



HAL
open science

Suivi scientifique du lac du Bourget - Année 2010

Stéphan Jacquet, Frédéric Rimet, Marie-Elodie Perga, Gérard Paolini,
Françoise Kerrien, Cyrille Girel, Sébastien Cachera, Jérôme Lazzarotto, Pascal
Perney, Leslie Lainé, et al.

► **To cite this version:**

Stéphan Jacquet, Frédéric Rimet, Marie-Elodie Perga, Gérard Paolini, Françoise Kerrien, et al.. Suivi scientifique du lac du Bourget - Année 2010. [Rapport Technique] 2011. hal-02810388

HAL Id: hal-02810388

<https://hal.inrae.fr/hal-02810388>

Submitted on 6 Jun 2020

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

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

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2010



Rapport de suivi (avril 2011)



Contact du responsable scientifique et coordinateur de l'étude :

Stéphane 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 2010

Ce rapport, qui présente le suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2010, a été rendu possible grâce à l'aide et/ou aux travaux de :

- Denis **BARBET** (INRA : Analyse statistique)
- Sébastien **CACHERA** (CISALB : tableau de bord)
- Cyrille **GIREL** (CISALB : Météorologie, Suivi des rivières, Tableau de bord)
- Stéphane **JACQUET** (INRA : Picocyanobactéries, Sonde bbe, Coordination, Corrections, Mise en forme et Edition, Introduction, Ce qu'il faut retenir, Conclusion, Dossiers divers)
- Françoise **KERRIEN** (DDASS Savoie : Qualité sanitaire des eaux de baignade et de boisson)
- Jérôme **LAZZAROTTO** (INRA : Physico-Chimie)
- Leslie **LAINE** (INRA : Zooplancton)
- Gérard **PAOLINI** (CALB : Prélèvements, Physique, Chlorophylle *a*, Sonde bbe)
- Marie-Elodie **PERGA** (INRA : Zooplancton)
- Pascal **PERNEY** (INRA : Prélèvements, chlorophylle *a*, *P. rubescens*, sonde bbe, Toxines)
- Frédéric **RIMET** (INRA : Phytoplancton)
- Benoit **SOTTON** (INRA : Annexe sur la relation *P. rubescens* – poissons)



Station d'Hydrobiologie Lacustre

75, Avenue de Corzent BP 511
74203 Thonon-les-Bains cedex
Tél : 04 50 26 78 12



Communauté InterSyndicale pour l'Assainissement du Lac du Bourget

42, rue du Pré Demaison
73000 Chambéry
04 79 70 64 67



Communauté d'Agglomération du Lac du Bourget

1500, Boulevard Lepic
73100 Aix les Bains
Tél : 04 79 35 00 51

Citation du rapport

Jacquet, S., F. Rimet, M. Perga, G. Paolini, F. Kerrien, C. Girel, S. Cachera, J. Lazzarotto, P. Perney, L. Laine, B. Sotton et D. Barbet. 2011. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2010. Rapport 2010, 168 pages.

« [...] 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 ! [...] »

Alphonse de Lamartine (1790-1869)

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 ~8,4 ans (calcul réalisé en 2008)

Alimentation principale par les rivières

La Leysse (5,25 m³/s en moyenne et ~69% des apports en eau ou volume transité au lac en 2010) 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 (1,94 m³/s en moyenne et ~24% du volume d'eau transité en 2010) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2004 entre 1,3 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 2010 d'environ 5%, 1,8% et 0,2% du volume d'eau transité au lac

Signe particulier

Une santé retrouvée au regard de la concentration moyenne en phosphore total qui passe pour la première fois sous la barre des 20 µg/L, un minimum record pour la biomasse phytoplanctonique et *P. rubescens* qui a presque disparu

2010, une année encore exceptionnelle à bien des égards (lire le rapport !)



SOMMAIRE

En guise d'introduction	6
Ce qu'il faut retenir pour l'année 2010	9
Stratégie d'échantillonnage et Tableau de bord	17
Météorologie	24
Physico-chimie	30
Etude relative à la chlorophylle a	60
Etude relative au phytoplancton	63
Etude portant sur les classes algales et <i>P. rubescens</i>	75
Etudes portant sur les picocyanobactéries	83
Etude relative au zooplancton	93
Etude des apports par les rivières en lien avec la météo	101
Etude portant sur la qualité sanitaire	135
Conclusion	141
Bibliographie	143
Dossiers divers	145
Pour finir	168

Ce rapport a été validé par le comité technique INRA (J Guillard, S Jacquet, J Lazzarotto, B Montuelle)
et CISLAB/CALB (S Cachera, R Jalinoux, G Paolini)

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, végétaux et animaux.

Le lac du Bourget est la plus grande réserve d'eau douce naturelle en France, à proximité de laquelle se côtoient environ 200 000 habitants. Rappelons qu'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. Le démarrage de l'eutrophisation a pu être daté, tout comme la première période 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.

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, mais 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 très fortement 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 de phosphore et d'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 ainsi que des laboratoires de recherches universitaires y ont participé à chaque fois. Depuis 1999, la Station INRA d'Hydrobiologie Lacustre de Thonon-les-Bains participe à ce monitoring et l'Equipe BioFEEL (Biodiversité, Fonctionnement et Evolution des Ecosystèmes Lacustres) a notamment porté une attention plus particulière ces dernières années à la prolifération d'une cyanobactérie rouge, filamenteuse et toxique, *Planktothrix rubescens*.

Depuis 2004, un suivi régulier des principaux compartiments biologiques est effectué, en plus des études physico-chimiques, de transparence, d'oxygène dissous et de transparence précitées. Ce rapport pour l'année 2010 fait suite au rapport de l'étude lourde effectuée en 2004 et 2005, commandé par le CISALB et ceux plus légers en 2006, 2007, 2008 et 2009, constituant ainsi le septième 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.

Le contrat liant l'INRA et le CISALB 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 20-22 campagnes au minimum, et d'observer les changements entre l'état des lieux précédent (2004-2005 typiquement) et le prochain prévu en 2012-2013.

L'année 2010 constitue la première année du contrat de bassin versant du lac du Bourget actuel. Le bilan de la période 2003-2009 du contrat de bassin est exceptionnel avec 80 millions d'euros engagés et un taux de réalisation de 80%. La lettre d'information du contrat n°8 (janvier 2010) donnait le détail du bilan technique et financier des opérations menées ces 7 dernières années, afin de maîtriser les pollutions, gérer les milieux aquatiques et les risques, assurer le suivi environnemental et bien sûr communiquer. Dans le domaine où nous intervenons, à savoir le suivi environnemental, retenons que le budget engagé pour le suivi de la qualité des eaux, l'écologie du lac et des rivières a été de 1,36 millions d'euros (études, frais d'analyses, suivi scientifique, étude bilan du contrat). Depuis 2006 inclus, l'INRA reçoit environ 40 K€ TTC par an pour assurer le suivi environnemental comme décrit dans le présent rapport.

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

Notons enfin que l'année 2010 a vu l'élaboration d'un ouvrage sur le Bourget qui sera publié en 2011. Il s'agit du dernier volet du triptyque initié par Gérard Balvay et Jean-Claude Druart sur la vie microscopique des lacs Léman et d'Annecy et de l'évolution à long terme de leurs principales caractéristiques physiques, chimiques et biologiques. L'ouvrage sur le Bourget s'intitule « *le lac du Bourget : ses eaux et sa biologie* » (Balvay, Druart, Jacquet).



Photos Stéphan Jacquet



Photo Renaud Jalinoux

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNEE 2010

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, avec l'enregistrement d'événements dit extrêmes. L'année 2010 n'aura pas fait exception et a en effet **présenté une température annuelle supérieure à la moyenne** (11,09 vs. 10,83 °C sur la période 1974-1990) bien que globalement moins chaude que 2009 (12,29 °C). Le régime des précipitations a tellement évolué au cours de la dernière décennie que l'on a enregistré depuis 2003 des années exceptionnellement peu arrosées et des déficits hydriques cumulés de plus de 2000 mm, soit plus d'un an et demi de pluviométrie moyenne. L'année 2010 aura été caractérisé par un mois de janvier parmi les plus froids de ces 20 dernières années, sec et peu ensoleillé, suivi d'une période de mars à avril assez chaude (+20%), sèche (-70%) et relativement bien ensoleillée (jusqu'à +30%), un mois de juillet assez chaud (+13 %) et un mois de décembre froid (-74 %) et sec (-20 %). **2010 a encore été une année sèche avec un déficit s'élevant à 17%**, c'est-à-dire un peu moindre qu'en 2009 (-26 %), par rapport à la moyenne historique (1031 mm vs. 1243 mm). Une forte hétérogénéité dans la saisonnalité des précipitations a été enregistrée avec par exemple 52% d'excédent en mai et 72% de déficit en avril. Au total 9 mois de déficit hydrique entre -2 et -58 % auront été enregistrés et pour citer un exemple, le 25 octobre, des rafales de vent à plus de 100 km/h ont été précédées d'une quantité de pluie de 30 mm en 27 heures.

Comme en 2009, les températures de l'eau ont été suffisamment froides en 2010 pour permettre un **mélange total de la masse d'eau** avec pour conséquence directe une homogénéisation des températures et des concentrations en oxygène pendant la période hivernale. **La réoxygénation maximale à 140 m a été plus efficace en 2010 que les années précédentes** avec une valeur atteignant 9,76 mg O₂.L⁻¹ le 16 mars, soit plus de 77 % de la saturation.

L'année 2006 était apparue comme remarquable en raison d'une baisse très importante du Phosphore par rapport aux années précédentes où les teneurs restaient au dessus de la barre des 30 µgP/L. En 2006, nous avons en effet observé une concentration moyenne de 24 µgP/L en phosphore total (Ptot) et 16 µgP/L en phosphate (PO₄), soit une diminution de plus d'un tiers par rapport à 2005, alors que le stock variait faiblement depuis les années 1990. En 2007, cette tendance vers la réoligotrophisation de l'écosystème était confirmée avec des valeurs de 22 µgP/L pour le Ptot et 14 µgP/L pour les phosphates. 2008 et 2009 annonçaient un nouveau record avec 20 µgP/L pour le Ptot et 13 µgP/L pour les phosphates, une baisse à mettre en relation avec une forte diminution des apports de la Leysse. **Avec 17 µgP/L pour le Ptot et 14 µgP/L pour les phosphates en 2010**, la concentration moyenne en PO₄ reste la même et celle de P totale passe pour la **première fois sous la barre emblématique des 20 µgP/L**.

En 2010, la désoxygénation au fond a été moins forte réduisant donc le relargage du P par rapport aux années précédentes. Les **concentrations maximales mesurées à 140 m** sont assez parlantes en ce

sens avec pour le **phosphate 38 $\mu\text{gP.L}^{-1}$** vs 213 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ en 2009 et 321 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ en 2008. La dynamique du **phosphore total** au fond du lac est très proche de celle du phosphate avec un maximum observé de **50 $\mu\text{gP.L}^{-1}$** en octobre, contre 228 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ en 2009 et 347 $\mu\text{gP.L}^{-1}$ en 2008.

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 (Ptot), orthophosphates (PO_4) et nitrates (NO_3) étaient estimés. Depuis 2004, ces apports sont véritablement mesurés grâce aux stations de mesure automatisées sur la Leyse 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 Ptot au lac varient entre 13 et 40 Tonnes/an contre 300 dans les années 70. En 2010, les apports totaux en Ptot au lac s'élèvent à 20,8 tonnes contre 13,7 tonnes en 2009.** La hausse globale des apports en phosphore provient à 59% de la Leyse et 41% du Sierroz contre respectivement 83% et 17% pour le volume total transité. Même si cet apport est en hausse par rapport à 2009, et dû majoritairement aux temps de pluie, il confirme le passage sous le cap des 30 tonnes d'apports externes en Ptot au lac depuis 2008, limite théorique préconisée par la communauté scientifique pour permettre la réologotrophisation. Les rejets des déversoirs et by pass représentent 15% des apports totaux de Ptot au lac. La contribution est en baisse comparativement à 2009 et 2008 (supérieure à 30%).

Le volume transité en 2010 par la Leyse a été de 166 Mm^3 pour un débit moyen de 5,25 m^3/s (soit 16% inférieur au module théorique de 198 Mm^3). Le volume transité en 2010 par le Sierroz a été de 61 Mm^3 pour un débit moyen de 1,94 m^3/s (soit 21% inférieur au module théorique de 77 Mm^3). **L'analyse des paramètres chimiques azotés et phosphorés sur ces deux tributaires n'a révélé pour 2010 aucun dépassement des normes fixées pour le bon état écologique.** Les seuls déclassements SEQ observés l'ont été sur le Sierroz et liés aux paramètres « nitrates », tous consécutifs à des pluies plus ou moins fortes. Les paramètres physico-chimiques généraux ont été conformes aux normes de qualité environnementales définissant le bon état écologique des cours d'eau.

L'année 2010 a été marquée par une forte baisse des concentrations en PO_4 sur la Leyse (-33%), baisse linéaire depuis 2006. Les concentrations sur le Sierroz ont été en légère baisse de 6%. L'évolution des éléments azotés a été plus contrastée. Ainsi NO_3 a présenté des concentrations plus élevées dans le Sierroz que dans la Leyse. Entre 2004 et 2008, celles-ci étaient en diminution sur les deux cours d'eau (40 % sur le Sierroz et 36% sur la Leyse). **Les années 2009 et 2010 ont été marquées par une augmentation des concentrations en NO_3 : 22% sur la Leyse et 35% sur le Sierroz,** des valeurs comparables aux années 2005-2006.

En 2010, les apports au lac par la Leyse ont été de 10,95 tonnes de Ptot, 0,92 tonnes de PO_4 , 187,5 tonnes de NO_3 . Pour le Sierroz, les apports ont été de 7,43 ; 0,97 et 121,9 tonnes de Ptot, PO_4 et NO_3 respectivement. **Les apports en Ptot de la Leyse et du Sierroz mesurés en 2010 (18 T) ont donc**

été en hausse par rapport aux deux dernières années mais inférieurs à la période 2004-2007. Ceci peut être rattaché à l'impact des années sèches précédant une année un peu plus humide (2004-06 avant 2007 et 2009 avant 2010). **Les apports en PO₄ ont été en légère hausse** mais inférieurs aux années 2004-08. Les flux de PO₄ générés par le Sierroz ont été, pour la première année, plus importants que ceux de la Leysse. Au final, la répartition des apports entre Leysse et Sierroz est restée très proche de celle observée en 2009.

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 **62 jours en 2010** (contre 100 en 2009). Le canal a apporté au lac 0,04 tonne de Ptot, 0,02 tonne de PO₄ et 0,96 tonne de NO₃. Les apports en Ptot par le Tillet ont pu être établis entre 0,8 et 3,4 tonnes soit 4 à 20% des apports de la Leysse et du Sierroz. 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 2,4 T de Ptot au minimum).

Avec donc au final **21 Tonnes de Ptot d'apport au lac en 2010**, l'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot au lac reste très largement atteint et ce pour la troisième année consécutive.

Durant un peu plus de 2 mois en 2010 (contre 43 jours en 2007, 26 en 2008 ou encore 100 en 2009), le courant du Rhône a été inversé et il a été un tributaire du lac, via le canal de Savière (seul exutoire du lac du Bourget) à hauteur de 4,3 Mm³ d'eau. Sa contribution au stock des différents nutriments reste basse et est en baisse par rapport à 2009 (0,04 tonne de Ptot en 2010 contre 0,16 tonne en 2009 ; 0,02 0,02 tonne de PO₄ en 2010 contre 0,08 tonne en 2009 ; 0,03 tonne de NO₃ en 2010 contre 0,08 tonne en 2009). Les flux sortants mesurés dans le canal de Savières, mesurés en 2010, révèlent que ce dernier contribue à éliminer 5,02 tonnes (contre 4,9 tonnes en 2009 et 6,48 en 2008) de Ptot et 2,71 tonnes de P-PO₄ (contre 2,6 tonnes en 2009 et 4,2 en 2008) soit respectivement 24 et 121% des apports totaux au lac. Les nitrates sont fortement en hausse comparativement à 2009 avec 167,4 tonnes apportés en 2010 contre 111 en 2009, soit 54% des apports entrants, comme en 2008.

Le **temps de pluie aura apporté 17,6 T de Ptot** au lac dont seulement 0,7 T provient des rejets directs du réseau de Chambéry (DO et by pass) mais encore 2,4 T du déversoir des Biâtres sur le réseau d'Aix-les-Bains. **75 à 96% des apports en phosphore et en azote sont consécutifs à un événement pluvieux**. Le bruit de fond apporte moins de 5% du phosphore total au lac.

Avec **3,17 µg.L⁻¹**, l'année 2010 présente une **concentration moyenne annuelle en chlorophylle** sensiblement identique à 2009 (3,00 µg.L⁻¹) **parmi les plus faibles de la chronique de données**. Cette valeur faible peut être attribuée, en partie, à une biomasse estivale faible liée notamment au fait que les cyanobactéries n'ont pas montré de fort développement. Par rapport aux classes de qualité, les indices évoluent de façon favorable, situant le lac dans un bon état vis-à-vis des valeurs maximales et dans un état moyen à bon pour les valeurs estivales.

Le taxon dominant la biomasse algale de 2010 est *Dinobryon divergens* (20,6% de la biomasse totale annuelle), une Chrysophycée coloniale, **caractéristique des eaux pauvres en**

nutriments, à la différence des autres années où il s'agissait de *Planktothrix rubescens*. Pour la première fois depuis longtemps, *Planktothrix rubescens* n'a été observée dans les comptages que très rarement et à de très faibles concentrations. Elle semble avoir été remplacée par une autre cyanobactérie filamenteuse vivant à des profondeurs équivalentes et dont on ne sait rien en terme de toxicité pour le lac du Bourget : *Aphanizomenon flos-aquae*. Chrysophycées et diatomées sont prépondérantes. Si le biovolume total algal a augmenté progressivement de 1995 à 2008 (grâce à *P. rubescens* typiquement), les années 2009 et 2010 présentent les plus faibles biomasses sur toute la chronique 1995-2010, et entre 2006 et 2010, celle-ci a été divisé par presque 4, passant de **1088 µg/L en 2010**, contre 1417, 3842, 4121 et 4346 µg/L en 2009, 2008, 2007 et 2006. La disparition de dominance de certaines formes semble avoir laissé la place à plus d'espèces, **2010 présentant la plus forte diversité phytoplanctonique enregistrée depuis le milieu des années 1990. Néanmoins, d'autres indices comme celui de Brettum, symbolisant le mieux le niveau trophique, révèle encore que tout n'est pas parfait puisque sa valeur en 2010 reste plus faible que pour la période 2007-2009.** Ceci est surtout le fait de la présence d'*Aphanizomenon flos aquae*, cyanobactérie filamenteuse présentant des biomasses importantes en octobre et novembre. Cette espèce est considérée comme caractéristique de milieux eutrophes dans l'indice de Brettum, et c'est donc ce qui fait chuter sa valeur pour 2010. L'évolution interannuelle est marquée par une biomasse algale plus faible qu'en 2009, mais qui est néanmoins comparable. Pendant l'année 2010, *Planktothrix rubescens* n'a pas été observée dans les échantillons 0-20 m. **Cette année est très différente de la chronique 2004-2008.** Il reste à voir si cette tendance à la réduction, voire à la disparition de *Planktothrix rubescens* se confirme les années suivantes. La proportion d'algues mixotrophes, caractéristiques de milieux oligotrophes est en hausse. On observe également une augmentation de la biomasse d'*Aphanizomenon flos aquae*, cyanobactérie filamenteuse hétérocystée. Quoiqu'il en soit, une véritable transition semble s'être opérée pendant le dernier quadriennal.

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 2010, les picocyanobactéries ont atteint de fortes concentrations en période estivale, 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 en effet être un bio-indicateur des changements trophiques s'opérant actuellement au sein du lac du Bourget. En effet, l'analyse des données 2010 a révélé **que phosphates (PO₄) 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.

L'abondance moyenne annuelle du **zooplancton** crustacéen est relativement **élevée** en 2010 ($\sim 400\,000$ ind.m⁻²), et du même ordre que les maxima atteints en 2005 et 2009. L'année 2010 est marquée par **la plus forte abondance annuelle de Cyclopoïdes** observée depuis le début du suivi (153 000 ind.m⁻², 40% de l'abondance moyenne des microcrustacés) et la plus faible abondance annuelle de Calanoïdes (<95 000 ind.m⁻², représentant ainsi moins de 25% de l'abondance moyenne des micro-

crustacés). Par rapport à la série 2004-2010, l'abondance des cladocères a été relativement élevée en 2010, et marquée par une **très forte prédominance du genre *Daphnia* sp.** (77% de l'abondance totale des cladocères), la plus forte valeur observée sur la série. En 2010, une **distribution bimodale du zooplancton** (typique des écosystèmes oligo-mésotrophes) est observée (printemps et automne) comme en 2006 (année avec une faible biomasse cyanobactérienne) et le pic d'abondance printanier est exclusivement représenté par ***D. hyalina* qui est donc l'espèce majoritaire responsable de la phase des eaux claires.** Clairement, la dynamique saisonnière du zooplancton en 2010 suggère une **amélioration significative de la qualité du lac du Bourget**, en lien avec la 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.

La **transparence** aura atteint un **maximum de 14,5 m** durant l'hiver 2010, restant comme en 2009, **nettement supérieure à la moyenne de ces vingt dernières années** (11,7 m). Une période des **eaux claires bien marquée** (conséquence du broutage des diatomées printanières par le zooplancton) est enregistrée en 2010 avec un maximum de 12 m fin mai, comme les années précédentes, même si elle a été moins importante qu'en 2009. Ces fortes valeurs de transparence ont perduré en été et en automne, atteignant des valeurs largement supérieures aux moyennes (6,9 vs 4,4 m et 11,2 vs 7,3 m). **Pour la première fois depuis 1980, la transparence sera restée supérieure à 5 m pendant toute la période estivale**, associée à une activité phytoplanctonique restreinte durant l'été. Depuis 1981, les valeurs indiquent une augmentation de la transparence estivale (\approx de 3,0 à 6,0 m) qui peut être considérée comme une amélioration très importante de la qualité des eaux du lac

D'une manière globale, les **eaux pompées dans le lac du Bourget distribuées en 2010 ont été de bonne à très bonne qualité bactériologique** et sont restées conformes aux limites et références de qualité fixées par réglementation en vigueur pour tous les paramètres chimiques recherchés. Les pourcentages de conformité ont été de 100% pour les pompages de Mémard et Tresserve contre 94% pour le pompage de l'abbaye de Hautecombe après traitements. **Aucune présence de toxines de cyanobactéries** n'a été détectée dans l'eau de consommation humaine mais on peut noter la présence de bactéries telles qu'*Escherichia Coli* et Entérocoques détruites par l'action des traitements tout comme la présence de pesticides tels que l'atrazine et l'atrazine-déséthyl pour des valeurs restant toutefois inférieures à la limite de qualité. En ce qui concerne les 10 zones d'eaux de baignade aménagées, toutes ont été de bonne qualité et classées en catégorie A ou B, avec entre 2009 et 2010, **3 plages qui ont vu leur qualité d'eau s'améliorer sensiblement.**

La fin de l'année 2009 avait marqué la fin du contrat du Bassin Versant du lac du Bourget signé en septembre 2002 pour une durée de 7 ans. 80 M€ de travaux ont été engagés avec 20 maîtres d'ouvrage et 5 partenaires financiers. Parmi les travaux, notons l'assainissement, la maîtrise des pollutions industrielles, artisanales et agricoles, la restauration des rivières, zones humides et roselières lacustres. Le suivi de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques (où l'INRA de Thonon intervient) a coûté 2,2 M€ sur la période 2003-2009 (l'INRA ayant reçu pour sa part environ 300 K€, 2010 inclus).

Un nouveau SDAGE (qui arrête pour une période de 6 ans les grandes orientations de préservation et de mise en valeur des milieux aquatiques à l'échelle du bassin) a été créé en 2009 pour la période 2010-2015, 2015 étant la date butoir pour atteindre le bon état des eaux tel que préconisé par la DCE du 23/10/00.

L'année 2010 a été l'année internationale de la biodiversité et, comme pour y faire écho, on est désormais passé à une évaluation écologique de l'état du lac, intégrant plus fortement la composante biologique, et non plus simplement une évaluation de la qualité chimique des eaux. Pour les eaux superficielles, comme c'est le cas du lac du Bourget, l'état d'une masse d'eau est donc désormais qualifié par l'état chimique et écologique. Il est reconnu « bon » si l'état chimique est bon et si l'état écologique est bon ou très bon. L'évaluation chimique est faite sur 41 substances dites prioritaires ; l'état écologique repose sur des critères biologiques et physicochimiques.

Le lac du Bourget est considéré, dans le SDAGE actuel, comme étant en état moyen. Son objectif de bon état est fixé à l'horizon 2021 et plusieurs mesures (c'est-à-dire les actions à engager) pour atteindre le bon état ont été identifiées dans le SDAGE. Sont évoqués des mesures pour traiter les substances dangereuses, les pesticides, la dégradation morphologique, la perturbation du fonctionnement hydraulique, la continuité biologique; le maintien de la biodiversité et le déséquilibre quantitatif. Un document sur ce sujet est téléchargeable à <http://www.rhone-mediterranee.eaufrance.fr/gestion/dce/sdage2009.php>

Comme pour le Léman, en plus de continuer les mesures existantes en faveur de la qualité des eaux, une nouvelle priorité sera sûrement dans les années à venir de (i) s'intéresser et de travailler sur la réduction des micropolluants issus des activités humaines et susceptibles d'être néfastes à la biologie et au fonctionnement écologique ; (ii) accroître la prise en compte de l'impact des changements climatiques. *In fine*, les grands objectifs restent fixés :

- atteindre et maintenir le bon état écologique,
- assurer, garantir et pérenniser la potabilité de l'eau ainsi que les activités récréatives (baignade et plongée, pêche, etc...)

Peu de travaux ont été conduits à ce jour sur la prise en compte de ce que peut/pourrait être l'impact des changements climatiques au lac du Bourget. Cette année 2010 a toutefois vu la publication d'un article dans *Ecological modelling* où nous avons tenté de prédire les conséquences du réchauffement climatique annoncé

sur l'évolution des concentrations de P dans le lac (Brhyn et al. 2010). Les différents scénarii climatiques considérés ont révélé que les changements possibles sur les intrants ou sur le lac lui-même n'affecteront que de manière très marginale la concentration en phosphore total du lac. En fait, l'augmentation des températures pourrait intensifier la diffusion de P d'origine sédimentaire mais elle favoriserait aussi la sédimentation de cet élément, si bien que les deux effets pourraient très largement se compenser. Il est clair néanmoins que l'effet serait le plus marqué sur la charge externe (à partir de l'érosion du bassin versant riche en P) et que celle-ci doit continuer d'être maîtrisée.

