les comptages phytoplanctoniques (avec une biomasse de 2 670 µg/L) et la valeur la plus élevée de l'année pour la production primaire (soit 714 mgC m⁻³ j.⁻¹ à 2 m). La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* est restée assez hétérogène, permettant tout de même de percevoir une tendance à la baisse depuis le démarrage de la chronique à la fin des années 1980. L'analyse phytoplanctonique a confirmé les résultats de 2010 avec une biomasse équivalente entre les deux années

(1088 et 1093 µg/L). La structure de la communauté a toutefois été un peu modifiée entre les deux années avec une plus forte proportion des cryptophycées (*Rhodomonas minuta*) au détriment des diatomées.

Si on a observé une augmentation de l'abondance des cyanobactéries de 1995 à 2008, puis une chute en 2009, elles sont devenues largement minoritaires en 2010 et 2011. La cyanobactérie qui posait problème, *Planktothrix rubescens*, a presque entièrement disparu (corroborant que cette espèce est plus caractéristique de milieux méso- à légèrement eutrophes que oligo-mésotrophes). Parallèlement, la proportion des diatomées et des chrysophycées (classes algales caractéristiques de milieux de bonne qualité) a augmenté fortement. De plus, l'année 2011 a présenté la plus forte diversité de toute la chronique et, depuis 2010 inclus, une forte proportion de la biomasse est représentée par le groupe fonctionnel E selon la classification de Reynolds, rassemblant des taxons mixotrophes (*Dinobryon* spp.) caractéristiques de milieux oligotrophes (Reynolds et al. 2002). Si l'indice de Brettum n'a pas encore révélé d'amélioration notable, force est de constater par contre que la baisse de la proportion des formes phytoplanctoniques de grande taille (microphytoplancton) se confirme et que l'augmentation des formes nanoplancotniques est significative depuis 2007 inclus (étant passée de 8 à 37%). Seule zone d'ombre à ce tableau, le développement assez important en fin d'année d'*Aphanizomenon flos aquae*, une cyanobactérie potentiellement toxique, a été enregistrée.

Parmi les organismes autotrophes, 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. En 2011, les picocyanobactéries ont atteint de fortes concentrations en période estivale ($\sim 5 \times 10^5 \text{ cell.ml}^{-1}$), en lien avec l'augmentation des températures. La comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget des abondances picocyanobactériennes et de leur lien avec les paramètres environnementaux suggère que ce compartiment peut être un bio-indicateur des changements trophiques s'opérant actuellement au sein du lac du Bourget. En effet, l'analyse des données sur la chronique 2003-2011 a révélé que phosphore et picocyanobactéries sont corrélés négativement suggérant que le retour à l'oligotrophie de cet écosystème va s'accompagner d'une plus forte importance quantitative et sûrement fonctionnelle de la communauté des picocyanobactéries. Il reste à étudier cet aspect très finement, le lac d'Annecy constituant un comparateur de choix.

L'ensemble des familles crustacéennes ont encore montré en 2011 une dynamique bimodale (caractéristique des lacs oligo-mésotrophes), avec un pic printanier très marqué, atteignant des valeurs d'abondance exceptionnellement élevées pour les branchiopodes ($> 800\,000 \text{ ind.m}^{-2}$) et les cyclopoïdes ($\sim 1\,000\,000 \text{ ind.m}^{-2}$). Ces maxima sont 2 à 4 fois supérieurs à ceux observés sur la série 2004-2010 et pourraient s'expliquer par le fait que (i) la biomasse phytoplanctonique printanière a atteint des valeurs bien supérieures aux années précédentes ($> 3\,000 \text{ µg.l}^{-1}$) et (ii) le phytoplancton était exclusivement composé d'espèces nanoplancotniques d'excellente qualité nutritionnelle.

Pour la première fois depuis 2005, il est fait mention dans ce rapport de l'étude du stock des poissons présent dans le lac du Bourget et ce sera le cas chaque année suivante dans le cadre du contrat de bassin actuel qui court sur la période 2011-2017. L'analyse détaillée a permis de montrer que le rendement de pêche pondéral d'environ 110 kg.ha^{-1} est supérieur à celui d'Annecy (~ 7) et du même ordre de grandeur que celui du Léman. Fait remarquable entre les années 2005 et 2010-2011, le « retour du Lavaret » semble pouvoir être déclaré.

En effet, une observation très nette de l'augmentation des prises de corégones entre ces deux périodes a été constatée. Cette forte abondance a été confirmée par les données obtenues par acoustique, montrant une augmentation d'un facteur 5 entre les densités des couches profondes, occupées presque exclusivement par les salmonidés et majoritairement par le lavaret, observées en 2005 et celles de 2010-2011. La population de lavaret est à nouveau présente en grande quantité comme l'atteste les statistiques de pêches (57 tonnes de poissons pêchés pour les professionnels en 2011). Ce résultat semble être la conséquence d'une meilleure qualité des eaux associée à la quantité de la ressource trophique, du pacage lacustre mais aussi d'une gestion mieux adaptée (augmentation taille légale de capture et du maillage des pics). La baisse des captures de perches, sandres et de gardons semble corroborer l'hypothèse de la réoligotrophisation marquée du lac du Bourget.

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget distribuées en 2011 ont été de bonne qualité bactériologique pour les pompages de Mémard et de Tresserve ; seul le pompage de l'abbaye de Hautecombe a montré une insuffisance de qualité bactériologique après traitement. 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. Dans les eaux brutes, la présence de bactéries telles qu'*Escherichia Coli* et Entérocoques, qui sont normalement détruites par l'action des traitements, a été détectée. La présence de pesticides tels que latrazine-déisopropyl (produit de dégradation de l'atrazine) a été mesurée mais à des concentrations inférieures à la limite de qualité.

Le bilan de la qualité des plages du lac du Bourget en 2011 est bon. Les 10 baignades aménagées ont été classées en catégorie A ou B, c'est-à-dire conformes aux normes de qualité. Entre 2010 et 2011, 2 plages (plage du Rowing et plage de Mémard à Aix-les-Bains) ont vu leur qualité d'eau se dégrader et sont passées du statut d'« eaux de bonne qualité » à celui d'« eaux de qualité moyenne » (sur la base de l'indice bactériologique). Dans la même période, les eaux de toutes les autres plages situées en bordure du lac du Bourget sont restées de qualité constante. On observera que sur les 4 dernières années, aucune plage n'a été classée avec des eaux momentanément polluées ou de mauvaise qualité, impropres à la baignade.

En 2011, le lac du Bourget a un statut oligo-mésotrophe et son état peut être résumé comme bon à très bon. 2011 confirme le changement opéré en 2010 avec la quasi disparition de la cyanobactérie *P. rubescens*, probablement fortement liée aux baisses de P enregistrés ces dernières années. Le retour remarqué du lavaret tend également à confirmer que l'amélioration de la qualité des eaux se répercute jusqu'au sommet du réseau trophique.

STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE et TABLEAU DE BORD

I. Méthodes de prélèvement et d'analyse

La station de prélèvement choisie pour le suivi du lac du Bourget est le point B, situé au centre du lac avec une profondeur maximale de 147 m. Les campagnes ont eu lieu 2 fois par mois en moyenne, soit 21 campagnes en 2011, réparties selon les tableaux présentés ci-après. Comme indiqué sur ces tableaux, les analyses et les profondeurs prélevées sont alternées entre les campagnes :

- Le premier type de campagne comporte 6 profondeurs de prélèvement (2 m, 10 m, 15 m, 20 m, 30 m et 50 m), sur lesquelles sont effectuées des analyses chimiques complètes (azote ammoniacal NH_4^+ ; azote nitrique NO_3^- ; azote total Ntot ; carbone organique total COT ; orthophosphate PO_4^{3-} ; phosphore total Ptot ; silice réactive SiO_2). A ces profondeurs, d'autres paramètres sont également mesurés.

- 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 des analyses plus partielles (azote ammoniacal NH_4^+ ; azote nitrique NO_3^- ; azote total Ntot ; carbone organique total COT ; orthophosphate PO_4^{3-} ; phosphore total Ptot et silice réactive SiO_2).

- Une campagne (en hiver) permet également de mesurer les éléments de type Ca, K, Mg, Na, Cl, SO_4 sur l'ensemble de la colonne d'eau.

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.

Tableau I Méthodes d'analyses physico-chimiques

| Norme | Déterminations | Méthodes AFNOR |
|-------------------------------|---|---------------------|
| MeST | Filtration sur filtres fibres de verre | NF EN 872 |
| Orthophosphates | Colorimétrie Murphy et Riley (Molybdate Sb tartrate et réd. acide ascorbique) | NF EN 1189 |
| pH | Electrométrie | NF T 90-008 |
| Conductivité à 25 °C | Correction de température automatique | NF EN 2788/ISO 7888 |
| Phosphore total | Minéralisation au peroxodisulfate en milieu acide | NF EN 1189 |
| Azote ammoniacal | Bleu d'indophénol | NF T90-015 |
| Azote nitrique | Chromatographie ionique | NF EN ISO 10304-1 |
| Carbone organique total (COT) | détection IR Minéralisation Persulfate à chaud 80°C | FDT 90-102 |

Des profils verticaux de température et d'oxygène dissous ont été réalisés à l'aide d'une sonde multiparamètres immergeable avec une fréquence plus importante que les campagnes de prélèvement. De même, des profils verticaux de fluorescence ont été effectués avec une sonde de fluorescence multicanaux BBE 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, 33 profils de sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2011.

A cela s'ajoute l'analyse des communautés pico, phyto- et zooplanctoniques et les mesures de production primaire (comme sur les autres lacs).

Le Tableau II récapitule le nombre d'échantillons et de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. 1766 analyses chimiques ont été effectuées sur les 172 échantillons prélevés pendant l'année 2010.

Tableau II tableau récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2011

| méthode | paramètres | | Nombre |
|-------------------------------------|----------------|---|--------|
| Prélèvements NISKIN | Chimie | Nutriments (PO_4^{3-} , Ptot, NO_3^- , Ntot, NH_4^+ , COT, SiO_2) | 172 |
| | cytométrie | abondance - diversité | 160 |
| | Cyanobactérie | abondance | 126 |
| | | toxine | 21 |
| Prélèvement intégré 0 – 20 m | chlorophylle a | | 30 |
| | phytoplancton | abondance - diversité | 21 |
| Filet 200 μm 0 – 50 m | zooplancton | abondance - diversité | 21 |
| Profils sondes | SBE (T, O2) | | 33 |
| | BBE (fluo) | CT | 32 |
| | | INRA | 3 |

Le Tableau III ci-dessous précise la répartition des dates des 35 campagnes effectuées au cours de l'année 2011.

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2011

| Date | Profil temp - O2 | profil fluo | Transp. Secchi | Chloro a | Prélèvement NISKIN Nutriments, cyto, tox, cyano | | | | | | | | | |
|--------------|------------------|-------------|----------------|-----------|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| | SBE 19+ | BBE | | | | | | | | | | | | |
| Prof | | | | 0-20 m | 2 | 10 | 15 | 20 | 30 | 50 | 80 | 110 | 130 | 140 |
| 18/01/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 14/02/2011 | X | | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 08/03/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | | | | |
| 16/03/2011 | | | X | | | | | | | | | | | |
| 23/03/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 30/03/2011 | X | X | X | | | | | | | | | | | |
| 05/04/2011 | | X | X | X | X | X | X | X | X | X | | | | |
| 08/04/2011 | X | X | X | | | | | | | | | | | |
| 28/04/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | | | | |
| 03/05/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 11/05/2011 | X | | X | | | | | | | | | | | |
| 17/05/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | | | | |
| 26/05/2011 | X | X | X | X | | | | | | | | | | |
| 30/05/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 10/06/2011 | X | X | X | X | | | | | | | | | | |
| 15/06/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 21/06/2011 | X | X | X | X | | | | | | | | | | |
| 27/06/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | | | | |
| 05/07/2011 | X | X | X | X | | | | | | | | | | |
| 11/07/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 26/07/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | | | X | |
| 02/08/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 10/08/2011 | X | X | X | X | | | | | | | | | | |
| 17/08/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | | | | |
| 30/08/2011 | X | X | X | X | | | | | | | | | | |
| 07/09/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 15/09/2011 | X | X | X | X | | | | | | | | | | |
| 21/09/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | | | | |
| 28/09/2011 | X | X | X | X | | | | | | | | | | |
| 04/10/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 12/10/2011 | X | X | X | | | | | | | | | | | |
| 17/10/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | | | | X |
| 02/11/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X |
| 15/11/2011 | X | X | X | X | X | X | X | X | X | X | | | | |
| 21/12/2011 | X | X | X | X | | | | | | | | | | |
| Total | 33 | 32 | 35 | 30 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | 21 | 11 | 11 | 12 | 12 |

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. Il est prévu de le modifier en 2012 (voir détails pour chaque variable présentée).

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

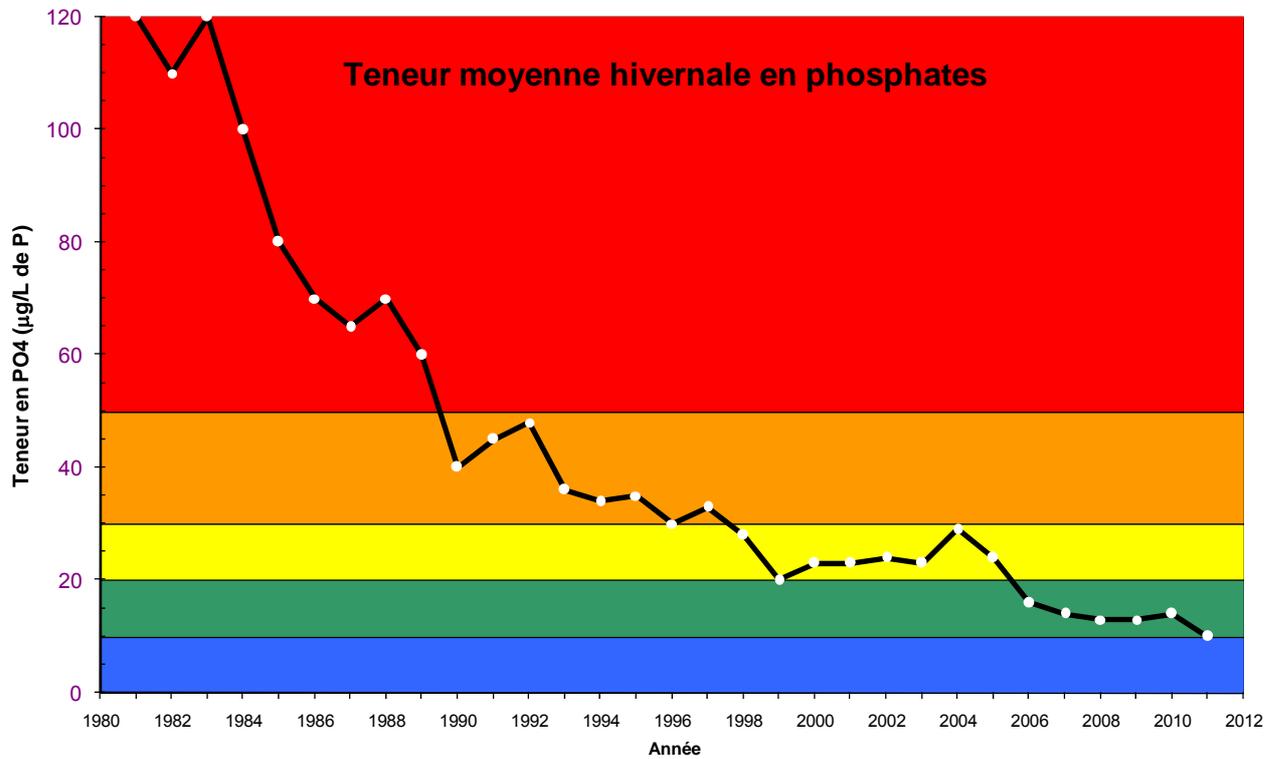
Le bilan d'oxygène (non montré ci-dessous mais plus loin dans le chapitre consacré à la chimie) fait désormais parti des nouveaux critères (désoxygénation de l'hypolimnion) en % de désoxygénation entre la surface et le fond pendant la période estivale.

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

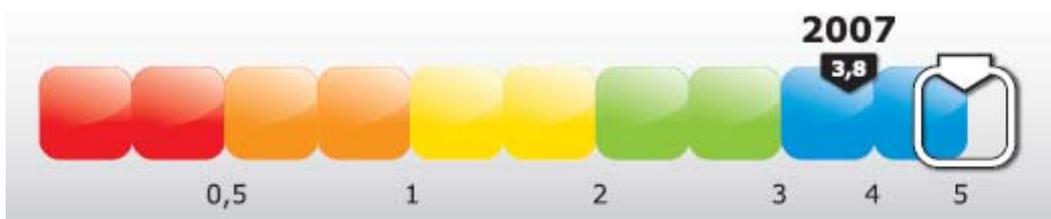
Il s'agit en l'occurrence de la concentration des phosphates mesurée au moment du brassage hivernal du lac, quand la température est homogène le long de la colonne d'eau. Cet indicateur renseigne sur la quantité du facteur limitant et de maîtrise la croissance planctonique au sein de l'écosystème lac. L'objectif à l'horizon 2021 est que la concentration en P-PO₄ soit de 10 $\mu\text{g.L}^{-1}$. Cette valeur a été atteinte pour la première fois en 2011.

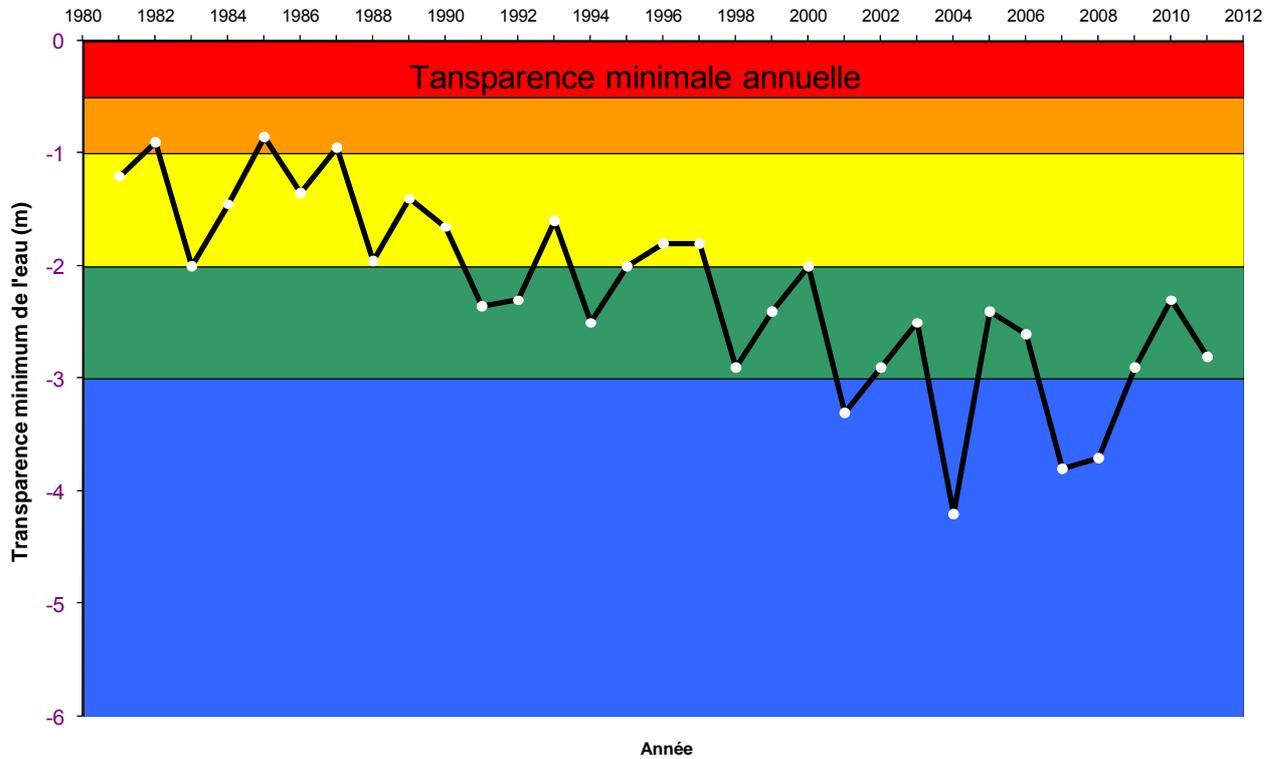




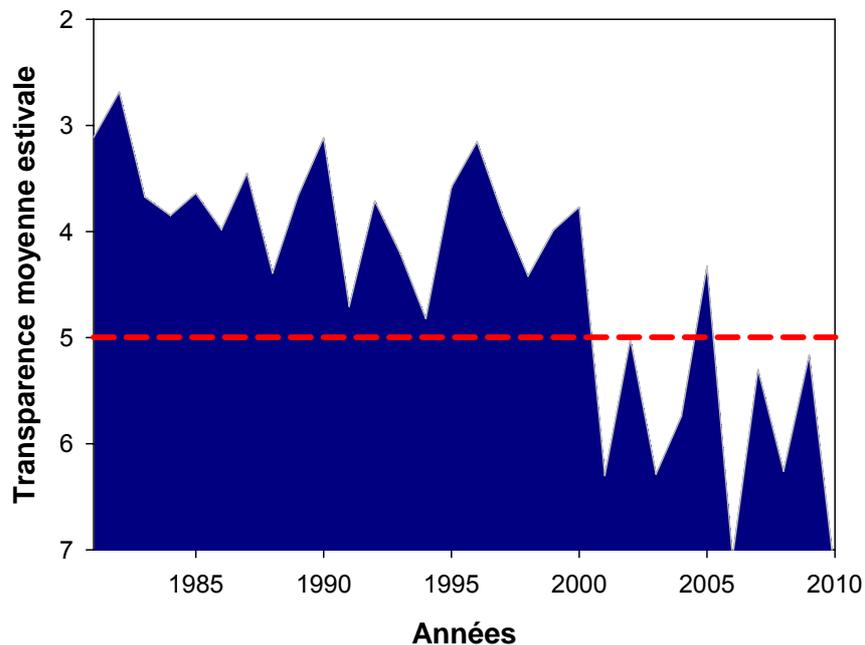
II.2. La transparence

Il s'agit en l'occurrence de 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. Comme on peut le voir ci-dessous, l'objectif à l'horizon 2021 est que la transparence minimale soit supérieure à 5 m. En 2007, le curseur était sur la valeur 3,8 m. En 2011, cette valeur était de 2,8 m. Il est prévu de modifier cet indicateur en 2012 par une valeur moyenne estivale ou annuelle (voir ci-dessous la proposition), car une seule valeur déclassante comme celle proposée ici 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).





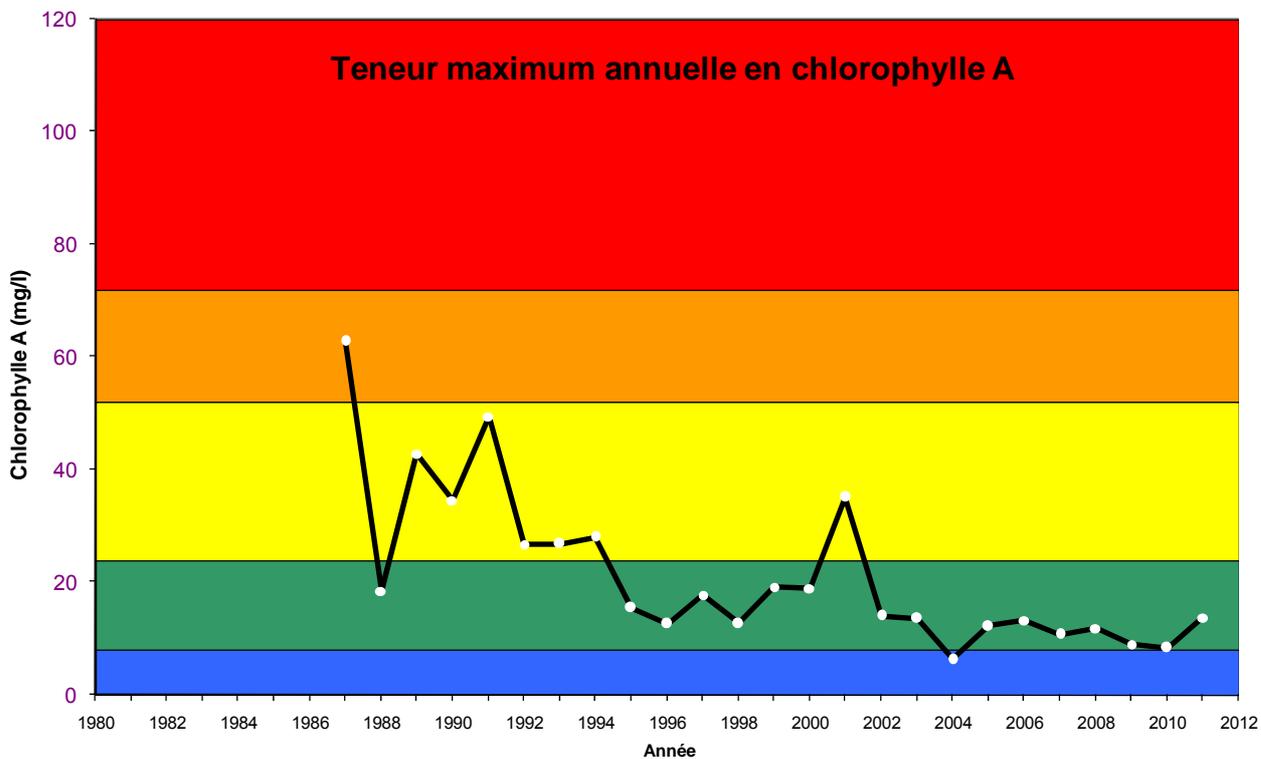
Une proposition alternative, celle d'utiliser comme indicateur la transparence moyenne estivale:



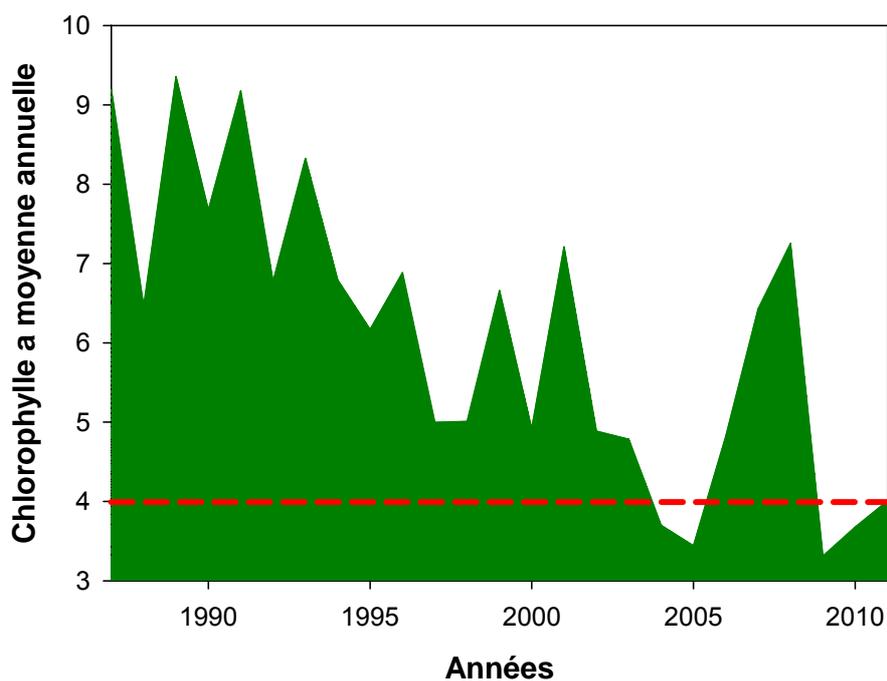
II.3. La chlorophylle *a*

Il s'agit en l'occurrence de la concentration annuelle maximale atteinte par ce paramètre. Cet indicateur renseigne directement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique. Comme on peut le voir ci-dessous, 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 13,7 en 2011. Il est prévu de modifier cet indicateur en 2012 par une valeur moyenne ou maximale estivale ou moyenne annuelle (voir ci-dessous une proposition alternative). En effet, comme pour la transparence, une seule valeur déclassante (à un seul moment de l'année) comme celle

mesurée ici 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 ;



Une proposition alternative, celle d'utiliser comme indicateur la concentration annuelle moyenne:



METEOROLOGIE DU LAC DU BOURGET

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 |
|------------|--------------|
| 2011 | 12,37 |
| 1974-1990 | 10,83 |
| Δ % | +15,3 |

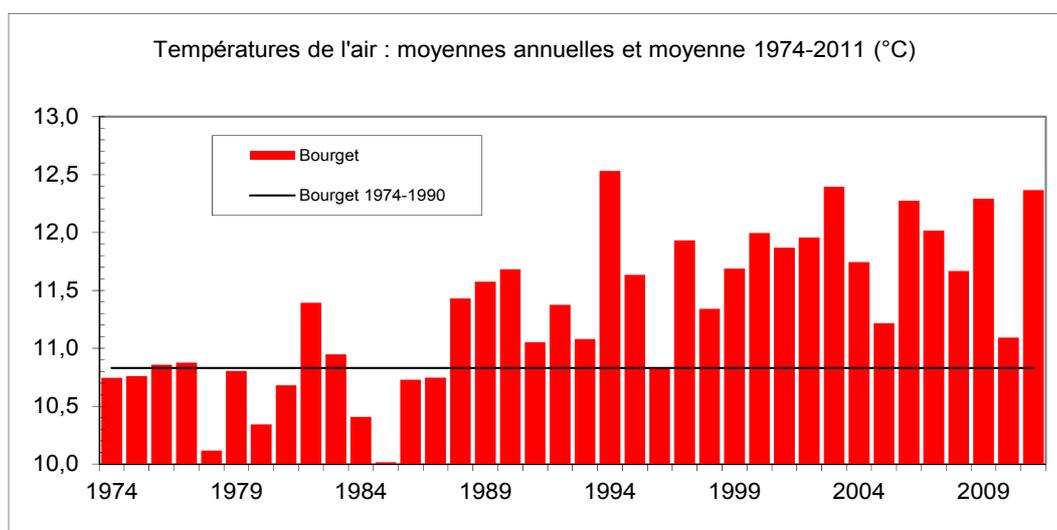


Figure 1 Evolution des températures annuelles de l'air sur la période 1974 – 2011 et comparaison avec la moyenne 1974 - 1990 (°C)

L'année 2011 montre encore une température annuelle supérieure à la moyenne (12,37 vs 10,83 °C) et présente ainsi, la troisième valeur la plus élevée de la série de données 1974-2011 après 1994 (12,53°C) et 2003 (12,40 °C). 2011 confirme la tendance à une légère augmentation des températures mesurées au cours de ces 20 dernières années.

I.2. Variations saisonnières

L'hiver 2010-2011 reste légèrement moins froid que l'hiver précédent au regard du nombre de jours de gel. En effet, nous observons des températures moyennes journalières inférieures ou égales à 0 °C pendant 23 jours entre décembre et mars (vs 30 jours en 2010).

Les particularités de l'hiver 2010-2011 peuvent être résumées comme suit :

- Les températures froides (gel) sont observées dès la fin du mois de novembre ;
- Le mois de décembre 2010 est le plus froid de ces vingt dernières années avec 15 jours de gel ;
- Il n'y a aucun jour de gel après le 3 février.

Pour l'ensemble de l'année 2011, nous observons des excédents de température par rapport à la moyenne (+7 à +60%) pendant 11 mois, seul le mois de juillet est déficitaire avec -8% et se situe parmi les plus froids de la série de données. A l'inverse, les mois d'avril, mai et décembre sont parmi les plus chauds depuis les trente dernières années et montrent respectivement des excédents de 43, 25 et 60 % par rapport à la moyenne.

Tableau II Températures minimales, moyennes et maximales mensuelles de l'air en °C, année 2011 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 1990

| | Janv. | Févr. | Mars | Avril | Mai | juin | Juillet | Août | Sept | Oct. | Nov. | Déc. |
|---------------------|-------|-------|-------|-------|------|-------|---------|-------|-------|-------|------|-------|
| Min | -3,1 | -1,9 | 3,4 | 10 | 12,4 | 11,35 | 14 | 14,9 | 12,1 | 6,7 | 3,7 | -1,15 |
| moyenne | 2,8 | 4,4 | 8,4 | 13,9 | 17,6 | 18,8 | 18,6 | 20,8 | 18,2 | 12,3 | 7,7 | 4,9 |
| max | 10,7 | 8,3 | 13,25 | 17,2 | 22,3 | 24,15 | 22,5 | 25,95 | 21,95 | 17,45 | 13,6 | 10,3 |
| 1974-1990 | 1,9 | 3,7 | 6,7 | 9,7 | 14,0 | 17,6 | 20,3 | 19,5 | 16,3 | 11,4 | 5,8 | 3,1 |
| Δ 2011/moy % | 44,9 | 19,4 | 24,5 | 43,1 | 25,7 | 6,9 | -8,3 | 6,8 | 11,6 | 7,8 | 33,7 | 59,8 |

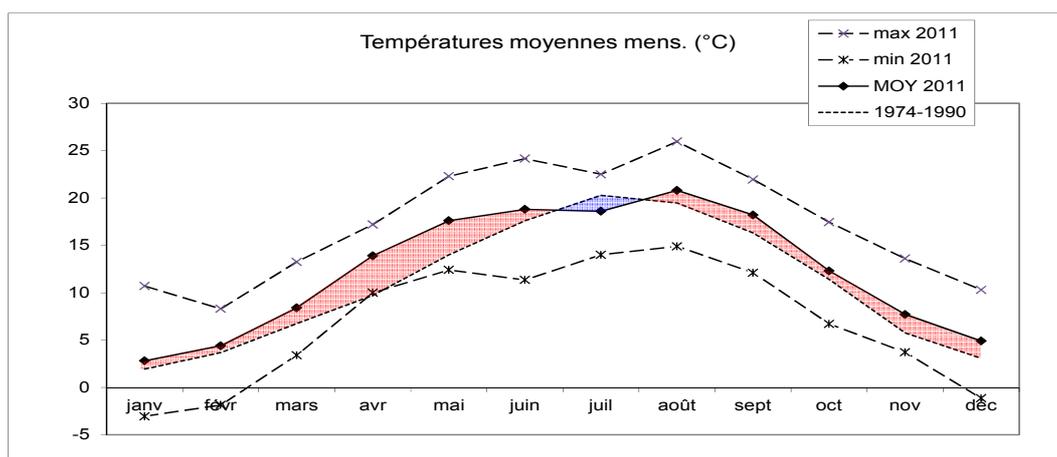


Figure 2 Comparaison des températures de l'air maximales, moyennes et minimales mensuelles en 2011 et des moyennes 1974 - 1990

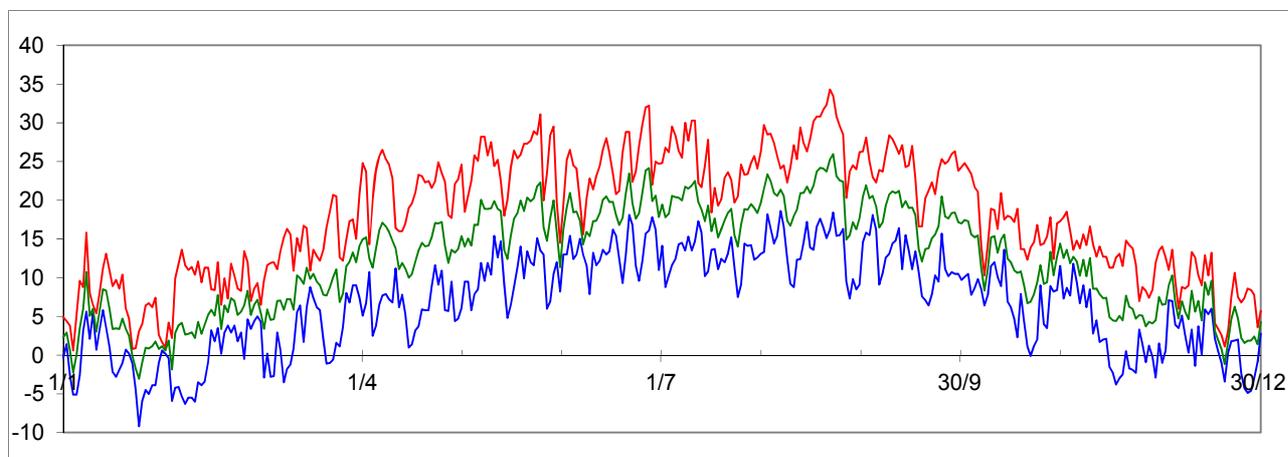


Figure 3 Températures de l'air maximales, moyennes et minimales journalières en 2011

II. Précipitations

II.1. Cumul annuel

2011 a encore été une année chaude avec -20 % de déficit pluviométrique par rapport à la moyenne (1039 mm vs 1301 mm) mais la pluviométrie en 2011 reste proche de celle de l'année 2010.

Depuis 1974, le cumul des pluies fluctue autour de la valeur moyenne jusqu'en 2002 avec des années sèches (ex.1976 : -36 %), des années humides (ex. 1980 : +39%). A partir de 2003, les déficits hydriques cumulés s'accroissent par rapport aux moyennes encore cette année. Avec près de 2400 mm, le déficit représente un défaut de plus d'un an et demi de pluviométrie moyenne, avec logiquement, des conséquences sur les apports externes et le temps de séjour des eaux dans le lac.

Tableau III Précipitations annuelles en mm

| Année | Pluviométrie mm |
|------------|-----------------|
| 2011 | 1039 |
| 1974-1990 | 1301 |
| Δ % | -20 |

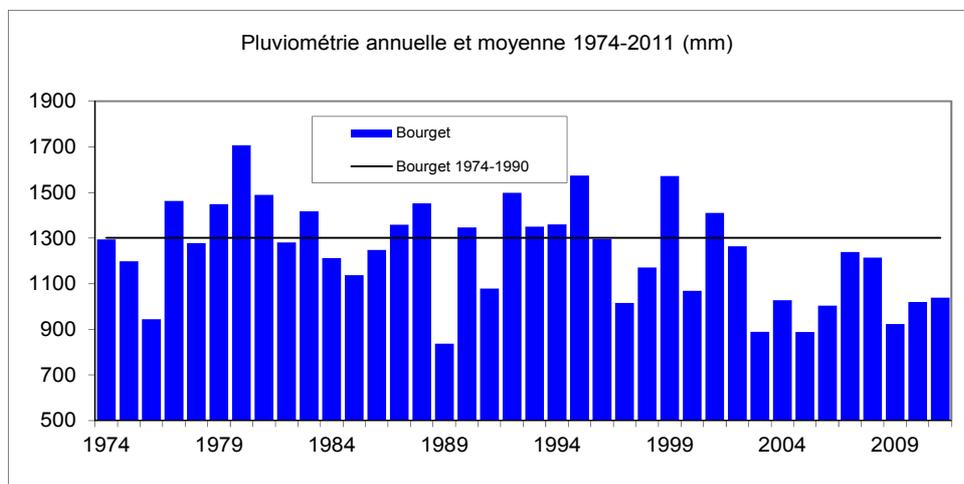


Figure 4 Evolution de la pluviométrie annuelle sur la période 1974 – 2011 et comparaison avec la moyenne historique (mm)

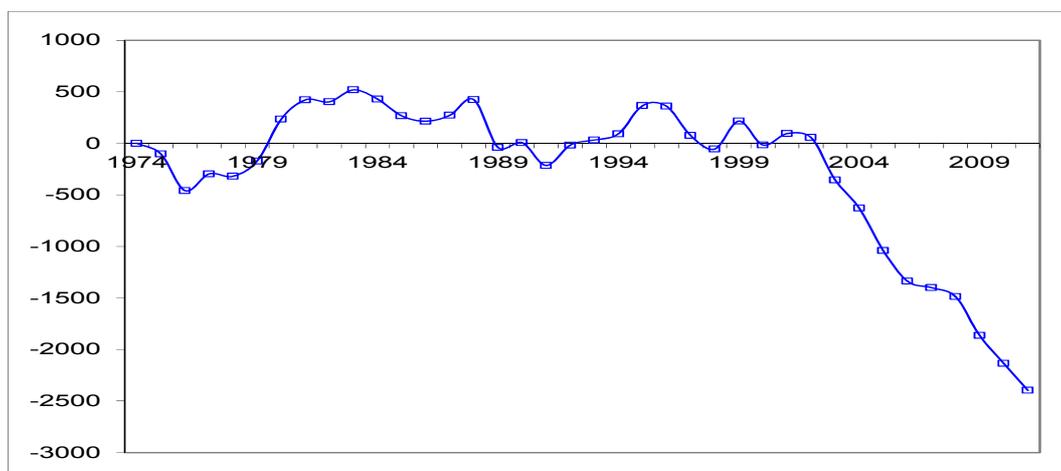


Figure 5 Evolution de l'écart à la moyenne (1974-1990) de la pluviométrie annuelle cumulée depuis 1974 (%)

II.2. Variations saisonnières

Par rapport aux moyennes mensuelles, 2011 présente 9 mois secs (entre -3% et -83%) ; seuls les mois de juin, juillet et décembre sont des mois bien arrosés avec respectivement 134, 177 et 237 mm de précipitations soit des excédents entre 28 et 100%. Le mois de décembre avec ses 237 mm de pluie représente à lui seul 23 % de la pluviométrie annuelle.

L'année 2011 est de plus très contrastée à l'exemple d'un mois de décembre très humide (237 mm, +89 %) au 3^{ième} rang parmi les mois les plus humides de la série de données (1974-2011) qui succède à un mois de novembre très sec (18,0 mm, -82 %) au 2^{ième} rang le plus sec. Le mois de juillet n'est pas en reste avec une pluviométrie s'élevant au double de la moyenne et le situant au 2^{ième} rang parmi les mois de juillet les plus arrosés.

Tableau IV Précipitations mensuelles en mm, année 2011 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 1990

| | Janv. | Févr. | Mars | Avril | mai | juin | Juillet | Août | Sept | Oct. | Nov. | Déc. |
|-----------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|---------|------|-------|-------|-------|-------|
| 2011 | 46,7 | 20,7 | 56,7 | 20,3 | 90,8 | 134,3 | 177,7 | 80,8 | 97,1 | 59,2 | 18,0 | 236,9 |
| 1974-1990 | 117,6 | 119,9 | 116,8 | 87,4 | 113,7 | 104,9 | 88,4 | 84,3 | 112,1 | 129,1 | 101,2 | 125,3 |
| Δ % | -60,3 | -82,7 | -51,5 | -76,8 | -20,2 | 28,0 | 101,1 | -4,2 | -13,4 | -54,2 | -82,2 | 89,1 |

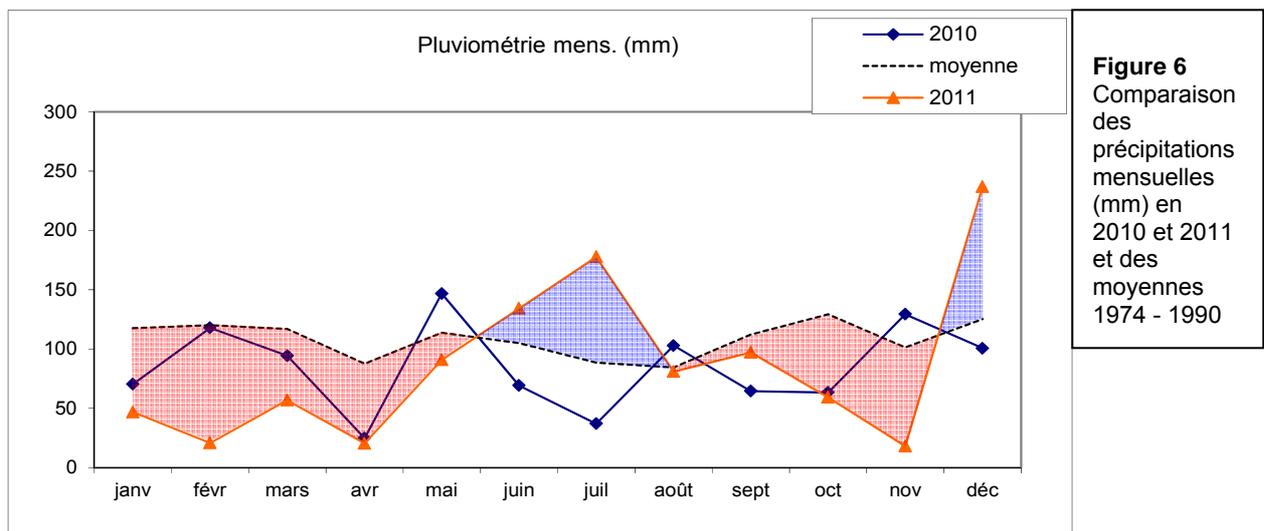


Figure 6
Comparaison des précipitations mensuelles (mm) en 2010 et 2011 et des moyennes 1974 - 1990

Relation entre les différents épisodes pluvieux et le niveau du lac

I Précipitations journalières (mm)

 Niveau du lac du Bourget NGF orthométrique en mètre, échelle du Grand Port (sources CNR < <http://www.vigicrues.ecologie.gouv.fr> »)

 Consignes de niveau (m)

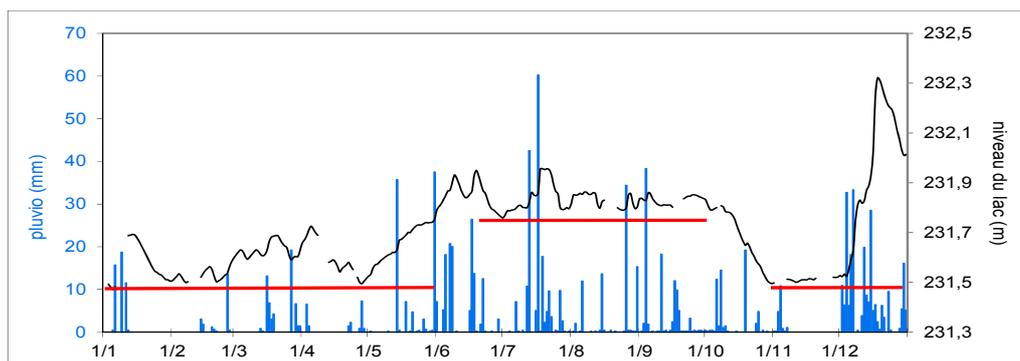


Figure 7 Précipitations journalières (mm), niveau du lac du Bourget (m) et consignes de niveau seuil en 2011

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 2011 est observé le 18 décembre avec une altitude IGN de 232,32 m entre le 5 et le 18 décembre. Le niveau du lac s'est élevé de 77 cm à la suite d'une période pluvieuse au début du mois de décembre qui a entraîné une petite crue sur les affluents du lac et un inversement du sens d'écoulement du canal de Savières. Tout le reste de l'année, le niveau du lac suit un certain nombre de montées rythmées par les épisodes pluvieux mais, faute d'apports importants, reste relativement proche des niveaux de consignes.

III. Durée de l'insolation

III.1. Cumul annuel

L'année 2011 présente un petit excédent d'insolation (+ 9 %) 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 heures |
|------------|-------------------|
| 2011 | 2089 |
| 1974-1990 | 1911 |
| Δ % | + 9 % |

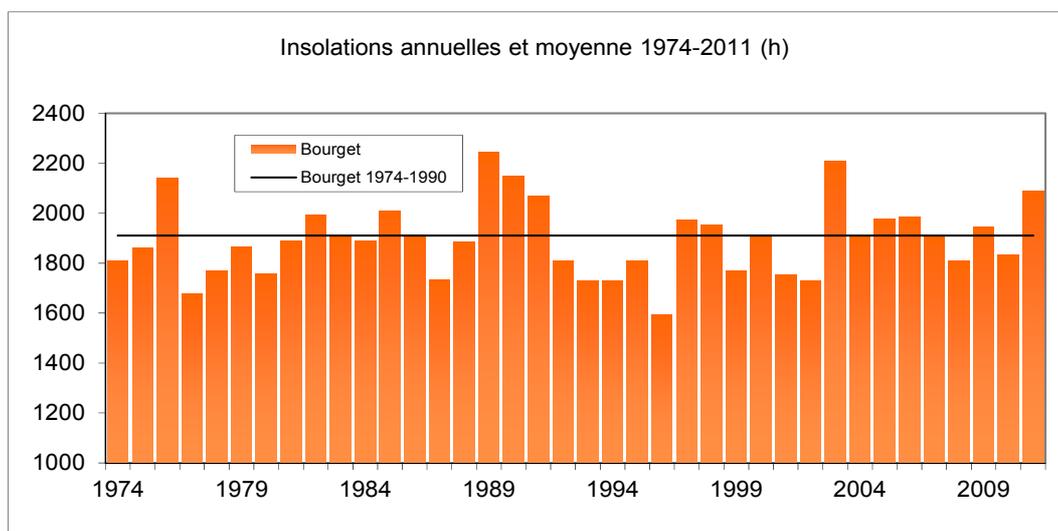


Figure 8 Evolution de la durée d'insolation annuelle sur la période 1974 – 2010 et comparaison avec la moyenne historique (heure)

III.2. Variations saisonnières

Logiquement en relation avec la pluviométrie, les mois de juin, juillet et décembre affichent un déficit d'ensoleillement (respectivement de -19, -25 et -16%). Le reste de l'année présente des excédents qui s'élèvent jusqu'à +51% en avril par rapport aux valeurs moyennes. En particulier le début de l'année de janvier à mai où l'insolation, toujours excédentaire, a augmenté progressivement de 15 à 51 % et a probablement favorisé le développement du phytoplancton dès le mois de mars.

Tableau VI Durée d'insolation mensuelle (h), année 2011 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 1990

| | Janv. | Févr. | Mars | Avril | Mai | Juin | Juillet | Août | Sept | Oct. | Nov. | Dec. |
|------------|-------|-------|------|-------|------|-------|---------|------|------|------|------|-------|
| 2011 | 91 | 112 | 167 | 255 | 274 | 197 | 213 | 263 | 207 | 141 | 111 | 58 |
| 1974-1990 | 79 | 92 | 132 | 169 | 191 | 243 | 283 | 248 | 193 | 126 | 87 | 69 |
| Δ % | 15,6 | 22,1 | 26,1 | 51,2 | 43,7 | -18,8 | -24,8 | 6,0 | 7,1 | 12,1 | 28,1 | -15,6 |

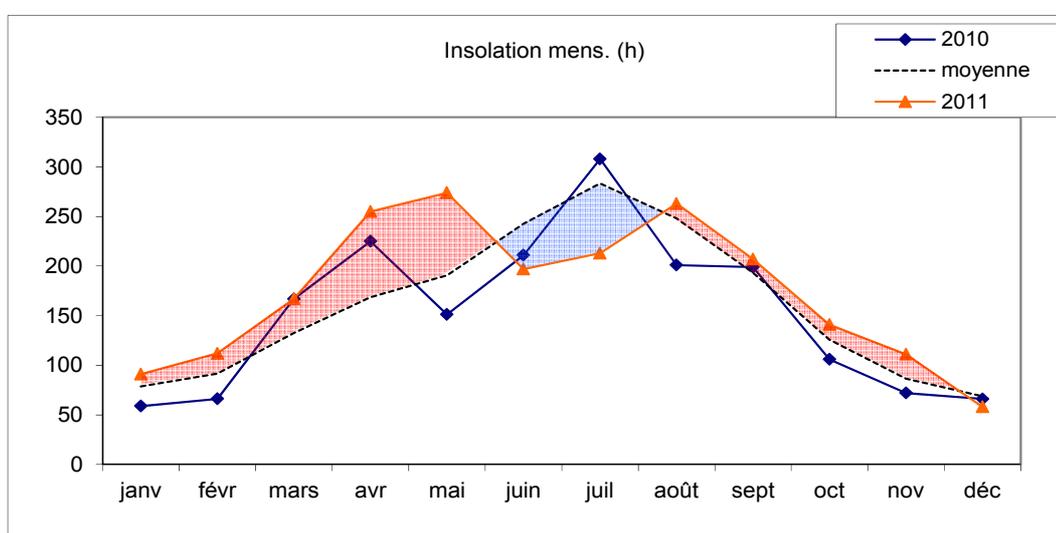


Figure 9 Comparaison des durées d'insolation mensuelle (h), année 2010 et 2011 avec la moyenne 1974 – 1990

En résumé :

La tendance depuis le début des années 1990 est à la fois à une augmentation des températures moyennes annuelles (+ de 1°C en trente ans) et à une diminution de la pluviométrie.

Si des années exceptionnellement peu arrosées ont déjà été observées dans le passé, on constate cependant que celles-ci sont plus fréquentes au cours de la dernière décennie (2003, 2004, 2005, 2006, 2009 avec un déficit de l'ordre de 20%). Depuis 2003, les déficits hydriques cumulés s'accroissent et c'est encore le cas cette année avec près de 2400 mm soit plus d'un an et demi de pluviométrie moyenne en moins. Les conséquences sur les apports externes et le temps de séjour des eaux dans le lac seront explicitées plus loin.

L'année 2011 reste globalement encore chaude par rapport aux moyennes de 1974 à 1990 et se caractérise au final par :

- Un début d'année (de janvier à mai) plus chaud, plus sec et plus ensoleillé ;
- Une période de juin à juillet plus fraîche (-1,7°C), humide (+100%) et relativement peu ensoleillée (jusqu'à -25%) ;

- Une période de septembre à novembre assez chaude (de +7 à +33 %), sèche (-13 à -82%) et ensoleillée ;
- Un mois de décembre chaud (+59 %) et humide (+89 %).

Les évènements ponctuels marquants ont été :

- Une pluie le 17 juillet de 60 mm en 24 heures ;
- Un coup de vent le 16 décembre avec des rafales à plus de 150 km/h et une période de pluie de 72,7 mm pendant les jours précédents.

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 dit « allégé » sur le lac du Bourget. Au terme de 25 ans de suivi, l'état du lac ne cesse de s'améliorer :

- la teneur en phosphates a été divisée par 8 pour atteindre $15 \mu\text{g.L}^{-1}$;
- la teneur en nitrates a diminué de 35 %, passant de 0,82 à $0,52 \text{ mg.L}^{-1}$;
- la transparence estivale est passée de 2,8 à 7,3 m.

Depuis 2002 - année de signature du contrat de bassin versant du lac du Bourget – de nouvelles actions de dépollution ont été et sont 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 quatre 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.

Ce chapitre présente les résultats de ce suivi pour l'année 2011. Pour rappel les stations de mesures sont 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:

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

Le seuil de *détection* du phosphore total était de $0,02 \text{ mg.L}^{-1}$ 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 en 2010.

II. Synthèse et conclusion pour l'année 2011

II.1. Les températures et la pluviométrie

| | | Moyenne 1974 - 2011 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|--|----|---------------------|-------|------|------|------|------|------|-------|------|-------|
| Moyenne annuelle | °C | 11,3 | 12,5 | 11,8 | 11,3 | 12,3 | 12 | 11,7 | 12,36 | 9,65 | 12,42 |
| Ecart / moyenne interannuelle calculée depuis 1974 | % | | +11,6 | +4,4 | +0,2 | +9,3 | +6,5 | +3,4 | +9,4 | -1,4 | +1,12 |

| | | Moyenne 1974 - 2011 | 2003 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|--|----|---------------------|------|-------|------|-------|-------|-------|------|-------|-------|
| Cumul annuel | mm | 1 239 | 889 | 1 027 | 888 | 1 004 | 1 238 | 1 214 | 929 | 1 031 | 1 079 |
| Ecart / moyenne interannuelle calculée depuis 1974 | % | | -31 | -20 | -30 | -20 | -2 | -3,5 | -26 | -17 | -13 |

Avec une moyenne annuelle de 12,42°C, l'année 2011 a été l'année la plus chaude après 2003, caractérisée par un printemps et un début d'automne chaud et sec et des mois de juillet et décembre très humides. Avec 1 079 mm de pluie à Voglans et un déficit pluviométrique de 13%, 2011 constitue encore une année sèche, avec toutefois une forte hétérogénéité dans la saisonnalité des précipitations avec des excédents de 100% en juillet et décembre et des déficits de 83% en novembre, 78% en février et 76% en avril.

II.2. L'Hydrologie

II.2.1. Evolution des caractéristiques hydrologiques annuelles de la Leysse

| | | Q _{MNA5} | Module | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|----------------------------------|-------------------|-------------------|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Moyenne annuelle | m ³ /s | 0,5 | 6,3 | 4,5 | 4,3 | 4,4 | 7,4 | 6 | 3,5 | 5,25 | 3,78 |
| Q < module de l'année | jours | | | 300 | 292 | 296 | 230 | 244 | 307 | 287 | 311 |
| Q < Q _{MNA5} de l'année | jours | | | 33 | 22 | 4 | 0 | 0 | 51 | 15 | 0 |

L'année 2011 a été marquée par un débit moyen 40% inférieur au module interannuel. Le débit moyen de l'année 2011 a été le second plus faible après 2009 depuis 2004. Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 311 jours mais jamais inférieurs au Q_{mna5}. Les étiages ont donc été longs (les plus longs du suivi) mais avec une intensité plus faible que les années sèches précédentes (aucun débit enregistré n'a été inférieur au Q_{mna5}).

II.2.2. Evolution des caractéristiques hydrologiques annuelles du Sierroz

| | | Q _{MNA5} | Module | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|----------------------------------|-------------------|-------------------|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Moyenne annuelle | m ³ /s | 0,2 | 2,4 | 1,5 | 1,3 | 1,7 | 2,2 | 2,4 | 1,5 | 1,94 | 1,27 |
| Q < module de l'année | jours | | | 310 | 314 | 292 | 266 | 241 | 301 | 275 | 319 |
| Q < Q _{MNA5} de l'année | jours | | | 40 | 44 | 9 | 0 | 0 | 82 | 15 | 1,5 |

Le débit moyen annuel a été de 47% inférieur au module. Il a été le plus bas du suivi. Les débits instantanés ont été inférieurs au module durant 319 jours et inférieurs au Q_{MNA5} durant 1,5 jours. On retrouve sur le Sierroz des étiages long mais d'intensité plus faibles que lors des années sèches précédentes.

II.3. Qualité de l'eau et conformité vis-à-vis de la Directive cadre sur l'eau (DCE)

Les objectifs physico-chimiques de la DCE ne s'appliquent que pour le régime établi, c'est-à-dire lorsque le cours d'eau n'est plus sous l'influence d'une crue et que son débit est stable :

- la Leyse a été en bon état pour les paramètres généraux soutenant la biologie durant 98% des 221 jours de régime établi ;
- le Sierroz a été en bon état pour les paramètres généraux soutenant la biologie durant les 201 jours de son régime établi.

Les 2% de temps durant lesquels la Leyse n'est pas en bon état ont été liés à un fonctionnement des déversoirs d'orage de CMCA suite à une pluie n'affectant pas les débits pourtant faibles de la Leyse.

II.4. Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume

| | | Leyse (296 Km ²) | | | | | | | | Sierroz (133 Km ²) | | | | | | | |
|--------------------|-------------------|------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|--------|-------|--------------------------------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|-------|
| | | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2010 |
| Débit moyen | m ³ /s | 4.51 | 4.26 | 4.43 | 7.34 | 5.98 | 3.53 | 5.25 | 3.78 | 1.51 | 1.34 | 1.68 | 2.22 | 2.37 | 1.53 | 1.94 | 1.27 |
| Ptot | mg/l | 0.2 | 0.1 | 0.09 | 0.08 | 0.029 | 0.06 | 0.066 | 0.12 | 0.27 | 0.17 | 0.14 | 0.1 | 0.11 | 0.09 | 0.123 | 0.23 |
| PO ₄ | mg/l(P) | 0.025 | 0.028 | 0.015 | 0.014 | 0.01 | 0.009 | 0.006 | 0.007 | 0.03 | 0.028 | 0.029 | 0.02 | 0.015 | 0.017 | 0.016 | 0.016 |
| NO ₃ | mg/l(N) | 1.47 | 1.24 | 1.15 | 1.01 | 0.93 | 1.12 | 1.128 | 0.95 | 2.46 | 2.07 | 2.15 | 1.85 | 1.49 | 1.88 | 2 | 1.67 |
| NKT | mg/l | 1.12 | 0.55 | 0.81 | 0.79 | 0.68 | 0.74 | 0.564 | 1.1 | 1.37 | 0.86 | 1.08 | 0.92 | 1.28 | 0.8 | 0.82 | 1.23 |
| NH ₄ | mg/l(N) | 0.025 | 0.03 | 0.08 | 0.03 | 0.027 | 0.043 | 0.043 | 0.08 | 0.05 | 0.038 | 0.027 | 0.023 | 0.027 | 0.043 | 0.058 | 0.095 |
| COD | mg/l | 1.85 | 1.67 | 1.81 | 1.82 | 1.78 | 1.77 | 2.03 | 2 | 2.25 | 2.14 | 2.09 | 2.06 | 2.09 | 1.96 | 2.22 | 2.33 |
| COT | mg/l | 2.77 | 2.65 | 2.7 | 2.43 | 2.23 | 2.43 | 2.19 | 2.7 | 3.21 | 3.31 | 3.2 | 2.67 | 3 | 2.63 | 2.44 | 3.19 |
| MES | mg/l | 558 | 127 | 175 | 373 | 253 | 209 | 204.98 | 302 | 384 | 115 | 218 | 192 | 986 | 148 | 158 | 218 |

suivantes :

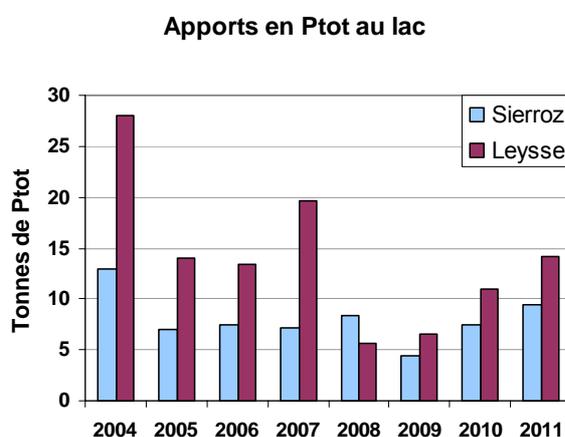
- pour tous les paramètres suivis sauf les MES, le Sierroz a présenté des valeurs plus élevées que la Leyse ;
- parmi les substances mesurées seules les nitrates ont été en baisse dans les deux cours d'eau par rapport à 2010 ;
- les concentrations en Ptot mesurées tant dans la Leyse que dans le Sierroz ont été les plus élevées depuis 2004-2005 ;
- les concentrations en PO₄ sont restées dans les valeurs basses du suivi ;
- les concentrations en NKT et Ptot de la Leyse ont été en forte augmentation, multipliées par 2 par rapport à 2010. La hausse du paramètre NKT s'explique en partie par la hausse de NH₄ dont les apports sont liés aux crues.

II.5. Bilan des apports au lac en nutriments par la Leysse (L), le Sierroz (S) et le déversoir des Biâtres (DO) (tonnes de P et N)

| | 1974 | 1983 | 1995-96 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|-----------------------|-------|------|---------|-----------|-----------|-----------|-------------|-------------|------------|------------|--------------|
| Ptot | 300 | 150 | 94 | 41 + ? | 21 + ? | 21 + 4 | 27 + 5,8 | 14 + 4,2 | 11 +2,7 | 18 +2,4 | 23,6 +2,8 |
| PO ₄ | 140 | | 18 | 5,11 | 3,5 | 3,6 | 4,6 | 3 | 1,82 | 1,89 | 1,5 |
| NO ₃ | 1.500 | 580 | 450 | 327 | 252 | 275 | 367 | 290 | 214 | 309 | 181 |
| NO ₃ + NKT | | | | 552 | 361 | 446 | 617 | 516 | 334 | 454 | 360 |

Les apports de Ptot ont été en hausse par rapport aux 3 années précédentes. Ils se rapprochent des apports mesurés en 2007, année hydrologiquement non déficitaire. Ce résultat vient toutefois confirmer le passage sous le cap des 30 tonnes d'apports externes en Ptot au lac depuis 2008, limite préconisée théoriquement par la communauté scientifique pour permettre la réologotrophisation.

La Figure suivante présente l'évolution des apports en Ptot au lac de la Leysse et du Sierroz.



Les apports de la Leysse ont augmenté de 144% en 2011 par rapport à l'année 2008, marquée par des événements torrentiels sur le bassin versant du Sierroz avait marqué une tendance inverse. Les apports de la Leysse et du Sierroz sont en augmentation entre 2009 et 2011 de 114%. Les apports de la Leysse et du Sierroz atteignent ou dépassent individuellement pour la première fois les valeurs de la période 2004-2007. La hausse globale des apports en phosphore provient à 60% de la Leysse et 40% du Sierroz pour un volume total transité identique à 2009 mais en augmentation pour le Sierroz (22%) et en baisse pour la Leysse (7%).

III. Données hydrologiques

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

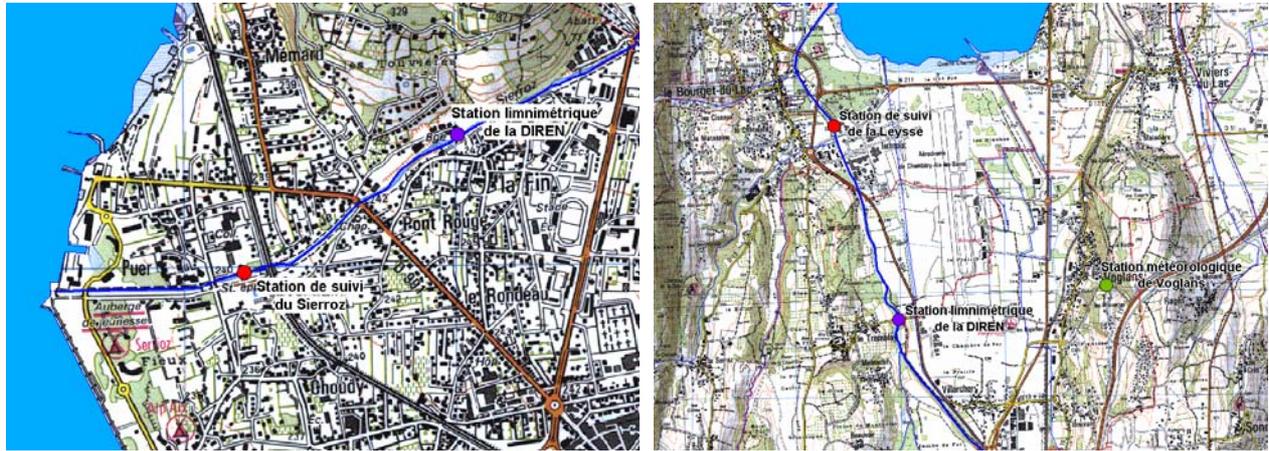


Figure 1 Carte de localisation des stations de mesures hydrologiques

Sur le Sierroz, la station de suivi et la station limnimétrique contrôlent un bassin versant identique (133 Km²) : les débits fournis par la DIREN sont par conséquent exploitables en l'état pour l'estimation des flux.

Sur la Leysse, les stations contrôlent des bassins versant différents : 280 Km² à la station limnimétrique du Tremblay et 296 Km² à la station de suivi. Cette différence de superficie est due au Nant-Varon qui conflue avec la Leysse entre les deux stations. La sous-estimation qui en découle sur le débit à prendre en compte dans le calcul des flux pourrait être estimée à 5,4%, si l'on raisonne sur le rapport des superficies.

Toutefois, en l'absence de données précises sur l'hydrologie du Nant-Varon - notamment en période de crues, le principe retenu est de ne pas appliquer un 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 (source DIREN) rappelle les modules, débits d'étiage et débits biennaux des deux rivières :

| | | Leysse (280 Km ²) | Sierroz (133 Km ²) |
|-------------------|-------------------|----------------------------------|-----------------------------------|
| débit biennal | m ³ /s | 110 | 53 |
| module | m ³ /s | 6,12 | 2,43 |
| Q _{mna5} | m ³ /s | 0,54 | 0,20 |

III.1. Hydrologie de la Leysse en 2011

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi de la DIREN donne un aperçu réel de l'hydrologie de la Leysse durant cette année 2011. Ce graphique appelle plusieurs constats :

- deux crues présentent une intensité de la crue biennale : au mois de juillet avec 105 m³/s et décembre avec 99,7 m³/s ;
- le volume transité en 2011 est de 119 Mm³ pour un débit moyen de 3,78 m³/s (soit 38% inférieur au module). Depuis 2004, le débit moyen 2011 est le second plus faible après 2009 ;
- le débit a été inférieur au module durant 311 jours soit 85% du temps (soit légèrement plus qu'en 2009) mais jamais inférieur au Q_{mna5} (contre 22% en 2009).

- Le débit a été inférieur au débit minimum biologique durant 9 jours en 2011 (avec un maximum de 6 jours fin novembre – début décembre).

Les débits de la Leysse ont été en moyenne faibles mais sans avoir atteint les minimas des années précédentes (51 jours sous le QMNA5 en 2009 et 15 en 2010). Les pluies de juin et juillet ont permis de passer la période d'étiage sans déficit trop important.

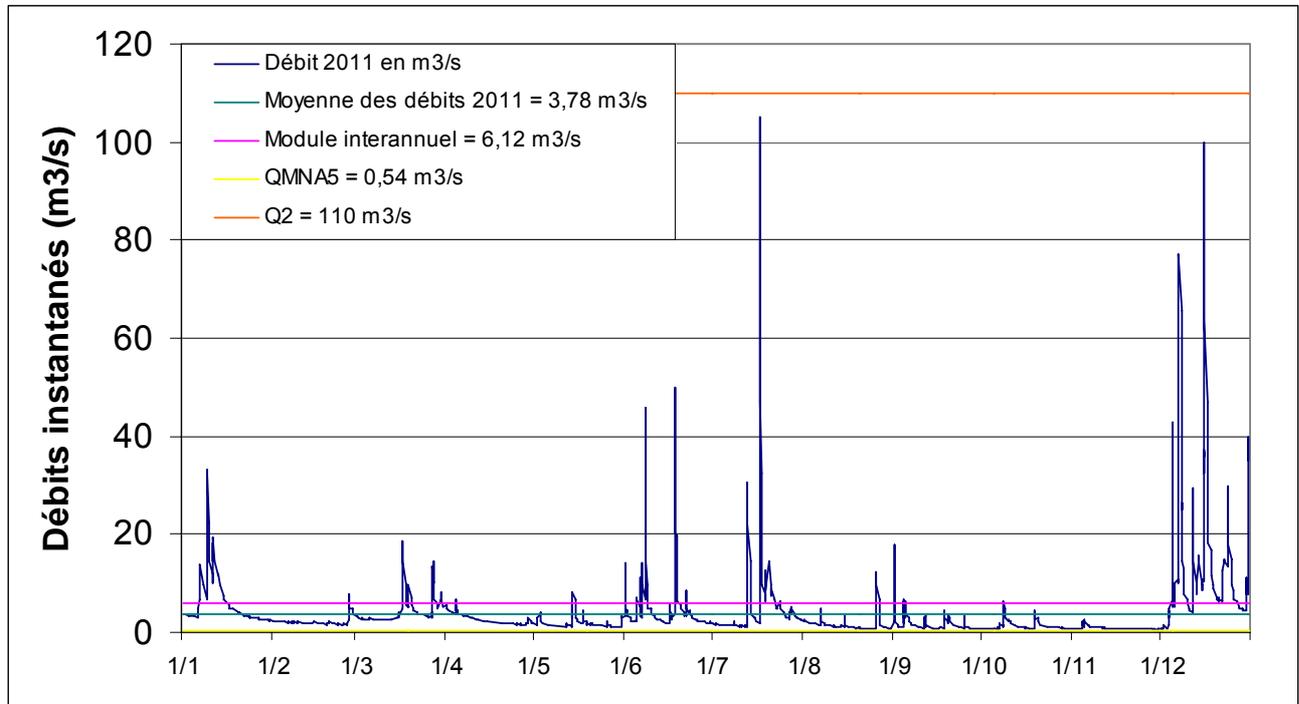


Figure 2 Chronologie des débits sur la Leysse en 2011 (source DIREN)

III.2. Hydrologie du Sierroz en 2011

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2011 :

- deux crues seulement dépassent les 15 m³/s : une en juillet avec 33,2 m³/s et une en décembre supérieure à la crue biennale avec 54,4 m³/s ;
- le volume transité en 2011 a été de 40 Mm³ pour un débit moyen de 1,27 m³/s, soit le plus bas enregistré depuis 2003. Le débit moyen ne représentait que 54% du module interannuel ;
- le débit a été inférieur au module durant 320 jours soit 87% du temps (durée supérieure à 2009) et inférieur au Qmna5 durant seulement 1,5 jours soit moins de 1% du temps (contre 22% en 2009) ;
- Le débit a été inférieur au débit minimum biologique durant 12 jours en 2011 avec un maximum de 2,5 jours consécutifs début octobre.

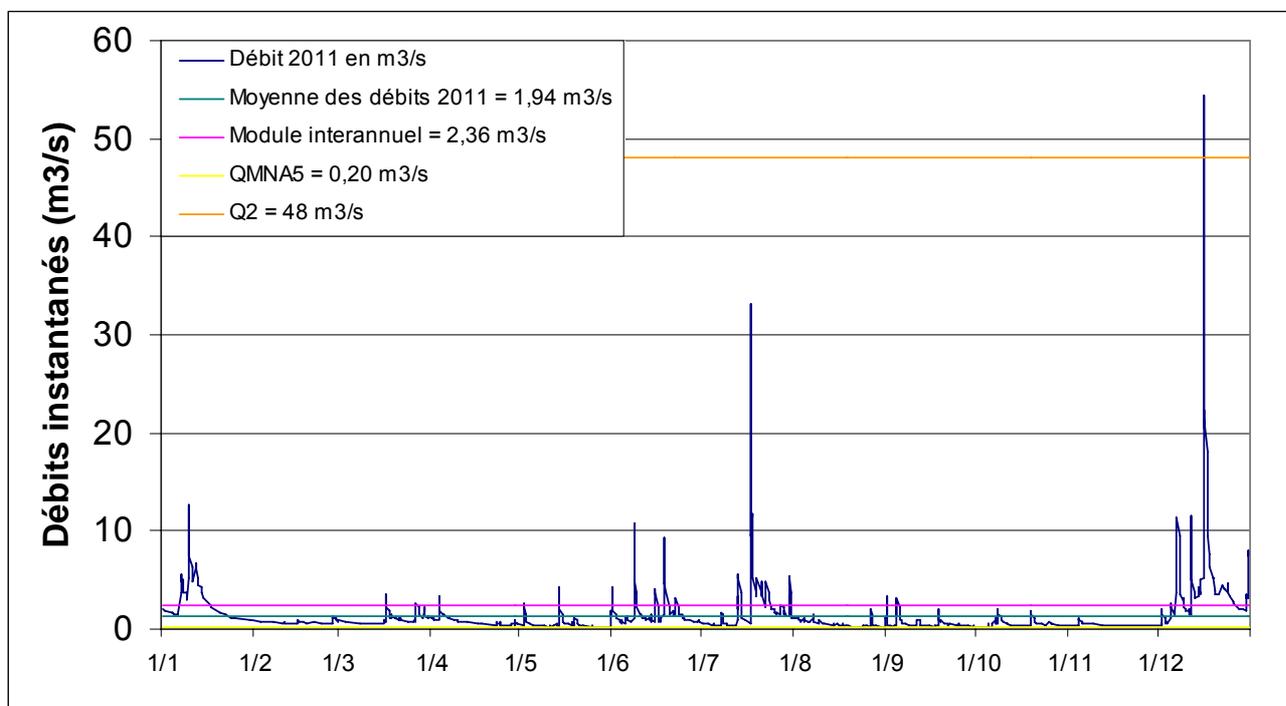
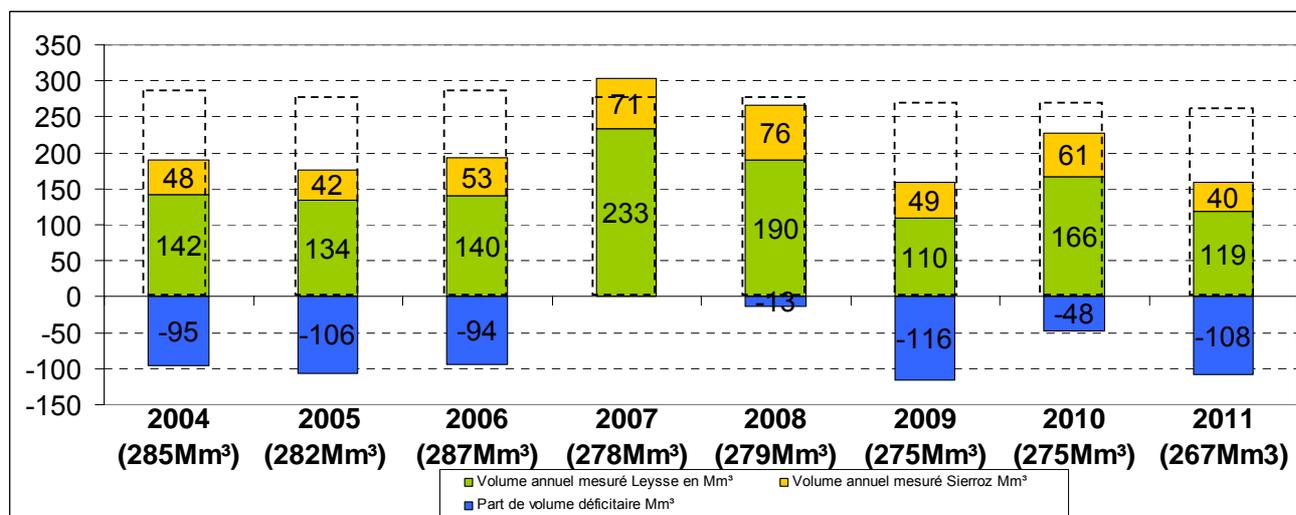


Figure 3 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2011 (source DIREN)

III.3. Bilan hydrologique

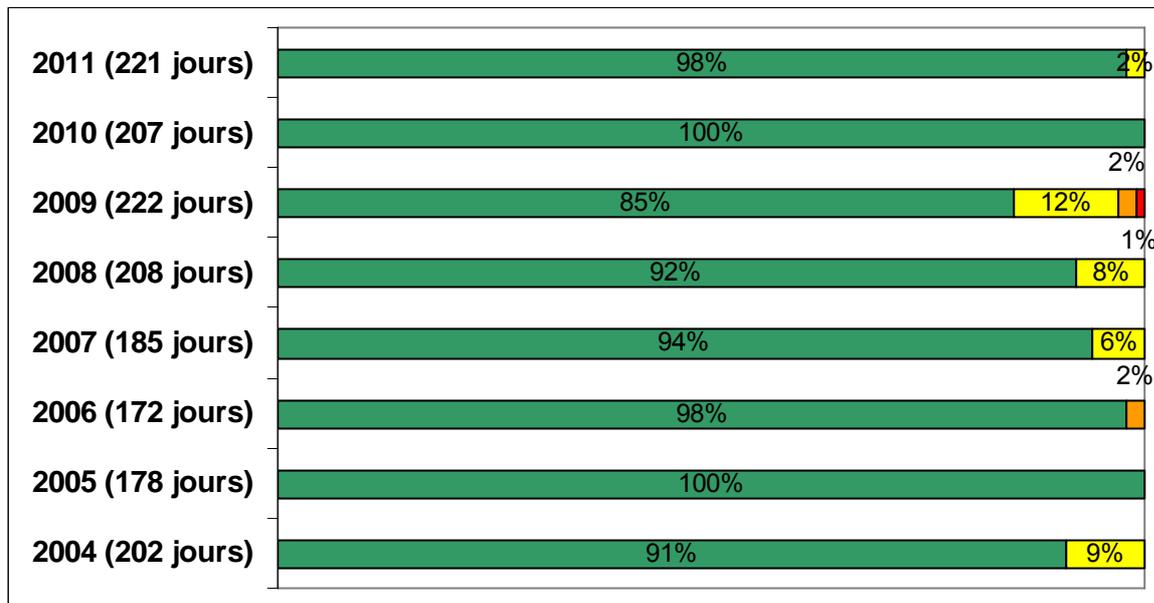


Le volume moyen mesuré sur la Laysse et le Sierroz en 2011, a été à nouveau déficitaire : 159 Mm³ mesurés pour 267 Mm³ théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières). Le bilan négatif de l'année 2011 (-108 Mm³ soit 40%) résulte du déficit couplé de la Laysse et du Sierroz. En effet, la Laysse a apporté 119 Mm³ contre environ 193 Mm³ théoriques soit un déficit de 38%. Le Sierroz avec 40 Mm³ produits contre 74,4 Mm³ théoriques a enregistré un déficit encore plus marqué de 46% environ.

III.4. Conformité vis-à-vis de la DCE et comparaison avec les années précédentes

III.4.1. La Leysse

Les figures suivantes présentent les classes de qualité de l'eau en pourcentage de temps du régime établi.



On notera qu'en 2011 :

- la Leysse, en régime établi, a été en bon état écologique pour les paramètres soutenant la biologie durant 98% du temps ;
- 2% du temps la Leysse a été en jaune, déclassée par l'ammonium. Ce déclasserment correspond au fonctionnement des déversoirs d'orage de CMCA dans un contexte de très faibles débits de la Leysse ;
- l'ammonium est le paramètre limitant pour l'atteinte du très bon état.

III.4.2. Le Sierroz

Les figures suivantes présentent les classes de qualité SEQ en pourcentage de temps du régime établi.



On remarque que :

- le Sierroz, tout au long de la période de régime stabilisé, a été conforme aux objectifs de bon état pour les paramètres soutenant la biologie ;
- L'ammonium et dans une moindre mesure le phosphore total ont été les paramètres limitant de l'atteinte du très bon état.

III.4.3. Le Canal de Savières

Suite à 4 années de suivi ponctuel du Canal de Savières, il s'est avéré que les concentrations mesurées dans l'épilimnion du lac du Bourget étaient très proches de celles mesurées au pont de Portout. Il a donc été décidé en 2010 de ne plus poursuivre ces prélèvements et analyses et de baser l'estimation des « entrées » et « sorties » du lac via le Canal de Savières sur les résultats du suivi annuel du lac. L'interprétation suivante porte donc sur la chronologie des débits horaires mesurés par la CNR au barrage de Savières et sur les analyses réalisées à 2 m de profondeur au point B du lac du Bourget.

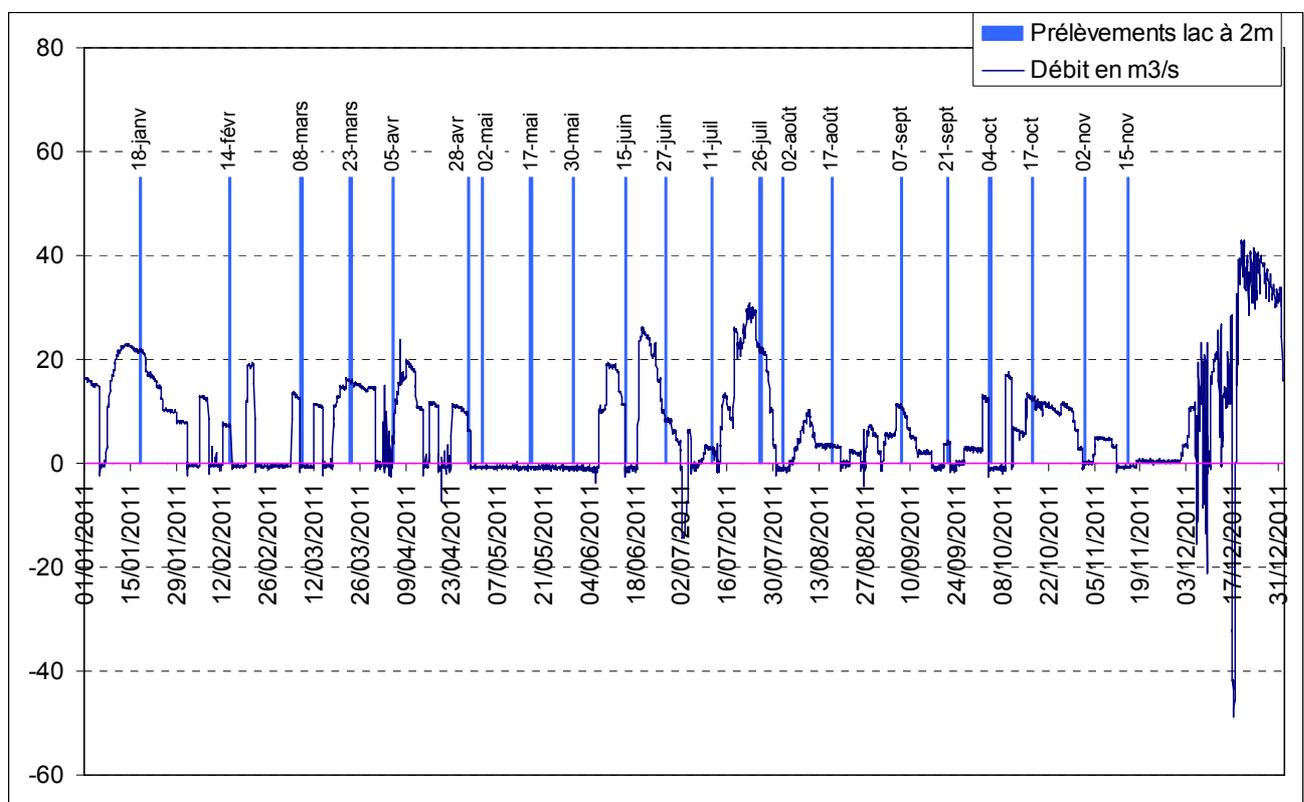


Figure 4 Positionnement des prélèvements ponctuels sur l'hydrogramme du canal de Savières

Chaque prélèvement du suivi scientifique du lac est matérialisé par un trait vertical dont la couleur est représentative de la classe de qualité.

III.5. Ce qu'il faut retenir

Les deux principaux affluents du lac du Bourget ont respecté les objectifs de bon état écologique pour les paramètres soutenant la biologie. Les paramètres qui restent limitant ont été principalement l'ammonium et le phosphore total pour le Sierroz uniquement.

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

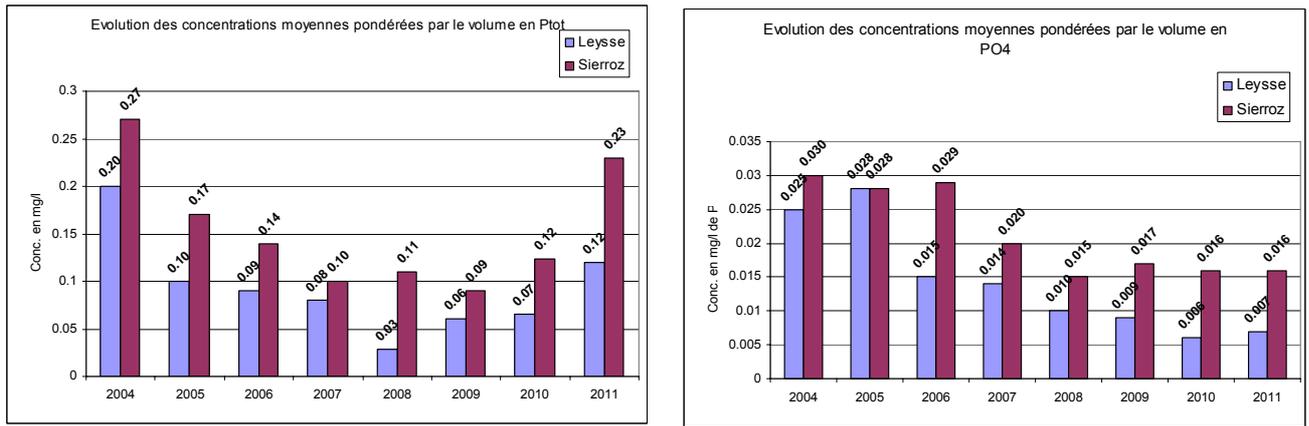


Figure 5 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO₄

De façon générale, les concentrations en éléments phosphorés et particulièrement en PO₄ sont toujours plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse.

En 2011, les concentrations en Ptot ont été en forte hausse sur la Leysse et le Sierroz (respectivement +71% et +92%). Entre 2008 et 2011, les concentrations en Ptot ont été multipliées par 4 dans la Leysse et par 2 dans le Sierroz. Elles restent encore inférieures à 2004 pour la Leysse mais sont quasiment atteintes sur le Sierroz.

L'année 2011 a marqué une légère hausse des concentrations en PO₄ sur la Leysse (+16%). Cette hausse met fin à 6 années de baisse. Les concentrations mesurées dans le Sierroz ont été égales à celles de 2010 et conformes aux résultats obtenus depuis 2008.

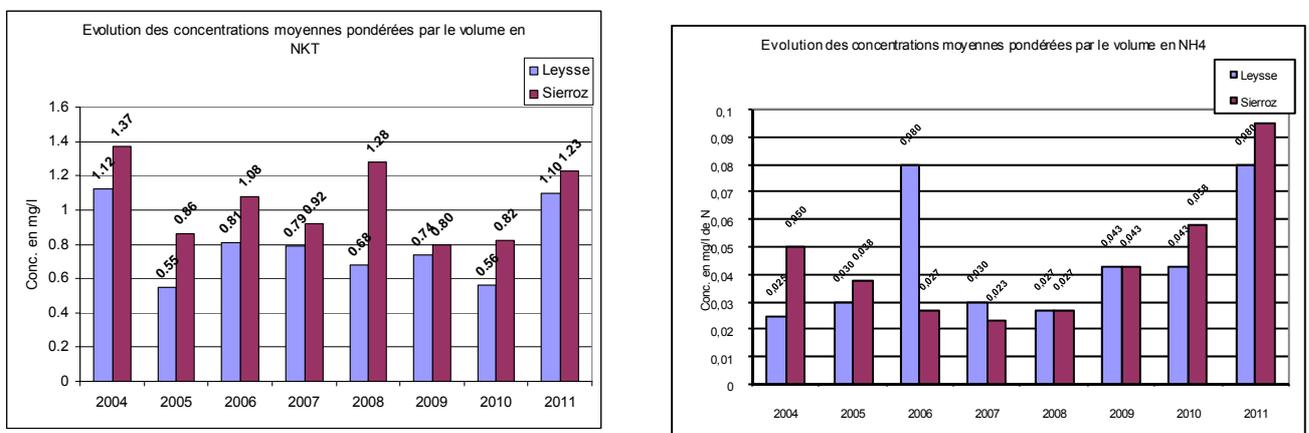


Figure 6 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NKT, NH4 et NO3

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

L'année 2011 a présenté des concentrations moyennes pondérées en nitrates à nouveau en baisse par rapport aux deux dernières années.

Les concentrations en NKT et NH_4 ont été en forte hausse en 2011 (multipliée par 2 dans la Leysse).

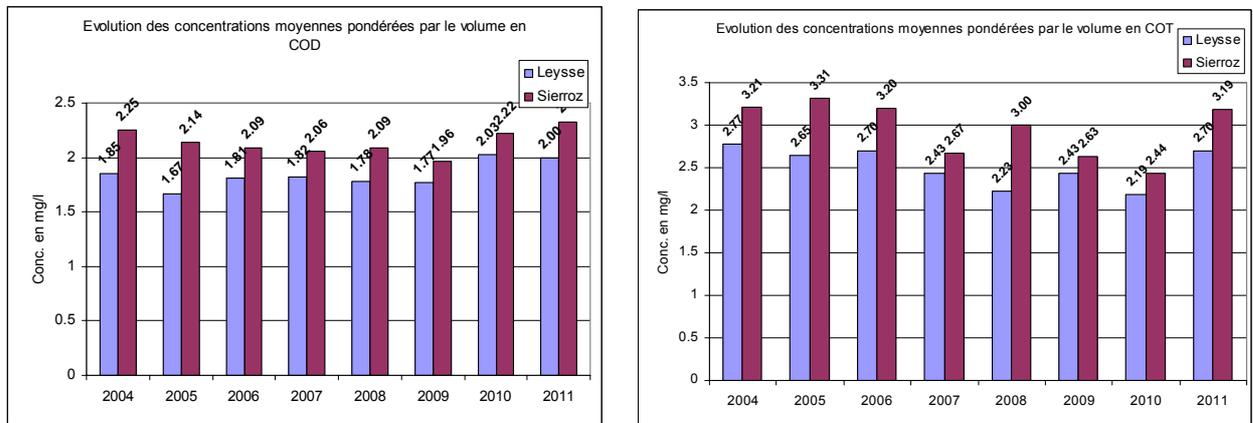


Figure 7 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en COD et COT

Les paramètres carbonés du suivi présentent également des concentrations plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse. Les concentrations en COD ont été équivalentes à celles mesurées en 2010.

Les concentrations en COT ont été équivalentes à celles mesurées sur la période 2004-06 et donc en hausse par rapport à 2007-10.

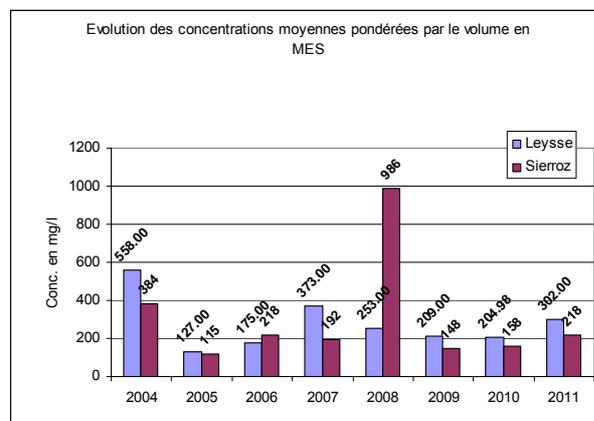


Figure 7 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

L'évolution des concentrations en MES se caractérise par :

- des valeurs très faibles sur les deux affluents en 2005, année la moins pluvieuse du suivi ;
- une année 2006 durant laquelle les concentrations dans le Sierroz ont été plus élevées que dans la Leysse ;
- une année 2008 marquée par une concentration très élevée et en hausse de plus de 400%, dans le Sierroz. La stabilité des concentrations moyennes pondérées du régime établi en 2007 et 2008 (respectivement 17,68 et 17,51 mg.l^{-1}) a mis en évidence le rôle majeur du temps de pluie dans cette forte hausse. Et plus particulièrement les crues du 10 juin et du 13 septembre, qui, à elles seules, ont généré 75% des apports aux lacs par le Sierroz. Le phénomène de crues torrentielles apparus à plusieurs reprises cette année sur la Meunaz, affluents du Sierroz, a été à l'origine de ces apports excédentaires ;

- un retour à des valeurs faibles en 2009,10 et 11, années marquées par des déficits pluviométriques importants.

Pour l'année 2011, le Sierroz a présenté des concentrations toujours plus élevées que la Leysse sauf pour les MES. Les concentrations mesurées en 2011 ont été en hausse pour l'ensemble des paramètres sauf pour NO₃.

IV. 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 (DO des Biâtres et rejets UDEP Aix-les-Bains). Des pannes intervenues sur la station du Sierroz n'ont pas permis d'isoler la crue de juillet 2011. Les bilans sont donc établis sont les apports liés à cet évènement. Une estimation des flux générés par cet évènement a pu être établie et doit être comptabilisé dans les apports totaux.

IV.1 Estimation des flux entrants de l'année 2011

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 I Apports annuels de la Leysse et du Sierroz en 2011

| | Année 2011 | | | | |
|------------------------------------|--------------|----------------------------------|-----|-----------------------------------|-----|
| | TOTAL | Leysse (296 Km ²) | | Sierroz (133 Km ²) | |
| Volume transité (Mm ³) | 159,2 | 119,2 | 75% | 40 | 25% |
| Ortho P (Tonnes de P) | 1,51 | 0,84 | 56% | 0,67 | 44% |
| Ptot (Tonnes) | 23,58 | 14,14 | 60% | 9,44 | 40% |
| NO ₃ (Tonnes de N) | 180,7 | 113,9 | 63% | 66,8 | 37% |
| NH ₄ (Tonnes de N) | 13,65 | 9,85 | 72% | 3,8 | 28% |
| COD (Tonnes) | 337,1 | 243,8 | 72% | 93,3 | 28% |
| COT (Tonnes) | 447,8 | 320,1 | 71% | 127,7 | 29% |
| MES (Tonnes) | 44 842 | 36 090 | 80% | 8 752 | 20% |
| NKT (Tonnes) | 179,2 | 130 | 73% | 49,2 | 27% |

Les apports au lac du Sierroz ont été sous estimés du fait d'une panne de prélèvement lors de la crue biennale de juillet. Cette dernière représente 0,8 tonnes d'apports en phosphore par la Leysse soit 6% des apports totaux. Par comparaison simple, la crue sur le Sierroz aurait généré 0,6 tonnes de phosphore total.

Le tableau suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2011 (en tonnes). A partir de 2006, ont pu être mesurés les apports de la Leysse, du Sierroz + du DO des Biâtres.

Tableau II Chronologie des apports au lac depuis 1974

| | 1974 | 1983 | 1995-96 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|-----------------------|-------|------|---------|-----------|-----------|-----------|-------------|-------------|------------|------------|----------------------------|
| Ptot | 300 | 150 | 94 | 41 + ? | 21 + ? | 21 + 4 | 27 + 5,8 | 14 + 4,2 | 11 +2,7 | 18 +2,4 | 23,6 +2,8 |
| PO ₄ | 140 | | 18 | 5,11 | 3,5 | 3,6 | 4,6 | 3 | 1,82 | 1,89 | 1,5 |
| NO ₃ | 1.500 | 580 | 450 | 327 | 252 | 275 | 367 | 290 | 214 | 309 | 181 |
| NO ₃ + NKT | | | | 552 | 361 | 446 | 617 | 516 | 334 | 454 | 360 |

Les apports en Ptot de la Leysse et du Sierroz mesurés en 2011 (23,6 T) sont en forte hausse, +31% par rapport à 2010 et multipliés par 2 par rapport à 2009. 2011 était pourtant une année pluviométrique déficitaire équivalente à 2010.

Les apports en PO₄ sont en légère hausse mais restent inférieurs aux années 2004-08. Les flux de PO₄ générés par le Sierroz sont, pour la première année, plus importants que ceux de la Leysse. La répartition des apports entre Leysse et Sierroz reste très proche de celle observée en 2009. Les apports de 2009 restent les plus faibles enregistrés.

Le tableau suivant détaille les écarts entre les apports 2009 et 2010.

Tableau III Ecart des apports de la Leysse et du Sierroz en 2010 et 2011

| | Leysse | | | Sierroz | | |
|------------------------------------|--------------|--------------|-------------|-------------|--------------|-------------|
| | 2011 | 2010 | Ecart en % | 2011 | 2010 | Ecart en % |
| Volume transité (Mm ³) | 119,2 | 166,2 | -28% | 40 | 60,5 | -34% |
| Ortho P (Tonnes de P) | 0,84 | 0,92 | -9% | 0,67 | 0,97 | -31% |
| Ptot (Tonnes) | 14,14 | 10,95 | +29% | 9,44 | 7,43 | +27% |
| NO ₃ (Tonnes de N) | 113,9 | 187,5 | -39% | 66,8 | 121,9 | -45% |
| NH ₄ (Tonnes de N) | 9,85 | 7,1 | +39% | 3,8 | 6,1 | -38% |
| COD (Tonnes) | 243,8 | 337 | -28% | 93,3 | 134,5 | -31% |
| COT (Tonnes) | 320,1 | 364 | -12% | 127,7 | 147,8 | -14% |
| MES (Tonnes) | 36 090 | 34.068 | +6% | 8 752 | 9.592 | -9% |
| NKT (Tonnes) | 130 | 95,8 | +36% | 49,2 | 49,7 | -1% |

Alors que les volumes transités sont en baisse, les apports en Ptot sont en hausse de presque 30% sur la Leysse et le Sierroz.

Les apports en NO₃ sont en baisse. Cette dernière est de 10 points plus élevées que celle du volume pour les deux cours d'eau. Les apports en nitrates restent corrélés au volume transité.

Les flux de PO₄ sont en baisse mais d'une amplitude plus forte pour le Sierroz.

Sans l'échantillon pollué du mois de juin 2010 à l'origine des forts apports annuels en NH₄ du Sierroz, ceux-ci auraient été de 3,5 T soit légèrement inférieur à ceux de 2011. Les apports de la Leysse subissent une forte hausse de +39%.

L'augmentation des apports d'ammonium de la Leysse se répercute sur le paramètre NKT lui-même en hausse de +36%.

Les paramètres dissous, à l'exception de l'ammonium, subissent une baisse plus importante que les paramètres particuliers.

Les MES sont en hausse sur la Leysse et en baisse sur le Sierroz. Cette différence peut s'expliquer par la crue non comptabilisée sur le Sierroz très génératrice de MES.

A ces apports doivent être ajoutés les apports du Rhône par le canal de Savières, lorsque le courant s'inverse, ce qui s'est produit durant 116 jours en 2011 (contre 100 en 2009 et 62 en 2010). Cette situation peut avoir deux origines : l'expansion d'une crue du Rhône ou le maintien à l'étiage des niveaux du lac.

Tableau IV Apports au lac du canal de Savières

| | Rhône > Lac | | TOTAL LAC |
|------------------------------------|-------------|------|---------------|
| Volume transité (Mm ³) | 13,3 | 7,7% | 172,5 |
| Ortho P (Tonnes de P) | 0,055 | 3,5% | 1,56 |
| Ptot | 0,14 | 0,6% | 23,72 |
| NO ₃ (Tonnes de N) | 2,44 | 1,3% | 183,14 |
| NH ₄ (Tonnes de N) | | | |
| COD | | | |
| COT | 30,5 | 6,4% | 478,3 |
| MES | | | |
| NKT | | | |

Le calcul des flux transitant par le canal de Savières est fondé sur les prélèvements effectués dans le cadre du suivi allégé du lac à 2 m de profondeur. Cette année le canal de Savières a fonctionné durant près de 4 mois dans le sens Rhône vers lac. Cette durée est en hausse par rapport à 2010 mais équivalente à 2009 (étiage plus long et deux épisodes de crues biennales sur le Rhône). Les apports en forte hausse (fois 2 ou 3) restent toutefois faibles comparativement à ceux des principaux affluents (entre 0,6 et 7,7 % des apports de la Leysse et du Sierroz).

En 2011, le volume transité par le Tillet s'élevait à 9,68 Mm³ (contre 8,9 Mm³ en 2009 et plus de 13 en 2010) soit, comme les années précédentes, environ 5% du volume total transité au lac. De plus, les campagnes d'analyses réalisées dans le cadre des suivis RCO permettent d'appréhender les valeurs min et max des concentrations de Ptot. Sur la période 2010-2011, les teneurs sur le Tillet aval varient de 0,03 à 0,16 mg/L. En appliquant ces valeurs sur l'année 2011, on estime des apports en Ptot variant de 0,29 T à 1,54 T soit 1,2 à 6,5% des apports de la Leysse et du Sierroz. Cela donne un ordre de grandeur satisfaisant des apports du Tillet.

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 (2,85 T de Ptot) et d'eaux usées durant la période de fermeture de la galerie (0,26 T entre le 11 et le 17 mars).

Le tableau suivant présente le bilan des apports connus au lac

Tableau V Synthèse des apports connus au lac

| | 2011 | | | | | | | | | | |
|--|--------------|---------------------------------|---------------|-----------------------------------|---------------|-------------|--------------|-------------|--------------|--------------------|--------------|
| | TOTAL | Leyse (296 Km ²) | | Sierroz (133 Km ²) | | DO Aix | | Savières | | Coupure galerie | |
| Volume transité (Mm ³) | 173,2 | 119,2 | 69% | 40 | 23% | 0,48 | 0,2% | 13,3 | 7,7% | 0,2 | 0,1% |
| Ortho P (Tonnes de P) | 1,56 | 0,84 | 54% | 0,67 | 43% | | | 0,055 | 3% | | |
| Ptot (Tonnes) | 26,83 | 14,14 | 52,5% | 9,44 | 35% | 2,85 | 11% | 0,14 | 0,5% | 0,26 | 1% |
| NO ₃ (Tonnes de N) | 183,2 | 113,9 | 62% | 66,8 | 36,5% | | | 2,44 | 1,37% | 0,05 | 0,03% |
| NH ₄ (Tonnes de N) | 35,9 | 9,85 | 27,5% | 3,8 | 10,6% | 15,51 | 43,2% | | | 6,7 | 18,7% |
| COD (Tonnes) | 337 | 243,8 | 72% | 93,3 | 28% | | | | | | |
| COT (Tonnes) | 478,3 | 320,1 | 67% | 127,7 | 37% | | | 30,5 | 6% | | |
| MES (Tonnes) | 44 962 | 36 090 | 80,27% | 8 752 | 19,47% | 109,4 | 0,24% | | | 10,3 | 0,02% |
| NKT (Tonnes) | 212 | 130 | 61,3% | 49,2 | 23,2% | 24,18 | 11,4% | | | 8,7 | 4,1% |

Ce tableau de synthèse amène plusieurs remarques :

- L'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot au lac est atteint même en tenant compte de l'estimation faite sur le Tillet.
- Les apports en Ptot sont en forte hausse par rapport à 2009. Cette hausse n'est pas proportionnelle à celle du volume. Ce déséquilibre est beaucoup plus marqué sur le Sierroz que le volume est plus nettement en baisse.
- Le déversoir des Biâtres représente 2,85 T soit 11 % des apports en Ptot (% identique à celui de 2010) et 11% des apports en NKT pour 0,2% du volume total. Une analyse en temps de pluie, réalisée en mars 2010 sur le déversoir des Biâtres montre que cette estimation est sous estimée. En effet, pour le même évènement la concentration en Ptot utilisée pour l'estimation était de 4,62 mg.l⁻¹ alors que la concentration mesurée a été de 9,61 mg.l⁻¹.

IV.2. Estimation des flux sortants

Le canal de Savières a fonctionné dans le sens exutoire du lac durant 249 jours en 2011. Le tableau suivant présente les résultats du suivi des flux sortants

Tableau VI Flux sortants par le canal de Savières

| | SAVIERES 2011 | |
|------------------------------------|------------------------------|----------------------------------|
| | Flux annuels sortants du lac | % par rapport aux apports totaux |
| Volume transité (Mm ³) | 245,9 | 142 % |
| Ortho P (Tonnes de P) | 1,1 | 70,5 % |
| Ptot (Tonnes) | 2,7 | 10 % |
| NO ₃ (Tonnes de N) | 56,1 | 30,6 % |
| NH ₄ (Tonnes de N) | 2,77 | 7,7 % |
| COD (Tonnes) | | |
| COT (Tonnes) | 551,4 | 115 % |
| MES (Tonnes) | | |
| NKT (Tonnes) | | |

Globalement les flux sortants du lac sont très variables selon les paramètres. Ils représentent de 142% du volume total rejeté au lac à 10% pour le Ptot. On peut remarquer que les flux de Ptot rejetés par le déversoir des Biâtres sont égaux aux flux sortant par le canal de Savières.

Bilan des nutriments dans le lac pour l'année 2011

Le suivi réalisé au cours de l'année 2011 permet d'approcher un bilan des nutriments dans le lac. En effet, les flux des principaux affluents ainsi que les flux à l'exutoire ont été mesurés. 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 nutriments 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.

Le tableau suivant présente le bilan entrée / sortie des nutriments dans le lac pour l'année 2011

Tableau VII Bilan des nutriments dans le lac

| | LAC 2011 | | |
|------------------------------------|--------------|------------|--------------|
| | Entrée | Sortie | Bilan |
| Volume transité (Mm ³) | 173,2 | 245,9 | -72,7 |
| Ortho P (Tonnes de P) | 1,56 | 1,1 | 0,46 |
| Ptot (Tonnes) | 26,83 | 2,7 | 24,13 |
| NO ₃ (Tonnes de N) | 183,2 | 56,1 | 127,1 |
| NH ₄ (Tonnes de N) | 35,9 | 2,77 | 33,13 |
| COD (Tonnes) | 337 | | |
| COT (Tonnes) | 478,3 | 551,4 | -73,1 |
| MES (Tonnes) | 44 962 | | |
| NKT (Tonnes) | 212 | | |

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 (173 entrant contre 245 sortant). Il existe plusieurs raisons à cela :

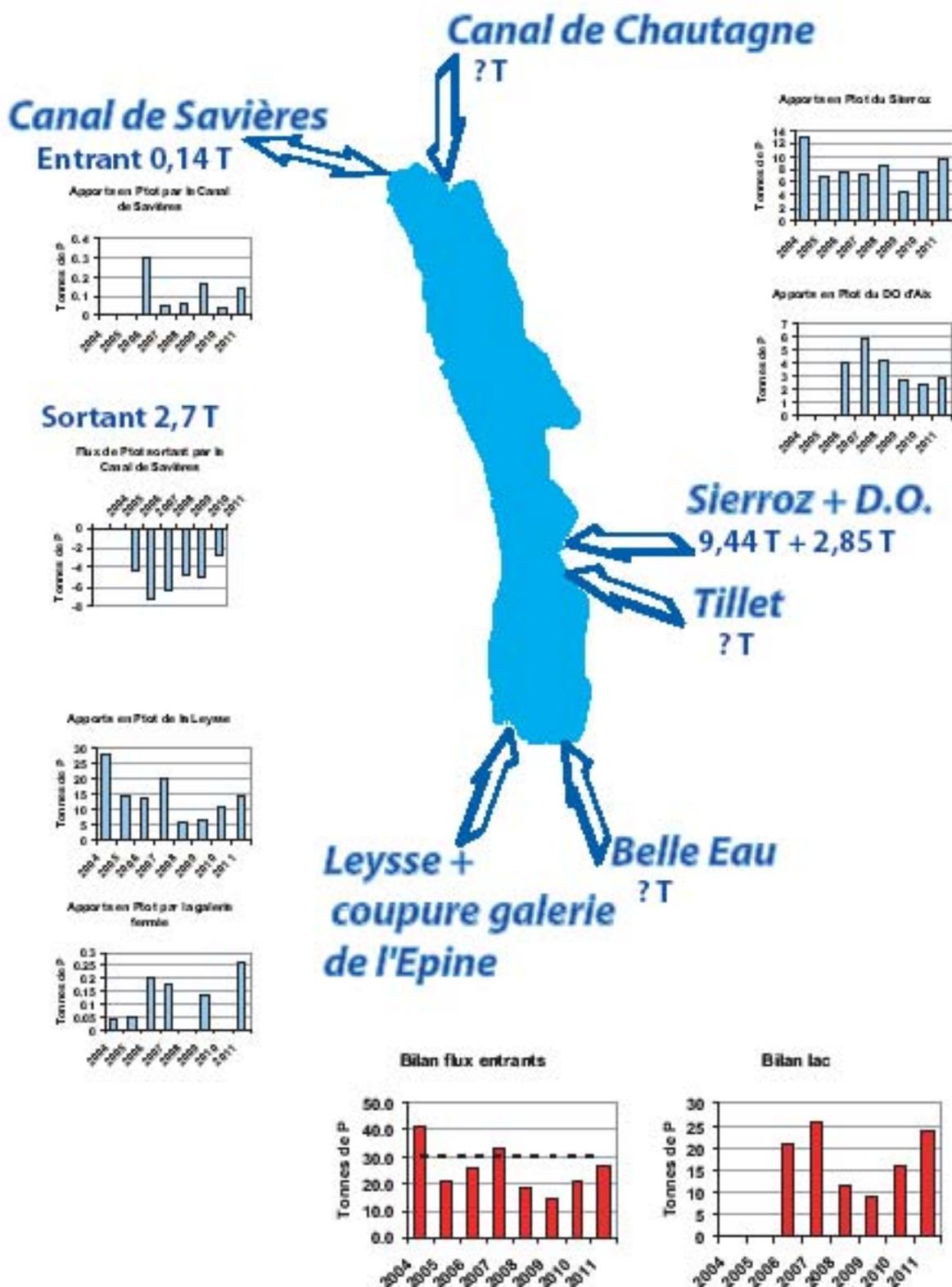
- le volume d'eau entrant est sous estimé, des affluents certes minoritaires ne sont pas suivis ;
- Le lac perd par évaporation 28 Mm³ par an ;
- le lac est régulé, le volume d'eau qui passe par le canal de Savières sert à maintenir les niveaux du lac fixes selon les saisons.

La part des flux sortants est plus importante pour les formes dissoutes que pour les formes particulières. Ce constat s'explique par le faible taux de sortie en MES et le volume important véhiculé du lac vers le Rhône. En effet, les MES apportées au lac précipitent au fond et ne sont donc pas transportées à l'exutoire. Les nutriments particuliers associés aux MES sont donc soit précipités au fond avec les MES soit désorbés sous forme dissoute dans la colonne d'eau et/ou utilisés par les organismes primaires.

Par contre, il est entré dans le lac plus de nitrates qu'il en est ressorti. Les NO₃ sont fortement biodisponibles et sont de ce fait consommé *in situ*.

Les paramètres Ptot et NO₃ ont un solde positif. Une partie importante des matières azotées et 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 2011, on peut résumer le bilan du lac ainsi :



ETUDES PORTANT SUR LA PHYSICO-CHEMIE 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 2011 et évolution saisonnière

Les graphiques ci-dessous représentent les évolutions saisonnières des principaux paramètres (température, oxygène, azote nitrique, phosphate, silice, carbone organique total). 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 (a), 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 et des sédiments (b).
- la mise en évidence de la production de carbone organique dans les couches supérieures (a).

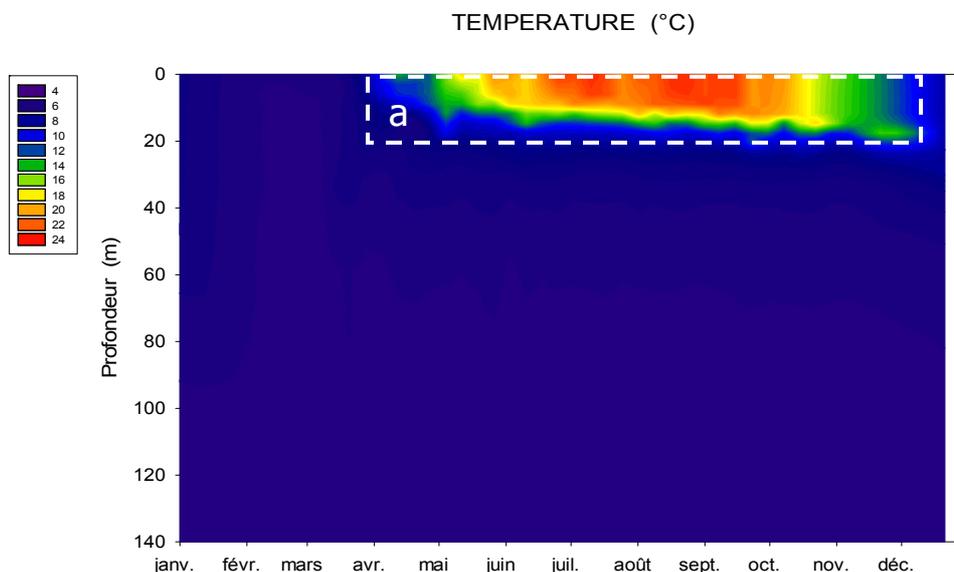


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget – Point B, année 2011

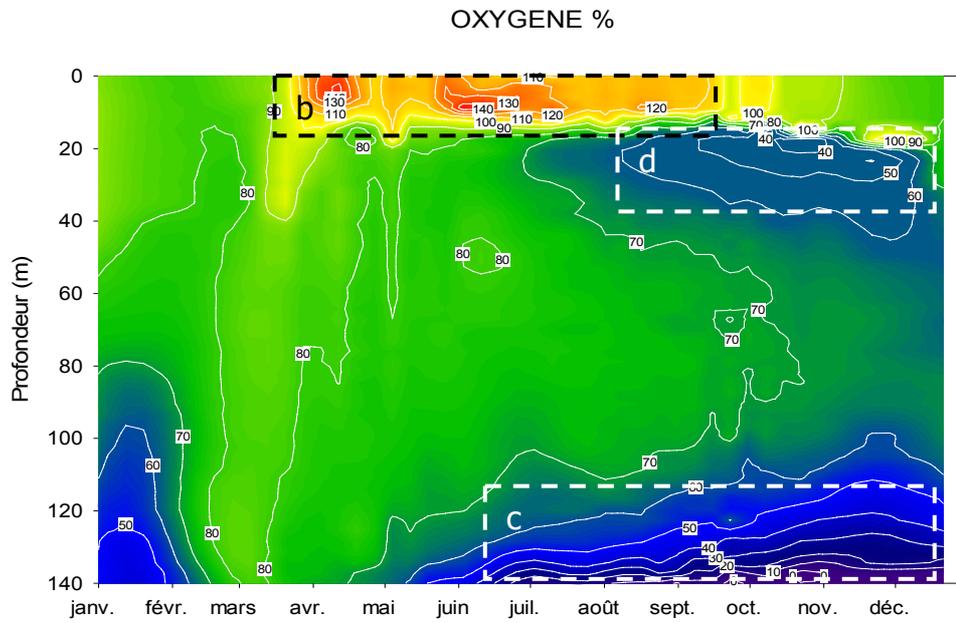


Figure 2 Evolution des concentrations en oxygène dissous (%) du lac du Bourget – Point B, année 2011

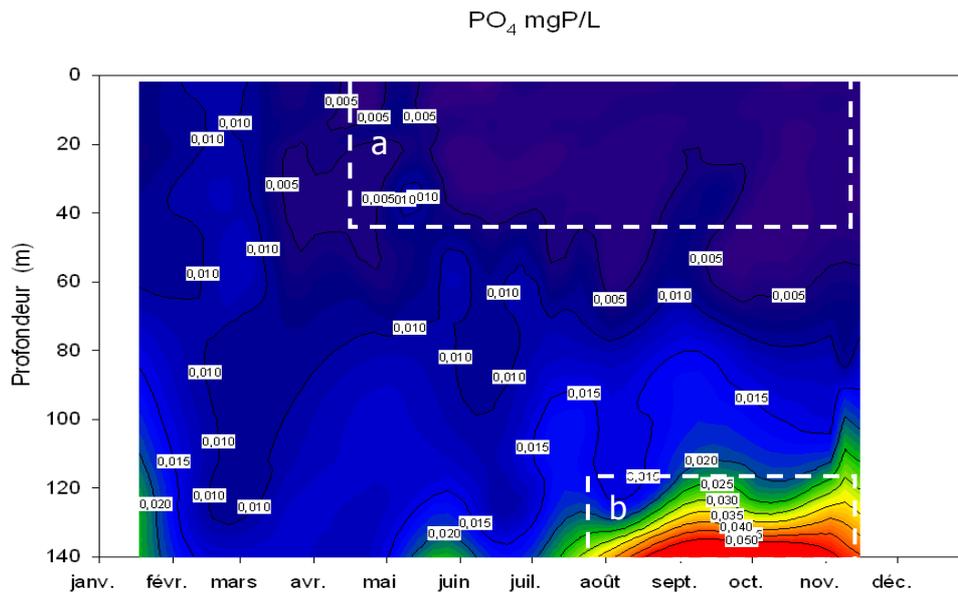


Figure 3 Evolution des concentrations en phosphate ($\mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$) du lac du Bourget – Point B, année 2011

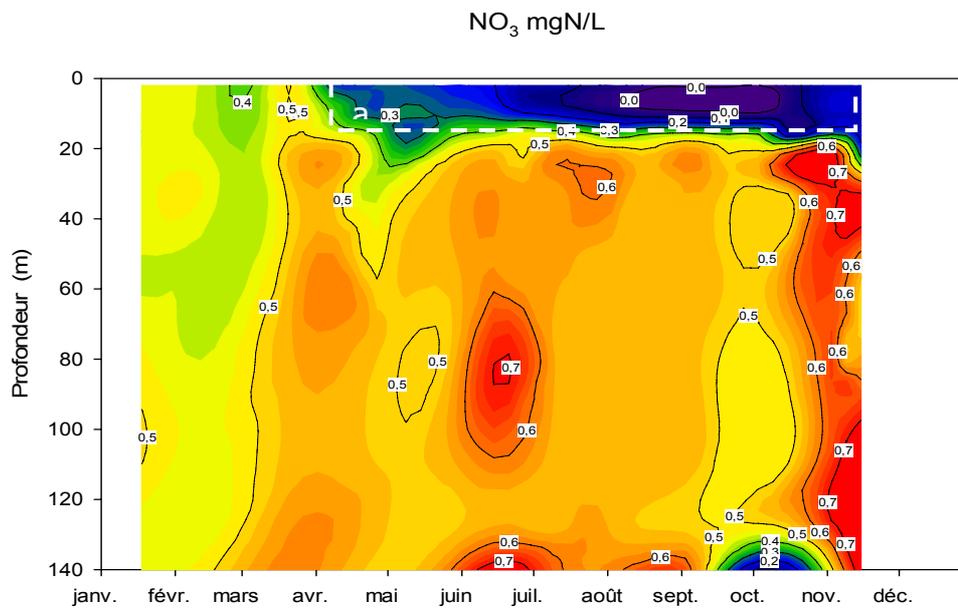


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrates ($\text{mgN}\cdot\text{L}^{-1}$) du lac du Bourget – Point B, année 2011

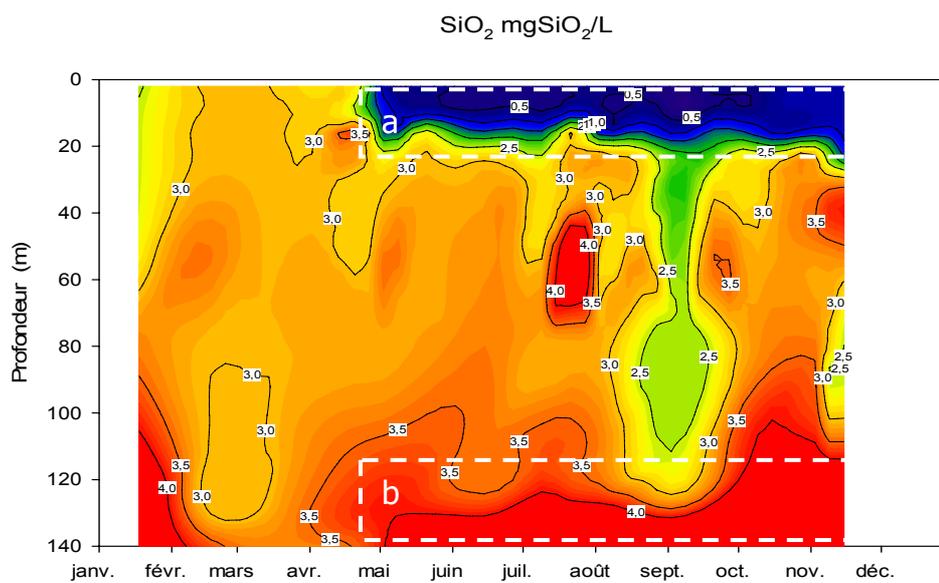


Figure 5 Evolution des concentrations en silice ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) du lac du Bourget – Point B, année 2011

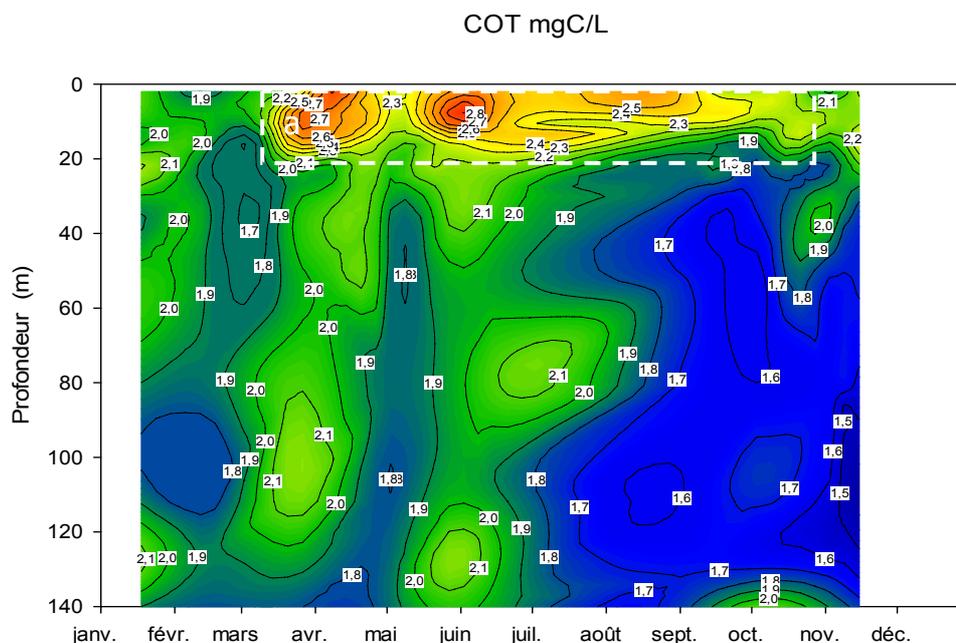


Figure 6 Evolution des concentrations en COT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) du lac du Bourget – Point B, année 2011

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

Les profils d'oxygène et de température de l'ensemble de la campagne 2011 sont reportés en annexes. En 2011, les températures de l'air ont été suffisamment froides pour permettre un mélange total de la masse d'eau avec, pour conséquences directes, une redistribution verticale pratiquement homogène des températures et des concentrations en oxygène pendant la période hivernale. En effet, au maximum de la période de mélange des eaux, la différence de température entre la surface et le fond est insuffisante pour permettre les échanges verticaux (entre autre de l'oxygène). Nous observons, de ce fait, une réoxygénation du fond qui atteint un maximum le 8 mars avec $10,30 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ soit près de 82 % de la saturation.

En 2011, la réoxygénation maximale à 140 m a été plus efficace que celles observées les quatre années précédentes ($10,30$ vs $9,74$, $9,22$, $6,96$ et $6,31 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$).

Tableau I Températures d'homogénéisation et températures maximales observées au point B de 2004 à 2011 inclus

| Année | Maximum mélange | | | maximum à 2 m | |
|-------|-----------------|------------------------------------|--|---------------|------------------------------------|
| | Date | Température ($^{\circ}\text{C}$) | Oxygène ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) | Date | Température ($^{\circ}\text{C}$) |
| 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 |

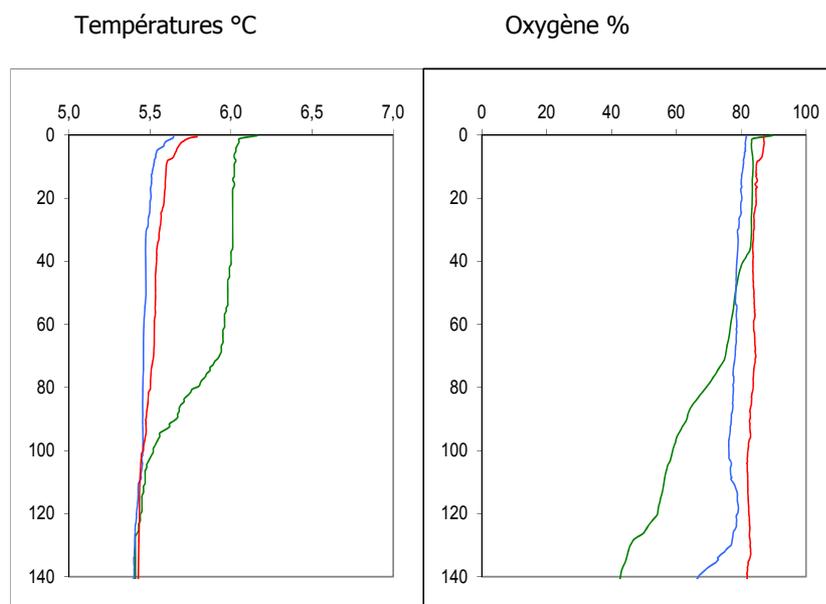


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène (% saturation) au point B au début de l'année 2011 (18/01—, 14/02—, 8/03—)

Dès le début du mois de mars, l'élévation des températures de l'air et l'augmentation des durées d'insolation favorisent la mise en place d'une stratification thermique en surface qui aura pour conséquence de bloquer progressivement les mélanges verticaux. L'activité photosynthétique du phytoplancton démarre encore plus tôt comparativement aux années précédentes. Nous observons, dès la première quinzaine du mois de mars, des effets en surface sur la transparence (3,2 m le 16/03/2011 vs 14,1 m le 16/03/2010), sur les concentrations en nutriments, sur les concentrations en oxygène et sur les concentrations en carbone organique dissous.

D'avril à septembre la distribution verticale de la température entraîne une stratification de l'oxygène présentant des concentrations différentes (Figure 8) :

- a. dans les couches superficielles (0 à 10 m), une sursaturation en oxygène apparaît, conséquence d'une activité photosynthétique intense. 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 ;
- b. autour d'une vingtaine de mètres de profondeur, apparaît un minimum d'oxygène qui va s'accroître progressivement, atteindre une valeur minimale de 3,9 mgO₂.L⁻¹ (36 % de la saturation le 17 octobre) et se maintenir jusqu'en décembre ;
- c. de 50 à 110 m, la distribution verticale de l'oxygène est assez homogène autour de 70 % de la saturation ;
- d. le bas de l'hypolimnion (>120 m) montre un déficit d'oxygène : les concentrations sont d'autant plus faibles que l'on se rapproche du fond.

Le refroidissement automnal entraîne un enfoncement de la thermocline. On observe alors une homogénéisation progressive de l'épilimnion dès la surface pour atteindre plus de 26 mètres d'épaisseur au mois de décembre avec pour conséquence (Figure 9) :

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

- f. l'enfoncement et la diminution du minimum d'oxygène métalimnique ;
- g. enfin, dans le bas de l'hypolimnion le déficit en oxygène s'aggrave et progresse depuis le fond

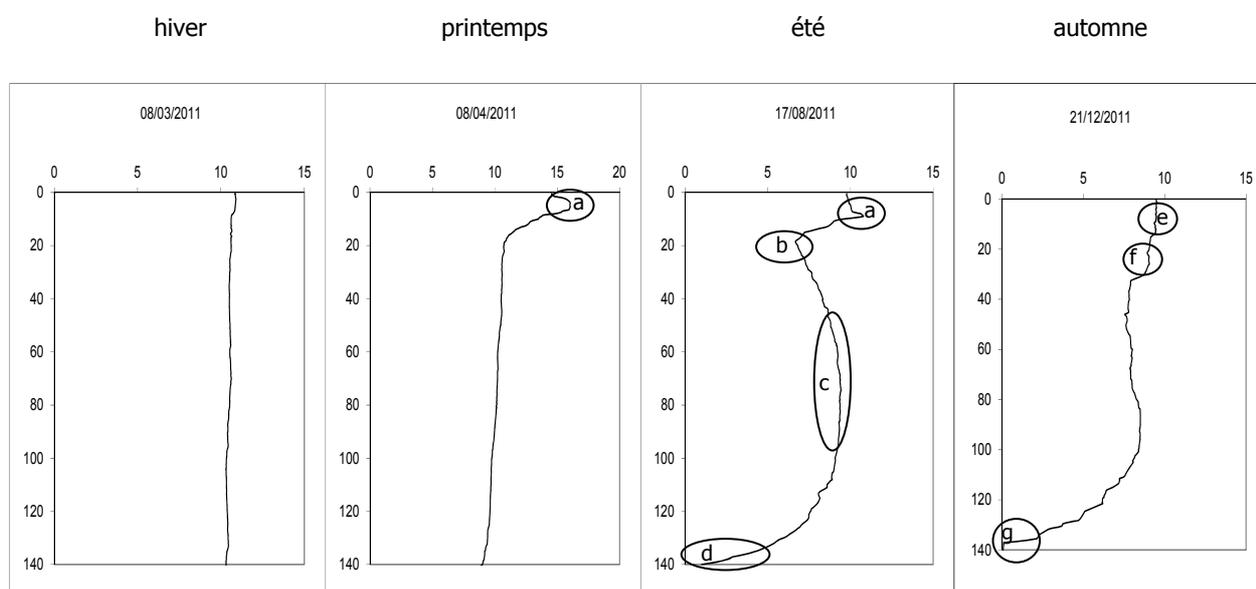


Figure 8 Distributions verticales des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) au point B en 2011

L'épaisseur de la couche de surface au mois de décembre est du même ordre de grandeur qu'en 2006 et 2009 mais avec des températures plus froides. À 140 m les conditions sont anoxiques et retrouvent des conditions identiques aux années 2008 et 2009.

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 2011

| Date | Températures épilimnion ($^{\circ}\text{C}$) | Epaisseur couche supérieure (m) | Concentration en oxygène à 140 m - mg.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 (41,5 %) |
| 21/12/2011 | 8,26 – 7,88 | 26 | 0,06 (0,50%) |

I.1.2. Evolution saisonnière

EN SURFACE

Température

Avec les températures de l'air plus élevées, les eaux de surface ont été aussi plus chaudes pratiquement toute l'année sauf au mois de juillet.

A 2 m de profondeur, bien que les températures maximales soient moins importantes qu'en 2010 (23,09 vs 25,02 °C), les températures supérieures à 20 °C sont mesurées du 16 juin au 7 octobre (soit 114 jours) en 2011 par rapport aux 75 jours (du 28 juin au 10 septembre) en 2010. La hausse des températures est perçue jusqu'à une profondeur de 10 m et nous pouvons noter aussi que les moyennes annuelles à 2 et à 10 m sont les plus élevées depuis 1984.

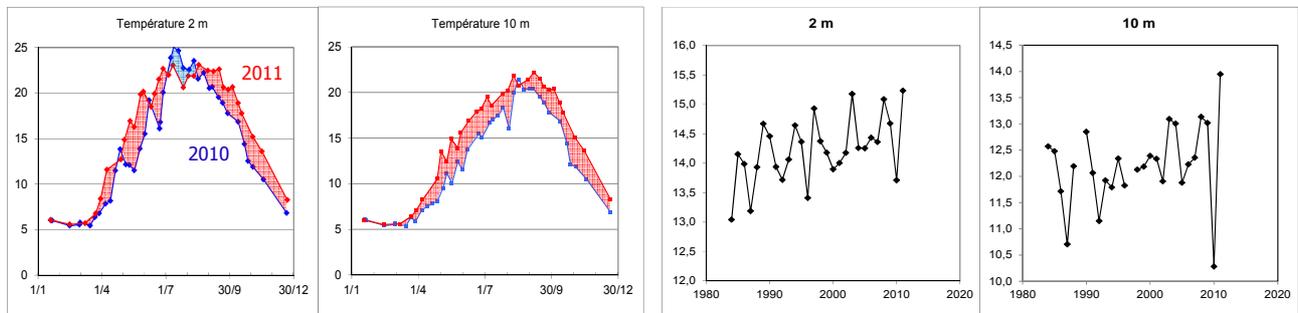


Figure 9 Evolution des températures à 2 et 10 m de profondeur au point B. Comparaison 2010 et 2011 et moyennes annuelles de 1984 à 2011

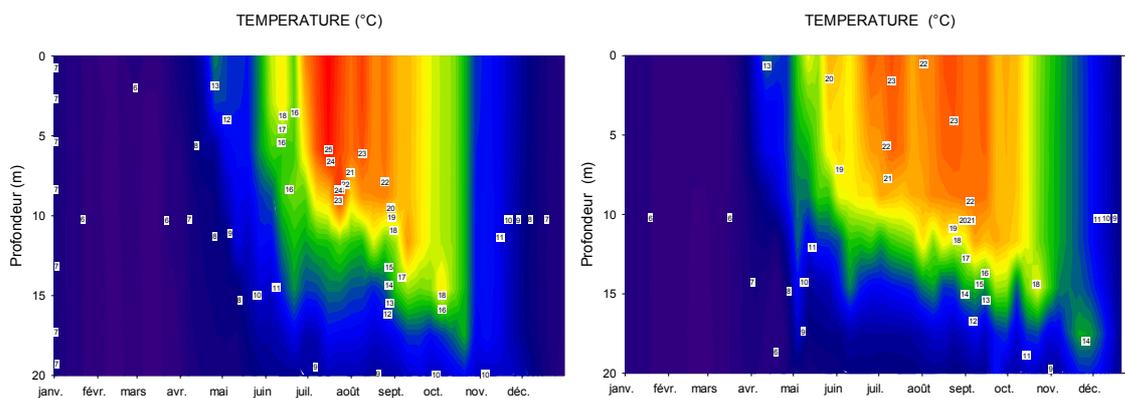


Figure 10 Distribution des températures en 2010 et 2011 entre 0 et 20 m de profondeur au point B

AU NIVEAU DU METALIMNION

Oxygène dans la zone trophogène

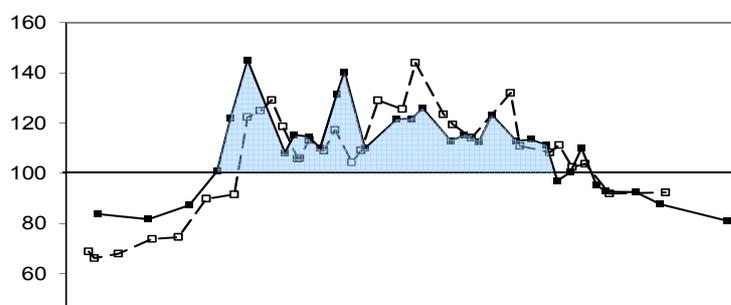


Figure 11 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (%) au niveau du métalimnion au point B en 2011 (—■), comparaison avec 2010 (- - - □)

La variation saisonnière en oxygène montre trois périodes de production distinctes:

- les deux premières assez courtes présentent des maxima à $16,0 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ soit environ 145 % de saturation le 08 avril et à $13,6 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ soit 140 % de saturation le 30 mai ;
- la troisième plus étalée dans le temps s'étend en juillet et septembre avec des concentrations passant par un maximum le 11 juillet à $11,7 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (soit 126 % de la saturation), conséquence de l'activité d'autres populations algales. Par rapport à 2010, nous enregistrons des valeurs du même ordre de grandeur pendant toute la période estivale.

A partir du mois de juillet, les concentrations en oxygène 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 dans les couches plus profondes à partir du mois de juin qui se prolonge jusqu'en novembre. La profondeur de la sous saturation se positionne entre 15 et 24 mètres puis, avec l'érosion de la thermocline, le minimum disparaît.

En 2011, cette sous-saturation débute à la fin du mois de juin, passe par un minimum le 12 octobre avec une valeur de $3,6 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. En comparaison avec les années précédentes, le déficit en oxygène est sensiblement plus important qu'en 2010 : le minimum en 2011 s'abaisse à 36% contre respectivement 50 % ($5,4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) et 52 % ($6 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$). Ce déficit en oxygène est observé sur une durée de 141 jours (vs 128 et 148 jours), et le phénomène apparaît aussi précocement qu'en 2010 (fin juin).

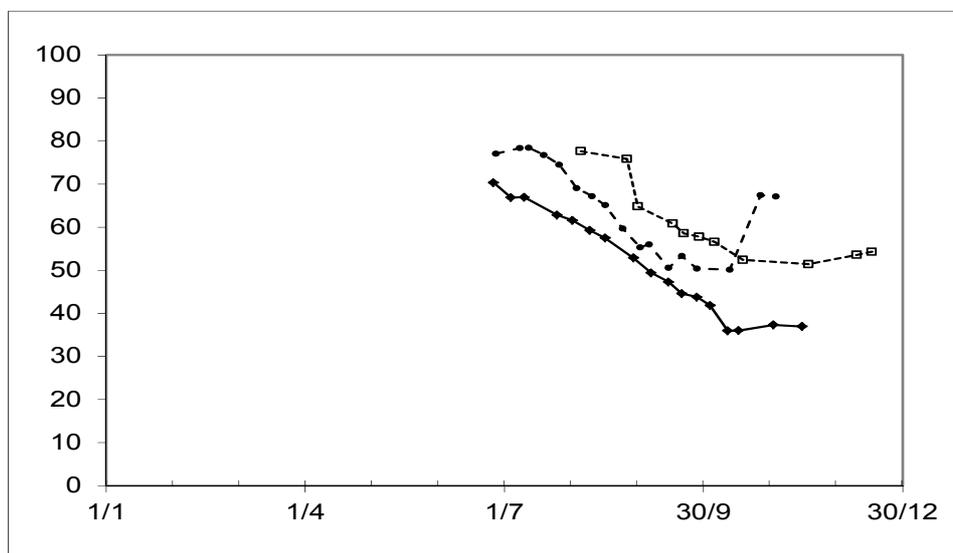


Figure 12 Variation saisonnière des concentrations minimales en oxygène (% de la saturation) entre 15 et 24 m au point B en 2011(—◆) et comparaison avec 2010 (-●-).et 2009 (-□-)

EN PROFONDEUR

Température à 140 m

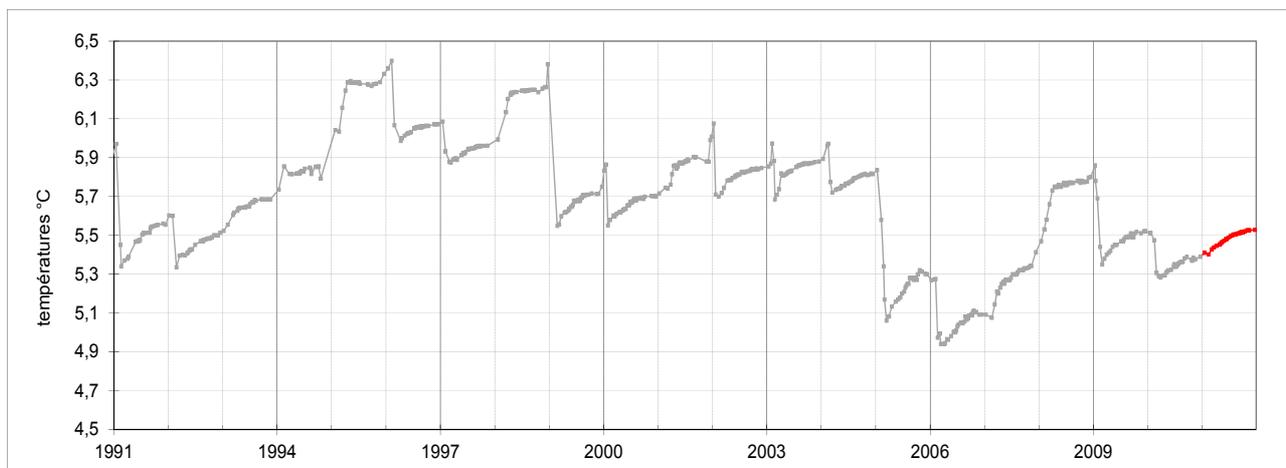


Figure 13 Températures à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2011

Deux hivers assez rigoureux (2008-2009 et 2009-2010) ont permis un refroidissement de la zone profonde (a, b) et ont ramené les températures à des valeurs comparables à celles rencontrées à la fin de l'année 2005 (5,35°C à la fin de l'hiver 2008-2009 et 5,28 °C à la fin de l'hiver 2009-2010). A l'inverse, pendant l'hiver 2010-2011 nous observons une augmentation continue des températures (pas de refroidissement de la zone profonde).

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 dans les zones profondes.

La réoxygénation des couches profondes (130 m) atteint un maximum le 8 mars avec 10,43 mgO₂.L⁻¹ correspondant à environ 83 % de la saturation ; elle est supérieure à 2010, 2009 et 2008 (respectivement 80%, 74% et 60 %) et elle est comparable à 2006 (84 %). Comme pour l'année 2010, la phase de circulation des eaux a été suffisamment intense pour permettre une réoxygénation complète, et nous observons en 2011 l'homogénéisation de toute la colonne d'eau en fin d'hiver comme cela avait pu être constaté en 2004, 2005 et 2006.

Après la mise en place de la stratification thermique et donc l'isolement de l'hypolimnion, les concentrations en oxygène diminuent progressivement jusqu'au mois de novembre (minimum de 3,04 mgO₂.L⁻¹ vs 3,94 mgO₂.L⁻¹ en 2010). Cette consommation d'oxygène est sûrement liée majoritairement à la conséquence de l'activité des microorganismes dans les processus de minéralisation de la matière organique et apparaît très légèrement supérieure à l'année précédente.

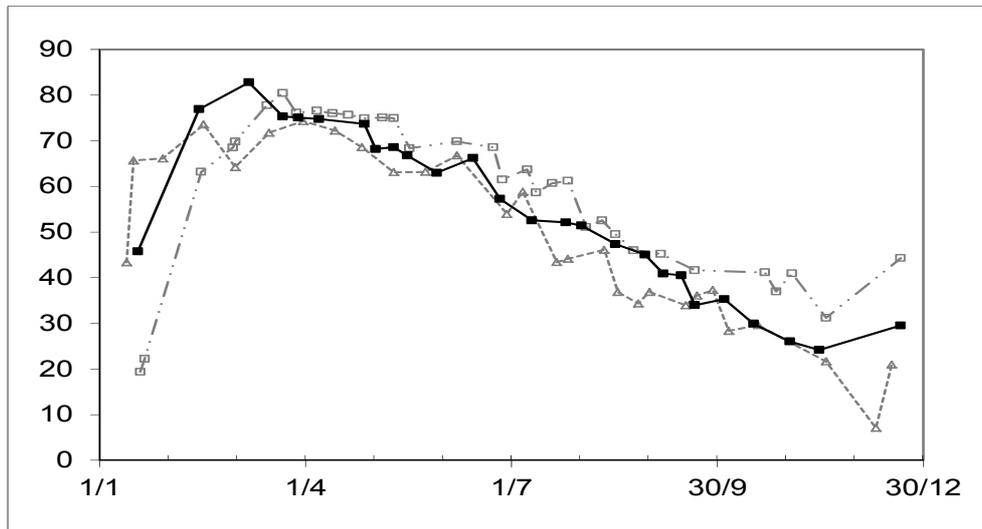


Figure 14 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (% de la saturation) à 130 m au point B en 2011 (—■) et comparaison avec 2009 (- - —△) et 2010 (- - -□)

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

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

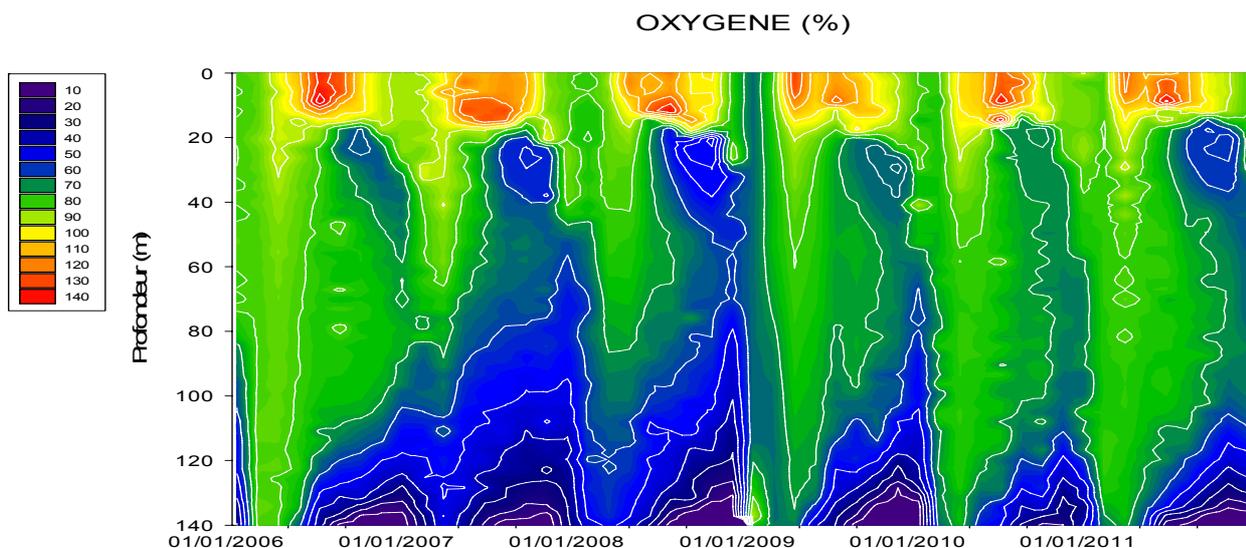


Figure 15 Evolution des concentrations en oxygène (% de la saturation) au point B de 2006 à 2011

La Figure 15 illustre en particulier :

- la conséquence de l'activité photosynthétique sur l'augmentation de la concentration en oxygène en surface ;
- l'étendue du déficit en oxygène, conséquence de la consommation de l'oxygène pour la minéralisation de la matière organique dans le métalimnion et dans l'hypolimnion : légèrement plus important qu'en 2010 (Tableau III).

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

| | Durée (jour) | Epaisseur (m) | minimum |
|------|--------------|------------------|---------|
| 2006 | 57 | Entre 19 et 32 m | <50% |
| 2007 | 121 | Entre 19 et 48 m | <40% |
| 2008 | 149 | Entre 17 et 57 m | <20% |
| 2009 | 86 | Entre 21 et 33 m | 51% |
| 2010 | 57 | Entre 15 et 35 m | 50% |
| 2011 | 134 | Entre 14 et 24 m | 36% |

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.

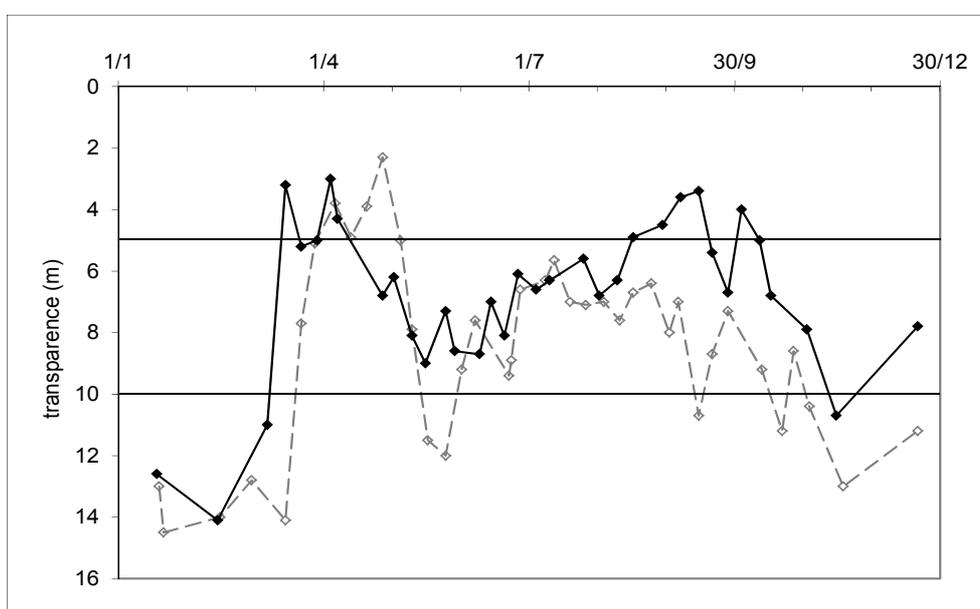


Figure 16 Variation saisonnière de la transparence (m) au disque de Secchi en 2011(—◆—) et 2010 (---◇) au point B

L'évolution saisonnière de la transparence montre plusieurs phases :

- en hiver, de janvier à février, avec un maximum à 14,1 m en 2011, la transparence reste un peu supérieure à la moyenne de ces vingt dernières années (11,7 m) ;
- le minimum printanier est mesuré à 3,0 m, valeur proche de la valeur de 2009 (2,9 m) et de la moyenne des valeurs observées depuis 2000 (3,2 m). Ce minimum printanier indique l'activité phytoplanctonique printanière, notamment celle des diatomées ;
- la période des eaux claires est marquée (conséquence du broutage du phytoplancton par le zooplancton) mais toutefois moins importante qu'en 2009 et 2010 puisque le maximum mesuré le 17 mai avec une valeur à 9 m est inférieur aux années précédentes (12 m en 2010 et 14 m en 2009) ;

Depuis 2010, 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 classique, les valeurs mesurées avec le disque à quadrants sont logiquement corrélées et systématiquement inférieures quelles que soient les conditions (Figure 17). Les différences se situent dans le même ordre de grandeur que l'année 2010, soit entre 1 et 16 % (i.e. entre 0,2 et 1 m).

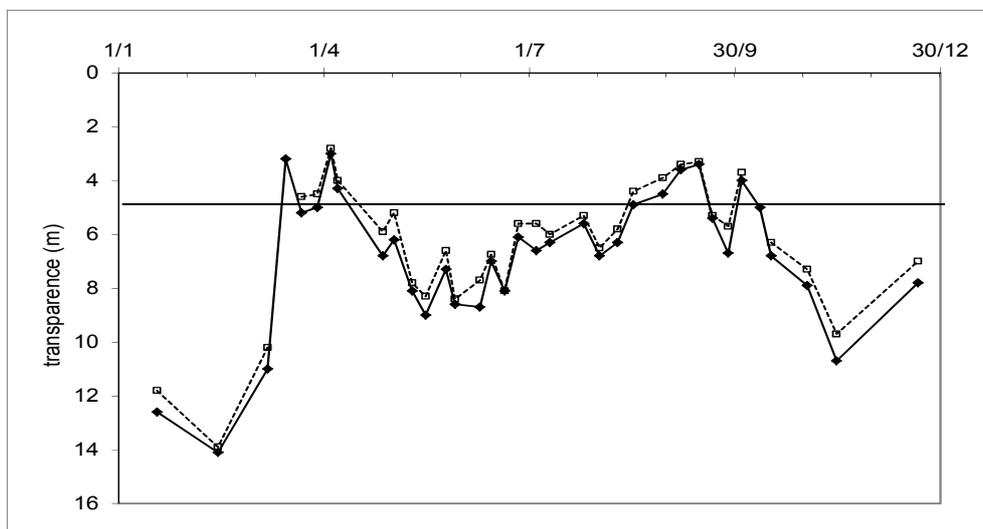


Figure 17 Variation saisonnière de la transparence (m) en 2011 au point B : comparaison disque de 30 cm (—◆—) et de 20 cm noir et blanc (- -□ - -)

I.3. Nutriments

I.3.1. Distributions verticales

Le brassage hivernal a permis une redistribution relativement homogène du stock de nutriments dans le lac. Entre le 14 février et le 23 mars sur toute la colonne d'eau du lac, nous observons des valeurs analogues aux valeurs de l'année précédente (Figure 18) :

- pour les nitrates : 0,50 à 0,59 mg N.L⁻¹ vs 0,49 à 0,54 mg N.L⁻¹ ;
- pour la silice : des concentrations entre 3,01 et 3,12 mg.L⁻¹ vs 2,95 à 3,12 mg.L⁻¹ ;
- des concentrations en phosphate entre 10 et 14 µgP.L⁻¹.

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

- NO₃⁻ : <0,10 mgN.L⁻¹ entre le 26 juillet et le 17 octobre ;
- PO₄³⁻ : <4 µgP.L⁻¹ à partir du 17 mai ;
- SiO₂ : <0,50 mg.L⁻¹ à partir du 15 juin.

De plus, la désoxygénation continue des eaux profondes, probablement provoquée 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 fin d'année, les concentrations sont alors maximales près du fond.

La désoxygénation étant plus importante cette année, le relargage est logiquement plus élevé que l'année précédente. En effet, les concentrations maximales mesurées à 140 m pour le phosphate s'élèvent à

63 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ vs 38 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ mais restent cependant largement inférieures à 2009 et 2008 (213 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ et 321 $\mu\text{gP.L}^{-1}$) ; pour la silice 9,04 mg.L^{-1} vs 8,85 mg.L^{-1} et 9,32 mg.L^{-1} en 2009 et 9,24 mg.L^{-1} en 2008.

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 10 m pour les nitrates et la silice,
- d'autre part, le relargage de phosphore et de silice dans les couches profondes.

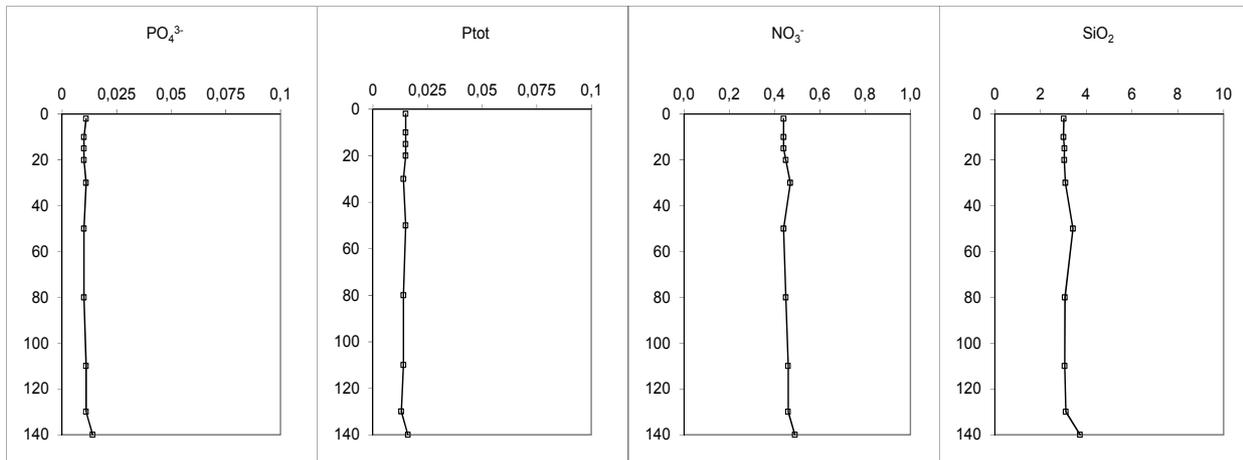


Figure 18 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars en 2011 (Ptot mgP.L^{-1} , PO_4 mgP.L^{-1} , NO_3 mgN.L^{-1} , SiO_2 mg.L^{-1})

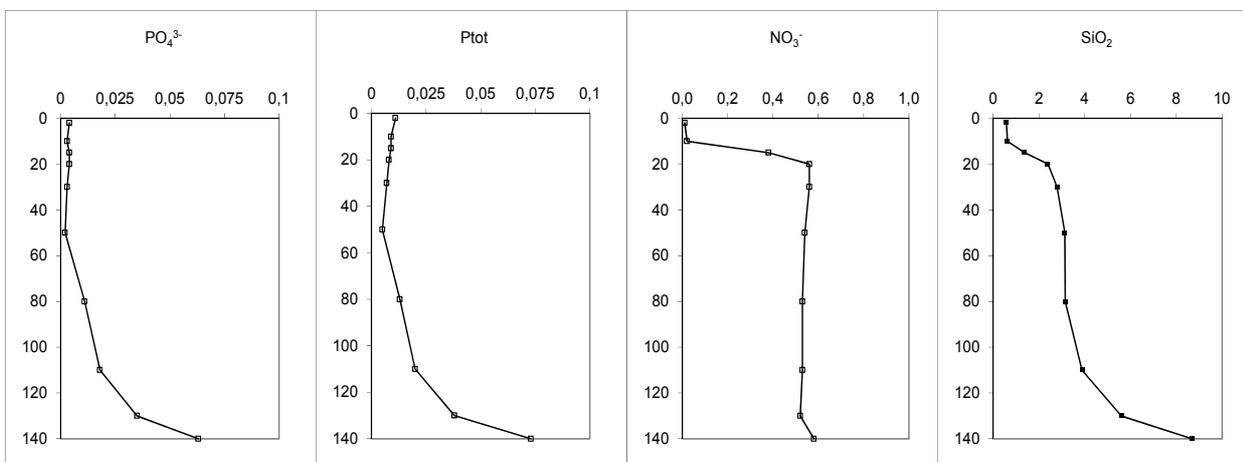


Figure 19 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B entre septembre et novembre 2011 (Ptot mgP.L^{-1} , PO_4 mgP.L^{-1} , NO_3 mgN.L^{-1} , SiO_2 mg.L^{-1})

1.3.2. Variations saisonnières

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

Epilimnion

Dans l'épilimnion, dès le mois de mars, en même temps que le début de la stratification thermique, la production primaire démarre et provoque une augmentation des concentrations en COT et en oxygène.