Parmi les événements phare à noter en 2010, il y a eu la signature d'une convention entre l'État et le Conservatoire du Littoral (qui fêtait aussi ses 30 ans d'existence), une des premières à être signées au profit d'un grand lac naturel français. L'État, en tant que propriétaire du domaine public fluvial (eau libre et roselières), a confié à l'établissement national la gestion de plus de 82 hectares, une frange lacustre représentant des zones de contact et de transition écologique d'une très grande richesse mais particulièrement vulnérable face à toute fréquentation inorganisée (bateau à moteur, pollutions diverses...). Déjà propriétaire de 120 hectares sur les communes du Bourget-du-Lac, de Viviers-du-Lac, d'Aix-les-Bains, de Chindrieux, de Ruffieux et de Conjux, l'action de préservation du Conservatoire du Littoral s'agrandit essentiellement des 80 hectares du domaine de Buttet. La totalité des sites continueront à être gérés au quotidien par le conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie (CPNS).

Pendant l'année 2010, d'autres publications que celle citée ci-dessus ont vu le jour. La liste, ci-dessous n'est sûrement pas exhaustive, mais donne malgré tout une bonne idée de l'existant.

- Balvay, G. 2010. Evaluation de la biodiversité zooplanctonique rhonalpine 1960-2000. *Bull. Soc. Linn. Lyon* 2:86-90
- Berdjeb, L., J.-F. Ghiglione, I. Domaizon and S. Jacquet. 2010. A two-year assessment of the main drivers regulating the bacterial community structure in Lake Bourget (France). *Microb. Ecol.* DOI: 10.1007/s00248-010-9767-6
- Bryhn, A. C., C. Girel, G. Paolini and S. Jacquet. 2010. Reconstructing historical phosphorus loadings and predicting future effects from nutrient abatement and climate change on phosphorus concentrations in the largest natural French lake (Lake Bourget). *Ecol. Model.* 221:1440-1450
- Cellamare, M., A. Rolland and S. Jacquet. 2010. Flow cytometric sorting of freshwater phytoplankton. *J. Applied Phycol.* 22:87-100
- Cuypers, Y., B. Vinçon-Leite, A. Groleau, B. Tassin and J.F. Humbert. 2010. Impact of internal waves on the spatial distribution of *Planktothrix rubescens* (cyanobacteria) in an alpine lake. *The ISME J* (sous presse)
- Giguet-Covex C, F. Arnaud, J. Poulencard, D. Enters, J.L. Reyss, L. Millet, J. Lazzarotto and O. Vidal. 2010. Sedimentological and geochemical records of past trophic state and hypolimnetic anoxia in a large, hard-water Lake Bourget, French Alps. *J. Palaeolimnology* 43:171-190.
- Lepère C., S. Masquelier, J.F. Mangot, D. Debroas and I. Domaizon. 2010. Vertical distribution of small eukaryote diversity in lakes: a quantitative approach. *ISME Journal* 4:1509-1519
- Le Vu, B B. Vinçon-Leite, B. J. Lemaire, N Bensoussan, M. Calzas, C. Drezen et al. 2010. High-frequency monitoring of phytoplankton dynamics with the European water framework directive : application to metalimnic cyanobacteria. *Biogeochem.* DOI 10.1007/s10533-010-9446-1
- Pollet T, Tadoléké D. R. & Humbert J.-F. 2010. Comparison of three sets of primers to evaluate the *Planctomycetes* communities in lentic freshwater ecosystems. *Environmental Microbiology Report*, doi:10.1111/j.1758-2229.2010.00219.x
- Sotton, B., O. Anneville, S. Cadet-Six, I. Domaizon, S. Kryszewski and J. Guillard. 2010. Daily distribution of whitefish during *Planktothrix rubescens* blooms in a mesotrophic peri-alpine lake, and evidence of toxins accumulation. *Harmful Algae* (soumis)

Et un rapport est particulièrement intéressant dans le contexte du suivi environnemental du lac du Bourget (voir Annexe):

Anneville, O. et J. Guillard. 2010. Influence des efflorescences de cyanobactéries toxiques sur la distribution spatiale et le régime alimentaire des populations de poissons au lac du Bourget. Rapport INRA préliminaire, 10 pages.

Pour résumer, le lac du BOURGET c'est vraiment une :

Bonne

Opportunité d'

Unir

Recherche et

Gestion autour de l'

Eau et de la

Terre

STRATEGIE D'ECHANTILLONNAGE et TABLEAU DE BORD

I. METHODES DE PRELEVEMENT ET D'ANALYSE

La station de prélèvement choisie pour le suivi 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 19 campagnes en 2010, 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 7 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 biologiques sont également mesurés (cf tableau II).

- Le second type de campagne comporte 11 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).

Les prélèvements sont réalisés selon des techniques uniformisées, à l'aide de bouteilles cylindriques NISKIN. Les échantillons sont analysés par le laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA - UMR CARTELE - 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 réduct. acide ascorbique)	NF EN 1189
pH	Electrométrie	NF T 90-008
Conductivité à 25 °C	Correction de température automatique	NFEN2788/ISO7888
Phosphore total	Minéralisation au peroxydisulfate 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 lors des campagnes de prélèvement prévues et financées par le CISALB. 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, 39 profils de sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2010.

A cela s'ajoute l'analyse des communautés microbiennes, phyto- et zooplanctoniques.

Le tableau II récapitule le nombre d'échantillons et de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. 1141 analyses chimiques ont été effectuées sur les 163 échantillons prélevés pendant l'année 2010.

Tableau II tableau récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2010

méthode	paramètres		Nombre
Prélèvements NISKIN	Chimie	Nutriments (PO_4^{3-} , P_{tot} , NO_3^- , N_{tot} , NH_4^+ , COT, SiO_2)	163
	cytométrie	abondance - diversité	161
	Cyanobactérie	abondance	114
		toxine	57
Prélèvement intégré 0 – 20 m	chlorophylle a		30
	phytoplancton	abondance - diversité	20
Filet 200 μm 0 – 50 m	zooplancton	abondance - diversité	20
Profils sondes	SBE (T, O ₂)		39
	BBE (fluo)	CT	30
		INRA	3

Le tableau III ci-dessous précise la répartition des dates des 36 campagnes effectuées au cours de l'année 2010.

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2010

Date	Profil temp - O2	profil fluo	Transp. Secchi	Chloro a	Prélèvement NISKIN									
					Prof	SBE 19+	BBE	0-20 m	Nutriments, cyto, tox, cyano					
2	10	15	20	30					50	80	110	130	140	
19/01/2010	X	X	X											
21/01/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
15/02/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
01/03/2010	X	X	X											
16/03/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
23/03/2010	X	X	X	X										
29/03/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
07/04/2010	X	X	X	X										
14/04/2010	X	X	X	X										
21/04/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
28/04/2010	X	X	X	X										
06/05/2010	X	X	X	X										
11/05/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
18/05/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
26/05/2010	X	X	X	X										
02/06/2010	X	X	X											
08/06/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
23/06/2010	X		X											
24/06/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
28/06/2010	X	X	X	X										
09/07/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
13/07/2010	X		X	X										
20/07/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
27/07/2010	X	X	X	X										
04/08/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
11/08/2010	X	X	X	X										
17/08/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
25/08/2010	X	X	X	X										
02/09/2010	X	X	X											
06/09/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
15/09/2010	X	X	X											
21/09/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
28/09/2010	X	X	X											
13/10/2010	X	X	X											
22/10/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
27/10/2010	X	X	X											
03/11/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
18/11/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
21/12/2010	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Total	39	37	39	30	19	19	19	19	19	19	12	12	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 au regard des principaux paramètres pertinents pour décrire l'évolution de son état de santé et ce vers quoi il doit tendre. Ce tableau de bord des principaux paramètres limnologiques d'état de l'écosystème « lac du Bourget » est publié sur le site du CISALB. Il est redonné ici pour rappel.

Les seuils de qualité de la DCE sont les suivants :

- pour la chlorophylle *a* moyenne estivale :

limite très bon / bon état : 2,1 µg/l

limite bon / moyen état : 3,8 µg/l

limite moyen / médiocre état : 9,9 µg/l

limite médiocre / mauvais état: 17,6 µg/l

- 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) :

limite très bon / bon état : 0,015 mg/l

limite bon / moyen état : 0,03 mg/l

limite moyen / médiocre état : 0,06 mg/l

limite médiocre / mauvais état: 0,1 mg/l

- 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.

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 de ce composant limitant la qualité des eaux du lac. L'objectif à l'horizon 2021 est que la concentration en P-PO₄ soit de 10 µg.L⁻¹. En 2010 le curseur était posé sur la valeur 14 µg/L.



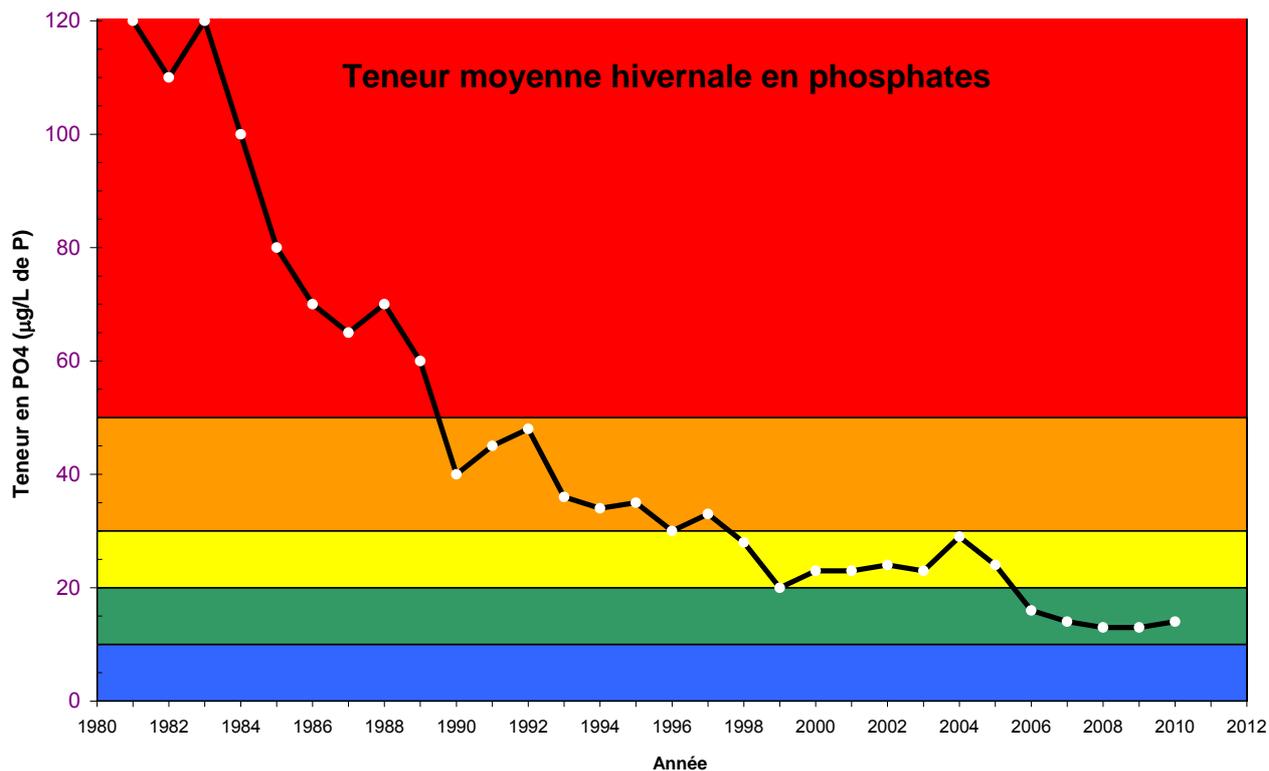


Figure 1 Evolution inter-annuelle de la concentration hivernale moyenne de P-PO4

II.2. La transparence

Il s'agit en l'occurrence de la transparence minimale annuelle (généralement estivale). Cet indicateur renseigne indirectement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique et des matières en suspension dans la couche 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 2010, le curseur était sur la valeur 2,3 m.



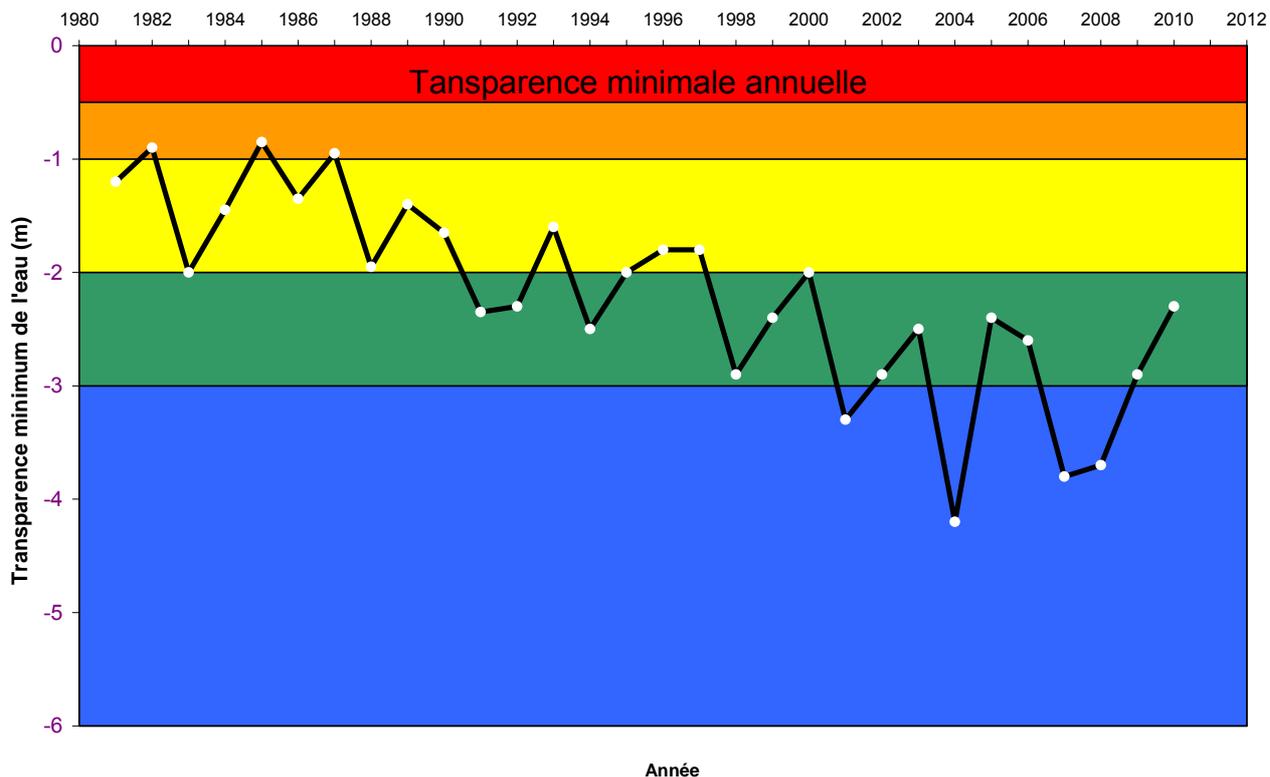


Figure 2 Evolution inter-annuelle de la transparence minimale annuelle

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 2010, le curseur indiquait la valeur 8,4.



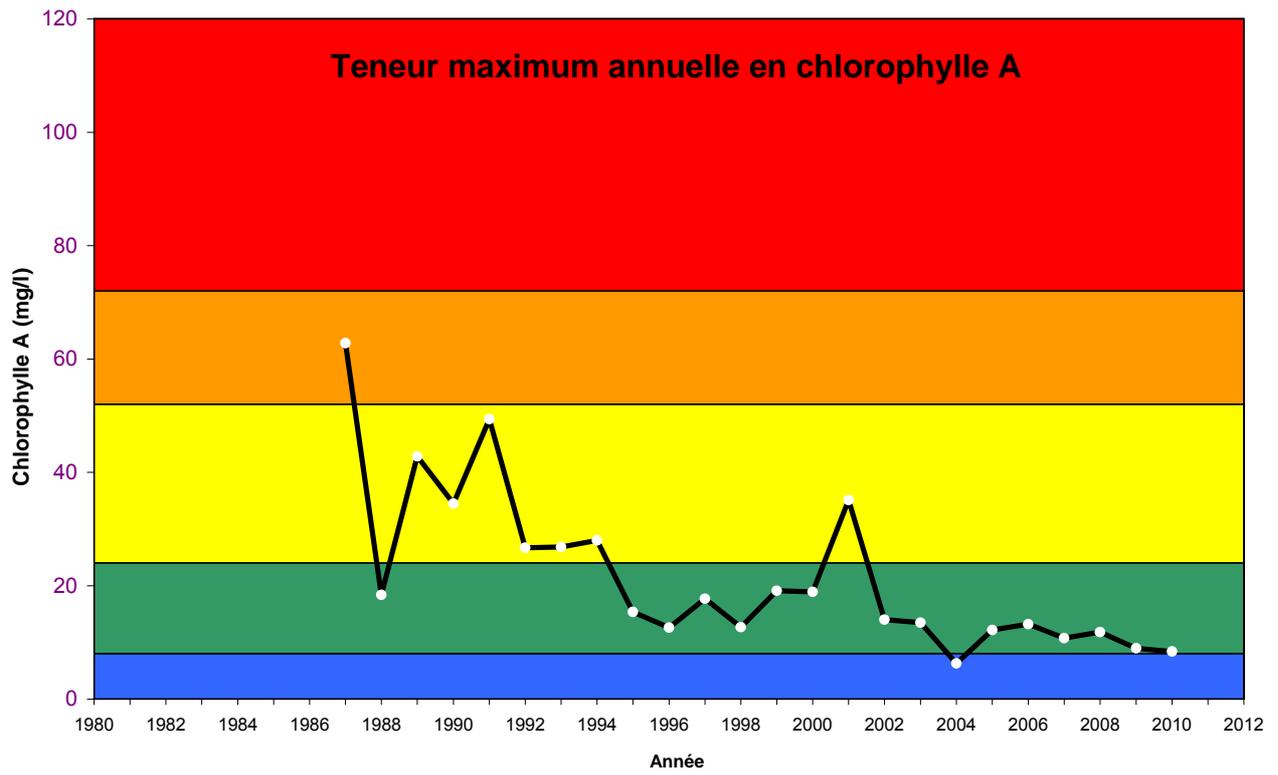


Figure 3 Evolution inter-annuelle de la concentration maximale annuelle en chlorophylle a

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 de la station météorologique de Voglans située à proximité du lac du Bourget, dans sa partie sud.

I. TEMPERATURES

I.1. Moyenne annuelle

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

Année	Temp moy °C
2010	11,09
1974-1990	10,83

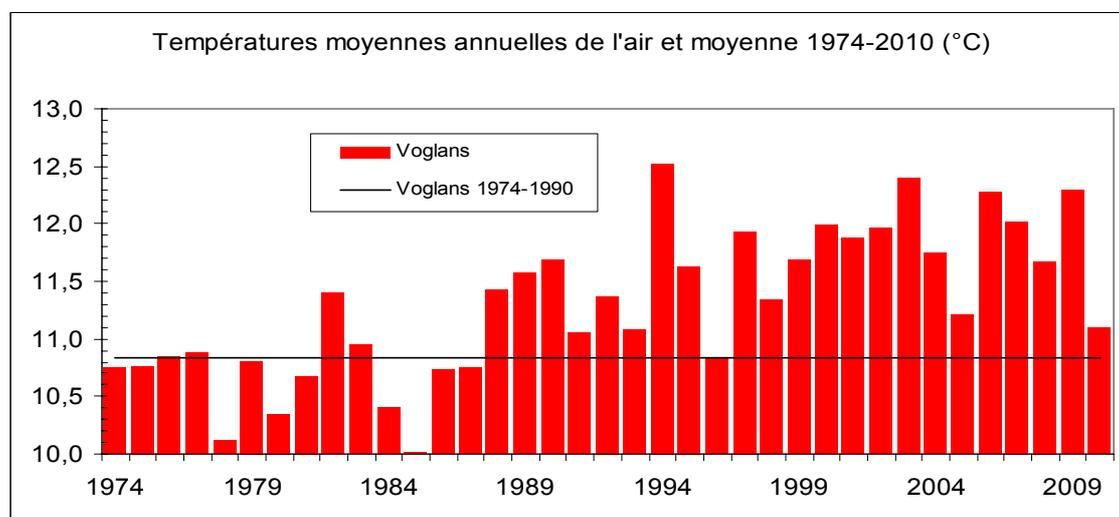


Figure 1 Evolution des températures annuelles de l'air sur la période 1974 – 2010 et comparaison avec la moyenne 1974 - 1990 (°C)

L'année 2010 présente encore une température annuelle supérieure à la moyenne (11,09 vs 10,83 °C) mais reste moins chaude que 2009 (12,29 °C). La tendance de ces 20 dernières années fait ressortir une légère augmentation.

I.2. Variations saisonnières

L'hiver 2009-2010 reste légèrement plus froid que les trois hivers précédents au regard du nombre de jours de gel. En effet, nous observons des températures moyennes journalières inférieures ou égales à 0 °C pendant 30 jours entre décembre et mars (vs respectivement 20, 16 et 8 jours pour les 3 derniers hivers).

Les mois d'avril, de juin et de juillet présentent des températures moyennes supérieures à la moyenne 1974-1990 avec des excédents se situant entre 7 et 23 %.

Les mois de janvier et décembre sont les plus froids depuis les vingt dernières années et montrent des déficits de plus de 70% par rapport à la moyenne.

Tableau II Températures minimales, moyennes et maximales mensuelles de l'air en °C, année 2010 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 1990

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
Min	-3,3	-3,4	-0,5	6,9	8,4	13,6	17,3	14,3	9,2	5,8	-2,3	-5,4
moyenne	0,5	3,7	6,9	11,9	14,2	18,8	23,0	19,7	15,5	11,2	6,8	0,8
max	5,7	12,7	15,3	18,1	20,2	22,8	28,0	23,2	19,1	16,8	13,1	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 2010/moy %	-72,0	1,5	2,7	22,8	1,2	6,9	13,4	1,2	-5,0	-1,8	18,1	-73,9

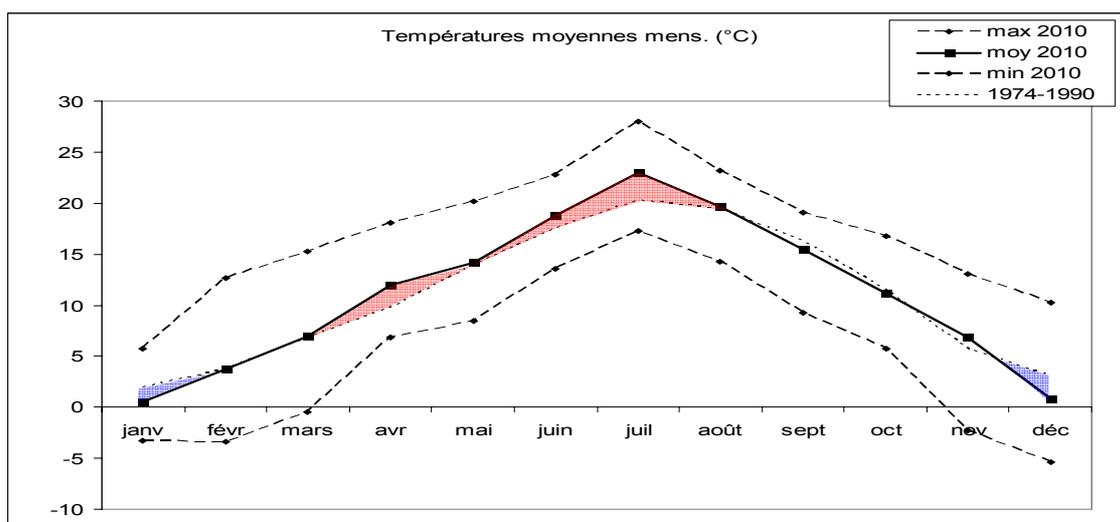


Figure 2 Comparaison des températures de l'air maximales, moyennes et minimales mensuelles en 2010 et des moyennes 1974 – 1990 (les zones colorées représentant les écarts à la moyenne historique, plus chauds ou plus froids)

II. PRECIPITATIONS

II.1. Cumul annuel

En 2010 le déficit hydrique est de -21 % par rapport à la moyenne (1020 mm vs 1301 mm). 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 encore cette année par rapport aux moyennes avec plus de 2000 mm soit plus d'un an et demi de pluviométrie moyenne, avec 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
2010	1020
1974-1990	1301

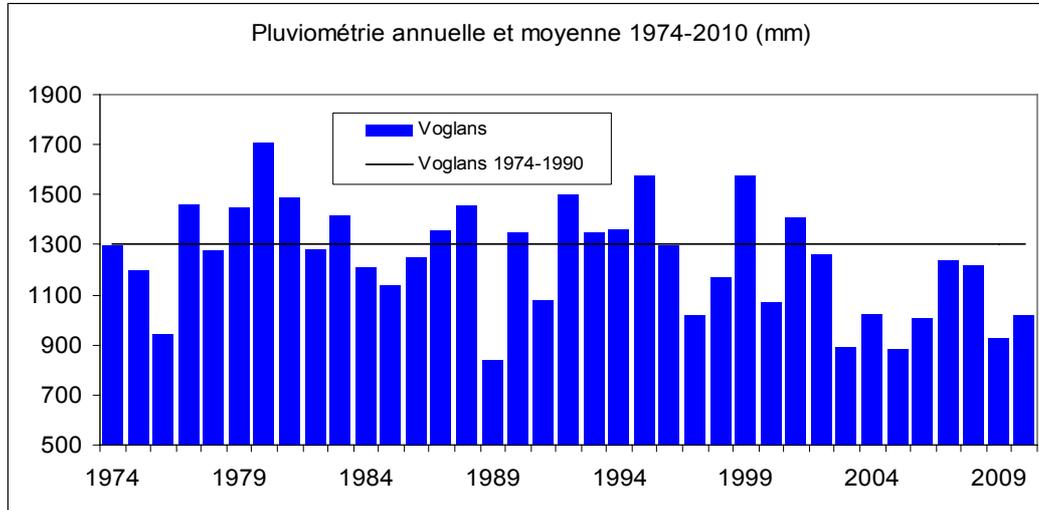


Figure 3 Evolution de la pluviométrie annuelle sur la période 1974 – 2010 et comparaison avec la moyenne historique (mm)

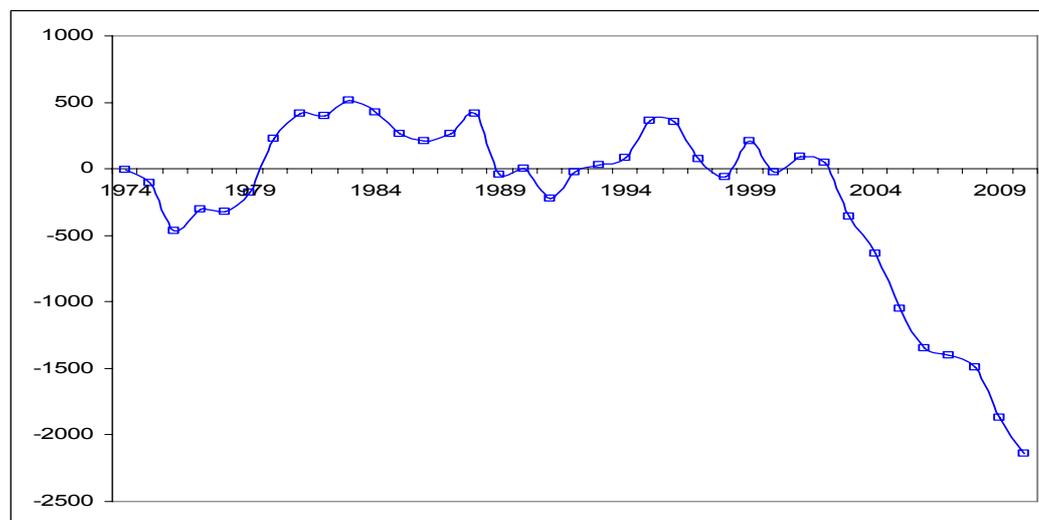


Figure 4 Evolution de l'écart à la moyenne (1974-1990) de la pluviométrie annuelle cumulée depuis 1974 (%)

II.2. Variations saisonnières

Par rapport aux moyennes mensuelles, 2010 présente 9 mois secs (entre -2% et -72%) ; seuls les mois de mai, août et novembre sont des mois bien arrosés avec respectivement 147, 103 et 129 mm de précipitations soit des excédents entre 22 et 29%.