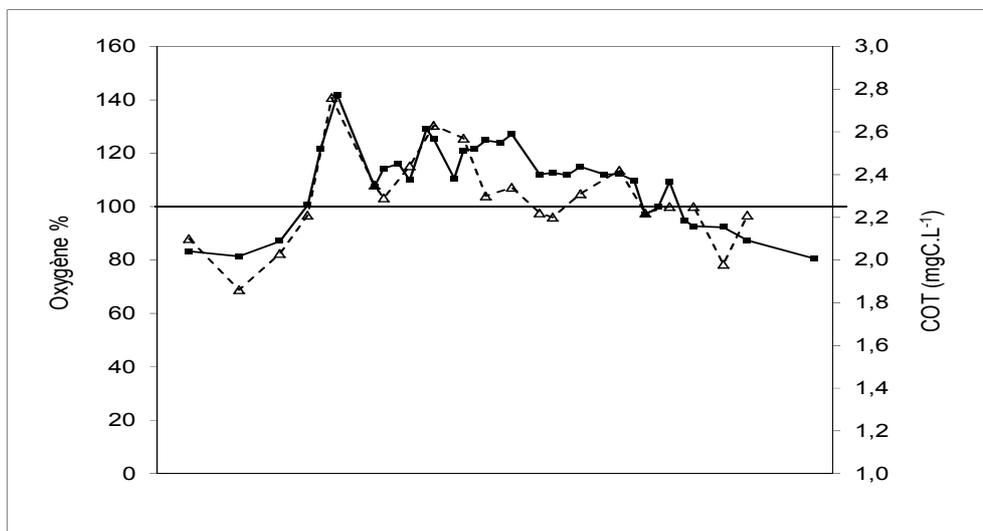


Figure 20 Evolutions saisonnières des concentrations en oxygène (—■—) (%) et en COT (- -△- -) (mgC.L⁻¹) à 2 m de profondeur au point B en 2011

L'orthophosphate, le nitrate et la silice 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 un stock initial très légèrement inférieur à l'année précédente (max 0,011 vs 0,014 mgP.L⁻¹). Pour leur production les algues consomment les nutriments ; les concentrations passent de 0,011 le 14/02 à 0,001 mgP.L⁻¹ le 15/06. Par la suite, les concentrations se situent entre 0,002 et 0,005 mgP.L⁻¹ jusqu'à la fin de l'année.

La silice est, elle aussi, consommée assez rapidement : de 2,95 à 0,44 mg.L⁻¹ entre le 5 avril et le 15 juin marquant ainsi le développement des diatomées. Puis les concentrations se maintiennent autour d'une valeur de 0,50 mg.L⁻¹ jusqu'au début du mois d'octobre. Ensuite la consommation ralentit et les concentrations augmentent progressivement jusqu'à la fin de l'année (0,87 mg.L⁻¹ en novembre).

Le nitrate est consommé à partir du mois d'avril mais de façon plus progressive jusqu'au mois d'août pour atteindre un minimum à 0,02 mgN.L⁻¹. A noter cette année, les concentrations sont quasi nulles entre le 7 septembre et le 4 octobre suggérant peut être que le nitrate a été limitant pendant cette période. Au mois de novembre les concentrations augmentent à nouveau (0,16 mgN.L⁻¹).

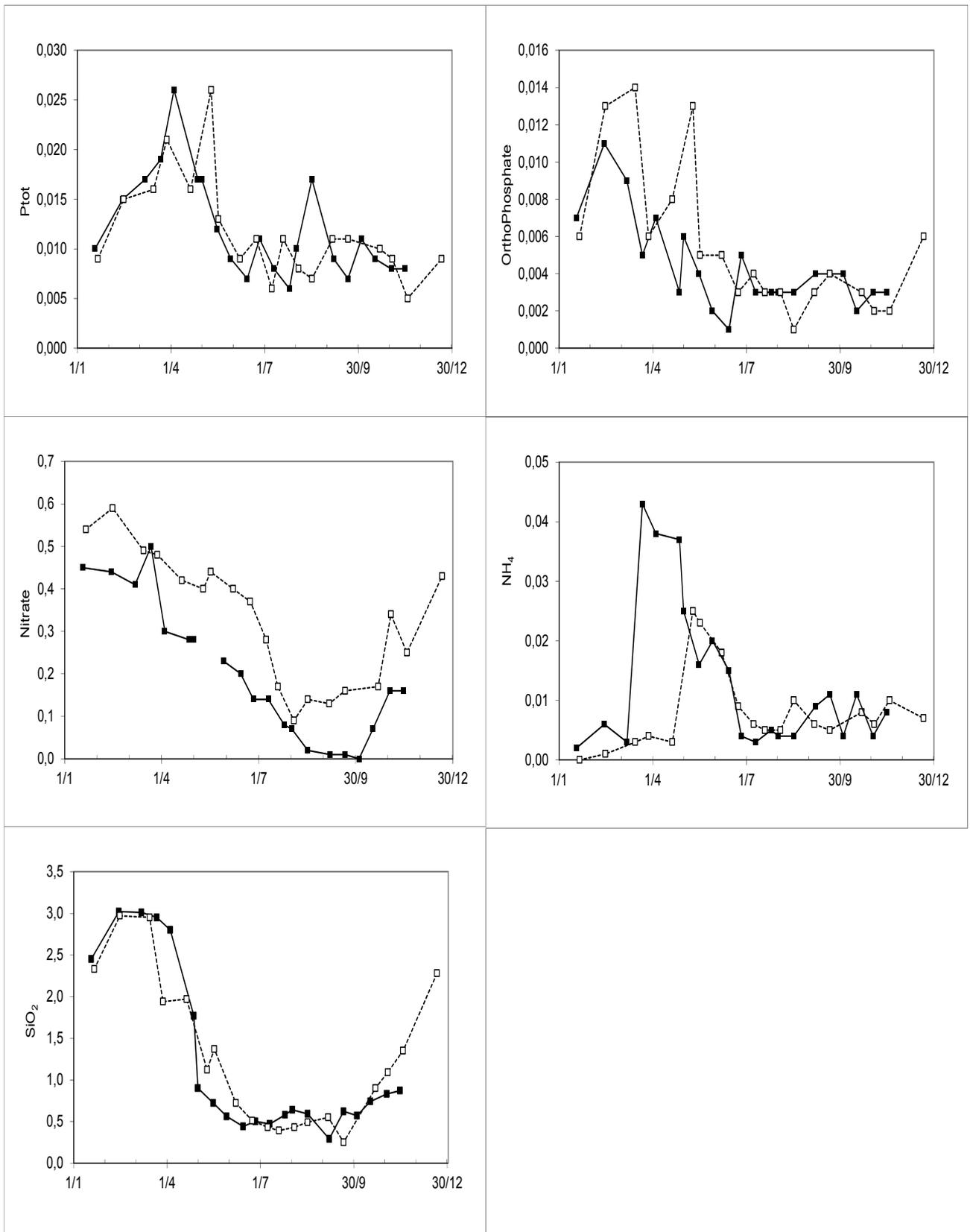


Figure 21 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) au point B à 2 m de profondeur ; comparaison des années 2011(—■—) et 2010 (- -□ - -)

Métalimnion

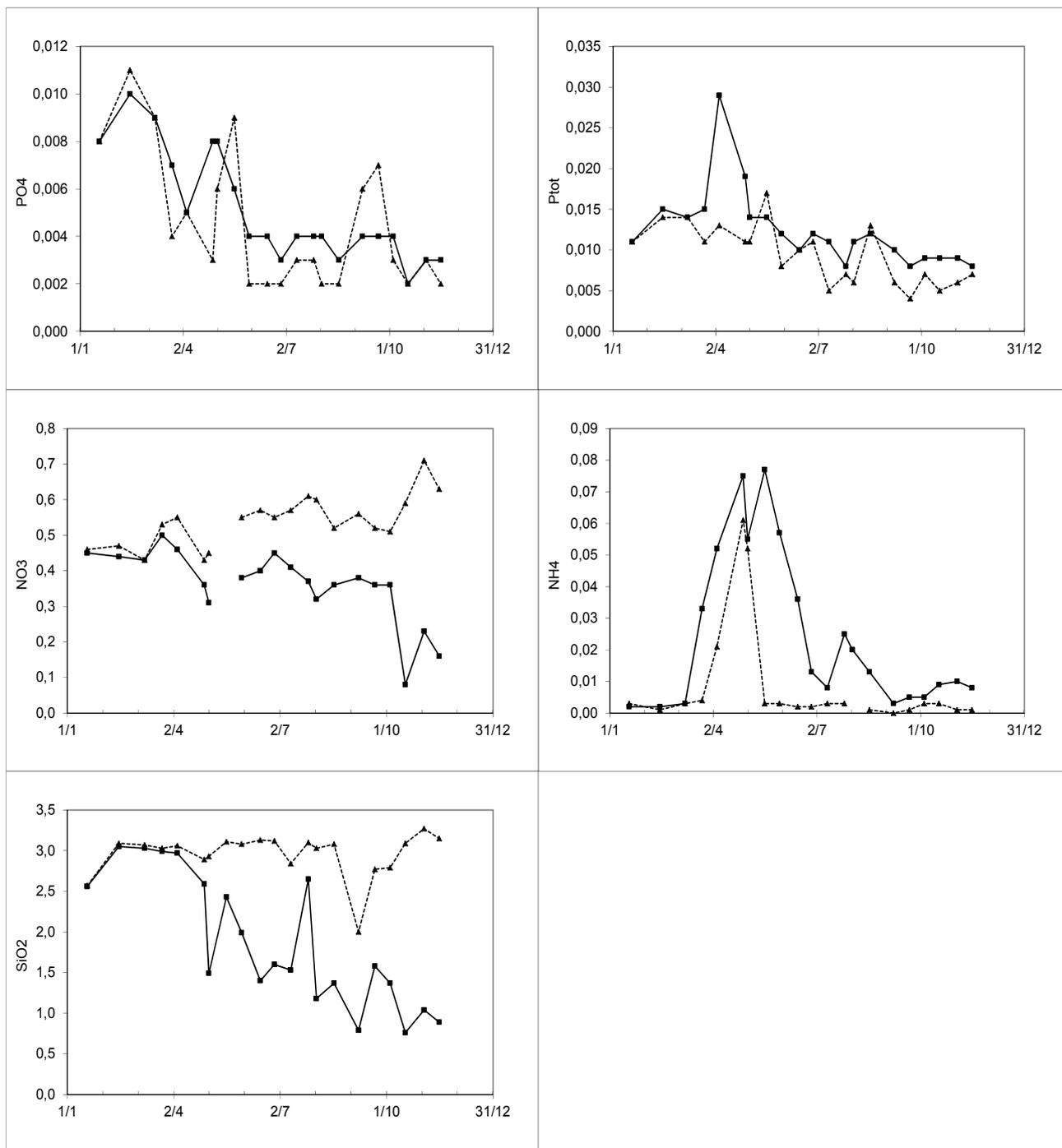


Figure 22 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot , PO_4^{3-} , NO_3^- , NH_4^+ , SiO_2) (mg.L^{-1}) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲- -) en 2011

La Figure 21 permet de visualiser que l'ion nitrate est consommé jusqu'à 15 m à partir du mois d'octobre alors que l'ion phosphate est très rapidement consommé jusqu'à 30 m au printemps. Cela tend à indiquer le caractère limitant du phosphore à ce niveau.

Le pic d'ion ammonium est présent comme dans l'épilimnion à la période des eaux claires. Ce pic est notamment dû à l'activité zooplanctonique durant le broutage du phytoplancton.

Hypolimnion : 80, 110, 130, 140 m

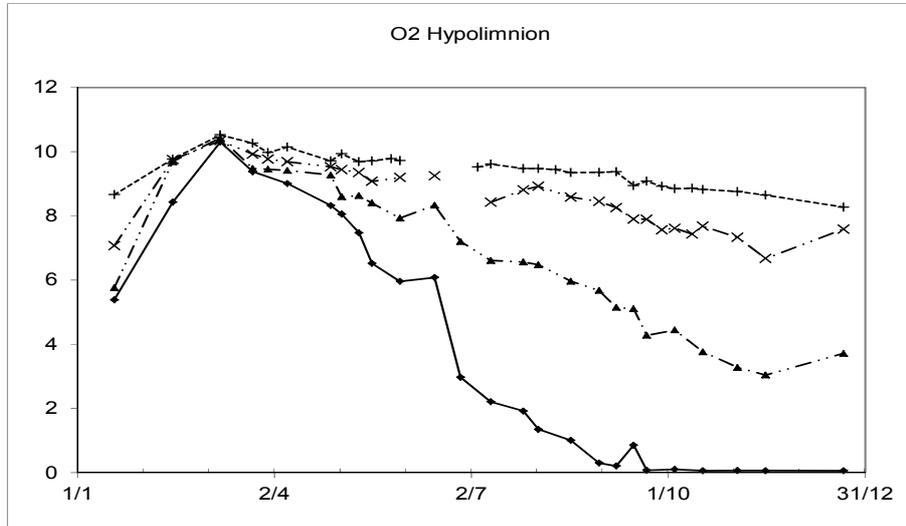


Figure 23 Evolution des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2011

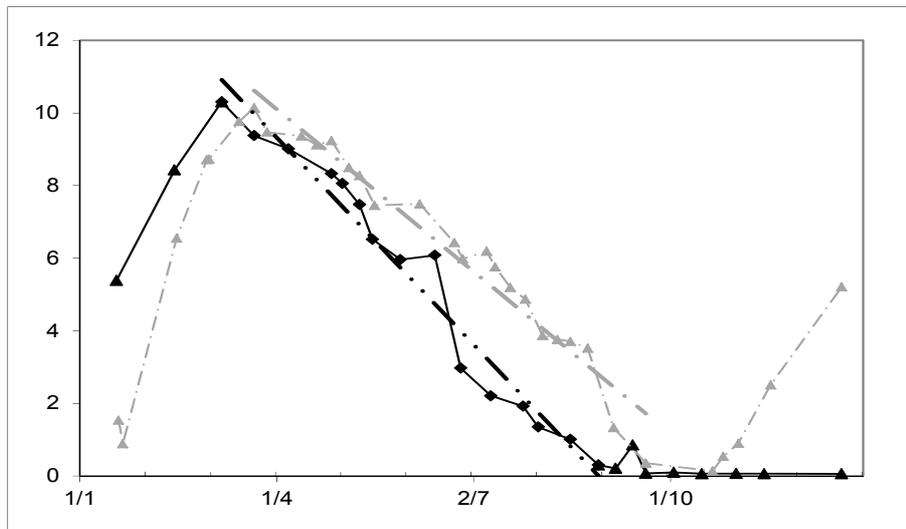


Figure 24 Evolution des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B à 140 m ; comparaison 2011 (—◆—) et 2010 (-▲- —)

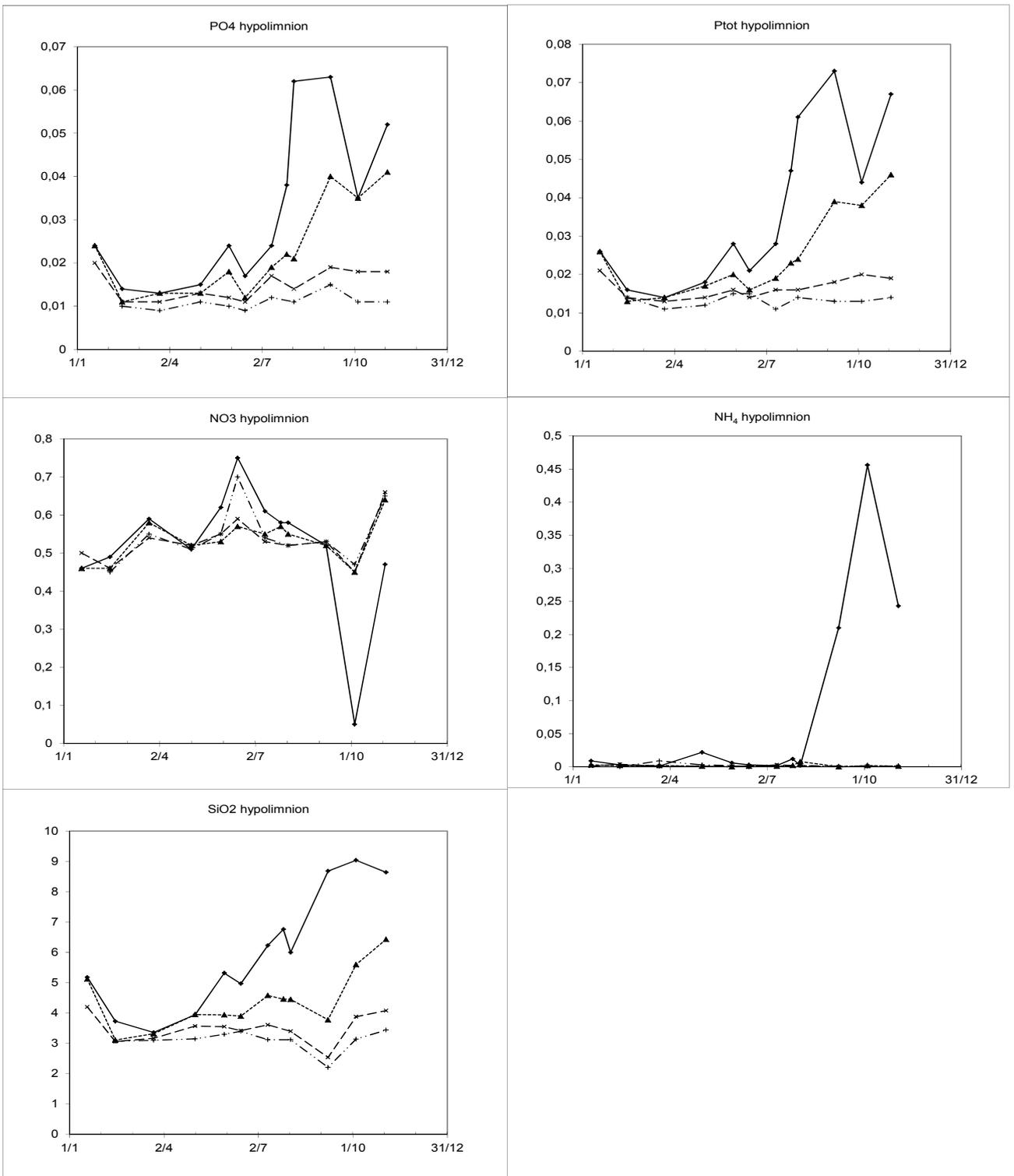


Figure 25 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2011

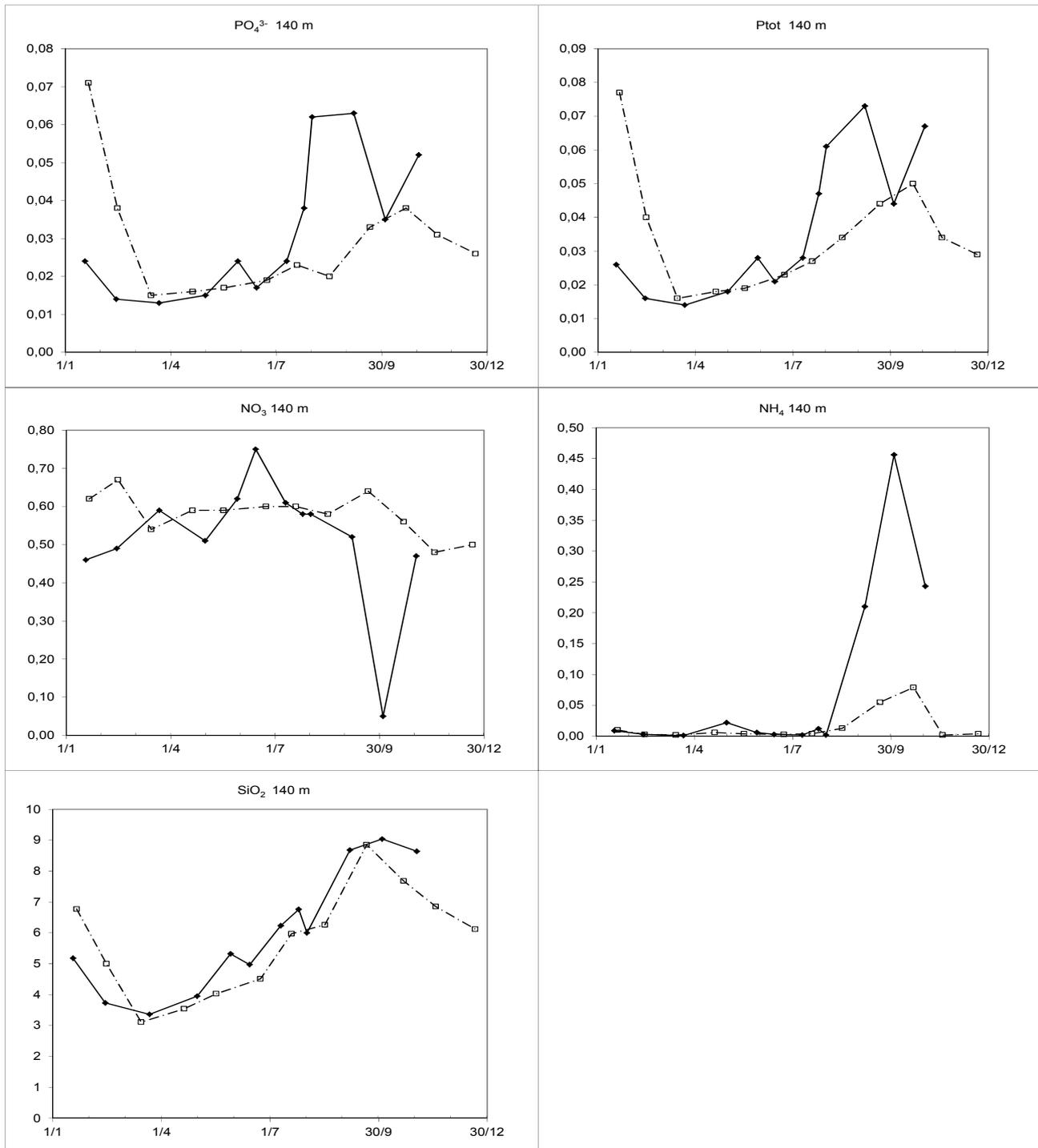


Figure 26 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) au point B à 140 m en 2011 (—◆—) et 2010 (- -□-)

A partir de septembre, les couches profondes sont le siège d'une constante désoxygénation du fait de l'activité microbienne. Cette activité permet la minéralisation de la matière organique en éléments minéraux, mais consomme l'oxygène 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 lors du réchauffement printanier.

Le graphique de suivi de l'oxygène dans l'hypolimnion (Figure 22) permet de visualiser le gradient de désoxygénation vers le fond. À 140 m, la concentration en oxygène dissous est inférieure à $0,30 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ à partir du 30 août jusqu'à la fin de l'année.

Nous observons donc, de manière inverse, un gradient de concentration en silice et en phosphate de 80 m à 140 m dû à la minéralisation. A partir du mois d'août, la désoxygénation est telle que le milieu est fortement réducteur, entraînant la diminution des oxydes de fer et de manganèse. Ces conditions réductrices sont visibles avec les concentrations en azote ammoniacal qui augmentent jusqu'à $0,45 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$ en octobre et entraîne une très nette diminution de la concentration en azote nitrique. Mais la réduction des oxydes métalliques entraîne aussi le relargage de phosphate lié à ces oxydes et, dans une moindre mesure, de silice présente à l'interface eau-sédiments et dans les sédiments. Les maxima sont atteints à 140 m lors de la campagne du 4 octobre avec $9,04 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ pour la silice, relativement proche des valeurs observées en 2010 ($8,85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) et avec une concentration pour le phosphate à $63 \text{ } \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ supérieure à 2010 mais encore largement inférieure aux deux années précédentes ($213 \text{ } \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ en 2009 et $321 \text{ } \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ en 2008).

La dynamique du phosphore total au fond du lac est très proche de celle du phosphate avec un maximum observé de $73 \text{ } \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ le 7 septembre ; comme pour le phosphate, la concentration maximale est plus forte qu'en 2010 ($50 \text{ } \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$) et plus faible que celles relevées en 2009 ($228 \text{ } \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$) et en 2008 ($347 \text{ } \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$).

En 2011, ces concentrations plus élevées traduisent un relargage plus important ; ce dernier est la conséquence directe d'un déficit en oxygène également plus important dans les couches profondes.

En effet, la période d'anoxie (concentration $< 1 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) à 140 m :

- d'une part débute un mois plus tôt, (autour du 30 août par rapport au 21 septembre en 2010) ;
- et d'autre part, la durée est plus longue : 113 jours vs 43 jours en 2010, 133 jours en 2009, 144 jours en 2008.

Tableau IV Anoxie à 140 m, date de début, de fin et durée et concentration maximale en Ptot

| Année | Début | Fin | Durée jour | Ptot max |
|-------|-------|-------|---------------|-------------|
| 2004 | 09/09 | 02/12 | 84 | 220 |
| 2005 | 18/08 | 12/12 | 116 | 145 |
| 2006 | 29/08 | 10/01 | 134 | 132 |
| 2007 | 14/08 | 13/11 | 91 | 179 |
| 2008 | 25/07 | 15/12 | 144 | 347 |
| 2009 | 06/08 | 17/12 | 133 | 228 |
| 2010 | 21/09 | 03/11 | 43 | 50 |
| 2011 | 30/08 | 21/12 | 113 | 73 |

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 mgN.L^{-1} et le phosphore total en mgP.L^{-1}
- ➔ Transparence moyenne estivale en mètres
- ➔ Concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* (en $\mu\text{g.L}^{-1}$)
- ➔ Sursaturation en oxygène à 2 mètres (en mg.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.

Nous observons une augmentation de la concentration en oxygène dès le début du mois de mars et une sursaturation en surface le 30 mars.

En été, depuis 1998, la sursaturation maximale en oxygène apparaît dans le métalimnion (entre 2 et 10 m) laissant supposer une modification des distributions verticales des espèces de phytoplancton en lien avec l'amélioration de la transparence.

Au niveau des concentrations maximales en oxygène, l'indice de sursaturation reste assez comparable à celui mesuré à 2 m de profondeur. Après être passé par des valeurs s'élevant à $3 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ en 2007 et 2008 les concentrations en 2011 avec $1,95 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ retrouvent des niveaux pratiquement identiques depuis 2009. 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 $2,4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$.

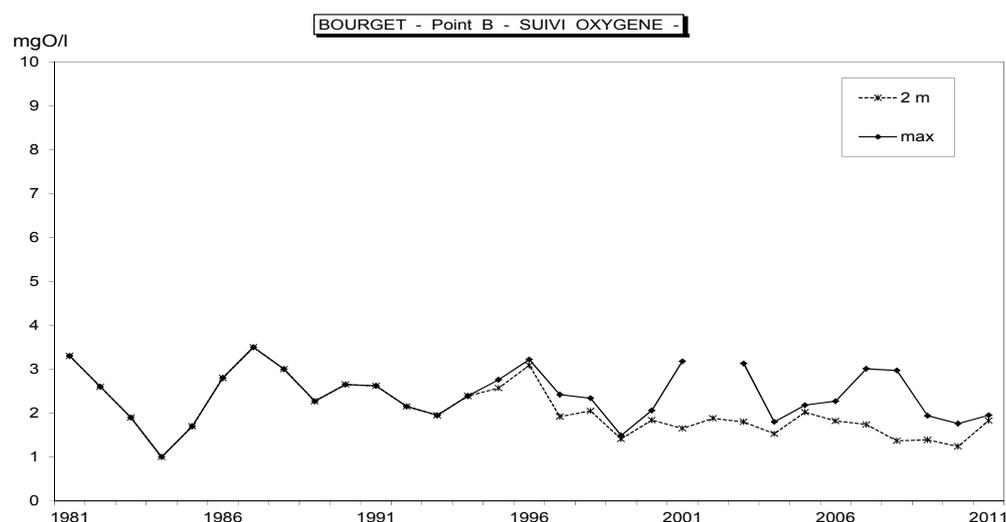


Figure 27 Evolution des indices moyens annuels de sursaturation en oxygène ($\text{mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$) à 2 m et maximum de sur saturation au point B de 1981 à 2011

II.1.2. Indices de sous saturation moyenne

Métalimnion

En 2011 la sous saturation moyenne annuelle en oxygène entre 14 et 24 mètres de profondeur se monte à $4,9 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. Après une valeur mesurée en 2008 à $6,1 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ apparaissant parmi les plus élevées de la série de données, nous observons une sous-saturation en 2011 qui se situe au niveau de la moyenne de la chronique ($4,8 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$). Par rapport à l'année précédente, celle-ci suggère tout de même une consommation plus importante à ce niveau, corroborée par les valeurs de minimum et de durée pendant lesquelles le déficit en oxygène est observé.

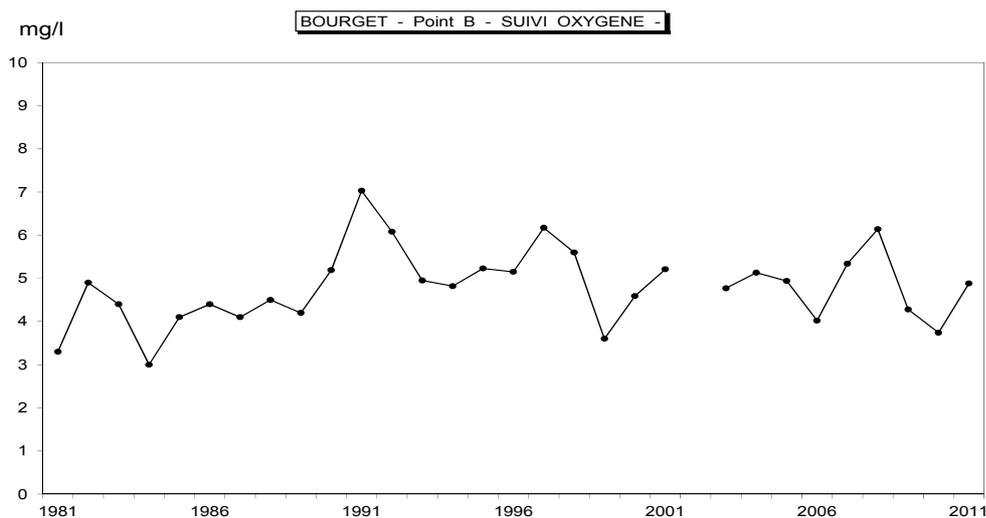


Figure 28 Evolution des indices moyens annuels de sous saturation en oxygène ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) entre 14 et 24 m de profondeur au point B de 1981 à 2011

Sous saturation moyenne à 130 mètres

De 1985 à 2011, le suivi des concentrations en oxygène 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 deux années successives qui montrent des réoxygénations hivernales partielles qui atteignent respectivement 50 % et 60 % de la saturation en 2007 et 2008, nous observons depuis 2009 un brassage complet de la colonne d'eau atteignant respectivement plus de 70 % et plus de 80 % de la saturation à la fin de la période de circulation des eaux. Dans la chronique des valeurs depuis 1985, 2011 se place avec des valeurs proches des meilleures années.

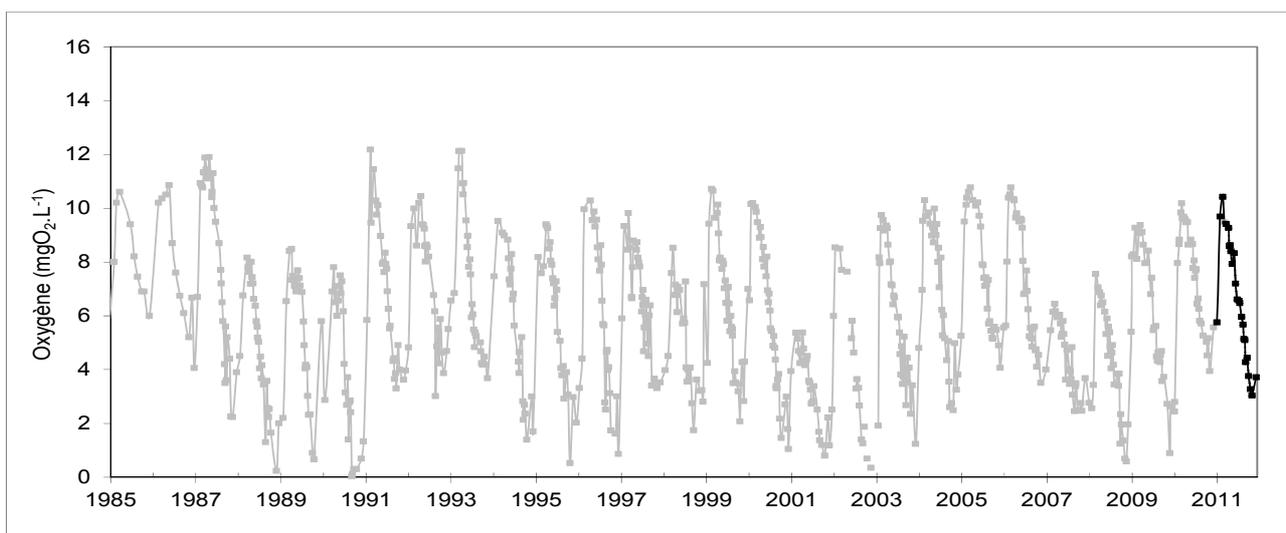


Figure 29 Evolution des teneurs en oxygène en $\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ à 130 mètres de profondeur au point B de 1985 à 2011

Les niveaux de sous saturation du fond (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 et peut, par ailleurs, indiquer un effet de l'eutrophisation.

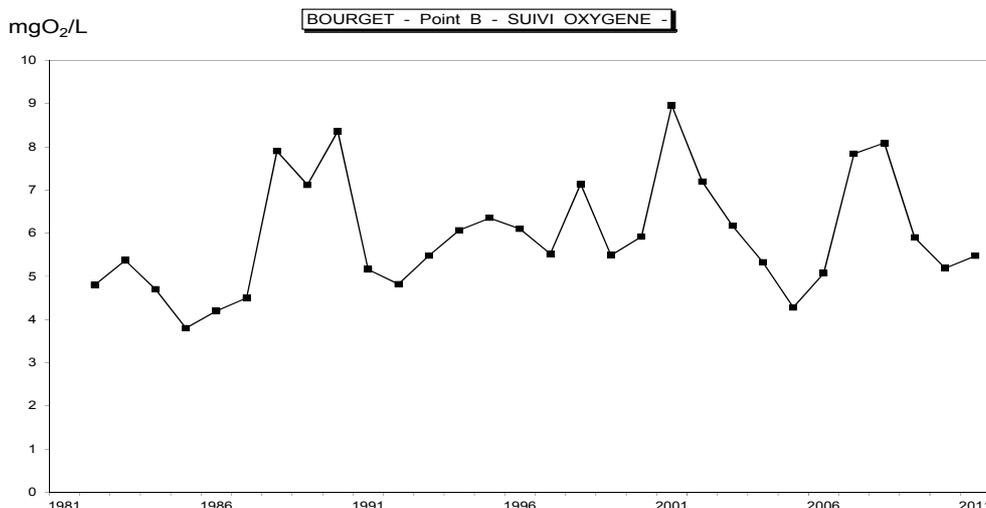


Figure 30 Evolution de l'indice de sous saturation moyen annuel en oxygène ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) à 130 mètres au point B de 1981 à 2011

L'indice de l'année 2011 ($5,48 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) retrouve des valeurs comparables à 2006, 2004 et reste cohérent avec le sens d'évolution déjà constaté avec les données antérieures. Globalement, le sens d'évolution de cet indice semble dénoter une très légère dégradation de la désoxygénation hypolimnique puisque les valeurs de ce paramètre tendent à augmenter.

Il faut noter que l'évolution de cet indice semble aussi 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 de fond (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.

II.1.3. Déficiets 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 V Oxygène hypolimnique au point B de 2007 à 2011 – déficits et consommations

| | | Moy 2003-2010 | 2011 | 2010 | 2009 | 2008 | 2007 |
|---------------------------------------|--|--------------------------|-------------|------|------|------|------|
| Déficit à l'origine | mgO ₂ .L ⁻¹ | 2,3 | 1,7 | 2,2 | 2,8 | 3,4 | 3,4 |
| Déficit maximum | mgO ₂ .L ⁻¹ | 5,6 | 5,3 | 4,8 | 5,7 | 6,9 | 6,4 |
| Consommation hypolimnique annuelle | mgO ₂ .L ⁻¹ | 3,3 | 3,6 | 2,7 | 3,0 | 3,5 | 3,1 |
| Consommation hypolimnique journalière | mgO ₂ .m ⁻³ .j ⁻¹ | 13,5 | 14,1 | 11,2 | 11,0 | 14,4 | 15,5 |

Les déficits en oxygène calculés en début et en fin de stratification thermique restent globalement du même ordre de grandeur que les années précédentes.

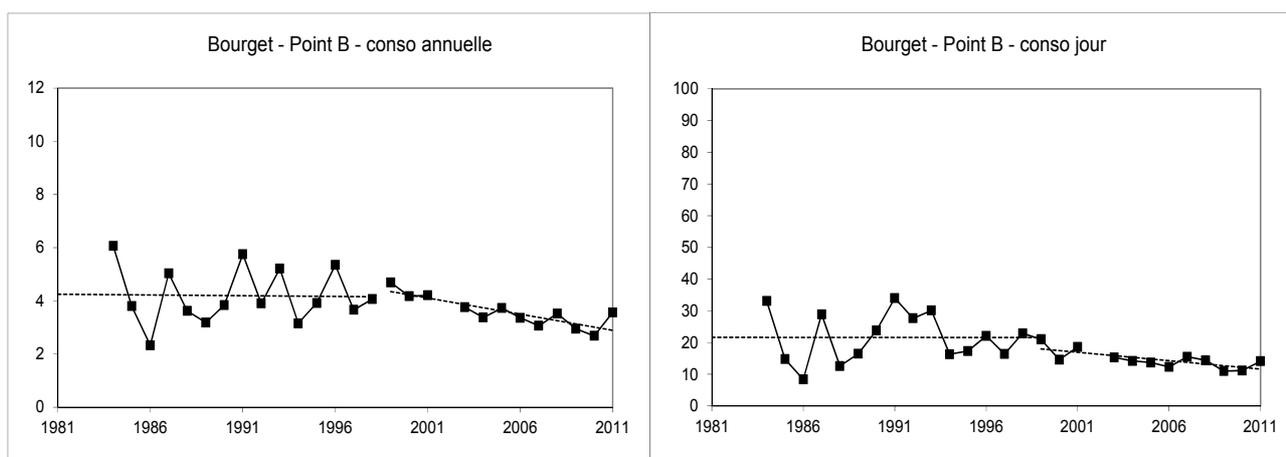


Figure 31 Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation annuelle et journalière au point B de 1984 à 2011 (mgO₂.L⁻¹) et (mgO₂.m⁻³.j⁻¹)

Les consommations hypolimniques annuelles et journalières restent proches des moyennes mesurées entre 2003 et 2010 et s'élèvent respectivement à 3,6 mgO₂.L⁻¹ et 14,1 mgO₂.m⁻³.j⁻¹.

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

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 2011 avec 5,94 mètres retrouve une valeur proche de 2007 et 2008. Mais cette valeur s'inscrit normalement dans le sens général d'évolution de ce paramètre constaté les années précédentes. Depuis 1981, les valeurs indiquent une augmentation de la transparence estivale (≈ de 3,0 à 6,0 m) qui peut être considérée comme une nette amélioration de la qualité des eaux.

→ Comparaison avec classes de qualité de l'évaluation de l'état des eaux douces de surface :

Depuis 2001 les transparences estivales se situent dans la classe d'état "très bon" (bleu) ; la figure ci-dessous permet de visualiser l'évolution des valeurs depuis 1981.

→ Evolution du minimum printannier :

Nous observons depuis 1981 une tendance à l'augmentation de la valeur du minimum printannier (d'1,5 à 3 m) et nous pouvons aussi noter que ce minimum apparait de plus en plus précocement par rapport aux années 1980.

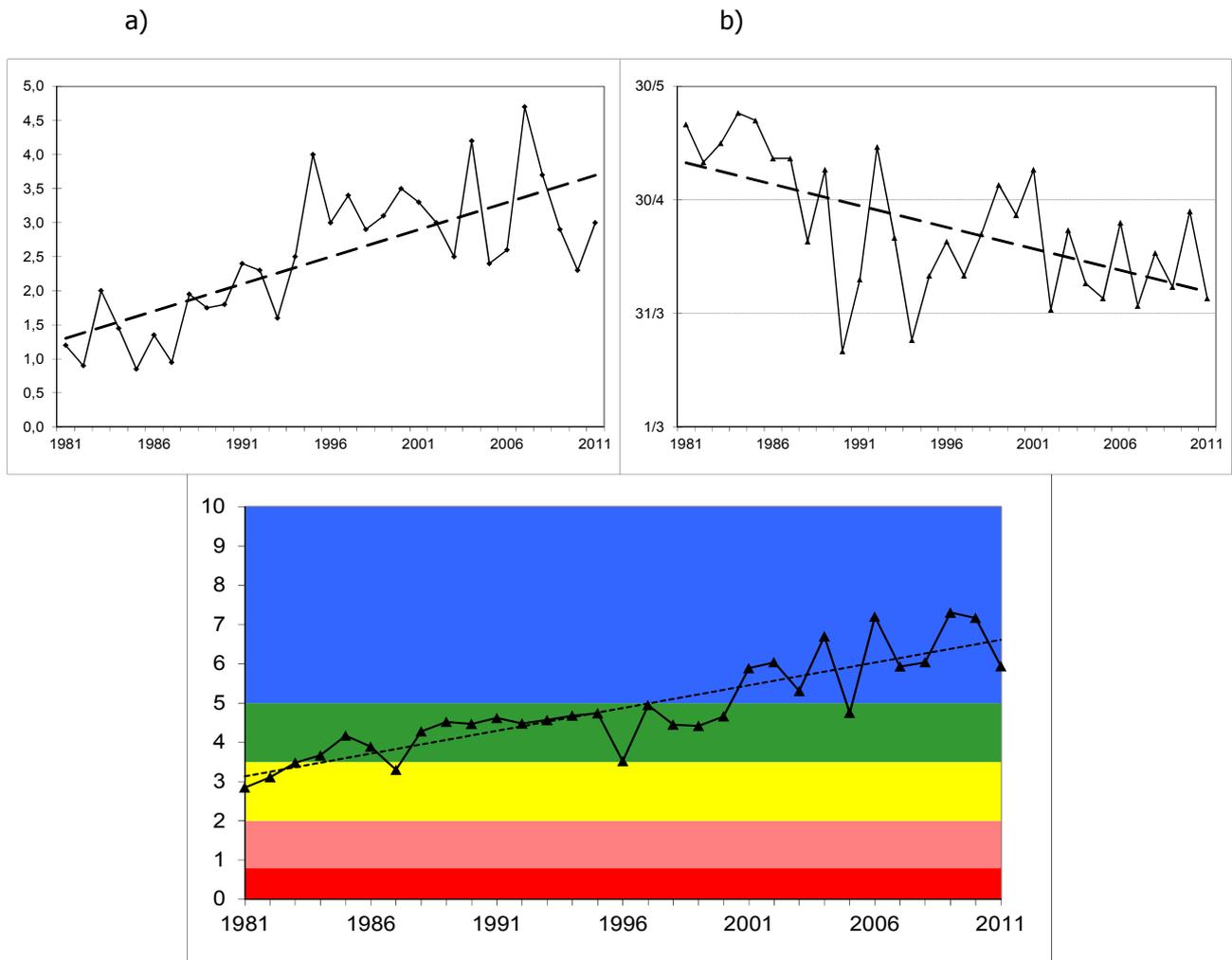


Figure 32 Evolution de la transparence minimale printannière a) et date d'observation b) au point B de 1981 à 2011.

Figure 33 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2011; 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.

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 VI Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2006 et 2011

| | unité | 2011 | 2010 | 2009 | 2008 | 2007 | 2006 |
|------------------------------|---------------------|--------------|-------|-------|-------|-------|-------|
| Nitrate | mgN.L ⁻¹ | 0,48 | 0,56 | 0,53 | 0,59 | 0,63 | 0,58 |
| NH ₄ ⁺ | mgN.L ⁻¹ | 0,003 | 0,001 | | | 0,003 | 0,005 |
| Phosphate | mgP.L ⁻¹ | 0,010 | 0,014 | 0,013 | 0,013 | 0,014 | 0,016 |
| Phosphore total | mgP.L ⁻¹ | 0,016 | 0,017 | 0,020 | 0,020 | 0,022 | 0,024 |
| SiO ₂ | mg.L ⁻¹ | 3,12 | 3,07 | 3,17 | 3,10 | 2,88 | 2,42 |
| COT | mgC.L ⁻¹ | 1,93 | 1,90 | 2,11 | 2,11 | 1,99 | 1,95 |

II.3.1. Nitrate

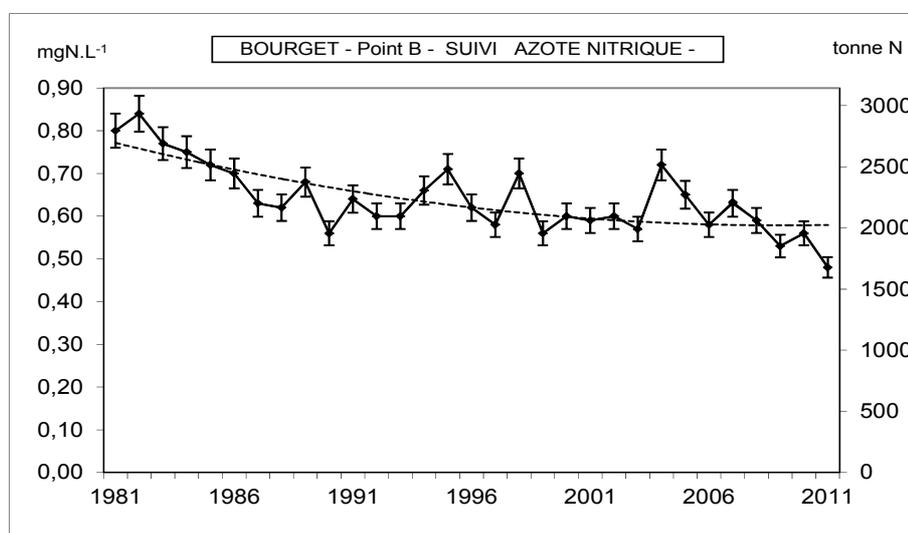


Figure 34 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L⁻¹) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2011

La valeur calculée pour 2011 (0,48 mgN.L⁻¹) est la valeur la plus faible de la chronique de données depuis 1981.

Le sens d'évolution de ce paramètre semble indiquer une légère diminution depuis quelques années. Depuis 2009, les concentrations hivernales en azote nitrique montrent des valeurs plus basses que la moyenne de ces dix dernières années (0,60 mg.L⁻¹).

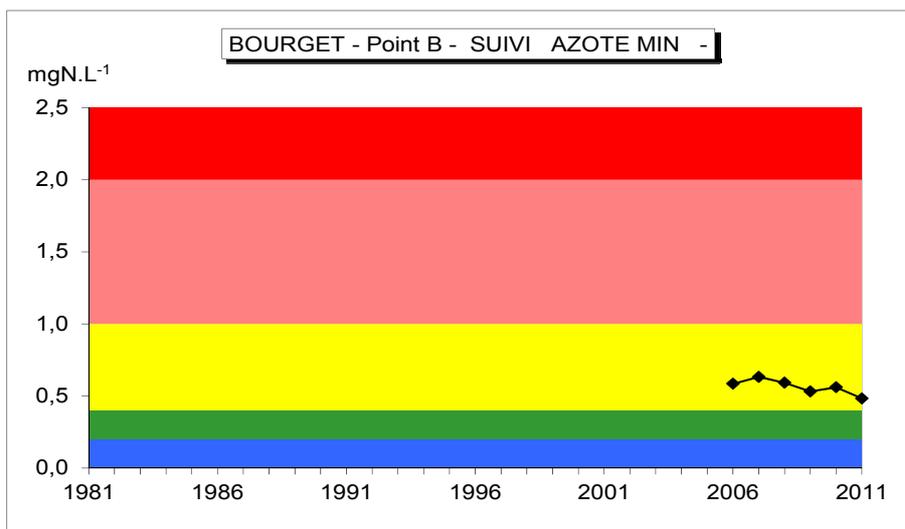


Figure 35 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L^{-1}) en azote minéral ($\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) au point B de 2006 à 2011 ; comparaison avec les classes de qualité

Depuis 2006, les concentrations en azote minéral sont relativement stables autour d'une valeur moyenne de $0,58 \text{ mgN.L}^{-1}$ et se situent dans la classe de qualité "moyen".

II.3.2. Phosphore

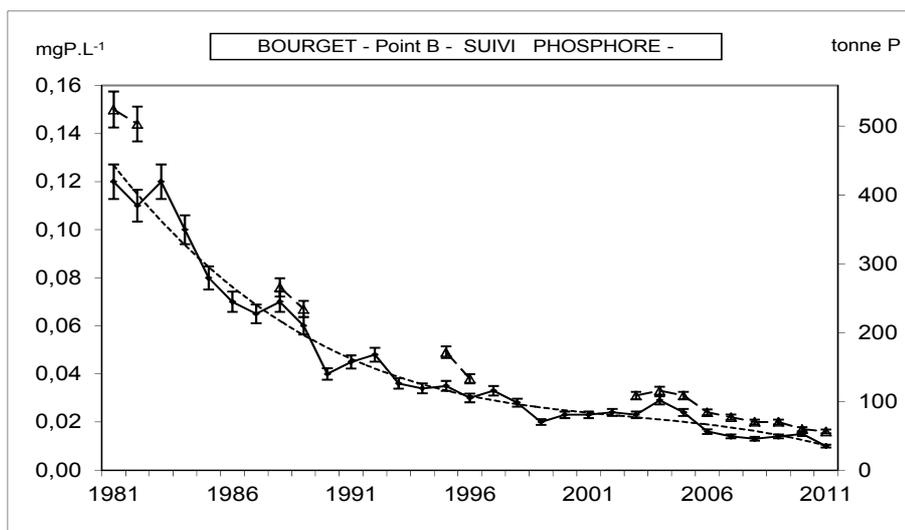


Figure 36 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP.L^{-1}) du phosphate —◆— et du phosphore total —△— ; correspondance avec les stocks hivernaux (tonne P) au point B de 1981 à 2011

Avec $0,010 \text{ mgP.L}^{-1}$ en phosphate et $0,016 \text{ mgP.L}^{-1}$ en phosphore total, les concentrations hivernales 2011 confirment la baisse du stock perçue en 2006. Après une phase de diminution des concentrations moyennes hivernales de 1981 à 1992 (de 120 à $45 \mu\text{gP.L}^{-1}$), l'évolution des concentrations semble montrer des paliers ; en effet les valeurs passent sous les $40 \mu\text{gP.L}^{-1}$ de 1993 à 1997, puis sous les $30 \mu\text{gP.L}^{-1}$ de 1998 à 2005 et enfin sous les $20 \mu\text{gP.L}^{-1}$ depuis 2006. Sur la base des modèles OCDE d'évaluation de la catégorie trophique, cette valeur confère au lac un niveau (oligo-)mésotrophe.

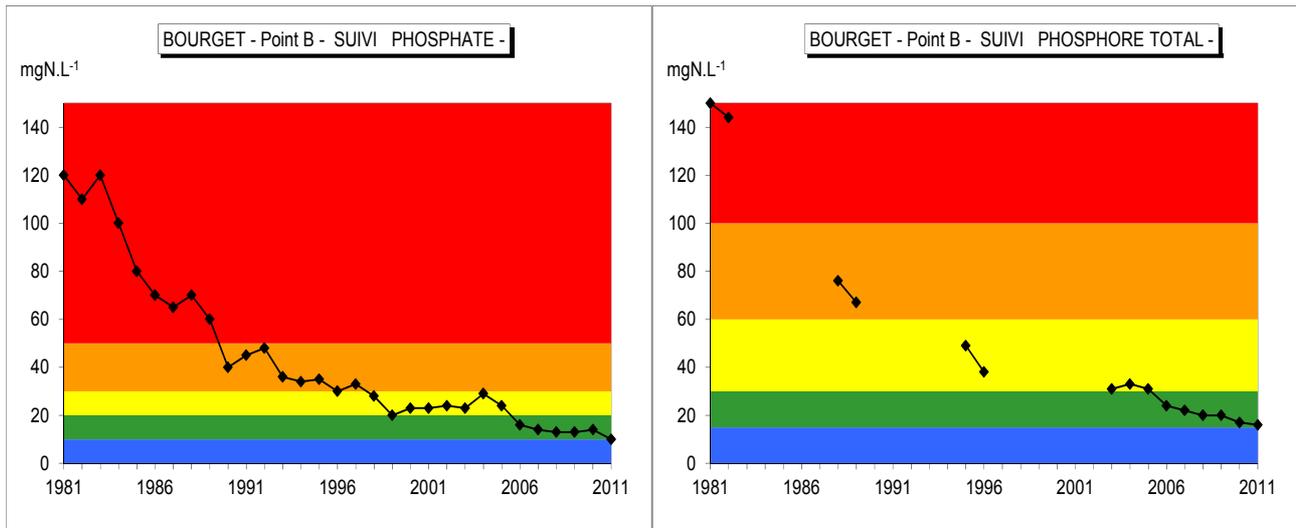


Figure 37 Evolution des concentrations moyennes hivernales ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) du phosphate et du phosphore total au point B de 1981 à 2011 ; comparaison avec les classes de qualité

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".

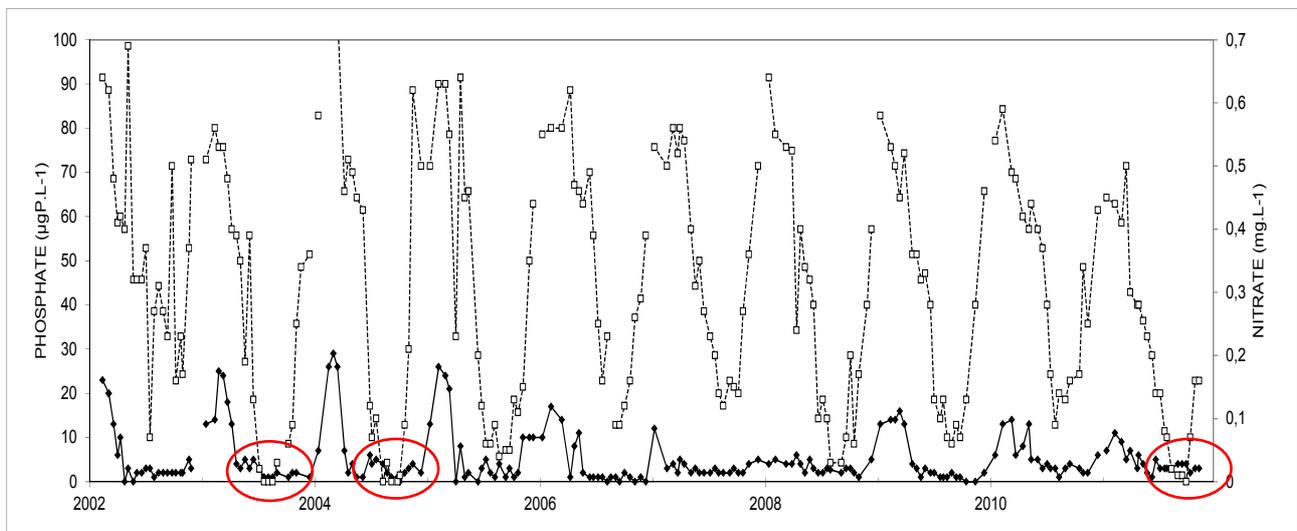


Figure 38 Comparaison de l'évolution des concentrations en phosphate mgP.L^{-1} (—◆—) et en nitrate mgN.L^{-1} (- -□- -) au point B à 10 m de profondeur entre 2005 et 2011

Rapport N/P

La valeur du rapport azote/phosphore (N/P) permet de définir quel est, du phosphore ou de l'azote, le facteur limitant dans le processus de production photosynthétique. Le rapport optimal moyen pour la croissance des algues est estimé en masse à 7 atomes d'azote pour 1 atome de phosphore. Le rapport nitrate/phosphate calculé sur la moyenne des concentrations mesurées à 2, 10 et 15 m de profondeur est, la plus grande partie de l'année, supérieur à 7 en 2011. Il confère au phosphore le rôle d'élément limitant dans la production photosynthétique. En effet, les phosphates s'épuisent plus rapidement que les nitrates dans

l'épilimnion lors de la poussée phytoplanctonique printanière comme l'illustre la figure 38. Mais entre le 17 août et le 4 octobre (48 jours), le rapport ion nitrate / ion phosphate est inférieur à 7 dans les 10 premiers mètres comme déjà observé en juillet-août 2003 (43 jours) et en août-septembre 2004 (48 jours).

ETUDE RELATIVE A LA CHLOROPHYLLE A ET A LA PRODUCTION PRIMAIRE

I. Dosage de la chlorophylle *a*

I.1. Echantillonnage et analyse

Nous effectuons un échantillon moyen sur toute l'épaisseur de la couche euphotique (0-20 m) à l'aide d'une bouteille à prélèvement intégré. 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 (meth. 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 se traduisent par une succession de pics chlorophylliens. L'évolution des concentrations en 2011 révèle deux phases de production bien individualisées :

- La première correspond au développement des cryptophycées et des diatomophycées ; elle débute assez tôt (dès le 8 mars) et se poursuit jusqu'au mois d'avril. Les concentrations de chlorophylle passent par un maximum le 8 avril avec $13,55 \mu\text{g.L}^{-1}$ (vs $8,44 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2010). Très logiquement, cette augmentation de biomasse est inversement corrélée avec la transparence (minimum 3 m le 8 avril) et avec les consommations en surface de la silice et du phosphate dont les concentrations passent respectivement, de $2,95$ à $1,37 \text{mg.L}^{-1}$ et de 14 à $5 \mu\text{gP.L}^{-1}$ entre le 16 mars et le 18 mai.
- La seconde qui se situe en été et en automne, correspondant à la croissance des autres communautés phytoplanctoniques (voir la partie sur le phytoplancton), ne montre pas de pic de biomasse et affiche des valeurs comparables à 2010.

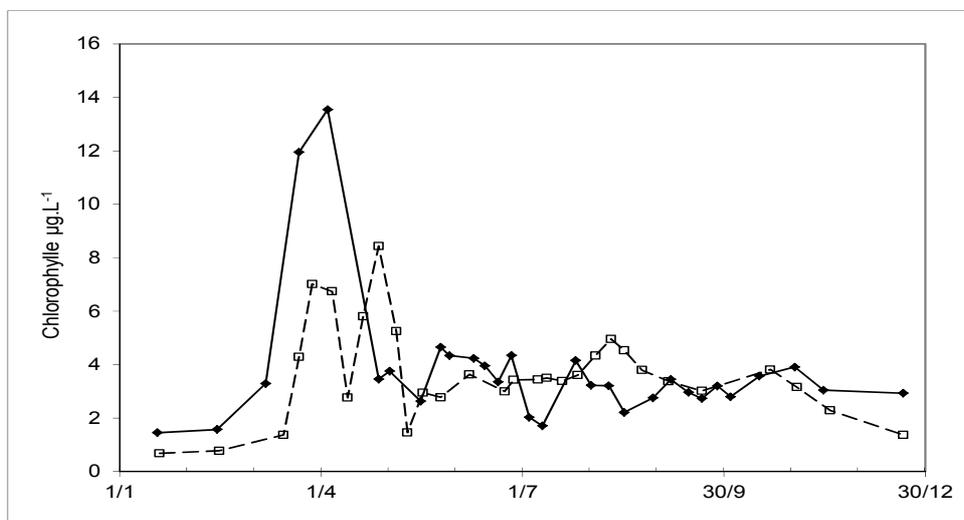


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0 – 20 m, au point B ; comparaison 2011 (—◆—) et 2010 (---□--)

I.3. Evolution à long terme

Avec $3,98 \mu\text{g.L}^{-1}$, l'année 2011 présente une concentration moyenne annuelle en chlorophylle très légèrement supérieure à 2010 ($3,17 \mu\text{g.L}^{-1}$) et surtout attribuable au pic printanier (max $13,55$ vs $8,44 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2010) mais reste dans la tendance de ces dernières années.

La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* reste assez hétérogène, permettant tout de même de percevoir une tendance à la baisse ; ce qui traduit une évolution favorable de cet indice corroborée aussi par l'évolution des concentrations maximales depuis 1987.

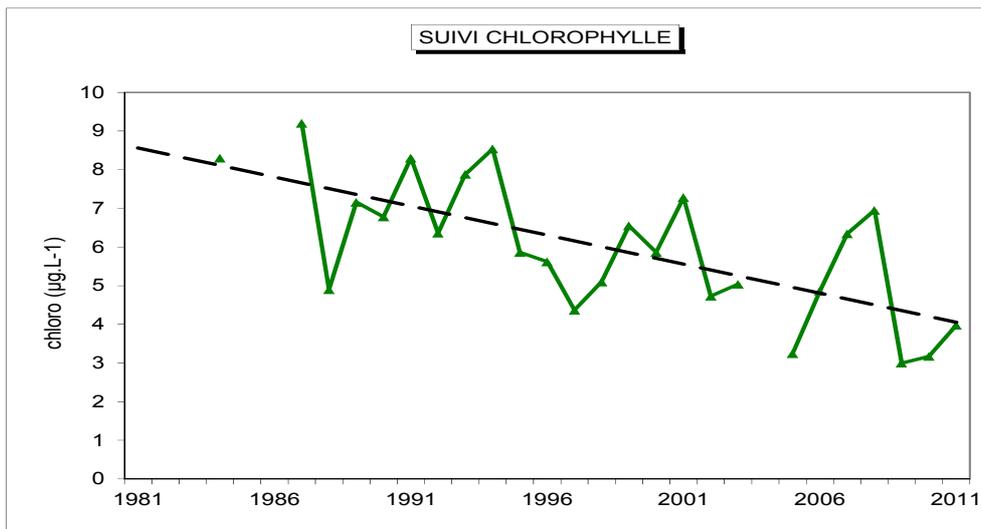


Figure 2 Evolution des concentrations moyennes annuelles en chlorophylle *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2011

La Figure 3 illustre l'évolution interannuelle des différents indices chlorophylle. Par rapport aux classes de qualité, les indices évoluent de façon favorable. En 2011, les concentrations maximales se situent à la limite des classes "bon" à "très bon" ; quant aux concentrations estivales, elles se positionnent à la limite des classes "moyen" à "bon".

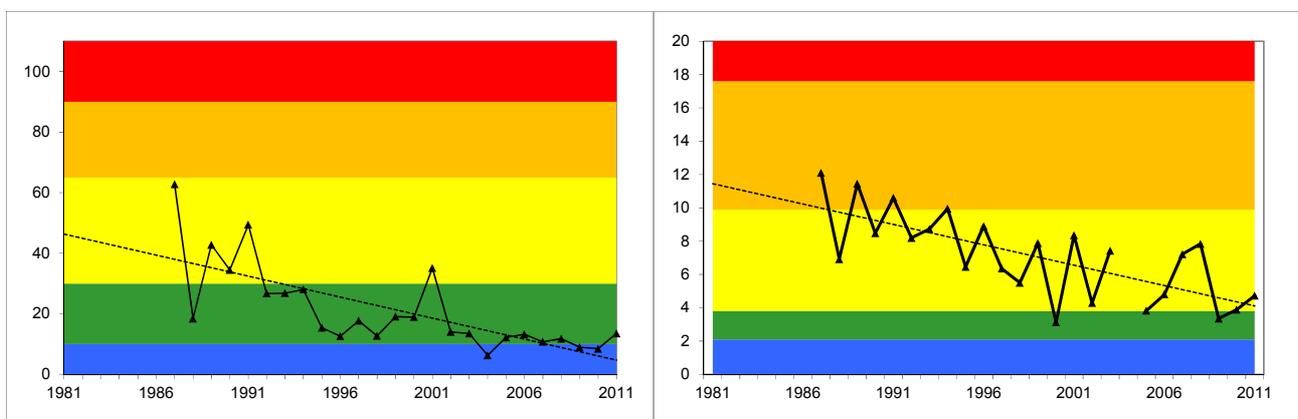


Figure 3 Evolution des concentrations maximales annuelles et estivales en chlorophylle *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2011 et comparaison avec les classes de qualité

II. Estimation de la production primaire

La mesure de production primaire nous renseigne sur la production de matière organique végétale (biomasse), issue de la photosynthèse par les organismes phytoplanctoniques. Présentée différemment, elle traduit la vitesse à laquelle se forme, par unité de temps, une quantité donnée de matière organique, à partir de la matière minérale et d'un apport d'énergie. Ce paramètre est donc particulièrement intéressant à mesurer et à suivre sur le long terme car son analyse pourra alors permettre de déterminer les importances relatives des nutriments, du climat ou d'autres variables intervenant sur l'activité du phytoplancton (Tadonlélé 2010).

En 2011, la production primaire a été mesurée au lac du Bourget à 5 profondeurs (2, 6, 10, 15 et 20 m) entre mars et novembre inclus. Afin de déterminer l'importance de cette production, une comparaison est proposée avec les lacs Léman et d'Annecy pour cette même année 2011 mais également avec l'année 2005 pour le lac du Bourget (dernière année où elle avait été mesurée).

Proposée à la même échelle, pour les mêmes profondeurs (6, 10, 15 & 20 m) et sur la même période (mars à novembre), la comparaison entre les mesures de production primaire au Bourget en 2005 et 2011 (Figure 4) révèle que ce dernier a vu sa production primaire diminuer de manière significative entre ces deux dates. Les valeurs maximales et moyennes étaient respectivement de 786 *vs* 299 et 153 *vs* 72 mgC m⁻³ j⁻¹ en 2005 *vs* 2011. En 2005, de fortes valeurs de production étaient mesurées entre la surface et 10 m de profondeur en avril puis en été et début d'automne. Ces fortes valeurs pouvaient être associées au printemps à *Cyclotella* sp et *Dynobryon* sp, puis aux Cyanobactéries *Planktothrix rubescens* et *Aphanocapsa delicatissima* pendant l'été et l'automne. Même si la comparaison entre deux années n'est pas suffisante, cette baisse de production va dans le sens de la réoligotrophisation marquée de l'écosystème entre ces deux années et la disparition de *P. rubescens* depuis la fin 2009.

La Figure 5 révèle les niveaux de production pour le Bourget, le Léman et Annecy en 2011. Pour le lac du Bourget, la valeur maximale de production est mesurée au début du mois d'avril à 2 m avec 714 mgC m⁻³ j⁻¹. Cette valeur de production est très comparable avec le lac Léman dont la valeur maximale est enregistrée à la fin du mois de mars avec 682 mgC m⁻³ j⁻¹. Cette production primaire au Bourget au début du printemps peut être directement associée à un bloom des Cryptophycées, majoritairement représentées par *Rhodomonas* spp. Au Léman, par contre, le pic de production enregistrée au début du printemps est presque exclusivement dû à des diatomées centriques (*Cyclotella* et *Stephanodiscus* spp). Si les valeurs et la dynamique enregistrées pour la production primaire au Léman et au Bourget sont donc assez comparables, les populations qui en sont responsables peuvent être très différentes. La ressemblance entre ces deux écosystèmes est donc toute relative même s'il est vrai que leur statut trophique est plus comparable que d'avec le lac d'Annecy qui présente des valeurs et une dynamique assez différente de ces deux « cousins ». La valeur maximale de production primaire, due à la Diatomée *Cyclotella costei* et à la Chrysophycée *Dinobryon divergens*, pour le lac d'Annecy n'est en effet que de 208 mgC m⁻³ j⁻¹ et elle est enregistrée au mois d'août. Le pic printanier semble aussi décalé comparativement aux deux autres lacs, avec un « pic » de 136 mgC m⁻³ j⁻¹ à 3 m le 10 mai dû à la Chrysophycée *Chrysolykos planctonicus* et encore la diatomée centrique *Cyclotella costei*.

Au lac du Bourget, aucun pic de production aussi élevé n'est enregistré pendant la suite de l'année, les valeurs maximales étant de l'ordre de 200-250 $\text{mgC m}^{-3} \text{j}^{-1}$ à 2 ou 6 m en juin, août, septembre et octobre. Ces fortes valeurs sont associées à des Chrysophycées en juin (*Dynobryon* spp), un mélange de diverses populations (août), puis aux Chrysophycées, Diatomées et Cyanobactéries à l'automne.

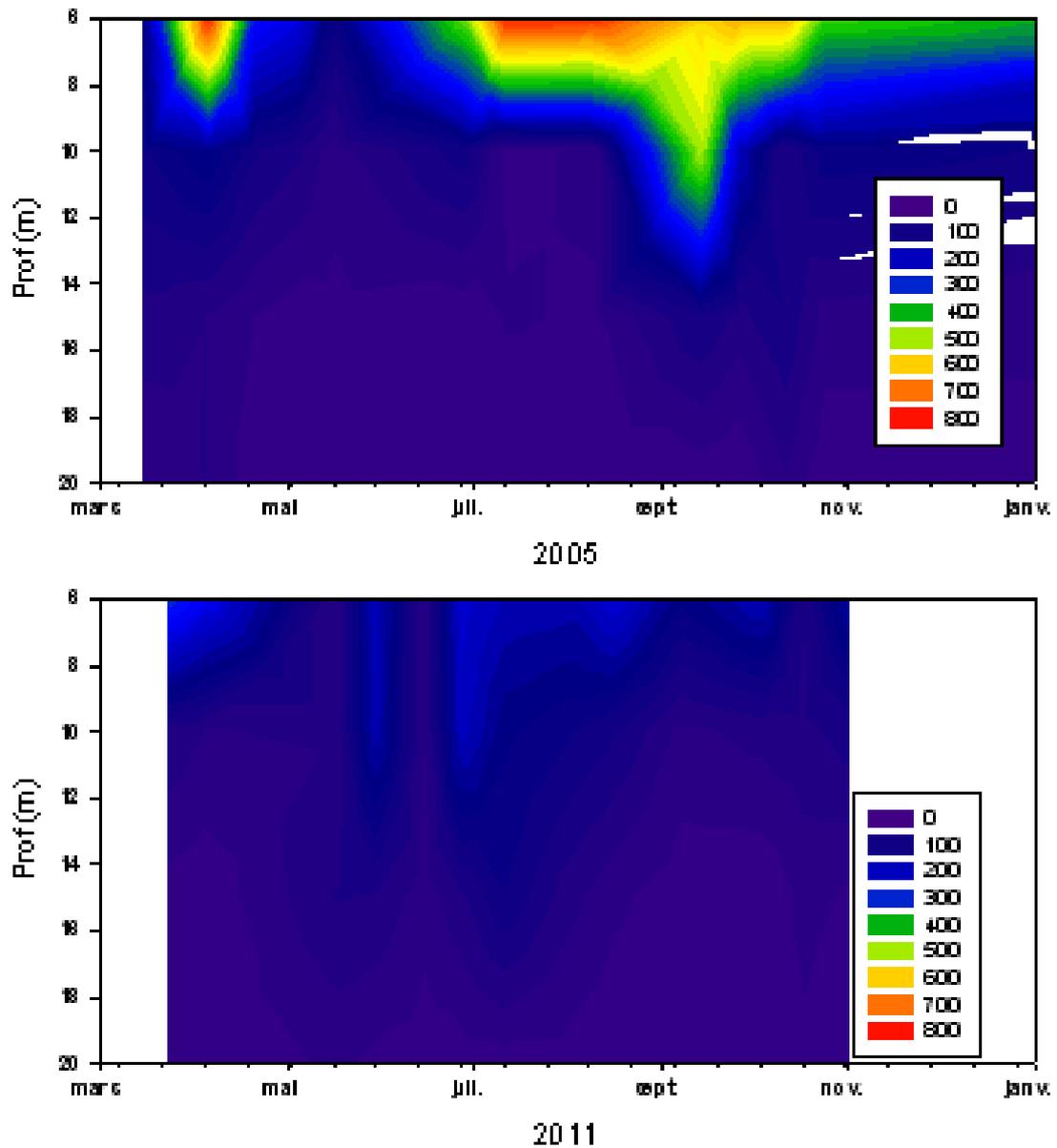


Figure 4 Comparaison des valeurs de production primaire en 2005 et 2011 pour le lac du Bourget

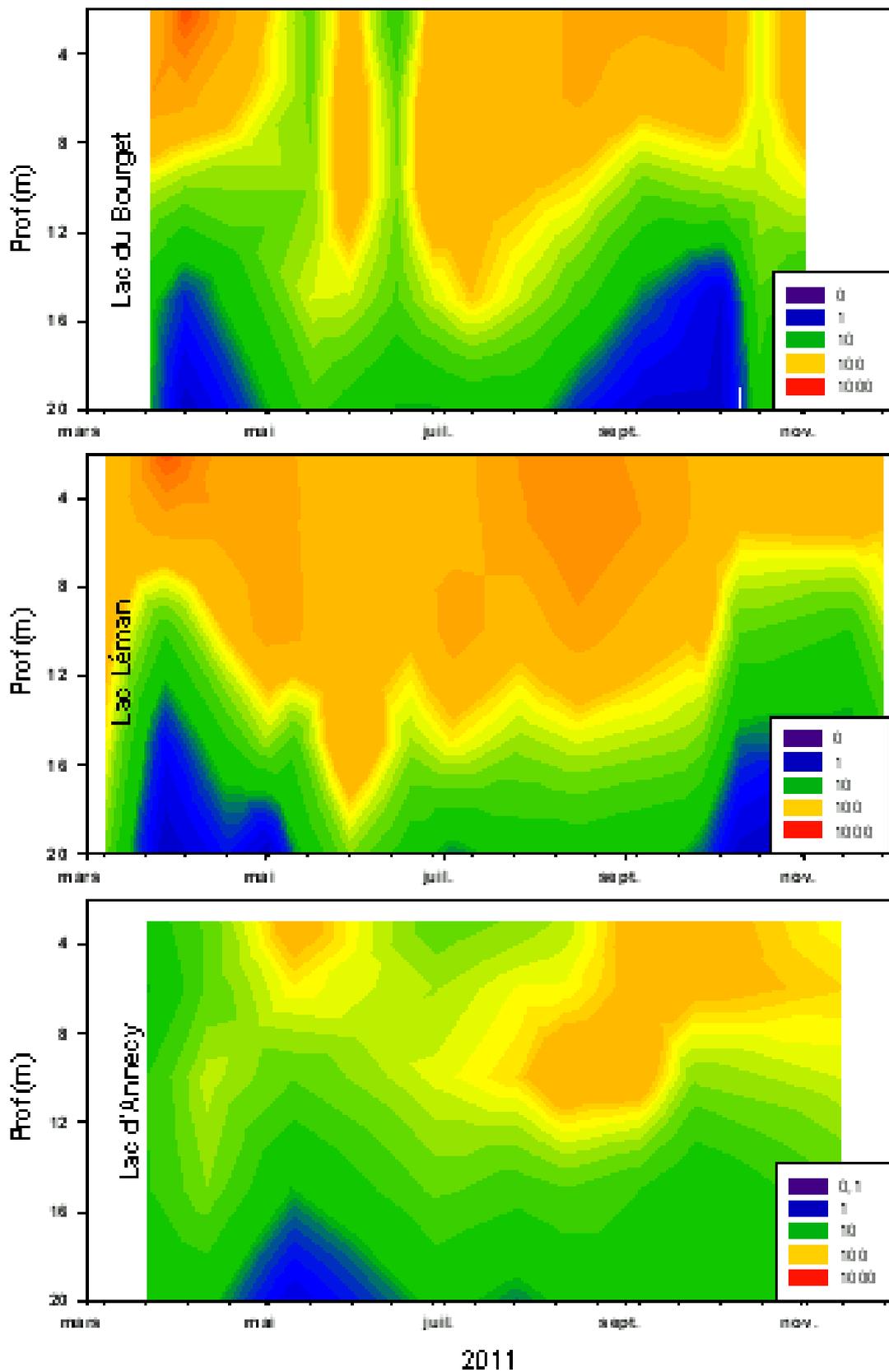


Figure 5 Comparaison des valeurs de production primaire en 2011 pour les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget

ETUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I. Méthodologie

En 2011, 21 campagnes de prélèvements ont été effectuées pour l'étude du phytoplancton dans le lac du Bourget (point B). Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-20 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 laissé à sédimenter pendant au moins 12 heures à l'abri de la lumière et de la chaleur. Ce laps de temps permet aux microalgues, même les plus légères, de sédimenter au fond de la chambre à sédimentation. Puis on glisse la partie cylindrique sur le côté de la chambre pour la remplacer par une lamelle de couverture en verre. Enfin, la lame est déposée délicatement sur un microscope inversé afin de procéder à l'examen quantitatif du phytoplancton.

Les protocoles d'analyse sont décrits avec plus de précision dans le document rassemblant les modes opératoires phytoplancton de l'INRA (Druart & Rimet 2008) ; ils sont également conformes au protocole national d'analyse du phytoplancton (Laplace-Treytore et al. 2009). Le lecteur intéressé peut télécharger les protocoles d'analyse complets sur le lien suivant :

http://www.dijon.inra.fr/thonon/les_plateaux_techniques/le_laboratoire_de_biodiversite_et_de_bioologie_moleculaire/les_analyses_du_laboratoire

Les principes des calculs de biomasses algales et des indices (voir ci-après) sont donnés en Annexe 2.

II. Résultats

II.1 Evolution saisonnière de l'année 2011

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 2011. La succession des classes algales suit le modèle classique du modèle PEG (Plankton Ecology Group) de succession des principales classes phytoplanctoniques (Sommer et al. 1986) :

- Un pic printanier de biomasse en Cryptophycées. La biomasse maximale est atteinte le 5 avril (2670 $\mu\text{g.L}^{-1}$) ;
- Une phase des eaux claires entre la fin avril et le début du mois de mai : les prélèvements du 28 avril et 3 mai présentent des biomasses algales faibles ; celle du 3 mai est la plus faible de toute l'année (222 $\mu\text{g.L}^{-1}$) ;
- Une phase de fin de printemps et d'été, caractérisée par une biomasse significativement importante en Chrysophycées. Parmi les classes présentant des biomasses également importantes, on observe une proportion importante en Chlorophycées en fin de printemps et début d'été, celles-ci vont régresser en fin d'été. Elles sont remplacées par des Dinophycées qui sont importantes en fin d'été ;
- Enfin une phase automnale et hivernale qui sont caractérisées par des proportions relativement importantes en Cyanobactéries et Diatomées.