Tableau IV Précipitations mensuelles en mm, année 2010 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 1990

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	mai	juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
2010	70,2	117,8	94,2	24,7	146,8	69,1	36,9	102,8	64,4	63,3	129,3	100,6
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 %	-40,3	-1,8	-19,4	-71,8	29,1	-34,1	-58,2	21,9	-42,5	-51,0	27,7	-19,7

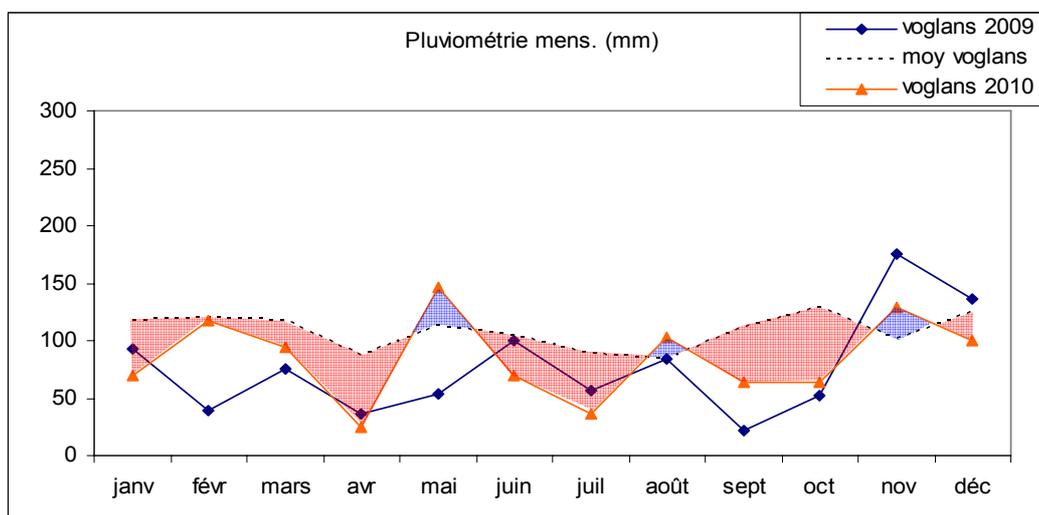


Figure 5 Comparaison des précipitations mensuelles (mm) en 2010 et 2009 et des moyennes 1974 – 1990 (même légende que Figure 2)

Relation entre les différents épisodes pluvieux et le niveau du lac

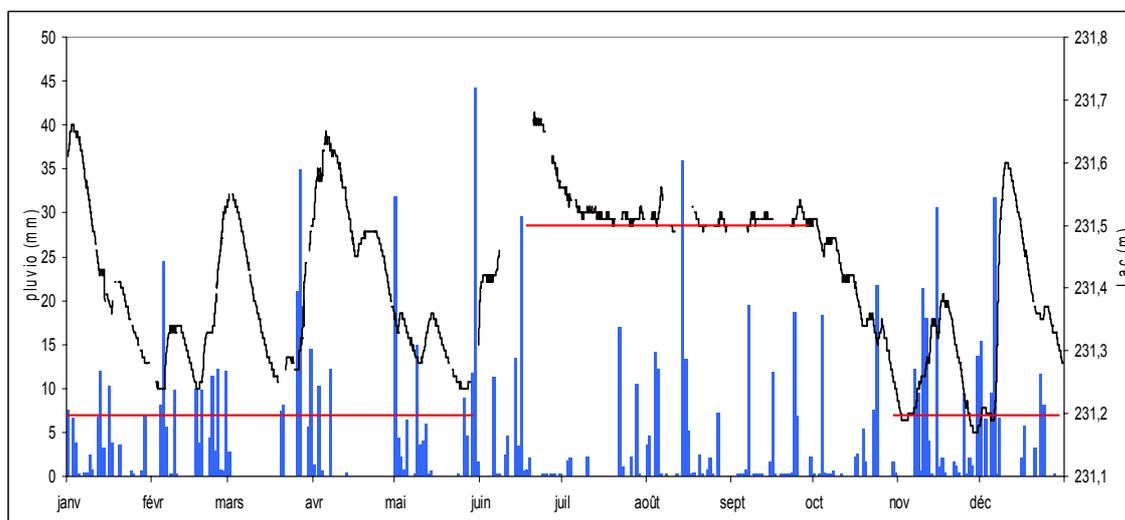


Figure 6 Précipitations journalières (mm), niveau du lac du Bourget (m) et consignes de niveau seuil en 2010

- 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)
- I Précipitations journalières (mm)

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 2010 est observé le 20 juin avec une altitude NGF orthométrique de 231,68 m. Tout au long de l'année, le niveau du lac suit un certain nombre de montées rythmées par les épisodes pluvieux.

III. DUREE DE L'INSOLATION

III.1. Cumul annuel

Tableau V Insolation annuelle en heures

Année	Insolation heures
2010	1831
1974-1990	1911

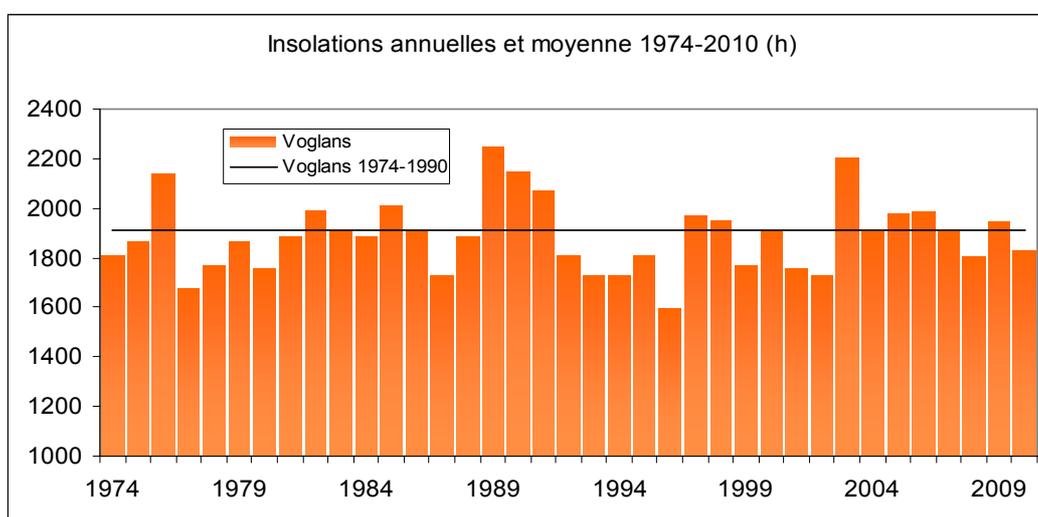


Figure 7 Evolution de la durée d'insolation annuelle sur la période 1974 – 2010 et comparaison avec la moyenne historique (heure)

L'année 2010 présente un petit déficit d'insolation (- 4%) par rapport à la moyenne mais globalement il y a peu d'évolution de ce paramètre depuis 1974.

III.2. Variations saisonnières

Tableau VI Durée d'insolation mensuelle (h), année 2010 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 1990

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
2010	59	66	167	225	151	211	308	201	199	106	72	66
1974-1990	79	92	132	169	191	243	283	248	193	126	87	69
Δ %	-25,3	-27,9	26,0	33,4	-20,7	-13,1	8,7	-19,0	3,0	-15,7	-16,9	-3,9

Hormis les mois de mars, d'avril et de juin qui affichent un excès d'ensoleillement (de 9 à 33 %), le reste de l'année présente des déficits qui s'élevèrent jusqu'à -28% en février par rapport aux valeurs moyennes.

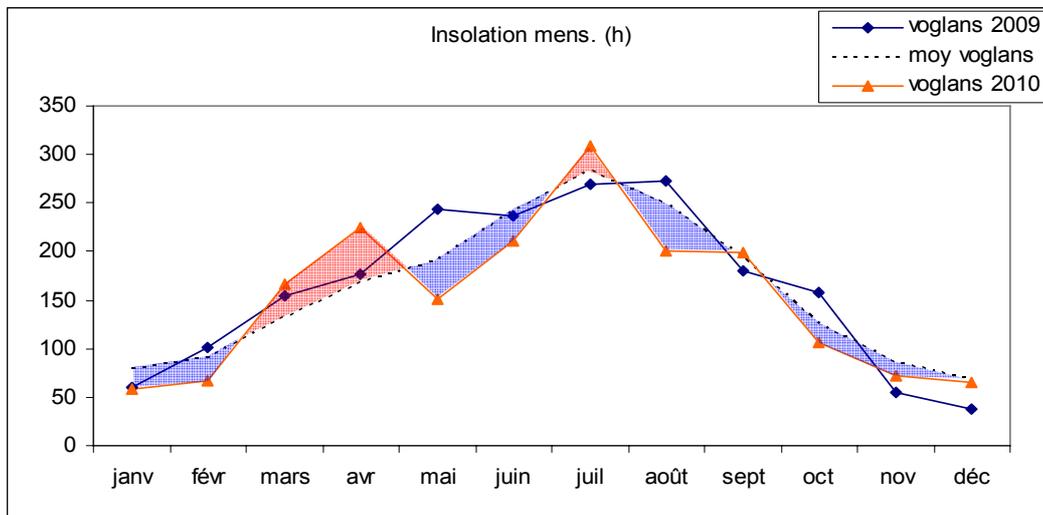


Figure 8 Comparaison des durées d'insolation mensuelle (h), année 2010 et 2009 avec la moyenne 1974 – 1990

PHYSICO-CHEMIE DU LAC

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

I. DONNEES 2010 ET EVOLUTION SAISONNIERE

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 de la production d'oxygène par la photosynthèse dans les couches supérieures (a) et de la consommation d'oxygène par l'activité microbienne au fond (b) et au niveau du métalimnion (c) ;
- 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).

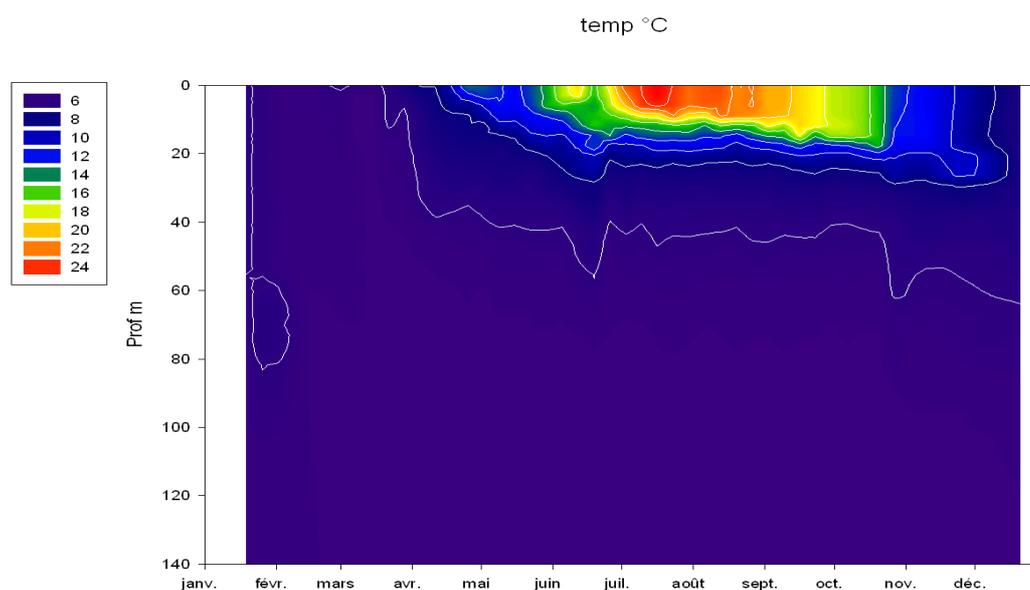


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget – Point B, année 2010

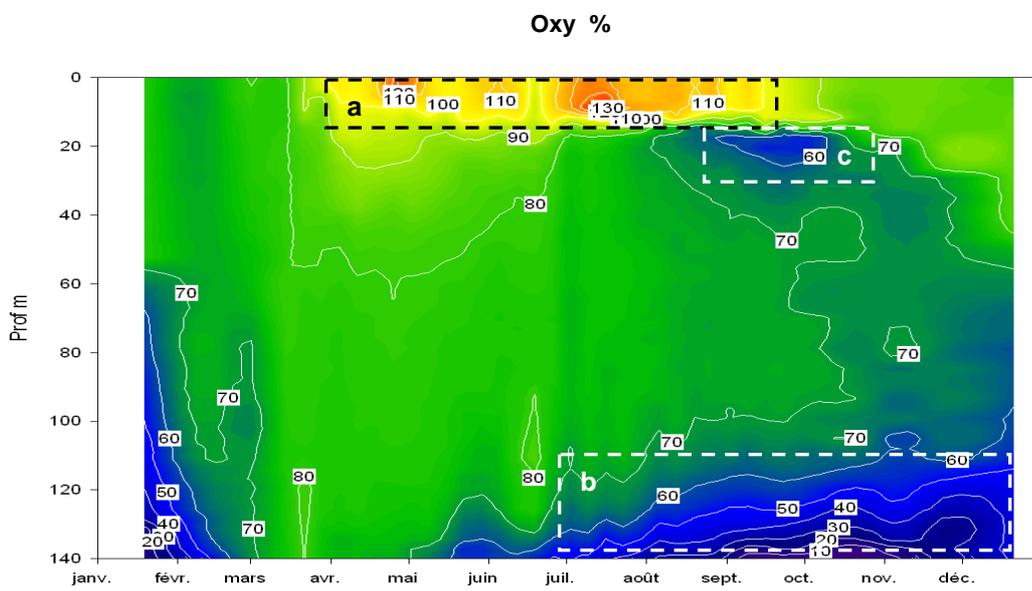


Figure 2 Evolution des concentrations en oxygène dissous (%) du lac du Bourget – Point B, année 2010

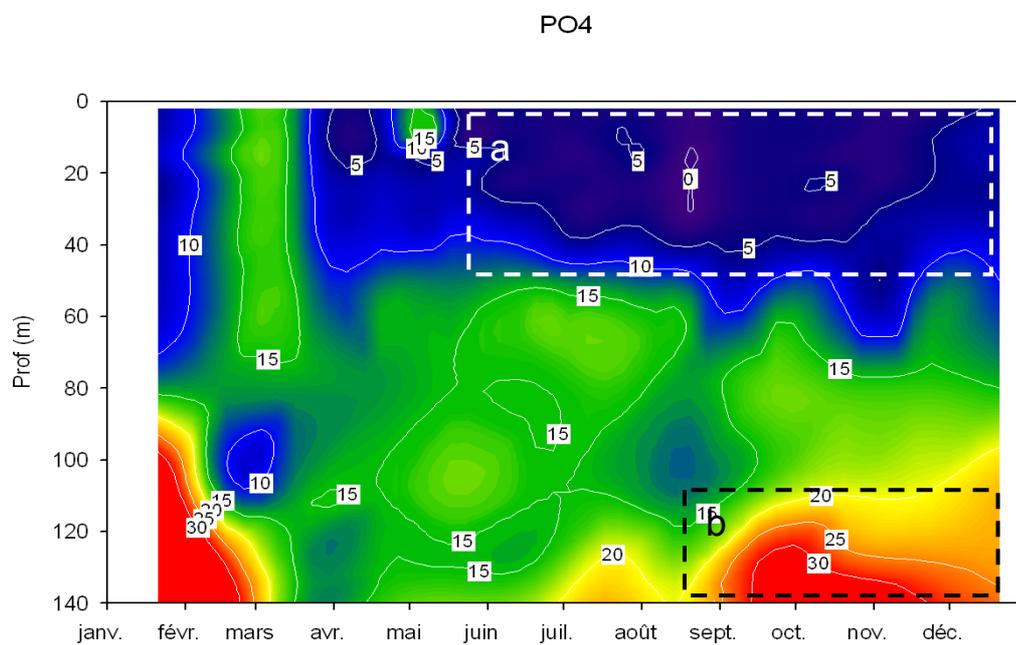


Figure 3 Evolution des concentrations en phosphate ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) du lac du Bourget – Point B, année 2010

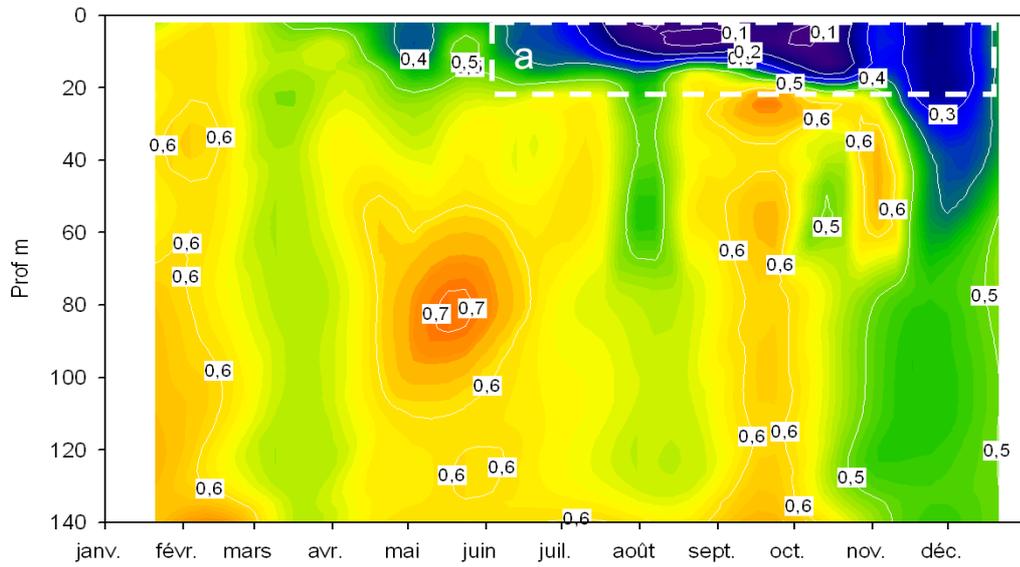


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrates (mgN.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2010

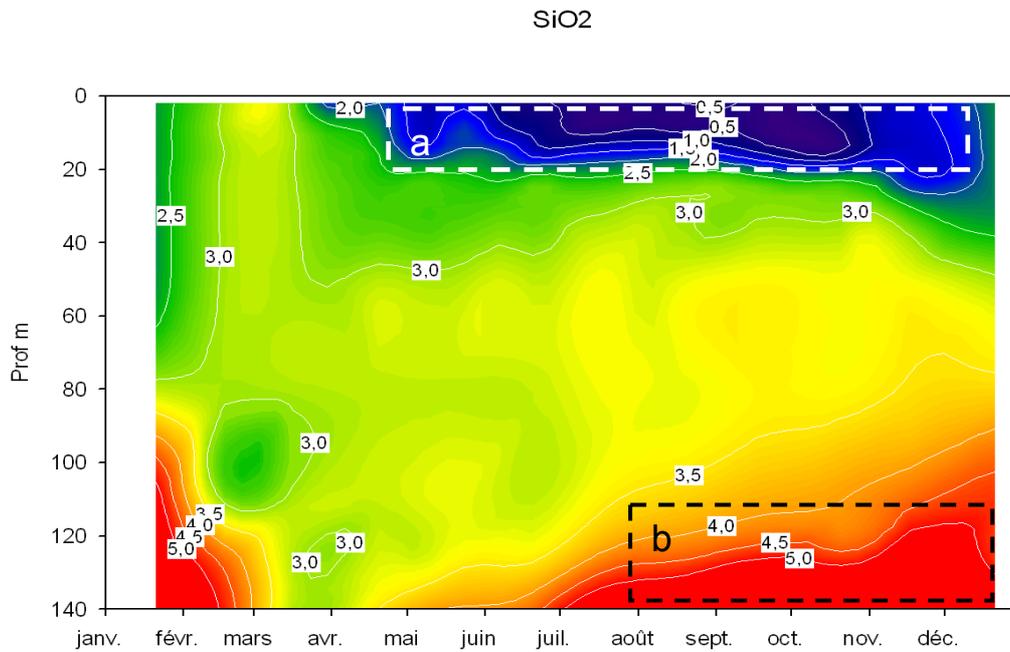


Figure 5 Evolution des concentrations en silice (mg.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2010

COT

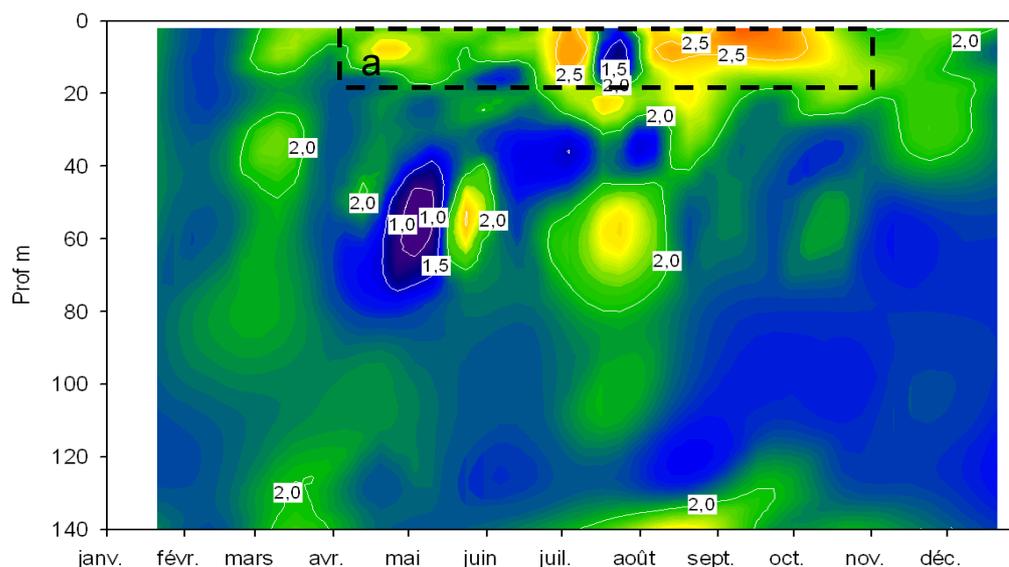


Figure 6 Evolution des concentrations en COT ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) du lac du Bourget – Point B, année 2010

I.1. Température et Oxygène

I.1.1 Distribution verticale

En 2010 les températures sont suffisamment froides pour permettre un mélange total de la masse d'eau avec, pour conséquences directes, une redistribution verticale 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 n'est pas suffisante pour empêcher les échanges verticaux (entre autre de l'oxygène) ; nous observons, de ce fait, une réoxygénation du fond qui atteint un maximum le 16 mars avec $9,76 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ soit plus de 77 % de la saturation.

En 2010, la réoxygénation maximale à 140 m a été plus efficace que celles observées en 2008 et 2007 ($9,22$ vs $6,96$ et $6,31 \text{ mg O}_2\cdot\text{L}^{-1}$).

Tableau I Températures d'homogénéisation et températures maximales observées au point B de 2003 à 2010

Année	Maximum mélange			maximum à 2 m	
	Date	Température (°C)	Oxygène ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$)	Date	Température (°C)
2003	18/02/2003	5,89		12/08/2003	26,18
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

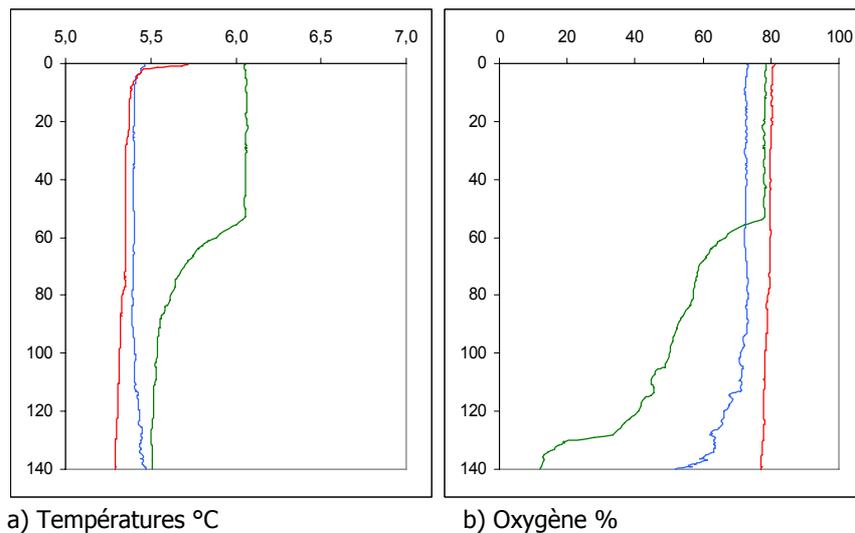


Figure 6 Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène (% saturation) au point B au début de l'année 2010 (19/01 —, 15/02 —, 16/03 —)

Dès la fin du mois de mars et surtout au début du mois d'avril, 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 relativement tôt cette année ; nous observons, dès la première quinzaine du mois de mars des effets en surface sur la transparence, 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 :

- 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 ;
- autour d'une vingtaine de mètres de profondeur apparaît un minimum d'oxygène qui va s'accroître progressivement, atteindre une valeur minimale de $6 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (52 % de la saturation) le 19 octobre et se maintenir jusqu'en décembre ;
- de 50 à 110 m, la distribution verticale de l'oxygène est assez homogène autour de 70 % de la saturation ;
- le bas de l'hypolimnion (> à 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 enfouissement de la thermocline. On observe alors une homogénéisation progressive de l'épilimnion dès la surface pour atteindre plus de 40 mètres d'épaisseur au mois de décembre avec pour conséquence:

- 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.

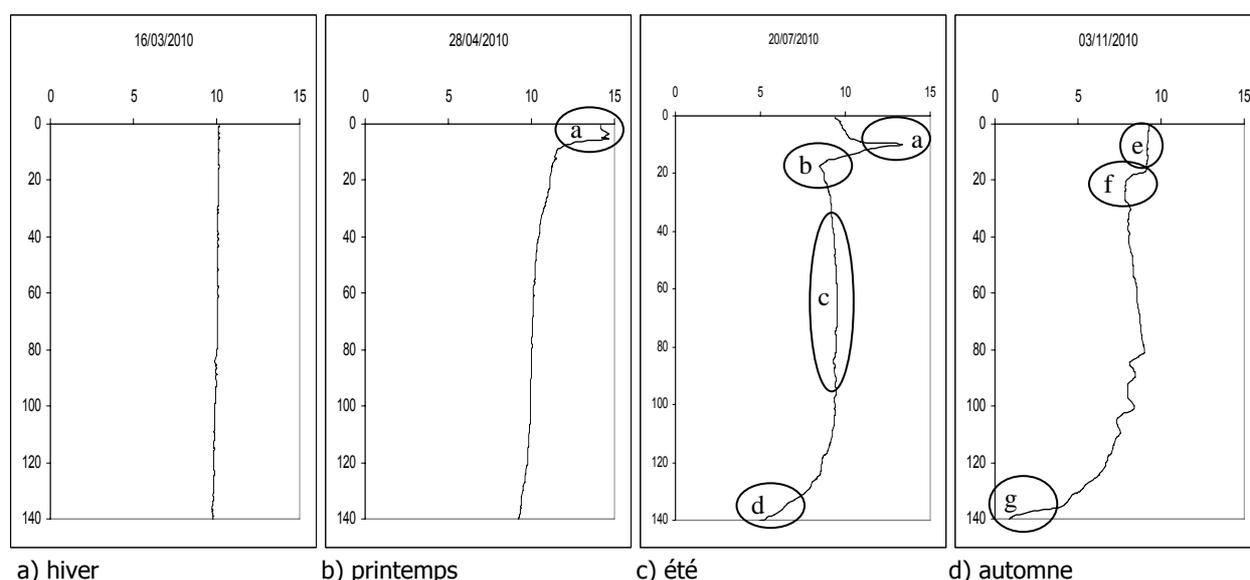


Figure 7 Distributions verticales des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) au point B en 2010

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 2010

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 %)

L'épaisseur de la couche de surface au mois de décembre est du même ordre de grandeur qu'en 2007 et 2008 mais avec des températures plus froides. À 140 m les concentrations en oxygène sont plus élevées que les années précédentes et témoignent d'un début de réoxygénation hypolimnique favorisée par les conditions météorologiques en fin d'année (diminution des températures de l'air, vent).

I.1.2. Evolution saisonnière

A. Au niveau du métalimnion

Oxygène dans la zone trophogène

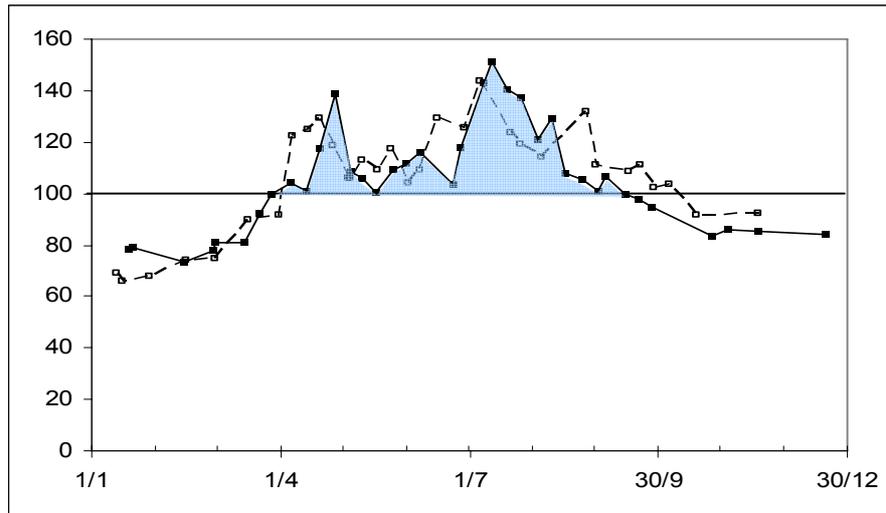


Figure 8 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (%) au niveau du métalimnion au point B en 2010 (— ■), comparaison avec 2009 (- - - □)

La variation saisonnière en oxygène montre deux périodes de production bien distinctes :

- la première assez courte présente un maximum au mois d'avril avec $14,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ soit environ 138 % de saturation (attribuée au développement des diatomées avec consommation de la silice à 2 et 10 mètres de profondeur) ;
- la seconde plus étalée dans le temps s'étend en juillet et août avec des concentrations passant par un maximum le 13 juillet à $13,5 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ (soit 150 % de la saturation) conséquence de l'activité d'autres populations algales. Par rapport à 2009, nous enregistrons des valeurs du même ordre de grandeur pendant toute la période estivale (max à 151 % vs 144 %).

A partir du mois de juillet (max) 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 25 mètres jusqu'au mois d'octobre puis, avec l'érosion de la thermocline, le minimum s'enfonce en novembre jusqu'à 26 mètres et disparaît.

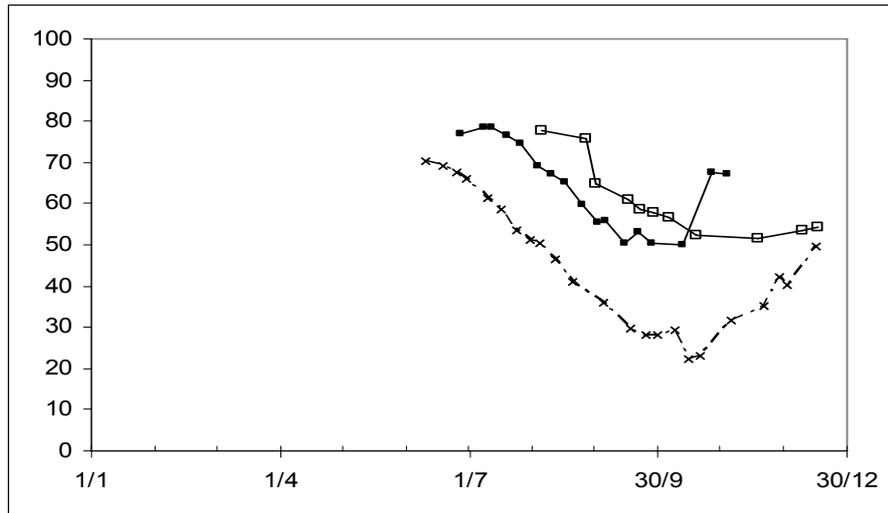


Figure 9 Variation saisonnière des concentrations minimales en oxygène (% de la saturation) entre 15 et 33 m au point B en 2010 (—■—) et comparaison avec 2008 (- -× - -).et 2009 (- -□ - -)

En 2010, cette sous saturation débute en juillet, passe par un minimum le 13 novembre avec une valeur de $5,4 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$. En comparaison avec les années précédentes, le déficit en oxygène est sensiblement identique à 2009 et moins important qu'en 2008 : le minimum 2010 n'atteint que 50% contre 23% ($2,6 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$). Ce déficit en oxygène est observé sur une durée de 128 jours (133 jours en 2009), mais le phénomène apparaît plus précocement en 2010.

En profondeur

Température à 140 m

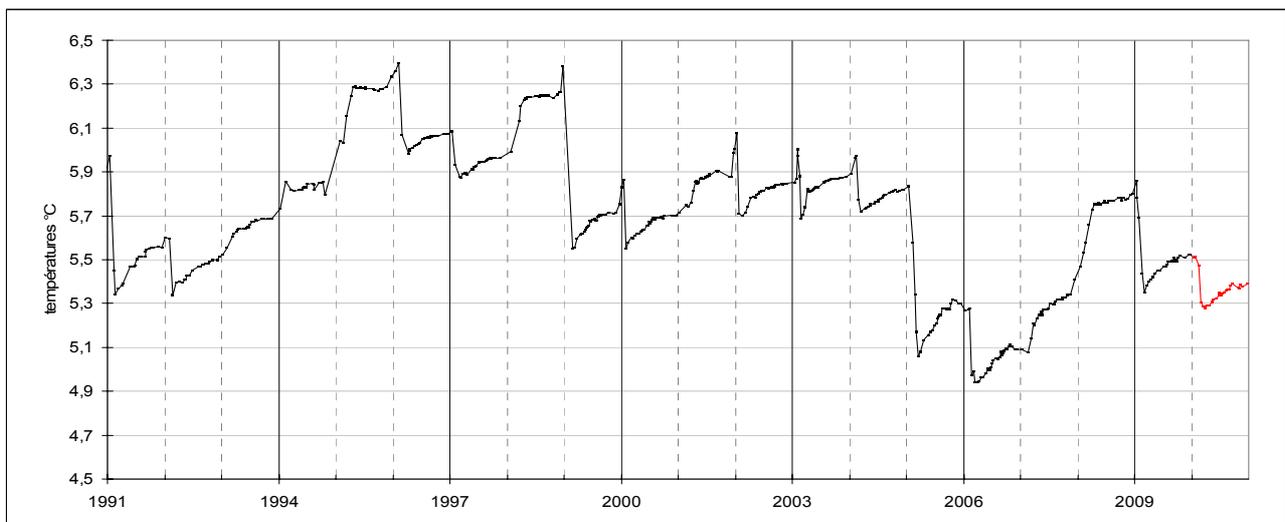


Figure 10 Températures à 140 m de profondeur au point B de 1991 à 2010

Après deux hivers assez doux qui ont permis une augmentation relativement continue des températures (pas de refroidissement de la zone profonde) entre 2006 et 2008, nous observons, pendant 2 hivers successifs 2008-2009 et 2009-2010, un refroidissement de la zone profonde qui ramène 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).

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 23 mars avec 10,35 mgO₂.L⁻¹ correspondant à plus de 80 % de la saturation ; elle est supérieure à 2009, 2008 et 2007 (respectivement 9,4 mgO₂.L⁻¹, 7,5 mgO₂.L⁻¹ soit 60 % et 6,4 mgO₂.L⁻¹ soit 50%) mais reste inférieure à 2006 (10,8 mgO₂.L⁻¹ soit 84 %). Après deux années consécutives, où la phase de circulation des eaux n'avait pas été suffisamment intense pour permettre une réoxygénation complète, nous observons en 2009 et 2010 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'en décembre (minimum de 3,94 mgO₂.L⁻¹). Cette consommation d'oxygène est la conséquence de l'activité des microorganismes dans les processus de minéralisation de la matière organique et apparaît légèrement supérieure à l'année précédente.

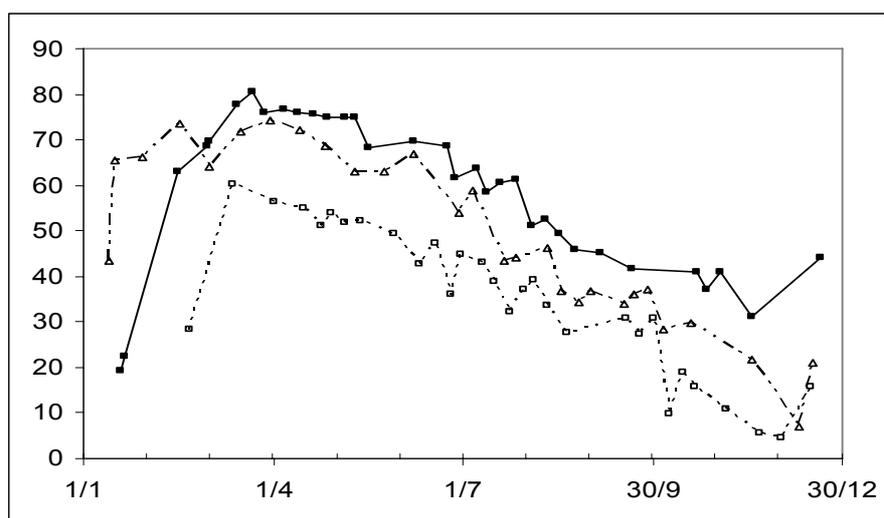


Figure 11 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (% de la saturation) à 130 m au point B en 2010 (—■—) et comparaison avec 2009 (---△) et 2008 (----□)

Oxygène sur l'ensemble de la colonne d'eau

Le graphe suivant résume l'évolution des concentrations en oxygène sur les six dernières années et sur l'ensemble de la colonne d'eau.

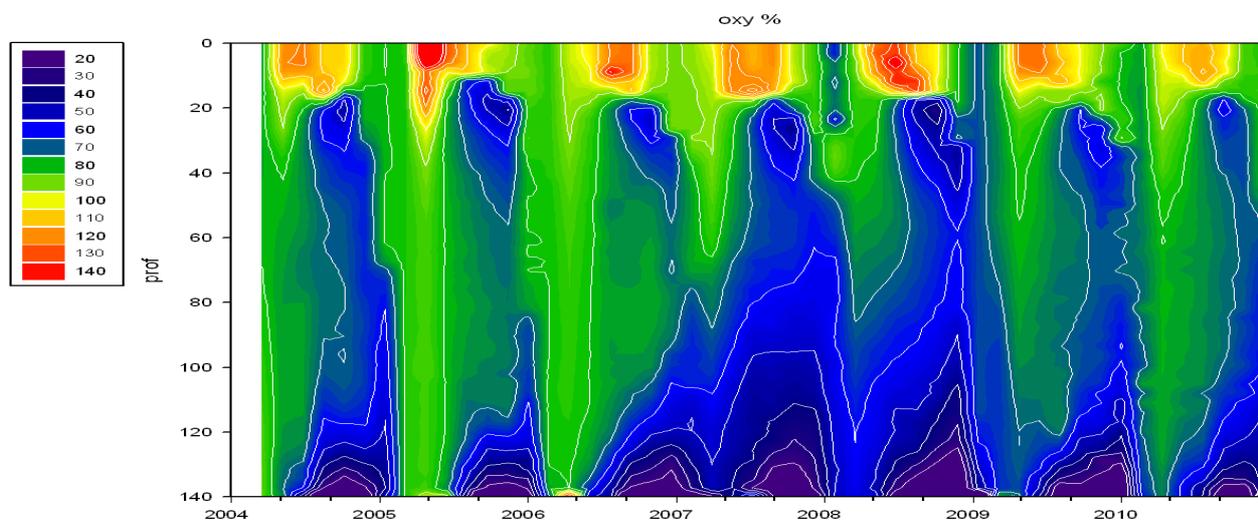


Figure 12 Evolution des concentrations en oxygène (% de la saturation) au point B de 2004 à 2010

La figure 12 illustre en particulier :

- en surface : la conséquence de l'activité photosynthétique sur la concentration en oxygène légèrement moins importante en 2010 que les années précédentes ;
- dans le métalimnion : l'étendue du déficit en oxygène qui augmente progressivement en valeur et en importance entre 2006 et 2008 retrouve en 2010 une situation comparable à 2006 ;
- dans l'hypolimnion : après avoir augmenté en 2007 et 2008, les déficits en oxygène sont sensiblement identiques à ceux relevés en 2006.

Tableau III métalimnion déficit en oxygène 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%

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.

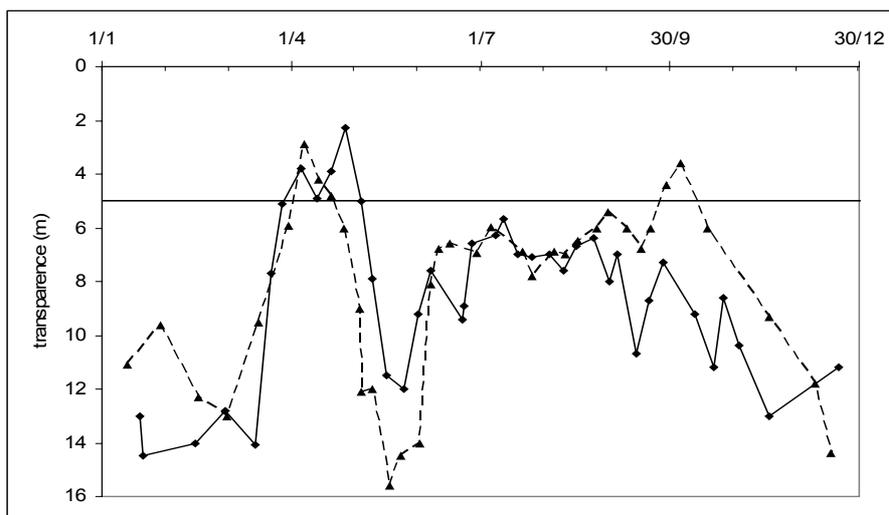


Figure 13 Variation saisonnière de la Transparence (m) au disque de Secchi en 2010 (—◆—) et 2009 (---▲---) au point B

L'évolution saisonnière de la transparence montre plusieurs phases :

- en hiver, de janvier à début mars, avec un maximum à 14,5 m en 2010, la transparence reste, comme en 2009, un peu supérieure à la moyenne de ces vingt dernières années (11,7 m) ;
- le minimum printanier est mesuré à 2,3 m, proche de la valeur de 2009 (2,9 m) inférieur à la moyenne des valeurs observées depuis 2000 (3,3 m). Ce minimum printanier indique l'activité phytoplanctonique printanière, notamment avec les diatomées ;
- une période des eaux claires bien marquée (conséquence du broutage des diatomées par le zooplancton) mais toutefois moins importante qu'en 2009 ; le maximum est mesuré le 26 mai avec une valeur à 12 m (vs 14 m en 2009). Les valeurs restent supérieures à 8 m pendant plus d'un mois entre mi-mai et mi-juin.
- la transparence estivale et la transparence en fin d'automne montrent des valeurs relativement élevées par rapport aux moyennes respectivement 6,9 vs 4,4 m et 11,2 vs 7,3 m.

En 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. Les différences se situent comme l'année précédente entre 1,5 et 20 %.

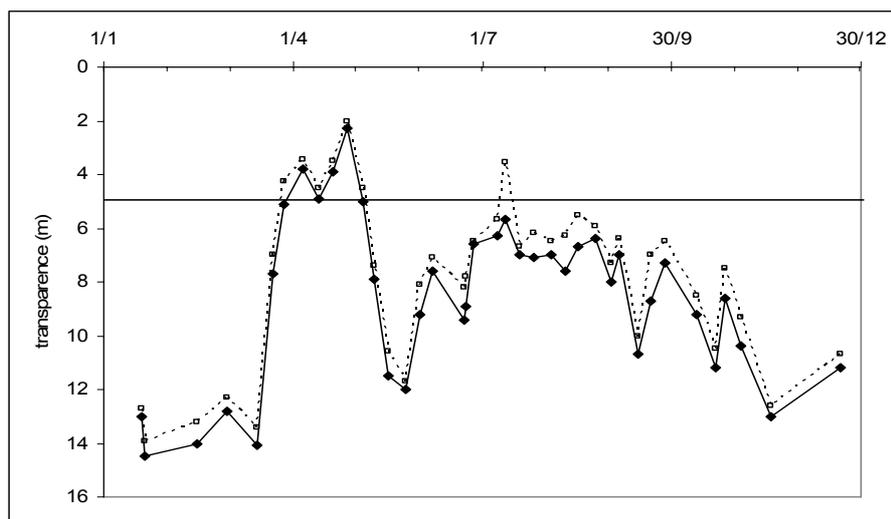


Figure 14 : Variation saisonnière de la Transparence (m) en 2010 au point B : comparaison disque de 30 cm (—◆—) et de 20 cm noir et blanc (-□- -)

I.3. Nutriments

I.3.1. Distributions verticales

Le brassage hivernal a permis une redistribution relativement homogène du stock de nutriments dans le lac. Le 16 mars sur toute la colonne d'eau du lac, nous observons (Figure 15) :

- des valeurs analogues aux valeurs de l'année précédente pour le nitrate 0,49 à 0,54 mg N.L⁻¹ vs 0,52 à 0,53 mg N.L⁻¹,
- pour la silice, des concentrations entre 2,95 et 3,12 mg.L⁻¹ légèrement plus élevées que 2007 et 2008 (2,65 à 2,86 mg.L⁻¹ et 2,39 à 2,45 mg.L⁻¹)
- des concentrations en phosphate entre 14 et 15 µgP.L⁻¹ qui trouvent une situation identique à celles des mois de mars 2009

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

NO_3^- : 0,09 mgN.L⁻¹ au mois d'août

PO_4^{3-} : 1 - 3 µgP.L⁻¹

SiO_2 : 0,39 mg.L⁻¹ en juillet

De plus, la désoxygénation continue des eaux profondes, 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 moins étendue cette année, le relargage est logiquement moins marqué par rapport aux années précédentes. En effet, nous pouvons le constater sur les concentrations maximales mesurées à 140 m pour le phosphate 38 µgP.L⁻¹ vs 213 µgP.L⁻¹ en 2009 et 321 µgP.L⁻¹ en 2008 ; pour la silice 8,85 mg.L⁻¹ vs 9,32 mg.L⁻¹ en 2009 et 9,24 mg.L⁻¹ en 2008.

Les profils de la figure 25 permettent d'illustrer :

- d'une part, la consommation des nutriments de 0 à 50 m pour le phosphore et de 0 à 20 m pour les nitrates et la silice ;
- et d'autre part, le relargage de phosphore et de silice dans les couches profondes.

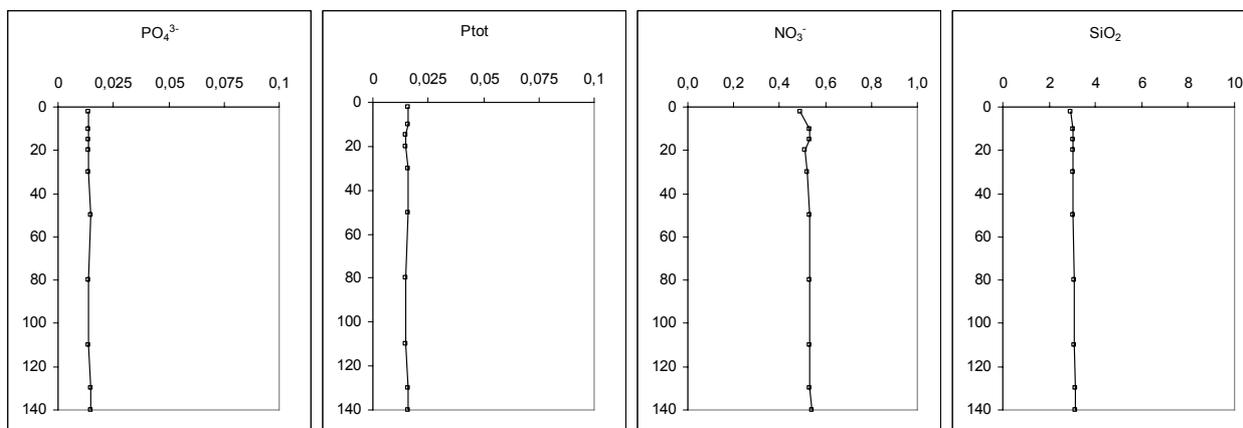


Figure 15 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars en 2010 (Ptot mgP.L⁻¹, PO₄ mgP.L⁻¹, NO₃ mgN.L⁻¹, SiO₂ mg.L⁻¹)

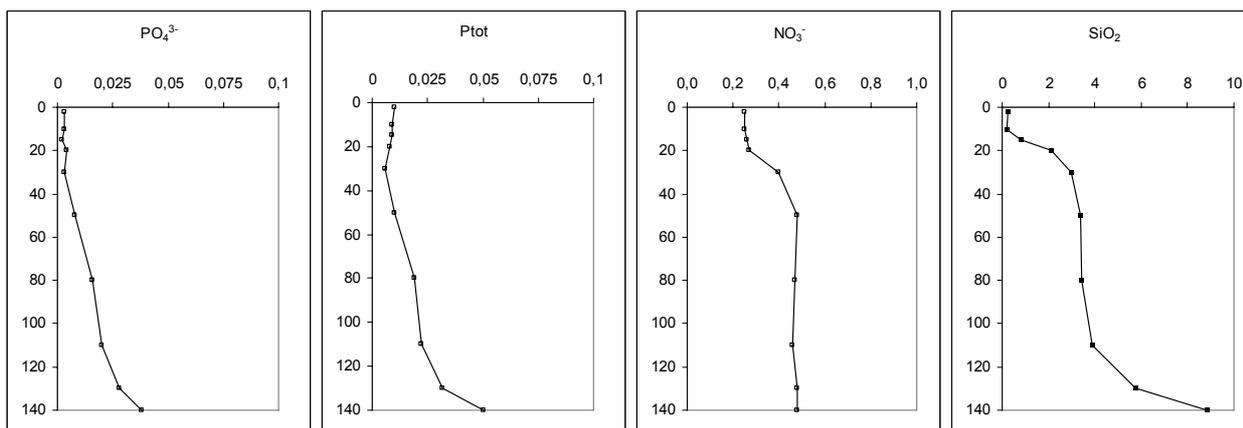


Figure 16 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B entre septembre et novembre 2010 (Ptot mgP.L⁻¹, PO₄ mgP.L⁻¹, NO₃ mgN.L⁻¹, SiO₂ mg.L⁻¹)

I.3.2. Variations saisonnières

Les concentrations mesurées tout au long de l'année permettent de suivre les évolutions saisonnières des différents nutriments à différentes profondeurs : l'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 stratification thermique, la production primaire démarre et provoque une augmentation des concentrations en COT et en oxygène.