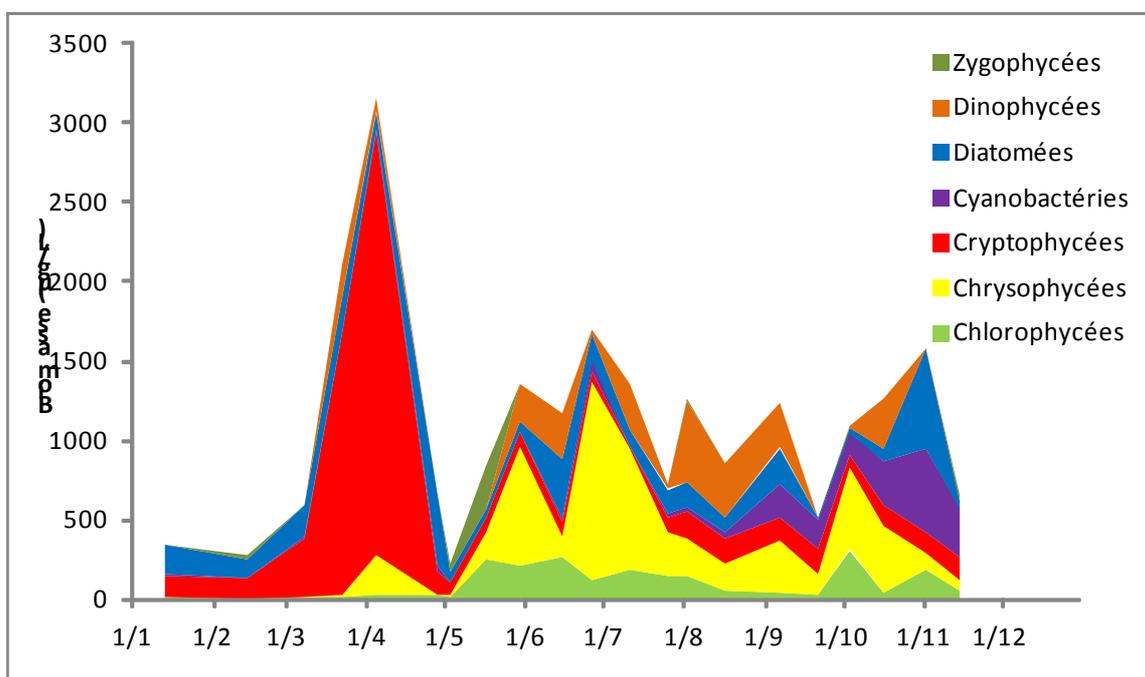


Figure 1 Variations saisonnières du biovolume du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2011

Evolution des espèces dominantes

La Figure 2 ci-après illustre la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2011 (10 taxons présentant la biomasse annuelle la plus élevée).

Le taxon dominant la biomasse algale de 2011 est *Rhodomonas minuta* (20,6% de la biomasse totale annuelle). Ce taxon est omniprésent de la période hivernale jusqu'à la phase des eaux claires (fin avril

début mai). Il s'agit d'un taxon appartenant à la classe des Cryptophycées, considéré comme préférant les lacs méso-eutrophes, et souvent rencontré avec d'autres taxons sensibles à la stratification des eaux (Padisak et al. 2009), comme les petites diatomées centriques *Stephanodiscus minutulus*, *S. alpinus* et *Cyclotella delicatula*.

Le taxon qui va dominer après la phase des eaux claires jusqu'à la fin de l'été est *Dinobryon divergens*, caractéristique des lacs oligotrophes (Padisak et al. 2009). En fin d'été et début d'automne, *Ceratium hirundinella* (classe des Dinophycées), taxon caractéristique de l'épilimnion en été (Reynolds et al. 2002), présente des biomasses importantes.

On note la présence en fin d'année d'*Aphanizomenon flos aquae*, cyanobactérie hétérocystée filamenteuse et fixatrice d'azote, et également de *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanctica* (petite Cryptophycée). *Fragilaria ulna* var. *acus*, espèce tolérant le brassage de la masse d'eau, est également présente à cette période. *Aphanizomenon flos aquae* est une espèce qui peut potentiellement produire des toxines -anatoxine et saxitoxine- (Afssa & Afsset 2006).

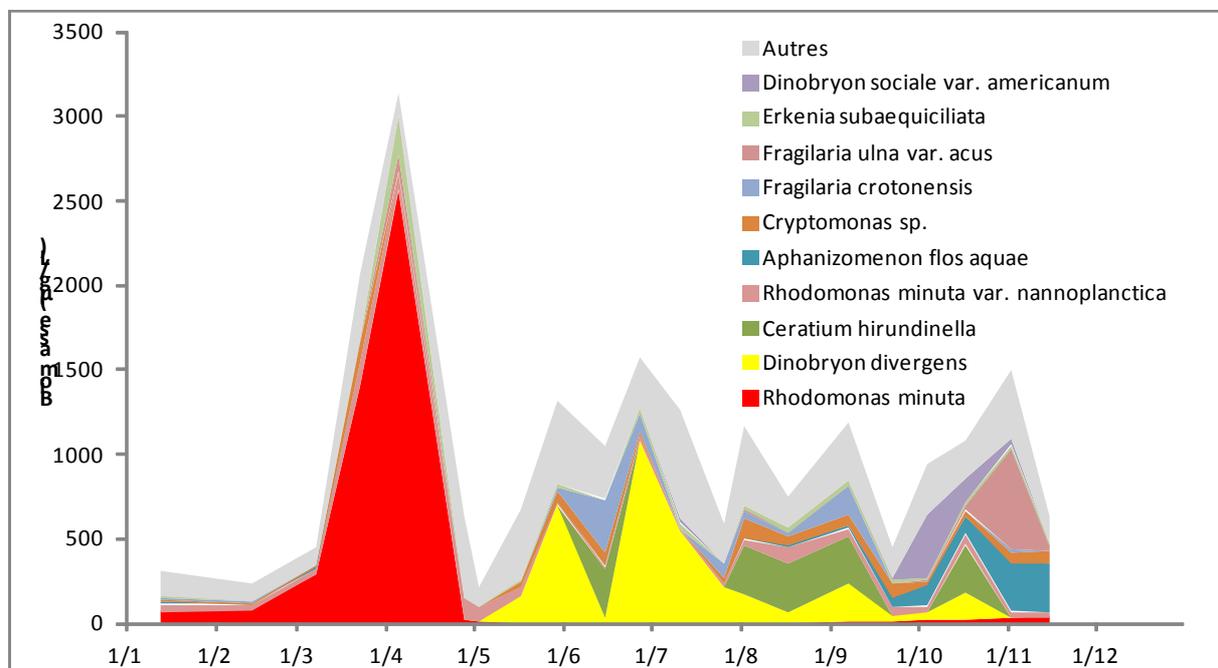


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2011

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 µm³, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 µm³. La part du microphytoplancton est largement majoritaire toute l'année (~70%) sauf du 8 mars au 5 avril, c'est-à-dire lors du pic printannier qui est donc majoritairement constitué de petites algues, fortement consommable pour le zooplancton (voir chapitre sur le zooplancton).

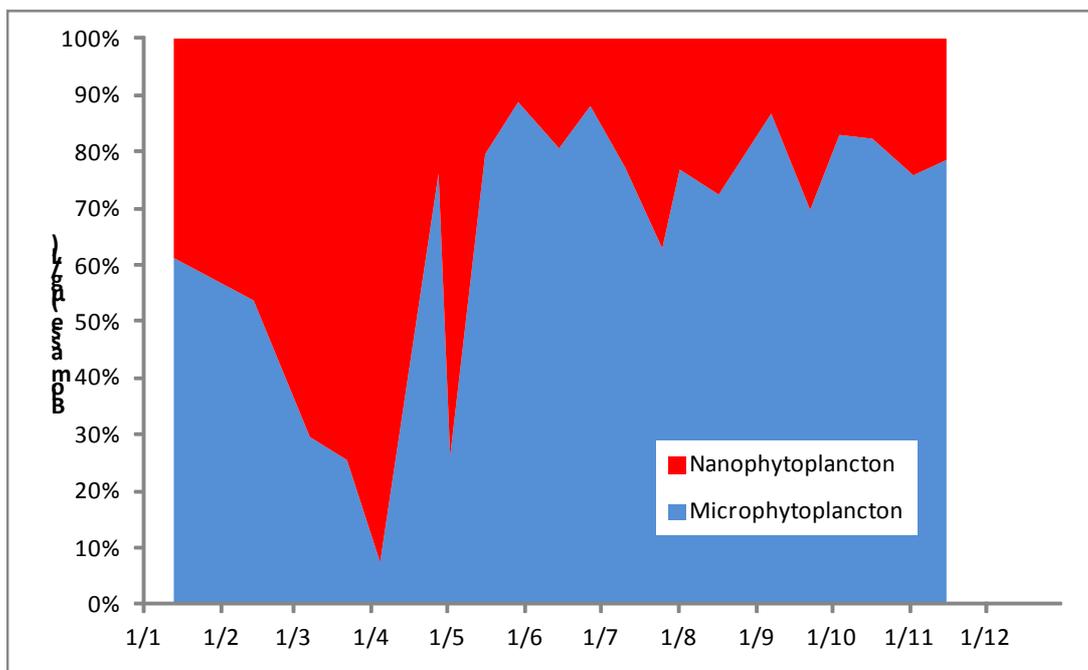


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2011

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). On trouvera dans l'Annexe 3 les définitions de chaque groupe fonctionnel données dans l'article de Reynolds et al. (2002).

De la même façon qu'en 2010, le groupe fonctionnel présentant la biomasse la plus importante est le E. Il rassemble des algues mixotrophes (*Dinobryon* spp.), préférant de lacs pauvres en nutriments. Dans le lac du Bourget ce groupe apparaît au printemps, il présente des biomasses importantes en été et disparaît progressivement en automne.

Le groupe fonctionnel noté Lm rassemble des taxons caractéristiques des épilimnions en été, dans le Bourget, ce groupe est surtout présent en fin d'été et début d'automne.

On note la présence du groupe H1 en fin d'année, il regroupe les cyanobactéries fixatrices d'azote comme *Aphanizomenon flos aquae* et tolérant les faibles concentrations en azote et carbone.

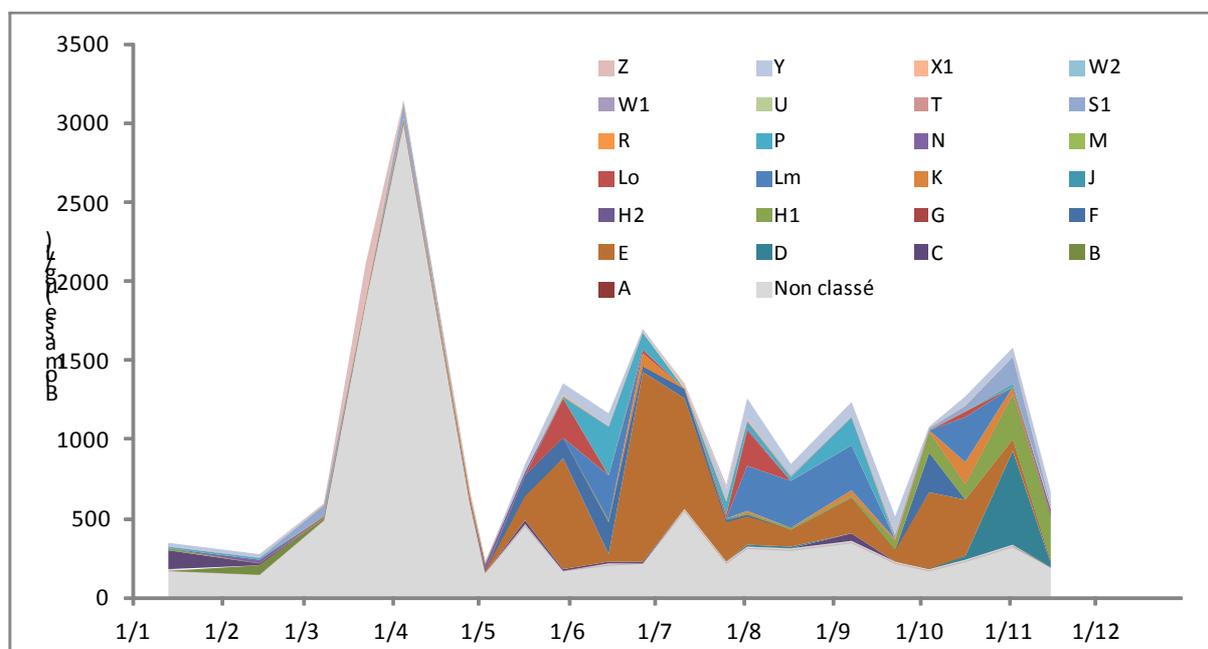


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, non classé correspond aux taxons non classés par Reynolds et al. (2002)) dans le Lac du Bourget en 2011.

II.2 Evolution interannuelle

Evolution des classes algales

Le biovolume total algal augmente progressivement de 1995 à 2008. Par contre, les années 2009 et 2011 présentent les plus faibles biomasses sur toute la chronique 1995-2011. Entre 2006 et 2010, celle-ci est divisé par presque 4. Les biomasses de 2010 et 2011 sont équivalentes. 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 1995 à 2011

| | 1995 | 1996 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|--------------------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Biomasse annuelle (µg/l) | 1767 | 2532 | 2940 | 3384 | 4346 | 4121 | 3842 | 1417 | 1088 | 1093 |

La Figure 5 présente l'évolution interannuelle des classes algales. On observe une augmentation de l'abondance des Cyanobactéries de 1995 à 2008, puis une chute en 2009, et surtout 2010 et 2011, années pour lesquelles elles sont largement minoritaires. La proportion des Diatomées et des Chrysophycées (classes algales caractéristiques de milieux de bonnes qualités) augmente alors fortement.

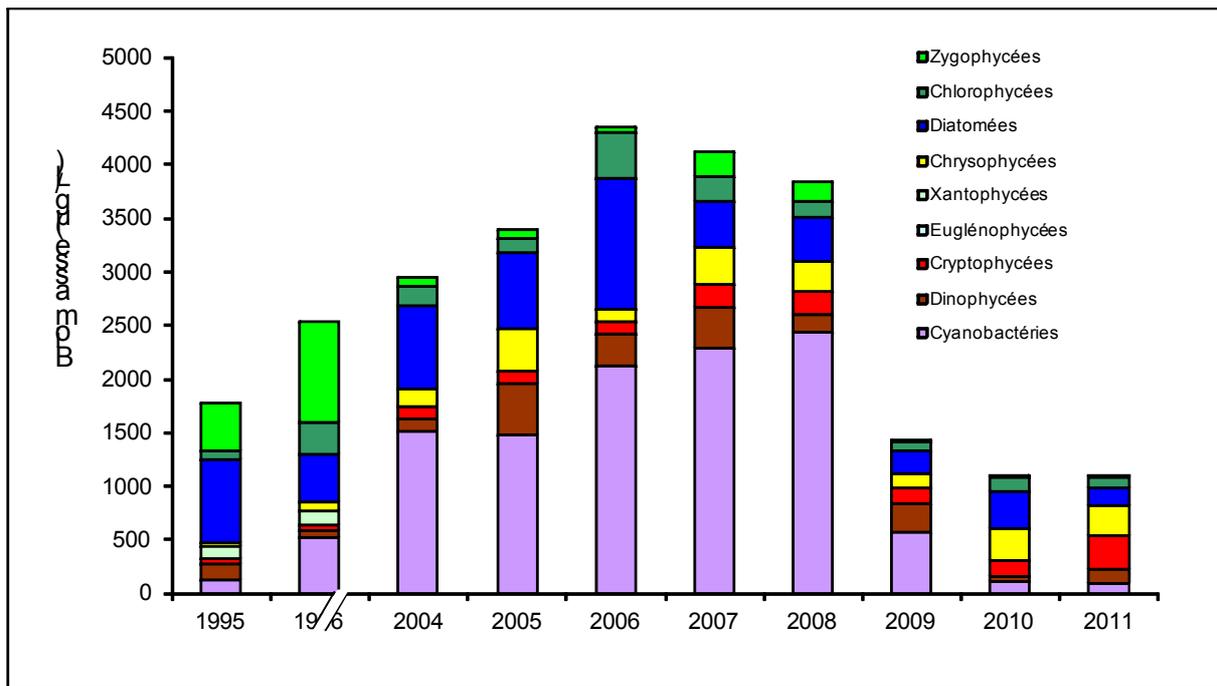


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2011. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon (Weaver & Shannon 1949) a été calculé (détail du calcul en Annexe 2), 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 sur la Figure 6.

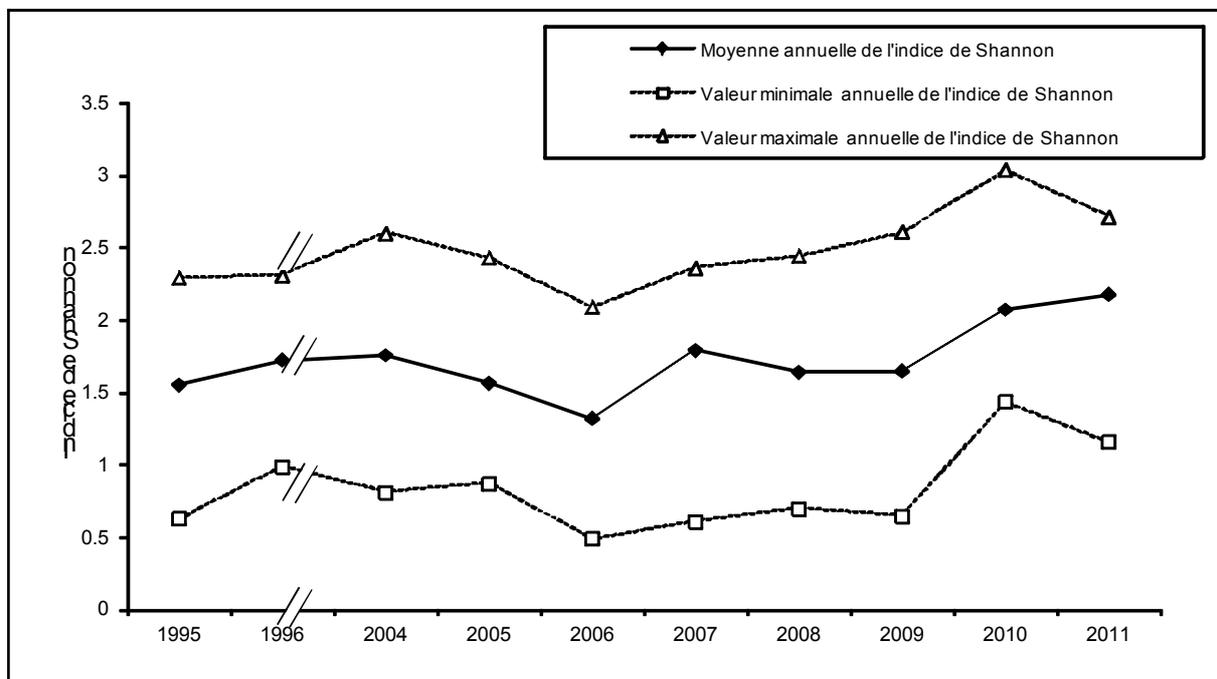


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon

L'année 2011 présente la plus forte diversité de toute la chronique. L'augmentation de la diversité est probablement à imputer à la disparition de *Planktothrix rubescens* et de *Mougeotia* spp. (Vincon-Leite et al. 1998, Jacquet et al. 2005) qui dominaient très largement le peuplement phytoplanctonique les années précédentes et faisait chuter la diversité algale. Il est intéressant de noter que cette diversité est depuis 2010 assez comparable entre les lacs Léman, du Bourget et d'Annecy (Jacquet et al. 2012).

Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) est présentée Figure 7.

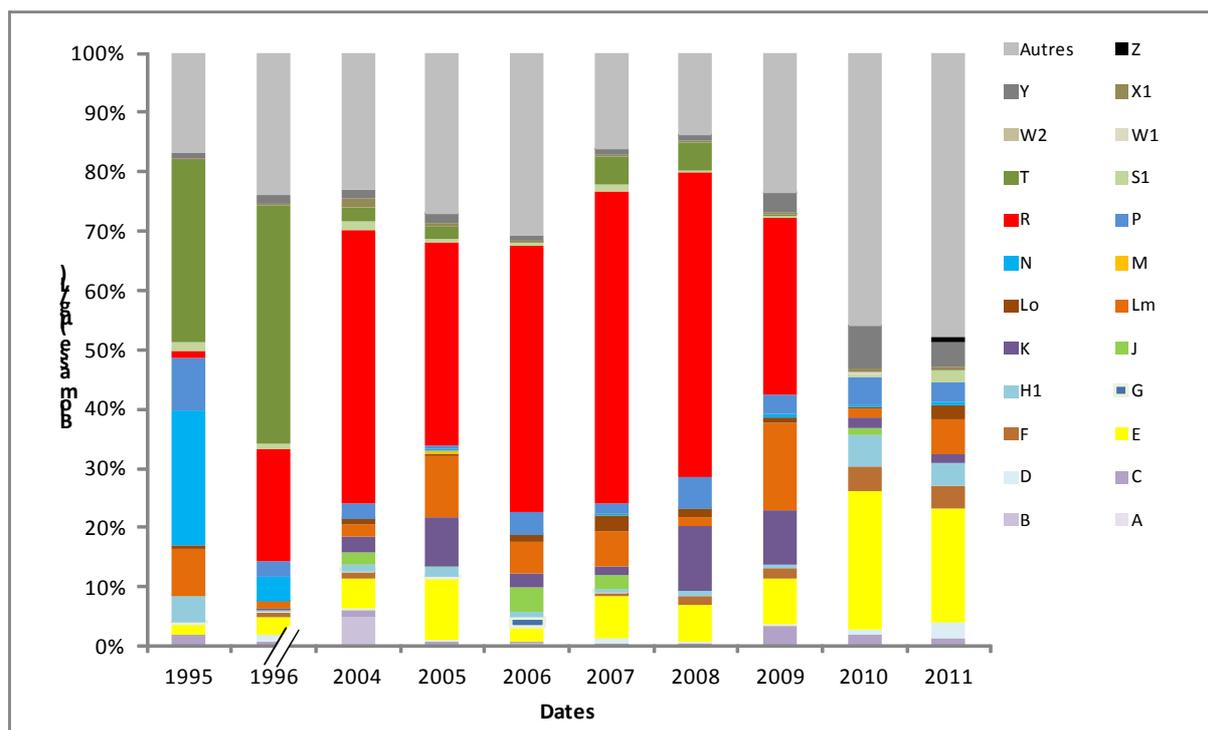


Figure 7 Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon (Reynolds et al. 2002)

Trois phases peuvent être identifiées sur la chronique 1995 – 2011 :

- 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.

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). Le détail de son calcul est donné en Annexe 2.

Cet indice (Figure 8) donne pour 133 taxons leur préférence par rapport à une concentration en phosphore total (PT). Plus cet indice est élevé plus le niveau trophique sera faible. Les valeurs suivantes sont données par les auteurs :

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

Les valeurs de 2010 et 2011 sont équivalentes (valeur ~ 3). Les valeurs des indices de 2010 et 2011 sont plus faibles que celles de la période 2007-2009. Ceci est à relier d'une part à la disparition de *Planktothrix rubescens* qui est considéré dans l'indice de Brettum comme caractéristique des milieux méso/faiblement eutrophe à oligotrophes (et donc qui relevait la note) et d'autre part à l'apparition d'*Aphanizomenon flos aquae*. Cette cyanobactérie filamenteuse présentant des biomasses importantes en fin d'année ; elle est considérée comme caractéristique de milieux eutrophes dans l'indice de Brettum. C'est donc ce qui fait chuter sa valeur pour 2010 et 2011.

La différence de valeur d'indice entre Annecy (indice ~ 4.5) et Bourget (~ 3) est liée à la différence de composition spécifique. En effet, Annecy présente des taxons électifs de milieux oligotrophes tels *Kephyrion* spp., *Chrysolykos planktonicus* qui sont (encore) absents du Bourget. De plus des taxons tels que *Aphanizomenon flos aquae* présent au Bourget et absent d'Annecy, font chuter la valeur de l'indice (Jacquet et al. soumis).

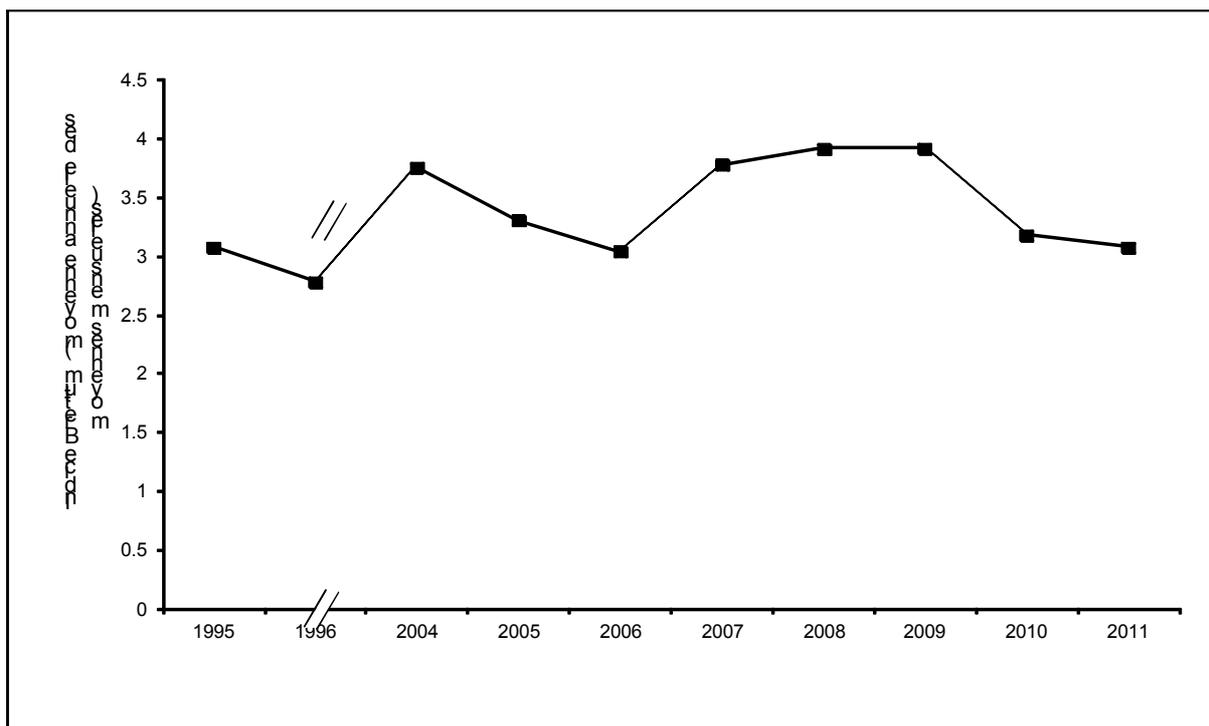


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

Evolution du micro et nanophytoplancton

Le Tableau 2 reprend l'évolution de la proportion des compartiments nano- et microphytoplanctoniques de 1995 à 2011, la Figure 9 donnant cette évolution en biomasse.

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)

| | 1995 | 1996 | 2004 | 2005 | 2006 | 2007 | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|---------------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|
| Microplancton | 66,2 | 73,1 | 89,9 | 90,1 | 81,0 | 91,4 | 90,2 | 83,5 | 74,9 | 62,4 |
| Nanoplancton | 33,8 | 26,9 | 10,1 | 9,9 | 19,0 | 8,6 | 9,8 | 16,5 | 25,1 | 37,6 |

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 2011.

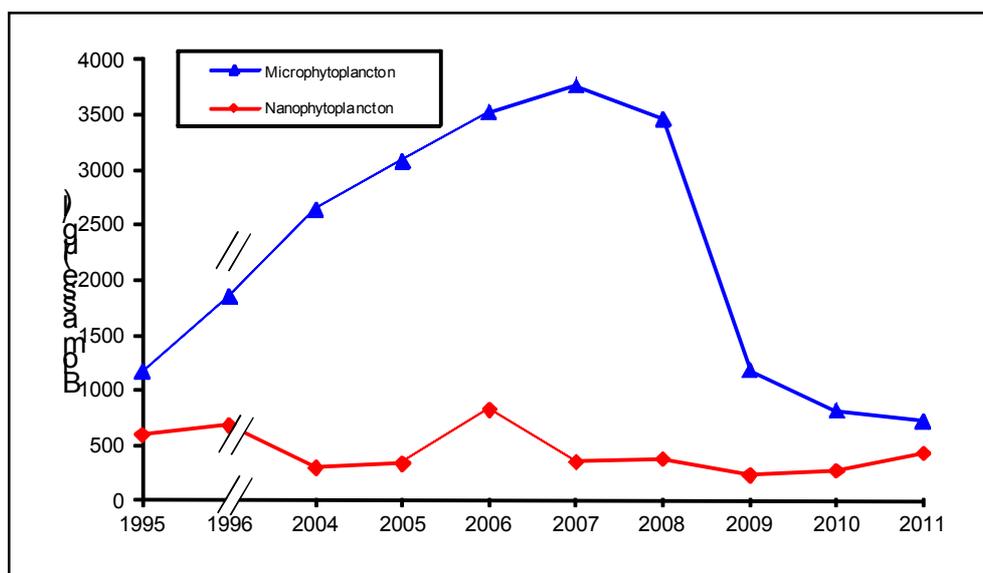


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanktoniques

III. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2011 peut être résumée de la manière suivante :

- Un début d'année marqué par un important pic printanier de Cryptophycées (*Rhodomonas minuta*). Cette petite espèce est caractéristique des lacs mésotrophes et elle est souvent rencontrées avec les taxons sensibles à la stratification des eaux (ex. petites diatomées centriques).
- Une phase des eaux claires bien marquée entre la fin avril et début mai, on note d'ailleurs que le 3 mai correspond à la biomasse la plus faible de l'année 2011.
- Après la phase des eaux claires, la composition du compartiment phytoplanctonique change brutalement. De la fin du printemps jusqu'à la fin de l'été, ce sont les Chrysophycées et en particulier les *Dinobryon* spp. (*Dinobryon divergens* principalement) qui vont dominer la biomasse. Ces taxons mixotrophes sont caractéristiques des eaux pauvres en nutriments. En fin d'été, on note des biomasses relativement importantes de *Ceratium hirundinella*. Cette grande Dinophycée est élective des épilimnions estivaux dans les grands lacs.
- En automne et hiver, *Aphanizomenon flos aquae*, une cyanobactérie filamenteuse hétérocystée, présente des biomasses relativement importantes. Ce taxon est tolérant aux faibles concentrations en azote et carbone. On note également des biomasses importantes en diatomées pennées (*Fragilaria ulna* var. *acus*) tolérantes à la turbulence de la masse d'eau.

L'évolution interannuelle est marquée par une biomasse toujours faible par rapport aux années 2004-2008. Tout comme l'année précédente, *Planktothrix rubescens* n'a pas été observée dans les échantillons. L'année 2011 confirme que depuis 2010 nous sommes rentrés dans une nouvelle phase dans l'évolution du lac : les algues mixotrophes, caractéristiques des milieux oligotrophes voient leur proportion augmenter. Tout comme 2010, on note la présence d'*Aphanizomenon flos aquae* en fin d'année (octobre – décembre), une cyanobactérie filamenteuse hétérocystée susceptible de produire des toxines -anatoxines et saxitoxines- (Afssa & Afsset 2006). La vigilance reste donc de mise.

ETUDE PORTANT SUR LES COMPTAGES DE *PLANKTOTHRIX RUBESCENS*

Comme chaque année 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. Cette année, seule la dynamique cellulaire est présentée, la biomasse ayant été encore très faible comme en 2010, et aucune toxine n'ayant été détectée.

I. Méthodologie

Les échantillons d'eau brute obtenus à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m ont été fixés au lugol et préparés selon la même technique que celle présentée pour le phytoplancton c'est-à-dire la technique d'Utermöhl (norme Afnor 2006).

II. Résultats

Depuis douze années cette cyanobactérie toxique est suivie et des biomasses importantes étaient observées régulièrement à des profondeurs variant entre 15 et 20 mètres jusqu'au printemps de l'année 2009 (Figure 1). Des biomasses record avaient même été enregistrées en 2008.

Mais depuis l'été 2009, les biomasses sont très faibles. En 2010, seuls quelques rares filaments ont été observés au microscope pendant les analyses, et l'année 2011 confirme cette cinétique de raréfaction. La baisse de la concentration du phosphore peut probablement expliquer cette quasi disparition de *Planktothrix rubescens*, qui devenu numériquement faible, ne remporte plus la compétition pour les nutriments. Cependant il semble important de continuer à effectuer le suivi spécifique de cette « algue » toxique pour confirmer sa disparition. Il serait également important d'ajouter à ce suivi, un 2^{ème} suivi spécifique, pour *Aphanizomenon flos-aquae*, autre cyanobactérie devenant de plus en plus fréquente et qui est également potentiellement toxique.

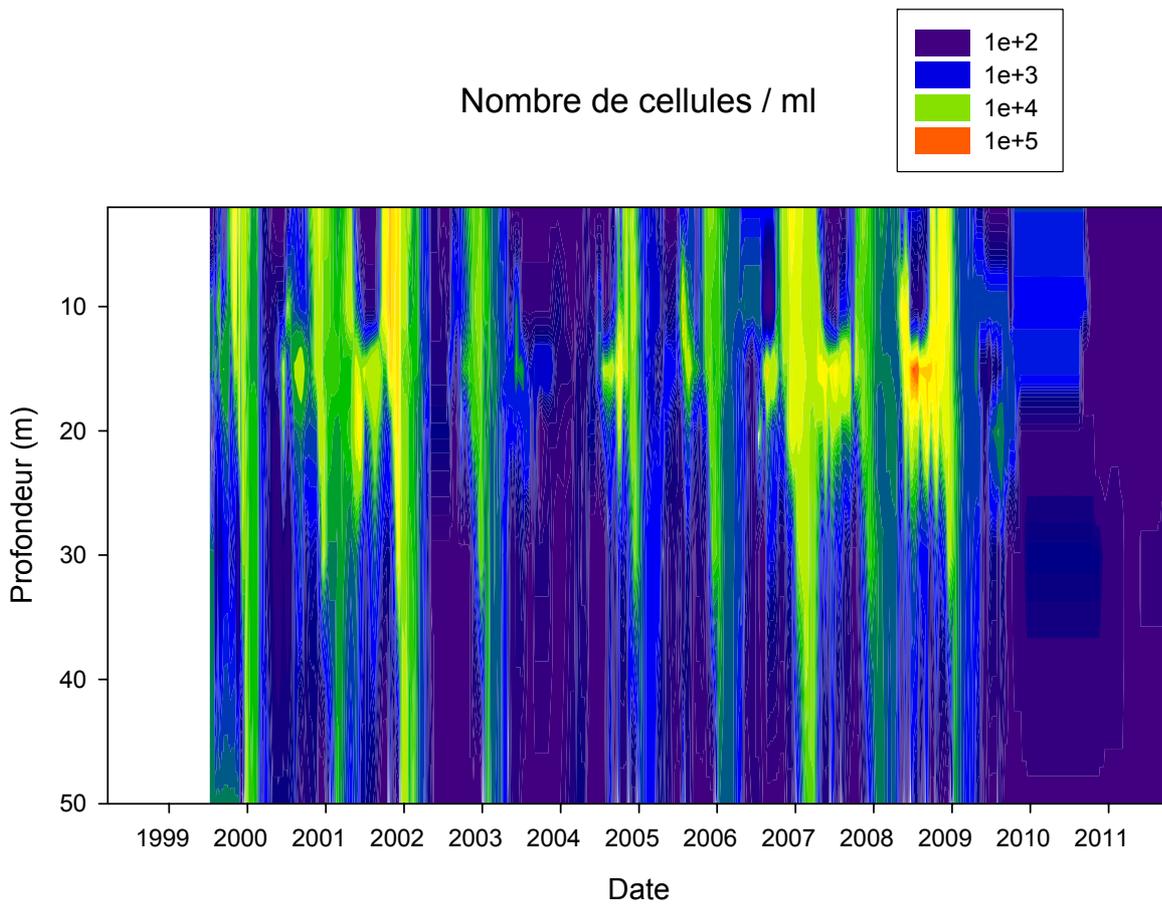


Figure 1 Evolution de la concentration cellulaire de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2011 en fonction de la profondeur

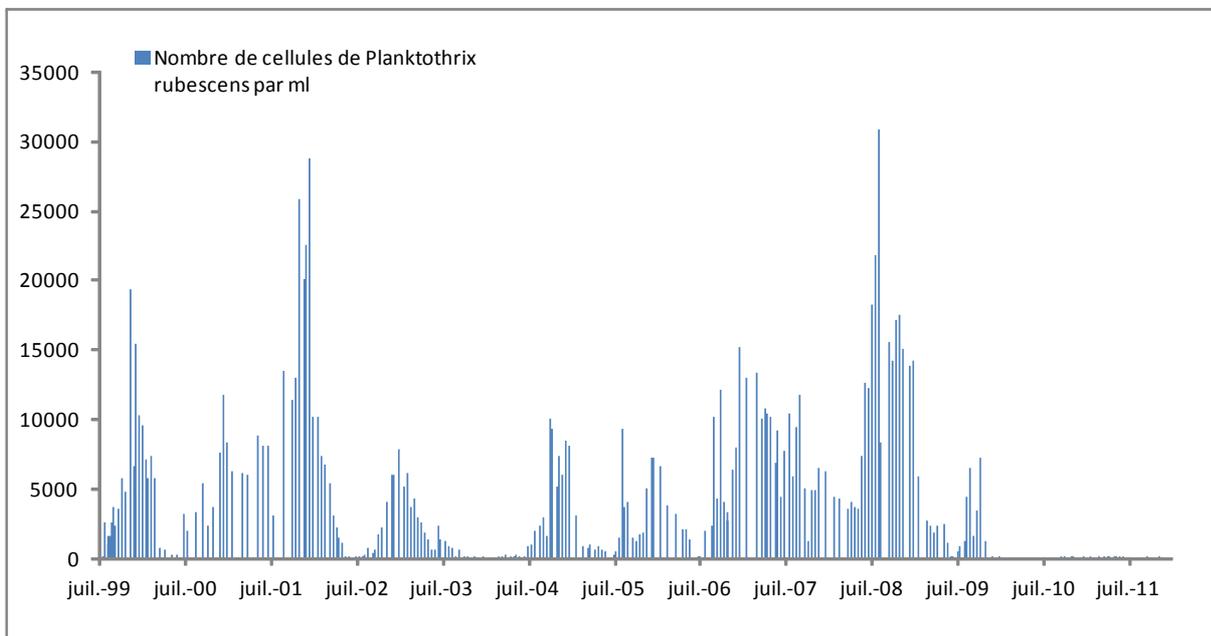


Figure 2 Evolution de la concentration cellulaire moyenne sur la profondeur 2-50 m de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2011

ETUDE PORTANT SUR LES DONNEES FOURNIES PAR LA SONDE BBE

I. Introduction

La sonde bbe spectrofluorimétrique (photo 1) est une sonde immergeable qui permet d'obtenir la concentration en μg équivalent de chl $\text{a} \cdot \text{L}^{-1}$ 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 [Cyanobactéries « rouges », Cryptophycées]) sur la base de leurs caractéristiques pigmentaires propres (Moldaenke 2002, Beutler et al. 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 groupes d'algues par leur fluorescence respective et d'obtenir leur concentration, en μg équivalent de chl a /L, en continu le long de la colonne d'eau. La fluoroprobe utilise 5 diodes émettant à différentes longueurs d'onde (450 nm, 525 nm, 570 nm, 590 nm et 610 nm) pour l'excitation de pigments accessoires propres à chaque groupe phytoplanctonique (Tableau I). 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 la biomasse totale (Moldaenke 2002, Beutler et al. 2002, Leboulanger et al. 2002, Roland et al. 2010, Catherine et al. 2012).



Photo 1 La sonde prête à l'emploi

Tableau I Pigments caractéristiques des principales classes algales étudiées et longueurs d'onde d'excitation (pics d'absorption maximaux) de ces pigments

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

II. Dynamique des populations

Dans la mesure où, comme l'année dernière, il n'y a pas eu de développement de *P. rubescens*, nous avons préféré utiliser 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 différents groupes d'algues. Elle est caractérisée par la succession de trois phases, illustrée par la Figure 1 ci-dessous.

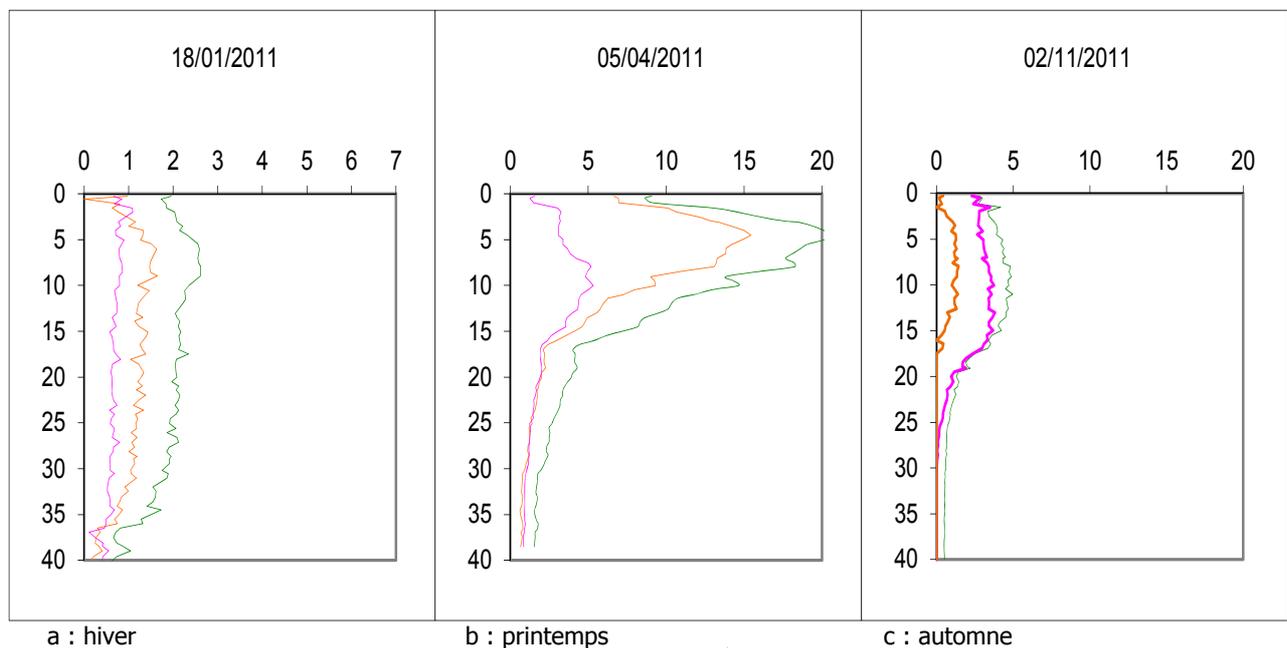


Figure 1 Exemples de distributions des concentrations ($\mu\text{g.L}^{-1}$ eqChloroa) au point B au cours de l'année 2011. — chloro totale, — "diatomées", — "cryptophycées"

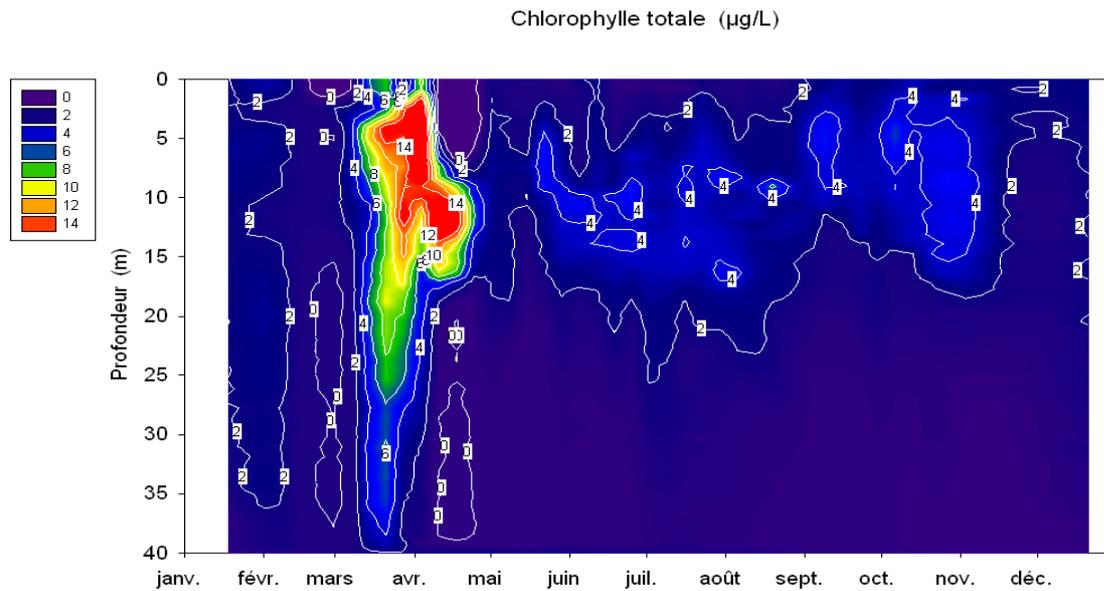


Figure 2 Distributions de la biomasse algale ($\mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chloro *a*) au point B au cours de l'année 2011

- En hiver : les concentrations se situent autour de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chloro *a* et sont réparties de façon homogènes sur la verticale ;
- 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 5 avril à 4,5 m de profondeur avec $20,9 \mu\text{g.L}^{-1}$;
- En automne avec l'érosion progressive de la thermocline, la biomasse se répartit, dans un premier temps, sur une épaisseur de 0 à 15 m avec des concentrations inférieures à $5 \mu\text{g/L}^{-1}$. Puis, le refroidissement des eaux de surface et la poursuite de la disparition du gradient thermique entraînent progressivement les algues vers les couches profondes avec des concentrations qui continuent leur diminution ($\approx 2 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Pour étudier l'évolution saisonnière de la biomasse phytoplanctonique à partir des profils de sonde fluorimétrique ; chaque profil est intégré sur une couche d'eau d'une épaisseur correspondant à la couche trophogène (0 – 20 m) dans laquelle se développent la plus grande partie des algues.

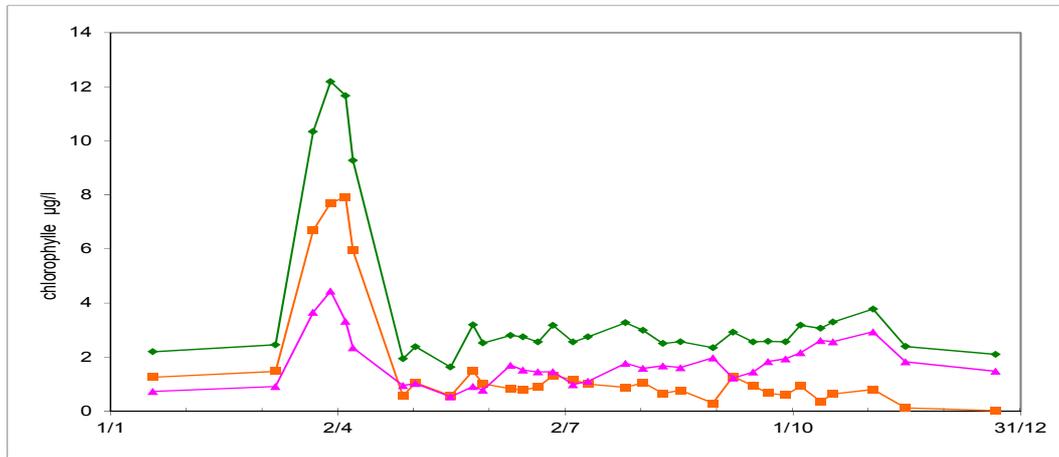


Figure 3 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche 0 – 20 m au point B en 2011 (—◆— "chorotot", - -■ - - "diatomées", - -▲ - - "cryptophycées")

La Figure 3 nous permet d'observer les différentes phases de production de biomasse et de définir les groupes algaux qui y participent majoritairement. Nous retrouvons les différentes phases décrites au paragraphe précédent en particulier :

- Le premier pic printanier qui démarre très tôt comme en 2009 et 2010, dès le début du mois de mars, et correspond au développement des "diatomées" et "cryptophycées" avec des conséquences sur la transparence et, sur les consommations de nutriments à partir du 08 mars ;
- Après le pic, les concentrations sont relativement constantes jusqu'à la fin de l'année autour d'une valeur moyenne de $2,7 \text{ mg.L}^{-1}$.

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTERIES

Ce chapitre est consacré à l'étude de l'abondance des picocyanobactéries (organismes procaryotes photosynthétiques), susceptibles d'être un indicateur trophique et fonctionnel de l'écosystème. Plusieurs analyses sont proposées et portent sur (i) l'année 2011, (ii) la période 2003-2011, (iii) une comparaison entre les lacs du Bourget et d'Annecy, et (iv) les premières données sur la diversité de cette communauté.

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. 1 à deux prélèvements par mois ont eu lieu sauf au mois de décembre pour lequel aucune donnée n'est disponible en 2011. 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 microrogansimes comme les cyanobactéries unicellulaires. Elle a également été utilisée de manière systématique en 2011 pour trier les picocyanobactéries et tenter de cultiver les populations dominantes.

II. Résultats et interprétation

II.1. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne pour l'année 2011

Les concentrations minimales, maximales et moyennes entre 2004 et 2011 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). 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.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2011

| Picocyanobactéries (cell.ml ⁻¹) | Minimum | Maximum | Moyenne |
|--|------------|-----------------------------|-----------------------------|
| 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 10⁵ | 2,6 x 10⁴ |

La distribution de ces picocyanobactéries est directement à relier à la quantité et qualité de lumière reçue au sein de ces écosystèmes : la lumière verte prédominant dans les lacs oligo- à mésotrophes pauvre en substances humiques et la lumière rouge prédominant dans les eaux de surface des lacs eutrophes colorés. Comme pour les années précédentes, une seule « population » a pu être observée en 2011 via la cytométrie en flux alors que l'analyse des eaux du lac d'Annecy révèle encore et toujours deux à trois groupes au sein de cette communauté (Figure 1).

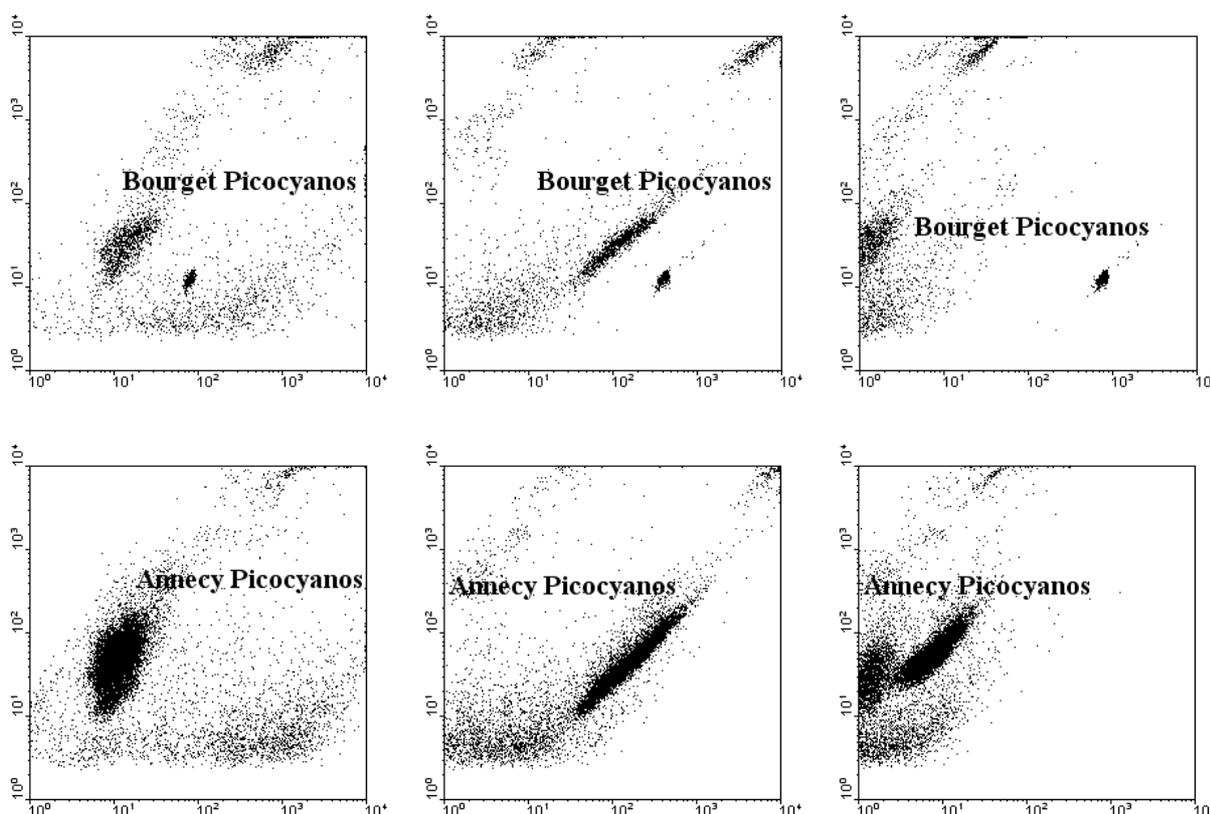


Figure 1 Exemples de cytogrammes montrant les communautés de picocyanobactéries pour les lacs du Bourget (en haut avec un seul groupe) et d'Annecy (avec plusieurs groupes). Cet exemple montre aussi qu'à la même date hivernale, la concentration à Annecy est significativement supérieure (voir plus bas)

L'année 2010 avait été marquée par une augmentation des abondances de la communauté des picocyanobactéries du printemps jusqu'à la fin de l'été avec les plus fortes concentrations enregistrées en

juillet-août entre 0 et 15 m avec $6,4 \times 10^5$ cell.ml⁻¹ (Figure 2a). On observait une baisse notable des concentrations au mois de juin, en lien avec la phase des eaux claires. De la fin de l'été jusqu'à l'hiver les concentrations diminuaient régulièrement pour atteindre leur valeur minimale en décembre.

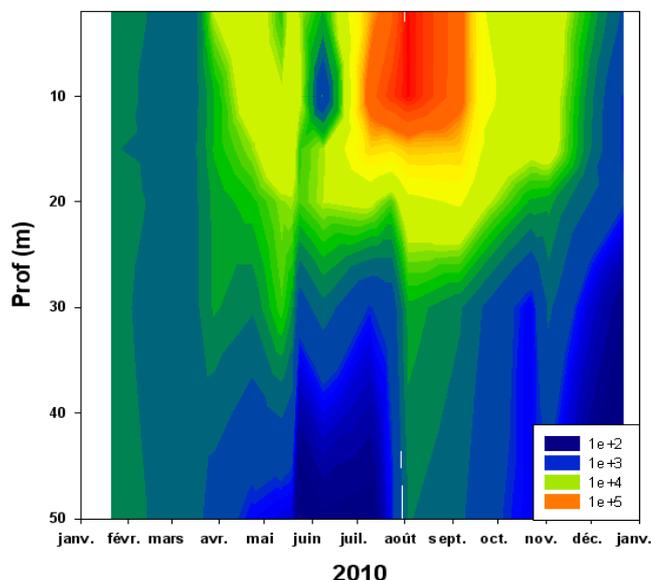


Figure 2a Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m pour l'année 2010 pour rappel

En 2011, la dynamique des picocyanobactéries a été un peu différente de celle observée l'année précédente. 3 pics ou périodes de fortes concentrations ($>10^5$ cellules.ml⁻¹) ont été observés fin juin, en juillet-août puis en octobre (Figure 2b). La plus forte concentration a été mesurée début août dans les 10 premiers mètres. 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 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).

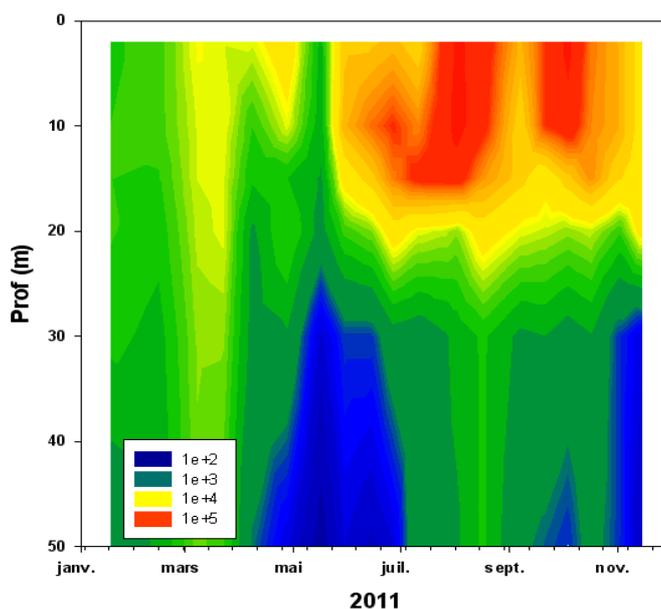


Figure 2b Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m pour l'année 2011

En 2011, la phase d'eau claire a été moins marquée qu'en 2010 mais tout comme l'an passé une baisse significative de la concentration de cette communauté a été enregistrée à cette période suggérant, en dépit du réchauffement des eaux et des conditions lumineuses permettant le développement de ces organismes, que la pression de prédation pourrait s'exercer aussi sur cette communauté de manière importante. Un fait intéressant est que nous avons aussi pu mesurer à cette période de la lyse virale, les virus spécifiques de cette communauté (les cyanophages) pouvant donc jouer un rôle non négligeable dans la mortalité de cette population (Zhong & Jacquet non publié).

II.2. Relations entre la communauté picocyanobactérienne et les principaux facteurs environnementaux en 2011

Deux types d'analyses ont été faites pour tenter de déterminer au mieux les facteurs environnementaux et processus susceptibles de jouer un rôle clef dans la dynamique de la communauté picocyanobactérienne. La différence entre ces analyses a porté sur la manière de considérer les données : soit aux différentes profondeurs discrètes à disposition entre la surface et 50 m, soit à partir de valeurs intégrées le long de la colonne d'eau permettant alors d'inclure d'autres facteurs pouvant être important (le phytoplancton vis-à-vis des compétitions pour les ressources et le zooplancton herbivore pour la prédation).

La Figure 3 ci-dessous permet de visualiser la représentation graphique de l'analyse en composantes principales et d'observer les principaux liens de corrélations entre les picocyanobactéries (notés Syn) et les principaux facteurs environnementaux (température, insolation, nutriments, virus, bactéries, etc...) considérés à chaque campagne de prélèvement à 7 profondeurs entre 2 et 50 m.

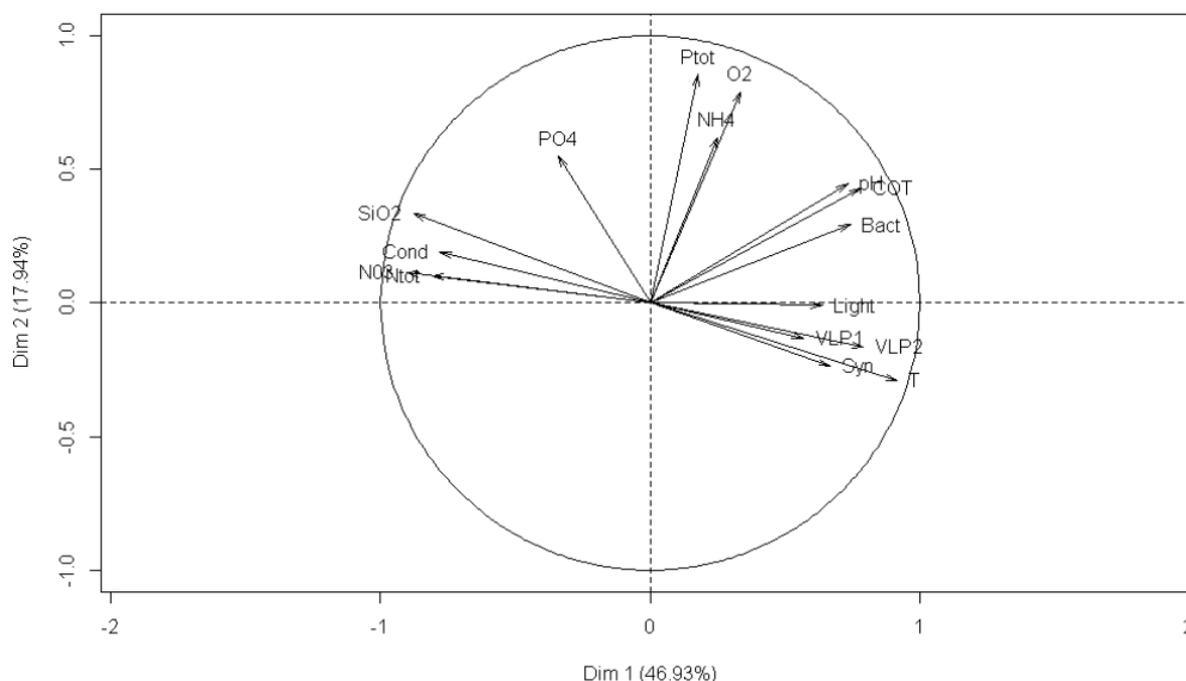


Figure 3a ACP réalisée pour l'ensemble des profondeurs et paramètres disponibles dans le lac du Bourget en 2011

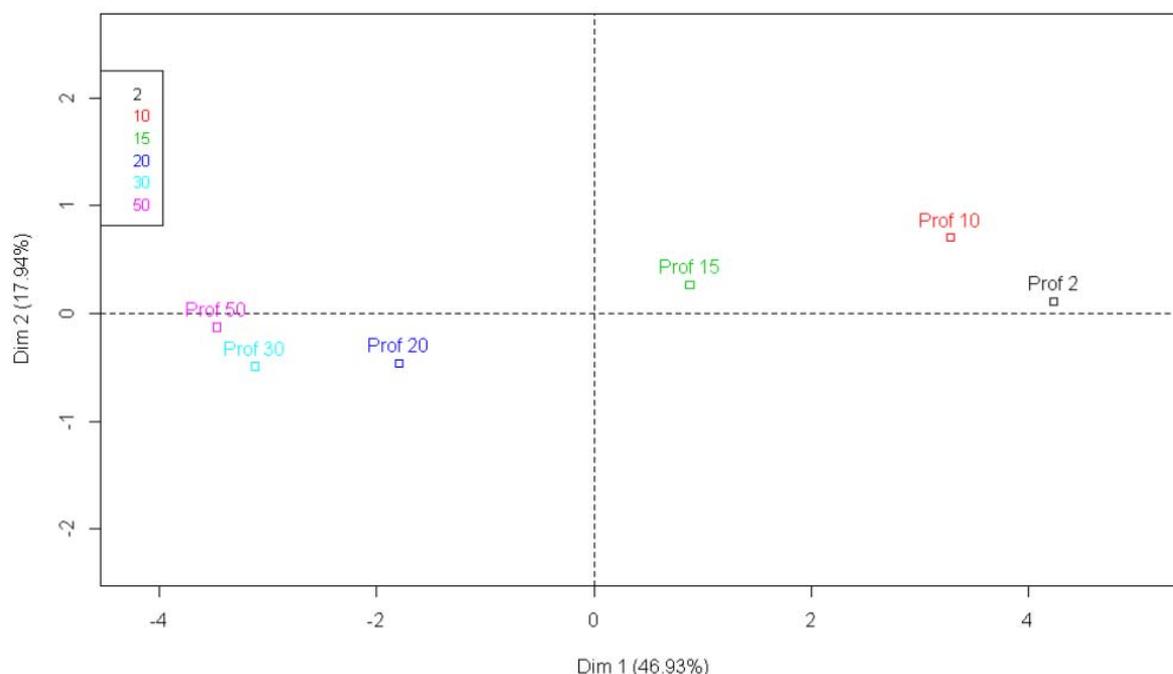


Figure 3b Représentation de la profondeur comme facteur explicatif des résultats de l'ACP dans le lac du Bourget en 2011

Si l'on s'intéresse spécifiquement aux picocyanobactéries (Syn), on constate que la dynamique de ce compartiment est fortement relié à la température et à la lumière, ce qui se traduit par une distribution marquée et principale de cette communauté dans la strate 0-20 m. En 2010, nous n'avions pas les données de mesure de la lumière dans l'eau et ce paramètre se révèle en effet capital. Autres facteurs qui semblent co-évoluer avec les picocyanobactéries, 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). L'analyse suivante (voir plus loin) nous permet de penser que c'est surtout la seconde hypothèse qui est probante, les virus lysant sûrement majoritairement les bactéries ou d'autres groupes planctoniques qui libèrent de la matière organique que certaines bactéries peuvent reminéraliser et remettre à disposition (Weinbauer et al. 2011, Shelford et al. 2012). Les picocyanobactéries ont besoin de nutriments pour croître et le fait de voir que ces derniers sont inversement corrélés ou non corrélés à ce compartiment révèlent aussi indirectement l'importance du fonctionnement de la boucle microbienne, les bactéries hétérotrophes co-évoluant d'ailleurs elles aussi avec les picocyanobactéries.

Si la température est un facteur clé pour les picocyanobactéries, le lien entre picocyanobactéries et température de l'eau se perd un peu pendant les mois d'été tout comme en 2010 (non montré), suggérant ici qu'un autre contrôle intervient, tel que la concentration en nutriments inorganiques, qui, pendant l'été, sont en effet particulièrement pauvres voir indétectables.

Sur cette première analyse dont la variance totale expliquée est élevée (~65%), il est important de noter que plusieurs compartiments clefs n'apparaissent pas. Il s'agit du zooplancton unicellulaire (flagellés, ciliés) et métazoaires (rotifères, copépodes, calanides, cladocères) que l'on sait pouvoir avoir des liens trophiques étroits avec les picocyanobactéries (Jacquet et al. 2010). Malheureusement, nous n'avons aucune

donnée portant sur les flagellés, ciliés et rotifères en 2011 mais l'analyse qui suit tient compte, entre autre, du compartiment zooplanctonique métazoaire herbivore (Figure 4). Dans le cadre de cette seconde analyse, les données ont été « transformées » de manière à considérer une valeur intégrée le long de la colonne d'eau. Bien qu'imparfaite car basée sur des valeurs moyennées, elle permet de tenir compte de compartiments susceptibles d'être importants dans la dynamique des picocyanobactéries, le zooplancton cité précédemment et des virus cyanophages notés CPS12 et CPS45 (Zhong et Jacquet non publié).

La Figure 4a ci-dessous nous renseigne sur le fait que le zooplancton herbivore ne semble avoir aucun lien avec les picocyanobactéries (à l'échelle de l'année) alors que les différents groupes herbivores montrent une co-évolution claire avec la chlorophylle a, attribuable à l'ensemble du phytoplancton. L'analyse détaillée du lien entre phytoplancton et zooplancton est proposée dans le chapitre portant sur le zooplancton. Par contraste, même si les relations semblent faibles, il est clair que les cyanophages semblent jouer un rôle dans la dynamique des picocyanobactéries qui restent malgré tout majoritairement influencées par la température. Le rôle réel mais faible des virus analysés est sûrement lié à la succession de périodes de lyse et de non lyse, notamment en lien avec l'existence de phénomènes de résistance mises en place par les picocyanobactéries face à l'attaque virale (Waterbury & Valois 1993, Lennon et al. 2007), un phénomène que nous avons déjà mis en évidence sur les lacs péri-amplis (Personnic et al. 2009). Cette seconde analyse confirme l'effet prépondérant de l'environnement physique (température, lumière) et peut être observé sur la représentation issue de l'analyse par clustering ou regroupement qui révèle que la saisonnalité des données est en effet bien marquée dans le lac du Bourget, chaque quadrant de la figure ci-dessous (Figure 4b) étant en effet presque exclusivement caractéristique d'une saison (points 1 à 3 : hiver ; 4 à 7 : début de printemps ; 8 à 18 : fin de printemps - été ; 19 à 21 : automne).

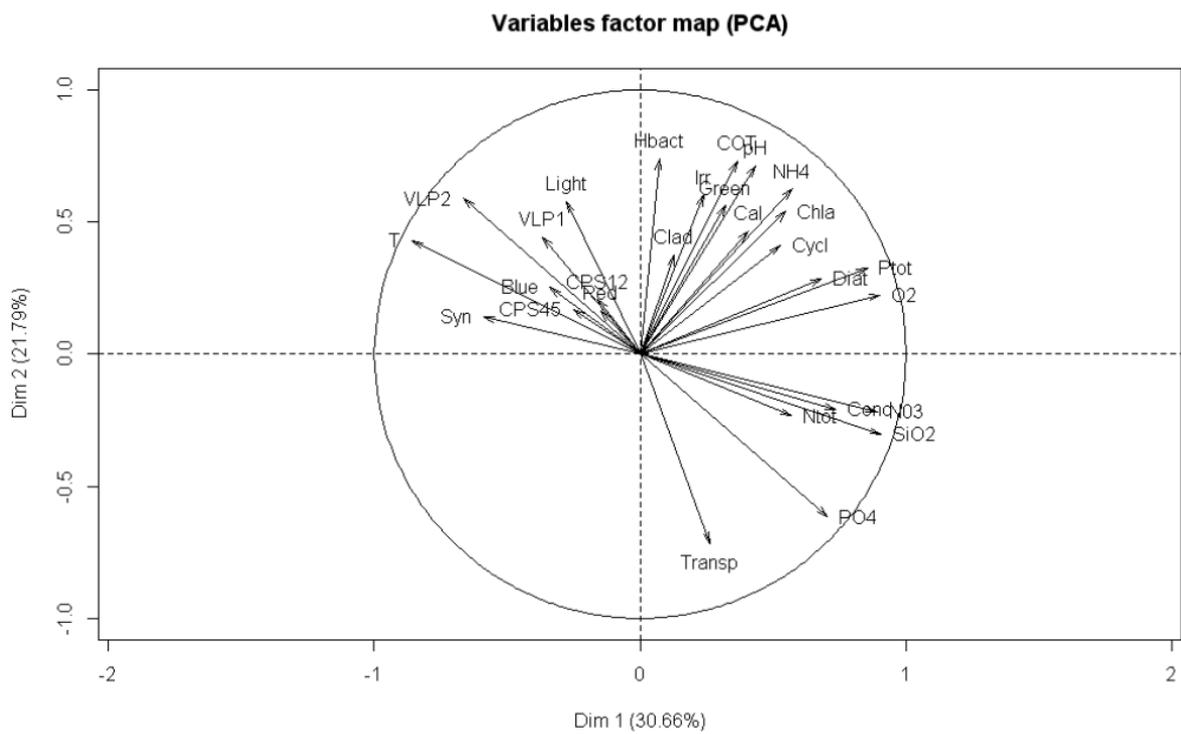


Figure 4a ACP réalisée pour la strate 0-20m prenant en compte les différents paramètres biologiques et physico-chimiques dans le lac du Bourget en 2011

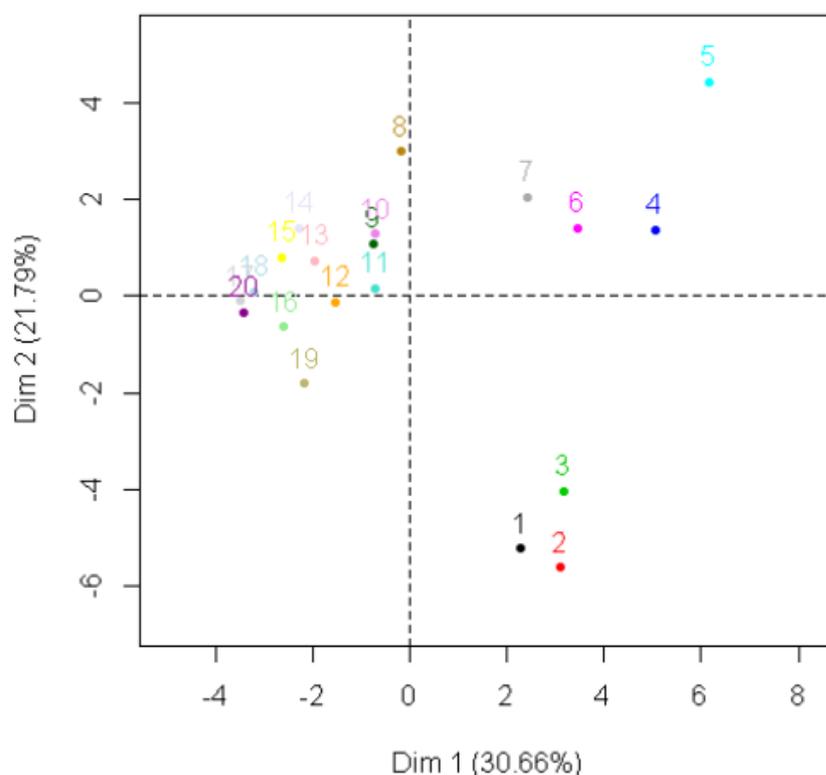
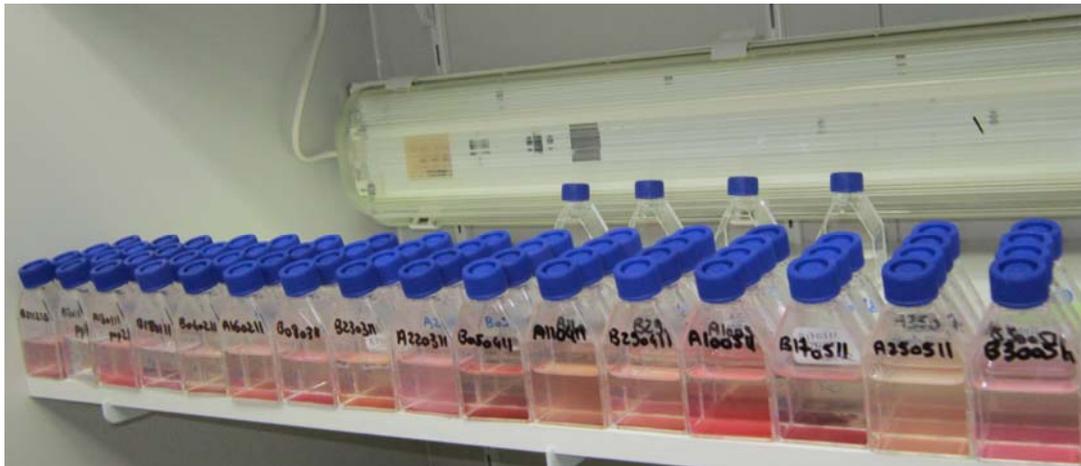


Figure 4b Clustering des données principales du lac du Bourget en 2011

Il semble que si certains paramètres restent majoritaires dans leur rôle explicatif de la dynamique des picocyanobactéries d'une année à l'autre, d'autres par contre « évoluent ». En 2010 comme en 2011, nous avons en effet trouvé que les principaux facteurs régulateurs sont la température de l'eau, la lyse virale de manière directe ou indirecte (via les deux groupes viraux V1, V2), ou encore la lumière. Pour les phosphates (PO_4) et les nitrates (NO_3) avec qui les picocyanobactéries sont corrélées négativement, la question reste posée de savoir comment ils interviennent dans la dynamique de cette communauté (voir plus bas). Finalement, la prédation par le zooplancton herbivore qui semblait importante en 2010 ne semble pas être un processus important en 2011 mais une analyse date par date permettrait d'affiner (i.e. confirmer ou infirmer) considérablement ce schéma très/trop général.

II.3. Premières données sur la diversité picocyanobactérienne

En 2011, un effort a été réalisé à chaque campagne de prélèvement pour isoler et mettre en culture les picocyanobactéries. Dans ce but, les populations ont été triées par cytométrie en flux et mis dans un mélange de milieux de culture (BG11 + Z). Les isolaments ainsi préparés ont été placés dans des flacons de culture en chambre thermostatée (20°C) et sous faible éclairage lumineux. La photographie ci-dessous (montrant des cultures colorées en rose) révèle le succès de l'opération. Les différences notables entre couleur révèlent aussi certainement une diversité pigmentaire.



Photographie 1 Cultures de picocyanobactéries après isolement de populations naturelles des lacs d'Annecy et du Bourget par cytomètre en flux et repiquage dans du milieu nutritif (protocole : S Jacquet)

A partir de ces cultures, l'ADN a été extrait et a subi un certain nombre de manipulations (PCR, purification, clonage, séquençage) afin de déterminer au final la diversité des populations picocyanobactériennes isolées (via les différences entre OTU). A ce jour, seulement quelques données sont disponibles mais elles sont intéressantes. Le séquençage de tous les échantillons a en effet révélé que les populations isolées sont bien des picocyanobactéries et que le nombre et dominance d' « espèces » varie et change suivant les lacs et la saison. Lorsque l'ensemble des données de 2011 sera disponible pour les lacs du Bourget et d'Annecy, nous pourrons tester un certain nombre d'hypothèses :

- La diversité au lac d'Annecy est-elle plus élevée qu'au lac du Bourget ?
- La diversité des picocyanobactéries traduit-elle le statut trophique de l'écosystème ?

II.4. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne de 2003 à 2011

La Figure 5 ci-dessous illustre la dynamique de la communauté pendant les 9 dernières années 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 sûrement être associée aux deux facteurs principaux et récurrents que sont la température et la lumière. On observe néanmoins des fluctuations faibles d'année en année mais comme le tableau I l'a révélé au travers de l'évolution des abondances moyennes ou maximales, aucune tendance ne semble encore pouvoir être dessinée sur le long terme.

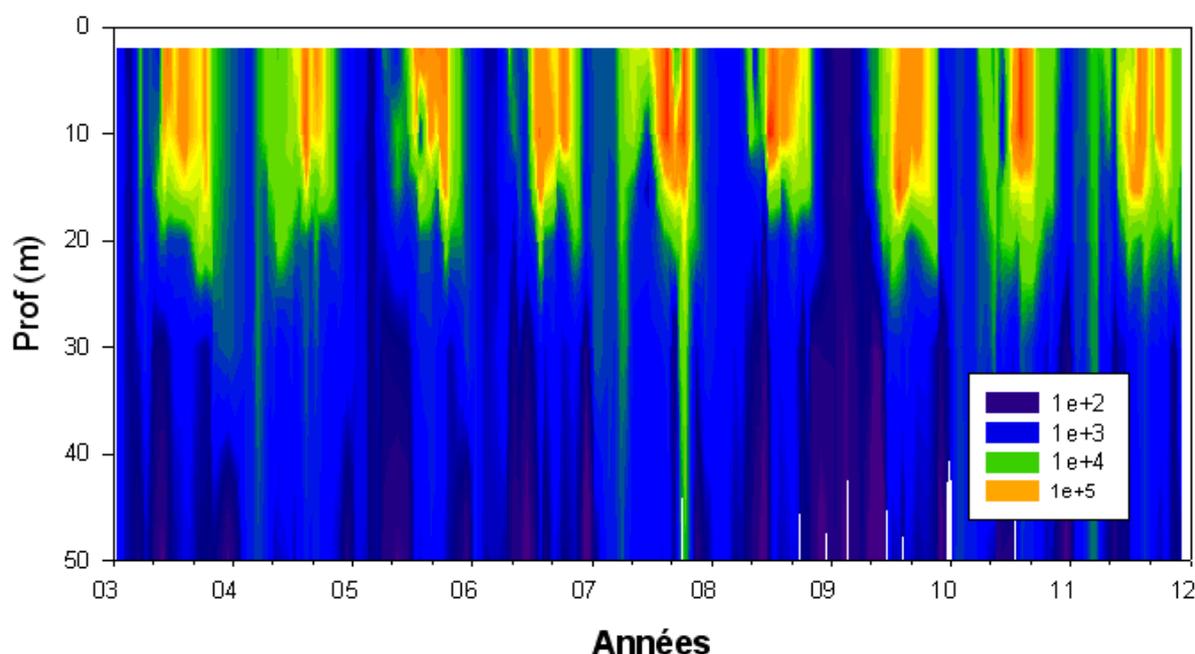


Figure 5 Evolution des concentrations des picocyanobactéries entre 0 et 50 m de 2003 à 2011 inclus

Une analyse plus fine a toutefois 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 2003 à 2011 inclus toutes données confondues. En considérant l’ensemble des données, soit un total de 900 analyses, des corrélations négatives faible avec P-PO₄ ($r=-0,4$, $n=900$, $p<0,01$) mais importante avec N-NO₃ ($r=-0,75$, $n=900$, $p<0,01$) ont été trouvées révélant l’existence d’une relation particulière avec ces nutriments alors qu’aucune relation ne semble évidente pour la ressource N-NH₄ (Fig 6). Ces résultats révèlent typiquement que cette communauté ou les espèces au sein de cette communauté utilisent différemment la ressource azotée. Il est connu que le phytoplancton a généralement une préférence pour l’ammonium plutôt que les nitrates en raison d’un coût métabolique élevé à réduire la forme oxydée de l’azote. Toutefois, chez *Synechococcus*, cette tendance n’est pas toujours vraie et les picocyanobactéries peuvent effectivement utiliser toutes les formes d’azote de manière à peu près équivalente pour aboutir *in fine* à des taux de croissance comparables. Cette capacité est toutefois variable et peut dépendre d’autres facteurs environnementaux comme la lumière. Même si notre analyse est grossière, elle révèle clairement que l’utilisation par les picocyanobactéries de NO₃ et NH₄ semble différente dans le lac du Bourget. Il est possible que la ressource NO₃ ne soit pas du tout utilisée par les picocyanobactéries si l’on considère que la relation avec SiO₂ (voir la Figure 3) qui est exactement la même, révèle en effet que les picocyanobactéries n’ont pas besoin de cette ressource. Allant dans le même sens, une relation positive (co-variation) révèle généralement un lien entre variables, une dépendance d’une variable vis-à-vis de l’autre, ce qui ne semble pas le cas ici, aussi bien pour PO₄ que NO₃. Clairement, des expériences en laboratoire seraient nécessaires pour résoudre ce type de questions. De la même manière que pour l’azote, on sait aujourd’hui qu’il existe des différences taxonomiques dans la prise, la conservation et l’utilisation du phosphore par les picocyanobactéries, ce qui peut jouer un rôle dans leur distribution relativement ubiquiste (avec la co-existence ou au contraire la

séparation de plusieurs taxons dans la couche euphotique) mais aussi sur leur diversité au sein des écosystèmes (Mazard et al. 2012).