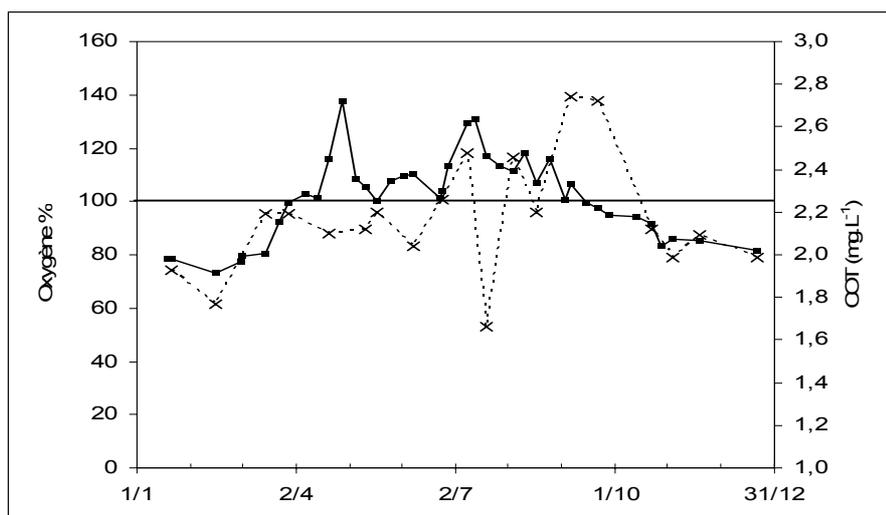


Figure 17 Evolutions saisonnières des concentrations en oxygène (—■—) (%) et en COT (- -x- -) (mg.L⁻¹) à 2 m de profondeur au point B en 2010

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 quasiment identique à l'année précédente (max 0,014 vs 0,016 mgP.L⁻¹). La consommation est ensuite rapide ; les concentrations passent de 0,014 le 16/03 à 0,006 mgP.L⁻¹ le 29/03. Entre le 29 mars et le 11 mai, pendant la période des eaux claires, les concentrations augmentent pour atteindre une valeur de 0,013 mgP.L⁻¹ (baisse de la production) puis diminuent à nouveau pour afficher des concentrations faibles jusqu'à la fin de l'année (<0,004 mgP.L⁻¹) soulignant le caractère limitant du phosphore pour l'activité phytoplanctonique.

La silice est, elle aussi, consommée mais plus graduellement qu'en 2009 : 2,95 à 0,39 mg.L⁻¹ entre le 16 mars et le mois de juillet marquant le développement de diatomées. Ensuite la consommation ralentit et les concentrations augmentent progressivement jusqu'à la fin de l'année (2,28 mg.L⁻¹ en décembre).

Le nitrate est consommé à partir du mois d'avril mais de façon plus lente jusqu'au mois d'août pour atteindre un minimum à 0,09 mgN.L⁻¹. Les concentrations augmentent à nouveau jusqu'à la fin de l'année : 0,43 mgN.L⁻¹ en décembre. La variation saisonnière est comparable à celle de 2009.

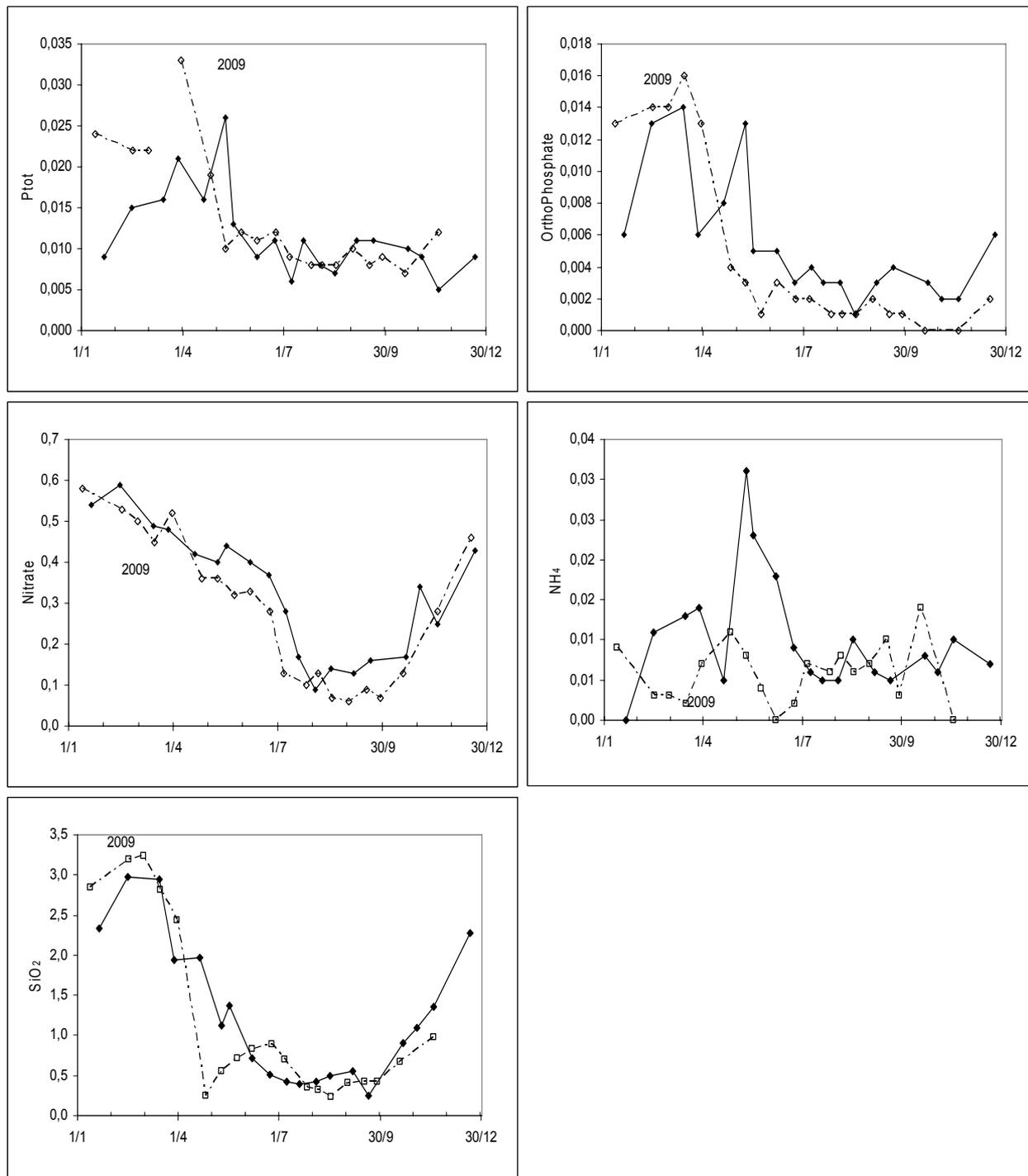


Figure 18 Evolution des concentrations en nutriments (mg.L⁻¹) au point B à 2 m de profondeur ; comparaison des années 2010 (—■—) et 2009 (- - □ - -)

Métalimnion

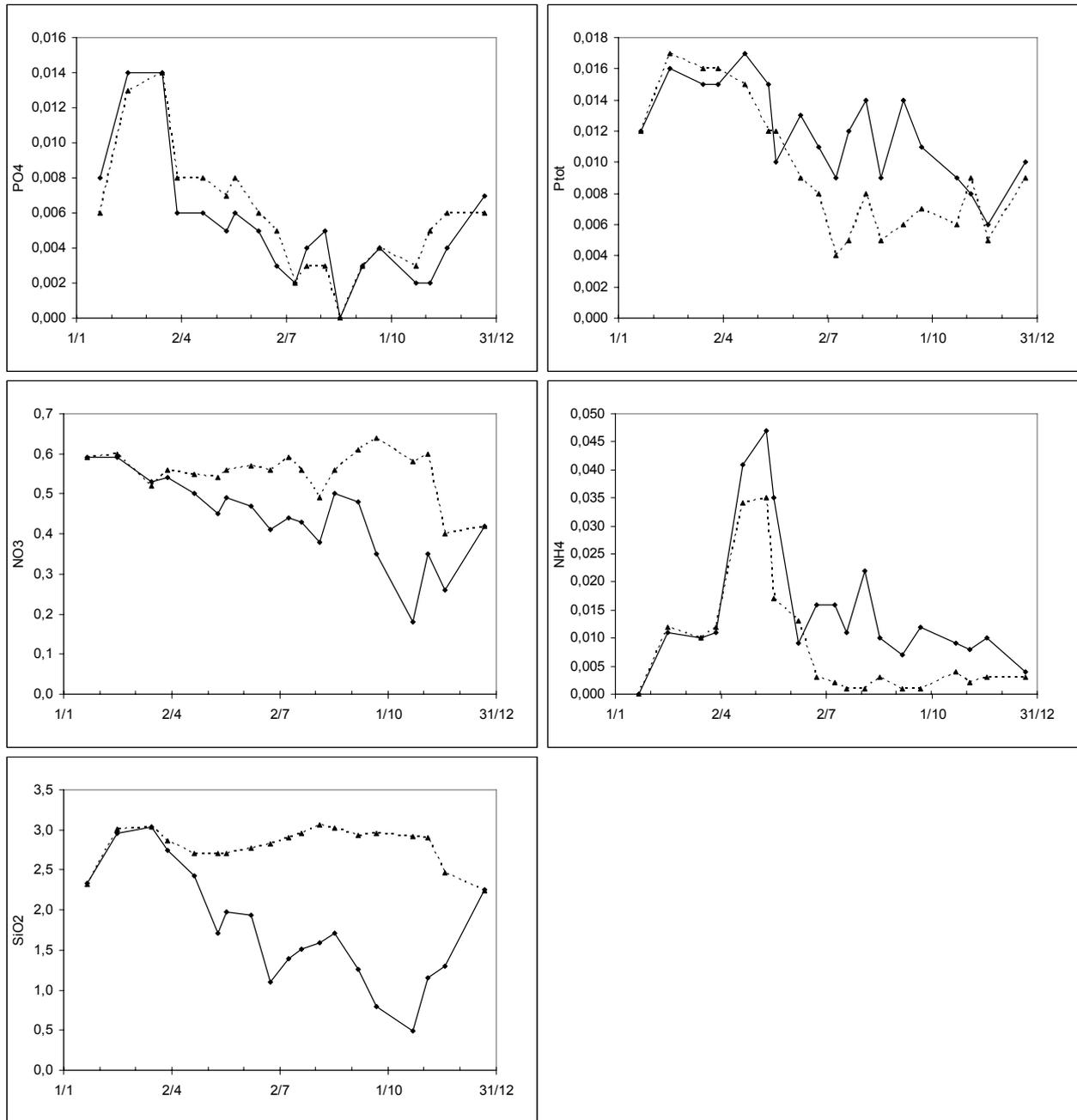


Figure 19 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (-▲-) en 2010

La figure 19 permet de visualiser que les ions nitrate sont consommés à 15 m et plus à 30 m alors que les ions phosphates sont consommés encore jusqu'à 30 m. Cela tend à indiquer le caractère limitant du phosphore.

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

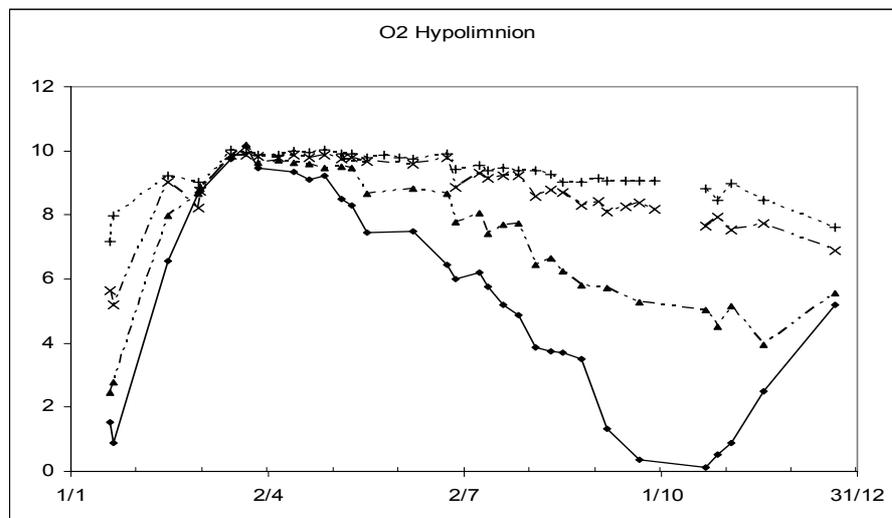


Figure 20 Evolution des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (-◆- —) en 2010

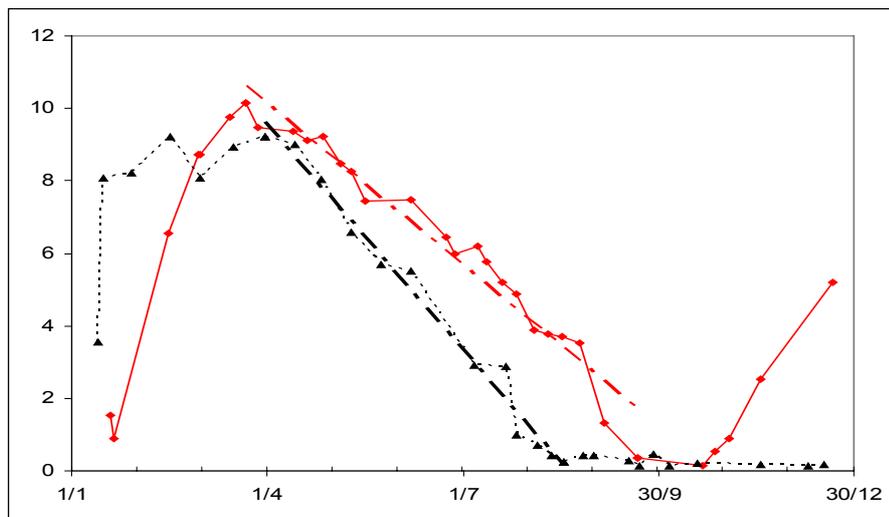


Figure 21 Evolution des concentrations en oxygène (mg.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B à 140 m ; comparaison 2010 (-◆- —) et 2009 (-▲- —)

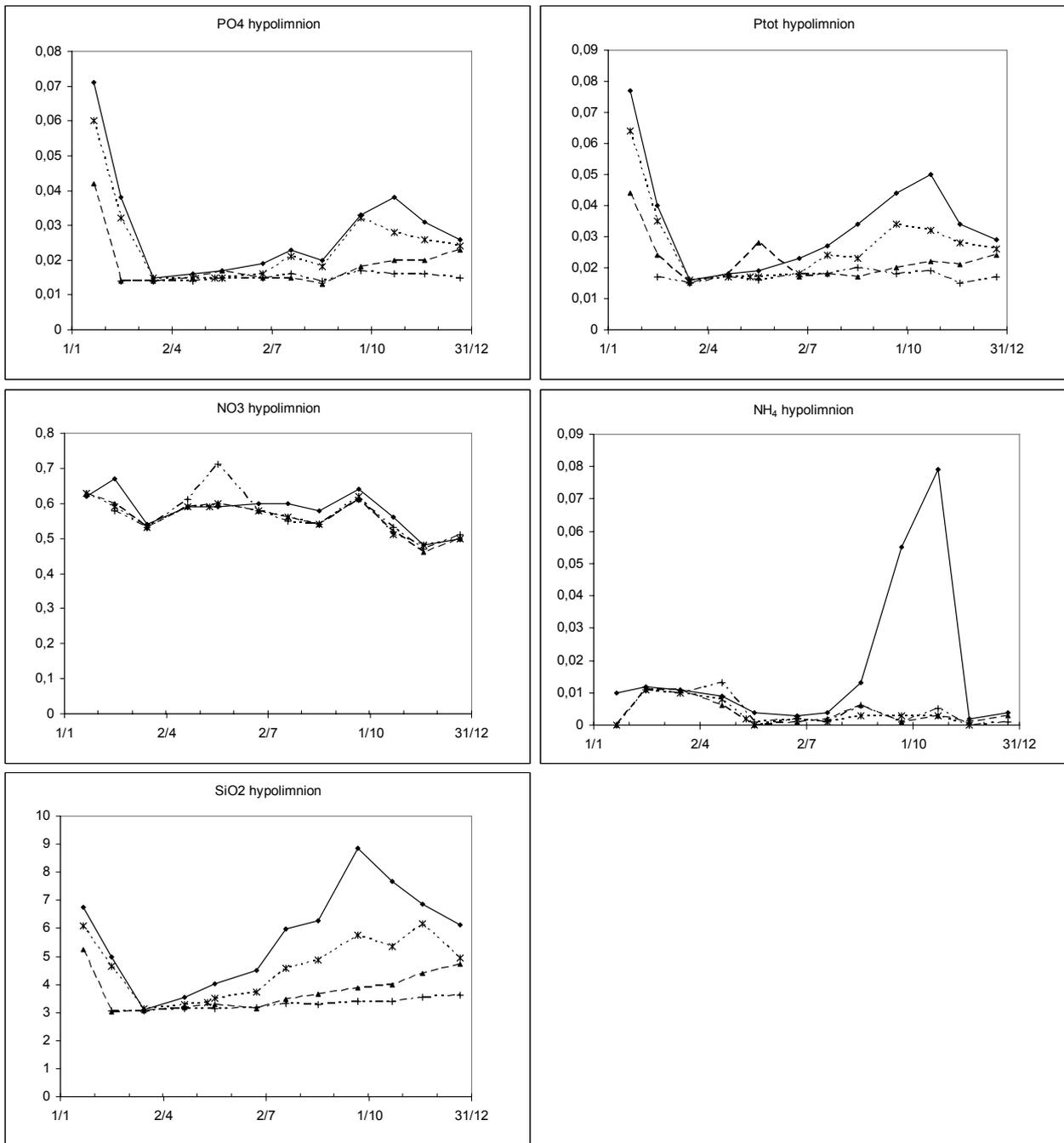


Figure 22 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2010

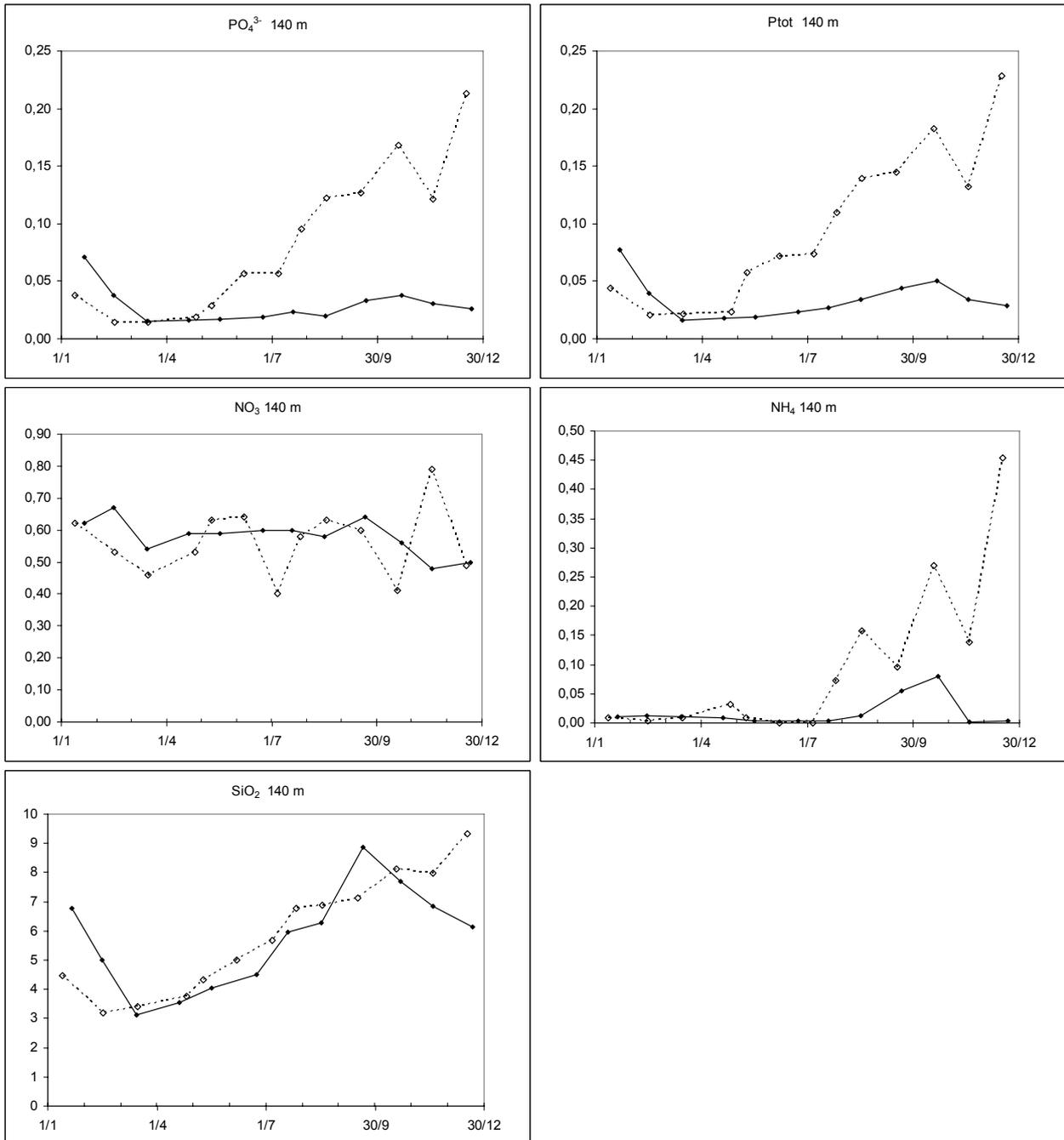


Figure 23 Evolution des concentrations en nutriments (Ptot, PO₄³⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, SiO₂) (mg.L⁻¹) au point B à 140 m en 2010 (—◆—) et 2009 (- □ -)

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 permet de visualiser le gradient de désoxygénation vers le fond. À 140 m, la concentration en oxygène dissous est inférieure à $0,40 \text{ mgO}_2 \cdot \text{L}^{-1}$ à partir du 21 septembre jusqu'à la fin du mois d'octobre, puis réaugmente.

Nous observons, 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 de septembre, 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 $0,079 \text{ mgN} \cdot \text{L}^{-1}$ en octobre. 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 22 octobre avec $8,85 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$ pour la silice, relativement proche des valeurs observées en 2009 ($9,32 \text{ mg} \cdot \text{L}^{-1}$) et avec une concentration pour le phosphate à $38 \text{ } \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ 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 $50 \text{ } \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$ le 22 octobre ; comme pour le phosphate, la concentration maximale est plus faible que celle relevée en 2009 ($228 \text{ } \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$).et en 2008 ($347 \text{ } \mu\text{gP} \cdot \text{L}^{-1}$).

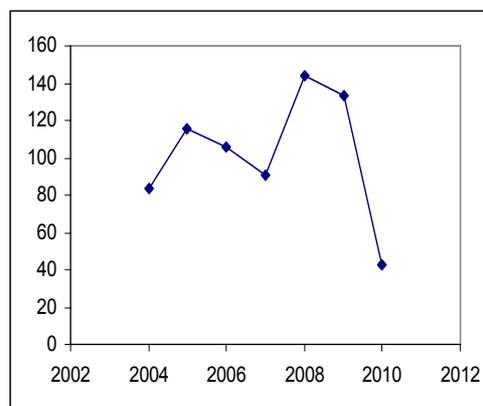
En 2010, ces concentrations plus faibles traduisent un relargage moins important ; ce dernier est la conséquence directe d'un déficit en oxygène également plus faible dans les couches profondes.

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

- débute un mois plus tard d'une part, (autour du 20 septembre par rapport au 18 août en 2009)
- et d'autre part la durée est moins longue : 43 jours en 2010 (21/09 - 03/11), 133 jours en 2009 (06/08 – 17/12), 144 jours en 2008 (25/07 – 15/12)

Tableau IV Anoxie 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	
2005	18/08	12/12	116	
2006	29/08	10/01	134	
2007	14/08	13/11	91	
2008	25/07	15/12	144	347
2009	06/08	17/12	133	228
2010	21/09	03/11	43	50



II. SUIVI A 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. L'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 T/A (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.

Il est important de rappeler ici 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 24 avril.

Depuis 1998, en été, la sursaturation maximale en oxygène apparaît dans le métalimnion (entre 6 et 16 m) laissant supposer une modification des distributions verticales des abondances relatives des espèces de phytoplancton en lien avec l'amélioration de la transparence.

✱ Variation annuelle

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 mgO₂.L⁻¹ en 2007 et 2008 les concentrations en 2010 avec 1,8 mgO₂.L⁻¹ retrouvent des niveaux pratiquement identiques à ceux de 2009 et 2004.

L'évolution de cet indice depuis 1981 n'est pas fondamentalement modifiée et reste relativement stable autour d'une valeur moyenne de 2,4 mgO₂.L⁻¹.

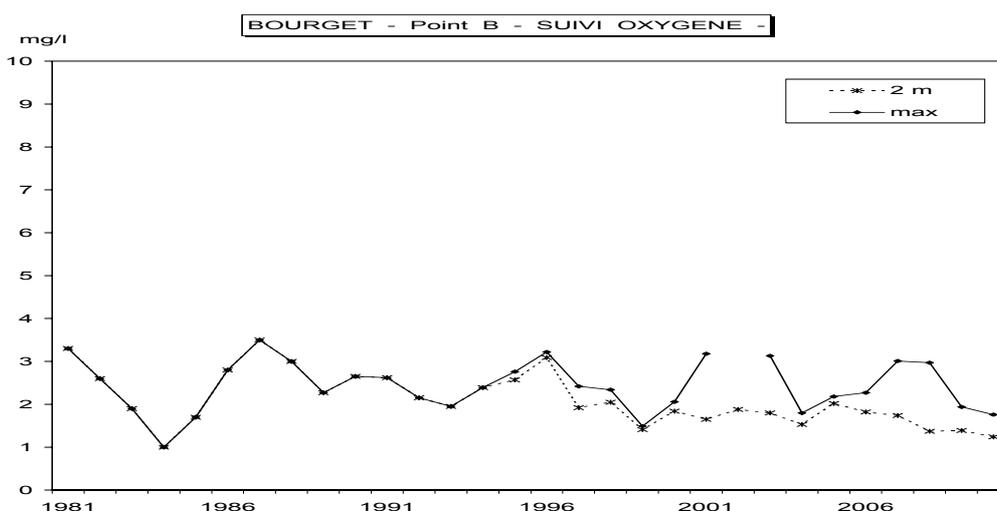


Figure 24 Evolution des indices moyens annuels de sursaturation en oxygène (mgO₂.L⁻¹) à 2 m et maximum de sur saturation au point B de 1981 à 2010

II.1.2 Indices de sous saturation moyenne

Métalimnion

En 2010 la sous saturation moyenne annuelle en oxygène se monte à 3,7 mgO₂.L⁻¹. Après une valeur mesurée en 2008 à 6,1 mgO₂.L⁻¹ apparaissant parmi les plus élevées de la série de données, nous observons une sous-saturation en 2010 qui, encore cette année, se situe légèrement inférieure à la moyenne de la chronique (4,8 mgO₂.L⁻¹). Ceci suggère une consommation moins importante à ce niveau, corroborée par les valeurs de minimum et de durée pendant lesquelles le déficit en oxygène est observé.