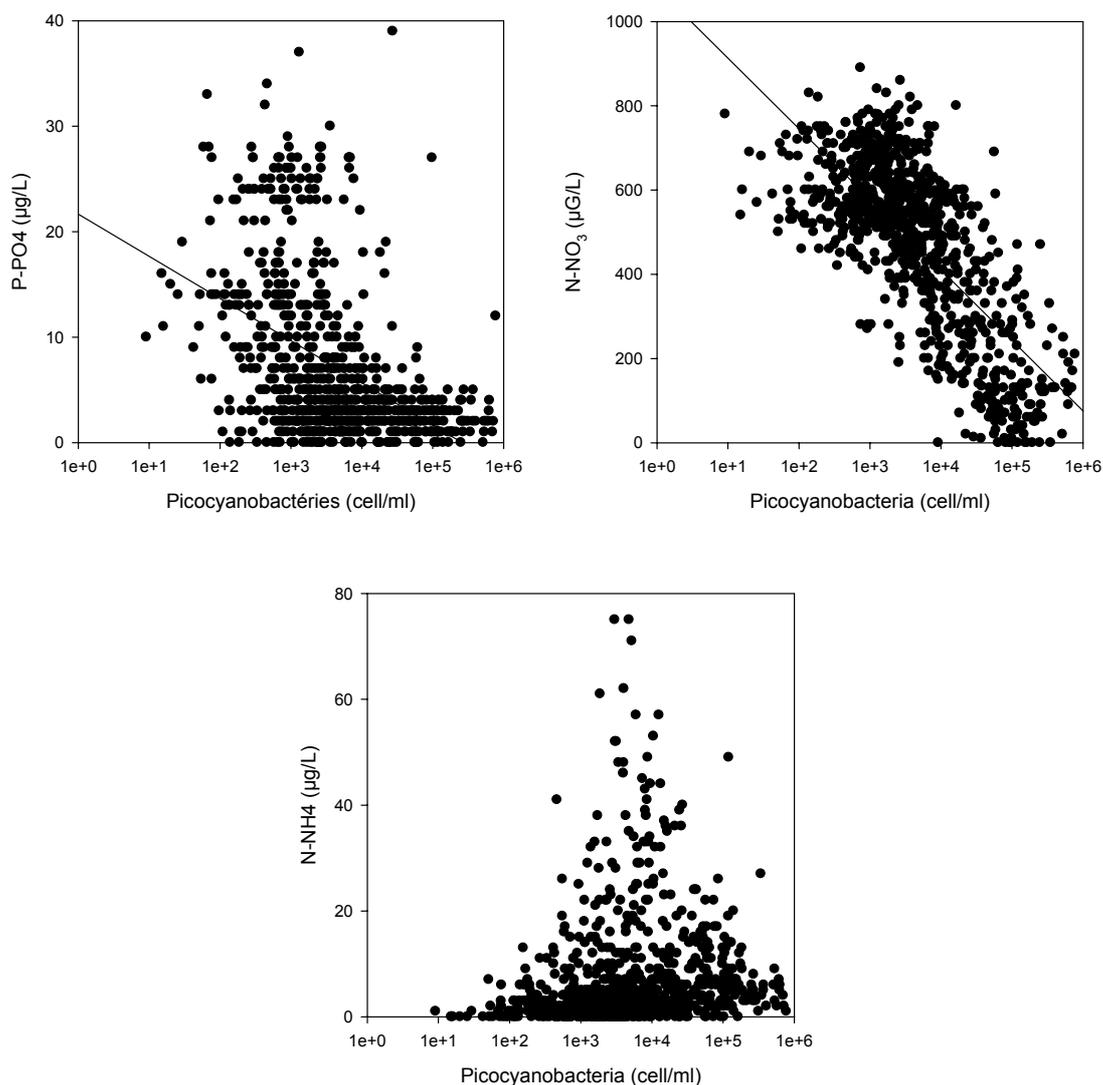


Figure 6 Relations entre les picocyanobactéries et trois nutriments (PO₄, NO₃, NH₄) toutes profondeurs confondues de 2003 à 2011 inclus

Synechococcus spp peuvent croître sur différentes sources d'azote, typiquement NO₃⁻, NO₂⁻. Il a toutefois été rapporté pour le milieu marin qu'une souche n'était capable que d'utiliser NH₄⁺ et donc ne poussait pas dans un milieu avec NO₃⁻ (Moore et al. 2002) ce qui est assez rare au sein du phytoplancton (si on exclue *Prochlorococcus* pour qui cela semble être la règle). En eau douce, il a également été rapporté par Miller & Castenholz (2001) l'existence d'une souche de *Synechococcus* incapable de croître à partir d'une source en nitrates mais capable de croître à partir d'ammonium, d'urée ou de glutamate.

Il semble donc que les souches de *Synechococcus* utilisent en général de l'azote sous forme nitrate et nitreux. La relation négative entre ces deux variables dans notre cas ne suggère pas comme c'est le cas pour SiO₂ que cette communauté n'utilise pas NO₃⁻ mais comme pour PO₄⁻ l'utilise très faiblement ou à partir d'autres sources (produits de lyse, etc..).

Dans notre cas, plusieurs espèces constituent la communauté des picocyanobactéries et il est possible qu'une séparation se fasse le long de la colonne d'eau en réponse à la lumière mais également de la

disponibilité des ressources dont l'azote qui sous ses différentes formes pourrait être ou pas utilisée. La courbe en cloche obtenu entre *Synechococcus* et l'ammonium suggère l'absence de relation évidente entre ces deux facteurs mais il est fort probable que cette relation traduise en fait une certaine variabilité dans l'utilisation de l'ammonium qui pourrait être souche dépendante, période de l'année dépendante, etc...

III. Comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget et bio-indication

Le lac d'Annecy, grand lac péri-alpin situé dans une même éco-région que le lac du Bourget, permet de comparer dans une certaine mesure certains paramètres entre ces deux écosystèmes. Comme pour le lac du Bourget, les picocyanobactéries sont également comptées au lac d'Annecy en opérant la même stratégie (6 à 7 profondeurs entre 0 et 50 m). Il est attendu que les concentrations en picocyanobactéries soient plus élevées au lac d'Annecy, oligotrophe depuis longtemps, qu'au lac du Bourget, aujourd'hui oligo-mésotrophe (Jacquet et al. 2011). Cette relation entre picophytoplancton et statut trophique du milieu est en fait une probabilité et non une certitude (Callieri & Stockner 2002) et chaque écosystème mérite donc d'être étudié finement. La comparaison des valeurs moyennes révèle en effet cette « dominance » au lac d'Annecy mais à l'échelle de l'année la différence n'est que d'un rapport 1 à 2 (il y a deux fois plus de picocyanobactéries au lac d'Annecy). La comparaison des données hivernales (incluant les mois de janvier, février et mars) semble plus pertinente et elle révèle en effet une dominance marquée et significative de cette communauté au lac d'Annecy (Figure 7), le rapport des abondances entre les deux lacs étant de 13,3 en moyenne pour les 9 dernières années et variant entre 1,5 (en 2007) et 28,4 (en 2003) (Tableau II).

Tableau II Concentrations hivernales (JFM) moyennes de picocyanobactéries (ml.L⁻¹) entre 0 et 50 m obtenues de 2003 à 2011 et rapport de concentrations entre les lacs d'Annecy et du Bourget

| Hiver (JFM) | Annecy | Bourget | ratio A/B |
|-----------------|-----------------|-----------------|-------------|
| 2003 | 3,09E+04 | 1,09E+03 | 28,2 |
| 2004 | 1,63E+04 | 4,00E+03 | 4,1 |
| 2005 | 1,57E+04 | 7,71E+02 | 20,4 |
| 2006 | 7,12E+03 | 1,19E+03 | 6,0 |
| 2007 | 5,88E+03 | 3,81E+03 | 1,5 |
| 2008 | 2,81E+04 | 1,44E+03 | 19,5 |
| 2009 | 1,95E+03 | 2,20E+02 | 8,9 |
| 2010 | 3,27E+04 | 2,97E+03 | 11,0 |
| 2011 | 1,07E+05 | 5,43E+03 | 19,8 |
| Moyennes | 2,73E+04 | 2,33E+03 | 13,3 |

Comme attendu selon l'hypothèse proposée ci-dessus, la concentration des picocyanobactéries semble en effet augmenter de manière significative depuis 2009, année charnière où *P. rubescens* a été vu avec des concentrations élevées pour la dernière fois. On remarque toutefois que ces concentrations au Bourget sont encore loin de celles enregistrées au lac d'Annecy et l'année 2011 ne fait pas exception avec une différence encore très marquée entre les deux lacs.

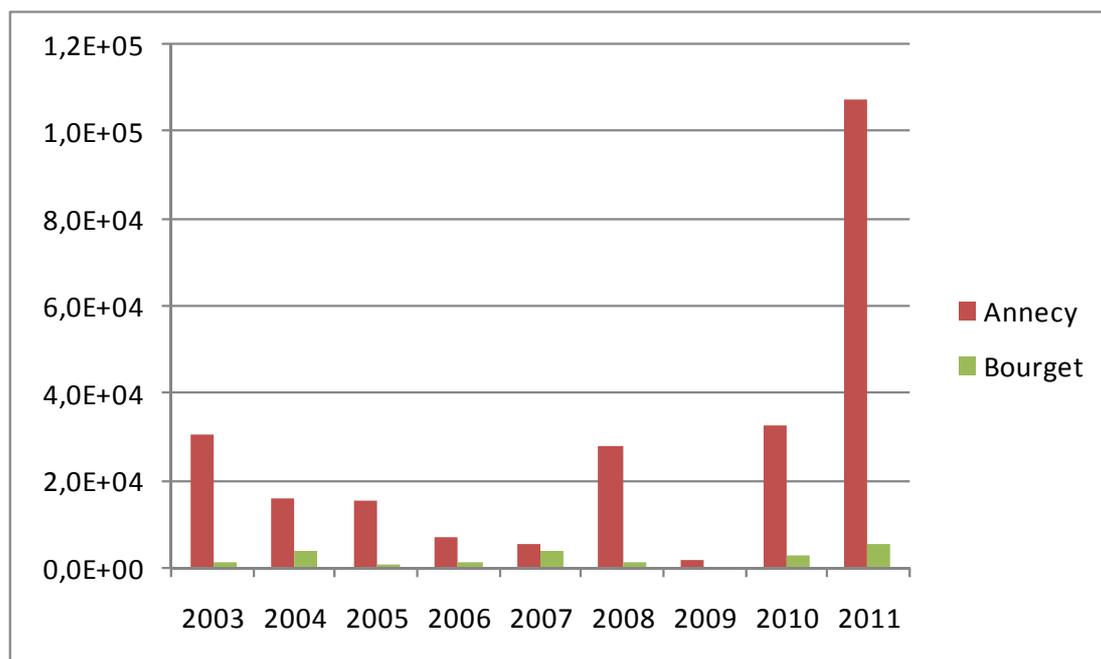


Figure 7 Comparaison des concentrations moyennes hivernales (JFM) des picocyanobactéries (*Synechococcus* spp riches en phycoérythrine) entre 0 et 50 m de 2003 à 2011 inclus entre les lacs d'Annecy et du Bourget

Un autre paramètre intéressant de comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget est le rapport entre picocyanobactéries et l'ensemble de la communauté phytoplanctonique (sans les picocyanobactéries) détectée par cytométrie en flux. Pour l'année 2011, ce rapport est environ égal à 6 pour le lac du Bourget alors qu'il est de 32 pour le lac d'Annecy, révélant encore une fois combien cette communauté est importante et domine dans le lac oligotrophe. La modification de ce rapport au cours du temps pourrait être un bon critère d'évolution du statut trophique du lac du Bourget.

Comme déjà esquissé ci-dessus, un des objectifs de ce suivi des picocyanobactéries entamé en 2003 est de constater ou pas la pertinence d'utiliser ce compartiment comme bio-indicateurs de changement trophique (ou autre) du lac du Bourget. Comme les Figures ci-dessous le révèlent :

- il est encore difficile d'observer une tendance nette au niveau des abondances annuelles moyennes ou maximales des picocyanobactéries sauf peut-être au niveau de l'augmentation des concentrations hivernales depuis 2009 (mais qui doit encore être confirmé) ;
- aucun lien ne peut être mis en évidence entre les picocyanobactéries et la chlorophylle *a* ou l'azote total (non montré) mais une relation négative claire existe entre les picocyanobactéries et le phosphore total ($r^2=0,42$, $n=9$), en accord avec l'hypothèse d'augmentation de cette communauté en réponse à la réoligotrophisation de l'écosystème.

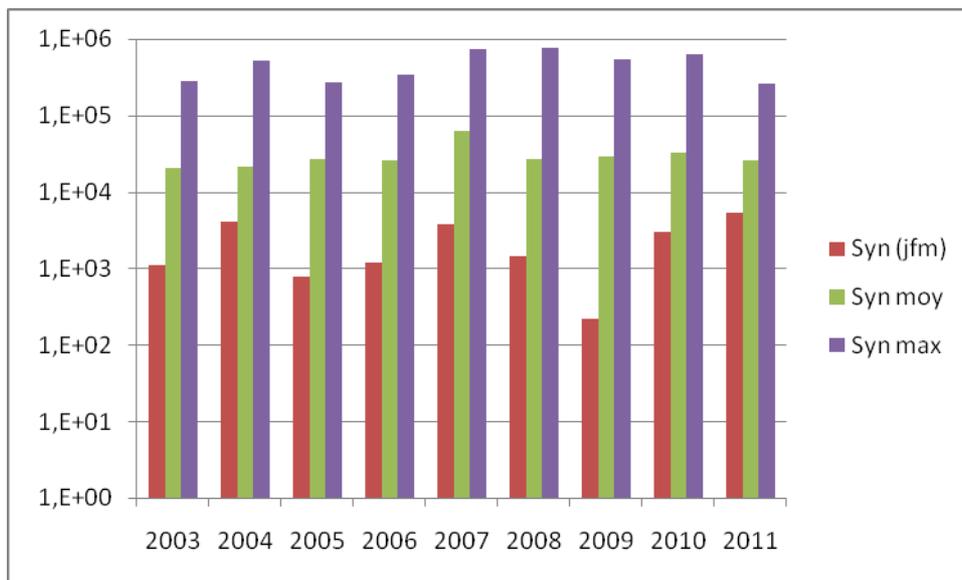


Figure 8a Evolutions des concentrations annuelles moyennes et maximales et hivernales des picocyanobactéries de 2003 à 2011 inclus

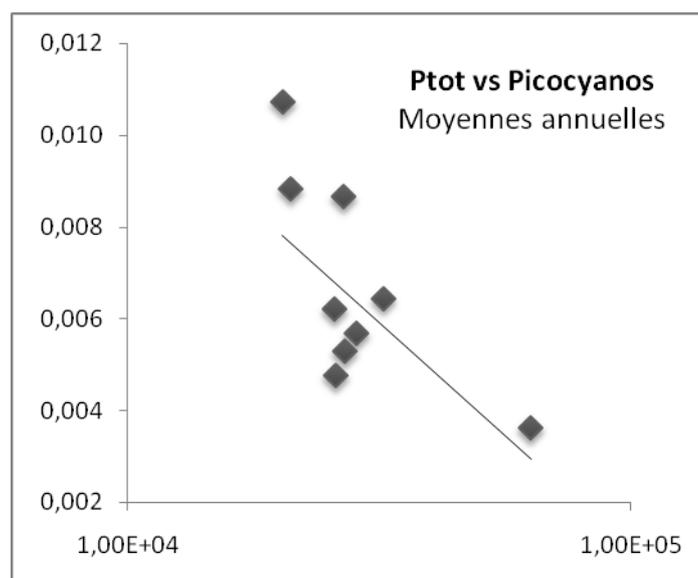


Figure 8b Relations entre les concentrations moyennes annuelles des picocyanobactéries (cell/mL) et du phosphore total (mg/L) de 2003 à 2011 inclus et considérés sur la tranche d'eau 0-50 m

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. La comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget des abondances picocyanobactériennes et de leur lien avec les paramètres environnementaux suggère que ce compartiment peut 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 (CaCO_3). 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 CaCO_3 ?

ETUDE RELATIVE AU ZOOPLANCTON

Dans ce chapitre seront présentées les données du suivi global de la communauté zooplanctonique du lac du Bourget pour l'année 2011. Les deux premières parties traitent des dynamiques saisonnières, observées au cours de l'année 2011, 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 2004-2011.

I. Méthodologie

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2011 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 200 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). 20 prélèvements ont pu, cette année, être analysés.

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 cyclopoïdes et des calanoïdes.

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 cyclopoïdes (*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*). Toutefois, certains de ces taxons sont rares (*E. coregoni*, *M. viridis*, *C. vicinus* et *A. robustus*), dans la mesure où, lorsqu'ils sont observés, ce n'est qu'à des abondances faibles lors d'occasions ponctuelles. En 2011 comme en 2010, aucun individu de *B. coregoni*, *M. leuckartii*, *A. robustus* et *M. viridis* n'ont été observés. Les autres espèces sont observées régulièrement au cours de l'année, et d'une année sur l'autre.

Enacdré 1 : Un point spécifique sur les Daphnies

Au cours des rapports précédents, les individus du genre *Daphnia* avaient été classés selon deux catégories (*Daphnia hyalina*, *Daphnia* spp. + *galeata*). Or *D. hyalina* et *D. galeata* sont deux espèces appartenant au même complexe (*Daphnia longispina*) qui, de plus, peuvent produire des hybrides de 1^{ère} et 2^{ème} générations. La distinction taxonomique des espèces parentales sur la base de critères morphologiques est difficile et souvent ambiguë. Des analyses génétiques menées sur l'ADN mitochondrial et nucléaire des Daphnies du lac du Bourget ont récemment montré que *D. hyalina*, *D. galeata* ainsi que leurs hybrides étaient présents dans le lac (Alric et al. en préparation). Les Daphnies seront donc par la suite toujours nommées selon leur complexe d'espèces (*D. longispina*).

L'ensemble des familles crustacéennes montrent en 2011 une dynamique bimodale, avec un pic printanier, entre les 28/04 et 17/05, atteignant des valeurs d'abondance exceptionnellement élevées de branchiopodes et de cyclopoïdes (Figure 1). En effet, l'abondance maximale de branchiopodes observée au printemps 2011 dépasse 800 000 ind.m⁻² tandis que celle des cyclopoïdes est proche d'1 000 000 ind.m⁻², des maxima 2 à 4 fois supérieurs à ceux observés sur la série 2004-2010. Ces valeurs exceptionnelles pourraient s'expliquer par le fait que la biomasse phytoplanctonique printanière a atteint des valeurs bien supérieures aux années précédentes (>3000 µg.l⁻¹) et était exclusivement composé d'espèces nanoplanctoniques d'excellente qualité nutritionnelle (le flagellé autotrophe *Rhodomonas minuta*) pour le zooplancton (Gulati & De Mott 1997). Les maxima printaniers d'abondance zooplanctonique correspondent aux minima phytoplanctoniques, et placent ainsi la phase des eaux claires au Lac du Bourget au début du mois de mai en 2011.

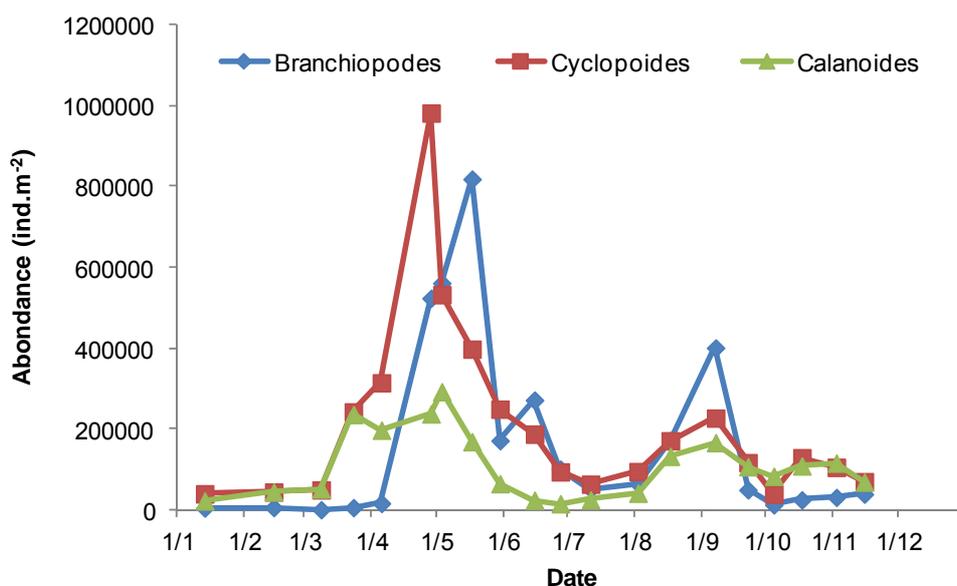


Figure 1 Evolution saisonnière des classes de microcrustacés zooplanctoniques en 2011

L'abondance des microcrustacés diminue rapidement en fin de printemps pour atteindre des valeurs de 50 000 à 70 000 ind.m⁻² en été pour chacun des taxons. Tous les taxons montrent un second pic

d'abondance à l'automne (7/9), avec des effectifs compris entre 170 000 (Calanoides) et 400 000 ind.m⁻² (Branchiopodes).

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 2011 résultent de la dynamique des deux espèces largement dominantes, *D. longispina* et *D. brachyurum* (Figure 2).

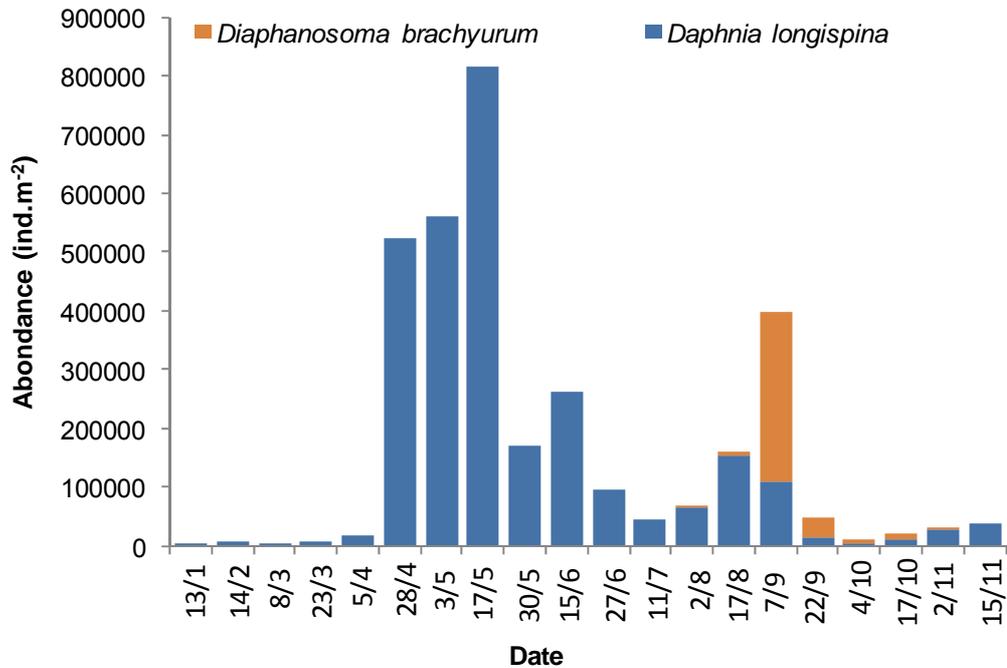


Figure 2 Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores en 2011

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. En 2011, le pic d'abondance printanier est exclusivement représenté par *D. longispina*. Par contre, le pic automnal des branchiopodes montre une plus forte variabilité spécifique, avec une dominance forte par l'espèce sténothermophile *D. brachyurum* ainsi que *D. longispina*. Lors de ce pic automnal, apparaît aussi l'espèce minoritaire *C. sphaericus*. L'année 2011 est marquée par l'absence de Bosmines.

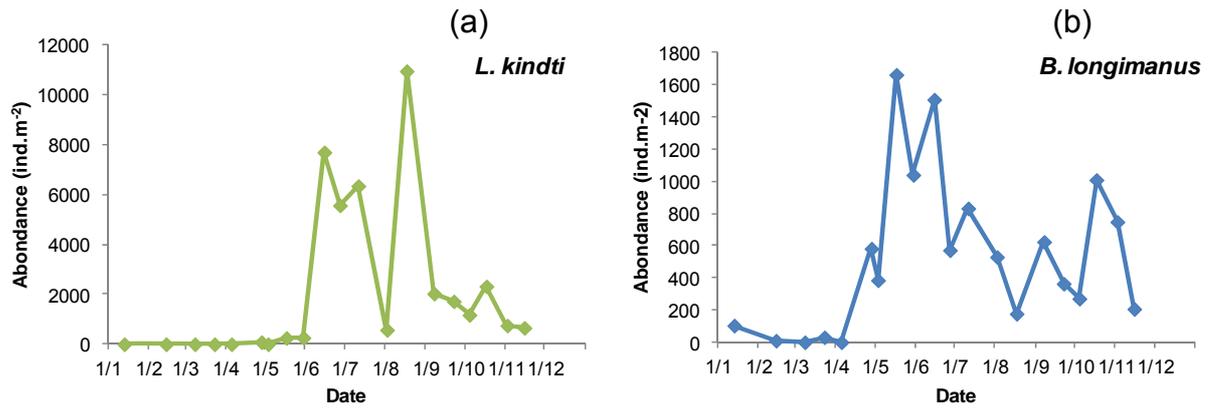


Figure 3 Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs (a) *Leptodora kindti* et (b) *Bythotrephes longimanus* au Lac du Bourget en 2011

Les effectifs des cladocères *Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus* sont environ 30 fois plus faibles que celles des cladocères herbivores, mais en raison de leur grande taille, ces espèces représentent des biomasses non négligeables (Figure 3). Par ailleurs, elles jouent un rôle important dans la dynamique des autres espèces car elles exercent une prédation forte sur les petites formes crustacéennes (Manca & Comoli 1995).

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, de juin à début septembre (Figure 3), lorsque leurs proies sont abondantes (Anneville & Lainé 2004). Le pic d'abondance de *L. kindti* a lieu fin août, avec des effectifs de 11 000 ind.m⁻². *B. longimanus* est de l'ordre de 10 fois moins abondant que *L. kindti*, avec un pic d'abondance relativement précoce en 2011, dès mi-mai, à des valeurs de 1600 ind.m⁻².

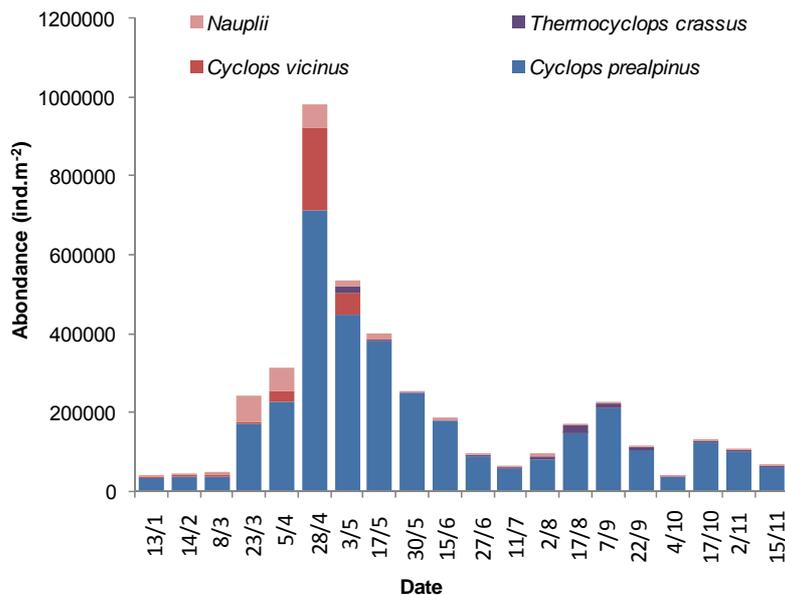


Figure 4 Evolution saisonnière de la composition des copépodes cyclopoïdes en 2011

Comme en 2010, la dynamique spécifique des copépodes en 2011 montre une saisonnalité marquée (Figure 4) avec un pic printanier 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 (Figure 2).

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 (Figure 5).

* 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 2011, les larves n'ont été observées qu'à une unique date (7/9) à des abondances de l'ordre de 1600 ind. m⁻².

* Rotifères

Les rotifères observés dans les prélèvements sont de grandes espèces (*Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*, *Conochilus unicornis*, *Notholca caudata*)(Figure 7).

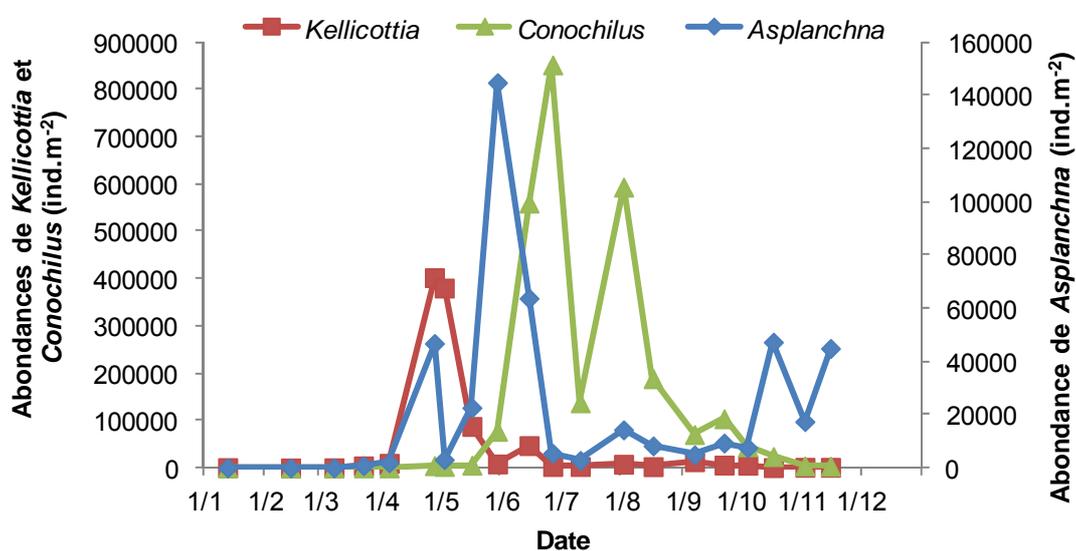


Figure 5 Evolution saisonnière des abondances de rotifères en 2011

En 2011 comme en 2007-2010, les rotifères du genre *Notholca* n'ont pas été observés. En 2006 et 2004, ils n'avaient été observés, en abondance faible, qu'à une seule occasion.

Comme au cours des années précédentes, *Asplanchna priodonta* montre, en 2011, une dynamique bimodale, avec un pic de printemps (140 000 ind.m⁻²) ainsi qu'un pic de fin d'automne (50 000 ind.m⁻²).

Comme au cours des années précédentes, la dynamique de *Kellicotia longispina* est celle d'une espèce printanière tandis que *Conochilus unicornis* montre une dynamique typique d'une espèce estivale.

IV Changements temporels de la communauté crustacéenne sur la série 2004-2011

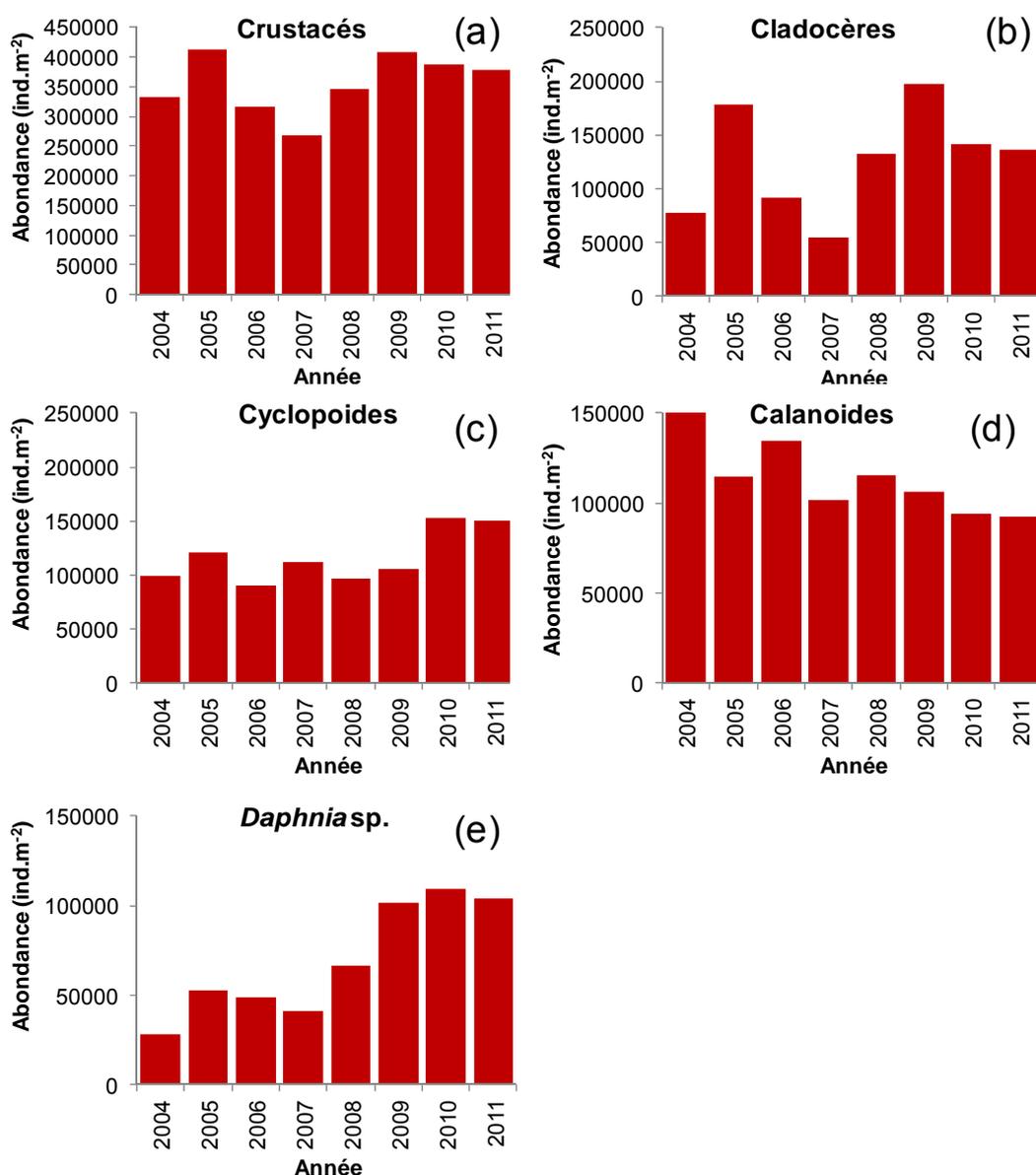


Figure 6 Abondances moyennes annuelles (a) des crustacés totaux, (b) des Cladocères, (c) des Cyclopoïdes et (d) des Calanoïdes et (e) des *Daphnia* sp. du lac du Bourget entre 2004 et 2011

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen est relativement élevée en 2011 (~400 000 ind.m⁻²), et du même ordre que les valeurs atteintes au cours des deux années précédentes (Figure 6). Les tendances annuelles remarquables concernent l'augmentation des effectifs moyens annuels de Cyclopoïdes et surtout des *Daphnia* depuis 2009 ainsi que la décroissance de l'abondance moyenne du calanoïde *E. gracilis* depuis 2004.

Les abondances moyennes annuelles de cyclopoïdes ($r^2=64\%$) et de Daphnies ($r^2=80\%$) sont négativement corrélées aux biomasses moyennes annuelles de *P. rubescens*. Cette simple corrélation ne permet cependant pas de savoir si les fortes abondances zooplanctoniques (et notamment de Daphnies) au cours des trois dernières années sont la cause ou l'effet des faibles abondances de *P. rubescens*. Des corrélations similaires ont été observées précédemment lors d'études de terrain ou d'expériences de biomanipulations (De Bernardi & Giussani 1978, Lynch & Shapiro 1981, Sondergaard et al. 2008). Elles ont été interprétées comme des preuves que les grandes espèces filtreuses du zooplancton, et notamment les Daphnies, seraient capables de consommer les cyanobactéries filamenteuses telles que *P. rubescens*, et par conséquent de contrôler leurs efflorescences. Si des expériences ont montré que la souche de *P. rubescens* présente au lac du Bourget pouvait être ingérée, au laboratoire, par certaines espèces de Daphnies (*Daphnia magna*, qui n'est pas présente au Bourget, Oberhaus et al. 2007), des résultats *in situ* récents suggèrent, au contraire que la biomasse de *P. rubescens* lors d'épisodes de blooms même modérés dans le lac du Bourget, n'est transférée qu'avec très peu d'efficacité dans le réseau trophique pélagique. Ces résultats montrent d'autre part que ce transfert trophique de la biomasse de *P. rubescens* s'opère essentiellement via le zooplancton de petite taille, et non pas par les Daphnies (Perga et al. soumis). Il est par conséquent peu probable que la corrélation négative observée entre les abondances annuelles de Daphnies et les biomasses de *P. rubescens* soit le résultat d'un contrôle descendant direct par ces consommateurs. Il pourrait toutefois s'agir d'un contrôle plus indirect, via des processus stœchiométriques (Elser 1999, Elser et al. 2000). En effet, un des avantages compétitifs des cyanobactéries sur les autres espèces phytoplanctoniques résulte de leur capacité à se développer dans un contexte de ratio N/P bas des nutriments minéraux. Or, les daphnies, lorsqu'elles sont abondantes, immobilisent une proportion importante du P. Ainsi les années pour lesquelles les daphnies ont montré un développement important dès le début du printemps (comme 2009-2010-2011) conduiraient à des taux N/P élevés, moins favorables au développement massif et aux efflorescences des cyanobactéries plus tard dans la saison (Elser 1999, Elser et al. 2000). Une seconde explication impliquerait cette fois-ci un contrôle ascendant de la composition phytoplanctonique sur la croissance et le développement de la population de Daphnies : lorsque la biomasse phytoplanctonique est essentiellement constituée d'espèces non consommables, comme *P. rubescens*, les brouteurs pourraient être dans une situation de limitation de nourriture, conduisant à une croissance plus faible de la population. Ces deux processus, non exclusifs, sont susceptibles d'intervenir dans la variabilité inter-annuelle de la dynamique planctonique au Lac du Bourget.

V Conclusion

En 2011, la dynamique des crustacés zooplanctonique montre une dynamique saisonnière bimodale caractéristique des lacs oligo-mésotrophes. Les dynamiques saisonnières du phytoplancton et du zooplancton en 2011 suggèrent une amélioration significative de la qualité du lac du Bourget, marquée par une diminution de la biomasse des producteurs primaires, une raréfaction de la prévalence des cyanobactéries filamenteuses notamment en période estivale, et une augmentation de la proportion du nanophytoplancton. Une corrélation négative très forte entre l'abondance des Daphnies et la biomasse de *P. rubescens* a été observée sur la série 2004-2011 mais elle ne résulte vraisemblablement pas d'un contrôle

descendant des Daphnies sur les efflorescences. Des processus stœchiométriques plus indirects ainsi que des hypothèses impliquant la qualité nutritionnelle du phytoplancton sont privilégiés. De plus, la structure en taille de la communauté phytoplanctonique pourrait déterminer la réponse de la migration verticale journalière des daphnies qui à son tour jouerait un rôle important sur la structure et dynamique phytoplanctonique (Haupt et al. 2012).

Recherches portant sur le peuplement piscicole du lac du Bourget : une approche multi-indicateurs

En 2011, le poisson du lac du Bourget a été l'objet d'un suivi multi-indicateurs, à travers des pêches scientifiques, des campagnes d'hydroacoustique et 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 2011 ont pu être comparées à des campagnes réalisées de façon analogue en 2005 et 2010. Les principaux résultats sont *i)* un retour du lavaret (*Coregonus lavaretus* L.), poisson emblématique du lac du Bourget et indicateur d'une restauration de la qualité des eaux, *ii)* un état a priori stable des autres composantes piscicoles du peuplement, *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 pouvoir interpréter les tendances sur le long terme, comme par exemple la baisse observée de la population de perches.

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 fort intérêt 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 et les mettre en relation avec l'état écologique du lac. Ainsi il sera possible de prendre en compte le poisson avec une approche 'bio-indicateur' de l'état écologique du lac, cet indicateur étant plus intégrateur que les autres qui sont déjà suivis par ailleurs (Jacquet et al. 2010). Ce document décrira 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 ichthyaires sera ensuite mesurée à partir des données de pêches 2011 et effectuées selon le même protocole en 2005 (Decelières-Vergés 2008) et 2010 (Agence de l'eau RMC 2011), de l'utilisation de données hydroacoustiques et halieutiques. Ces données pourront être aussi utilisées pour apporter des éléments de réflexion pour la gestion halieutique, avec des bases fiables et robustes. Appuyés sur un suivi régulier, annuel et standardisé, qui s'inscrit dans la continuité, ces résultats seront ainsi plus informatifs et plus opérationnels que les études ponctuelles, telles que celles réalisées en 1984-85, puis 2004-05, trop soumises à des fluctuations interannuelles parfois importantes.

II. Méthodes utilisées

II.1. Hydroacoustique

Nous ne reviendrons pas dans ce document sur le détail des méthodes acoustiques. L'utilisation de ces techniques dans les milieux aquatiques est maintenant bien développée et acceptée comme une méthode reconnue, en particulier dans les lacs (Guillard et al. 2006, Sotton et al. 2011, Winfield et al. 2009). Le lecteur intéressé pourra se référer en particulier à l'ouvrage de Simmonds & MacLennan (2005) qui fait référence et à deux chapitres d'ouvrages (Brandt 1996, Guillard & Marchal 2001) plus précisément consacrés à l'utilisation de l'hydroacoustique en milieu lacustre. Nous rappellerons seulement que l'hydroacoustique est une méthode non destructive qui permet d'obtenir une image quantitative des structures spatiales du peuplement piscicole accessible à ces méthodes, toutes espèces confondues, ainsi que leur répartition en classes de taille. 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 effectué 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. Six couvertures acoustiques de 31 transects distants d'environ 500 mètres ont été effectuées le 10 et 11 octobre 2005, le 27 et 28 septembre 2010 et le 19 et 20 septembre 2011 de nuit (Figure 1), 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, distance d'environ 205 mètres permettent d'obtenir une valeur de la « biomasse moyenne acoustique », exprimée en Sa (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 biomasse de poissons (Simmonds & MacLennan 2005).

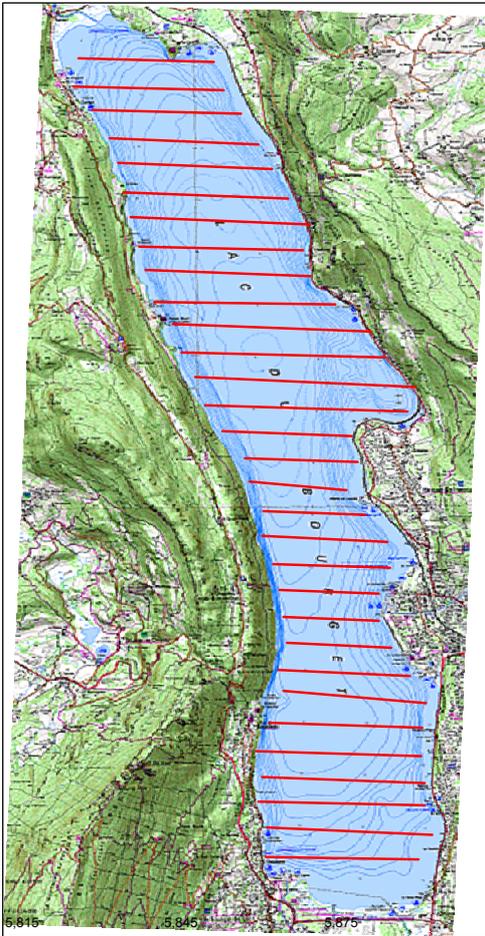


Figure1 Localisation des transects

Pour des raisons techniques, la zone entre la surface et 3 m n'est pas échantillonnée, ainsi que les zones littorales d'une profondeur de fond inférieure à 3 m. Pour les calculs des estimateurs de biomasse réalisés à partir des Sa (MacLennan et al. 2002), proxy de la biomasse de poisson, nous avons choisi une méthode simple pour les calculs d'estimation de stock de poissons, la moyenne arithmétique des valeurs (Guillard & Vergés 2007). En effet, celle-ci est considérée comme un estimateur sans biais de la moyenne sur la zone si l'effort est réparti de façon homogène sans hypothèse statistique au départ (Smith 1990) et si l'effort d'échantillonnage est suffisant (Aglen 1989).

De plus, les sondeurs split-beam permettent le calcul de la position de chaque poisson dans le cône acoustique et donc leur index de réflexion compensé (Target Strength : TS) exprimé en dB (MacLennan et al. 2002). Cet index de réflexion est, pour une espèce donnée, proportionnel à la taille de chaque individu (Simmonds & MacLennan 2005). Nous ne disposons pas d'équations de la littérature pour les espèces présentes dans le lac du Bourget mais l'utilisation de l'équation classique de Love (1971) permet d'aborder les répartitions en taille des poissons dans le milieu naturel. Les données sont analysées en tracking (Balk & Lindem 2006) qui permet 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 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'effectue 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

| Année | Couche supérieure | Couche inférieure |
|-------|-------------------|-------------------|
| 2005 | 3.0 m – 16.0 m | 16.0 m - Fond |
| 2010 | 3.0 m – 14.0 m | 14.0 m - Fond |
| 2011 | 3.0 m – 11.4 m | 11.4 m - Fond |

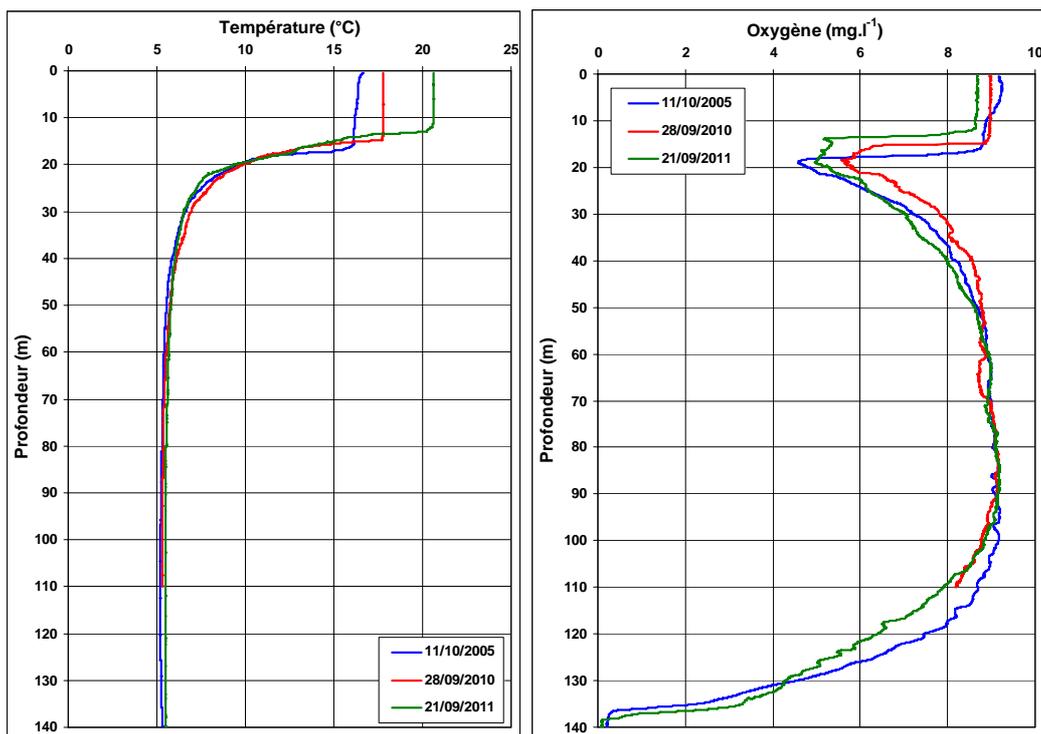


Figure 2 Profils thermiques et d'oxygène réalisés dans le lac du Bourget le 11/10/ 2005, 28/09/ 2010 et 21/09/ 2011

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 |
| 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).

¹ Directive Cadre Eau

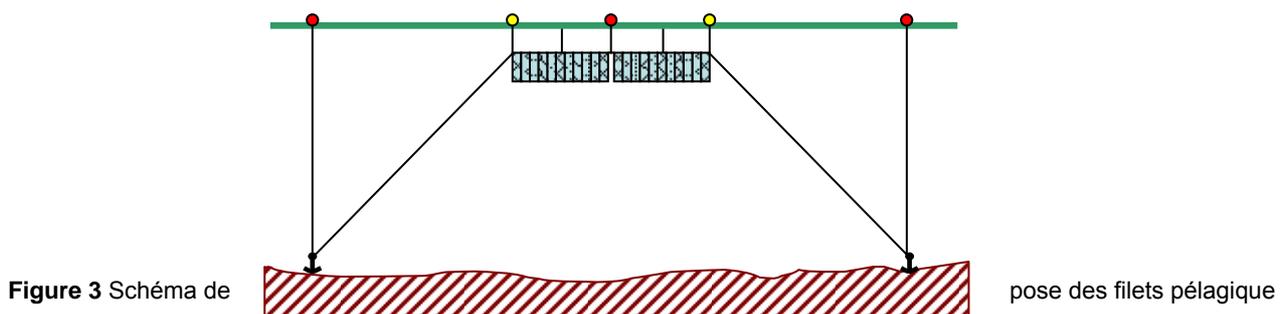
² Cette surface peut être légèrement différente en cas de perte de filets : par exemple, en 2011, un filet a été perdu

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, 2 batteries de filets pélagiques ont été posées afin d'obtenir chaque jour 2 strates de 6 m. En 2010, l'ONEMA a posé une batterie supplémentaire pour accéder aux couches les plus profondes, inférieures à 50 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques est de $(27,5 * 6) * 2$ nappes * 2 batteries * 4 jours soit 2640 m² en 2011 et 2005. En 2010, la surface posée est supérieure d'un tiers, soit 3960 m².



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*), des lots d'individus sont réalisés, puis 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 été plus de 120 pêcheurs professionnels pluri-actifs entre 1950 et 1980, puis une trentaine d'actifs dans les années 80, il ne reste à l'heure actuelle 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. 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 carnets de la pêche amateur variait de 50 à 73 %, ensuite il n'a fait que chuter (moins de 10 % en 1998). En 2004, grâce à une meilleure communication des résultats, une sensibilisation des pêcheurs et une modification du carnet, le taux de retour a fortement augmenté pour atteindre 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.

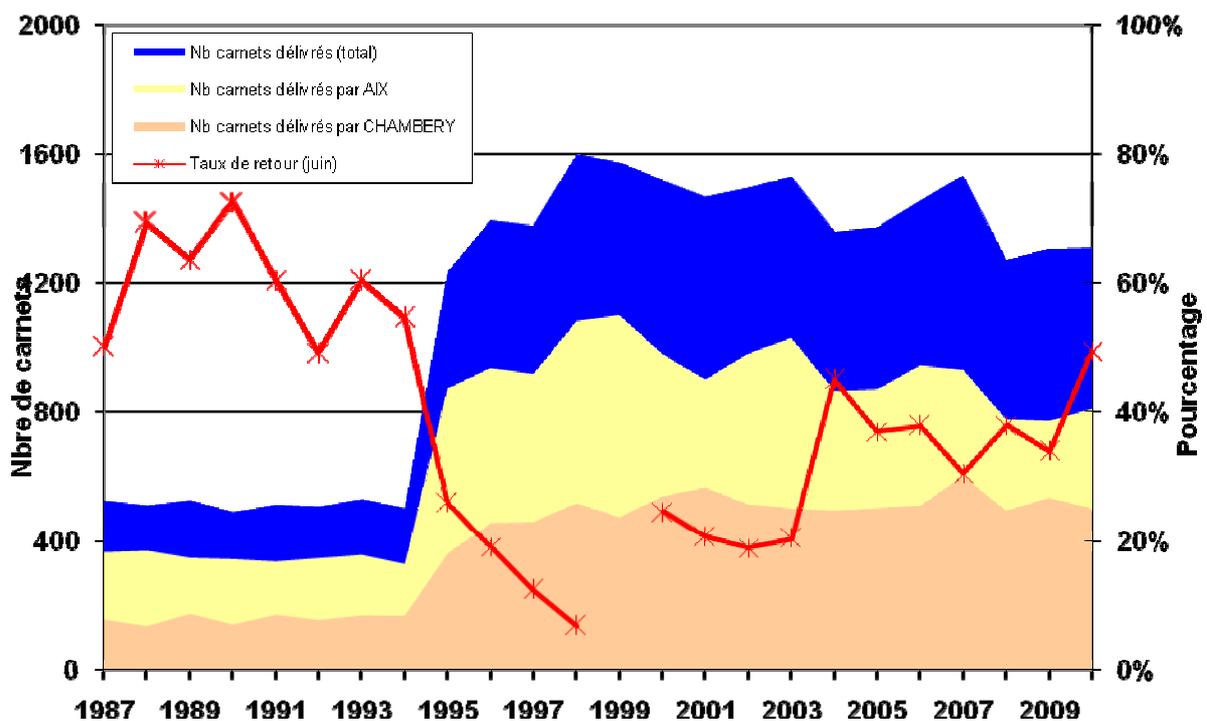


Figure 5 Evolution du nombre de permis bateau délivrés et du taux de retour des carnets obligatoires depuis 1987

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 2011).

III. Résultats

III.1. Hydroacoustique

III.1.1. Densité acoustique

Les résultats des Sa moyens des trois campagnes (31 transects) 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 ($m^2 \cdot ha^{-1}$) pour la couche supérieure sur la totalité du lac

| | | 2005 | 2010 | 2011 |
|--|----------------|--------------|--------------|--------------|
| | Couches | 3.0 – 16.0 m | 3.0 – 14.0 m | 3.0 – 11.4 m |
| Valeurs | Maximum | 42.28 | 12.75 | 1.81 |
| Sa ($m^2 \cdot ha^{-1}$) | Moyenne | 1.49 | 0.94 | 0.18 |
| | Minimum | 0.00 | 0.01 | 0.00 |

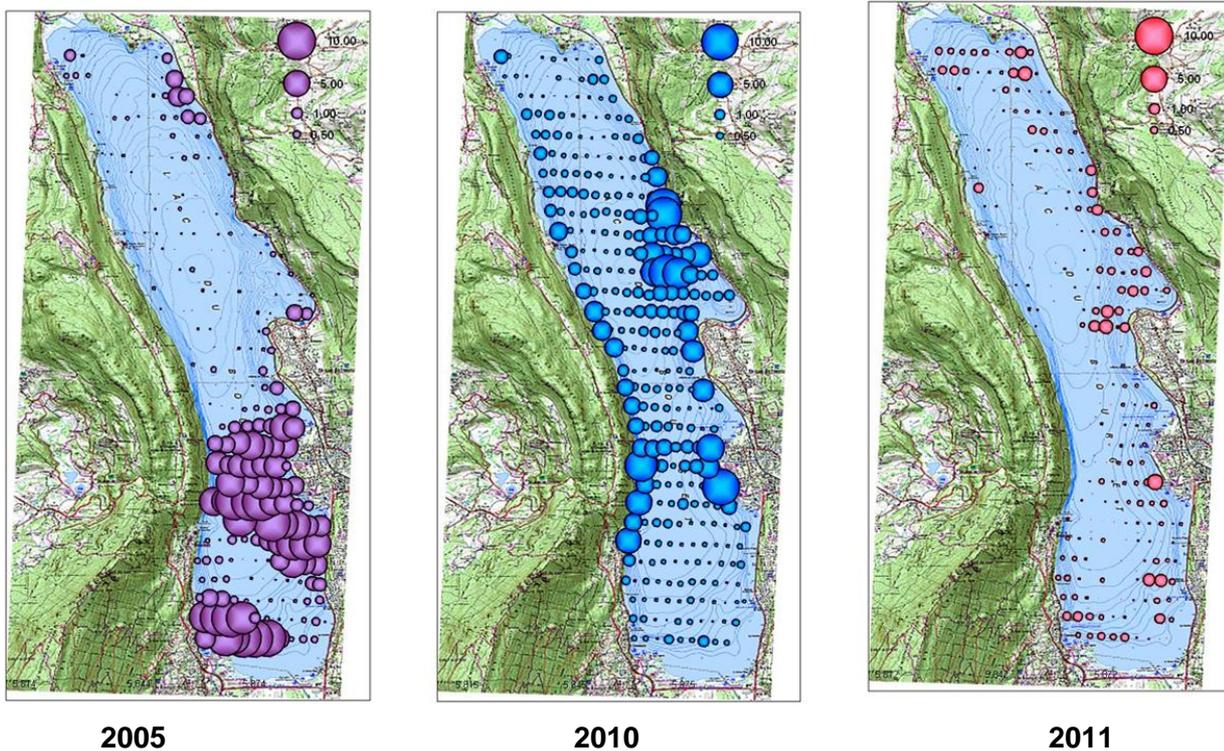


Figure 6 Séquences d'échointégration (Sa) des couches supérieures (2005-2010-2011)

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

| | | 2005 | 2010 | 2011 |
|--|----------------|---------------|---------------|---------------|
| | Couches | 16.0 m - Fond | 14.0 m - Fond | 11.4 m - Fond |
| Valeurs Sa ($m^2 \cdot ha^{-1}$) | Maximum | 0.87 | 5.35 | 2.51 |
| | Moyenne | 0.10 | 0.84 | 0.73 |
| | Minimum | 0.00 | 0.05 | 0.09 |

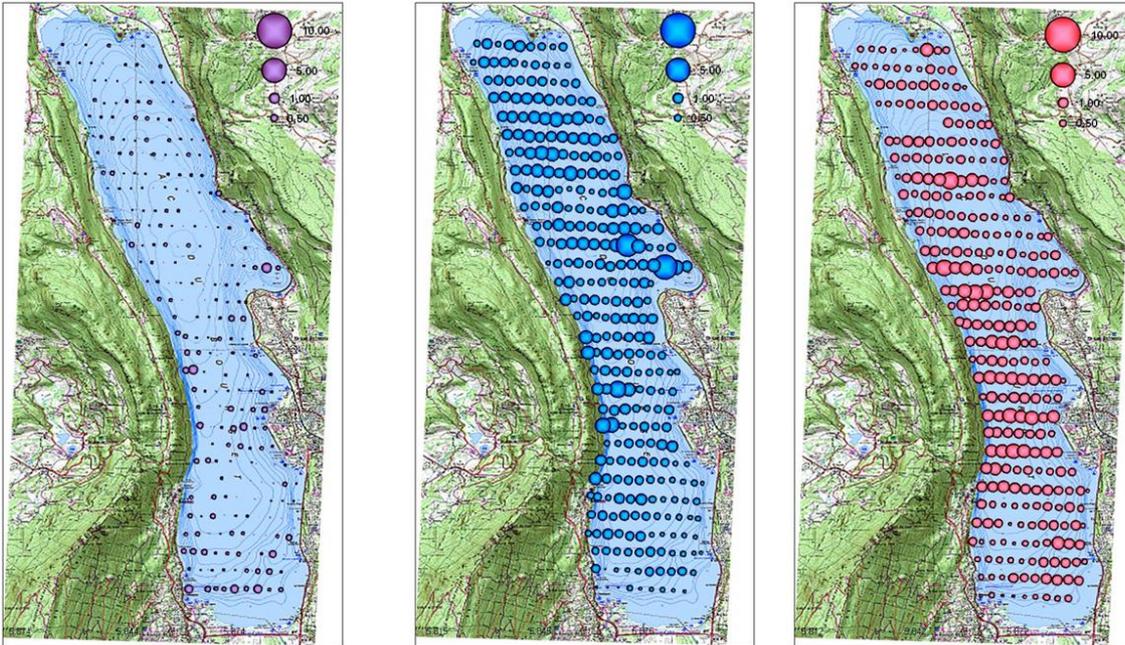


Figure 7 Séquences d'échantillonnage (Sa) des couches inférieures (2005-2010-2011)

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 Figure 8.

Tableau IV Nombre de poissons détectés et TS moyennes par couches pour les trois campagnes (2005, 2010 et 2011)

| | | 2005 | 2010 | 2011 |
|-------------------|------------------------|----------------|----------------|----------------|
| Supérieure | <i>Nombre</i> | 11413 | 8674 | 2221 |
| | TS moyenne (dB) | - 46.69 | - 45.03 | - 46.96 |
| Inférieure | <i>Nombre</i> | 1878 | 7827 | 9177 |
| | TS moyenne | - 39.37 | - 36.73 | - 37.21 |

Strate supérieure

Strate profonde

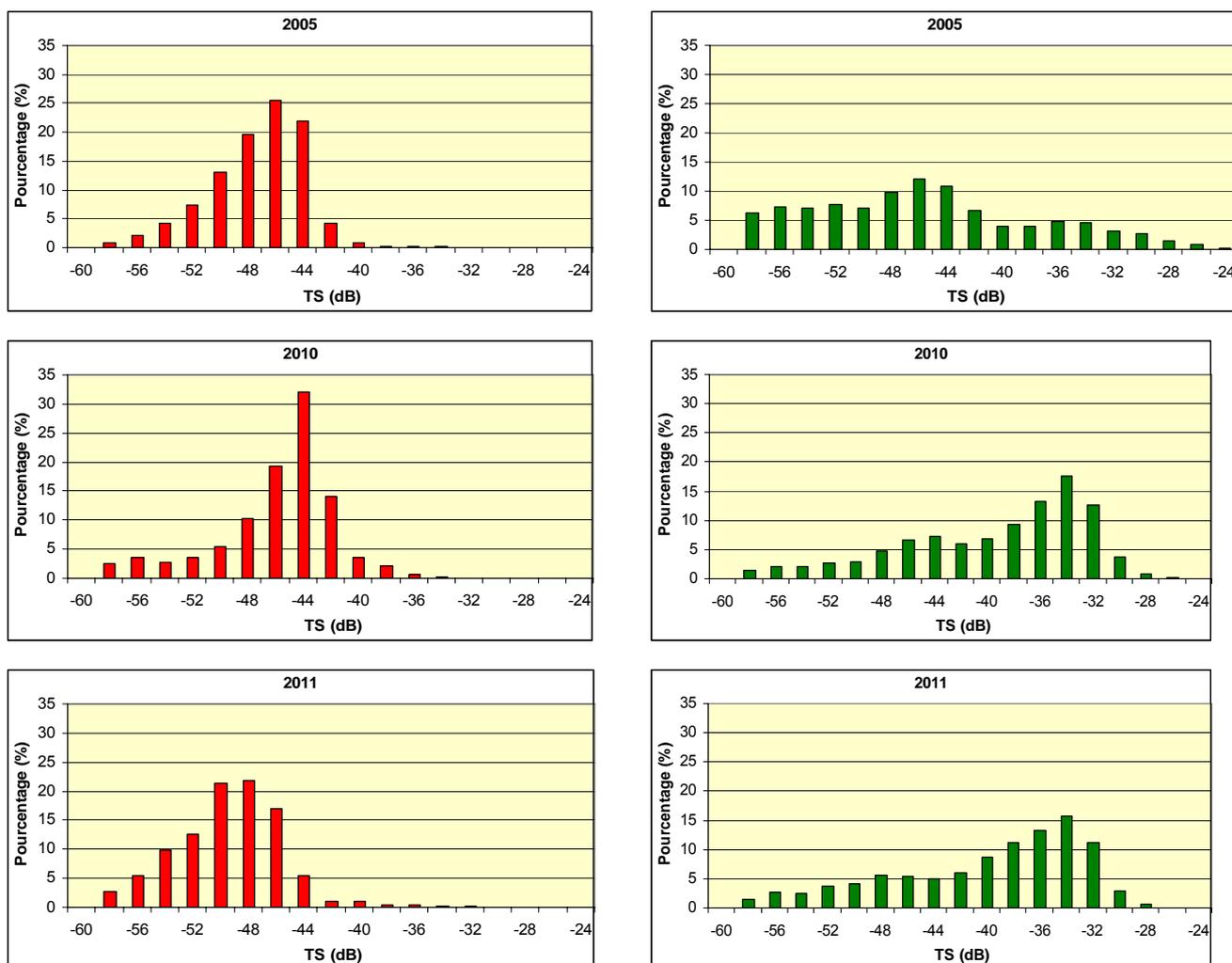


Figure 8 Distributions en classes de tailles pour les couches inférieures et supérieures, années 2005-2010-2011

III.1.3. Densité de poissons observée

A partir des valeurs moyennes de S_a et des TS moyennes, le nombre d'individus par hectare est calculée pour chaque couche.

Tableau V Densité par hectare pour les deux strates sur la totalité du lac

| | Couche | 2005 | 2010 | 2011 |
|--|-------------------|-------------|-------------|-------------|
| Nbre d'individus .ha⁻¹ | <i>supérieure</i> | 5529 | 2380 | 712 |
| | <i>inférieure</i> | 69 | 315 | 305 |

III.1.4. Analyse des données hydroacoustique

L'évolution des Sa, proxy de la biomasse de poissons détectés, montre des tendances nettes pour les couches profondes puisque les valeurs, stables entre 2010 et 2011 ont augmenté d'un facteur d'environ 7 depuis 2005. Dans cette strate inférieure à la thermocline, occupée par les salmonidés (Mehner et al. 2010), en 2010 et 2011 plus de 55 % de poissons ont des tailles supérieures à ~30 cm (- 38 dB) (TS moyenne similaire -36,73 et -37,21, moins de 0.5 db d'écart). L'année 2005, avec seulement 21 % de poissons supérieurs à -38 dB (~30 cm) et une TS moyenne plus faible (-39,37 dB) indique bien une faible proportion de poissons adulte. Le calcul des densités reflète cette évolution avec une densité statistiquement identique en 2010 et 2011, 310 indiv.ha⁻¹, 5 fois plus forte qu'en 2005.

Dans les couches de surface, la biomasse est principalement composée de juvéniles de l'année (Guillard et al. 2006, Sotton et al. 2011), ce que montrent bien les tailles acoustiques : pour les trois campagnes 2005, 2010, 2011, 98,5 %, 93,5 % et 97,6 % des cibles sont des poissons de taille inférieure à ~15 cm (-42 dB). Les tailles moyennes entre les trois années ne sont pas différentes, mais les valeurs de biomasse détectée montrent une forte diminution, avec des valeurs faibles en 2011. Le calcul des densités met en évidence cette forte évolution avec plus de 5500 indiv.ha⁻¹ en 2005, environ 2400 indiv.ha⁻¹ en 2010 puis 715 indiv.ha⁻¹ en 2011.

III.2. Pêches CEN

III.2.1. Cartographie des filets

Conformément au plan d'échantillonnage, 68 filets ont été posés en 2011, comme les années précédentes (Figure 9). En 2011, un filet a été perdu et n'a été retrouvé que plusieurs mois après.



Figure 9 Répartition spatiale des filets et dates de relèves

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 2011 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus)

| Espèce | Captures | | Pourcentages | | Rendements de pêche | |
|---|-------------|--------------|--------------|-------------|------------------------------------|----------------------------------|
| | Nombre ind. | Biomasse gr. | Numériques % | Pondéraux % | Numériques ind./1000m ² | Pondéraux gr./1000m ² |
| Perche <i>Perca fluviatilis</i> | 767 | 15012,6 | 57,4 | 23,1 | 135,6 | 2654,7 |
| Gardon <i>Rutilus rutilus</i> | 282 | 21471,6 | 21,1 | 33,1 | 49,9 | 3796,9 |
| Poisson chat <i>Ameiurus melas</i> | 106 | 8480,0 | 7,9 | 13,1 | 18,7 | 1499,6 |
| Grémille <i>Gymnocephalus cernuus</i> | 85 | 556,2 | 6,4 | 0,9 | 15,0 | 98,4 |
| Corégone | 29 | 8143,1 | 2,2 | 12,5 | 5,1 | 1440,0 |

| | | | | | | |
|------------------------------------|-------------|----------------|------------|------------|--------------|----------------|
| Coregonus lavaretus | | | | | | |
| Rotengle | 18 | 4149,2 | 1,3 | 6,4 | 3,2 | 733,7 |
| Scardinius erythrophthalmus | | | | | | |
| Perche soleil | 14 | 189,8 | 1,0 | 0,3 | 2,5 | 33,6 |
| Lepomis gibbosus | | | | | | |
| Tanche | 11 | 2293,2 | 0,8 | 3,5 | 1,9 | 405,5 |
| Tinca tinca | | | | | | |
| Brème commune | 10 | 133,0 | 0,7 | 0,2 | 1,8 | 23,5 |
| Abramis brama | | | | | | |
| Brochet | 7 | 1926,8 | 0,5 | 3,0 | 1,2 | 340,7 |
| Esox lucius | | | | | | |
| Ecrevisse améric. | 3 | 59,6 | 0,2 | 0,1 | 0,5 | 10,5 |
| Orconectes limosus | | | | | | |
| Sandre | 2 | 2348,8 | 0,1 | 3,6 | 0,4 | 415,3 |
| Sander lucioperca | | | | | | |
| Goujon | 1 | 4,4 | 0,1 | 0,0 | 0,2 | 0,8 |
| Gobio gobio | | | | | | |
| Lotte | 1 | 27,8 | 0,1 | 0,0 | 0,2 | 4,9 |
| Lota lota | | | | | | |
| Ombre chevalier | 1 | 138,6 | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 24,5 |
| Salvelinus alpinus | | | | | | |
| Total | 1337 | 64934,7 | 100 | 100 | 236,4 | 11482,7 |

La campagne de pêche 2011 a permis la capture de 14 espèces de poissons et d'une espèce d'écrevisse, l'écrevisse américaine (*Orconectes limosus*). Comparativement à 2005, les pêches ont permis la capture de deux espèces supplémentaires, la tanche et le goujon, mais une autre espèce, le chevesne, n'a pas été pêchée. Pour mémoire, la campagne de pêche de l'ONEMA en 2010 (Agence de l'eau RMC 2011) avait recensé 16 espèces de poissons.

Le rendement de pêche numérique est de 236 ind./1000 m², proche de celui de 2005 (282 ind./1000 m²) mais plus faible que celui de 2010 (437 ind./1000 m²)¹. Le rendement de pêche pondéral est en revanche très stable entre les 3 campagnes avec un peu plus de 11 kg/1000 m². En 2011, 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.

III.2.3. Rendements des filets benthiques sur la chronique 2005-2011

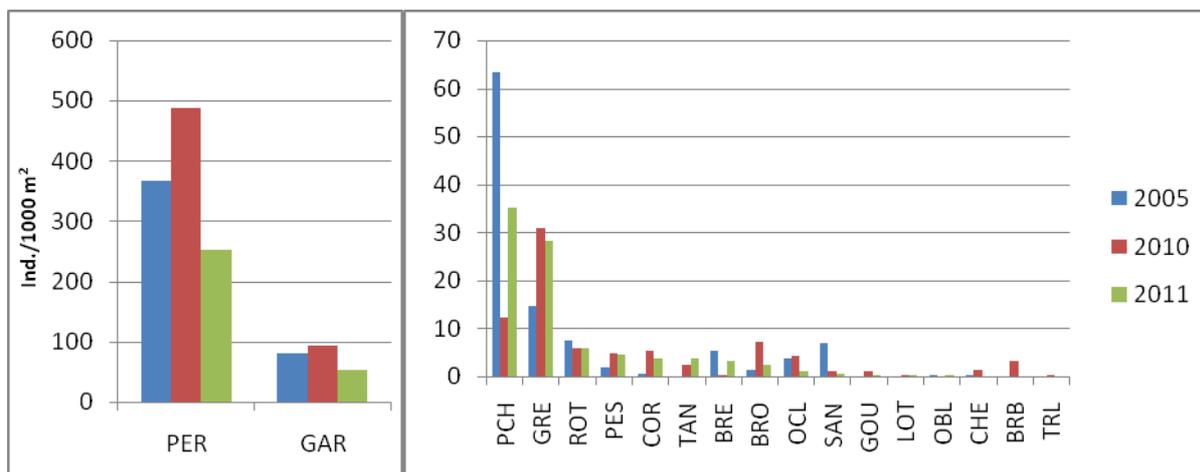


Figure 10 Rendements numériques (ind./1000 m²) des filets benthiques

Les rendements numériques (Figure 10) des deux espèces majoritaires, la perche (PER) et le gardon (GAR) sont susceptibles d'être variables annuellement car liés aux variations du recrutement (Gillet 2001). Ainsi, en 2011, les captures de perche sont deux fois moins importantes qu'en 2010 mais restent à un niveau élevé. Les fluctuations de rendement du gardon sont quant à elles moins marquées, mais on n'en observe moins en 2011 que dans les années précédentes d'échantillonnages. Le reste des captures benthiques est dominé par le poisson chat (PCH) et la grémille (GRE). Enfin, on trouve un cortège d'espèces dont les rendements sont inférieurs à 10 individus / 1000 m² et sur lesquels il est difficile de faire une analyse rigoureuse des tendances :

- La perche soleil (PES) semble en augmentation, passant de 2 à 4 ind./1000 m² entre 2005 et 2010-11.
- La population de rotengle (ROT) évolue peu.
- Les populations de brème (BRE) semblent régresser.
- La population de Sandre (SAN) s'effondre, passant de 21 individus capturés en 2005, à 3 en 2010 puis 2 en 2011.
- L'omble chevalier (OBL) est toujours très peu capturé.
- Le corégone (COR) est en nette progression en 2010-2011 avec des rendements multipliés par 6 voir 8 par rapport à 2005 (de 2 individus à 15 et 11 respectivement).

Les rendements pondéraux (Figure 11) confirment la domination de la perche et du gardon en termes de biomasse.

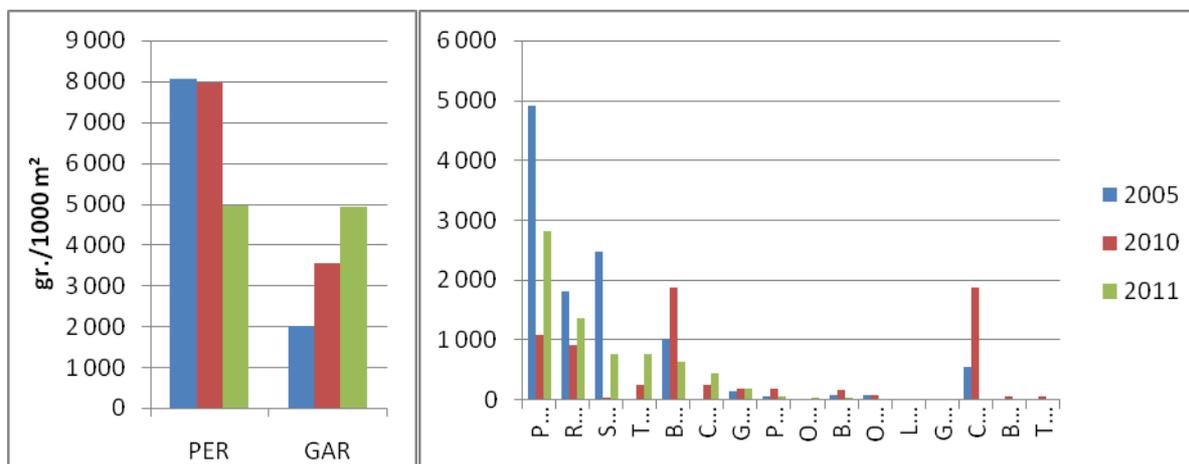


Figure 11 Rendements pondéraux (gr./1000 m²) des filets benthiques

III.2.4. Rendements des filets pélagiques sur la chronique 2005-2011

Les filets pélagiques sont posés pour obtenir des informations qualitatives et non quantitatives. Les rendements (Figure 12) sont néanmoins calculés afin d'appréhender l'évolution des communautés piscicoles pélagiques strictes comme le corégone. Les captures des filets pélagiques au cours des 3 années de suivis sont uniquement composées de corégone, perche et gardon.

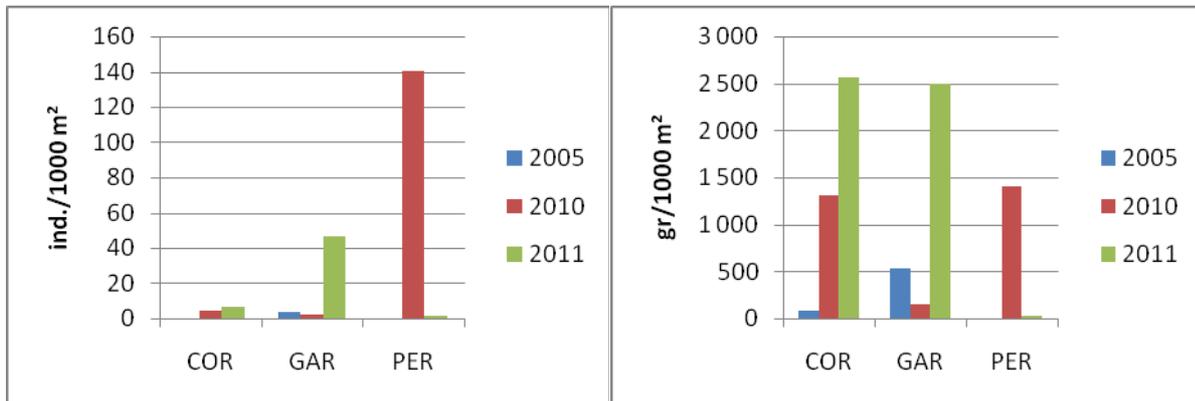


Figure 12 Rendements numériques et pondéraux des filets pélagiques

- On constate une progression tant numérique que pondéral du corégone entre 2005 et les années 2010-2011 avec des rendements similaires pour ces deux dernières années.
- L'année 2011 se caractérise par une forte augmentation des captures pélagiques de gardon.
- Enfin, seule l'année 2010 a présenté des rendements exceptionnels de captures pour la perche en milieu pélagique.

III.2.5. Répartition spatiale

La répartition spatiale verticale des prises issues des filets benthiques, sur les 3 principales espèces, perche, gardon, corégone, met en évidence la stratification spatiale stricte des poissons (Figure 13) déjà montré par ailleurs (Mehner et al. 2010, Guillard et al. 2006) : percidés et cyprinidés sont au dessus de la thermocline, corégonidés en dessous. Les autres espèces sont prises aussi au dessus de la thermocline (Figure 14).

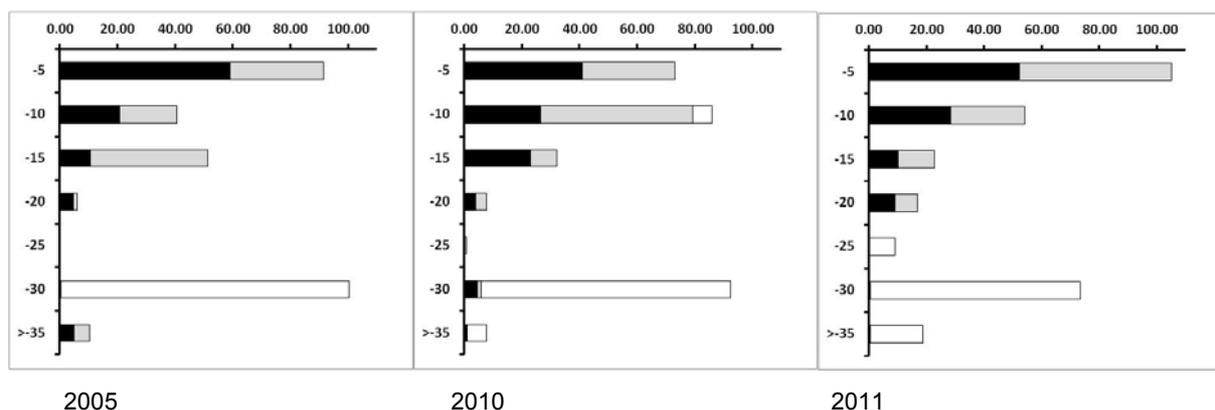


Figure 13 Répartition verticale des 3 principales espèces, perche (noir), gardon (gris), corégone (blanc) exprimés en % des captures par espèces

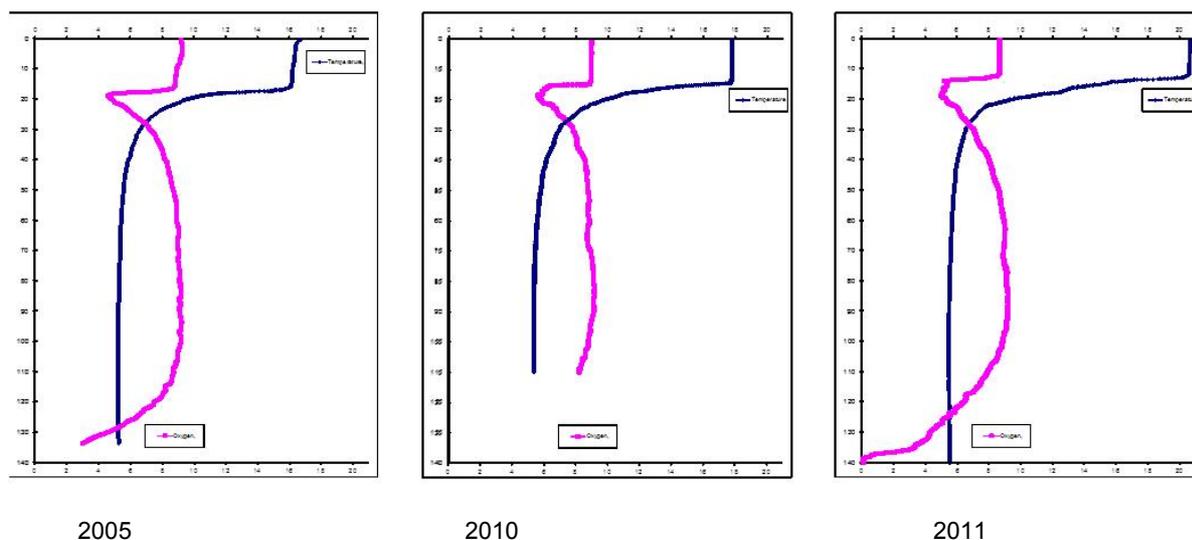


Figure 14 Profils thermique et d'oxygène

Si dans ces résultats, on intègre les corégones capturés dans les filets pélagiques, ceux-ci étant pris majoritairement dans ce type de filets, on obtient une image similaire sur leur répartition verticale (Figure 15).

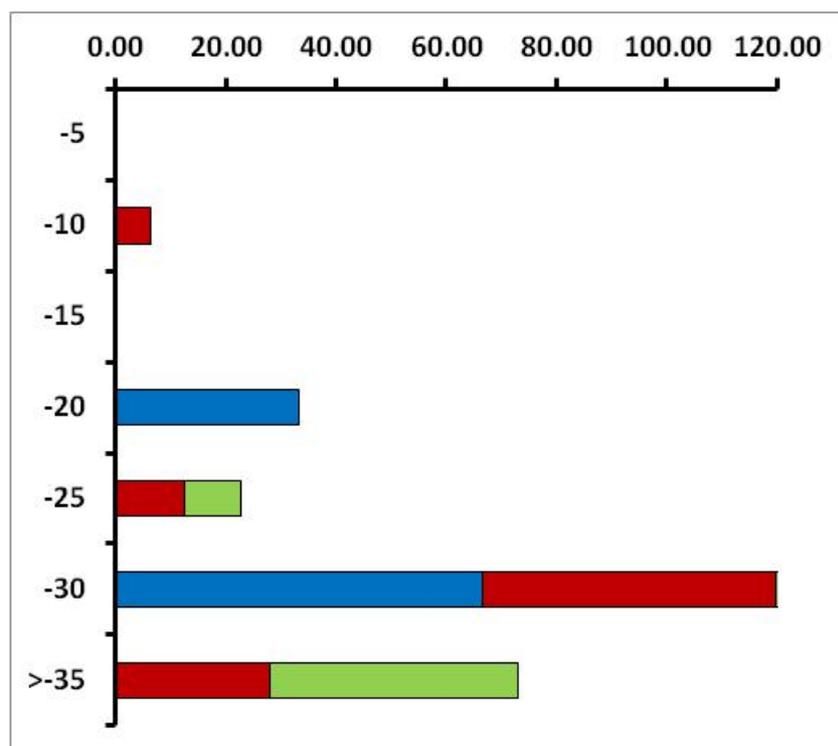


Figure 15 Répartition verticale des corégones pour l'année 2005 (bleu), 2010 (rouge), 2011 (vert) exprimés en % des captures par année

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 'mirandeliers' (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 2011, la population de perche présente une nouvelle fois les abondances les plus fortes, caractérisées par une forte proportion d'alevins de l'année (Figure 16).

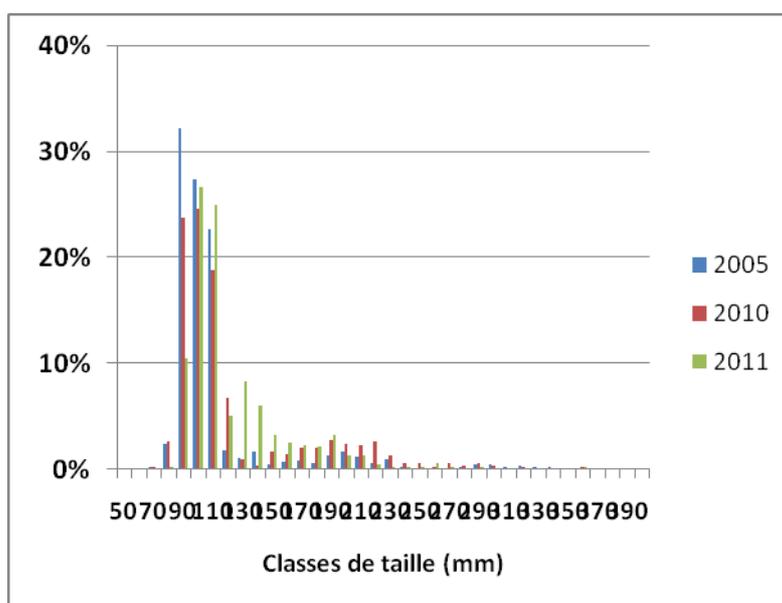


Figure 16 Structure en taille de la population de perche

Les alevins de l'année mesurent entre 7 et 12 cm, ce qui est cohérent avec les résultats de l'étude menée par le CISALB en 2007 sur la reproduction et la croissance de la perche (Campton 2007). Le reste de la distribution est représenté par des perches comprises entre 13 et 23 cm correspondant à des poissons de 1 et 2 ans. On constate ensuite une faible proportion de prise au-delà de 23 cm, soit des perches âgés de 3 ans et plus, qui correspond aux poissons adultes exploités par les filets de mailles supérieures à 27 mm de la pêche professionnelle. On peut remarquer qu'une gamme de taille comprise entre 12 et 15 cm se démarque en 2011 par rapport aux 2 autres années. On peut supposer qu'il s'agit des perches d'1 an issues de la forte cohorte de 2010. Sur la base de cette distribution en taille, il est intéressant de préciser les rendements de pêche en séparant les rendements numériques obtenus pour les alevins de l'année (longueur inférieure à 13 cm) et ceux obtenus pour les adultes (Figure 17). On constate que les rendements de perches adultes sont assez stables pour les 3 années de suivi, soit compris entre 20 et 25 ind./1000 m². Les rendements d'alevins de l'année sont quant à eux très fluctuants et reflètent l'efficacité annuelle du recrutement naturel.

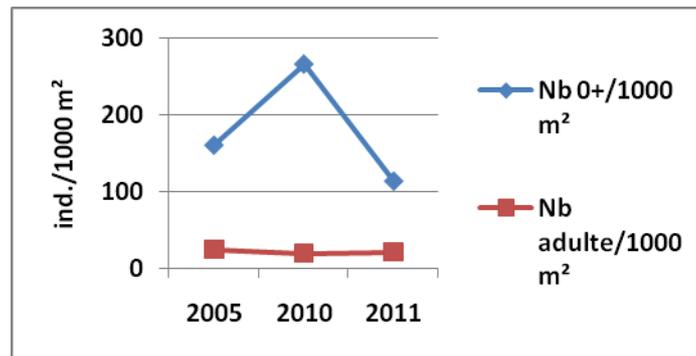


Figure 17 Rendements numériques des alevins de perches et des perches adultes

Les relations tailles-poids (Figure 18) sont statistiquement similaires entre les 3 années, même si l'année 2011 présente des valeurs légèrement inférieures, avec des poids plus faibles pour une même taille.

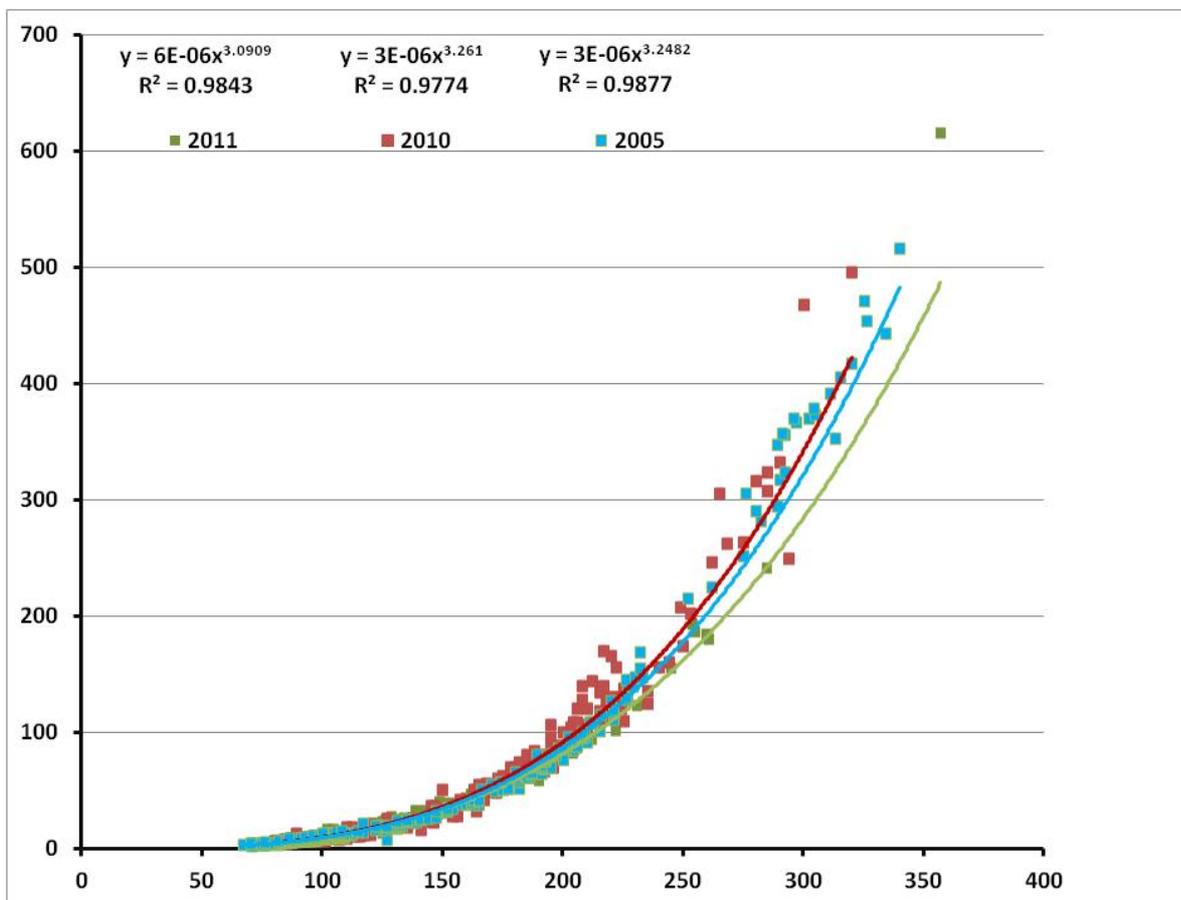
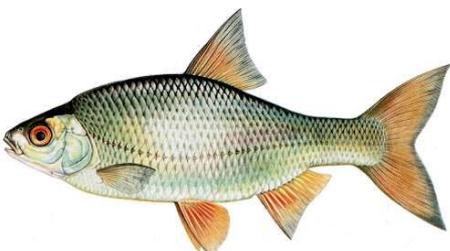


Figure 18 Relation taille – poids pour la perche (2005-2010-2011)

3.2.6.2. Le gardon



Le gardon est l'espèce la plus abondante derrière la perche. Les rendements numériques sont stables sur les 3 années échantillonnées, mais les rendements pondéraux sont en forte augmentation de 2 à 5 kg /1000 m² de filets entre 2005 et 2011.

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 19). 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. Ces distributions en mode reflètent souvent le passage d'une forte cohorte qu'on peut suivre ainsi dans le temps. Il est probable que le recrutement 2009 ait connu une bonne réussite en générant une forte cohorte que l'on a ensuite retrouvé en 2010 âgée d'1 an et en 2011 de 2 ans. Il serait intéressant de confirmer cette hypothèse de croissance par des lectures d'écaillés.

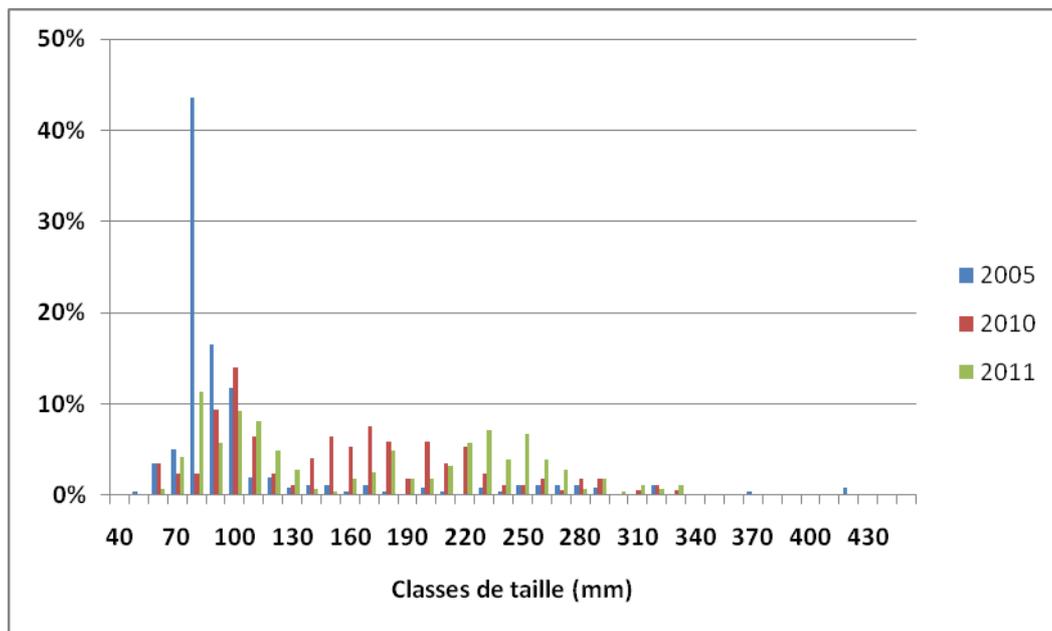


Figure 19 Structure en taille de la population de gardon

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 14 cm) (Figure 20). Les rendements de pêche concernant les alevins sont en baisse depuis 2005 alors que ceux des adultes ont nettement progressé. Le fort rendement de 2011 confirme les conclusions de l'analyse de la structure en taille avec la dominance d'une forte génération de gardons âgés de 2 ans et plus.

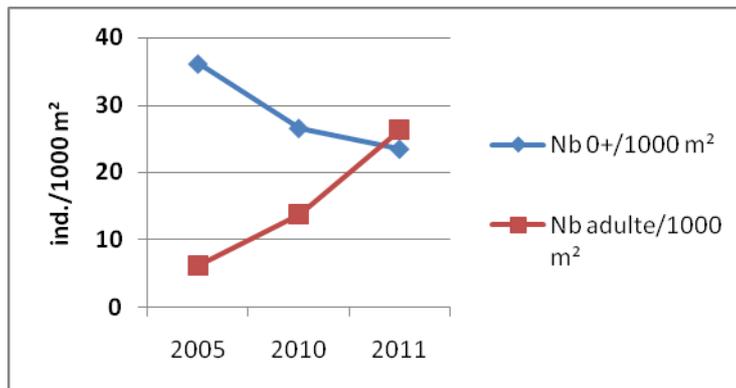


Figure 20 Rendements numériques des alevins de gardons et des gardons adultes

Les relations tailles-poids (Figure 21) sont statistiquement similaires entre les 3 années.

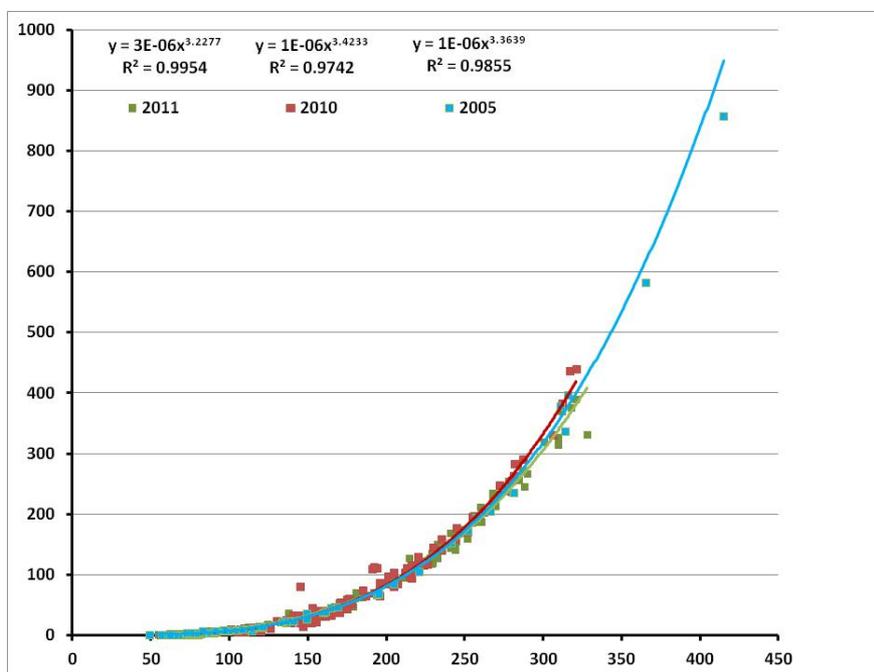


Figure 21 Relation taille – poids pour le gardon (2005-2010-2011).

III.2.6.3. Le corégone (le lavaret)

L'année 2005 étant caractérisée par un faible nombre de corégones capturés, il n'a pas été possible d'analyser une quelconque structure en taille. En revanche, l'évolution récente du stock permet une analyse des données 2010 et 2011 (Figure 22). L'analyse des écailles prélevées sur les corégones capturés au cours de la campagne 2011 révèle la présence de 3 générations :



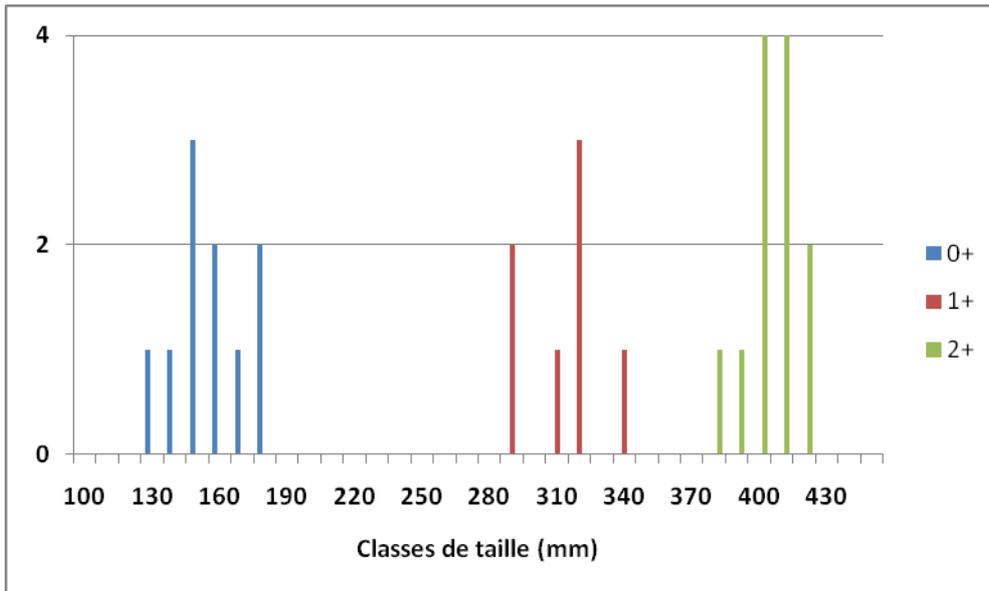


Figure 22 Structure en taille et en âge des corégones capturés en 2011

- les corégones de l'année mesurent entre 12 et 18 cm ;
- les corégones d'1 an, nés en 2010, mesurent entre 28 et 34 cm ;
- les corégones de 2 ans, nés en 2009, mesurent entre 38 et 42 cm.

Cette espèce essentiellement pélagique peut avoir à certaines périodes et certains stades un comportement plus littoral voir benthique : les captures obtenues avec les filets benthiques et les filets pélagiques sont analysées séparément. On constate au cours de ces 2 années de suivi que si les poissons sont bien capturés en dessous de la thermocline (Figure 23), les juvéniles de corégones sont plus littoraux car attrapés majoritairement dans les filets benthiques et non dans les filets pélagiques. Les corégones plus âgés sont, tout du moins à cette période de l'année, quasi exclusivement capturés en zone pélagique.

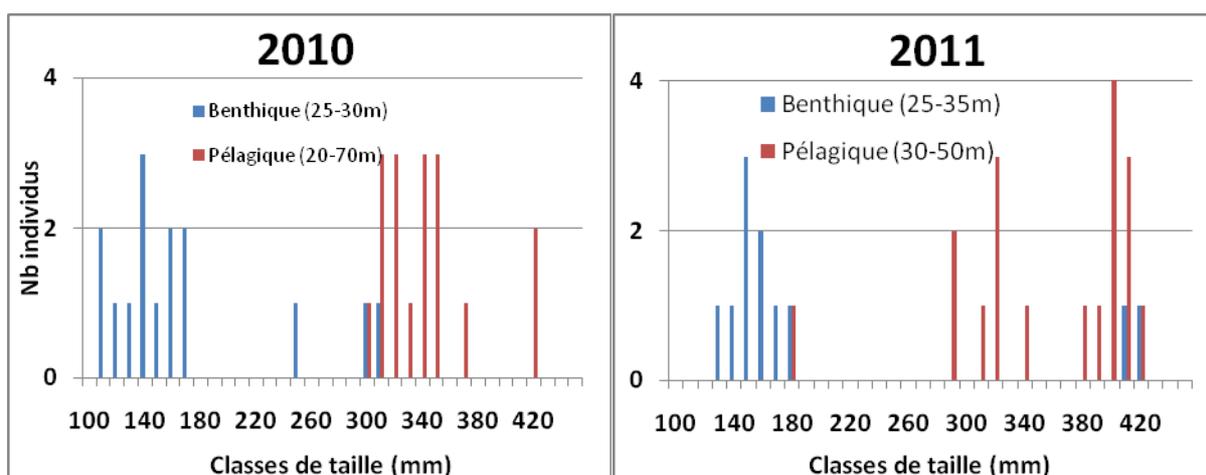


Figure 23 Structure en taille des corégones capturés aux filets benthiques et pélagiques pour les années 2010 et 2011

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 (Figure 24). On constate que les rendements de corégones

adultes sont en progression entre 2010 et 2011 passant de 2,7 à 3,4 poissons / 1000 m². Ce résultat s'explique notamment par la capture significative en 2011 de corégones de 2 ans mesurant entre 38 et 42 cm. En 2010, seuls 3 individus supérieurs à la taille légale de 35 cm avaient été capturés. Les rendements d'alevins de l'année quant à eux régressent légèrement : de 2,2 à 1,8 poissons / 1000 m².

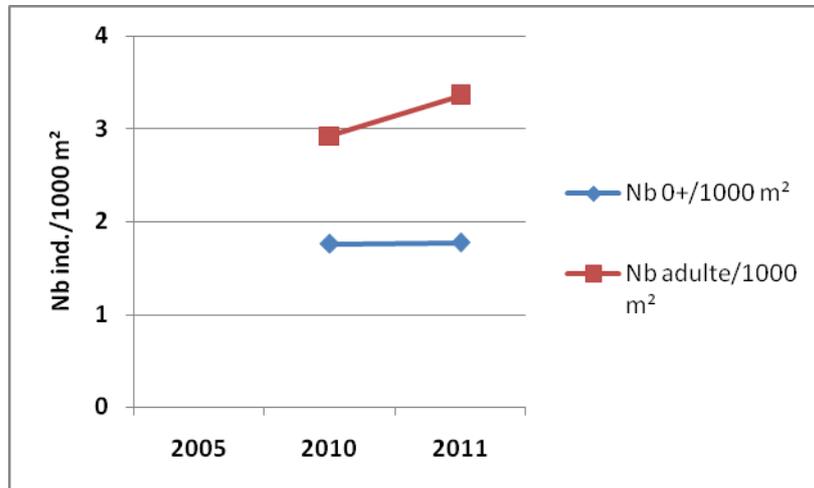


Figure 24 Rendements numériques des alevins de corégones et des corégones adultes

Les relations taille-poids entre les deux années sont identiques (Figure 25)

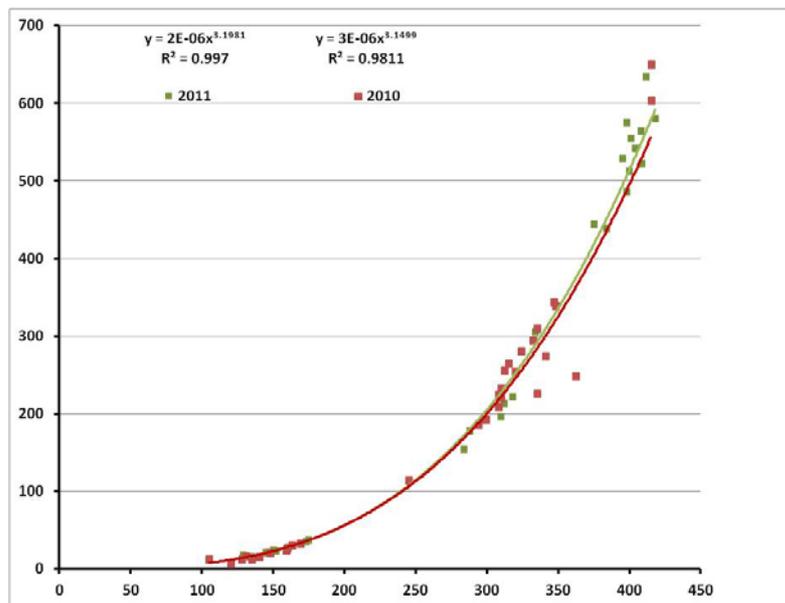


Figure 25 Relation taille – poids pour le lavaret (2005-2010-2011)

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 pouvaient déjà avoir une taille de plus de 30 cm. Ainsi, comme le montre la Figure 26, 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 (Figure 26).

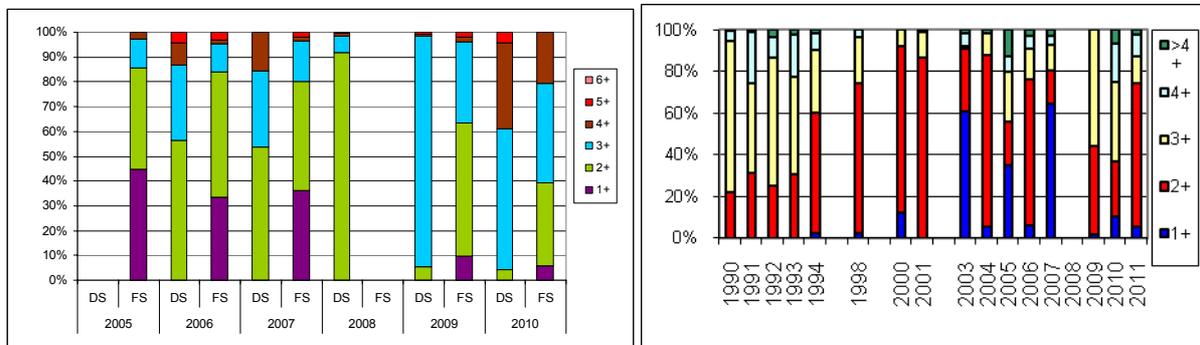


Figure 26 Structure en âge des corégones capturés par la pêche amateur (gauche, DS : début saison FS : fin saison) et structure en âge des géniteurs de corégones capturés lors des pêches exceptionnelles hivernales (droite)

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 (arrêté PCB levé début 2009 pour le corégone). En effet, depuis 3 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 poissons 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 et surtout 2011 semblent montrer une tendance à la reconstitution de cette population, le rendement numérique surfacique étant multiplié par 4 entre les années 2010 et 2011, sans pour autant atteindre à nouveau les chiffres de 2005.

La structure en taille de 2011 se rapproche de celle de 2005 et s'étale entre 9 et 27 cm (Figure 27). Celle de 2010 en revanche est plus morcelée et est représentée par 2 groupes : des jeunes individus dont la taille est inférieure à 10 cm et des individus plus âgés mesurant entre 15 et 25 cm.

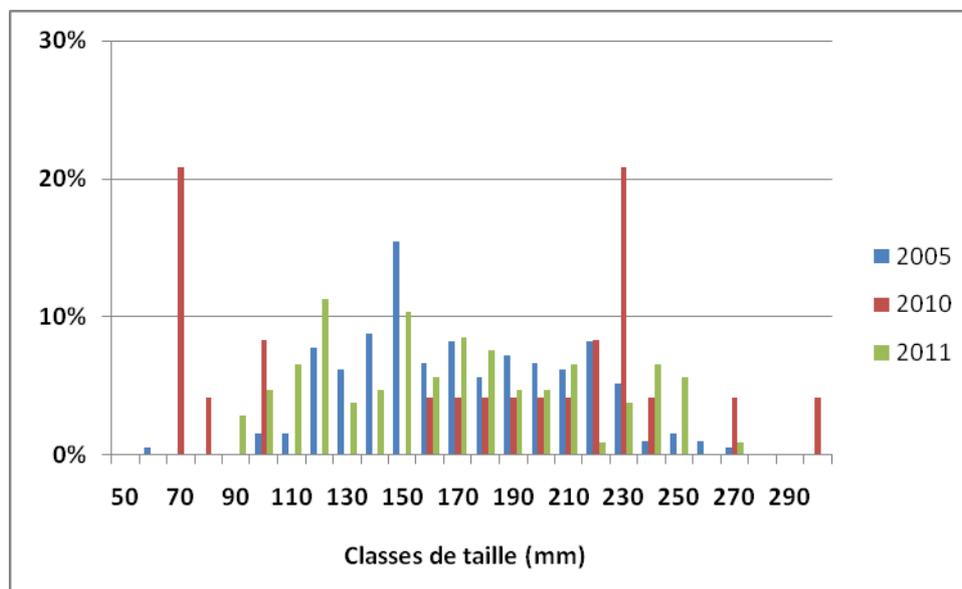


Figure 27 Structure en taille de la population de poisson chat



Le rendement numérique de la grémille a doublé en 2010-2011 par rapport à 2005

Les structures en taille sont très proches entre 2010 et 2011 (Figure 28). La population est dominée par des poissons de 7-8 cm alors qu'en 2005 le mode est centré sur des poissons de 9-10 cm. Les relations tailles-poids sont similaires (Figure 29).

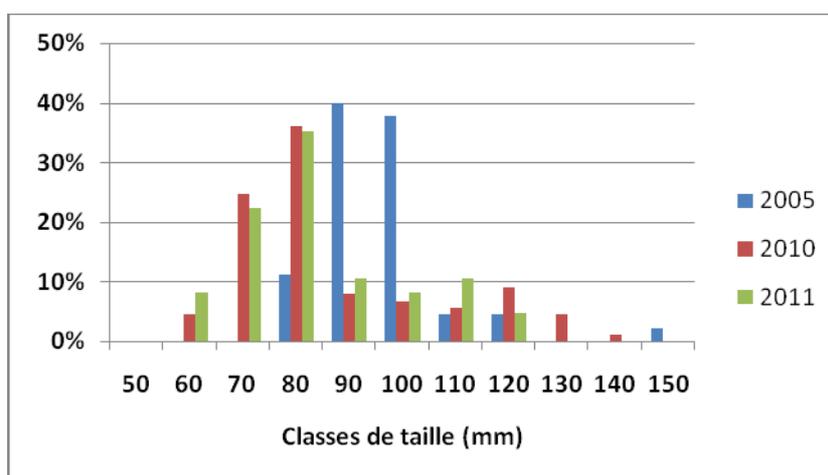


Figure 28 Structure en taille de la population de grémille

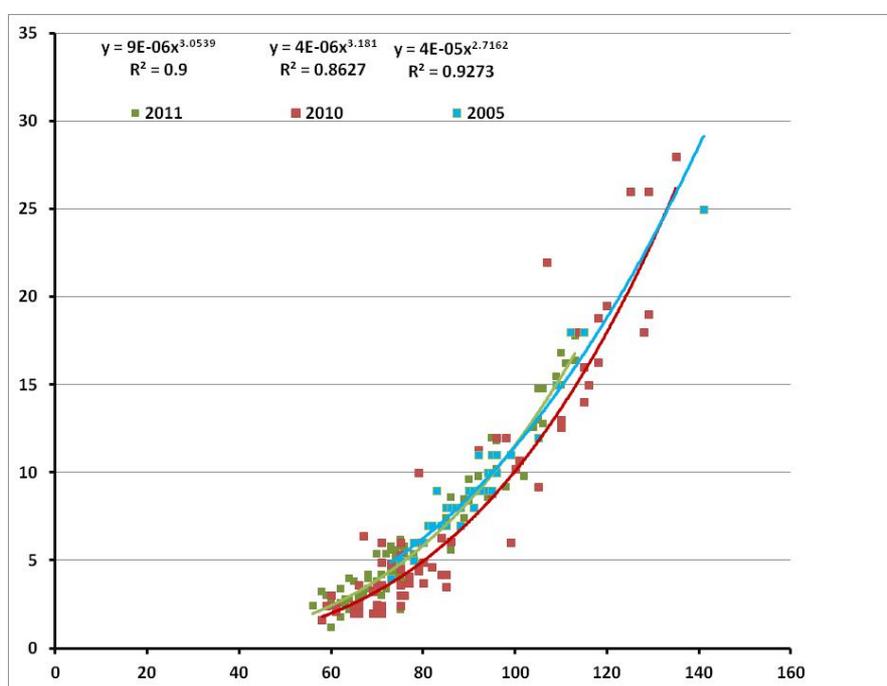


Figure 29 Relation taille – poids pour la grémille (2005-2010-2011)

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 30), période à laquelle l'effectif de pêcheurs professionnels s'est stabilisé à 10, rendant ainsi les chiffres comparables.

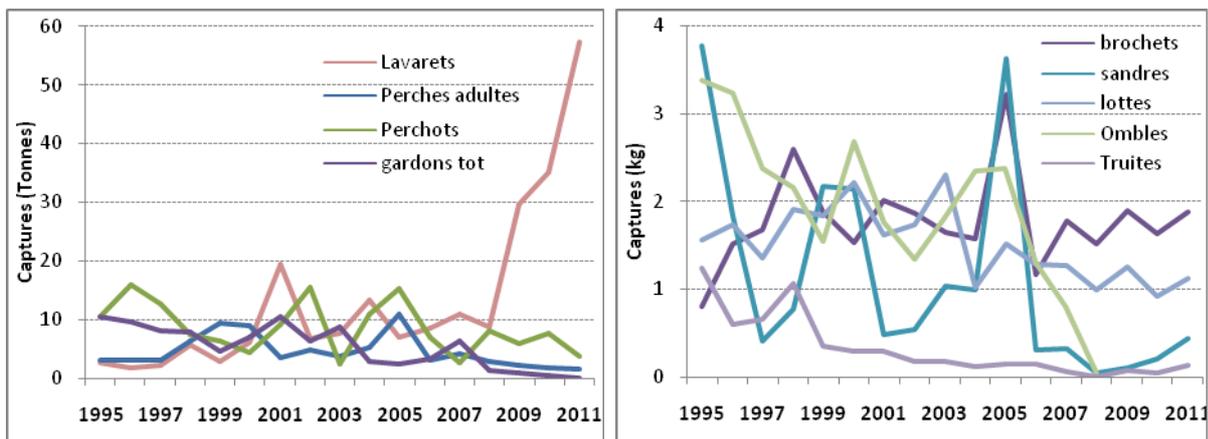


Figure 30 Statistiques de pêche professionnelle 1995-2011 (données DDT73)

La saison 2011 représente la meilleure année d'exploitation depuis 1995 avec 66 tonnes de poissons capturés, toutes espèces confondues.

Cette année est une nouvelle fois marquée par un niveau de capture élevé de corégones (57 tonnes). Depuis 2008, on constate une progression exceptionnelle de cette espèce : les captures, qui étaient inférieures à 1 tonne par an dans les années 80, sont passées d'une moyenne de 10 tonnes par an à plus de 50 tonnes en l'espace de 3 ans. Les pêches scientifiques confirment cette tendance puisqu'entre 2005 et 2011, les rendements de captures ont été multipliés par 10.

La perche, quelque soit le stade auquel elle est exploitée, connaît une diminution progressive depuis le milieu des années 90. En l'espace de 15 ans, les captures totales de perches (adulte + friture) sont passées d'une moyenne de 15 tonnes par an à 11 tonnes.

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 un peu plus de 2 tonnes 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.

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.

Malgré quelques fluctuations interannuelles, l'exploitation du brochet est stabilisée autour d'1,7 tonne par an. Les captures de sandre quant à elles connaissent de plus fortes variations avec des pics tous les 4-5 ans à plus de 2 tonnes. Mais depuis 2005, les captures stagnent à 200 kg. Enfin, les prises de lottes sont en légère baisse sur la chronique 1995-2011 passant d'1,7 tonne en moyenne à 1,1 tonne.

Ces évolutions doivent cependant être pondérées 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 2010. 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). Les chiffres 2011 ne sont pas encore disponibles.

Les pêcheurs amateurs s'intéressent depuis peu à la pêche du corégone. Entre 2004 et 2007, les rendements de capture étaient inférieurs à 0,5 corégones par sortie (Figure 31). Depuis 3 ans, ceux-ci ont nettement progressé et les CPUE sont à présent multipliées par 5. Les variations mensuelles (Figure 31) 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.

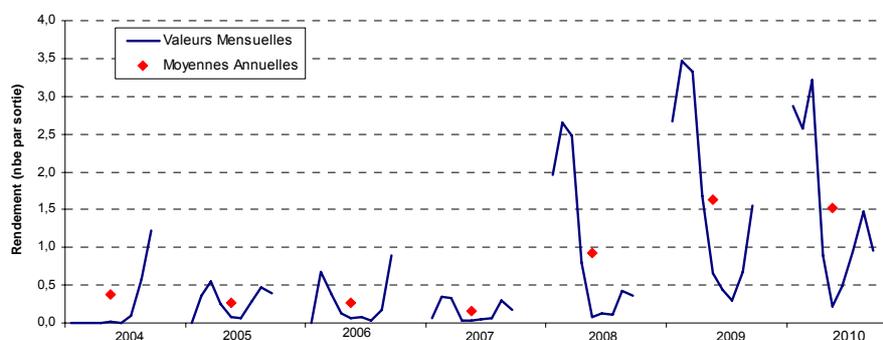


Figure 31 Rendements de capture de corégones de la pêche amateur entre 2004 et 2010

Les rendements de captures de la pêche amateur sur l'omble chevalier sont caractérisés par de fortes fluctuations interannuelles (Figure 32). 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 en 2009 et 2010. En effet, au cours de ces 2 années, 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.

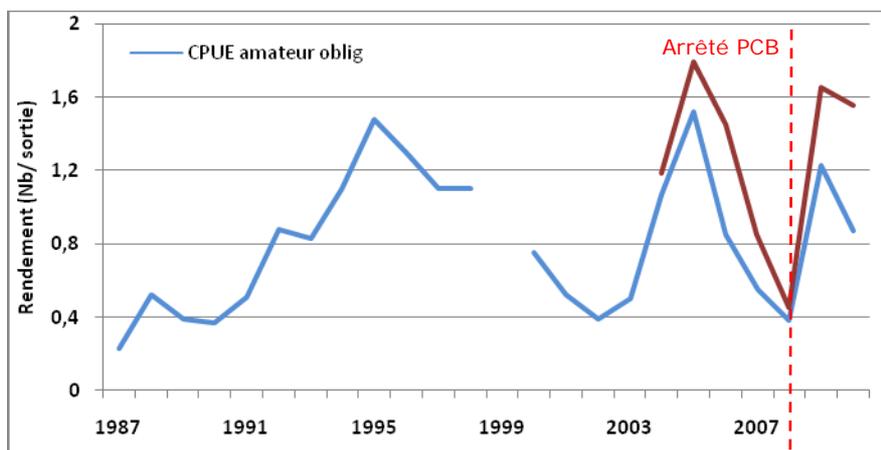


Figure 32 Rendements de capture d'ombles chevaliers de la pêche amateur (carnets obligatoires et volontaires) entre 1987 et 2010

Les CPUE de brochets ont progressé d'un facteur 3 entre les années 90 et les années 2000 (Figure 33 a). Au cours des 2 dernières saisons, 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 préciser les rendements, des CPUE basées sur les sorties dédiées à la capture du brochet sont calculables à partir des données recueillies auprès du groupe de pêcheurs volontaires. On constate ainsi que, sur la chronique 2004-2010, les rendements de captures sont stables et varient autour d'1,5 brochets par sortie (Figure 33 b).

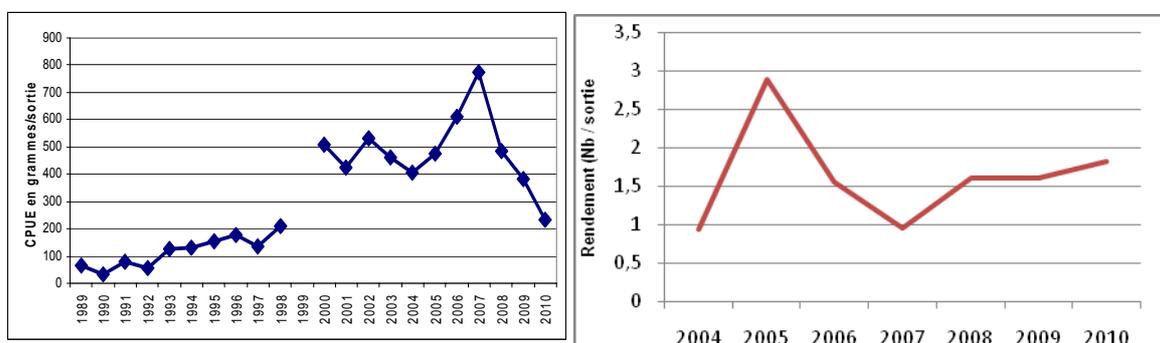


Figure 33 Rendements pondéraux des brochets (a) et numériques (b) en fonction de la technique de pêche

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. Le rendement de pêche pondéral d'environ 11 kg/1000 m² est supérieur à celui d'Annecy, environ 7 kg/1000 m² (Onema 2007, 2010) et du même ordre de grandeur que les lacs d'Aiguebelette et Léman échantillonnés par la même méthode. Mais si ce rendement est stable, la structure des communautés évolue dans le temps, face aux changements d'états du système.

Le fait le plus marquant est l'augmentation des prises de corégones entre les années 2005 et 2010-2011, confirmé par les données obtenues par acoustique qui montrent une augmentation d'un facteur 5 entre les densités des couches profondes, occupées exclusivement par les salmonidés et majoritairement par

le lavaret, observées en 2005 et celles de 2010-2011. La population de lavaret est à nouveau présente en grande quantité comme l'atteste les statistiques de pêches (57 tonnes pour les professionnels en 2011 contre moins de 7 tonnes en 2005). Les juvéniles de l'année sont en nombre stable et les poissons âgés de 2 ans et plus augmentent. La pêche professionnelle comme amateur, exploitent à présent 3 classes d'âge et épargne de façon significative 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.

Le nombre de corégones capturés au cours de cette étude, une trentaine, est insuffisant pour réaliser des analyses plus poussées. L'ONEMA avait privilégié des poses plus profondes, permettant de capturer éventuellement des individus en dessous des 50 mètres. Les données acoustiques montrent qu'à ces profondeurs, les densités observées restent très faibles. Sur le lac d'Annecy, les pêches Onema n'ont pas permis de capture de poissons dans les strates inférieures à 45 m (Onema 2010). Pour la campagne suivante, il serait souhaitable d'augmenter effectivement la surface des filets pélagiques afin de capturer plus d'individus, la zone pélagique étant sous échantillonnée (Decelières-Vergés et Guillard 2008). Une batterie supplémentaire sera donc installée, avec deux possibilités : soit une pose dans une autre région, en laissant la batterie initiale au même endroit, soit en spatialisant les deux batteries au nord et au sud, afin d'observer une éventuelle différence entre les deux zones.

Cette population, caractéristiques des milieux oligo-mésotrophes, ayant un optimum de production dans la gamme 10-40 $\mu\text{g l}^{-1}$ de P. (Gerdeaux et al. 2006) 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 pourrait qualifier de 'retour du Lavaret'.

Pour les autres populations, les tendances sont difficiles à affirmer, car reposant sur peu d'individus et d'années. Néanmoins on observe :

- une diminution de la perche et du gardon, mais il serait prématuré d'en tirer des conclusions, ces populations étant soumises à des fluctuations inter annuelles fortes (Gillet 2001). On observe un recrutement faible de la perche en 2011 qui pourrait être lié à des conditions climatiques particulières pendant la période de fraie et d'émergences des larves. Il a en effet été montré (Aalto et Newsome 1993, Clady 1976, Gillet 2001) que cette espèce pouvait voir son recrutement fortement impacté par des conditions météorologiques défavorables, tel que des baisses des températures dues à des coups de vent. On observe en 2011 des chutes de la température de l'air (significativement corrélé à la température de l'eau (Molinero et al. 2007)) de plus de 10°C en 24 h (Figure 34) et atteignant des niveaux aux alentours de 5° C en mai (18/05, 28/05). Ces incidents climatiques pourraient expliquer le niveau de recrutement faible en 2011.

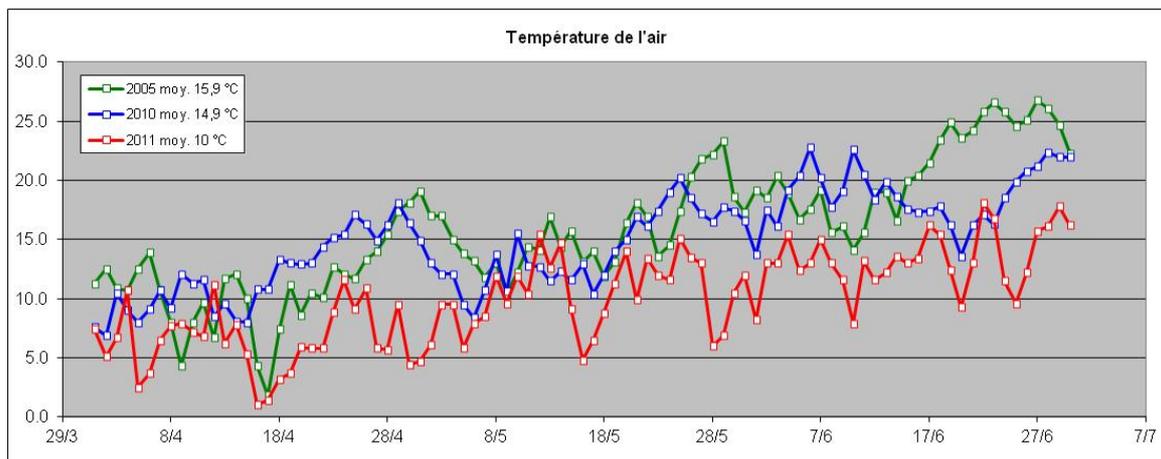


Figure 34 Température journalière moyenne de l'air en 2005, 2010 et 2011 à Aix les Bains

Les 3 campagnes de pêche scientifiques montrent une forte variation du rendement de capture en ce qui concerne les alevins de l'année alors que pour les perches adultes le rendement fluctue moins. Les données de densités obtenues par acoustique amplifient cette tendance, puisque en 2011 les densités apparaissent faibles (~ 700 individus. ha^{-1} contre plus de 2300 individus. ha^{-1} en 2010). Les différences observées par la pêche ne sont pas aussi fortes, mais sont sur une même évolution. La répartition principalement littorale des filets benthiques masque peut être en partie cette tendance, car une grande partie du stock est en zone pélagique et donc mal échantillonnée par les filets CEN. 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 puis 11 t/ an entre 2005 et 2010. Cette tendance à la baisse s'observe dans les lacs en voie de réoligotrophisation (Dubois et al. 2008) :

- un effondrement du sandre dont les captures de la pêche professionnelle stagnent depuis 2005 autour de 200 kg. 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 2010 avait vu un grand nombre de brochets capturés (21 contre 4 en 2005, 7 en 2011). Toutefois, les $\frac{3}{4}$ des prises de 2010 étaient représentés par des brochetons de l'année démontrant vraisemblablement un bon recrutement. Ainsi, le rendement de captures de brochets adultes varie pour les 3 années de suivi entre $0,5$ et $0,7$ ind./ 1000 m^2 et semble montrer une certaine stabilité de la population. Stabilité confirmée par les statistiques de pêche.

- retour du poisson chat, espèce prolifique et très résistante aux variations trophiques et climatiques. Ses populations, dont les densités restent cycliques, sont toutefois très vulnérables à certaines épidémies infectieuses d'origine bactérienne ou virale et peuvent être décimées, comme cela a été le cas en 2007, par des mortalités massives, seul facteur contrôlant leur expansion.

- augmentation de la population de grémille. Les rendements de capture ont doublé entre 2005 et 2010-11.

- omble chevalier : malgré l'arrêt de sa pêche par la pêche professionnelle depuis 2008, due à un taux de PCB supérieure aux normes admises et une diminution du pacage lacustre, les rendements de la pêche amateur, qui continue à l'exploiter, semblent se maintenir à un niveau satisfaisant. Toutefois, les captures amateurs 2010 restent liées aux niveaux d'alevinage de 2007-2008 (~100 000 alevins/an). Après 2008, l'alevinage est quasi nul et les rendements de capture des années 2012-2013 seront intéressants à suivre car elles seront étroitement corrélées au recrutement naturel. Quoi qu'il en soit, les conditions favorables à son maintien voir avec son accroissement ne semblent pas encore atteintes, puisque les prises sont trop peu nombreuses pour être significatives.

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

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 retour 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 LA QUALITE SANITAIRE

Depuis 2006, nous incluons dans ce rapport les données fournies par le Service Environnemental-santé, qualité des eaux de l'ARS Rhône-Alpes DT73 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 par Françoise Kerrien, 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

Une eau de consommation humaine peut-être définie comme telle après un traitement simple (floculation, filtration, chloration) et (i) ne pas permettre de prolifération d'algues, (ii) présenter de faibles concentrations d'éléments métalliques, (iii) avoir des concentrations nulles ou le plus proches de 0 pour les substances de synthèse d'origine anthropique, (iv) contenir le moins possible d'agents pathogènes (virus, bactéries, champignons, etc.).

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 ;
- 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 par le service Environnement-Santé de l'ARS Rhône Alpes-DT73.

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 2011, le présent bilan a été réalisé à partir de 15 analyses effectuées en production (pompages et réservoirs) et 30 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.
- 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 ».

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 Santé publique / Votre environnement/ Eau). 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 2011 avec un pourcentage de conformité mesuré de 100 % après traitement. L'eau peut être qualifiée de peu dure avec des valeurs de TH égales à 15 ou 16 °F ; elle contient peu de nitrates avec des concentrations voisines de 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, notamment la présence d'atrazine-déisopropyl à une concentration de 0,02 µg/l. Concernant la recherche des microcystines, aucune présence n'a été détectée dans l'eau distribuée en 2011.

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 2011 avec un pourcentage de conformité mesuré de 100 % après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 15 et 16° F ; elle contient très peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2 et 3 mg/l. Aucune présence de molécules de pesticides n'a été détectée dans l'eau brute du pompage en 2011. Concernant la recherche des microcystines, aucune concentration quantifiable n'a été détectée dans l'eau distribuée en 2011.

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 qualité bactériologique insuffisante en 2011 avec un pourcentage de conformité mesuré à 60 % après traitement, celui-ci s'étant avéré défaillant cette année. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 15 et 16° F ; elle contient très peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2 et 4 mg/l. Concernant les pesticides, aucune présence de molécules de pesticides n'a été détectée en 2011 dans l'eau eau brute ni dans l'eau distribuée. 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 distribuées en 2011 ont été de bonne qualité bactériologique pour les pompages de Mémard et de Tresserve, seul le pompage de l'abbaye de Hautecombe a montré une insuffisance de qualité bactériologique après traitement. 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. 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 de pesticides tels que d'atrazine-déisopropyl (produit de dégradation de l'atrazine) pour des valeurs inférieures à la limite de qualité. La question de la persistance de certains produits de dégradation de l'atrazine dans les eaux du lac du Bourget, sachant que l'utilisation de l'atrazine est interdite sur le territoire français depuis le 30 septembre 2003, reste encore posée.

Cette année aucune présence de toxines de cyanobactéries n'a été détectée dans l'eau de consommation humaine, corroborant l'absence de développement enregistré depuis la fin 2009.

II. Qualité des eaux de baignade

Il est critique que les eaux du lac du Bourget puissent garantir un usage récréatif sans risque. Pour la baignade plus particulièrement, il faut des conditions d'hygiène bactérienne de l'eau qui ne mettent pas en danger la santé publique. La pollution peut venir d'effluents domestiques, agricoles ou industriels, épurés ou non.

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 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 Les valeurs impératives (à ne pas dépasser) sont fixées à 2000 *E. Coli* et 10 000 coliformes totaux dans 100 ml d'eau et pour les entérocoques intestinaux à 100 UFC/100 ml ou plus.

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. Elle se traduit par les 4 classes de qualité suivantes : A, B, C ou D. 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

Le bilan de la qualité des plages du lac du Bourget de 2008 à 2011 est donné dans la figure ci-dessous. Les 10 baignades aménagées sont classées en catégorie A ou B, c'est-à-dire conformes aux normes de qualité. On constate notamment qu'entre 2010 et 2011, 2 plages (plage du Rowing et plage de Mémard à Aix-les-Bains) ont vu leur qualité d'eau se dégrader et sont passées du statut d'« eaux de bonne qualité » à celui d'« eaux de qualité moyenne », dans la même période les eaux de toutes les autres plages situées en bordure du lac du Bourget sont restées de qualité constante.

On observera que sur les 4 dernières années, aucune plage n'a été classée avec des eaux momentanément polluées ou de mauvaise qualité, impropres à la baignade.

**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



| N° | Commune | Plage | 2008 | 2009 | 2010 | 2011 |
|----|---------------------|--------------------------|------|------|------|------|
| 04 | Aix-les-Bains | plage du Rowing | A | B | A | B |
| 05 | Aix-les-Bains | plage Mémard | A | A | A | B |
| 06 | Aix-les-Bains | plage municipale | A | A | A | A |
| 11 | Brisson-St-Innocent | plage municipale | A | A | A | A |
| 13 | Chindrieux | plage de Châtillon | B | B | B | B |
| 15 | Conjux | plage municipale | A | A | A | A |
| 20 | Le Bourget-du-Lac | camping «Ile aux cygnes» | A | A | A | A |
| 21 | Le Bourget-du-Lac | plage municipale | A | A | A | A |
| 45 | Tresserve | plage du Lido | A | B | A | A |
| 49 | Viviers du Lac | plage des Mottets | A | B | A | A |

La classification des eaux de baignade

Les analyses portent sur le dénombrement de bactéries indicatrices de contamination fécale ainsi que sur des paramètres physico-chimiques.

Chaque résultat pris isolément informe sur le niveau de qualité au moment du prélèvement. L'interprétation statistique de l'ensemble des résultats obtenus au cours de la saison permet d'apprécier globalement l'état sanitaire d'une baignade. Elle se traduit par les 4 classes de qualité suivantes : A,B,C ou D.

Classe A : Eaux de bonne qualité (conformes aux normes Européennes).
High quality water

Classe B : Eaux de qualité moyenne (conformes aux normes Européennes).
Average quality water

Classe C : Eaux pouvant être momentanément polluées (non-conformes aux normes Européennes).
Water liable to be temporary polluted

Classe D : Eaux de mauvaise qualité (non-conformes aux normes Européennes).
Low quality water

INDICES

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

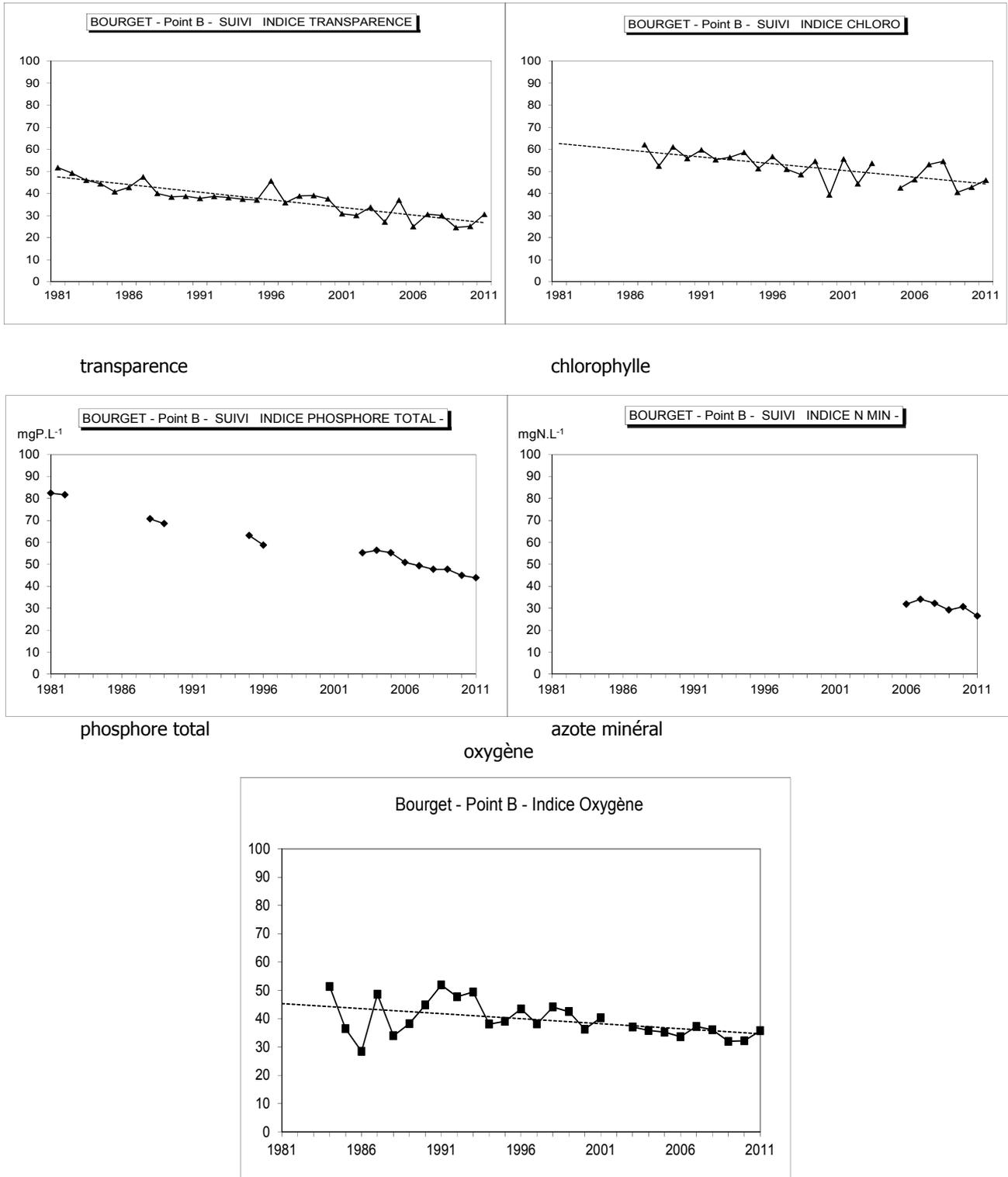
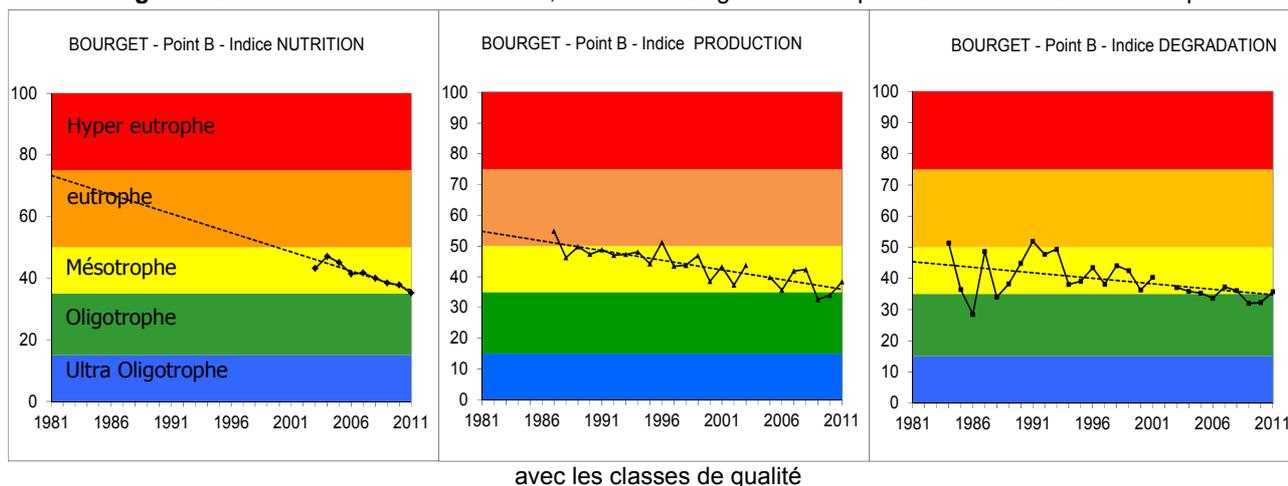


Figure 1 Evolution des indices au point B de 1981 à 2011

Figure 2 Evolution de l'indice Production, Nutrition et Dégradation au point B de 1981 à 2011 et comparaison



En 2011 les indices Nutrition, Production et Dégradation sont assez homogènes et se positionnent à la limite des classes "mésotrophe" et "oligotrophe".

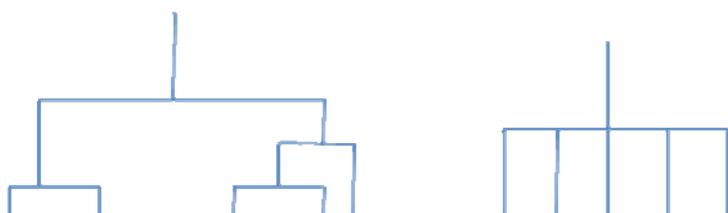
III. A propos de

Dans l'analyse portant sur le phytoplancton, nous avons utilisé aussi plusieurs indices. Il est bon de savoir quelques faits à leur sujet.

L'indice de **Reynolds** a été construit sur une base bibliographique. Les auteurs ont regardé différents types de lacs ayant des statuts trophiques différents et les communautés phytoplanctoniques qu'ils hébergeaient. Ils ont ainsi défini la communauté type ou celle ayant la plus grande probabilité d'être rattaché à un certain type de lac ou de fonctionnement. Ainsi dans le lac du Bourget le changement très net entre 2009 et 2010 vers le groupe E révèle avec le genre *Dynobryon* que l'on est supposé être dans un système oligotrophe et/ou fonctionnant en mode hétérotrophe. Cette classification a été reprise et amélioré par le groupe de Padisak.

Avec **Shanon**, on a une idée de la diversité spécifique mais on ne sait pas ce qui se cache derrière la diversité. Un même indice entre deux lacs peut donc cacher une communauté complètement différente. Cela donne donc une idée sur l'évolution du nombre de taxons plus que de leurs différences. Pour tenir compte de la diversité réelle, il existe des indices dits de distinction taxonomique mais il semble qu'ils soient aussi assez décevants au final.

Ex : ci-dessous, on a 5 espèces dans les deux cas !



Avec le **Brettum**, on a là un indice basé sur une centaine d'espèces à qui on a affublé la meilleure probabilité de se retrouver dans un lac ayant une certaine quantité de Ptot. Il s'agit donc d'une relation empirique, une probabilité de présence calculée sur la base d'une moyenne pondérée des espèces par le biovolume et on se rend bien compte que cela fonctionne moyennement bien pour nos lacs si on se réfère au tableau des correspondances (voir chapitre sur l'étude phytoplanktonique). Toutefois, il existe un lien réel entre Ptot et Indice de Brettum comme suggéré sur la Figure ci-dessous.

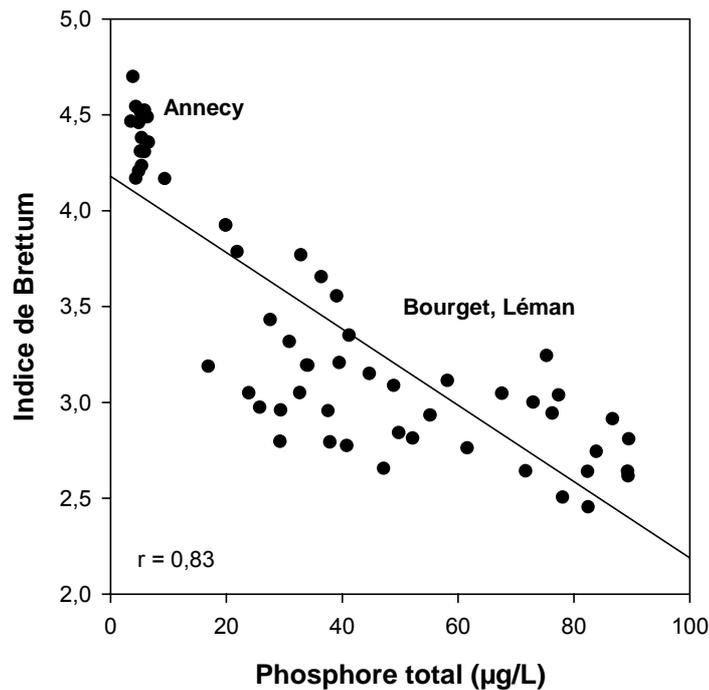


Figure 3 Relation entre le phosphore total et l'indice de Brettum (valeurs moyennes annuelles)

Le message ici est en fait très simple. Les indices quels qu'ils soient ont le mérite d'exister mais il faut garder un œil critique sur ce qu'ils sont et sur la pertinence du message qu'ils délivrent dans l'écosystème que l'on étudie.

CONCLUSION

Le lac du Bourget a subi des changements importants et une véritable bascule pendant les 4 dernières années où les concentrations en Phosphore ont chuté de manière importante et se sont maintenues à des concentrations faibles, réduisant considérablement la teneur en chlorophylle *a* et la biomasse phytoplanctonique, en « éliminant » pour la première fois en 2010 la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* qui était déjà en fort déclin en 2008 et 2009, augmentant année après année la profondeur maximale de transparence du lac.

Les grandes périodes de l'histoire trophique du lac du Bourget peuvent désormais être résumées grâce notamment aux travaux de Leroux (1928), Vivier (1945), Hubault (1947), Bourrelly (1955), Balvay (1968), Laurent (1970), Vinçon-Leite et al. (2002), Jacquet et al. (2005), Giguet-Covex et al. (2010), Savichtcheva et al. (2011) et les rapports CTGREF (1975 à 1980), CEMAGREF (1985 à 1990), CERVE-GRET-INRA (1998), INRA-CISALB (2004 à aujourd'hui). Ces travaux ont concerné aussi bien l'analyse d'un certain nombre de paramètres dans la colonne d'eau au fil des ans que l'étude détaillée de carottes sédimentaires, véritables archives, témoin d'un passé pas si lointain.

Comme la plupart des grands lacs tempérés, le lac du Bourget a subi l'action de l'homme, révélant au travers de la qualité de ses eaux et de son fonctionnement global la pollution de son bassin versant. Heureusement, l'Homme a réparé ses fautes du passé et les actions menées par les acteurs en charge de la gestion et de la protection de cet écosystème portent aujourd'hui leur fruit.

L'histoire de la qualité des eaux lac du Bourget peut être décomposée en périodes bien distinctes :

- Au début du XX^{ème} siècle, le lac du Bourget est connu pour sa « limpidité ».
- Avant 1942, le lac du Bourget a des eaux bien oxygénés et présente un statut oligotrophe. Dans le phytoplancton, la détection de la cyanobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens* est déjà rapportée en 1913.
- 1942 marque le début de la période anoxique des eaux de fond du lac en lien avec une eutrophisation de l'écosystème en route et fortement dépendante des apports par les crues du Rhône, de la Leysse et du Sierroz.
- Entre 1943 et 1960, le lac connaît un fort enrichissement en nutriments et des efflorescences algales sont rapportées. La structure de la communauté phytoplanctonique ainsi que l'assemblage au sein de groupes comme les diatomées change. On rapporte pour la première fois l'importance quantitative de la cyanobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens* et il sera révélé plus tard, par des approches paléolimnologiques, que de fortes concentrations en toxines issues de cette cyanobactérie ont pu être enregistrées et rapportées dans les années 1950. Avant les années 1950, la proportion de cyanobactéries reste toutefois relativement faible. Les premières manifestations de

l'eutrophisation du lac avec l'anoxie des eaux hypolimniques sont notamment rapportées dès 1955 (Vinçon-Leite et al. 1991).

- A partir de 1960, l'anoxie de l'hypolimnion est permanente et cet état est reconnu comme une conséquence directe de l'eutrophisation due aux apports des rivières véhiculant les eaux usées non traitées riches en P et N et aux périodes de crue du Rhône qui se déversent dans le lac.
- Dès 1969, le lac du Bourget est rapporté comme un écosystème eutrophe et ce statut perdurera jusque vers 1993. Au début des années 1970, les apports en phosphore et nitrates par les principaux tributaires (Leysse et Sierroz) sont estimés à environ 250 et 1500 tonnes/an (CTGREF 1975). A la fin des années 1970, les signes sont la désoxygénation des eaux de fond (à partir d'août), la sursaturation en oxygène dans l'épilimnion en réponse à une forte activité photosynthétique, les valeurs élevées en nitrates et phosphates le long de la colonne d'eau et même au fond pour le P, probablement en réponse au relargage du sédiment en lien avec la désoxygénation.
- La mise en place de la galerie sous l'épine et du rejet des eaux usées traitées dans le Rhône et plus dans le lac à partir de 1980 va permettre la réoligotrophisation du lac. Entre 1974 et le milieu des années 1990, l'impact prononcé de l'eutrophisation s'observe avec une forte proportion de cyanobactéries mais pas de *P. rubescens*, qui est bien une espèce de transition.
- De 1993 à 2009, le lac du Bourget est mésotrophe. Il est en proie à l'efflorescence de *Planktothrix rubescens*, dont la présence importante et majoritaire est rapportée au moins depuis 1996 (Vinçon-Leite et al. 2002).

La plupart des paramètres et indices calculés révèlent que, depuis 2010, le lac peut être considéré comme oligo-mésotrophe. Même la répartition bimodale du zooplancton va dans ce sens. *P. rubescens* a disparu, toutefois l'observation du développement soudain mais non pérenne d'autres cyanobactéries (*Microcystis aeruginosa*, *Aphanizomenon flos aquae*) a été observée et la vigilance reste de mise. La plupart des cyanobactéries sont extrêmement compétitives et capables d'utiliser de nombreuses sources nutritives, de l'azote atmosphérique aux formes organiques de l'azote et du phosphore. On a vu à l'été 2009 une énorme concentration de la cyanobactérie coloniale toxique *Microcystis aeruginosa*. Bien qu'absente ou très peu représentée ces deux dernières années, cette cyanobactérie et sa toxicité associée peuvent perdurer très longtemps (plusieurs années à décennies) dans le sédiment (Misson et al. 2012, Misson & Latour 2012) et il est fort à parier que le lac du Bourget dispose là, comme bon nombre d'autres écosystèmes, d'une source de cyanobactéries enfouies plus ou moins profondément et dont le déclenchement est tout à fait envisageable, en zone littorale comme en zone profonde. On peut aussi imaginer que d'autres espèces pourraient s'installer et la cyanobactérie toxique *Cylindrospermopsis raciborskii* pour le moment absente est un bon exemple. Cette dernière a en effet révélé qu'elle disposait d'une très grande plasticité phénotypique (au niveau taille, pigment, utilisation de l'azote et taux de croissance) et pouvait se développer à basse température (Bonnilla et al. 2012, Moisander et al. 2012) et avec des concentrations de phosphore à la limite de la détection (O'Neil et al. 2012). Sa colonisation de l'hémisphère nord a été mise en avant ces dernières années et notamment facilitée par le réchauffement climatique global (Briand et al. 2004). Se pourrait-il qu'elle arrive un jour prochain et se développe dans les eaux de surface des grands lacs lapins ?

Ces deux dernières années, la cyanobactérie *Aphanizomenon flos aquae* a atteint des biomasses non négligeables et elle est susceptible de produire des toxines dangereuses. Enfin le genre *Anabaena* avec ses capacités de régulation de sa flottabilité et d'utilisation de l'azote atmosphérique pourrait également profiter des hausses de température avec de plus fortes stratifications thermiques estivales. Pour tous les exemples précédemment cités, la possibilité d'un développement important de ces cyanobactéries qui disposent d'un cortège de gènes leur permettant de s'adapter à toutes les situations trophiques est tout à fait envisageable en période estivale et/ou automnale et la vigilance reste donc de mise.

2010, confirmé par 2011, semble avoir été l'année charnière quant au statut trophique du lac du Bourget. En 2011, les concentrations en P_{tot} et P-PO₄ se situent respectivement vers 15 et 10 µgP/L, transparence et chlorophylle attestent d'un état restauré, la disparition de *P. rubescens* et l'importance relative de formes phytoplanctoniques mixotrophes et/ou de petite taille abondent et enfin la distribution bimodale du zooplancton font que le statut du lac est bien de type oligo-mésotrophe.

Les picocyanobactéries sont abondantes et il est possible que leur activité soit déjà très importante dans le fonctionnement de l'écosystème tout au long ou à certaines périodes de l'année et/ou profondeur. En effet, ce compartiment pourrait être responsable de près de la moitié de la production primaire à certains moments. Ce compartiment planctonique mériterait sans nul doute que l'on s'y intéresse encore plus en détail que ce qui a été proposé dans ce rapport, au travers d'expériences de broutage, de mesures d'activité et de production relative.

La concentration du zooplancton n'a jamais été aussi élevée et la dynamique saisonnière des microcrustacés aura révélé une dynamique saisonnière bimodale caractéristique des lacs oligo-mésotrophes, allant dans le sens d'une amélioration significative de la qualité du lac du Bourget. Il est fort à parier que les tendances observées dans chacun des compartiments de cet « indicateur » traduisent une évolution dans les relations prédateurs-proies s'opérant au sein du lac du Bourget, avec la plus forte proportion de formes nanoplanctoniques et considérés comme de bonne qualité nutritionnelle.

Convergeant avec les autres paramètres révélant l'amélioration de la qualité des eaux du lac du Bourget, mais allant au-delà (c'est-à-dire associé à une gestion durable de la ressource notamment ou encore au passage lacustre), le retour du lavaret a été enregistré. Cette population, caractéristique des milieux oligo-mésotrophes, est en effet indicatrice de l'amélioration de la qualité des eaux du lac ou au contraire de la baisse des stocks de perche et de sandre, plus électives de milieux méso- à eutrophes. L'image du peuplement de poissons, situé au sommet de la pyramide trophique, permet donc de confirmer les tendances nettes à l'amélioration de la qualité des eaux du lac du Bourget observées aux travers des autres indicateurs.

Tout cela amène à conclure aujourd'hui qu'une synthèse est à écrire sur l'évolution des grandes variables limnologiques du lac du Bourget et ce travail est en cours (Jacquet et al. en préparation). Si l'ouvrage écrit à 6 mains avec Gérard Balvay et Jean-Claude Druart propose déjà en partie cela, il s'arrête à l'année 2009 et

ne donne pas forcément d'interprétation, ce que fera l'article en incluant de plus toutes les données jusque 2011. Enfin, un article paraîtra en 2012 dans les *Archives des Sciences* résumant l'évolution des grandes variables limnologiques pour les lacs Léman, d'Annecy et du Bourget (Jacquet et al. soumis).

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) a poussé le CISALB à proposer un nouvel échéancier à 2021. Il ne fait aucun doute que les 10 prochaines années devraient voir cet objectif atteint et conforté.

Le lac du Bourget, longtemps mésotrophe strict, continue sur la voie de la réoligotrisation. A ce rythme, il pourrait basculer dans la catégorie des lacs oligotrophes plus rapidement que prévu. Depuis 2010, il peut être 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.
- Bertoni R, Callieri C, Corno G, Rasconi S, Caravati E, Contesini M. 2010. Long-term trends of epilimnetic and hypolimnetic bacteria and organic carbon in a deep holo-oligomictic lake. Hydrobiol. 644:279-287.
- Beutler M, Wiltshire KH, Meyer B, Moldaenke C, Lüring C, Meyerhöfer M, Hansen UP, Dau H. 2002. A fluorometric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ. Photosynth. Res. 72:39-53.
- 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).