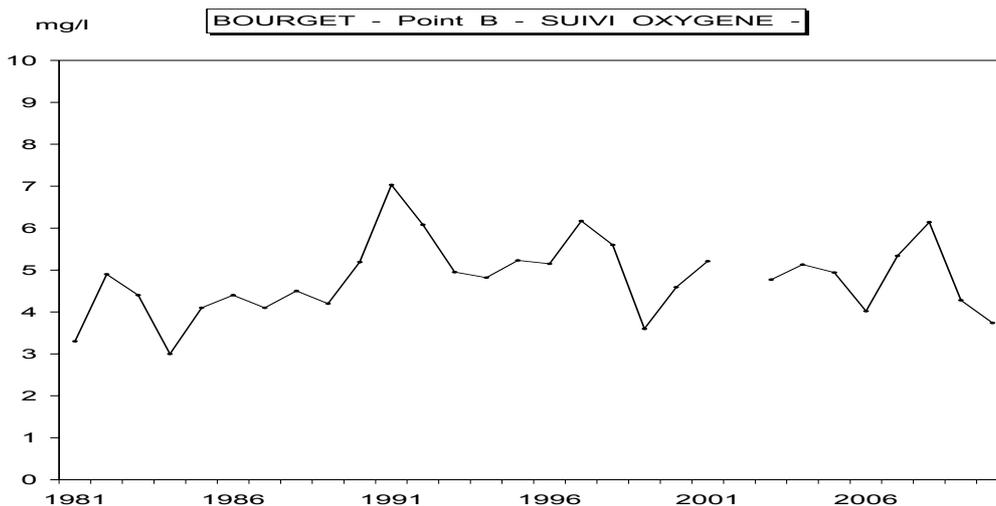


Figure 25 Evolution des indices moyens annuels de sous saturation en oxygène ($\text{mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$) entre 15 et 35 m de profondeur au point B de 1981 à 2010

Sous saturation moyenne à 130 mètres

De 1985 à 2010, 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 en 2009 et surtout en 2010 un brassage homogène 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, 2010 se place avec des valeurs proches des meilleures années.

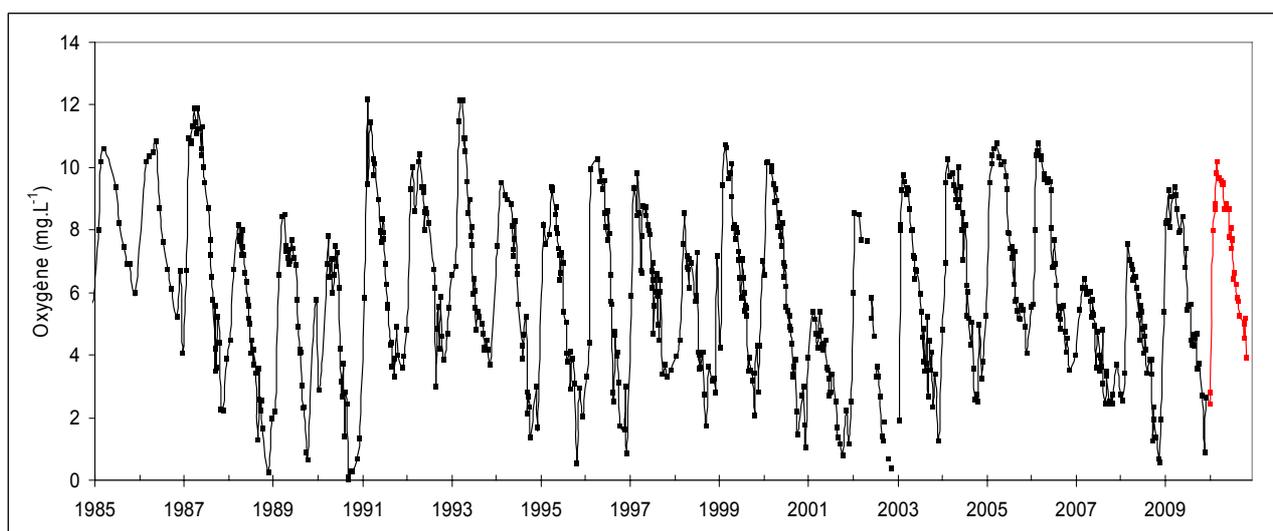


Figure 26 Evolution des teneurs en oxygène en $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ à 130 mètres de profondeur au point B de 1985 à 2010

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 sous-saturation aggravant le relargage du phosphore contenu dans les sédiments et peut d'autre part indiquer un effet de l'eutrophisation.

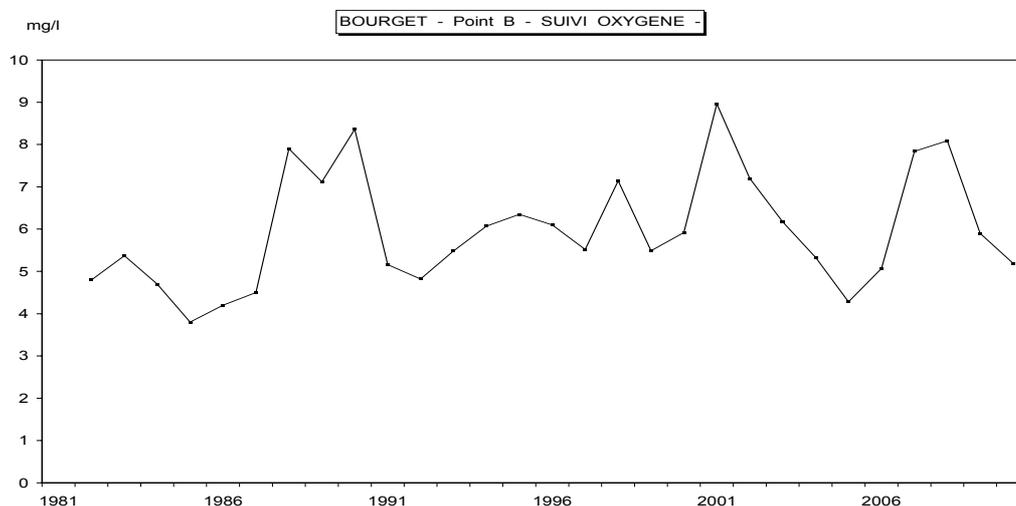


Figure 27 Evolution de l'indice de sous saturation moyen annuel en oxygène ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$) à 130 mètres au point B de 1981 à 2010

L'indice de l'année 2010 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 (de 5 à $6,6 \text{ mgO}_2\cdot\text{L}^{-1}$ en 30 ans).

Il faut noter que l'évolution de cet indice semble plus gouvernée par l'intensité du mélange hivernal que par l'intensité de la minéralisation de la matière organique dans la zone profonde. 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. Déficits et consommations hypolimniques

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

Tableau V Oxygène hypolimnique au point B de 2006 à 2010 – déficits et consommations

		Moy 2003-2010	2010	2009	2008	2007	2006
Déficit à l'origine	mgO ₂ .L ⁻¹	2,3	2,2	2,8	3,4	3,4	1,6
Déficit maximum	mgO ₂ .L ⁻¹	5,6	4,8	5,7	6,9	6,4	4,9
Consommation hypolimnique annuelle	mgO ₂ .L ⁻¹	3,3	2,7	3,0	3,5	3,1	3,4
Consommation hypolimnique journalière	mgO ₂ .m ⁻³ .j ⁻¹	13,5	11,2	11,0	14,4	15,5	12,3

Les déficits en oxygène calculés en début et en fin de stratification thermique sont légèrement inférieurs aux valeurs des années 2008 et 2007, mais restent globalement du même ordre de grandeur que les années précédentes (2001, 1990).

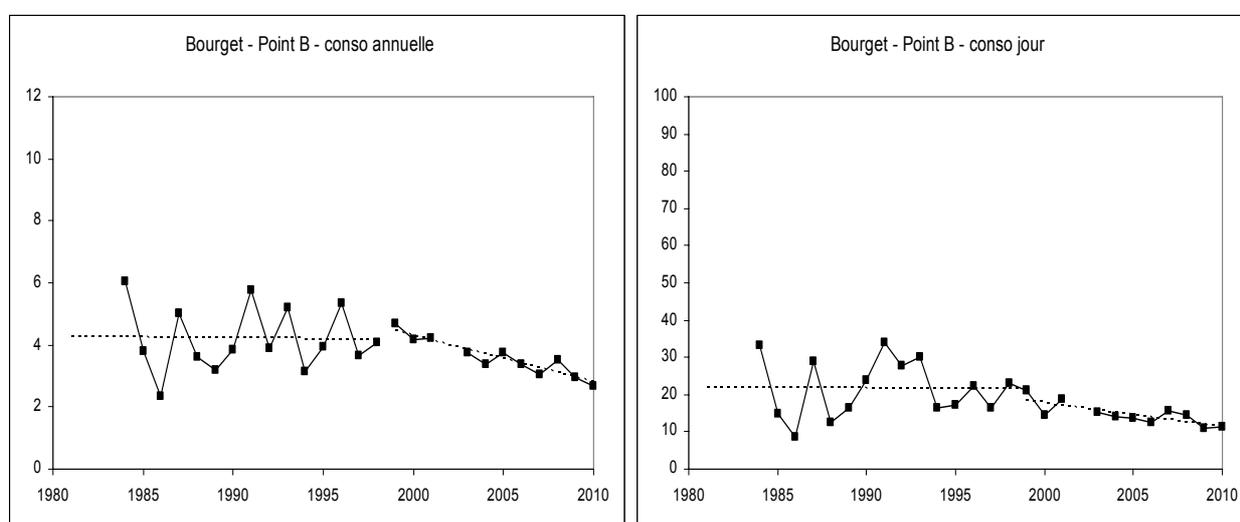


Figure 28 Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation annuelle et journalière au point B de 1984 à 2010 (mgO₂.L⁻¹) et (mgO₂.m⁻³.j⁻¹)

Les consommations hypolimniques globales et journalières restent proches des moyennes mesurées entre 2003 et 2009 et s'élèvent à respectivement 2,7 mgO₂.L⁻¹ et 11,2 mgO₂.m⁻³.j⁻¹.

Les distributions des consommations en oxygène annuelles et journalières depuis 1984 ne permettent pas de dégager de tendance nette ; 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. La 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. Or, pour la première fois depuis 1981, la transparence en 2010 n'a jamais été inférieure à 5 m après la période des eaux claires, et compromet donc le calcul tel qu'il avait été défini dans la diagnose par le CEMAGREF. Un peu arbitrairement, nous prenons comme dernière valeur de la transparence estivale celle

du 28 septembre (même période que 2009). La transparence estivale pour l'année 2010 avec 7,17 mètres présente une valeur proche celle de 2009. 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 (\approx de 3,0 à 6,0 m) qui peut être considérée comme une amélioration.

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.

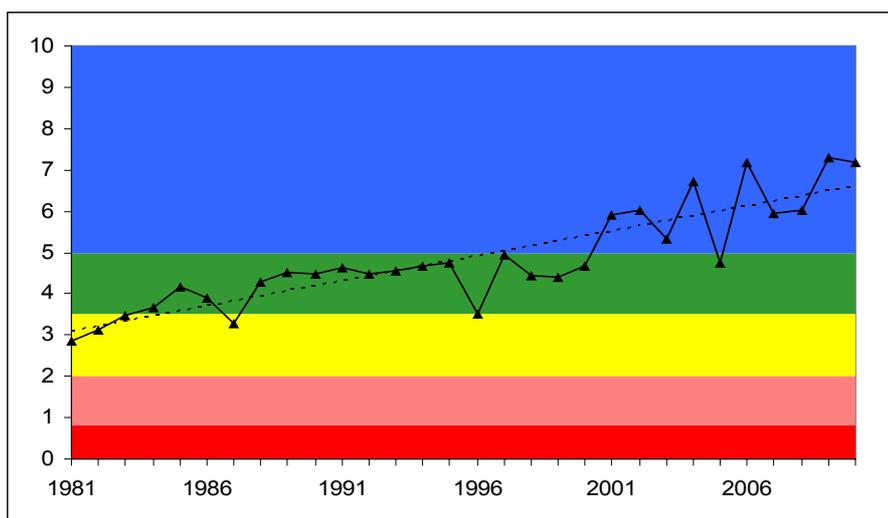
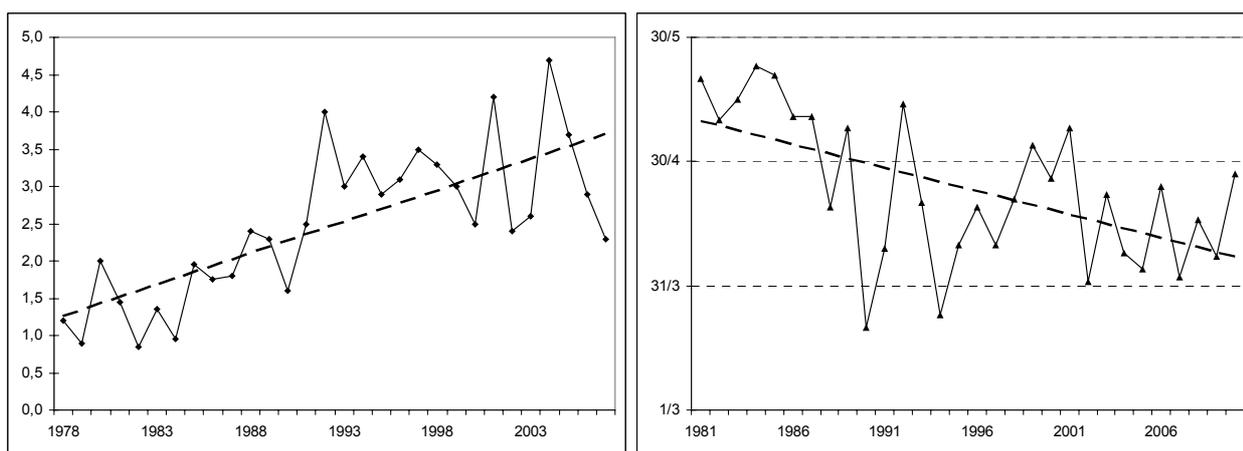


Figure 29 Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2010 ; comparaison avec les classes de qualité

On observe également une tendance à l'augmentation de la valeur du minimum printanier depuis 1981 (\approx de 1,5 à 3 m). Ce minimum apparaît de plus en plus précocement que dans les années 1980.



a)

b)

Figure 30 Evolution de la Transparence minimale printanière a) et date d'observation b) au point B de 1981 à 2010

II.3. Les 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 arithmétiques 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 au mois de 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.

Tableau VI Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2006 et 2010

	unité	2010	2009	2008	2007	2006
Nitrate	mgN.L ⁻¹	0,56	0,53	0,59	0,63	0,58
NH ₄ ⁺	mgN.L ⁻¹	0,011	0,004	0,004	0,003	0,005
Phosphate	mgP.L ⁻¹	0,014	0,013	0,013	0,014	0,016
Phosphore total	mgP.L ⁻¹	0,017	0,020	0,020	0,022	0,024
SiO ₂	mg.L ⁻¹	3,07	3,17	3,10	2,88	2,42
COT	mg.L ⁻¹	1,90	2,11	2,11	1,99	1,95

II.3.1. Le nitrate

La valeur calculée pour 2010 (0,56 mgN.L⁻¹) reste du même ordre de grandeur que celle de 2009. Les concentrations hivernales en azote nitrique indiquent une relative stabilité de autour d'une valeur moyenne de 0,61 mgN.L⁻¹ depuis une dizaine d'années.

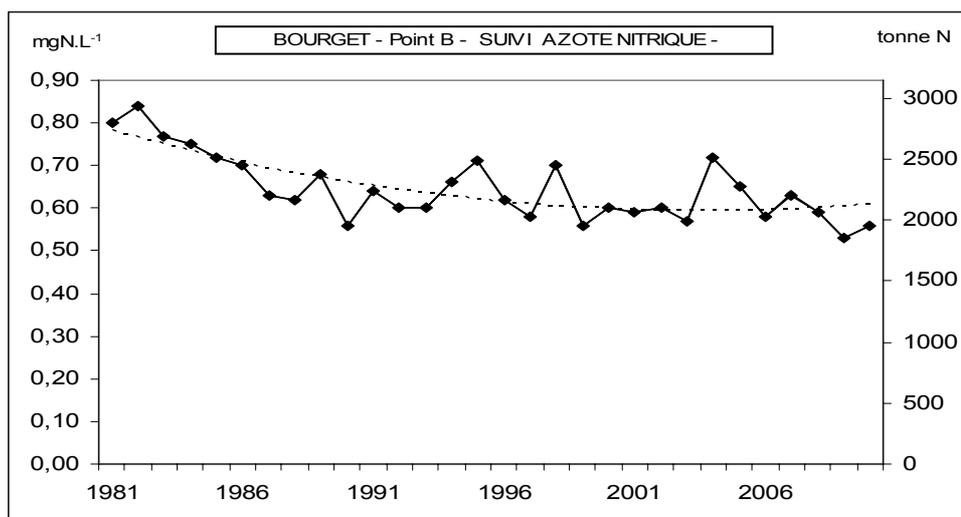


Figure 31 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L⁻¹) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2010

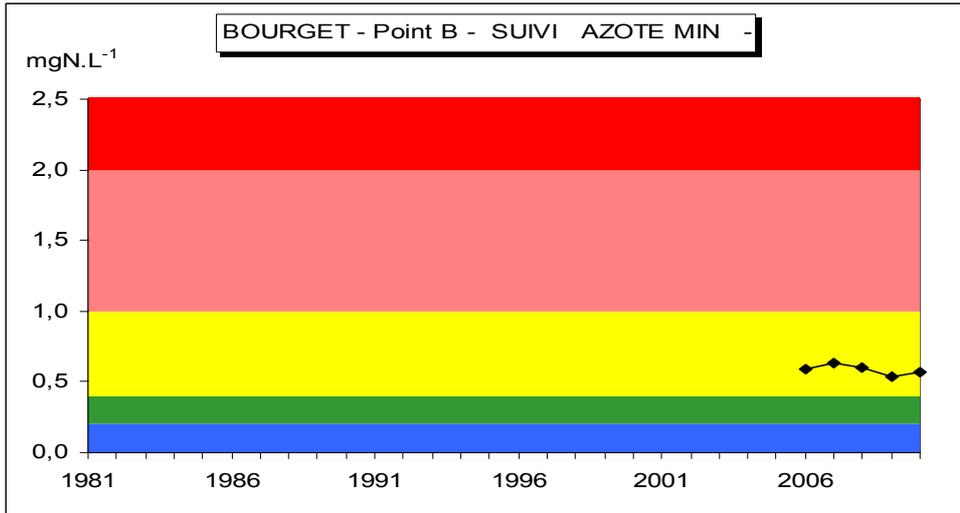


Figure 32 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L⁻¹) en azote minéral (NO₃⁻ + NH₄⁺) au point B de 2006 à 2010 ; comparaison avec les classes de qualité

Depuis 2006, les concentrations en azote minéral sont relativement stables autour d'une valeur moyenne de 0,58 mgN.L⁻¹ et se situent dans la classe d'état "moyen".

II.3.2. Le phosphore

Avec 0,014 mgP.L⁻¹ en phosphate et 0,017 mgP.L⁻¹ en phosphore total, les concentrations hivernales 2010 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 µgP.L⁻¹), l'évolution des concentrations semble montrer des paliers ; en effets les valeurs passent sous les 40 µgP.L⁻¹ de 1993 à 1997, puis sous les 30 µgP.L⁻¹ de 1998 à 2005 et enfin sous les 20 µgP.L⁻¹ depuis 2006. Sur la base des modèles OCDE d'évaluation de la catégorie trophique, cette valeur confère au lac un niveau mésotrophe.

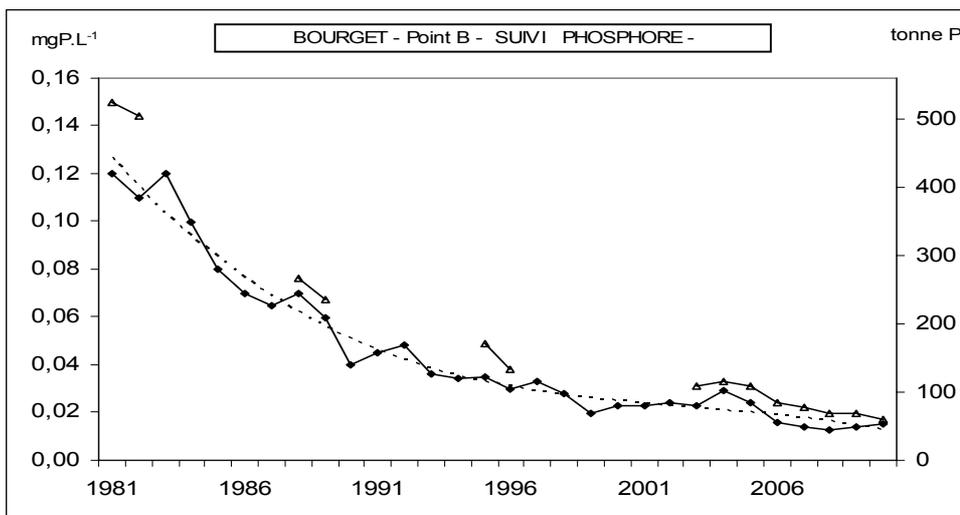


Figure 33 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP.L⁻¹) du phosphate (◆) et du phosphore total (△) ; correspondance avec les stocks hivernaux (tonne P) au point B de 1981 à 2010

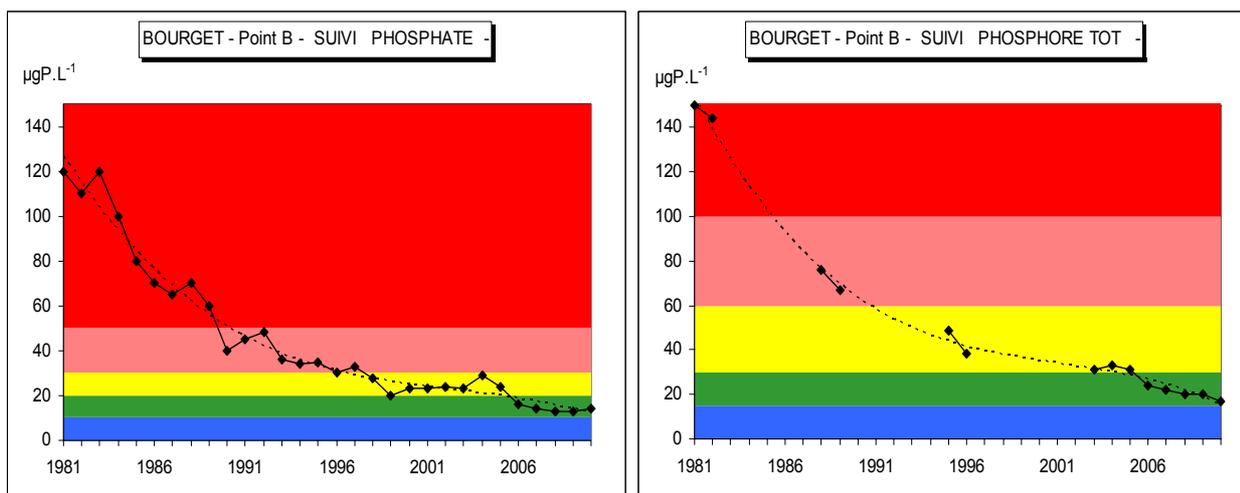


Figure 34 Evolution des concentrations moyennes hivernales ($\mu\text{gP.L}^{-1}$) du phosphate et du phosphore total au point B de 1981 à 2010 ; comparaison avec les classes de qualité

L'évolution des concentrations hivernales par rapport aux classes de qualité (état écologique des plans d'eau) depuis 2006 situe le lac du Bourget dans la classe d'état "bon".

II.3.3. Evolution du 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 toujours largement supérieur à 7 en 2010 ; 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 ci-dessous :

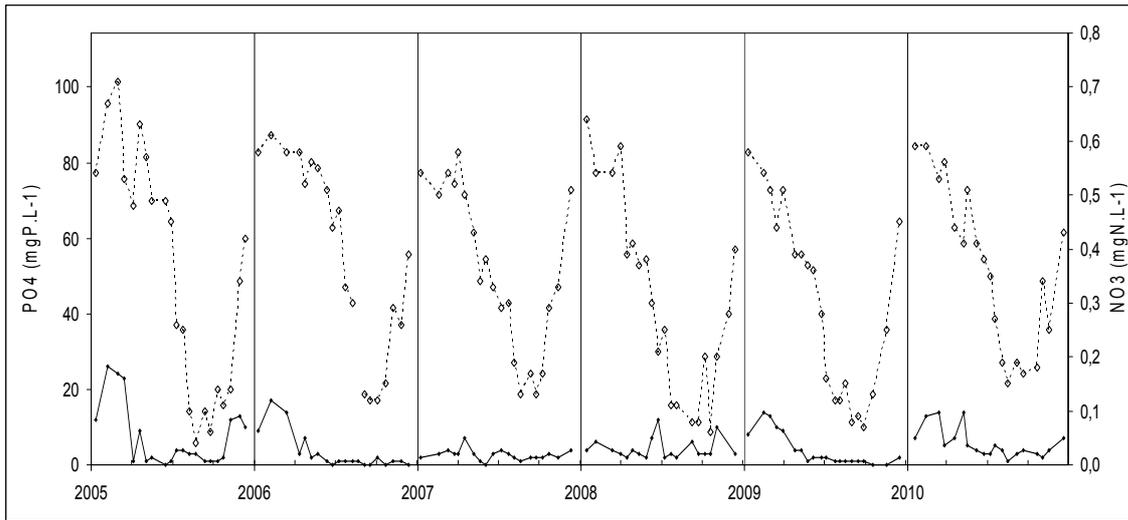


Figure 35 Comparaison de l'évolution des concentrations en phosphate mgP.L^{-1} (—◆—) et en nitrate mgN.L^{-1} (- -▲- -) au point B à 10 m de profondeur entre 2005 et 2010.

II.3.4. La silice et le carbone total

Pour la silice et le carbone organique total, les concentrations moyennes hivernales restent du même ordre de grandeur que celles des années antérieures, proches des moyennes respectives $2,9$ et $1,9 \text{ mg.L}^{-1}$.

ETUDE RELATIVE A LA CHLOROPHYLLE A

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 donc de la qualité de l'eau. 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. VARIATIONS SAISONNIERES

Les différentes phases de production de biomasse se traduisent par une succession de pics chlorophylliens. L'évolution des concentrations en 2010 révèle deux phases de production bien individualisées :

- la première correspond au développement des diatomophycées, elle se déroule de mars à mai, les concentrations de chlorophylle passent par un maximum le 28 avril avec $8,44 \mu\text{g.L}^{-1}$. Cette phase de croissance n'est pas régulière car elle montre une brusque diminution entre le 1 et le 14 avril (la chlorophylle passe de 7 à $3 \mu\text{g.L}^{-1}$). Cette augmentation de biomasse est inversement corrélée avec la transparence (mini 2,3 m le 28 avril) et 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 $5 \mu\text{g.L}^{-1}$ entre le 16 mars et le 18 mai ;
- la seconde se situe en été et correspond à la croissance des autres communautés phytoplanctoniques avec un maximum à $4,96 \mu\text{g.L}^{-1}$ le 11 août.