- Bonilla S, Aubriot L, Soares MCS, González-Piana M, Fabre A, Huszar VL, Lürling M, Antoniadis D, Padišák J, Kruk C. 2012. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? FEMS Microbiol. Ecol. 79:594–607.
- 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.
- Briand JF, Lebourlangier C, Humbert JF, Bernard C, Dufour P. 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid- latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming ? J. Phycol. 40:231-238.
- 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.
- Callieri C, Stockner G. 2002. Freshwater autotrophic picoplankton: a review. J. Limnol. 61:1-14.
- Campton P. 2007. Diagnostic de la gestion de la perche (*Perca fluviatilis*) au lac du Bourget. Rapp. CISALB, 27 p.
- Catherine A, Escoffier N, Belhocine A, Nasri AB, Hamlaoui S, Yéprémian C, Bernard C, Troussellier M. 2012. On the use of the FluoroProbe®, a phytoplankton quantification method based on fluorescence excitation spectra for large-scale surveys of lakes and reservoirs. Wat. Res. 46:1771-84.
- CEN. 2009 Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. prEN 1591041.
- 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.
- Dokulil M, Teubner K. 2008. A comparison of phytoplankton size-fractions in Mondsee, an alpine lake in Austria: distribution, pigment composition and primary production rates. *Aquat. Ecol.* 42:379-389.
- 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.
- Elser JJ. 1999. The pathway to noxious cyanobacteria blooms in lakes: the food web as the final turn. *Freshw. Biol.* 42:537-543.
- Elser JJ, Sterner RW, Galford AE, Chrzanowski TH, Findaly DL, Mills KH, Paterson MJ, Stainton MP, Schindler DW. 2000. Pelagic C:N:P stoichiometry in a eutrophied lake: Responses to a whole-lake food-web manipulation. *Ecosystems* 3:293-307.
- 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 trophy. *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.
- Gulati R, De Mott W. 1997. The role of food quality for zooplankton: remarks on the state-of-the-art, perspectives and priorities. *Freshw. Biol.* 38:753-768.
- Haupt F, Stockenreitter M, Boersma M, Stibor H. 2012 Initial size structure of natural phytoplankton communities determines the response to *Daphnia* diel vertical migration. *J. Limnol.* e13.
- 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 en réponse à la restauration des grands lacs péri-alpins : Léman, lacs d'Annecy et du Bourget. *Archives des Sciences (soumis)*
- 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, Tadonlélé 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.
- 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.
- Laurec A. Le Guen JC. 1981. Dynamique des populations marines exploitées. *Rapp. Scient. Techn.* 45 CNEXO, 119 p.
- Laurent P. 1970. Étude de la pollution du lac du Bourget, campagne 1969. Rapport Inra-Thonon, 16 pp.+ 5 tableaux h.t.

- 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.
- Leboulanger C, Dorigo U, Jacquet S, LeBerre B, Paolini G, Humbert JF. 2002. Application of a submersible spectrofluorometer for rapid monitoring of freshwater cyanobacterial blooms: a case study. *Aquat. Microb. Ecol.* 30:83-89.
- Lennon JT, Khatana SAM, Marston MF, Martiny JBH. 2007. Is there a cost of virus resistance in marine cyanobacteria? *ISME J.* 1:1-13.
- 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.
- Lindström ES, Feng XM, Granéli W, Kritzberg ES. 2010. The interplay between bacterial community composition and the environment determining function of inland water bacteria. *Limnol. Oceanogr.* 55:2052-2060.
- Love R. 1971. Dorsal-aspect target strength of an individual fish. *J. Acoustical Soc. America* 49:816-823.
- Lynch M, Shapiro J. 1981. Predation, enrichment and phytoplankton community structure. *Limnol. Oceanogr.* 26:86-102.
- 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.
- Millenium Assessment. 2005. Ecosystems and human well-being: Wetland and Water synthesis, 2005.
- Miller SR, Castenholz RW. 2001. Ecological physiology of *Synechococcus* sp. Sstrain SH-94-5, a naturally occurring cyanobacterium deficient in nitrate assimilation *Appl. Environ. Microbiol.* 67:3002-3009.
- Misson B, Sabart M, Amblard C, Latour D. 2012. Benthic survival of *Microcystis*: long –term viability and ability to transcribe microcystin genes. *Harmful Algae* 13:20-25.
- Misson B, Latour D. 2012. Influence of light, sediment mixing, temperature and duration of the benthic life cycle on the benthic recruitment of *Microcystis*. *J. Plankt. Res.* doi:10.1093/plankt/fbr093.
- Moisander PH, Cheshire LA, Braddy J, Calandrino ES, Hoffman M, Piehler MF, Paerl HW. 2012. Facultative diazotrophy increases *Cylindrospermopsis raciborskii* competitiveness under fluctuating nitrogen availability. *FEMS Microb. Ecol.* 79:800–811.
- Moldaenke. 2002. Algae Online Analyser User Manual, version 2.3, 88 p.
- Molinero JC, Anneville O, Souissi S, Lainé L, Gerdeaux D. 2007. Decadal changes in water temperature and ecological time series in Lake Geneva, Europe — relationship to subtropical Atlantic climate variability. *Clim. Res.* 34:15–23.

- Moore LR, Post AF, Rocap G, Chisholm SW. 2002. Utilization of different nitrogen sources by the marine cyanobacteria *Prochlorococcus* and *Synechococcus*. *Limnol. Oceanogr.* 47:989-996.
- Moreira S, Brown A, Ha R, Iserhoff K, Yim M, Yang J, Liao B, Pszczolko E, Qin W, Leung KT. 2012. Persistence of *Escherichia coli* in freshwater periphyton: biofilm-forming capacity as a selective advantage. *FEMS Microb. Ecol.* 79:608–618.
- Moser M, Callieri C, Weisse T. 2009). Photosynthetic and growth response of freshwater picocyanobacteria are strain-specific and sensitive to photoacclimation. *J. Plankt. Res.* 31:349-357.
- Oberhaus L, Gélinas M, Pinel-Alloul B, Ghadouani A, Humbert JF. 2007. Grazing of two toxic *Planktothrix* species by *Daphnia pulex*: potential for bloom control and transfer of microcystins. *J. Plankt. Res.* 29:827-838.
- O'Neil JM, Davis TW, Burford MA, Gobler CJ. 2012. The rise of harmful cyanobacteria blooms: the potential roles of eutrophication and climate change. *Harmful Algae* 14:313-334.
- 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.*
- 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. Plankt. 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.
- Rolland A, Rimet F, Jacquet S. 2010. A 2-year phytoplanktonic survey in the Reservoir Marne (France): a case study validating the use of a spectrofluorometer by comparison to algal taxonomy and chlorophyll *a* measurements. *Know. Monitor. Aquat. Ecosyst.* 398:1-19.
- Savichtcheva O, Debroas D, Kurmayer R, Villar C, Jenny JP, Arnaud F, Perga ME, Domaizon I. 2011. Quantitative PCR enumeration of total and toxic *Planktothrix rubescens/agardhii* and other cyanobacteria in preserved DNA isolated from lake sediments. *Appl. Environ. Microbiol.* 77:8744-53.
- Schallenberg M, Burns CW. 2001. Tests of autotrophic picoplankton as early indicators of nutrient enrichment in an ultraoligotrophic lake. *Freshw. Biol.* 46:27–37.
- 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.
- Sommer U, Gliwicz ZM, Lampert W, Duncan A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Archiv. Fur. Hydrobiol. 106:433-471.
- 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, Kryš 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.
- Sprent P. 1992. Pratique des statistiques non paramétriques. INRA (Ed.), Paris, 105 p.
- Stockner J, Callieri C, Cronberg G. 2000. Picoplankton and other non-bloom-forming cyanobacteria in lakes. In: Whitton BA, Potts M (eds) The ecology of cyanobacteria: their diversity in time and space. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, p 195-231.
- Tadonlécé R. 2010. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. Limnol. Oceanogr. 55:973-982.
- Vinçon-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.
- Vinçon-Leite B, Tassin B, Druart JC. 2002. Phytoplankton variability in Lake Bourget: Phytoplankton dynamics and meteorology. Lakes Reserv. Res. Manag. 7:93-102.
- Vivier P. 1945. Le plancton pélagique du lac du Bourget et ses variations. C.R. Séances Soc. Biogéogr. 188/190:1-6.
- Waterbury JB, Valois FW. 1993. Resistance to co-occurring phages enables marine *Synechococcus* communities to coexist with cyanophages abundant in seawater. Appl. Environ. Microbiol. 59:3393-3399.
- Weaver W, Shannon CE. 1949. The Mathematical Theory of Communication. Urbana, Illinois University of Illinois Press.
- Weinbauer MG, Bonilla-Findji O, Chan AM, Dolan JR, Short SM, Šimek K, Wilhelm SW, Suttle CA. 2011. *Synechococcus* growth in the ocean is supported by the lysis of heterotrophic bacteria. J. Plankt. Res. 33:1465-1476.
- Weisse T. 1993. Dynamics of autotrophic picoplankton in freshwater and marine ecosystems. In: Jones, J.G. (ed.), *Adv. Microb. Ecol.* 13:327-370.
- Weisse T, Mindl B. 2002. Picocyanobacteria - sensitive bioindicators of contaminant stress in an alpine lake (Lake Traunsee, Austria). Wat. Air Soil Pollut. Focus 2:191-210.
- 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.

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 lors de la réunion INRA-CISALB-CALB s'étant tenue le 17 novembre 2011 à l'INRA de Thonon-les-Bains. Etaient présents lors de cette réunion R. Jalinoux, C. Girel, S. Cachera, G. Paolini, E. Naffrechoux, B. Montuelle, J.-M. Dorioz, J. Guillard et S. Jacquet.

Président du comité

E. NAFFRECHOUX (Université de Savoie)

Membres du comité

| | |
|----------------|--|
| MME. ANNEVILLE | UMR CARTELE – Réseaux trophiques et modélisation |
| M. FERARI | CEMAGREF Lyon - Ecotoxicologie |
| M. DANTIN | Président du CISALB et Comité de bassin |
| M. DORIOZ | UMR CARTELE – Transfert de P – Bassin versant |
| M. GAYTE | Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie - Directeur |
| M. GROLEAU | Laboratoire de géochimie des eaux |
| M. GUILLARD | UMR CARTELE – Ecologie piscicole – Bio-indication |
| M. JACQUET | UMR CARTELE – Microorganismes – Responsable scientifique du suivi |
| MME. LYAUTEY | UMR CARTELE – Ecologie benthique |
| M. MARMONNIER | Université de Lyon – Ecologie des rivières |
| M. MIQUET | Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie – macrophytes et avifaune |
| M. NAFFRECHOUX | LCME – Chimie environnementale et polluants |
| M. NEMERY | LTHE - Grenoble |
| M. NICOUD | Géologie et hydrologie des aquifères de montagne |
| M. PAOLINI | Communauté d'agglomération du lac du Bourget – Limnologie du Bourget |
| M. PELTE | Agence de l'eau RMC |
| MME. PERGA | UMR CARTELE – Réseaux trophiques – Paléolimnologie |

| | |
|--------------|---|
| M. POULENARD | EDYTEM - Sciences du sol et transferts vers les aquifères |
| M. RAYMOND | ONEMA – unité lacs – Etude piscicole |
| M. TOURNIER | Laboratoire d'Ecologie des Invertébrés |

+ Comité technique du CISALB

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 ;

Ce nouveau comité a prévu de se réunir en octobre 2012. Il s'agira :

- de fixer les thèmes et échéanciers du travail du dit comité :
 - o Le bon état écologique au travers de ses descripteurs ou indices (chlorophylle a, phytoplancton, cyanobactéries, picocyanobactéries, Phosphore, transparence, zooplancton, poissons)
 - o Les toxiques et molécules émergentes
 - o La ressource en eau (déficit pluviométrique, retenues collinaires, ressource karstique, réutilisation des eaux épurées, bonnes pratiques agricoles)
 - o La restauration écologique des rivières, zones humides, et du littoral
- de présenter l'état écologique du lac en 2011
- de présenter le projet CISALB d'observatoire environnemental, de vulgarisation scientifique à destination des institutionnels
- de proposer un colloque « lacs alpins » en 2013

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 0-20 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 :

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

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 :

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

Où:

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

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

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

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

$V_{\text{filtré}}$ 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>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i> | highly light deficient conditions | flushing |
| S2 | shallow, turbid mixed layers | <i>Spirulina</i> <i>Arthrospira</i> <i>Raphidiopsis</i> | light deficient conditions | flushing |
| S _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 Nostocaleans | <i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i> | low nitrogen low carbon, | mixing, poor light, low phosphorus |
| H2 | dinitrogen-fixing Nostocaleans of larger mesotrophic lakes | <i>Anabaena lemmermanni</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i> | low nitrogen | mixing, poor light, |
| U | summer epilimnia | <i>Uroglena</i> | low nutrients | CO ₂ deficiency |
| L_o | 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 ₂ | 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

Les actualités en 2011

I. Actualité du CISALB

Cisalb-Education nationale

Les enjeux de Développement Durable du territoire du lac du Bourget

Dans le cadre de l'éducation au développement durable, l'Inspection académique d'aix-les-Bains a organisé une **rencontre entre enseignants et CISALB pour une demie journée d'échanges**.

Le 9 février 2011, de 9h à 12h, ce sera l'occasion pour une vingtaine d'enseignants de la circonscription aixoise de découvrir les actions d'éducation au développement durable mises en oeuvre par le CISALB.

Cette rencontre va leur permettre de découvrir :

- le territoire du lac du Bourget et de son bassin versant,
- les enjeux de préservation du territoire, présents et à venir,
- les espaces et les outils mis au service des enseignants et des élèves. Espaces pédagogiques qui optimisent les actions de sensibilisation menées chaque année auprès des scolaires et du grand public, pour une éducation au développement durable de qualité.

Objectif Zéro Pesticide

Jeudi 24 mars 2011 - Le Bocage

« La démo » : **présentation des techniques alternatives au désherbage chimique**

Avec désormais près de **30 communes engagées sur le bassin versant du lac du Bourget**, l'opération « Objectif zéro pesticide » connaît un succès important, preuve que la réduction progressive de l'usage des pesticides – voire leur suppression - est socialement et économiquement réaliste.

De nombreuses communes souhaitent désormais investir dans du matériel alternatif au désherbage chimique, et ainsi bénéficier des aides éligibles dans le cadre de l'opération « Objectif zéro pesticide » (50% de l'Agence de l'eau et 20% du Conseil général de la Savoie).

Le CISALB organise ainsi une matinée de démonstration de techniques alternatives pour l'entretien des espaces verts, voiries, cimetières et terrains de sports, qui se tiendra le **24 mars** de 9h à 14h à Chambéry, dans l'enceinte du **lycée agricole Costa de Beauregard** (dit Le Bocage).

Les techniques présentées à cette occasion seront les suivantes :

- désherbage mécanique
- désherbage thermique à flamme / infrarouge / vapeur / eau chaude
- paillage organique/minéral

Comité de Bassin Versant

Compte rendu du 23ème comité de bassin versant

La **23ème réunion du Comité de Bassin Versant** s'est déroulée à Technolac **mardi 22 février 2011**. Elle s'est consacrée à la présentation de la maquette du Contrat de Bassin Versant du lac du Bourget 2011-2017.

Après un rappel du cadre de son élaboration, ont été présentés :

- Les principales opérations par volet thématique,
- Le plan de financement et les enveloppes budgétaires par volets et par maître d'ouvrage,
- Le Planning prévisionnel (rédaction, négociation, consultation, signature).

Pour rappel, cette procédure fera suite au 1er contrat de Bassin Versant (période 2003-2009) dont le bilan positif a conduit l'ensemble des partenaires du Cisalb à encourager la conduite d'une nouvelle démarche territoriale pour les années à venir.

Pour télécharger le diaporama du comité du 22 février 2011, [cliquer ici](#).

Appel public à la concurrence

Opération ZERO PESTICIDE

Avis d'appel public à la concurrence

Nom et adresse de la personne publique :

Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget (CISALB)
42 Rue du Pré Demaison – 73000 CHAMBERY
Tél : 04.79.70.64.64 / fax : 04.79.70.06.12

Objet du marché : Consultation de bureau d'études pour la réalisation des études relatives à l'opération ZERO PESTICIDE dans les services espaces verts, terrains de sport, cimetières et voiries des communes du bassin versant du lac du Bourget (73).

Durée du marché : mars 2011 à avril 2013.

Caractéristiques principales : marché unique

Date prévisionnelle de début des prestations : mars 2011

Mode de passation : procédure adaptée

Date limite de réception des offres : Vendredi 11 mars à 17h00, délai de rigueur.

Critères de jugement des offres : Les offres seront jugées au vu des critères suivants :

- 40% sur le prix.
- 40% sur la note méthodologique (moyens humains, moyens techniques et respects des seuils).
- 20% sur les références sur des prestations similaires. Toute référence n'ayant aucun objet ne sera pas examinée.

Renseignements techniques : Mlle Camille Pousse : 04.79.70.64.66, camille.pousse@cisalb.fr

Adresse auprès de laquelle les documents peuvent être téléchargés :
le site internet du Cisalb : www.cisalb.com

Documents téléchargeables :

- [Cahier des charges](#)
- [Cahier des clauses particulières](#)
- [Acte d'engagement](#)

Le dossier pourra être transmis par courrier ou par voie électronique (à préciser dans la demande).

Adresse à laquelle les offres/candidatures doivent être envoyées :
Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget (CISALB)
42 Rue du Pré Demaison – 73000 CHAMBERY

Langue pouvant être utilisée dans l'offre : le français à l'exclusion de toute autre.

Date d'envoi de l'avis à la publication : 1er mars 2011

Appel public à la concurrence

Etudes de caractérisation de zones humides sur le bassin versant du lac du Bourget

Avis d'appel public à la concurrence

Nom et adresse de la personne publique :

Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget (CISALB)

Objet du marché : Consultation de bureau d'études pour la réalisation d'études de caractérisation de zones humides sur le bassin versant du lac du Bourget.

Durée du marché : avril 2011 à janvier 2013.

Caractéristiques principales : marché unique

Date prévisionnelle de début des prestations : avril 2011

Mode de passation : procédure adaptée

Date limite de réception des offres : Lundi 4 avril à 17h00, délai de rigueur.

Critères de jugement des offres : Les offres seront jugées aux vues des critères suivants :

Valeur technique (60 %) jugée à partir des éléments suivants :

- Organisation envisagée, moyens affectés et propositions techniques pour la réalisation des sondages pédologiques et des relevés floristiques sur les zones humides : 40 %
- Modalités de rendu des études (cartographie, rédaction) : 10 %
- Délai de réalisation : 10 %

Prix des prestations (40 %) :

- L'offre la plus économiquement avantageuse (montant en €HT total de la tranche ferme et de la tranche conditionnelle) se verra attribuer la note maximale (note de 20/20)
 - La note des autres offres sera attribuée par la formule suivante :

$$\text{Note} = 20 * [1 - ((\text{offre étudiée} - \text{offre la mieux classée}) / \text{moyenne des offres})]$$
Renseignements techniques : Melle Camille Pousse : 04.79.70.64.66, camille.pousse@cisalb.fr
Adresse auprès de laquelle les documents peuvent être téléchargés : le site internet du Cisalb : www.cisalb.com
Le dossier pourra être transmis par courrier ou par voie électronique (à préciser dans la demande).
Documents téléchargeables :
 - [Cahier des charges](#)
 - [Acte d'engagement](#)
- Date d'envoi de l'avis à la publication** : 18 mars 2011

Conférence SILMAS

Conférence à mi parcours du projet européen SILMAS

La Région Lombardie gouvernement et l'Agence Régionale pour l'agriculture et services forestiers (ERSAF) organisent la conférence à mi-parcours du projet SILMAS - Instruments durables pour la gestion des lacs de l'Espace Alpin Européen.

La conférence se déroulera le **vendredi 20 mai 2011** sur le lac d'Iseo à Sarnico - Bergame en Italie, à la SPA Cocca Hôtel Royal Thai 75.

C'est dans le cadre de ce projet que 15 partenaires européens collaborent à la promotion de meilleures pratiques et méthodes innovantes pour la gestion durable et intégrée des lacs alpins.

Le 20 mai la conférence développera les principaux objectifs et résultats obtenus jusqu'à présent par le projet, il traitera plus en profondeur de sujets spécifiques tels :

- l'impact du changement climatique sur les lacs alpins,
- des outils éducatifs pour promouvoir une meilleure connaissance de ces lacs,
- les "contrats de lac" comme des outils innovants de gouvernance.

A cette occasion, le CISALB présentera l'avancée du travail de création du serious game en cours de réalisation.

Pacage lacustre

Au service du repeuplement piscicole.

Les pêches exceptionnelles de cet hiver ont permis de récolter près de 150 000 œufs d'omble chevalier et plus de 2 millions d'œufs de lavaret. Comme chaque année depuis 20 ans, les œufs ont été transférés à la pisciculture de Rives à Thonon-les-Bains. Les jeunes ombles y seront élevés pendant 6 mois, les lavarets de 1 à 4 mois.

Au vu du nombre exceptionnel d'œufs de lavaret récoltés, les déversements seront réalisés en deux étapes :

- Un premier déversement a déjà eu lieu, 750 000 larves ont rejoint le lac du Bourget le 20 février 2008.
- D'ici la fin du mois d'avril, après avoir bénéficié d'un élevage plus long en pisciculture, 600 000 alevins

regagneront à leur tour les eaux du lac.

14 mai 2011 : journée Eau

Pour la fête de la Fondation du Bocage, l'eau est à l'honneur.

L'eau dans tous états ! stands nombreux, portes ouvertes, le CISALB vous accueillera pour vous faire découvrir le monde microscopique du lac du Bourget !

Plus d'info : [cliquer ici](#).

ALERTE SECHERESSE

Appel aux économies volontaires en eau !

Vendredi 13 mai 2011, le Comité Sécheresse de Savoie s'est réuni. Au vu de la situation critique de la ressource en eau, compte tenu des conditions climatiques extrêmement sèches depuis plusieurs mois, le niveau d'alerte de la population a été décidé. Un arrêté préfectoral va s'appliquer à compter de ce jour. Seront interdits (liste non exhaustive) :

- le lavage des véhicules hors stations professionnelles,
- l'arrosage des pelouses, espaces verts publics et privés, espaces sportifs sont interdits de 8h à 20h,
- le fonctionnement des fontaines publiques en circuit ouvert,
- le lavage des voiries,
- le remplissage des piscines,
- les prélèvements directs dans le milieu naturel,
- les vidanges de piscine doivent impérativement faire l'objet d'une neutralisation préalable du chlore et du pH.

Journée de la pêche 2011

82 élèves au bord du lac du Bourget pour s'initier à la pêche !

Ce sont les écoles de Saint Girod, Vimines et Grésy sur Aix qui ont été sélectionnées cette année pour participer à cette extraordinaire journée de sensibilisation.

Coordonnée par le CISALB, cette journée, co-organisée par les AAPPMA de Chambéry, Aix-les-Bains, la FD de pêche de Savoie, la FD de chasse de Savoie propose aux jeunes de s'initier à la pêche et d'approfondir leurs connaissances sur la faune des milieux aquatiques.

Dès 8h30 du matin, les enfants participent à des ateliers thématiques les sensibilisant :

- aux différentes techniques de pêche,
- à la biologie des poissons d'eau douce,
- à la diversité des oiseaux du lac,
- à la pratique même de la pêche.

De très nombreux bénévoles se joignent aux professionnels pour faire de cette journée un moment de transmission de connaissances et de passion pour cette écologie fragile des lacs.

Appel public à la concurrence

Schéma directeur d'irrigation sur le secteur de l'Epine

Avis d'appel public à la concurrence

Nom et adresse de la personne publique :

Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget (CISALB)

42 Rue du Pré Demaison – 73000 CHAMBERY

Tél : 04.79.70.64.64 / fax : 04.79.70.06.12

Objet du marché : Consultation de bureau d'études pour la réalisation du schéma directeur d'irrigation de l'Epine

Durée du marché : 8 mois à compter du premier ordre de service

Caractéristiques principales : marché unique

Date prévisionnelle de début des prestations : juin 2011

Mode de passation : procédure adaptée

Date limite de réception des offres : Vendredi 24 juin à 17h00, délai de rigueur.

Critères de jugement des offres : Les offres seront jugées au vu des critères suivants :

- 40% sur le prix.
- 60 % sur la note méthodologique (moyens humains, moyens techniques)

Renseignements techniques : Mr Cyrille GIREL : 04.79.70.64.65, cyrille.girel@cisalb.fr

Adresse auprès de laquelle les documents peuvent être téléchargés :

le site internet du Cisalb : www.cisalb.com

Documents téléchargeables :

- [Règlement de la consultation](#)
- [Cahier des charges](#)
- [Acte d'engagement](#)
- Etudes
- [Application d'ESTIMHAB sur 5 masses d'eau](#)
- [Eau et agriculture sur le massif de l'Epine](#)
- [Etudes volumes prélevables Leysse et Sierroz](#)
- [Gestion de la ressource en eau 2007-08](#)

Le dossier pourra être transmis par courrier ou par voie électronique (à préciser dans la demande).

Adresse à laquelle les offres/candidatures doivent être envoyées :

Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget (CISALB)

42 Rue du Pré Demaison – 73000 CHAMBERY

Langue pouvant être utilisée dans l'offre : le français à l'exclusion de toute autre.

Date d'envoi de l'avis à la publication : 20 mai 2011

Comité de bassin versant

Approbation du contrat de bassin versant 2011-17

La 24^{ème} réunion du Comité de Bassin Versant s'est déroulée à Savoie-Technolac mardi 14 juin 2011.

Comité de bassin versant emblématique, son ordre du jour a été consacré à l'**approbation du contrat de bassin versant du lac du Bourget pour la période 2011-17**.

Après une présentation globale des 10 enjeux de ce contrat et des opérations attendues par volet, l'assemblée a voté favorablement et à l'unanimité à cette démarche qui engage le territoire du lac pour 6 années.

- Pour télécharger le contenu de la présentation du comité du 14 juin 2011, [cliquer ici](#).
- Pour télécharger le dossier de synthèse du contrat de bassin versant du lac du Bourget 2011-17, [cliquer ici](#).

Expo "La Salle de Bains"

Du 18 au 29 juillet 2011, Aix-les-Bains, Maison des Jeunes et de la Culture

Après avoir été accueillie par la mairie de Trévignin, l'exposition "La Salle de Bains" vient de prendre place dans les locaux de la Maison des Jeunes et de la Culture d'Aix-les-Bains. Ce sera l'occasion, pour petits et grands, de découvrir les richesses du lac du Bourget et de son bassin versant ainsi que les enjeux de préservation de notre territoire.

[Visiter l'exposition à Aix-les-Bains](#)
Maison des Jeunes et de la Culture

- lieu : Aix-les-Bains
- salle : MJC
- Dates et créneaux horaires :
- Grand public :
- lundi 14h-18h
- du mardi au vendredi 9h-12h et 14h-18h
- Découvrir l'exposition, la visiter : [cliquez ici](#)

Participer à un atelier de la Salle de Bains à Chambéry

- ouverts aux enfants âgés de 4 à 12 ans
- gratuit
- pré-inscription indispensable (04 79 70 64 64)
- Dates et créneaux horaires :
- Mardis 19 et 26 juillet 2011 10h-11h30 15h à 16h30
- Mercredi 20 juillet 15h-16h30
- Mercredi 27 juillet 10h-11h30 15h-16h30
- Jeudi 21 juillet 10h-11h30 15h-16h30
- Jeudi 28 juillet 10h-11h30 15h-16h30
- Différents thèmes seront abordés : le lac du Bourget, les poissons du lac, l'eau potable...
- Vous inscrire aux Ateliers gratuits de La Salle de Bains : [cliquez ici](#)

Itinérance 2011 de La Salle de Bains

- du 28 janvier au 21 février 2011 : Collège Le Revard à Grésy-sur-Aix
- du 21 février au 21 mars : Ecole Jacques-Prévert à Bissy
- du 21 mars au 11 avril : Mairie de Curienne
- du 11 avril au 9 mai : Mairie de quartier Chambéry-Laurier
- du 9 mai au 27 mai : Mognard, salle Gilbert Clerc Renaud
- du 27 mai au 20 juin : Mairie de quartier Chambéry-centre
- du 20 juin au 18 juillet : Trévignin, salle Verlioz
- du 18 au 29 juillet : MJC d'Aix-les-Bains

Citoyen de mon agglo

Lancement du projet éducatif sur la CALB

Dans le prolongement de l'expérimentation menée sur le territoire de Chambéry métropole depuis 2007, la démarche éducative « **Citoyen de mon agglo** » est désormais proposée sur le territoire de la CALB. Ainsi les élèves du secondaire des 2 agglomérations ont la possibilité de partir à la découverte du fonctionnement de leurs intercommunalités avec l'encadrement éducatif du CISALB.

Né d'une collaboration très étroite avec l'Education nationale, ce projet éducatif s'intègre aux programmes scolaires pour ouvrir les portes de l'intercommunalité. Le projet développé sur le territoire aixois décline de nouveaux outils :

- Un blog pour échanger entre élèves/enseignants/agents de la collectivité, partager les expériences menées, valoriser les travaux des élèves: <http://citoyen.ca-lacdubourget.fr>
- Un parrainage collège-lycée
- La mise en œuvre de café-citoyen avec le soutien de la DAAC.

Pour que les élèves d'aujourd'hui deviennent les acteurs de demain, et en savoir davantage sur la mise en œuvre du projet éducatif, n'hésitez pas à visiter le site de « Citoyen de mon agglo » : <http://citoyen.ca-lacdubourget.fr>

Ateliers Grand Lac 2011

Vacances de la Toussaint : inscrivez vos enfants aux ateliers Grand Lac

PROCHAINS ATELIERS : DU 24 AU 28 OCTOBRE 2011

inscriptions ouvertes

Pour les connaisseurs : Inscription rapide

OBJECTIFS

- **DÉCOUVRIR** le lac du Bourget et son territoire, sa faune, sa flore,
- **COMPRENDRE** cet écosystème et son fonctionnement.
- Chaque jour **BRICOLER** de jolis objets pour illustrer les apprentissages et s'en souvenir.
- S'initier à l'observation et aux activités scientifiques en **S'AMUSANT** !

[En savoir plus sur les Ateliers Grand Lac](#)

POUR LES ENFANTS

- de 4 à 7 ans les matins de 10h à 11h30 du lundi au vendredi,
- de 8 à 12 ans les après-midi de 14h à 16h du lundi au vendredi.

LIEU

- A la salle pédagogique du Cisalb, Aquarium du lac du Bourget - Aix les Bains, le Petit Port.

LES FORMULES

- **A l'atelier ou à la semaine de 5 ateliers**
- de 4 à 12 ans
- 5€atelier
- 21€semaine de 5 ateliers
- **Les stages pêche :**
- dès 8 ans, du 24 au 28 octobre 2011
- 111€la semaine (ateliers compris)
- prise en charge des enfants de 8h30 à 16h du lundi au vendredi
- **Les stages voile :**
- dès 5 ans
- proposés pendant les vacances de Toussaint
- à partir de 160€la semaine (ateliers compris)
- inscription directe auprès du Centre de Voile d'Aix les Bains : 04 79 34 10 74

Dépliant détaillé des dates et du contenu des ateliers Grand Lac :

[télécharger le dépliant](#)

Expo "La Salle de Bains"

L'exposition se ressource !

Depuis 2003, l'exposition itinérante « La Salle de Bains » se déplace sur l'ensemble du territoire du lac du Bourget et de son bassin versant. Elle est accueillie par les 65 communes qui le composent selon leurs possibilités d'accueil (salle, période, disponibilité) ; ceci au rythme d'environ 12 déménagements par an.

Malgré sa résistance, une centaine de déménagements plus tard, l'exposition a quelque peu été éprouvée.

C'est donc en toute légitimité qu'elle prend des vacances bien méritées. Vacances très prolifiques qui permettront sa rénovation. Outre de nombreuses réparations techniques (peintures, électricité...), la mise à jour d'informations et l'actualisation de certains graphismes seront au programme.

Fraîche et reposée, « La Salle de Bains » pourra à nouveau repartir sur les routes pour sensibiliser tous les publics au territoire du lac du Bourget, ses enjeux et problématiques dans un contexte de développement durable.

A partir de mars 2012, des créneaux seront à nouveau disponibles (période de trois semaines en général). Les communes ou écoles intéressées par l'accueil de l'exposition peuvent d'ores et déjà nous contacter pour obtenir des informations sur le contenu de l'exposition, les animations pédagogiques proposées, les modalités d'accueil.

Réhabilitation paysagère

Ancienne décharge de Viviers-du-lac : le cap des 500.000m³ est passé !

La décharge de Viviers-du-lac a fonctionné de 1955 à 1985, les deux agglomérations (Aixoise et Chambérienne) l'ont utilisée. Résultat : un volume estimé à 1.200.000 m³ d'ordures ménagères et déchets industriels ont été accumulés, soit environ 4 à 5 m de déchets sur 27 ha. Ce site relève, de par les déchets qu'il contient, de la nomenclature des installations classées pour la protection de l'environnement (ICPE).

L'objectif des travaux engagés en 2007 est de garantir à l'avenir la salubrité publique et la sécurité des personnes à un niveau suffisant en fonction de l'usage ultérieur dévolu à ce site. Choix a été fait de conserver en place la couverture de déchets et de mobiliser un terrassement assurant "l'étanchéité" du site...

Pour mieux comprendre

Les travaux de réhabilitation paysagère consistent en la création de modelés engazonnés sur environ 27 ha. Il s'agit plus précisément de mettre en place, sur toute la superficie concernée, une couche de matériaux naturels peu perméables, d'épaisseur minimale 0,50 m et maximale 6 m, surmontée d'une couche de terre végétale de 0,10 m minimum.

L'objectif est de **limiter au maximum l'infiltration des eaux météoriques**. La pente des buttes est de 3 à 10 % et les fonds de talweg sont terrassés avec des matériaux argileux étanches, permettant ainsi un écoulement optimum des eaux vers la périphérie du site. Près de la moitié du site est terrassé et végétalisé avec du trèfle et de la prairie fleurie pour permettre aux abeilles de butiner en toute liberté.

Deux bassins d'écroulement avec fond étanché sont prévus sur le site.

- Le premier, d'ores et déjà en eau, abrite une faune et flore intéressante : roseaux, oiseaux, libellules, papillons, grenouilles, hérons cendrés... Aujourd'hui cet étang apporte une forte valorisation paysagère au site. Le chantier a démarré en septembre 2007 et devrait s'achever vers fin décembre 2013. A la date de fin juin 2011, près de **540.000 mètres cubes ont été terrassés** en modelés paysagers et engazonnés. Ce sont plus de 45.000 camions qui ont transité sur le site.

Etude piscicole

Campagne 2011, du 19 au 23 septembre

L'inventaire du peuplement piscicole du lac du Bourget se déroulera du 19 au 23 septembre 2011. Cette étude, pilotée par le CISALB, sera réalisée sur le terrain par l'INRA et le CISALB. Elle permettra d'obtenir une photographie précise de l'état des poissons du lac : nombre d'espèces, densité, répartition spatiale, etc.

Tous les jours, une quinzaine de filets littoraux et 4 filets pélagiques seront posés et relevés sur l'ensemble du lac. Couplé aux pêches, un bateau équipé de sonars sillonnera jour et nuit l'ensemble du lac afin d'enregistrer les échos de poissons.

Fête de la science

Visite d'une station à macrophytes du 12 au 16 octobre 2011

La fête de la science en Région Rhône-Alpes, organisée du 12 au 16 octobre, permet l'accès gratuit à des manifestations en lien avec le monde scientifique. De nombreux partenaires (collectivités, entreprises...) se joignent à cette grande fête en proposant des visites, exposés, ateliers.

C'est le cas du Cisalb qui convie le grand public et les scolaires à la découverte de l'assainissement des eaux usées par les roseaux... Qu'est-ce que l'eau usée, en quoi les roseaux abritent-ils une faune spécifique capable de digérer la pollution domestique ?

A découvrir : la station à macrophytes de Challot à Bissy et les indicateurs d'impact in situ.

Grand Public :

Dates et horaires : mercredi 12/10, samedi 15/10, dimanche 16/10 de 14h à 16h

Renseignements : 04 79 70 64 64. Réservation obligatoire. A partir de 6 ans

Signature du contrat

Le contrat de bassin versant du lac du Bourget 2011-17 a été signé le 04.11.11

Approuvé successivement par le comité de bassin versant, les instances départementales, l'Agence de l'eau Rhône-méditerranée & Corse et la Région Rhône-Alpes, **le contrat de bassin versant du lac du Bourget 2011-17** a été signé officiellement le vendredi 4 novembre 2011 par les différents partenaires du contrat.

Cette cérémonie a approuvé officiellement les 300 opérations programmées pour les 6 années à venir, pour un budget global de 85 millions d'euros. Des opérations motivées par 10 enjeux essentiels :

1. La restauration écologique des rivières
2. La lutte contre la pollution par les substances dangereuses
3. La lutte contre l'eutrophisation
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
10. La sensibilisation et la communication

Ce contrat fait suite au 1er contrat de bassin versant du lac du Bourget 2002-09 qui a permis de réaliser d'importants travaux (assainissement pour améliorer la qualité de l'eau, restauration des rivières et des zones humides, partenariat pour suivi et gestion des rejets et des déchets des entreprises). Sa réussite (80 % de réalisation) a sérieusement motivé la décision de poursuivre les efforts fournis par un second contrat.

En compatibilité avec les directives du SDAGE (schéma directeur d'aménagement et de gestion des eaux : document de planification décentralisé instauré par la loi sur l'eau de 1992), la mise en œuvre et la réalisation des opérations du contrat 2011-17 vise prioritairement le bon état des masses d'eau, la préservation des ressources en eau et des milieux aquatiques, la sensibilisation du public à ces enjeux majeurs.

Pour télécharger le communiqué de presse, [cliquez ici](#).

Pour télécharger le dossier de presse, [cliquez ici](#).

Ateliers Grand Lac 2012

Découvrir le lac du Bourget et son environnement

Ateliers Grand Lac 2012

Les ateliers 2011 ont pris fin aux vacances de la Toussaint après deux semaines d'accueil des enfants de 4 à 12 ans.

Ils reprendront pour les vacances de Pâques, **du 9 au 20 avril 2012**, et permettront aux petits et grands de découvrir toute la richesse et la diversité des thématiques abordées autour du lac du Bourget et son environnement.

Les animateurs du Cisalb auront le plaisir d'accueillir à nouveau les **4-7 ans de 10h à 11h30** et les **8-12 ans de 14h à 16h**.

Les Ateliers Grand Lac se dérouleront dans la salle pédagogique du Cisalb, aménagée dans les locaux de l'aquarium et équipée de matériel spécifique et adapté (microscopes, jumelles, matériel de bricolage...). Idéalement située sur les rives du lac, elle permettra également aux enfants de découvrir et d'observer la faune et la flore du lac du Bourget in situ (aquarium, expositions, berges du lac...).

Des stages seront proposés selon un planning à venir et coupleront Ateliers Grand Lac et découverte de la pêche pratique ou de la voile.

Courant mars, le planning des Ateliers Grand Lac sera mis en ligne sur notre site. Vous pouvez cependant d'ores et déjà inscrire vos enfants, **pour les ateliers uniquement**, en sachant que les thèmes abordés seront les suivants :

lère semaine : A chacun son style !

- lundi 9 avril 2012, écaille
- mardi 10, plume
- mercredi 11, coquille
- jeudi 12, carapace
- vendredi 13, boîte aux trésors

2ème semaine : De l'eau, des racines et des ailes...

- lundi 16 avril 2012, oiseaux
- mardi 17, libellules
- mercredi 18, marais et roselières
- jeudi 19, chasse d'eau
- vendredi 20, objet volant non identifié

Appel public à la concurrence

Rénovation de l'exposition itinérante "La Salle de Bains"

Avis d'appel public à la concurrence

Nom et adresse de la personne publique :

Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget (CISALB)

42 Rue du Pré Demaison – 73000 CHAMBERY

Tél : 04.79.70.64.64 / fax : 04.79.70.06.12

Objet du marché : Rénovation de l'exposition itinérante "La Salle de Bains"

Durée du marché : février 2012 à avril 2012 (3 mois).

Caractéristiques principales : marché unique

Date prévisionnelle de début des prestations : 1er février 2012

Mode de passation : procédure adaptée

Date limite de réception des offres : lundi 9 janvier 2012 à 17h00, délai de rigueur.

Critères de jugement des offres :

Les critères retenus pour l'attribution du marché seront les suivants :

- Prix de la prestation : 50%
- Organisation envisagée :
- Moyens et ressources techniques proposés : 20%
- Ressources humaines mobilisées (avec détail des compétences) : 20%
- Programmation des étapes de rénovation (y compris respect des délais) : 10 %

Adresse auprès de laquelle les documents peuvent être téléchargés :

- Site internet du Cisalb : www.cisalb.com
- Le dossier pourra être transmis par courrier ou par voie électronique (à préciser dans la demande).

Documents téléchargeables :

- [Cahier des charges](#)
- * [annexe 1](#) (photos de l'exposition)
- * [annexe 2](#) (descriptif détaillé des travaux)
- [Acte d'engagement](#)
- [Règlement de la consultation](#)

Etat des eaux en 2010

État de santé des rivières du lac du Bourget...

Le rapport sur l'état des eaux 2010 diffusé le 8 décembre 2011 par l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée fait état sur le bassin versant du lac du Bourget de concentrations très élevées en PCB dans les sédiments du Tillet et du Sierroz. Si l'information s'avère être exact pour les analyses conduites sur le Tillet, il n'en va pas de même pour celles du Sierroz dont les sédiments sont complètement exempts de cette contamination. Après vérification auprès de l'Agence de l'eau, il s'agit bien d'une erreur de rédaction. La contamination du Tillet provient d'un rejet industriel présent sur le secteur jusqu' en 1980.

Concernant la thématique des HAP, le bassin versant du lac du Bourget ne déroge pas à la règle et présente une contamination des sédiments sur la presque totalité des masses d'eau. En cause la forte urbanisation du territoire, en effet ces polluants trouvent leur origine dans la combustion incomplète du charbon, pétrole, gaz (circulation automobile, chauffage, feux de forêt...).

La présence de pesticides a été mise en évidence sur 20% des masses d'eau du bassin versant mais ces résultats masquent une pollution plus importante en temps de pluie. Le mauvais usage de ces molécules (surdose, période d'utilisation inappropriée, zone traitée imperméable...) sont à l'origine de la présence de ces molécules dans nos cours d'eau.

Pour télécharger le rapport [cliquer ici](#).

Comité syndical du 24.11.11

Débat d'orientation budgétaire 2012

Lors du dernier comité syndical du Cisalb en date du 24 novembre 2011, les élus présents ont acté les grandes orientations budgétaires pour l'année 2012.

Le Cisalb sera, par exemple, maître d'ouvrage d'actions telles que :

- l'observatoire général de la qualité de l'eau,
- l'opération de sensibilisation et de formation sur la gestion de la renouée du Japon.

Le Budget Primitif sera voté fin janvier.

Pêches exceptionnelles 2011

Pêches exceptionnelles de décembre 2011

Afin de soutenir les populations de lavarets, cette année encore, les pêcheurs professionnels et le CISALB se sont mobilisés pour réaliser des prélèvements de géniteurs afin de procéder à une reproduction artificielle.

Cette reproduction se finalise à la pisciculture de Rives à Thonon les Bains d'où les alevins reviendront ensuite pour réempoisonner le lac.

Mardi 20.12.11: plus de 300 poissons ont été prélevés à maturité, dont 240 mâles et environ 20 femelles "mûres".

Mercredi 21.12.11 : 160 mâles lavarets et 50 femelles ont été capturées.

La pêche en films tournés sur place :

- [capture et poinçonnage](#)
- [récupération des œufs et de la laitance expliquée par Jean-François Dagand, Président des Pêcheurs professionnels du lac du Bourget](#)

II. Divers

L'année 2011 a été riche en événements divers et les paragraphes suivant tentent de relayer quelques informations.

La France est découpée en 12 bassins (Artois-Picardie, Seine-Normandie, Rhin-Meuse, Loire-Bretagne, Rhône-Méditerranée et Corse, Adour-Garonne, Martinique, Guadeloupe, Réunion, Guyane, Mayotte) gérés par des agences de l'eau. Le bassin RM comprend 5 régions et 30 départements ; il occupe 25% du territoire et englobe 20% de l'activité agricole et industrielle ; il draine 50% de l'activité touristique. Il comprend environ 11 000 cours d'eau de plus de 2 km et bien sur il englobe les plus grands lacs naturels situés en Savoie et Haute-Savoie (Annecy, Aiguebelette, Bourget, Léman). En 2009, 53% des eaux superficielles et 73% des eaux souterraines étaient en bon état écologique en RM. L'objectif fixé par le Grenelle de l'Environnement pour 2015 est d'atteindre respectivement les valeurs de 66% et 82%. En 2009, près d'un plan d'eau sur deux présentait un bon état écologique sur les bassins RM&C, le déclassement des autres étant du à un excès de nutriments provenant des apports en azote et phosphore sur leur bassin versant. Il est important de noter ici que ces plans d'eau ne seront surveillés dans le cadre de la DCE (Directive Cadre Européenne sur la qualité de l'eau et des milieux aquatiques) que tous les 3 à 6 ans (rythme moyen calé sur celui de leur variation d'état). Tous les chiffres de la politique de l'eau dans le bassin RM, élaborés par l'Agence de l'Eau, la DREAL de bassin Rhône-Méditerranée, l'ONEMA et l'Agence régionale

de santé (ARS) sont consultables au travers du tableau de bord du SDAGE, né le 9 octobre 2011 au comité de bassin.

Cette introduction sert à rappeler qu'en 2010, le lac du Bourget a été ausculté (dans le cadre de la DCE) et les conclusions données à la fin de l'année 2011 ont été que son statut est mésotrophe, différant un peu de notre propre conclusion qui le classe plutôt depuis 2010 inclus comme oligo-mésotrophe (2011 confirmant cette définition). En fait l'analyse critique des données de l'auscultation (réalisé par un Bureau d'Etude) et nos propres analyses a conduit à le faire savoir à l'Agence de l'Eau RMC (voir plus bas et en Annexe).

Le lac du Bourget, tout comme les lacs d'Annecy et du Léman, est au cœur d'un dispositif national d'observation et de recherches en environnement. D'abord inclus au sein d'un ORE (Observatoire de Recherche en Environnement) construit dès 2003 et labellisé par l'INRA, les grands lacs péri-alpins sont désormais regroupés depuis 2011 au sein du SOERE (Système d'Observation et d'Expérimentation au long terme, pour la Recherche en Environnement) GLACPE (Grands Lacs Péri-alpins, http://www.allenvi.fr/?page_id=775), c'est-à-dire un système organisé en réseau composé d'un ensemble de dispositifs élémentaires d'observation, de prélèvement et d'expérimentation sur les grands lacs péri-alpins. Les données issues des suivis de ces lacs sont mises en base avec un souci de géo-localisation des points de prélèvement, et un référencement des protocoles et des outils associés. Le système d'information (SI) du SOERE GLACPE est le système pilote de l'INRA qui souhaite que tous les SI des SOERE et dispositifs apparentés INRA soient inter-opérables et développés selon une même architecture. L'analyse type de données (par type de données) permet une modélisation modulaire spécifique pour chacun des SOERE de l'INRA mais des fonctionnalités communes seront identiques pour tous les systèmes (gestion des autorisations, gestion et archivage des fichiers fournis, suivis des notifications etc.). 2011 a été une année charnière dans la réalisation de ce système d'information qui devrait être ouvert et accessible durant l'année 2012.

En 2011, dans le cadre du SOERE, profitant des prélèvements réalisés par l'équipe INRA/CALB, 1 échantillonnage par mois depuis mars a été dévolue à récupérer de l'eau à 4 profondeurs. Les filtres obtenus seront utilisés pour y extraire ADN et ARN. Une analyse par pyroséquençage est prévue afin de décrypter dans ces échantillons la diversité des petits eucaryotes.

En 2011, un nouveau bateau a été acquis par le CISALB et les photos jointes rendent compte de sa taille et de sa plus grande fonctionnalité par rapport à l'ancien.



En 2011, un certain nombre d'articles scientifique a porté sur le lac du Bourget (et le lac d'Aiguebelette, voisin, avec Alric & Perga par exemple).

Alric, B. and M.E. Perga. 2011. Effects of production, sedimentation and taphonomic processes on the composition and size structure of sedimenting cladoceran remains in a large deep subalpine lake: paleo-ecological implications. *Hydrobiol.* 676:101-116

Berdjeb, L., J.-F. Ghiglione and S. Jacquet. 2011. Bottom-up vs. top-down factors regulating the bacterial community structure in two peri-alpine lakes. *Appl. Environ. Microbiol.* 77:3591-3599

Berdjeb, L., J.-F. Ghiglione, I. Domaizon and S. Jacquet. 2011. A two-year assessment of the main drivers regulating the bacterial community structure in Lake Bourget (France). *Microb. Ecol.* 61:941-954

Berdjeb, L., T. Pollet, I. Domaizon and S. Jacquet. 2011. Effects of grazers and viruses on bacterial community structure and production in two contrasting trophic lakes. *BMC Microbiology* 11:88

Cuypers, Y., B. Vinçon-Leite, A. Groleau, B. Tassin and J.F. Humbert. 2011. Impact of internal waves on the spatial distribution of *Planktothrix rubescens* (cyanobacteria) in an alpine lake. *The ISME J.* 5:580-589.

Jenny, J.-P., et 11 co-auteurs. 2011. Hydrology and climatic control on anoxia in re-oligotrophicated pre-alpine Lake Bourget, Savoie, France. ???

Pollet, T., R. D. Tadonlélé and J.-F. Humbert. 2011. Comparison of primer sets for the study of Planctomycetes communities in lentic freshwater ecosystems. *Environ. Microb. Rep.* 3:254-261.

Pollet, T., R. D. Tadonlélé and J.-F. Humbert. 2011. Spatio-temporal changes in the structure and composition of a less-abundant bacterial phylum (*Planctomycetes*) in two peri-alpine lakes. *Appl. Environ. Microbiol.* 77:4811-4821

Savichtcheva O., D. Debroas, R. Kurmayer, C.Villar, JP Jenny, F Arnaud, ME Perga, and I. Domaizon. 2011. Quantitative PCR enumeration of total/toxic *Planktothrix rubescens* and total cyanobacteria in preserved DNA isolated from lake sediments. *Appl. Env. Microbiol.* 77: 8744-8753

Sotton, B., O. Anneville, S. Cadel-Six, I. Domaizon, S. Kryszewski and J. Guillard. 2011. Spatial match between *Planktothrix rubescens* and whitefish in a mesotrophic peri-alpine lake: evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae* 10:749-758

Thomas, R., L. Berdjeb, T. Sime-Ngando and S. Jacquet. 2011. Viral abundance, production, decay rates and life strategies (lytic vs. lysogeny) in Lake Bourget. *Environ. Microb.* 13:616-630

Ce que nous révèlent ces publications :

- A la base des réseaux trophiques aquatiques pélagiques, les bactéries jouent un rôle clef comme proie pour les maillons trophiques supérieurs et notamment aussi comme agents de reminéralisation de la matière organique. Berdjeb et al. (2011a, b, c) au travers de trois études publiées en 2011 ont analysé la structure (i.e. un proxy de la diversité) de la communauté bactérienne et l'impact des virus et de certains prédateurs flagellés et/ou ciliés sur la production et la structure de cette communauté. En résumé, si lyse et prédation ne semblent jouer qu'un rôle négligeable sur la structure de la communauté bactérienne, comparativement aux ressources nutritives inorganiques (nitrate, ammonium, phosphate), organique (phytoplancton) et physique (température), les virus et les prédateurs flagellés semblent jouer un rôle clef dans la production bactérienne qu'ils stimulent fortement. La communauté bactérienne libre est donc majoritairement structurée par les nutriments.
- Un zoom sur un groupe de bactéries dites rares a été réalisé par Pollet et al. (2011a, b) révélant que les Planctomycètes (un groupe jouant sûrement un rôle clef dans la dégradation/utilisation de la matière organique) sont structurées de la même manière que la communauté bactérienne totale, avec une plus grande diversité et de moindres variations temporelles de leur structure dans l'hypolimnion comparativement à l'épilimnion, une forte dépendance au pH mais également aux nutriments et à la température de l'eau.
- L'importance des virus dans la mortalité bactérienne a également été démontrée par Thomas et al. (2011) confirmant au lac du Bourget que les virus peuvent être une cause majeure de la mortalité des microorganismes avec un certain nombre de conséquences sur la dynamique des populations mais aussi sur le recyclage de la matière d'éléments comme le C, P, N. Ainsi la mortalité journalière suivant les saisons peut atteindre plus de la moitié de l'abondance totale des bactéries et la remise à disposition du C et du P était de $56 \mu\text{gC.l}^{-1}.\text{j}^{-1}$ et $1.5 \mu\text{gP.l}^{-1}.\text{j}^{-1}$ ce qui peut répondre très largement à la demande de croissance des bactéries (encore) non infectées.
- Pendant 15 ans, *P. rubescens* a été très abondante et largement représentative de la biomasse phytoplanctonique du lac du Bourget. Mais cette biomasse n'est pas uniformément distribuée au sein du lac du Bourget. Ce résultat que nous avons déjà présenté sous forme d'un poster il y a quelques années suivant une stratégie d'échantillonnage, mis en place par Jacquet et al. (2004), a été repris et analysé par Cuypers et collaborateurs révélant que le maximum de biomasse de la cyanobactérie mais également sa distribution peuvent être très différents dans l'espace, différant typiquement sur la verticale d'environ 10 m entre le sud et le nord du lac du Bourget. Une explication est donnée par le rôle de la physique et plus particulièrement du rôle des ondes internes générées par le vent sur les eaux de surface du lac.
- Si les abondances de *P. rubescens* encore enregistrée pendant l'été 2009 (car elle a quasiment disparu depuis) ne semblaient pas affecter la présence et la distribution des corégones dans le lac du Bourget, les filaments de la cyanobactérie ont pu être observées dans le tractus stomacal des poissons et la toxine microcystine était effectivement enregistré dans l'intestin et le foie du poisson suggérant une contamination possible et des conséquences possibles sur certains traits de vie de l'animal (Sotton et al. 2011). La question de savoir comment se fait le transfert de ces toxines,

directement par ingestion ou à partir des proies zooplanctoniques (i.e. les daphnies) est en cours d'études.

- La paléolimnologie est devenue une science à part entière sur les lacs péri-alpins français permettant d'analyser de nombreux processus et phénomènes passés (grâce à la préservation de nombreux éléments, indices, etc...) et leur conséquence sur le fonctionnement biogéochimique du lac. Savichtcheva et ses collègues (2011) ont retracé à partir de l'analyse sédimentaire d'une carotte prise au point le plus profond des lacs Léman, d'Annecy et du Bourget l'évolution des quantités de cyanobactéries et notamment *P. rubescens* à partir de l'ADN de ces microorganismes au cours du 20^{ème} siècle. Outre le défi technique à relever pour ce type d'analyse, les auteurs ont montré que le lac d'Annecy n'a jamais connu la présence de *P. rubescens* alors qu'elle a été très présente au Bourget et avec des concentrations moindres au Léman. Leur étude révèle également que c'est au Bourget que la présence de cette cyanobactérie est enregistré le plus loin, jusque dans les années 1950 et sûrement bien avant (voir Fig. ci-dessous).
- Jenny et al. (2011) en étudiant plusieurs carottes sédimentaires prélevées dans la partie nord du lac ont retracé l'évolution de l'anoxie des eaux de fond du lac. Elle aurait débuté vers 1935 (en lien avec le début de l'eutrophisation) et atteint son paroxysme en 1960. L'amélioration de 1960 à 1980 est alors inversé depuis. Le Rhône serait très largement responsable de la réoxygénation des eaux de fond et de la limitation de l'extension de l'anoxie dans la partie nord du lac.

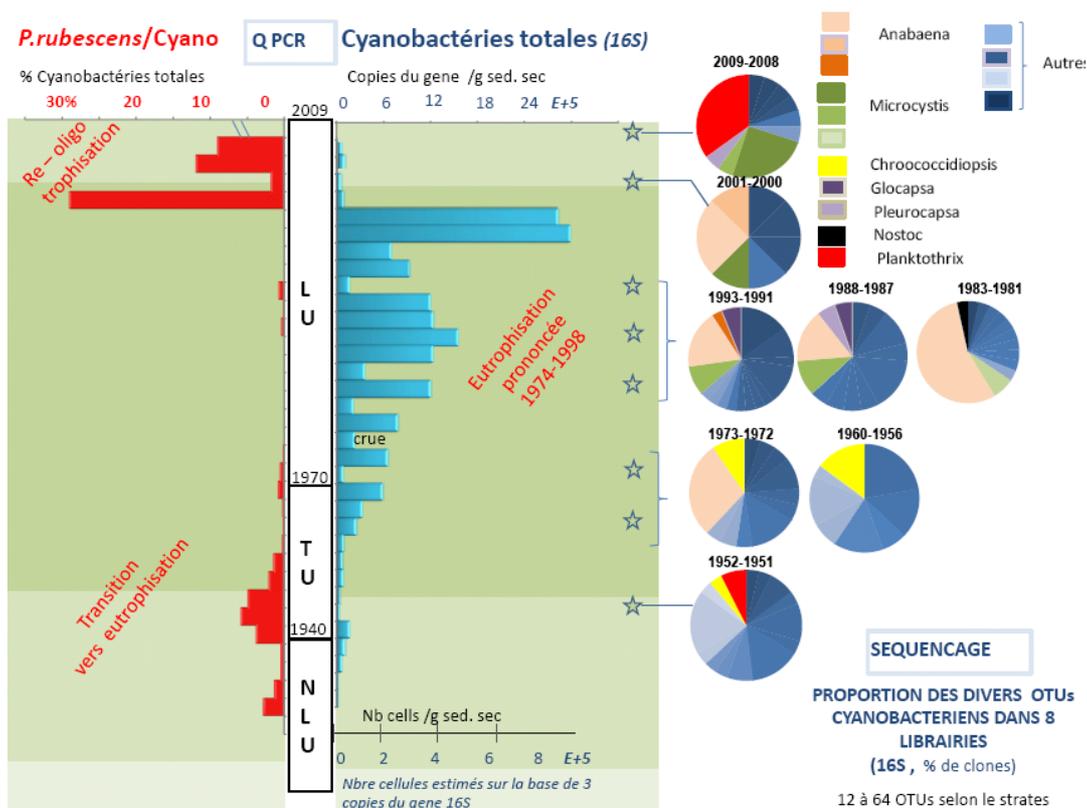
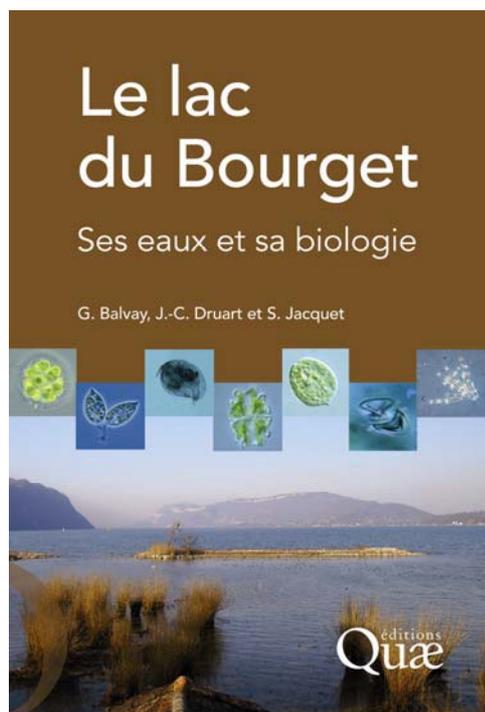


Figure réalisée par I Domaizon et résumant le travail de Savichtcheva et al. (2011) Ce travail sur l'ADN fossile en paléolimnologie dans le cadre de l'ANR iperRETRO a également été rapporté dans un mémoire de MASTER soutenu en 2011 par Clément Villar (voir plus bas)

2011 a aussi vu la finalisation de l'écriture d'un ouvrage portant sur le lac du Bourget et sa publication a été rendue publique en mars 2012 (voir ci-après).



Merveille de la Savoie et premier lac naturel en France de par sa superficie, le lac du Bourget a très largement inspiré et été magnifié par poètes et auteurs des 18^{ème} et 19^{ème} siècles. Honoré de Balzac ne s'y était pas trompé en écrivant que le lac du Bourget *"est une vaste coupe de montagnes toute ébréchée où brille une goutte d'eau bleue comme ne l'est aucune eau dans le monde. Vu du haut de la Dent du Chat, ce lac est là comme une turquoise égarée. Ce lac est le seul où l'on puisse faire une confiance de coeur à coeur. On y pense et on aime. Mais c'est surtout le lac des souvenirs ; il les favorise en leur donnant la teinte, miroir où tout vient se réfléchir"*.

Mais comme les lacs Léman et d'Annecy, le lac du Bourget a souffert au cours du 20^{ème} siècle. Dans les années 1970, de grands travaux ont dû être réalisés par les communes du bassin versant afin d'assainir le lac, alors en proie à l'eutrophisation, et le protéger au mieux de la pollution. Depuis, le lac reste l'objet de toutes les attentions grâce notamment aux travaux mis en place par le CISALB (Comité InterSyndical d'Assainissement du Lac du Bourget) afin de concilier qualité d'eau et usages de cet écosystème, de comprendre pour mieux gérer et réciproquement.

Cet ouvrage constitue une formidable opportunité de présenter au lecteur les principales caractéristiques du lac du Bourget et de son bassin versant, comment les principaux facteurs chimiques, physiques et biologiques ont évolué pendant les 20 à 40 dernières années, quelle vie abrite ce lac (des microorganismes aux poissons) et comment elle évolue.

Cet ouvrage signe la fin du triptyque réalisé par les mêmes auteurs (G Balvay & JC Druart) sur les grands lacs péri-alpins (Léman, Annecy). Il est destiné aux amoureux du lac du Bourget désireux d'assouvir leur soif de connaissance sur les caractéristiques et l'évolution d'état de cet écosystème. Il sera particulièrement apprécié des hydrobiologistes, décideurs, enseignants, étudiants, baigneurs, plongeurs, etc....

Au moins quatre rapports ont également été publiés en 2011 et portant sur différents aspects en lien avec le lac du Bourget:

Pleux, C. 2011. Analyse de la stratégie en matière d'assainissement pluvial sur le bassin versant du lac du Bourget. Enquête ENTPE Lyon sous la responsabilité de B. Clément, 110 p

Cette enquête rappelle les efforts qui ont été consentis sur le bassin versant pour conduire à l'amélioration de la qualité des eaux du lac du Bourget, même si des problèmes de pollution ont continué et persisté au sein de l'écosystème, liés notamment à la présence de micropolluants et à la prolifération des cyanobactéries. L'enquête met en avant que les eaux pluviales des déversoirs d'orage et de ruissellement sont en partie responsables de cette situation. Ainsi, malgré des efforts importants portés sur le traitement des eaux usées, des problèmes de gestion des eaux pluviales persistent sur le bassin versant, faute d'actions et d'investissements suffisants. Fort de ce constat, quelques pistes d'actions en faveur d'une gestion plus intégrée et plus efficace des eaux pluviales sur le bassin versant sont proposées. Les sources de pollution dans le lac du Bourget sont variées : potentielles, accidentelles, chroniques (via le risque de pollution lié au déversement de substances dangereuses issues de la route, via la pollution produite par le lavage des tunnels (du Chat, de l'Épine, des Monts), via la pollution due au lessivage des chaussées). Les principaux polluants retrouvés dans les eaux de lessivage sont les HAP, les Chlorures, les hydrocarbures, les COV, les NOx, les métaux lourds soit plusieurs kilos par hectare et par an. Certaines de ces substances et d'autres (PCB, pesticides) se retrouvent au pied de la voie de chemin de mer dans la baie de Mémard, et dans ce cas de figure, aucun dispositif de traitement des eaux usées avant leur arrivée au lac n'existe. Le sud du lac abrite un aéroport et le transport aérien, l'activité et le nettoyage au sol sont générateurs d'apports de polluants divers (NOx, CO, COV, SO2, O3, particules, suies, HAP). Agriculture, élevage et activités industrielles sont classifiés comme sources plus diffuse de pollution mais bien réelles. Ainsi l'activité agricole est la première émettrice d'azote et de phosphore (épandages, engrais) mais il est encore à ce jour difficile d'estimer précisément la quantité de rejets agricoles diffus vers le lac du Bourget. Une thèse est en cours et elle révélerait que les flux agricoles phosphatés représentent au maximum 30 à 40% des apports totaux en P pour le lac. De plus, la moitié de ces flux serait sous forme particulière donc peu actifs en termes de pollution et de développement algal. Pour ce qui concerne la pollution liée aux rejets industriels et artisanaux, il ressort de l'enquête que près de 3800 établissements sur les 15 000 existants sont susceptibles d'être des sources de pollution sous différentes formes (métaux lourds, hydrocarbures, COV, polluants atmosphériques et émergents). On comprend dès lors que la gestion des eaux usées et pluviales (issues des rejets agricoles, industriels et domestiques, via les eaux de ruissellement lors d'épisodes pluvieux, de lessivage des chaussées, de crues, etc...) constitue un enjeu de taille pour la préservation de la qualité des eaux du lac du Bourget, réceptacle ultime d'une multitude de polluants (ex : Matières en suspension, Phosphore, Azote, COD, Médicaments, HAP, PCB, Métaux lourds, Bactéries/virus pathogènes). Ces derniers peuvent être responsables de

contamination, asphyxie, mort de la faune pisciaire et autres organismes, induire la fermeture des plages à la baignade et des restrictions ou interdictions d'autres activités de loisir ou professionnelle comme la pêche, etc... Il reste difficile de quantifier la pollution par temps de pluie (rejets discontinus, parcours aléatoires, concentrations variées, grand nombre de sources, etc...

Tran, V. 2011. Modélisation pluri-annuelle du fonctionnement thermique et écologique d'un grand lac alpin.

Mémoire de stage de MASTER effectué au LEESU sous la direction de Brigitte Vinçon-Leite & Bruno Lemaire, 49 p

Ce mémoire, après avoir rappelé l'évolution trophique du lac et du développement de la cynaobactérie *Planktothrix rubescens* pendant les 15 dernières années, rapporte l'utilisation d'un modèle thermique et biogéochimique unidimensionnel vertical (M1DV) pour simuler le comportement thermique du lac du Bourget sur une longue période de 3 décennies (1976-2008). Les résultats de modélisation obtenus sont alors utilisés pour analyser l'évolution pluriannuelle de la température de l'eau du lac. Cette première approche validée alimente alors un second modèle permettant de simuler la dynamique du phytoplancton, en particulier de *P. rubescens* sur 2 années, 2003 et 2008, où les conditions environnementales ont présenté des différences significatives vis-à-vis du développement de la cyanobactérie. Dans ce rapport, il est montré que le modèle M1DV développé au LEESU est fonctionnel pour simuler les températures au lac du Bourget. La thermique est bien modélisée et les différentes couches (épi, méta, hypolimnion) décrites de manière satisfaisante. Sur la période 1976-2008, les erreurs sont comprises entre 0.3 et 2°C, et entre 0.3 et 1°C entre 1990 et 2000. Le modèle permet également de décrire de manière satisfaisante la stabilité de la colonne d'eau ainsi que le début de la stratification. Dans ce rapport, l'auteur a également regardé l'évolution des températures sur les 3 dernières décennies à 2, 10 et 140 m. Les résultats révèlent une tendance à la baisse des températures à 2 et 140 m et à l'augmentation à 10 m. Toutefois, seule la tendance à 2 m est statistiquement significative. Il semble donc qu'au lac du Bourget, et ce comparativement au Léman, on n'enregistre pas de hausse de température significative de la masse d'eau comme une réponse au réchauffement climatique. Pour affiner cette conclusion, il faudrait étudier l'évolution temporelle des températures à l'échelle saisonnière. La modélisation du comportement de *P. rubescens* pour deux années (2003 et 2008) est également proposée et fonctionne assez bien, et ce en sachant que les données « réelles » sont celles obtenues avec la sonde bbe, et que certains paramètres alimentant le modèle sont imparfaits (taux de croissance et respiration, atténuation de la lumière). Logiquement, l'auteur conclue que le résultat de la modélisation biologique fonctionne moins bien que le modèle thermique, le comportement du phytoplancton demandant plus d'expérience, de recul et de réflexion. Typiquement, le modèle ne rend pas parfaitement compte du pic de biomasse et de sa localisation, peut être en raison de l'influence des ondes internes (Cuypers et al. 2011).

Pollion, M. 2011. Structure des communautés de cyanophages et de picocyanobactéries dans les lacs

d'Annecy et du Bourget. Mémoire de Master deuxième année de Biologie Cellulaire et Moléculaire de l'Université Paris 6 encadré par S Jacquet, 44 p

Cette étude a porté sur des communautés encore largement méconnues dans le fonctionnement global de l'écosystème : les picocyanobactéries et les cyanophages qui sont susceptibles de jouer un rôle clef sur dynamique et diversité des premiers. Abondances, distribution, dynamique et richesse de ces communautés ont été étudiées entre janvier et avril 2011 (*mais ce travail a été poursuivi sur l'année entière dans le cadre d'une thèse*) dans les eaux de surface des deux plus grands lacs naturels français, Annecy (oligotrophe) et le Bourget (oligo-mésotrophe). Les résultats ont révélé des concentrations importantes de cyanophages ($>10^4$ part.ml⁻¹), une diversité relativement faible, des liens privilégiés entre dynamique virale et cyanobactérienne, suggérant que certains des cyanophages ciblés jouent effectivement un rôle potentiellement important dans la dynamique de cette communauté planctonique. Des expériences menées en parallèle ont d'ailleurs permis de montrer que la lyse cyanobactérienne imputable aux virus pouvait être responsable jusqu'à un quart de la mortalité picocyanobactérienne. Cette valeur n'a toutefois été trouvée qu'une seule fois et le contrôle de la communauté picocyanobactérienne semble globalement assez faible.

Villar, C. 2011. ADN « subfossile » : paléo-indicateur des communautés phytoplanctoniques passées ?

Reconstitution de l'évolution des populations de diatomées et cyanobactéries dans le lac du Bourget (Savoie). Mémoire de Master de Chimie et Biologie, aspects analytiques de l'Université de Strasbourg encadré par I Domaizon, 31 p

Cette étude a porté sur les sédiments du lac du Bourget et de la possibilité d'utiliser l'ADN dit « subfossile » y étant archivé pour déterminer la composition d'assemblages planctoniques passés. Cette étude a permis de vérifier l'hypothèse comme quoi les sédiments du lac du Bourget étaient un milieu favorable à la préservation de l'ADN ancien. Les techniques employées d'extraction de l'ADN, de PCR, de clonage, de séquençage et de qPCR et leur optimisation (ce travail ayant permis de vérifier la possibilité d'amplifier, cloner, séquencer le matériel génétique extrait des sédiments) ont permis au final de montrer que (i) l'ADN était très bien conservé dans les sédiments du lac du Bourget ; (ii) les quantités d'ADN estimées par qPCR pour les cyanobactéries étaient observées dès les années 1940 (confirmant le début

de l'eutrophisation) et étaient maximales vers 1996-98 et attribuables à *P. rubescens* ; (iii) les quantités d'ADN estimées par qPCR pour les diatomées révélèrent une dynamique assez différente de celle des cyanobactéries, avec une augmentation à partir des années 1955 jusqu'à un pic de concentration à la fin des années 1990 ; (iv) la structure/diversité des deux communautés changeaient en lien avec l'état trophique de l'écosystème.

Au moins trois thèses ont été soutenues en 2011 ayant notamment pour terrain de jeu le lac du Bourget :

Pollet, T. 2011. Mieux connaître la diversité et la dynamique des phyla bactériens non dominants dans les écosystèmes naturels : L'exemple des *Planctomycetes* en milieu lacustre. Thèse de l'Université de Grenoble, 172 p

Cette thèse a porté sur un phylum bactérien non dominant, les *Planctomycetes* dont le manque de connaissances était très marqué dans les écosystèmes lacustres. Pourtant, les quelques études consacrées à ce groupe bactérien dans les écosystèmes aquatiques indiquaient qu'ils sont impliqués dans deux processus clés de leur fonctionnement à savoir l'oxydation de l'ammonium en conditions anaérobies (anammox) ainsi que la dégradation et le changement de qualité de la matière organique dissoute. La thèse de T. Pollet a permis de caractériser la diversité, la dynamique spatio-temporelle ainsi que les facteurs de contrôle des *Planctomycetes*, notamment dans le lac du Bourget, dans le but de mieux connaître la dynamique de ces bactéries non dominantes, mais qui constituent une très large part de la diversité bactérienne totale. Après avoir développé un couple d'amorces (PLA352F/PLA920R) permettant de détecter et d'amplifier spécifiquement tous les genres de *Planctomycetes*, l'étude spatio-temporelle a permis de révéler que les *Planctomycetes*, malgré leur faible abondance relative dans la communauté bactérienne lacustre, présentent une richesse taxonomique élevée jusqu'ici insoupçonnée. Ils sont caractérisés par une structure taxonomique similaire aux bactéries dominantes puisqu'ils sont composés d'un nombre réduit d'OTUs dominantes et d'un très grand nombre d'OTUs faiblement représentées en nombre de séquences. Ce résultat soutient l'idée selon laquelle le concept de cores species (espèces dominantes) et de satellites species (espèces rares), récemment transposé aux groupes bactériens dominants, s'applique aussi aux groupes moins abondants ou rares. Les résultats ont également mis en évidence que les communautés de *Planctomycetes* des lacs étaient très structurées dans l'espace et dans le temps. Les patterns de distribution de ce phylum bactérien étaient très similaires à ceux décrits pour les groupes bactériens plus abondants à savoir (i) une forte hétérogénéité verticale (certains genres étant présents essentiellement dans les couches profondes des lacs) ainsi qu' (ii) une dynamique saisonnière importante principalement mise en évidence dans la partie épilimnique des lacs. Cette structuration n'est pas le fruit d'une dispersion aléatoire liée à des processus stochastiques comme l'immigration mais est au contraire fortement dépendante des facteurs environnementaux. La richesse spécifique ainsi que la diversité des communautés de *Planctomycetes* sont fortement dépendantes de l'évolution du pH. De même, la température semble également être un facteur clé dans la dynamique et la composition globale des *Planctomycetes*. En revanche, l'effet des nutriments inorganiques semble moins influent dans le contexte de notre étude et la compétitivité des *Planctomycetes* vis-à-vis de ces ressources pourrait dépendre d'autres facteurs.

Mangot, J.-F. 2011. Dynamique spatio-temporelle du picoplancton eucaryote lacustre : approches moléculaires par FISH et pyroséquençage. Thèse de l'Université de Grenoble, 220 p

Cette thèse a eu pour objectif (i) d'acquérir des données quantitatives concernant divers groupes eucaryotes unicellulaires présents dans la fraction picoplanctonique lacustre, (ii) d'explorer la dynamique spatiale et temporelle de ces groupes picoeucaryotes tant en terme d'abondance que de diversité phylogénétique, et ceci à différentes échelles d'observation, et (iii) d'apporter une profondeur d'analyse supplémentaire de la diversité et de la structure des picoeucaryotes par l'utilisation de séquençage massif. La profondeur de lecture obtenue par l'utilisation du séquençage à haut débit révèle une importante diversité (1017 OTUs) 10 à 100 fois supérieure à celle décrite classiquement (clonage-séquençage de l'ADNr 18S). L'utilisation de sondes oligonucléotidiques spécifiques, nouvellement élaborées ou issues de la littérature, a permis d'estimer la contribution relative de huit groupes phylogénétiques au sein de la communauté picoeucaryote lacustre. L'importance quantitative d'organismes photosynthétiques (Chrysophycées, Chlorophycées), notamment en période estivale, a ainsi été révélée; et, la présence récurrente de groupes potentiellement parasites-saprophytes (Perkinsozoa, Fungi, LKM11) a également été confirmée. Les résultats obtenus par séquençage haut débit à partir de 23 échantillons environnementaux (période estivale) mettent évidence la dominance de taxa parasites-saprophytes (Perkinsozoa, LKM11) et bactériovores (Ciliophora, Cercozoa). L'étude de la répartition spatiale (verticale) et géographique (au sein de trois lacs se différenciant par leurs statuts trophiques) des groupes phylogénétiques ciblés par TSA-FISH a mis en lumière des différences d'abondance selon le statut trophique (densités picoeucaryotes croissantes avec la productivité du système) et la profondeur. Ainsi, la présence dans des proportions significatives d'organismes pigmentés (Chlorophycées, Haptophycées) en zone hypolimnique non éclairée a conduit à émettre l'hypothèse de l'importance de la mixotrophie au sein de la fraction picoplanctonique. Des variations d'abondances marquées ont été observées non seulement à l'échelle saisonnière (*e.g.* pics d'abondance estivale pour les Perkinsozoa) mais également à des échelles de temps courtes (quelques jours). Cette instabilité quantitative observée ici à court terme doit être mieux prise en compte dans l'interprétation des observations faites généralement à des échelles temporelles plus larges et par un nombre restreint d'échantillon. D'importants et continus remaniements sont observés au sein de la communauté picoeucaryote, ils impliquent principalement les 21 OTUs appartenant au —core taxa (>1% des séquences), et des taxa présentant des abondances intermédiaires (0,01-1% des séquences). *A contrario*, l'assemblage des taxa rares (<0,01%)

composant plus de la moitié de la diversité décrite, s'avère quant à lui relativement stable au cours du temps. Cette approche écosystémique a permis de révéler une diversité nouvelle notamment au sein des Perkinsozoa (14,3% des séquences) pour lequel les premiers indices d'un rôle parasitaire en milieu lacustre a été apporté (microalgues potentiellement infectées). Les données acquises au cours de ce travail contribuent à alimenter les débats concernant les patrons de diversité (distribution spatio-temporelle des protistes et des champignons). Ils suggèrent la nécessité de mieux intégrer la notion de diversité fonctionnelle dans ces réflexions, les mécanismes impliqués dans les remaniements de diversité étant a priori différents en fonction des groupes fonctionnels considérés. Notamment, au regard du parasitisme eucaryote (autre que chytridien) pour lequel très peu d'informations sur les éventuelles co-occurrences entre taxa hôtes et ces agents infectieux sont encore connues en milieu d'eau douce.

Maurice-Blanc, C. 2011. Distribution des Légionelles dans le bassin versant du lac du Bourget : Cas particulier des sources contaminées du réseau aixois. Thèse de l'Université de Grenoble, 466 p

Cette étude a porté sur la bactérie *Legionella pneumophila* (*Lpn*) dans les biofilms des affluents du lac du Bourget. Elle confirme le caractère ubiquiste de cette bactérie, principalement sous sa forme non cultivable. Elle met aussi en évidence, le caractère local des facteurs naturels de régulation : seule la température de l'eau intervient dans la majorité des sites. Ce déterminisme local a aussi été mis en évidence avec l'étude du réseau hydrographique aixois qui reçoit à la fois des eaux thermales et celles de la rivière Le Tillet. Les perturbations thermique et chimique liées aux arrivées d'eau chaude sont détectables jusqu'à la partie aval du réseau. L'effet d'enrichissement des apports en *Lpn* qui leur correspondent reste localisé ce qui peut être la manifestation de processus naturels d'autoépuration. Les résultats montrent également un comportement différent des organismes du groupe des *Pseudomonas* et des bactéries apparentées vis-à-vis des caractéristiques physico-chimiques. Des expériences effectuées en réacteurs biologiques ont montré qu'une augmentation de la vitesse ou de la température de l'eau est favorable à la présence de *Lpn*. Un modèle de transport de charges a été construit à partir duquel une gestion de l'utilisation du jet d'eau situé à proximité de la plage municipale d'Aix-les-Bains pourrait être faite pour tenir compte des périodes durant lesquelles des fragments de biofilms susceptibles de contenir des *Lpn* sont transportés en masse par le réseau aixois en direction de la plage.

Parmi les événements importants à noter en 2011, la signature du contrat de bassin versant du lac du Bourget pour la période 2011-2017 à laquelle l'INRA était invité par Michel Dantin (député européen, président du CISALB, réélu pour 3 ans à la présidence du Comité de bassin Rhône-Méditerranée). Ce contrat peut être résumé par 10 enjeux majeurs (avec 300 opérations et une enveloppe financière de 80 millions d'euros d'action) pouvant être déclinés comme suit :

11. 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
12. lutte contre la pollution par les substances dangereuses (i.e. aider les entreprises à maîtriser leurs rejets) dans les rivières
13. 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 cyanobactérienne typiquement
14. restauration écologique du littoral
15. lutte contre la pollution par les pesticides
16. gestion de la ressource en eau
17. gestion des zones humides
18. cohérence entre eau et aménagement du territoire
19. lutte contre les plantes invasives (ex : renouée du Japon)
20. sensibilisation et communication

Dans la cadre de ce contrat, le volet C2 portant sur le suivi environnemental concerne directement l'INRA et une réunion de cadrage INRA-CISALB-CALB-CPNS a été organisée le 17 novembre à l'INRA pour réfléchir aux objectifs du suivi environnemental. Il a été décidé de la mise en place d'un contrat pluri-annuel pour les prochaines années. La nécessité de mettre en place une consultation publique ne nous a pas permis toutefois de le faire démarrer pour 2012 qui reste un contrat annuel d'une enveloppe de 52 000 (3 000 Euros étant reversés à la CALB).

Cette réunion a permis de faire une comparaison critique des données INRA-CISALB-CALB et STE, bureau d'étude chargé du suivi DCE 2010. De fortes différences ont été soulignées, remettant en cause certaines stratégies et analyses utilisées et remises par le bureau d'étude. L'analyse effectuée a été remise au CISALB afin que ce dernier puisse relayer cette information auprès de l'agence de l'eau afin de l'alerter sur les problèmes observés. Un courrier a été réalisé et il est fourni en Annexe.

Cette réunion a permis aussi de mettre à plat la pertinence de certains paramètres du tableau de bord et de revoir les valeurs à considérer pour certains d'entre eux.

Cette réunion a également permis de redéfinir la liste des membres du comité scientifique (autour de groupes de travail portant sur 3 thématiques prioritaires : le bon état écologique, les toxiques et polluants, la ressource en eau) et dont la nouvelle liste est fournie en Annexe.

Cette réunion a aussi permis de définir le contenu de la réunion du dit comité prévue en octobre 2012 qui aura donc pour objet d'installer le comité scientifique dans ses fonctions, faire un point détaillé sur le suivi environnemental au travers de ses différents descripteurs, présenter le projet d'observatoire grand lac, définir le contenu du projet d'organisation d'un second colloque « autour du lac du Bourget » (pour 2013), le premier ayant été réalisé en 2006. Enfin, il a été souligné l'importance de voir inclus de manière régulière dans le rapport l'évolution de certaines substances organiques polluantes et autres molécules émergentes.

Eviter la pollution du lac est une priorité affichée des contrats de bassin qui se succèdent. Les eaux pluviales et le cortège d'éléments qu'elles vont drainer restent une priorité affichée et sont particulièrement problématiques. En effet, lors de pluies intenses d'orages, alors que les sols sont souvent relativement secs et favorisent donc le ruissellement, des flux très importants de polluants peuvent être déversés dans les principaux tributaires. C'est le cas de la Leysse dont les déversoirs d'orage de Chambéry métropole (rejet dans la Leysse) et de la CALB (rejet au lac) représentent, en année normale, environ un tiers des apports au lac. En 2011, la principale station d'épuration du bassin-versant, celle de Chambéry et située à Bissy, a été modernisée en vue d'améliorer sa capacité de traitement des effluents et ses rendements d'élimination. La Station renouvelée avec un système de filtres biologiques permettra de traiter 260 000 équivalents habitants (unité permettant d'évaluer la capacité d'une station d'épuration, basée sur la quantité moyenne de pollution émise par personne et par jour).

Le CISALB a continué à travailler avec les industriels, PME, PMI pour que ces derniers travaillent sur la mise au norme ou à la fabrication de systèmes de collecte et de stockage évitant toute pollution accidentelle, notamment par les micropolluants.

DOSSIERS DIVERS

Annexe V

Courrier (à) et Réponse (de) l'Agence de l'eau

Suite à l'analyse critique par l'INRA des résultats du suivi DCE 2010 fournis par le bureau d'étude STE, la réunion INRA-CALB-CISALB du mois de novembre 2011, d'un courrier écrit par le CISALB à l'Agence de l'eau pour les alerter sur les problèmes notés dans l'analyse DCE, une réponse est parvenu au CISALB le 16 janvier 2012.

L'affaire a été suivi par le représentant de l'Agence de l'eau, Monsieur Loic IMBERT, et la lettre de réponse, reproduite ci-dessous est signée par le Directeur de l'Agence, Monsieur Martin GUESPEREAU :

Agence
de l'eau
Méditerranée & Corse

15 JAN. 2012

Lyon, le 10 janvier 2011

Monsieur le Président
du CISALB
42, rue du Pré Demaison
73000 CHAMBERY

Réf : DDRJ-SDT-LI-002
Affaire suivie par : L. IMBERT

Objet : Résultats 2010 du suivi de l'état écologique du lac du Bourget

Monsieur le Président, *Cher Michel,*

Par courrier en date du 1^{er} décembre 2011, vous me faites part d'un travail de comparaison des résultats obtenus sur le lac du Bourget en 2010 dans le cadre, d'une part, du programme de surveillance de l'Agence de l'Eau, et, d'autre part, du suivi scientifique réalisé par l'INRA pour le compte du CISALB. Il vous amène à nous faire part de remarques dont vous souhaitez la prise en compte dans la note synthétique d'interprétation, actuellement en cours de finalisation.

Je tiens tout d'abord à vous remercier pour ce travail qui contribue à améliorer la qualification des données produites dans le cadre du programme de surveillance et qui confirme l'état écologique moyen du lac du Bourget.

En effet, comme vous le mentionnez en premier point de votre note de comparaison, les deux suivis concordent sur ce point, malgré des méthodes de suivi différentes (méthodes de prélèvements et d'analyses).

Un examen plus précis des résultats acquis par les deux suivis révèle effectivement quelques écarts que vous détaillez dans votre note de comparaison. Le document joint reprend cette dernière en y ajoutant des éléments de réponse et la manière dont vos remarques pourront être prises en compte par l'Agence.

Parmi les remarques formulées, la principale divergence réside dans les résultats d'analyse du paramètre phosphore total. Les résultats du suivi INRA sont jusqu'à deux fois plus faibles que ceux obtenus par le Laboratoire Départemental d'Analyses de la Drôme (LDA) qui assure l'analyse des eaux pour le compte de l'Agence de l'Eau.

Ce laboratoire est agréé, par le Ministère en charge de l'Ecologie, pour l'analyse physico-chimique des eaux. A ce titre, il est accrédité par le COFRAC, notamment pour l'analyse des paramètres phosphore total et orthophosphates, et réalise chaque année des essais inter-laboratoires.

L'agence avait déjà relevé ces écarts et pris contact avec le LDA afin d'obtenir une confirmation des résultats transmis en phosphore total. Par courrier du 14/09/2011, le LDA a confirmé les résultats transmis après vérification de toute la chaîne d'analyse.

Nous nous sommes également assurés de la maîtrise par notre prestataire assurant les prélèvements (Sciences et Technique de l'Environnement) de la phase de conditionnement et conservation des échantillons dans l'attente de leur prise en charge par le laboratoire d'analyse (échantillons refroidis au contact de glace fondante, stockage en glacière avec ajout de pains de glace, délai d'acheminement au laboratoire inférieur à 24h).

Ces différents éléments ne permettent donc pas de remettre en cause les résultats fournis par le LDA. La note synthétique d'interprétation en cours de finalisation pointe déjà ces écarts et avance des hypothèses pour tenter de les expliquer (méthodologie de prélèvement différente, variabilité liée à l'opérateur, au laboratoire d'analyse et à la méthode d'analyse, période d'intervention, site de prélèvement pouvant être légèrement différent).

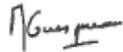
Le lac du Bourget fera l'objet d'un nouveau suivi par l'Agence en 2013. Dans ce cadre, et afin de lever toute erreur possible sur l'analyse de ce paramètre sensible, nous vous proposons de faire réaliser des analyses croisées des échantillons prélevés respectivement par le prestataire de l'Agence et par l'INRA.

Par ailleurs, la note synthétique d'interprétation des résultats 2010 et le rapport de données brutes seront amendés conformément aux commentaires portés dans le document joint.

Veuillez agréer, Monsieur le Président, l'expression de ma considération distinguée.

Dim - toi,

Le Directeur général,


Martin GUESPEREAU

Chambéry, le vendredi 1er juin 2012

Affaire suivie par : S. CACHERA (04 79 70 64 67)
Nos réf. : SC/CG/147-11 avis rapport STE suivi lac

Objet : Avis sur suivi RCS du lac du Bourget

Monsieur le Directeur,

Vos services ont bien voulu me transmettre le rapport de données brutes du suivi 2010 du lac du Bourget conduit dans le cadre du programme de surveillance de l'Agence de l'Eau et confié au bureau d'études STE.

Ce rapport a fait l'objet d'une lecture approfondie de la part de mes services et un travail de comparaison des données STE avec celles du suivi INRA a été conduit par Monsieur Jacquet, Directeur de recherches et coordinateur INRA du suivi environnemental du lac du Bourget, puis validé par Monsieur Naffrechoux, président du comité scientifique du CISALB. Pour mémoire, ce suivi a été initié en 1984 par la cellule technique du lac du Bourget et est désormais financé par l'Agence de l'eau dans le cadre du contrat de bassin versant du lac du Bourget. La fréquence relativement élevée des échantillonnages (22 campagnes par an) permet une analyse fine de l'état de santé de l'écosystème lacustre et constitue un outil fiable d'évaluation de l'état trophique.

La comparaison des résultats obtenus par STE avec ceux de l'INRA m'amène à vous faire part d'un certain nombre de remarques synthétisées dans la note ci-jointe. Elles concernent essentiellement :

- des divergences de résultats sur certaines campagnes ou certains paramètres,
- des divergences d'interprétation,
- des interrogations sur les méthodes de prélèvements et/ou d'analyses.

Je souhaite que ces remarques puissent être prises en compte dans la note synthétique d'interprétation des résultats publiée dans le cadre du programme de surveillance. La chronique de données scientifiques enregistrées depuis plus de 20 ans par le CISALB doit permettre de préciser l'interprétation et de tempérer certaines conclusions.

Mon équipe se tient à votre disposition pour une éventuelle réunion de travail.

Je vous prie d'agréer, Monsieur le Directeur, l'assurance de mes salutations distinguées.

Président du Cisalb


Michel Dantin

DOSSIERS DIVERS

Annexe VI

Les médias (sélection)

Nouvelle jeunesse pour le site de la maison des pêcheurs



À côté de la maison des pêcheurs, qui sera agrandie, et dont le restaurant continuera de proposer des spécialités d'eau douce (grenouilles, fritures...), 15 chalets seront installés pour recevoir les amateurs de pêche. À droite, les bateaux pourront être accueillis. Photo Polley architectes.

Le site de la Maison des pêcheurs, propriété de l'AAPPMA de Chambéry depuis 1920, va renaitre de ses cendres, encore plus beau. Sur le site, au Viviers-du-Lac, les engins font actuellement table rase du passé. La nouvelle entité plus moderne et conviviale ne riera pas pour autant ses origines et sera résolument tournée vers le lac et la pêche. À découvrir fin novembre.

Selon Jean-François Lassalle, vice-président de l'Association agréée pour la pêche et la protection du milieu aquatique (AAP-PMA) de Chambéry, « les nouvelles constructions ouvriront le monde de la pêche à tous. De plus, c'est la seule entité de ce genre sur le lac du Bourget. »

15 chalets équipés pour deux à quatre personnes

En conservant le cachet de l'ancienne bâtisse, l'agrandissement permettra d'augmenter ses capa-

ciétés de restauration, avec 250 couverts. La grande nouveauté : l'hébergement. Quinze chalets équipés pour deux à quatre personnes vont être construits. « Ils seront accessibles à tous avec une préférence pour les pêcheurs », confie le responsable. La vision du lac totalement dégagée sonnera comme une invitation. L'association proposera la location de bateaux à ces hôtes.

D'autre part, le pôle pêche sera réaménagé avec un espace associatif et une partie éducative pour l'école de pêche.

Un esprit d'ouverture

« La création du chemin en bord de lac a donné un coup de fouet à la réalisation de notre projet », explique Jean-François Lassalle. Les architectes ont intégré, dans leur projet, « l'esprit d'ouverture » désiré par les responsables de l'AAPPMA. De la promenade lacustre, la structure se dévoilera complètement. « Les terrasses et le

restaurant seront accessibles du chemin », poursuit le responsable.

Des places réservées aux bateaux

Les plaisanciers ou et les pêcheurs pourront amarrer leur bateau à l'une des cinq places prévues sur un ponton du port attenant. Ce moment convivial, les promeneurs de la voie lacustre auront le loisir de le goûter également en empruntant un petit portillon d'accès.

Embauche d'une vingtaine de personnes

Pour assurer ces prestations, quatre repreneurs de l'activité sont en lice. Ils devraient, pour le fonctionnement de la structure, employer en pleine saison une vingtaine de personnes. Le logement d'une partie du personnel serait aménagé au premier étage de la nouvelle maison des pêcheurs.

Michel GANDON

REPÈRES

DUREE ET COÛT

■ Mise en service : fin novembre 2011. Coût : 2 800 000 €. Subventions : Cisal, Conseil général et Fédération nationale de la pêche amateur, AAPPMA; remboursement d'emprunt par le biais du droit d'entrée et de la location des locaux au nouvel exploitant. Pas d'augmentation envisagée des licences de pêche.

LA NOUVELLE STRUCTURE

■ Restauration : 250 couverts en pleine saison. Hôtellerie : 15 chalets équipés. Cinq places de port. Location de bateaux.

HISTORIQUE

■ Maison des pêcheurs : propriété de l'AAPPMA de Chambéry depuis 1920, elle reçoit chaque année deux écoles aixoises et deux chambériennes pour une journée découverte de la pêche à travers divers ateliers. Un espace pédagogique permettra de sensibiliser le public au lac et sa biodiversité.

24
HEURES
EN IMAGES



Aménagement pour la plaisance au Grand Port.

■ **VENDREDI, 15 HEURES.** Au Grand Port, les techniciens du service des ports de la Communauté d'agglomération du lac du Bourget (Caib) ont terminé l'installation de cinq nouvelles places de port à proximité de la mise à l'eau du Grand Port. Cependant les emplacements créés ne viendront pas en supplément de l'existant. Les quais d'amarrages sont ceux du port de Portout qui a été démonté. Une soixantaine d'anneaux ont été perdus lors de ce démantèlement. D'autre part, une grue de matage va prochainement être installée à l'extrémité de la digue qui parallèle à la mise à l'eau.

Janvier

ENVIRONNEMENT Exercice de lutte contre la pollution sur le lac

Savoir anticiper



Les sapeurs pompiers aixois ont employé les grands moyens pour limiter la propagation fictive d'une pollution du lac. Les nombreux promeneurs sur l'esplanade du lac ont pu suivre les manœuvres pour la pose d'un barrage flottant. Depuis la mise à l'eau du CNVA, les sapeurs-pompiers ont déployé un long ruban flottant qui a été ensuite installé par deux équipes embarquées sur un Zodiac et le bateau d'intervention des pompiers.

Février

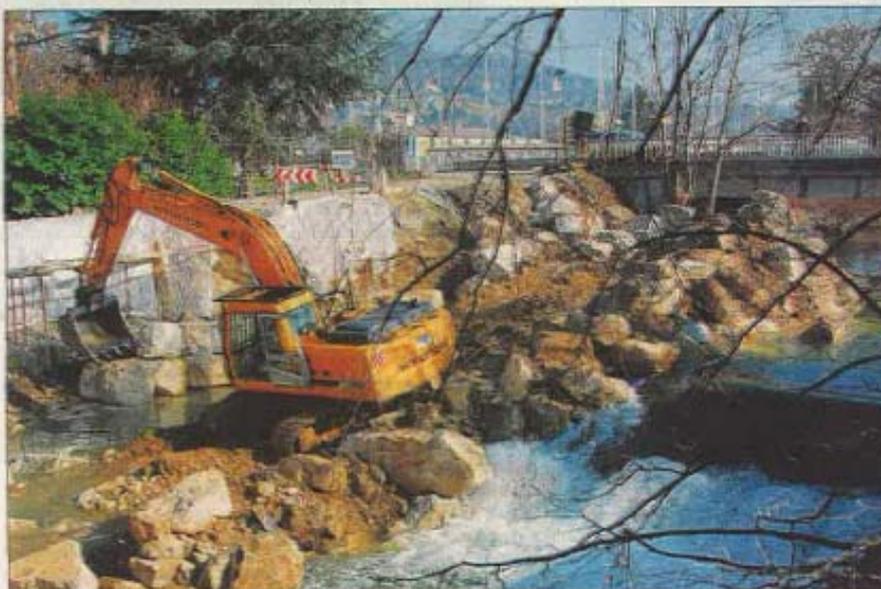
Risques d'inondation : Aix veut s'en prémunir

Six ans. C'est le temps qui s'est écoulé entre sa prescription par le Préfet de Savoie en mai 2005 et la présentation du Plan de Prévention des Risques d'Inondation lundi soir au conseil municipal par les employés de la Direction Départementale des Territoires, qui se sont chargés de son élaboration.

Entre-temps, la complexité géographique et hydrologique de la région a nécessité quatre ans d'études préalables et douze mois de constitution du dossier. Ce document administratif découpe la ville en plusieurs secteurs en fonction de leur exposition aux aléas (précipitations, rupture de barrage, risques liés au Lac, etc.).

Les portions de la ville classées en zone rouge seront déclarées inconstructibles, et les zones bleues seront constructibles sous conditions. Ce découpage géographique s'accompagne d'un règlement plus ou moins contraignant pour chaque parcelle. Il existe en fait plusieurs types de zones rouges, et plusieurs types de zones bleues, définis en prenant en compte les risques propres à chaque quartier.

En clair, cette classification soulève quelques problèmes. Ainsi, la Cité d'entreprises sera placée en zone rouge, une fois le PPRI adopté (probablement en septembre 2011). Ce qui empêche de facto toute extension ou modification majeure dans son périmètre.



La zone située entre le Pont Rouge et la voie ferrée, de part et d'autre du Sierroz, est classée en zone rouge en raison du risque de rupture de la digue en cas de forte crue. En février 2007, c'est la passe à poisson qui avait été emportée. Un diagnostic de solidité et de sécurité des digues sera effectué prochainement. Photo archives Le DL.

Plusieurs aménagements en prévision

La zone située entre le Pont Rouge et la voie ferrée, de part et d'autre du Sierroz, classée en zone rouge en raison du risque de rupture de la digue en cas de forte crue, pourrait, à l'inverse, être "repeinte" en bleu. Un diagnostic de solidité et de sécurité des digues sera effectué prochainement dans ce but.

L'autre partie de la ville qui posait question est celle, classée bleue, concernant principalement l'espace situé au

Nord de l'Hippodrome, le Boulevard Lepic et l'Avenue du petit Port, dont le rapport de d'emprise au sol en zone inondable (Resi), empêche la réalisation d'un certain nombre de projets de réaménagement de l'entrée Sud de la ville. Le conseil municipal a délibéré en faveur de la suppression (sous conditions) ce Resi.

Le projet a été adopté à la quasi-unanimité par le Conseil. Le processus de validation du PPRI peut continuer (lire par ailleurs).

Étienne NAPPEY

REPÈRES

LE RÈGLEMENT PAR ZONES

■ **Zone rouge** : nouvelles constructions interdites, à l'exception d'annexes (piscines, abris, etc.) ou de bâti de taille réduite. Aménagements sous conditions

■ **Zone bleue** : constructions autorisées sous réserves prévues par le règlement du PPRI

Quelques inondations spectaculaires



MERCREDI ADÛT 2004. Chemin des Prés de la Tour, les véhicules avancent avec difficulté, suite à de violents orages. Les pompiers aixois auront effectué 35 interventions dans les maisons. Photo archives Le DL.



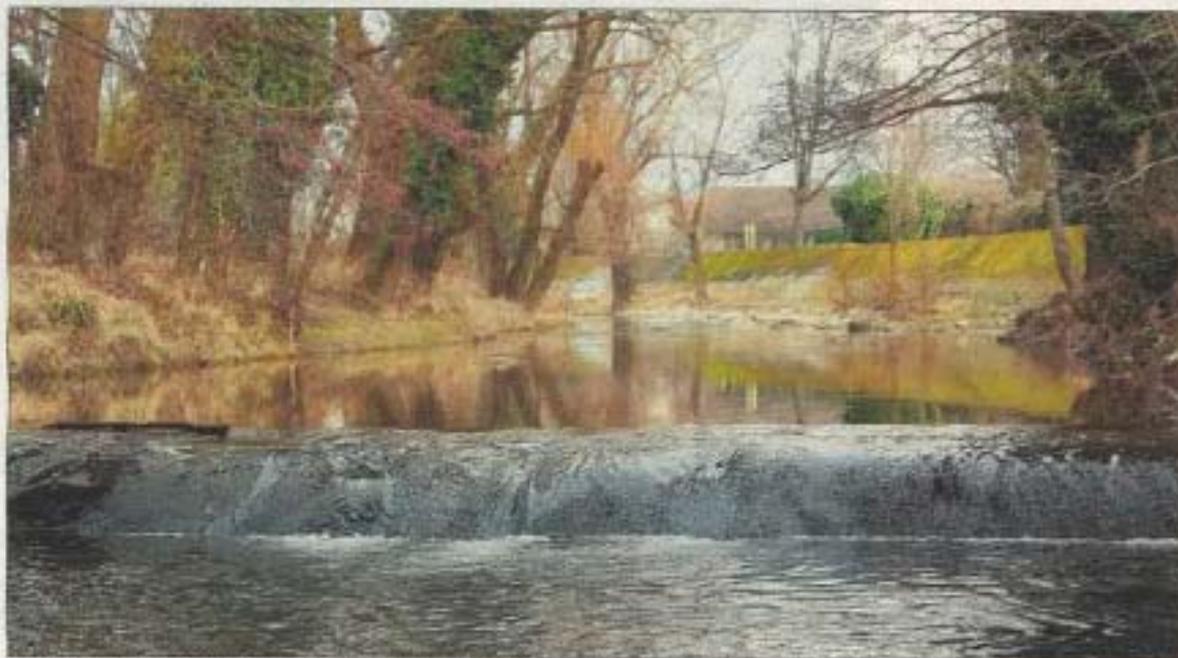
21 JUILLET 1992. Il tombe 160 mm d'eau en une heure. Les dégâts, sur la voirie, sont estimés à plusieurs centaines de milliers d'euros.



17 FÉVRIER 1990. Les pluies intenses et la fonte des neiges provoquent de fortes inondations, comme ici sur Le Grand Port.

Février

Le débit des cours d'eau divisé par deux en huit ans



Le Sierroz, tel quelques hectomètres avant de se jeter dans le lac du Bourget, voit son débit pâli[r] des faibles précipitations tombées sur le bassin aixois depuis le début de l'année 2011. (3)

Il n'a quasiment pas plu (ou si peu) depuis le 12 janvier 2011 sur le bassin aixois. Les touristes ne s'en plaind[r]ont sans doute pas, mais les proches du milieu aquatique un peu plus.

Renaud Jalinox, directeur du comité intersyndical pour l'assainissement du lac du Bourget (Cisalb), tire la sonnette d'alarme. « Depuis plusieurs années, nos rivières sont dans un état catastrophique, notamment à cause d'un déficit pluviométrique important », s'inquiète-t-il.

La moyenne des précipitations annuelles enregistrée à la station de Voglans est de 1 243 mm, selon les calculs réalisés depuis 1974. Or, depuis 2003, les relevés effectués n'ont dépassé que deux fois la barre des 1 000 mm.

En 2010, 1 030,7 millimètres d'eau sont tombés du ciel. C'est certes un peu mieux que les années de sécheresse (de 2003 à 2006 et en 2009), mais cela correspond quand

même à un déficit de 17 % par rapport à une année normale.

En huit ans, le débit moyen des cours d'eau a donc été divisé par deux. Et le début de l'année 2011 ne semble pas annoncer d'amélioration : « La Leyse a actuellement un débit d'environ 1,4 m³ d'eau par seconde, contre plus de 4 m³ par seconde l'an passé à la même époque », précise Cyrille Giral, du Cisalb.

Le Sierroz a lui charrié 61 millions de mètres cubes d'eau en 2010, alors que sa moyenne depuis plus de 35 ans se situait à 79 millions.

Les poissons en souffrance

De tels chiffres ne sont pas sans impact sur la faune et la flore aquatique. La faune piscicole est particulièrement touchée, comme en attestent les pêcheurs par la voix de leur président, Joachim Torres : « Forcément, les conditions de vie ne sont pas les mêmes pour les poissons, d'autant plus que les petits

cours d'eau sont régulièrement touchés par des pollutions chroniques, surtout l'été. »

Les amateurs de truites et d'ablettes ont ainsi constaté une nette diminution des effectifs de Sandres, qui ont besoin d'une eau épaisse pour s'épanouir.

L'inquiétude vient également des captages sauvages réalisés sur les rivières et ruisseaux de la région, qui contribuent à affaiblir encore plus leur débit. Et ce n'est pas le faible niveau d'enneigement du Revard, dont la fonte des neiges assure une partie de l'approvisionnement en eau du bassin aixois, qui rassure les acteurs de la protection du milieu aquatique.

Même si l'approvisionnement en eau potable n'est pas menacé selon Renaud Jalinox, le mythe faisant des Alpes le château d'eau de l'Europe pourrait bien être écorné dans les années à venir.

Étienne HAPPEY

REPÈRES

LES COURS D'EAU

■ Depuis 2003, le déficit des cours d'eau du bassin aixois atteint 600 millions de m³. Chaque année, 10 millions de m³ sont pompés pour l'eau potable.

■ Le Sierroz : longueur : 19 km. Débit habituel : 79 millions de mètres cubes par an. Débit en 2010 : 61 millions m³.

■ Le Tillet : longueur : 12,8 km.

■ La Leyse : longueur : 26 km. Déficit de débit de l'ordre de 30 à 40 % depuis 2003.

LE LAC DU BOURGET

Le niveau d'eau du Lac est régulé par le barrage sur le canal de Savières, avant de se jeter dans le Rhône. Il ne varie que d'un mètre selon la saison.

Février

PÊCHE INTERDITE Dans les ports du lac du Bourget

■ Les responsables de l'Association agréée pour la pêche et la protection du milieu aquatique (AAPPMA) d'Aix ont décidé de suspendre dès ce matin, l'autorisation de pêcher dans les ports du lac du Bourget. Les pêcheurs pourront s'adonner à leur loisir uniquement à partir du rivage ou des digues des ports côté lac.

La pêche dans les ports, jusqu'à tolérée grâce à une dérogation de la Calb, a pris du plomb dans la nageoire car certains adeptes pêchaient au lancer et aux leurres, ce qui est interdit dans les bassins. D'autre part, l'AAPPMA, qui lâchait les truites dans les ports, le fera désormais directement dans le lac, depuis les digues.



Février

URBANISME Le grand projet municipal de 2011 aboutira à l'été 2012

Le futur visage du Grand Port dévoilé

Comme c'était le cas pour le Rondeau en 2009, ou encore les rues Pellegrini, Chambéry et Victor Hugo, l'aménagement du Grand Port est "LE" chantier de 2011 de la Ville. Oui mais voilà un peu retard à allumage a décalé d'un an la livraison finale du Grand Port nouvelle génération. C'est donc au printemps 2012 que les Aixois et les touristes pourront profiter, à sa pleine mesure, de sa nouvelle configuration. Explications.

Le kiosque sera finalement bien reconstruit
Entre novembre 2010 et janvier 2011, alors que les premiers travaux avaient débuté, la question du kiosque a fait débat au sein des élus aixois. Un premier projet prévoyait sa reconstruction. Mais, « il est apparu nécessaire de disposer d'éléments d'appréciation complémentaires pour l'option "Kiosque" et j'ai mis un coup d'arrêt aux travaux », explique Sylvie Cochet, adjointe à l'urbanisme. Une nouvelle étude a été commandée en proposant une requalification de l'actuel



Voici une vue d'architecte de la future physionomie du Grand Port. Le site devrait être accessible à tous début de l'été 2012. On y voit un espace éparpillé avec un nouveau kiosque à la toiture végétalisée. Le miroir d'eau au centre jouxtant le kiosque ne sera pas choisi dans cette configuration. L'option envisagée imagine une surface minérale avec des jets d'eau ou des brumisateurs. Ce sera la dernière étape du chantier réalisée entre mars et mai 2012. La promenade piétonnière, autour de cette "Agora", le long du lac et de trois mètres de large sera en bois. (vue d'architecte DR)

bâtiment octogonal. Ce second projet n'était pas convaincant ni esthétiquement (la vue dégagée espérée de-

venait un lointain souvenir) ni financièrement (les coûts étant équivalents à une reconstruction). C'est finale-

ment bien la réalisation d'un nouveau kiosque (de 110m² de superficie) qui a été choisie.

chantier sera échelonné sur 2011 et 2012. Ainsi jusqu'au mois d'avril c'est tout le chemin piétonnier de 220 mètres le long du lac qui sera réalisé. Les travaux s'arrêteront le temps de la période estivale. Puis reprendront en novembre avec la construction du nouveau kiosque jusqu'en février.

Enfin l'aménagement des abords du kiosque, où est aujourd'hui imaginée une surface minérale avec des jets d'eau sera effectué entre mars et mai 2012. « Je pense qu'il fallait prendre le temps sur ce projet. Je ne regrette pas d'avoir différé certaines décisions. C'est un endroit emblématique où il ne fallait pas se tromper », analyse l'élu.

Autre conséquence, financière celle-ci, l'enveloppe d'un million d'euros allouée au projet ne devrait pas suffire. « Si nous devons faire une rallonge, les travaux du Grand Port le justifient. Il y aura des retours sur investissements évidents en terme de tourisme. Et au final est investissements se fera sur deux exercices municipaux et non un seul », conclut Sylvie Cochet.

Un chantier planifié en trois étapes

Première et principale conséquence de ce retard : la

La question du stationnement

Côté stationnement, le parking actuel du Grand Port sera supprimé. La circulation sera autorisée aux véhicules mais la chaussée sera réduite pour laisser plus de place aux piétons. Le parking situé devant le Skiff sera préservé. Il est envisagé qu'il soit relié au parking des Suisses par un passage derrière le restaurant. Concernant le parking des Suisses une réflexion est aujourd'hui menée par la mairie afin de mieux le configurer.



Le parking du Grand Port sera supprimé mais la circulation maintenue.

Les détails du nouveau kiosque qui sera construit

Le kiosque changera donc de place pour se retrouver un peu plus près des bateaux. Il aura une superficie de 110 m² et ne sera plus octogonal mais rectangulaire. Il accueillera conjointement l'accueil de l'office de tourisme et de la compagnie des bateaux, un distributeur bancaire, des locaux techniques pour la Calb et la compagnie des bateaux ainsi que des lieux réservés aux diffé-

rents employés.

L'office de tourisme et la compagnie ayant décidé de faire cause commune, l'espace accueil sera ainsi ouvert toute l'année.

Le bâtiment comportera trois façades vitrées, une toiture végétalisée ainsi que des pare-soleils détachés de la structure ce qui devrait « largement limité le recours à la climatisation », souhaite Sylvie Cochet. Le Grand Port

sera muni d'éclairage de petits calibres, mais autour du kiosque dans l'Agora, trois grands mâts de 9 mètres de haut seront installés avec des filtres de couleurs et aussi de formes qui pourront être changés. Enfin le bâtiment sera pré-équipé afin d'accueillir de la vidéosurveillance. La destruction de l'ancien édifice se fera une fois le nouveau opérationnel.

Mars

« Les Aixois se tourneront davantage vers leur lac »



Le sentier "Au fil de l'eau" sera réalisé en deux fois, avec une première branche entre le Grand Port et la digue de Mémard, puis une deuxième entre la digue de Mémard et la pointe de l'Ardre. Une nouvelle occasion pour les Aixois, selon le maire, de se rapprocher de leur lac. Photo archives Le D.

Le conseil municipal d'Aix-les-Bains qui se tenait lundi soir a été l'occasion d'évoquer quatre sujets majeurs : le projet de sentier "Au fil de l'eau", l'état de la dette de la ville, la fiscalité directe, ou encore les travaux de l'école Choudy. Tour d'horizon de ces différents dossiers.

1 Sentier "au fil de l'eau" : naturaliste avant tout

Selon Corinne Cesanova, adjointe au logement, également en charge du dossier à la Communauté d'agglomération du lac du Bourget, le sentier d'1,9 km "Au fil de l'eau", entre le Grand Port et la pointe de l'Ardre, « sera à vocation pédestre et pédagogique sur la première partie. En revanche, si la véloroute du Léman à la mer doit passer entre Beison-Saint-Innocent et Aix-les-Bains, un passage sera envisagé au niveau

de la voie sarda. »

En outre, un observatoire ornithologique pourrait voir le jour. Selon le maire, Dominique Dord, « la première partie du projet entre le Grand Port et Mémard se fera d'ici cet été ».

La deuxième tranche, entre Mémard et la pointe de l'Ardre : probablement l'année prochaine. Coût du projet : 630 000 €.

« Avec la refecton du Grand Port, la redécouverte du Tillet, le chemin lacustre entre le Viviers-du-Lac et Aix-les-Savoysards et les Aixois auront, en quatre ou cinq ans, une possibilité remarquable de redécouvrir le lac et se tourneront vers lui probablement davantage », précise le maire.

2 Une dette de 41, 275M€

Au cours de la séance, un bilan « non obligatoire », a été fait sur la dette, qui s'élev

ve à 41 275 723 €. Elle est plutôt stable.

La dette globale est composée de 60 emprunts répartis auprès de neuf établissements prêteurs. Près de 70 % des emprunts le sont à taux fixe, et 30 % à taux variable.

« On a beaucoup profité, ces dernières années, des taux variables extrêmement bas, qui ont permis de belles économies, détaille Dominique Dord. Ces taux variables ne présentent aucun risque : s'ils remontent, on peut les convertir en taux fixes. »

Sur la base de la dette actuelle, celle-ci pourrait théoriquement être épongée dans une vingtaine d'années. Selon Dominique Dord, « l'objectif de ce deuxième mandat, c'est de rester sur une dette stabilisée. Car plus vous êtes endetté, plus vous êtes dépendant ».

3 Une taxe d'habitation inchangée en 2011

Pas de changement du côté de la taxe d'habitation. Elle restera à un taux de 13,77 %, comme c'est le cas depuis 2008.

4 950 000 € pour la rénovation de l'école Choudy

Le groupe scolaire Choudy va bénéficier d'un lifting en profondeur. Il en a bien besoin : les bâtiments de l'école élémentaire et de l'école maternelle datent en effet des années 1966-1967.

Les travaux, d'un montant de 950 000 €, consisteront notamment en la refecton de l'isolation, de l'étanchéité, l'installation de chaudières à gaz, la création d'une chaufferie et d'un local pour l'association des parents d'élèves.

Ces travaux pourraient commencer, selon Robert Bruyère, adjoint à l'éducation et aux affaires scolaires, au début de l'année 2012.

Florent GLAVEL

Mars

La baie de Grésine au patrimoine mondial de l'Unesco ?

La commune est désormais officiellement dans la course pour décrocher une inscription de son site lacustre au patrimoine culturel de l'Unesco.

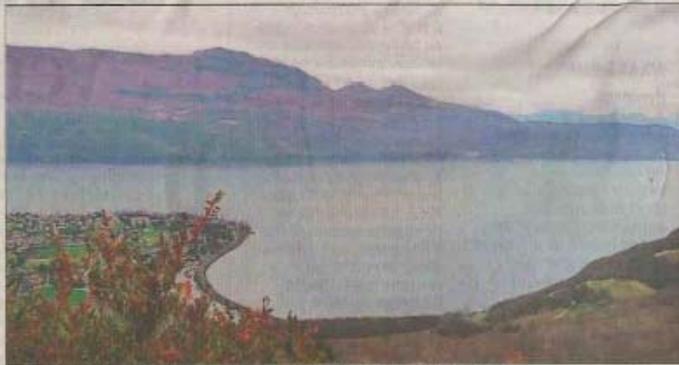
En effet, ce site de la commune, comme ceux des autres lacs alpins, est répertorié parmi 152 autres, répartis sur six pays.

En juin, l'Unesco rendra sa réponse. À suivre ! Puisque la baie de Grésine pourrait rejoindre les 35 autres sites français inscrits au patrimoine mondial de l'Unesco.

Dès l'âge du bronze final (1'200- 700 avant JC), certains sites attirent les humains. Des artisans prennent possession, en permanence, des rives de notre lac du Bourget. Dans la baie

de Grésine (mais aussi à Châtillon, Hautecombe, Tresserve (le saut de la pucelle), Mémard et Conjux), existait une agglomération d'une centaine de cabanes.

Les fouilles entreprises ont permis de retrouver de nombreux pieux de cabanes. Elles ont donné aussi une ample moisson d'objets de la vie quotidienne en bronze, ainsi que des poteries : haches, couteaux, poignards, marteaux, ciseaux, moules à épingles, objets de parure et une masse de fines poteries, d'ossements d'animaux, de graines de céréales et de pollens. Ces trouvailles ont été dispersées. Plusieurs exemplaires peuvent être vus à la mairie mais aussi au Musée savoisien à



La baie de Grésine est dans la course pour figurer au patrimoine mondial de l'Unesco.

Chambéry. À ce titre la baie de Grésine, comme les autres villages recensés

autour du lac, a une valeur universelle reconnue qui mériterait bien de faire par-

tie du patrimoine de l'humanité.

Marc ASSIER

Mars

24
HEURES
EN IMAGES



Le projet de la balade "Au fil de l'eau" fait son chemin

■ **LUNDI, 15 HEURES.** Entre l'Espace Lamartine au Grand Port et le Jardin Vagabond à la baie de Mémard, le tracé du futur sentier "Au fil de l'eau" commence à se dessiner. Tractopelles et pelleteuses ont depuis plusieurs jours délimité le nouveau cheminement piétonnier. Il passera dans le Jardin Vagabond et restera en herbe à cet endroit. Pour le reste, le chemin emprunte l'ancien tracé du sentier qui reliait jusque-là les deux sites. Les travaux commandités par la Communauté d'agglomération du lac du Bourget vont durer deux mois. Une autre phase de travaux devrait conduire les promeneurs jusqu'à la pointe de l'Ardre à Brison-Saint-Innocent.

Mai

Les cas de pollution observés en baisse

Tous les ans, les responsables ayant en charge le suivi de l'environnement et des cours d'eau des bassins chambériens et aixois répondent à l'invitation de l'Association agréée pour la pêche et la protection du milieu aquatique "Les pêcheurs Chambériens" (AAPPMA) pour faire le point sur les dossiers de pollution en cours et partager les informations sur les mesures prises pour protéger les rivières. Cette réunion s'est déroulée vendredi dernier au siège de l'AAPPMA à Saint-Alban-Lesysse. Les explications sur la récente pollution accidentelle de la Laysse ont alimenté pour partie le débat. Etienne Cholin et Vin-

cent Laguillaumie, deux responsables au service environnement de Chambéry Métropole ont fait valoir que les cas de pollution observés en 2010 et pour la deuxième année consécutive ont baissé de 30 % par rapport à 2008. Ces 53 cas de rejets ont fait l'objet d'une mise en demeure de conformité. « Ce bilan en nette amélioration est le résultat d'une organisation interne prévoyant notamment une astreinte 24 h/24 des égoutiers et une sensibilisation accrue des entreprises. À ce jour, plus de 600 d'entre elles ont signé une convention de suivi des rejets avec nos services » a ajouté Etienne Cholin.



Soulignant le travail de la gendarmerie, Guy Demeulemeester (au premier plan sur la photo), chargé des problèmes de pollution à l'AAPPMA a réaffirmé sa détermination à traquer tous les pollueurs, particuliers ou entreprises, en portant s'il le fallait les affaires en justice.

G.J.

Mai

INONDATION Suite aux fortes pluies de la mi-journée, le Tillet a débordé

Le camping sous les eaux

AIX-LES-BAINS

Vers 13 heures, le Tillet a quitté son lit et inondé trois mobile-homes du camping du Lac au Petit Port. Les résidents, trois familles permanentes, ont à peine eu le temps de protéger leurs biens des dix centimètres d'eau qui ont envahi leur logement. Le violent orage qui venait de s'abattre pendant une demi-heure sur le bassin aixois avait grossi les eaux de la rivière. Armés de racleuse et de serpillières, les résidents ont aussitôt cherché à protéger leurs biens.

20 centimètres d'eau dans une remise

Sur les lieux, les sapeurs pompiers n'ont pu que constater l'inondation. Ils ont installé une pompe pour vider les 20 centimètres d'eau stagnants dans une remise. À l'intérieur de celle-ci, l'outillage électrique nécessaire à l'entretien du camping et d'autres matériels ont été endommagés. « Plus de 20 centimètres d'eau ont fait des dégâts dans la cave. Le congélateur, la tronçonneuse, les sacs de ciment, les machines à laver, je ne sais pas ce qui va pouvoir fonctionner après ça », raconte Dominique Besson, le responsable du camping. Juste en amont, dans le lit du



Le Tillet a inondé d'une dizaine de centimètres d'eau le camping du Lac. Trois familles se sont retrouvées les pieds dans l'eau. Rapidement, chacun s'est employé à limiter l'impact de l'inondation sur ses biens. La remise a été totalement inondée. Soix Dominique Besson, un nettoyeur prévenu de la grille d'entrée du lit souterrain du Tillet par les services municipaux aurait permis d'éviter l'inondation de son camping. M.G.

Tillet, divers végétaux charriés par la rivière se sont accumulés devant les grilles de la bouche d'entrée de la partie souterraine de la rivière. Ils ont rapidement formé un barrage qui a retenu les eaux. « Avec une pioche j'ai essayé de dégager

le maximum de branchage pour une évacuation normale. La municipalité aurait pu le faire avant », a souligné désabusé Dominique Besson.

Boulevard Delafra-de-Tassigny, trois voitures se sont trouvées prises au piège dans

60 cm d'eau sous le pont de la voie de chemin de fer, moteur et habitacle noyés. Les sapeurs pompiers ont dû dégager les bouches d'égout obstruées par des copeaux décoratifs entraînés par les eaux de ruissellement. La rue a été fermée à la

circulation durant une heure environ.

Boulevard Lepic, à proximité du pont de chemin de fer, l'enrobé de la chaussée a disparu sous une couche épaisse de terre et de cailloux.

Michel GARDON



Mai

Le bassin d'orages des Biâtres va devenir une réalité



Le bassin d'orages de 10000m³ se situera à l'intersection entre le chemin des Biâtres et le boulevard Garibaldi. Sur cette zone lors des prochains travaux liés au Tillet, le cours d'eau sera légèrement dévié sur la gauche.

Le projet est dans les cartons depuis plus de 10 ans. Il sera opérationnel, dans le meilleur des cas, à la fin de l'année 2014. Le bassin d'orages des Biâtres est aujourd'hui une réalité sur laquelle les élus de la communauté d'agglomération se sont accordés. Avec 8,3 millions d'euros d'investissement (dont 5 de la poche de la Calb), c'est l'un des plus gros projets du mandat.

Pourquoi un tel projet ?

L'objectif du bassin d'orages des Biâtres sera de capter les eaux usées et parasites qui n'ont pu être traitées à la station d'épuration. Par an, ce sont entre 8 et 300000m³ d'eaux (usées et parasites issues des eaux pluviales) qui ne transi-

sent pas par la case traitement.

En moyenne, 130 jours par an, s'opère un phénomène dit de surverse. La station d'épuration atteint sa capacité maximale de traitement (38 000 m³), au-delà les eaux usées se jettent, alors, directement dans le lac.

D'une capacité de 10000m³, le bassin des Biâtres fera office de tampon. Il pourra stocker 78 % de ces eaux avant de les réacheminer à la station épuratrice. Les jours de surverse se limiteront à 20, les eaux non traitées ne représenteront plus que 150000m³. « Régler toutes ces eaux est impossible, cela demanderait un investissement encore plus conséquent et pas forcément pertinent », précise Christophe Tousseau responsable au service assai-

nissement à la Calb.

Jusqu'à 80 % de phosphates en moins rejetés dans le lac

Le bassin d'orages s'inscrit dans une démarche environnementale. Ce lieu de stockage d'eaux usées et parasites devrait réduire de 80 % les rejets en phosphates dans le lac. Un composant chimique qui entraîne l'appauvrissement de la faune et de la flore du lac. « C'est un investissement indispensable avec les nouvelles politiques touristiques que nous avons concernant le lac », assure Claude Guard, vice-président en charge de l'assainissement à la Calb.

Les travaux du bassin devraient être engagés à la fin 2013. Si le foncier et le plan financier sont réglés, reste

REPÈRES

LA STATION D'ÉPURATION

■ La station d'épuration d'Aix, boulevard Garibaldi, traite entre 4 et 5 millions de m³ d'eaux usées par an. Par jour, cela représente en moyenne 11 500 m³ par temps sec et jusqu'à 33000m³ par temps de pluie. Sa capacité est de 38000 m³. Elle gère les eaux d'Aix, Viviers, du Revard, Erlison, Grévy, la Biolle, Tresserve, Pugny, Trévignin, Morcy, Drumetaz, Méry du Montcal.

LE TRAITEMENT DES EAUX USÉES

■ Les eaux traitées sont refoulées jusqu'au Bourget du Lac pour rejoindre les eaux traitées par Chambéry Métropole puis transférer sous la montagne de la Dent du Chat et rejoindre le Rhône. Les stations d'épuration de la Biolle et du Montcal ont été fermées. D'ici deux ans celle de Saint-Offenge connaîtra le même sort.

de lourdes démarches administratives avant l'attaque du chantier.

Pour autant, cet équipement ne met pas fin au débat sur le traitement des eaux. « Les eaux pluviales ne sont pas forcément aussi propres qu'on pourrait le penser. La question de leur traitement se pose déjà et cette problématique n'ira qu'en s'accroissant dans les années à venir », se projette Christophe Tousseau.

Clément BERNILLES

Réseaux unitaires ou séparatifs, le point

La grande majorité des communes du versant Est du bassin aixois et les contours d'Aix sont gérés par un système séparatif. Un premier réseau gère les eaux usées et un second les eaux pluviales. Ces réseaux datent d'une cinquantaine d'années. Ce systè-

me a ses limites. La pratique montre que les eaux de pluie ne sont pas toujours correctement raccordées et s'infiltrant dans le réseau d'eaux usées gonflant ainsi la charge de traitement de la station d'épuration. Mais surtout, ce pose le débat des eaux pluviales.

Sont-elles aussi propres et claires au point qu'elles ne méritent pas de traitement avant d'être rejetées dans le lac ?

Le centre-ville d'Aix, lui, est essentiellement équipé d'un réseau unitaire. Et les derniers aménagements (notamment

rue de Chambéry) ont suivi la même logique. Plus efficace mais surtout moins contraignant. La création d'un réseau séparatif obligerait les particuliers du centre à réaliser, à leur charge, la séparation de leur réseau privatif. Pas une mince affaire. □

Mai

TOURISME 720 000 € engagés entre le Grand Port et la pointe de l'Ardre

La balade "Au fil de l'eau" prend forme



La réalisation de la balade "Au fil de l'eau" a débuté. C'est une première portion entre le Grand Port et la baie de Mémard qui sera réalisée d'ici fin juin. La seconde partie, rejoignant la baie de Mémard à la pointe de l'Ardre pourrait voir le jour à l'été 2012.

Les orges de chanter coururent entre le Grand Port et la baie de Mémard. Pas du passé, même lors de la présentation de la première phase des travaux de la balade "Au fil de l'eau", vendredi. Les délais sont courts. Cet aménagement doit être livré fin juin.

Une politique touristique toujours plus forte

C'est un vieux dossier qui, enfin, se concrétise, même s'il n'est peut-être pas au bout de ses peines (voir ci-dessous).

Mais, le projet d'un sentier

touristique entre le Grand Port et la plage de l'Ardre à Brison-Saint-Innocent avance. Un premier kilomètre, du Grand Port jusqu'à l'extrémité de la digue de Mémard, va fournir aux déplacements doux.

Ce tronçon traversera une partie boisée, le jardin en mouvement et juché sur le Vagabond. En terrain stabilisé, il sera accessible aux personnes handicapées.

Le sentier se veut étroit et ludique. Des panneaux d'information sur la faune et la flore seront petit à petit installés. La digue sera renouvelée et ac-

cueillera à sa pointe un observatoire sur les meulères.

Enfin, les aménagements devaient marquer à mal près de 800m² de Bénédict du Japon. Une plante qui détruit tout sur son passage.

Le piéton roi des bords du lac

« Ce sentier s'insère dans notre volonté de réappropriation des bords du lac et notamment par les piétons », précise Dominique Dord, président de la communauté d'agglomération du lac de Bourget. La Calbiqua investira 720 000 € sur l'ensemble du

projet. Et ce n'est pas peu dire. Entre les grandes manœuvres du Conseil Général le long du RD 1201, les prochains aménagements de la ville d'Aix entre le Rowing et le Petit Port, les travaux au Grand Port et cette balade "Au fil de l'eau" jusqu'à la pointe de l'Ardre, c'est un sacré parcours qui sera offert aux piétons. En clair, il sera possible de rejoindre la Bourget-du-Lac à Brison-Saint-Innocent les pieds dans l'eau.

Une perspective alléchante qui pourrait devenir réalité au début de l'été 2012.

S.A.

Des palissades entre la baie de Mémard à la pointe de l'Ardre

La balade "Au fil de l'eau" se construit en deux parties. La première, en cours, s'étend du Grand Port à la baie de Mémard. La seconde reliera la baie de Mémard à la pointe de l'Ardre, sans doute, à l'été 2012.

Cette deuxième portion est en vis-à-vis avec les meulères, un espace privilégié pour les espèces animales. Un consensus semble avoir été trouvé avec les associations environnementales. Le long des meulères ce sont des palissades aérées (photo) qui seront installées. Les espèces anima-

les ne devraient pas visualiser du forme humaine. « C'est une portance qui se veut confidentielle. Ce sera un passage comme un observatoire de la faune et la flore », prévient Dominique Dord, président de la Calb. Autre mesure envisagée : fermer, périodiquement, cette deuxième étape pour respecter les cycles du règne animal. La fin du tracé, pour accéder à la plage de Brison se fera, elle, sur pilotis.

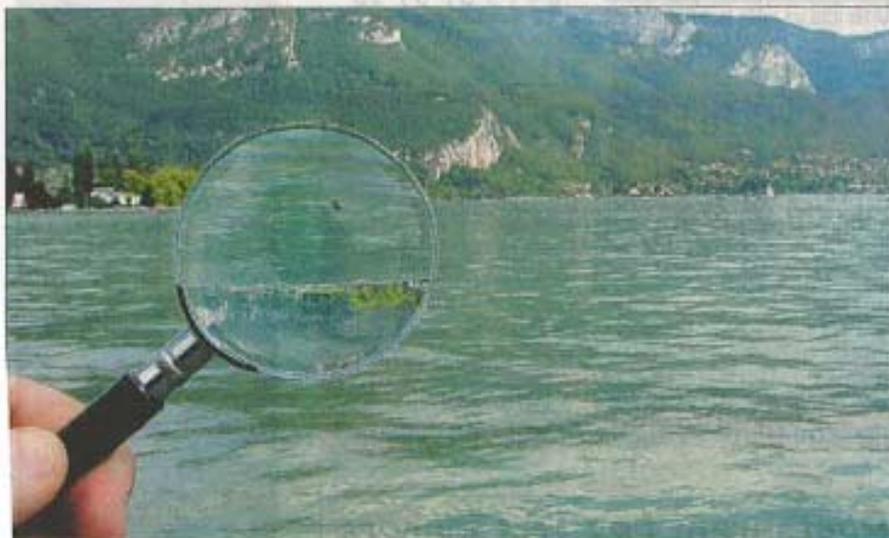
Pour les villes, c'est franché, ils seront interdits. Sur ce point, certaines dents n'ont pas fini de grincer. □



À la baie de Mémard devant les meulères ce sont des palissades aérées qui seront installées pour observer les oiseaux sans les déranger.

Mai

La qualité des eaux de baignade sous étroite surveillance



Les sites de baignade font l'objet chaque année d'un contrôle pendant la saison balnéaire. Des prélèvements sont réalisés pour rechercher des germes témoins de contamination fécale : *Escherichia coli*, entérocoques intestinaux... Les eaux de baignade sont classées par catégories de A à D (A et B conformes aux normes européennes ; C et D non conformes) La DL / Archives G.Y.

SAVOIE

L'eau de baignade en Savoie est de bonne ou moyenne qualité. C'est ce que révèle les résultats des contrôles sanitaires en 2010. Ils sont réalisés durant la saison balnéaire (à partir du 15 juin jusqu'à fin août début septembre) par l'Agence régionale de santé Rhône-Alpes.

La surveillance bimensuelle comprend l'examen des lieux et un contrôle des conditions générales d'hygiène du site ; des mesures et relevés in situ sur la transparence, la couleur de l'eau, le PH, la température et la présence anormale d'odeur, d'huile ou de mousse. Il est procédé également à une prise d'échantillons à des fins d'analyses en laboratoire. Les résultats de ces contrôles permettent à l'is-

sue de la saison balnéaire d'établir un classement de A à D (bonne qualité, qualité moyenne, momentanément polluées, mauvaise qualité) de chaque esu de baignade.

En 2010, les 50 sites de Savoie ont été conformes aux normes européennes : 37 sites de baignade sont classés en catégorie A et 13 en catégorie B.

De nouvelles modalités de contrôle

Mais, les modalités de contrôle vont évoluer et le classement aussi. À partir de 2013, les eaux de baignade seront classées en qualité "excellente", "bonne", "suffisante" ou "insuffisante" selon les résultats d'analyses microbiologiques obtenus pendant les quatre années précédentes.

Des simulations réalisées sur la base de ces nouvelles règles de calcul montrent que le site du plan d'eau du Forezan à Cognin, momentanément polluée en 2007 et 2009, posséderait des eaux de qualité "insuffisante". Il nécessitera donc la mise en œuvre d'actions d'amélioration de la qualité ou de mesures de gestion préventive.

La réglementation impose que soient recensés avant 2013 tous les sites de pollution, tout ce qui peut dégrader la qualité des eaux de baignade en Savoie.

Ch.S.

POUR EN SAVOIR PLUS

Les résultats des contrôles sont mis en ligne en temps réel durant toute la saison balnéaire sur le site Internet <http://baignades.sante.gouv.fr>

REPÈRES

Eaux de bonne qualité

■ Lac d'Aiguebelette : Plage base de loisirs du Sougey, plage Bon Vent, plage camping Bellevue, plage camping CCAS, plage camping Ferrand, plage Pré d'Argent, plage camping Les Peupliers, plage de la Crique, plage du camping de l'Ambroiserie, plage Saint Alban, plage du Curtolet-camping Guichert

Autres sites de baignade du département : Plage du Rowing, plage des Mottets, plage Memard, plage municipale d'Aix-les-Bains, plage municipale de Conjux, plage camping l'île aux cygnes, plage municipale du Bourget-du-lac, plage du Lido, plage municipale de la base de loisirs des îles, d'Albiez le jeune, de la Norma, d'Abiez-Montrond, baignade de l'espace sports et nature du Fier, plan d'eau de Bessans, de Bozel, de Serrières en Chautagne, de St-Colomban-des-Villards, des Choseaux, des Hurtières, des Oudins, du lac bleu, du lac de Grésy, du petit lac nord, n°2 de St-hélène-sur-Isère, de Saint-Jean-de-Chevelu.

Eaux de qualité moyenne

■ Lac d'Aiguebelette : plage de loisirs de Lépin, plage du camping GCU, plage le Chalet du lac, plage municipale du port d'Aiguebelette, plage hotel des Sirènes.

Autres sites : plage de Chalillon, plan d'eau de Challes les eaux, plan d'eau de Carouge, de Flumet, de la Trappe, de Saint-André-Les Marches, du Forezan, l'Etang Bleu.

Juin

AUTOUR DU LAC 2 000 visiteurs se promènent quotidiennement de la plage du Rowing d'Aix-les-Bains à celle des Mottets au Viviers-du-Lac

Un superbe chemin de 4,8 km, à fleur d'eau



Cyclistes et promeneurs ont, dès la balade lacustre ouverte, pris possession de ce lieu magique, le long des rives du lac. Un lac qui s'offre aux locaux et aux vacanciers dans toute sa splendeur, sur 4,8 kilomètres. Photo MUSEUMS

Le Lac du Bourget a retrouvé ses aspects sauvages et sa berge d'antan grâce au projet Grand Lac et au chemin lacustre qui relie la plage du Rowing d'Aix-les-Bains à celle des Mottets au Viviers-du-Lac, sur 4,8 km. Franchement inaugurée, cette voie verte unique en France est deve-

nué la balade emblématique des vacanciers et des locaux. Chaque jour en moyenne, 2 000 visiteurs arpentent ce chemin à pied, en vélo ou en roller. Il devient possible de flâner, de pédaler ou de courir au ras des flots. Techniquement, cette voie de quatre mètres de large a été étudiée pour parer aux éventuelles

crues. En complément, des margelles en pierre ont été installées pour stabiliser la chaussée. Du côté de la rive départementale, un bâtiment antibruit a été posé pour limiter les nuisances de quoi redonner une certaine sérénité aux promeneurs... Mais pour réaliser ce chemin paradisiaque, il a fallu plus de cinq

années de travaux et une enveloppe de 30 M€. Cette promenade offre un véritable moment de ressourcement et de contemplation. Au fil de l'eau, les promeneurs peuvent observer les roseaux, la faune lacustre, faire voler des cerfs-volants au cap des Sésellets ou encore piquer une tête sur les plages aménagées.

Les sportifs expérimentés à la recherche de sensations fortes ne sont pas en reste. Ils peuvent pédaler à leur rythme sur la bande cyclable balisée le long de la route.

Les aménagements se poursuivent
Mais le projet n'est pas fini... De nouveaux aménagements

touristiques tels que la création d'un nouveau Cap (comme celui des Sésellets) devraient voir le jour sur cette départementale d'ici quelques temps. Du côté de la cité lacustre, la balade se poursuit aussi et on pourra bientôt imaginer se rendre à la pointe de l'Ardo à Binson-Saint-Innocent grâce au projet accros

« Au fil de l'eau »
Cyrille BOUVIER

POUR EN SAVOIR PLUS
Voici deux adresses locales pour louer des vélos : Takamaka Sport Aventure au Grand Port : <http://www.takamaka.fr> 04 79 35 45 36 et la vélo station - Wookia : <http://www.wookia-bus.fr> ou 04 79 86 01 66.

Juillet

INONDATION

Le Tillet déborde

■ Au Petit Port, le Tillet, gonflé par la pluie, est sorti de son lit juste avant son embouchure souterraine. Ses eaux canalisées se sont déversées dans une marina du Petit Port. Le 14 mai dernier, une soudaine montée des eaux de la rivière avait entraîné l'inondation du camping du Lac situé à côté du cours d'eau.



Juillet

Ports du lac du Bourget : 700 bateaux sur liste d'attente



La Calb doit gérer 15 ports autour du lac du Bourget. Si la communauté d'agglomération a pu recenser les 54 bateaux du port de Portout, qui a fermé, d'autres doivent en revanche patienter pour trouver une place. Photo M. A.

Le lac du Bourget attire les plaisanciers, c'est un fait ! Les chiffres le prouvent : 700 bateaux sont inscrits sur la liste d'attente de la communauté d'agglomération du lac du Bourget (Calb) qui gère quinze ports. « La liste s'allonge et la durée d'attente dépend des départs de plaisanciers et de la taille des embarcations », explique Sylvie Normand, chef de service des ports et des plages de la Calb.

Les demandes augmentent mais les places diminuent et aucun projet de création de port n'est en cours. De plus, la Calb a dû, cette année, replacer les 54 plaisanciers du port de Portout fermé à l'automne 2010. « On a eu de la chance. Nous avons pu trouver un anneau à chacun, alors que les bateaux étaient grands », commente Sylvie Normand.

L'attribution des anneaux sur les cinq zones portuaires (Aix-les-Bains, super zone sud, super zone nord, super zone Brison-Saint-Innocent)

se fait de manière très rigoureuse. La Calb s'appuie sur des critères techniques. Tout d'abord : les dimensions du bateau. Elles sont répertoriées en six catégories. Les ports accueillent des embarcations allant de 2 mètres jusqu'à 3,80 mètres. « Les demandes les plus fréquentes portent sur les bateaux de 2,5 à 2,80 mètres de larges », détaille Sylvie Normand. Ces six catégories sont ensuite segmentées en fonction des équipements du bateau. Ces indicateurs complexes permettent alors d'affecter l'embarcation dans un port adapté.

Des prix harmonisés sur les ports de la Calb

Autre casse-tête : la grille tarifaire qui contient une multitude de chiffres. Elle est basée sur les critères navals et portuaires : de quoi avoir le mal de mer... À l'année, les prix varient de 183 € pour une barque à Bourdeau à 1 431 € pour l'amarrage d'un bateau de

3,80 mètres sur un quai équipé. « Depuis que nous avons repris cette compétence en 2006, nous avons pour objectif d'ajuster tous les tarifs des ports. Nous y sommes allés progressivement pour éviter les fortes hausses. Cette année, nous sommes parvenus à harmoniser les prix des cinq zones portuaires. Nous offrons

REPÈRES

D'OÙ VIENNENT LES PLAISANCIERS ?

■ 1/3 des usagers proviennent des communes du bord de lac, 1/3 du département et 1/3 de la région.

la même qualité de service aux plaisanciers », explique le chef de service.

Jusqu'à 40 mises à l'eau par week-end

La Calb s'occupe aussi des mises ou sorties de l'eau de mai à août avec l'utilisation des plans inclinés. « Sur les gros week-ends, on comptabilise jusqu'à 40 passages de bateaux. Le stationnement des remorques est parfois difficile à surveiller. Il arrive que le port soit rapidement encombré. Nous restons très vigilants », dit Sylvie Normand.

Au niveau prix, l'accès au lac une journée coûte 10 € et le forfait saison s'élève à 87 €. Au total, l'activité portuaire rapporte 1,5M€ à la Calb. « Cet argent est directement réinvesti dans l'entretien et la rénovation des sites portuaires. C'est un travail permanent », conclut Sylvie Normand.

Cyrille HAVIER

Un chantier colossal à venir : le curage des ports

De 2012 à 2014, la Calb doit s'atteler au curage des ports dans le cadre du projet de baisse du niveau du lac intégré dans le contrat de bassin du Csalb. Ces travaux de longue haleine garantiront de meilleures conditions de navigation aux plaisanciers et éviteront que les bateaux ne se posent. La Calb est en train d'étudier les modalités d'extraction des sédi-

ments qui se feront soit par pelle mécanique ou hydrocureur. Autre problème à résoudre : le stockage de ces substances. « Nous travaillons sur la destination de ces sédiments. C'est un gros dilemme. Nous procéderons certainement par étapes car on ne pourra pas sortir 2 700 bateaux de l'eau d'un coup », conclut Sylvie Normand.

C.B.

Juillet

NATURE A la tombée de la nuit, le spectacle gratuit récompense les observateurs les plus patients.

À l'affût du castor



Pendant que les amoureux de la nature attendent la tombée de la nuit pour guetter le castor, les agriculteurs de Chautagne peinent contre le rongeur qui serait responsable de la destruction de 10 % de la peupleraie.

Photos Gilles FAVÉ et DL / J.L.

CHAUTAGNE

Pas moyen de s'embêter. Le grand concert des grenouilles couvre les voix des naturalistes de la Fajna. Mais toujours pas de castor à l'horizon. Chacun patiente en terminant son pique-nique au bord de l'étang longeant le Rhône, à un kilomètre du camping de Chémoz.

Les grenouilles se taisent enfin, les habitués braquent de nouveau leur longue-vue vers l'enchevêtrement de branches de feuillu côté du

plan d'eau. À une cinquantaine de mètres d'un héron imperturbable. Toujours rien. On s'échange les bons coins et les conseils pour observer les conques. Un couple tente de calmer ses deux enfants excités par l'arrivée des moustiques.

Un retour qui ne plaît pas à tout le monde

"Là-bas ! Il nage !" Le premier castor est arrivé avec le coucher du soleil. Une forme indistincte qui trouble à peine l'eau sombre. Puis on distin-

gue nettement la tête qui émerge. L'animal dévore sans cesse les plantes aquatiques de ses dents orangées. « C'est son menu d'été. Deux kilos par jour », commente Isabelle Cuccini, organisatrice de la sortie. Elle est venue avec plusieurs passionnés de faune sauvage, des habitués de ces traques pacifiques où l'on passe autant de temps à consulter ses guides et ses fiches qu'à contempler les animaux. Les plus fidèles apprennent aux néophytes à distinguer sans erreur le castor du ragondin, aux moustaches blanches.

Un autre. L'animal est sorti de la lutte pour dîner à son tour. « En dehors des herbes, le saule et le peuplier sont ses aliments préférés. Vous repérez sa présence aux troncs et aux branches taillées en crayon. »

L'observation se poursuit jusqu'à la nuit tombée. À peine deux heures et nous aurons appris comment le rongeur recolonise peu à peu les rivières et les lacs de Savoie après avoir quasiment disparu pendant plus d'un siècle.

Son retour ne fait pas que des heureux. Au début de

REPÈRES

PROTÉGÉ DEPUIS 1981

■ Longtemps chassé pour sa fourrure et utilisé en parfumerie, le castor avait pratiquement disparu au début du XX^e siècle. Il a été réintroduit, notamment en Haute-Savoie, dans les années 70. Il est protégé depuis 1981.

OÙ L'OBSERVER

■ Le castor est plutôt discret malgré sa taille (jusqu'à 90 cm). Il faut être discret et patient pour l'observer à la tombée de la nuit. On le repère par l'existence de huttes sur l'eau, d'arbres abattus et taillés en crayon.

Arrivé par le Rhône, il en colonise peu à peu les rives, et poursuit sa progression autour du lac du Bourget dans le canal de Savières, la baie de Mârnans, le long de la Côte sauvage, la rivière Belle ou à Voglans, la Leyssa, l'Isère en aval d'Albertville, le marais de Lavois.

l'année, lesylviculteurs de Chautagne se mobilisent contre « les dégâts de plus en plus nombreux dans les peupleraies ». Les propriétaires estiment que 10 % des surfaces auraient déjà disparu. Ils demandent qu'une solution soit trouvée pour que cette espèce protégée ne provoque pas (régulation, stérilisation ou destruction des barrages).

Le vieux Rhône n'est pas toujours un long fleuve tranquille pour l'Homme et le castor.

Jacques LILLOU

Juillet

PPRI Afin de réduire la zone déclarée inconstructible à cause des inondations

La digue du Sierroz renforcée d'ici 2013



Le plan de prévention des risques d'inondation a déclaré inconstructible toute une zone autour des digues du Sierroz en raison d'un toujours possible débordement du cours d'eau. Les travaux visent à endiguer une éventuelle crue. Plus 66

C'était une nouvelle attendue par beaucoup : lors du dernier conseil municipal, les élus ont donné leur accord pour lancer des travaux de confortement de la digue du Sierroz, travaux qui s'achèveront fin 2013.

Si les risques d'inondation due à un débordement du Sierroz semblent peu élevés, ce renforcement sur une bande d'environ 400 mètres entre le pont rouge et le pont SNCF est néanmoins nécessaire dans les plus brefs délais.

Il permettrait à 250 habitations de sortir de la zone rouge, donc inconstructible, du plan de prévention des risques d'inondation (PPRI). Cela concerne au total 1000 Aixois.

Le bureau d'étude EDF centre d'ingénierie hydraulique, situé à Technolac, vient d'ailleurs de rendre une étude dans laquelle il préconise de relever les digues de 70 cm

dans leur partie aval afin de parer aux éventuels débordements et de créer une étanchéité de la paroi interne des digues afin de parer à la rupture et à l'érosion interne. Coût des travaux : 750 000 euros.

Pour le maire Dominique Dord, « notre idée, c'est de réagir tout de suite. On va essayer d'obtenir l'accord de l'État pour qu'il accepte de sortir maintenant les maisons qui sont dans le zonage rouge, même si l'on a peu d'espoir. Si cela ne marche pas, nous tenterons, une fois les travaux réalisés, de faire modifier ce zonage du PPRI ».

Pour les particuliers, les intérêts financiers passent avant

Une stratégie qui peut s'avérer payante. Le commissaire enquêteur, qui vient de rendre ses conclusions de l'enquête publique qui s'est déroulée du 11 avril au 21 mai, va dans ce sens.

Il donne un avis favorable

au projet de PPRI du bassin aixois tout en recommandant à l'État de « surseoir provisoirement à l'approbation du PPRI pour ce qui concerne uniquement le risque d'effacement des digues du Sierroz jusqu'à réalisation des travaux de confortement de ces digues ».

Il fixe bien sûr des conditions à ce report : mise en place immédiate d'un système et d'une procédure d'alerte et d'évacuation de la population menacée, l'engagement d'un gestionnaire reconnu et compétent de réaliser les travaux de confortement des digues nécessaires sans délais, et la réalisation sans délais de l'étude complète de dangers.

Une note d'espoir pour des centaines d'Aixois pour lesquels, selon le commissaire enquêteur, « les intérêts financiers sont prépondérants dans leur appréciation de la situation. »

Florent CLAREL

REPÈRES

INCONSCIENCE ?

■ Selon le commissaire enquêteur, « la quasi-totalité des observations [de l'enquête publique, ndr] exprime la surprise et l'incompréhension des habitants et demande le réexamen du projet afin que soient réduites, voire supprimées, les zones rouges. » Ainsi, « les exemples tragiques récents survenus en France ne se traduisent pas, pour la majorité des personnes concernées, par une raisonnable prudence ».

PÉTITIONS

■ La commission d'enquête a reçu trois types de lettres-pétitions signées au total par 126 personnes différentes concernées par la zone rouge du PPRI. Il est notamment demandé le non-classement en zone rouge du secteur si les digues du Sierroz se révèlent en bon état ou de réaliser des travaux de renforcement dans le cas contraire.

Juillet

24
HEURES
EN IMAGES



Baignades d'automne à la plage du Rowing

■ **VENDREDI, 15H 30.** La plage du Rowing s'est encore habillée de sa tenue d'été hier. Maillots de bain, serviettes de plage et crème à bronzer ont nargué le premier jour de l'automne. Jérémy Ailloud et Mathieu Gaillard, deux amis véliplanchistes, ont préparé leur matériel pour glisser encore une fois sur les eaux du lac. Celles-ci devaient afficher selon les deux sportifs une vingtaine de degrés. Cependant, le manque de vent risquait de compromettre l'après-midi "fun" qu'ils avaient projeté. Pas grave ! La météo, plutôt clémente, devrait permettre de profiter des joies nautiques jusqu'à la fin du week-end, les températures annoncées dépassant les 25° en moyenne entre aujourd'hui et demain.

Septembre

ENVIRONNEMENT L'analyse des poissons capturés permettra d'établir un état des lieux des eaux du lac

Une étude scientifique sur les éco-systèmes lacustres

AIX-LES-BAINS

Afin d'assurer le suivi des éco-systèmes du lac du Bourget, deux équipes du Comité intersyndical pour assainissement du lac du Bourget (Cisalb) et de l'Unité mixte de recherche (UMR) rattachée au Centre alpin de Recherche sur les réseaux trophiques et les éco-systèmes limniques (Cartel) et à l'Institut scientifique de recherche agronomique (Inra) ont plongé une soixantaine de filets à poisson dans les eaux du lac. La semaine dernière, au Petit Port à Aix-les-Bains, les spécialistes ont trié dans un premier temps leurs captures en répertoriant sys-

tématiquement chacune des prises.

Une analyse ultérieure des poissons capturés éclairera les scientifiques sur l'état des eaux du lac et sur l'évolution depuis la mise en application par le Cisalb des mesures de sauvegarde de l'éco-système. Elles permettront aussi d'orienter encore plus justement les décisions à prendre pour parvenir au meilleur équilibre biologique. □

62 filets ont été plongés dans le lac du Bourget pour capturer diverses espèces de poissons. Leur analyse permettra de définir les mesures conservatoires à prendre pour sauvegarder les éco-systèmes. M.G.



Septembre

ENVIRONNEMENT Les professionnels étudient le lac du Bourget

Les poissons révélateurs de la qualité des eaux



Les scientifiques ont misé sur les filets pêche immergés. Pas de pêche commerciale mais un large panel d'espèces et de tailles de poissons. Ils ont été introduits dans le lac. Leur étude permettra d'évaluer le degré de pollution du lac du Bourget.

Depuis le début de la semaine, 68 filets immergés ont été misés sur le lac du Bourget. Pas une pêche commerciale. Juste scientifique. Objectif : étudier les caractéristiques du lac à travers la santé des poissons.

Cette recherche est menée actuellement au Parc par le comité interyndical pour l'aménagement du lac du Bourget (Cisalb) et de l'Union locale de recherche (ULR) rattachée au Centre alpin de recherche sur les écosystèmes aquatiques (Carrel) et à l'Institut scientifique de recherche agronomique de la région.

Les poissons pêchés ont été immédiatement triés, mesurés et pesés. « Pour les poissons indicateurs ou halieutiques comme le lavaret ou l'omble chevalier, des paramètres

d'évaluation servent à déterminer leur âge », a expliqué Sébastien Cachéa, chargé de mission au Cisalb. Les poissons seront ensuite congelés et envoyés pour des analyses ponctuelles et ciblées.

Le poisson miroir des pollutions locales

Pour le suivi de la qualité des eaux lacustres, les chercheurs ont collecté ces dix dernières années des paramètres physico-chimiques et biologiques. Plankton, température et oxygénation de l'eau ont principalement constitué leurs repères d'étude. « Le poisson est situé au sommet de la chaîne alimentaire. C'est un indicateur de la qualité des eaux car il intègre tous les changements intervenus dans un laps de temps plus long », a expliqué Jean Gallant, ingé-

nieur de recherche à l'ULR.

Les filets ont été immergés en divers points du lac à des profondeurs variables. Cette méthode permet de récolter une plus grande variété de spécimens.

La répartition spatiale, la structure en âge, l'évolution du peuplement seront autant de caractéristiques qui compléteront les paramètres déjà enregistrés.

Grâce aux premières données récoltées, les impacts des actions précédentes seront mieux connus.

Il est attendu qu'à la seconde campagne versant va être ajoutée par le Cisalb, les résultats vont permettre de poursuivre le travail engagé et mieux lutter en amont contre toutes les pollutions domestiques des eaux de Bourget.

Michel BARON

REPÈRES

L'ACTION SUR LE LAC

■ Elle a débuté lundi dernier. Les filets ont été immergés du nord au sud du lac. Les premiers filets seront congelés et étudiés selon les besoins. Les résultats seront communiqués en mars 2012.

LES FILETS

■ Filet de pêche standardisé aux normes européennes. Matériau d'une longueur de 20 m et 1,50 de large.

POISSONS CAPTURÉS

■ Lavaret, omble chevalier, perche, brochet, gardon...

SECOND CONTRAT BASSIN VERSANT

■ Signé en novembre 2011, il court jusqu'en 2017. Objectif : améliorer la qualité des eaux grâce à des actions dans les milieux.

Des bateaux coulés et saccagés dans le port de Brison-Saint-Innocent

Les plaisanciers étaient déjà bien remontés. La semaine dernière, plus d'une dizaine de moteurs de bateaux avaient été volés. Alors l'épisode d'Halloween, c'est vraiment la goutte d'eau de trop. Les propriétaires ont retrouvé, hier, la sellerie de leurs embarcations éventrée au couteau, l'intérieur des cabines cassé, quand les bateaux de type zodiac n'ont tout simplement pas été coulés au milieu du port.

C'est un riverain, prome-

nant son chien aux aurores, qui a donné l'alerte en voyant passer à la dérive des bateaux désamarrés. Les gendarmes ont ouvert une enquête tandis que les pompiers sont intervenus hier pour tenter de renflouer un bateau à moitié immergé. Les secouristes craignaient, en effet, une pollution des eaux liée à la présence d'un moteur sous les eaux.

Ils ont ensuite ramené au port les bateaux partis au gré des flots.

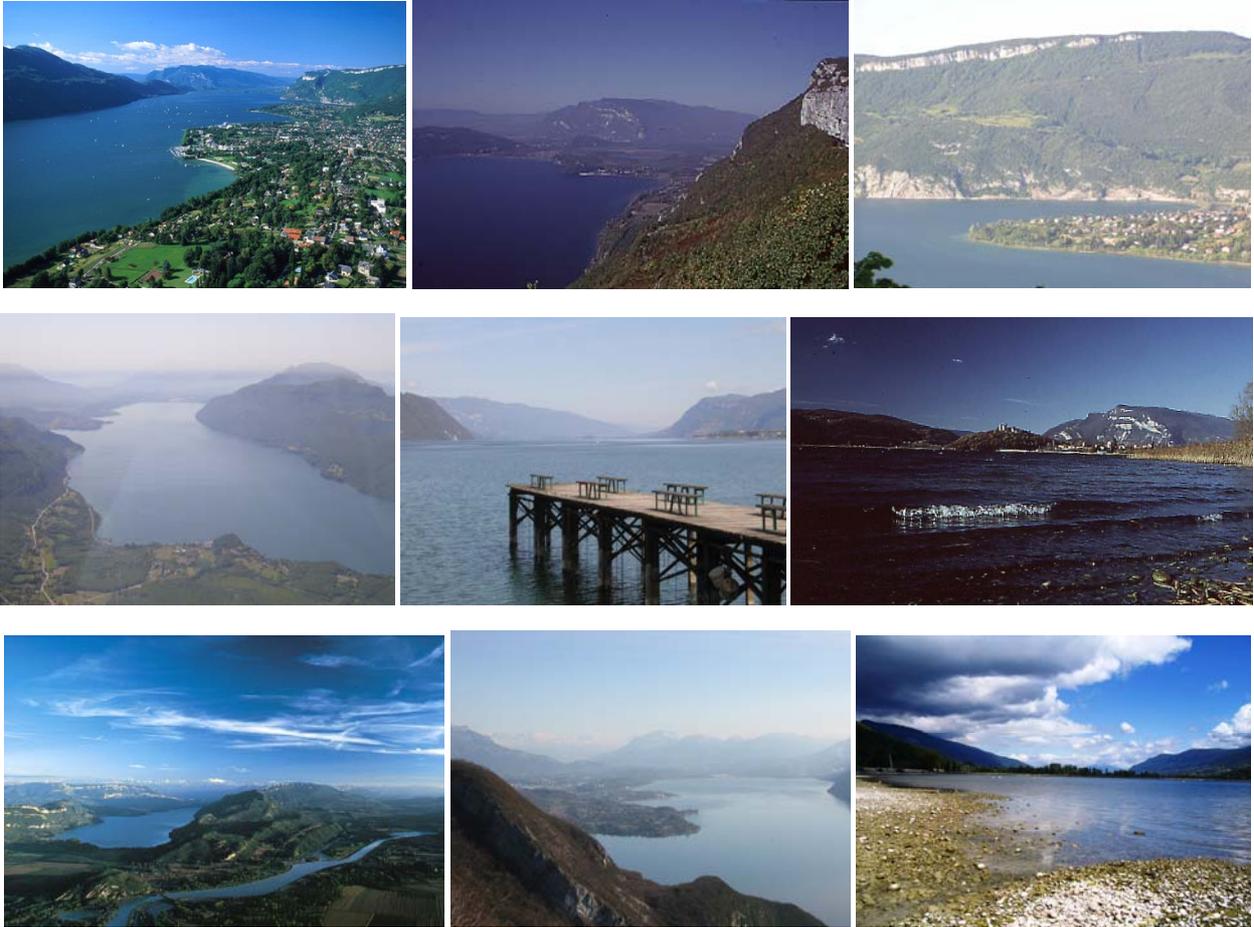
M.B. avec M.G.



Des bateaux coulés, d'autres saccagés, les dégâts sont conséquents dans le port de Grésine. Photo DL/Mich

Novembre

POUR FINIR



*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