Par rapport à 2009, l'évolution saisonnière des concentrations en 2010 est globalement comparable tout au long de l'année.

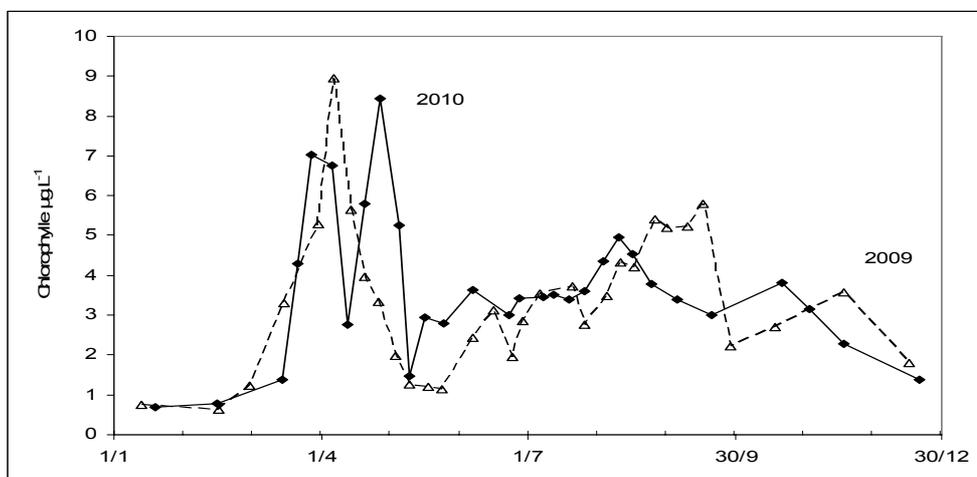


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle *a* ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène 0 – 20 m, au point B ; comparaison 2010 (—◆—) et 2009 (----□--)

II. EVOLUTION A LONG TERME

Avec $3,17 \mu\text{g.L}^{-1}$, cette année présente une concentration moyenne annuelle en chlorophylle sensiblement identique à 2009 ($3,00 \mu\text{g.L}^{-1}$) et est parmi les plus faibles de la chronique de données en se rapprochant de 2005. Cette valeur faible peut être attribuée, en partie, à une biomasse estivale faible liée notamment au fait que les cyanobactéries, bien que présentes, n'ont pas montré un fort développement. La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* reste assez hétérogène, permettant tout de même de percevoir une petite tendance à la baisse ; ce qui traduit une évolution favorable de cet indice, corroborée aussi par l'évolution des concentrations maximales depuis 1987.

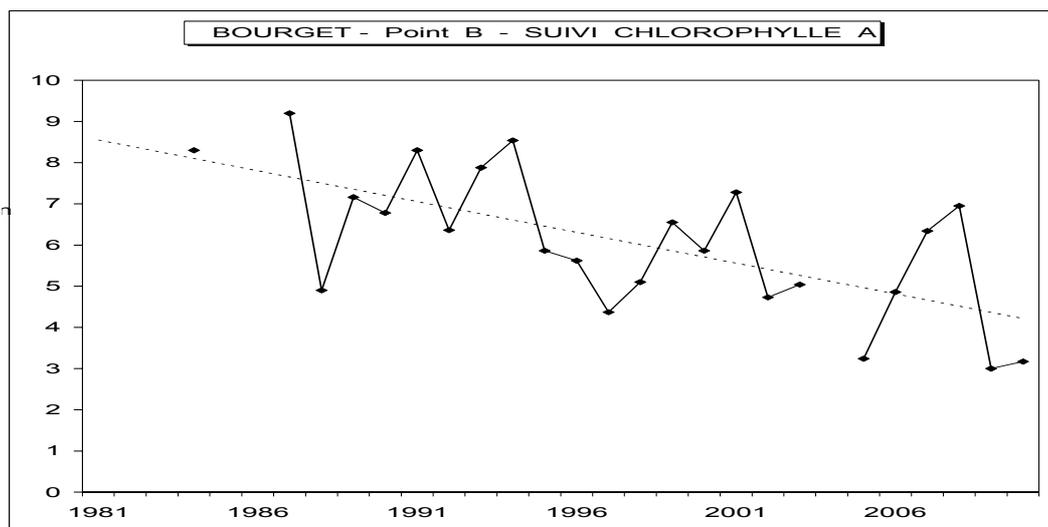


Figure 2 Evolution des concentrations moyennes annuelles en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2010

III. Comparaison avec les classes de qualité

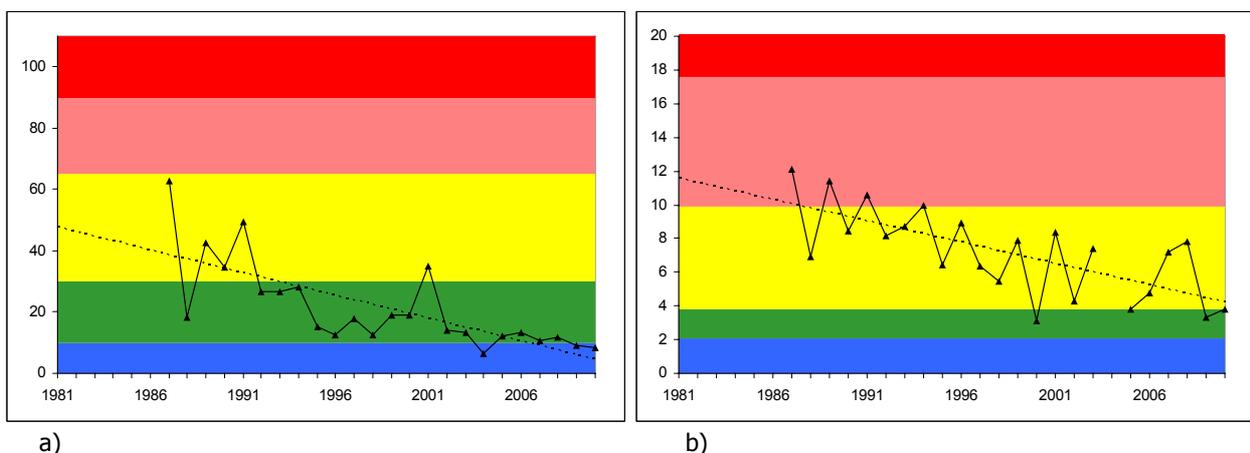


Figure 3 Evolution des concentrations maximales annuelles a) et estivales b) en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2010 et comparaison avec les classes de qualité

La figure ci-dessus illustre l'évolution interannuelle des différents indices chlorophylle. Par rapport aux classes de qualité, les indices évoluent de façon favorable ; en 2010 les concentrations maximales se situent

à la limite des classes "bon" à "très bon" ; et les concentrations estivales se positionnent quant à elles à la limite des classes "moyen" à "bon".

ETUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I. METHODOLOGIE

En 2010, 19 campagnes de prélèvements ont été effectuées pour l'étude du phytoplancton dans le lac du Bourget (point B), 12 étant financées par le CISALB. Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-20 m avec un appareil intégrateur breveté développé par Pelletier and 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 and Rimet 2008) ; ils sont également conformes au protocole national d'analyse du phytoplancton (Laplace-Treyture *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_biologie_moleculaire/les_analyses_du_laboratoire

II RESULTATS

II.1 Evolution saisonnière de l'année 2010

Evolution des classes d'algues

La figure 1 ci-dessous présente l'évolution saisonnière des principales classes algales (*sensu* Bourrelly 1972, Bourrelly 1981, Bourrelly 1985) pour l'année 2010. On observe un schéma assez classique de successions algales :

- Un pic printanier de biomasse en Diatomées. La biomasse maximale est atteinte le 29 mars (1552 µg/L) ;
- Une phase des eaux claires au mois de mai : le prélèvement du 18 mai présente une biomasse algale trois fois plus faible qu'au mois de mars ;
- Une phase estivale, caractérisée par une biomasse significativement importante en Chrysophycées. En fin d'été cette classe algale est supplantée par des Diatomées, des Cyanobactéries et des Chlorophycées qui voient leur biomasse augmenter à partir de début aout à la fin septembre (du 4/08 au 21/09) ;
- Enfin des phases automnale et hivernale qui sont caractérisées par une diminution progressive des biomasses algales. La proportion des Cryptophycées devient importante en fin d'année.

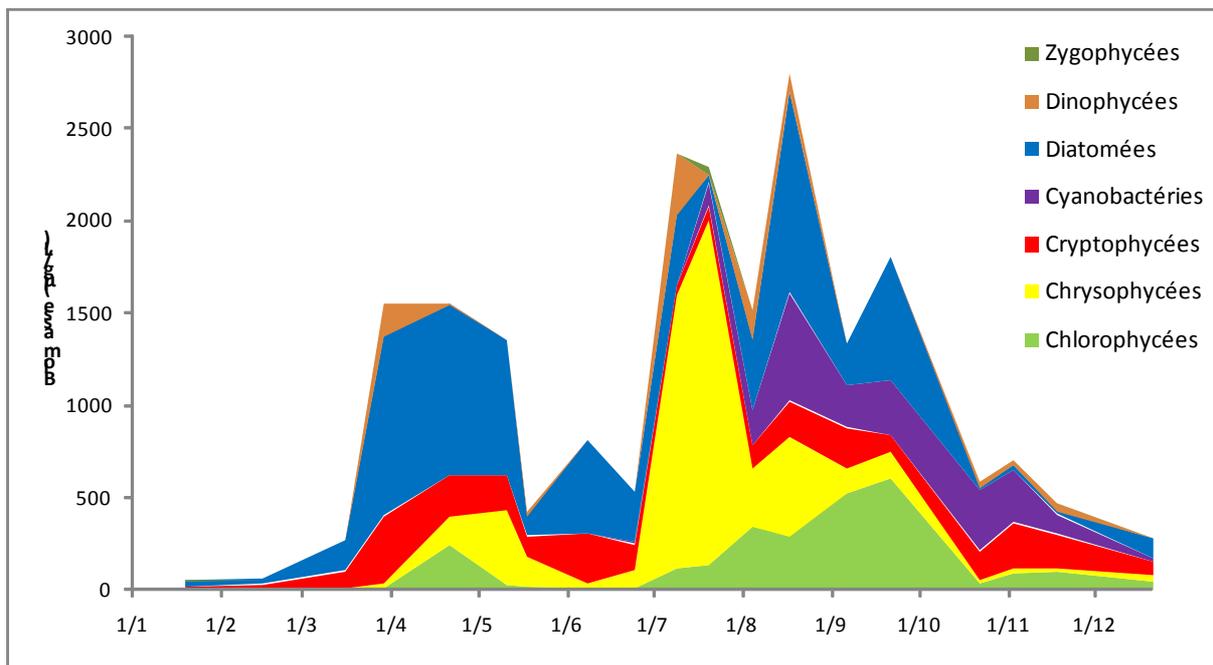


Figure 1 Variations saisonnières du biovolume du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2010

Evolution des espèces dominantes

La figure 2 ci-après illustre la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2010 (10 taxons présentant la biomasse annuelle la plus élevée). Le taxon dominant la biomasse algale de 2010 est *Dinobryon divergens* (20,6% de la biomasse totale annuelle), à la différence des autres années où il s'agissait de *Planktothrix rubescens*. *Dinobryon divergens* a été surtout observée pendant l'été,

il s'agit d'une Chrysophycée coloniale, caractéristique des eaux pauvres en nutriments. Pour la première fois depuis longtemps, *Planktothrix rubescens* n'a pas été observée dans les comptages. Elle semble avoir été remplacée par une autre Cyanobactérie non toxique filamenteuse vivant à des profondeurs équivalentes : *Aphanizomenon flos aquae*. Cette Cyanobactérie hétérocystée apparaît le 5 aout, puis voit sa biomasse augmenter jusqu'au 22 octobre, puis diminuer jusqu'en fin d'année. Différentes espèces de Diatomées présentent des biomasses importantes, certaines sont pennées (*Fragilaria crotonensis* et *Fragilaria ulna* var. *angustissima*). D'autres sont centriques, telle *Cyclotella costei* (présente surtout en début d'année de mars à avril), *Stephanodiscus alpinus* (dominante le 17 aout) et *Puncticulata radiosa* (dominante le 21 septembre).

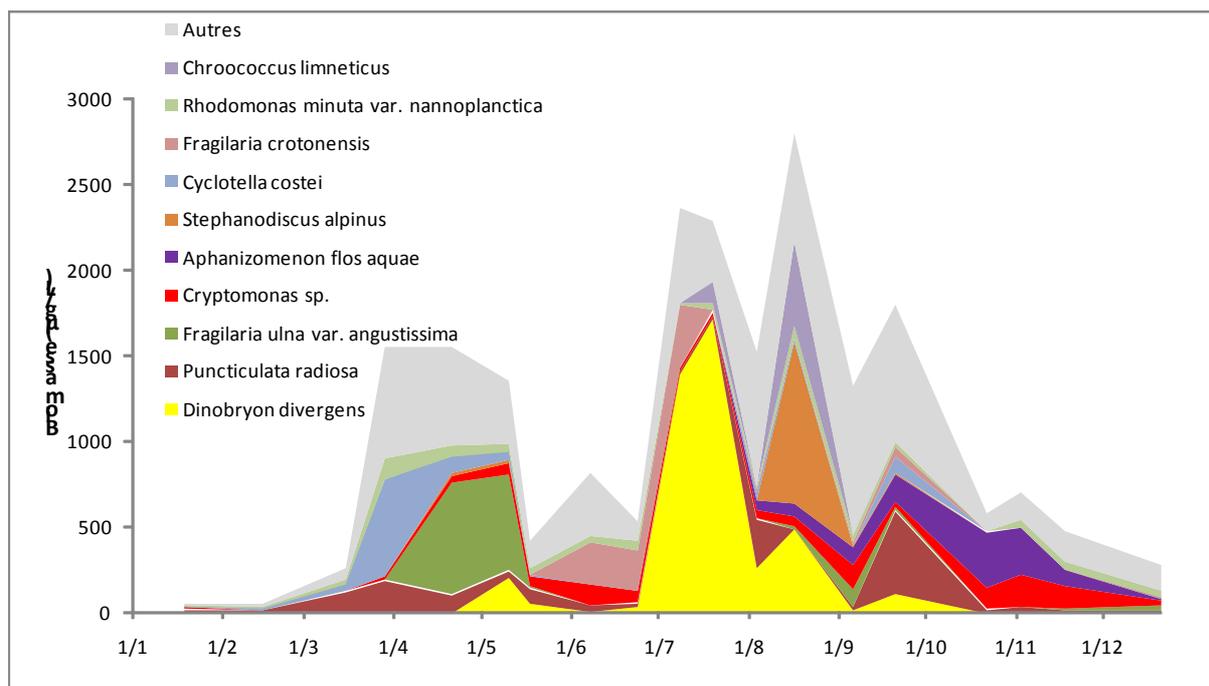


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2010

Evolution du micro et nanophytoplancton

La figure 3 ci-dessous présente la dynamique saisonnière des classes de taille du phytoplancton. Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 μm et un biovolume inférieur à 10 000 μm^3 , ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 μm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 μm^3 . La part du microphytoplancton est majoritaire toute l'année sauf du 15 février au 29 mars.

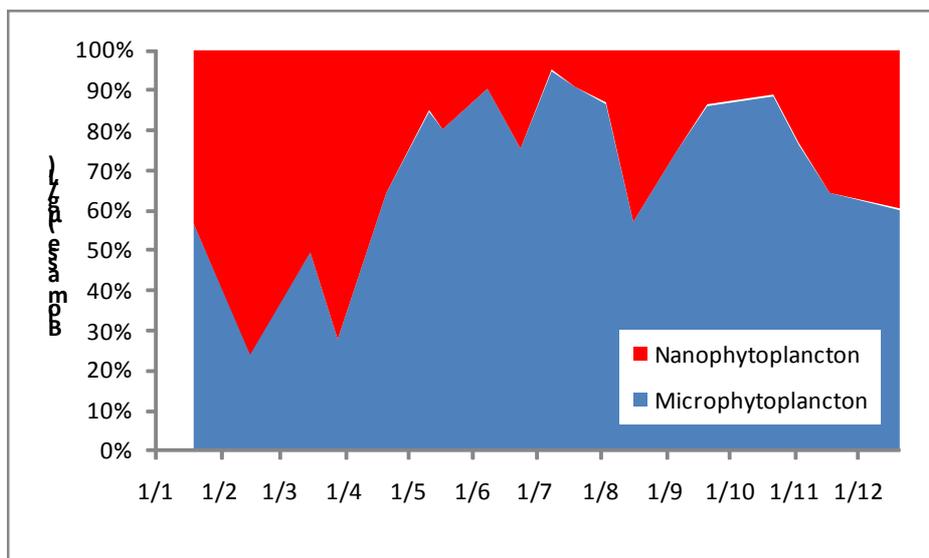


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2010.

Evolution des groupes fonctionnels

A partir de la structure des assemblages de phytoplancton d'eau douce, Reynolds *et al.* (2002) ont regroupé les différentes espèces selon leurs caractéristiques écologiques propres. Ainsi, un groupe fonctionnel correspond à un ensemble d'espèces ayant la même écologie. Ces groupes rassemblent des taxons vivant par exemple dans les mêmes niveaux trophiques, les mêmes turbulences ou les mêmes étages limniques et permettent de mieux apprécier les facteurs influençant le phytoplancton et la qualité du lac. La figure 4 présente la dynamique saisonnière des groupes fonctionnels de Reynolds (Reynolds *et al.* 2002). L'annexe 2 reprend les définitions de chaque groupe fonctionnel données dans l'article de Reynolds *et al.* (2002).

Le groupe fonctionnel le plus abondant en termes de biomasse est le E. Il rassemble des algues mixotrophes (*Dinobryon* spp.), électives de lacs pauvres en nutriments. Dans le lac du Bourget ce groupe apparaît pendant l'été. Le groupe fonctionnel F apparaît en septembre-octobre, il s'agit essentiellement de chlorophycées coloniales, tolérant les faibles concentrations en nutriments et préférant les épilimnion clairs. En fin d'automne, le groupe H1 devient dominant, il regroupe des cyanobactéries fixatrices d'azote atmosphérique (*Aphanizomenon flos aquae*), et tolérant les faibles concentrations en azote et carbone. Les algues du groupe H1 sont par contre sensibles aux faibles concentrations en phosphore.

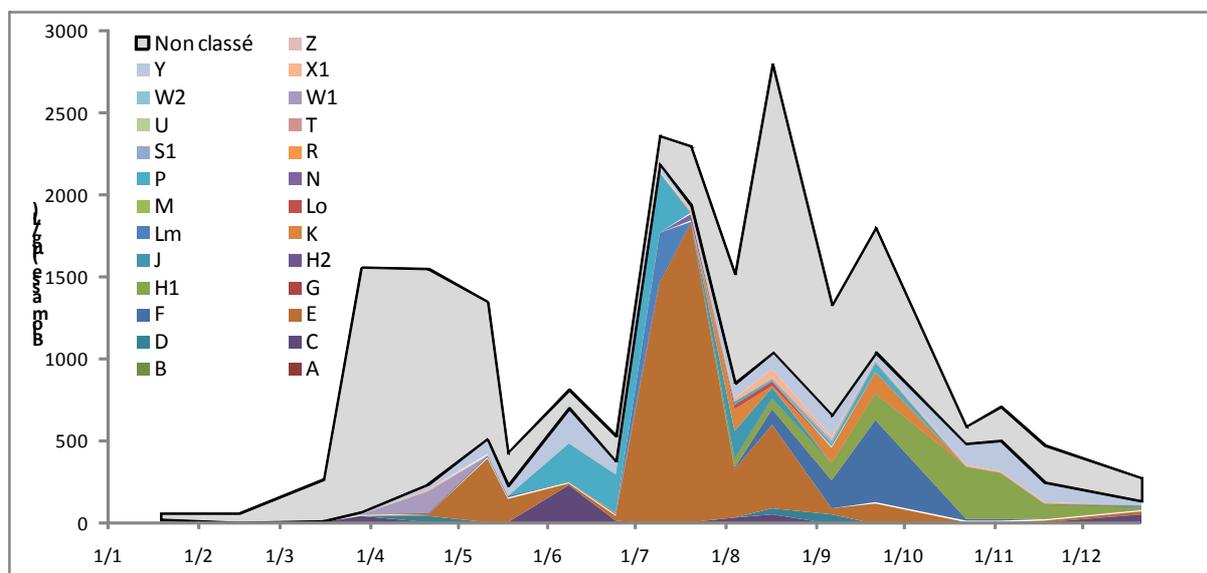


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, non classé correspond aux taxons non classés par Reynolds *et al.* (2002)) dans le Lac du Bourget en 2010. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée dans l'annexe 2

II.2 Evolution interannuelle

Evolution des classes algales

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

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

La figure 5 présente l'évolution interannuelle des classes algales (*sensu* Bourrelly 1972, 1981, 1985). On observe une augmentation de l'abondance des Cyanobactéries de 1995 à 2008, puis une chute en 2009 et 2010 : les Cyanobactéries sont largement minoritaires en 2010. La proportion des Diatomées et des Chrysophycées (classes algales caractéristiques de milieux de bonnes qualités) augmente fortement.

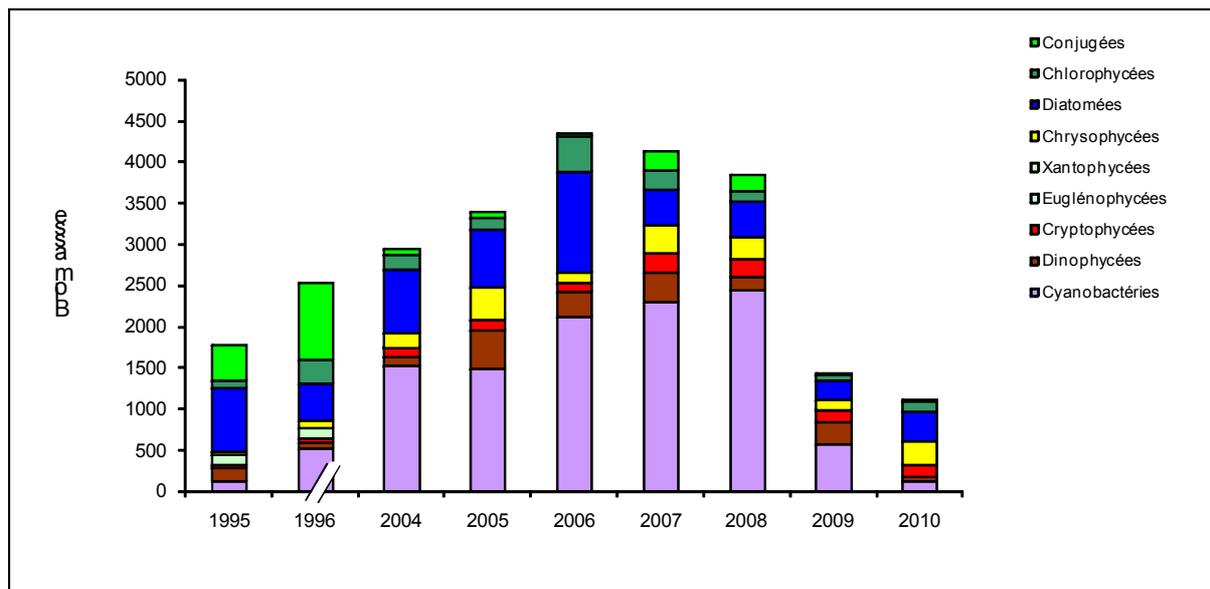


Figure 5 Evolution interannuelle de la biomasse moyenne des classes algales

Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2010. Pour chaque prélèvement, l'indice de Shannon (Weaver and Shannon 1949) a été calculé (détail du calcul en annexe 3), puis la moyenne annuelle de ces indices a été mesurée pour chacune des années. Cet indice moyen ainsi que les valeurs minimales et maximales sont reportées à la figure 6.

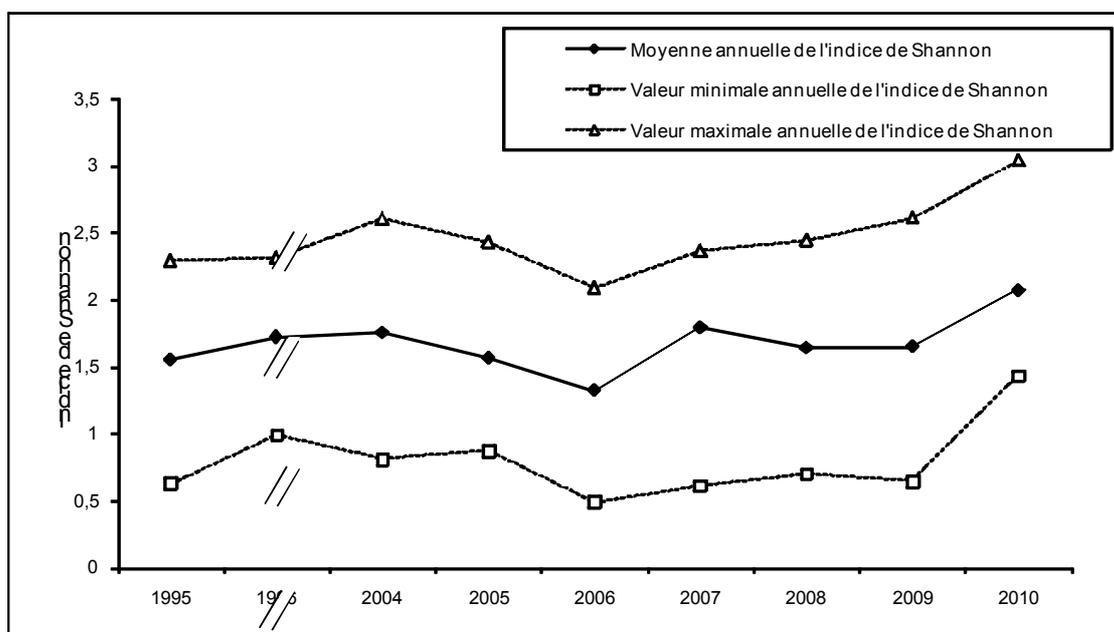


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon

L'année 2010 présente la plus forte diversité telle que donnée par l'indice de Shannon. Ceci est probablement le fait de la disparition de *Planktothrix rubescens* et de *Mougeotia* spp. (Vincon-Leite *et al.*

1998, Jacquet *et al.* 2005) qui dominaient largement le peuplement phytoplanctonique les années précédentes et faisait chuter la diversité algale. La relation entre dominance d'un groupe et baisse de diversité n'étant toutefois pas univoque ni systématique (la dominance pouvant entraîner une surconsommation de nutriments qui défavorise le développement d'autres taxons) nous nous devons de rester prudent ici.

Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds *et al.* (2002) est donnée à la figure 7.

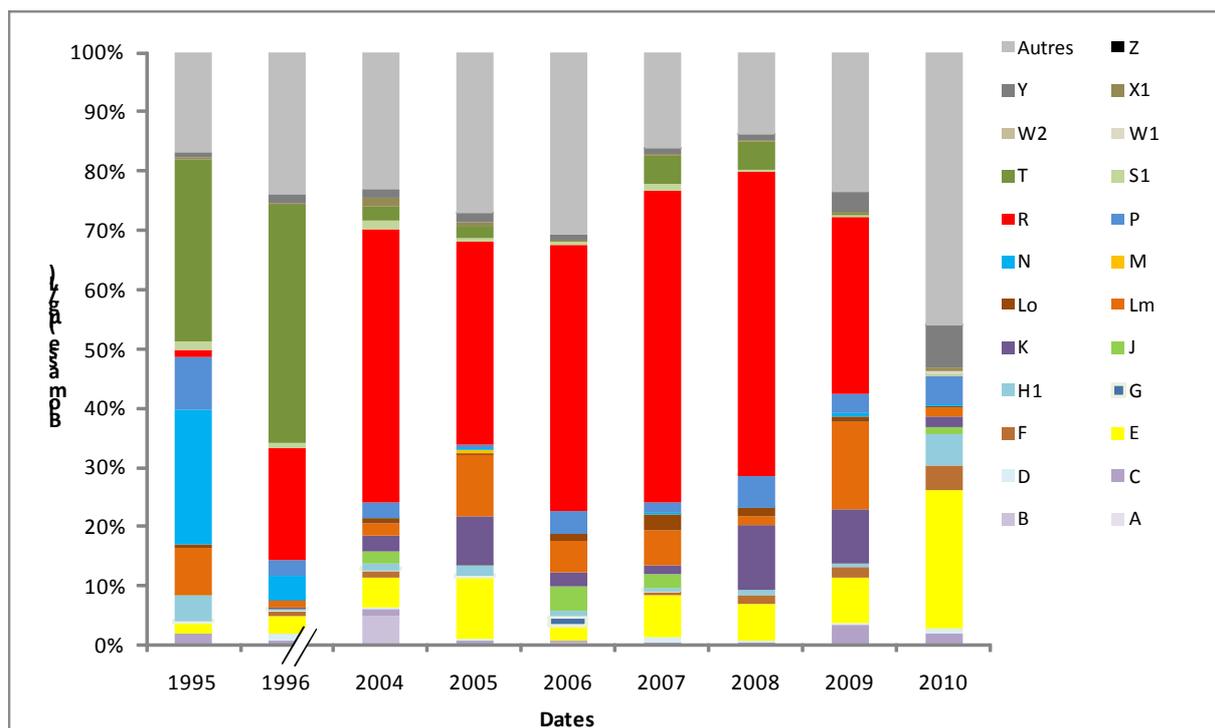


Figure 7 Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds *et al.* (2002)

Jusqu'en 2009, deux phases pouvaient être identifiées :

- 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 faible luminosité et des eaux riches en nutriments.

L'année 2010 ne ressemble pas aux années précédentes. Elle est caractérisée par la forte proportion du 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 and Dokulil 2007) qui était le plus adapté à évaluer le niveau trophique des grands lacs alpins (Kaiblinger 2008), Anneville and Kaiblinger 2009, Kaiblinger *et al.* 2009). L'annexe 4 donne le détail du calcul de l'indice Brettum.

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

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

La valeur de l'indice en 2010 est plus faible que pour la période 2007-2009. Ceci est surtout le fait de la présence d'*Aphanizomenon flos aquae*, cyanobactérie filamenteuse présentant des biomasses importantes en octobre et novembre. Cette espèce est considérée comme caractéristique de milieux eutrophes dans l'indice de Brettum, et c'est donc ce qui fait chuter sa valeur pour 2010.

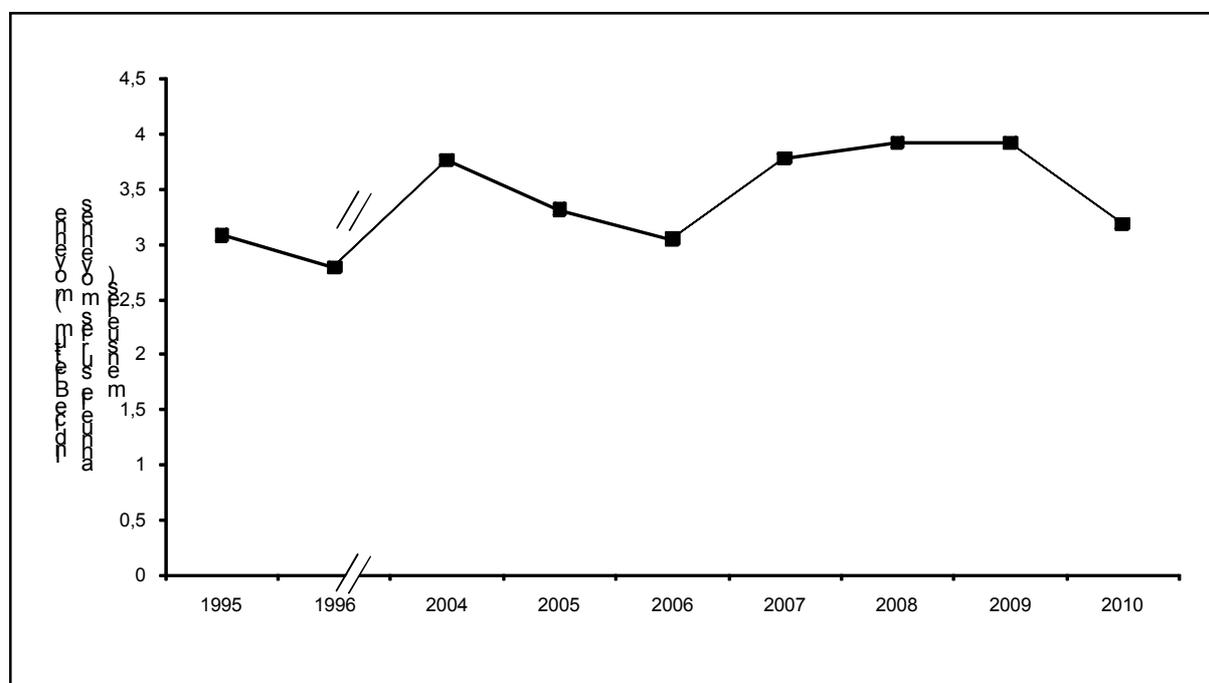


Figure 8 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

Evolution du micro et nanophytoplancton

Le tableau II reprend l'évolution de la proportion des compartiments nano- et microphytoplanctoniques de 1995 à 2010, la figure 9 donne 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
Microplancton	66,2	73,1	89,9	90,1	81,0	91,4	90,2	83,5	74,9
Nanoplancton	33,8	26,9	10,1	9,9	19,0	8,6	9,8	16,5	25,1

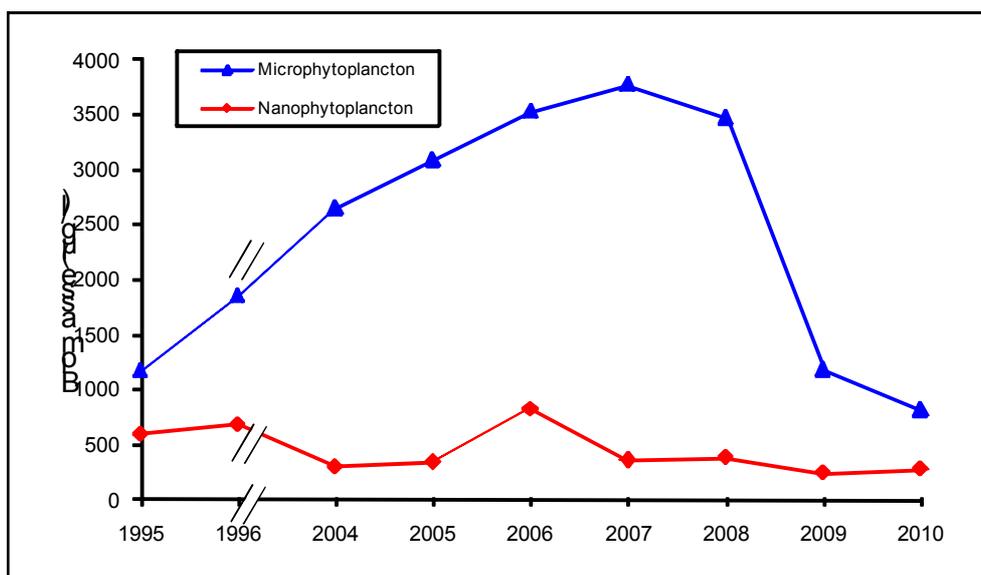


Figure 9 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro- et nanophytoplanctoniques

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*). Cette réduction de la part du microphytoplancton se confirme en 2010. Cette chute ne s'accompagnant pas d'une proportion plus élevée du nanophytoplancton, il est ici difficile d'aller plus avant sur la signification écologique.

II.3. Etude spécifique sur *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. En 2010, seule la dynamique cellulaire est présentée, aucune toxine n'ayant été détectée.

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)).

Depuis onze années cette cyanobactérie toxique est suivie et des biomasses importantes étaient observées régulièrement à des profondeurs de 16 à 20 mètres (Figure 10).

L'année 2008 avait présenté des biomasses record pour la chronique 1999-2010 (figure 11). Au contraire les années 2009 et 2010 présentent des biomasses très faibles (2009) et quasi nulles pour 2010. Seuls quelques rares filaments dans les échantillons ont été observés au microscope pendant les analyses.

Depuis 1999 il n'y a pas eu de périodes aussi longues pendant laquelle d'aussi faibles concentrations cellulaires avaient été observées. De la fin 2003 à début 2004 de faibles concentrations cellulaires avaient été observées, mais dès le retour de la fin de l'été et du début du printemps les concentrations cellulaires avaient commencé à augmenter à nouveau.

La baisse de la concentration du phosphore peut probablement expliquer cette quasi disparition de *P. rubescens*, cependant il semble important de continuer à effectuer le suivi spécifique de cette algue toxique pour confirmer sa dynamique de raréfaction.

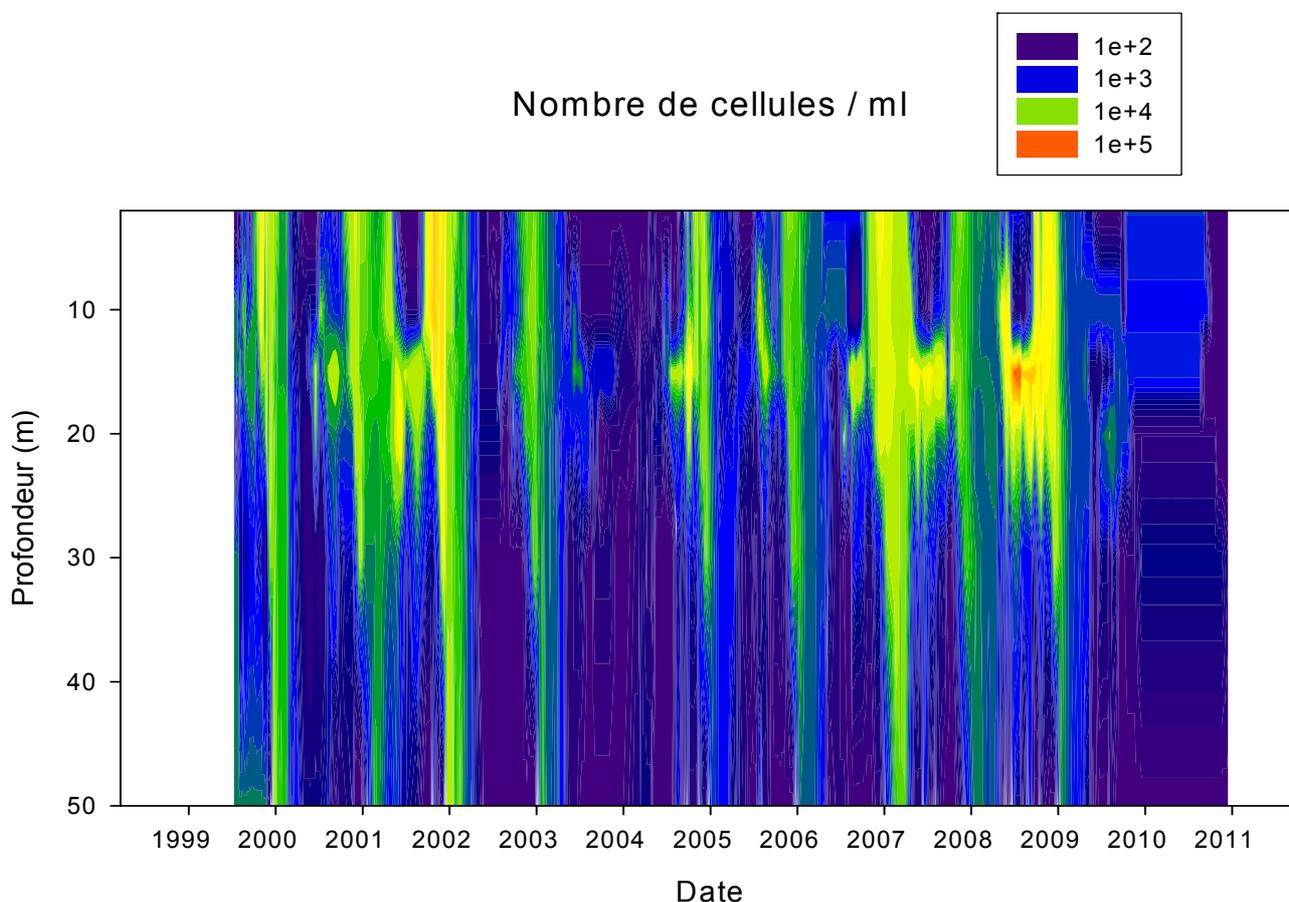


Figure 10 Evolution de la concentration cellulaire de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2010 en fonction de la profondeur

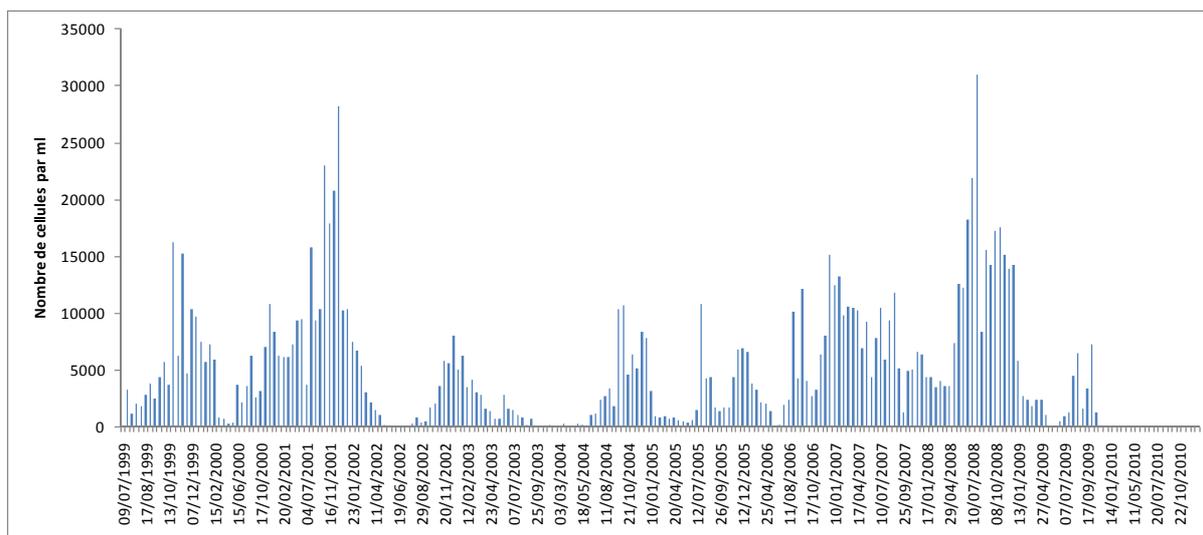


Figure 11 Evolution de la concentration cellulaire moyenne sur la profondeur 2-5 m de *Planktothrix rubescens* de 1999 à 2010

L'année 2008 semble avoir été la dernière année de forte production de la cyanobactérie *P. rubescens* dans le lac du Bourget, qui a vu sa biomasse divisée par 5 en 2009, et qui a presque entièrement disparu des comptages en 2010. Aucune toxine n'a ainsi pu être détectée en 2010, pour la première fois, l'année 2009 ayant déjà été caractérisée par un risque toxique potentiel très faible à nul.

III. Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2010 peut être résumée de la manière suivante :

- une phase de début d'année, où l'on observe une augmentation rapide des diatomées centriques avec un pic printanier (29 mars). Celles-ci vont disparaître au moment de la phase des eaux claires (18 mai) ;
- un changement de communauté survient ensuite, car les diatomées sont remplacées par des algues mixotrophes caractéristiques de lacs pauvres en nutriments (*Dinobryon* spp., *Kephyrion* spp.) pendant la phase estivale (juillet-août) ;
- ce sont ensuite des Chlorophycées coloniales qui vont devenir dominantes en début d'automne (6 au 21 septembre) ; elles sont également caractéristiques d'eaux pauvres en nutriments ;
- Pendant la phase automnale, une cyanobactérie filamenteuse capable de fixer l'azote atmosphérique (*Aphanizomenon flos aquae*) va dominer le compartiment algal. Cette espèce est tolérante aux faibles concentrations en azote, mais est sensible aux faibles concentrations en phosphore ;
- la fin d'année est caractérisée par une diminution générale de la biomasse algale.

L'évolution interannuelle est marquée par une biomasse algale plus faible qu'en 2009, mais qui est néanmoins comparable. Pendant l'année 2010, *Planktothrix rubescens* n'a pas été observée dans les échantillons 0-20 m. Cette année est très différente de la chronique 2004-2008. Il reste à voir si cette tendance à la réduction, voire à la disparition de *Planktothrix rubescens* se confirme les années suivantes. La proportion d'algues mixotrophes, caractéristiques de milieux oligotrophes est en hausse. On observe

également une augmentation de la biomasse d'*Aphanizomenon flos aquae*, cyanobactérie filamenteuse hétérocystée.

ETUDE PORTANT SUR LES CLASSES ALGALES ET SUR *PLANKTOTHRIX RUBESCENS*

I. INTRODUCTION

La sonde bbe spectrofluorimétrique (photo 1) est une sonde immergeable qui permet d'obtenir la concentration en μg équivalent de chl a.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, Cryptophycées]) sur la base de leurs caractéristiques pigmentaires propres (Moldaenke 2002).

Les algues d'un même groupe phytoplanctonique, contiennent une qualité et une quantité de pigments photosynthétiques similaires. Ainsi, leur spectre d'excitation (avec une longueur d'onde d'émission fixée à 680 nm) est significatif pour chaque classe algale. Il est donc possible de différencier les 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 II). 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).



Photo 1 La sonde prête à l'emploi

Les profils de fluorescence totale obtenus lors de l'année 2010 sont donnés en Annexe.

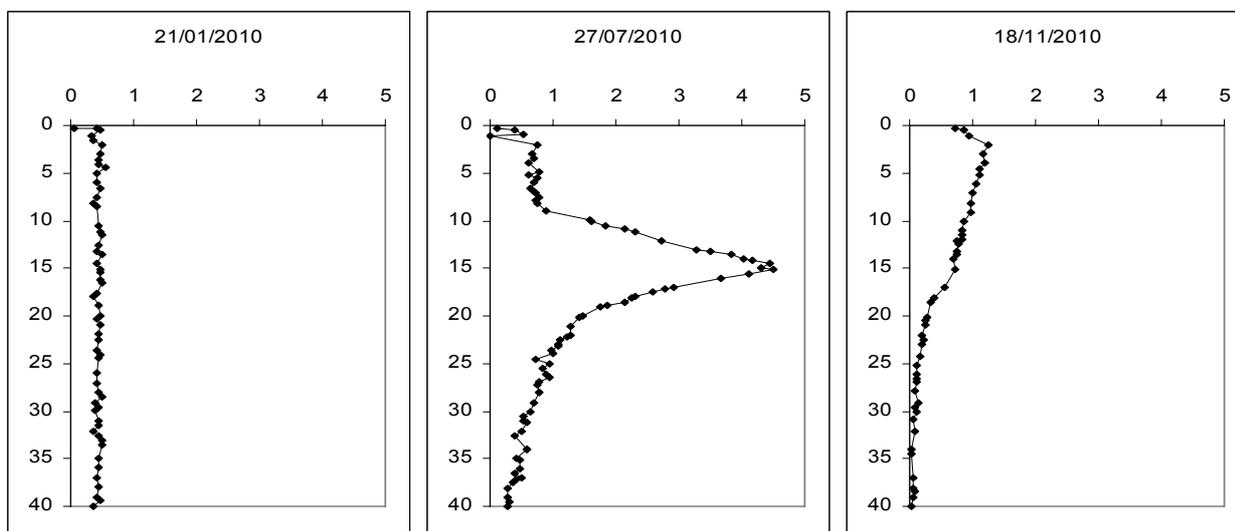
Tableau I Pigments caractéristiques des principales classes algales étudiées et longueur d'onde d'excitation (pics d'absorption maximaux) de ces pigments

Classes microalgales	Pigments	Longueur d'onde d'excitation (nm)
Chlorophycées	Chl a, b, caroténoïde	450 nm
Cyanobactéries	Chl a, phycoyanine	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 nm

II. DYNAMIQUE DES POPULATIONS

En utilisant les profils obtenus avec la sonde fluorimétrique, nous pouvons apprécier la dynamique de la cyanobactérie riche en phycoérythrine *P. rubescens*. Elle est caractérisée par la succession de trois phases, désormais classiques (Humbert et al. 2004, Jacquet et al. 2005), illustrée par les figures ci dessous.

Rappelons que lors des épisodes de prolifération, les cyanobactéries posent de multiples problèmes liés notamment à leur capacité de synthétiser des toxines dangereuses pour les animaux mais aussi pour l'homme. Les proliférations de *P. rubescens* dans le lac du Bourget depuis 1998 (Jacquet et al. 2005) ont motivé la mise en place d'un plan de surveillance (Humbert, 2001).



a : de janv. à avril

b : de mai à sept.

c : d'oct. à déc.

Figure 1 Exemples de distributions des concentrations de *P. rubescens* ($\mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chloro a) au point B au cours de l'année 2010

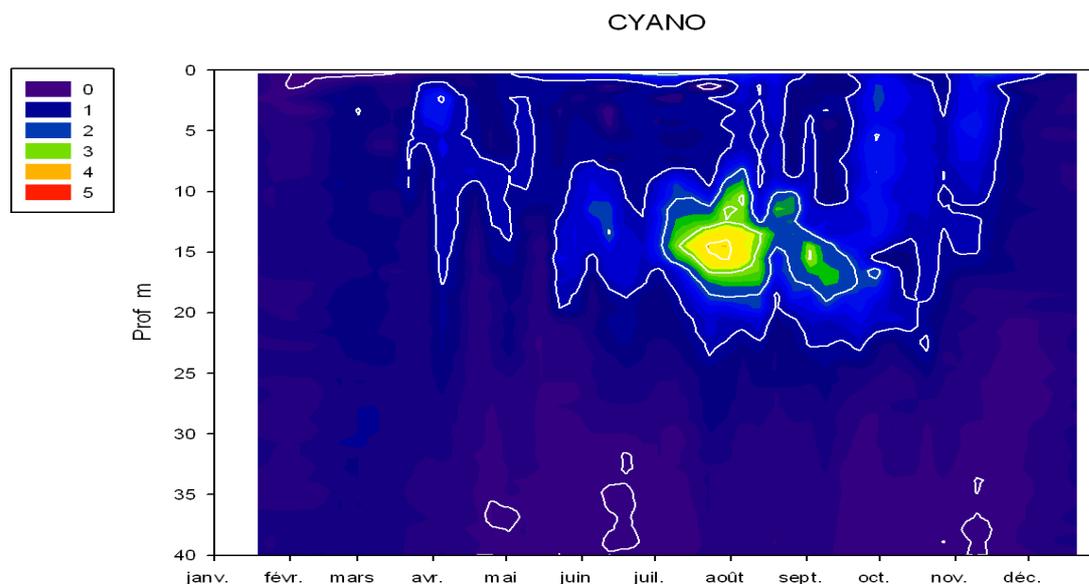


Figure 2 Distributions des concentrations en *P. rubescens* ($\mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chloro *a*) au point B au cours de l'année 2010

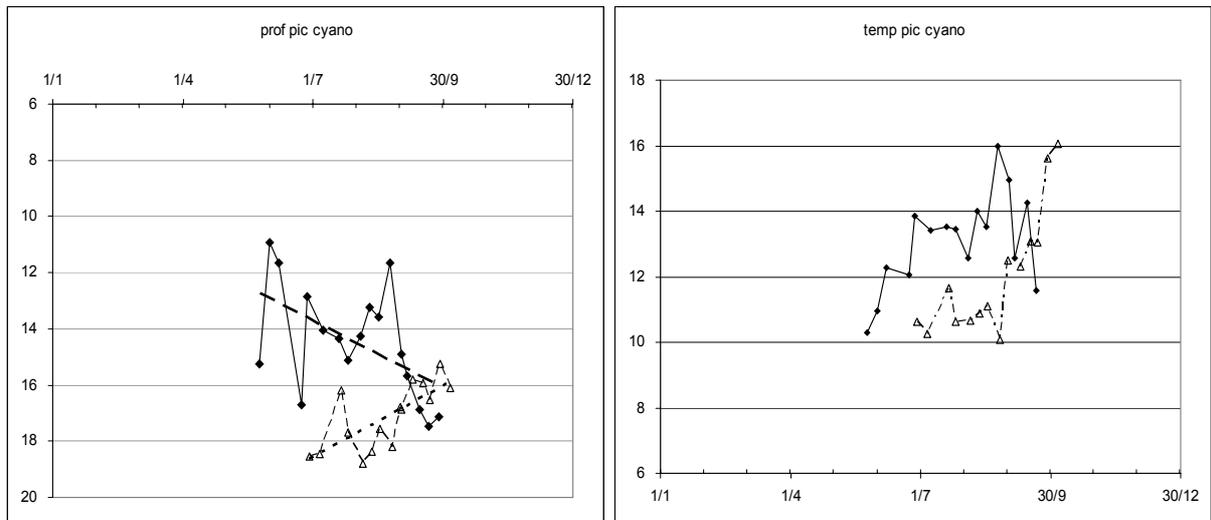
- De février à avril : les concentrations se situent autour de $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chloro *a* et sont réparties de façon homogènes sur la verticale.
- De juillet à septembre : *P. rubescens* se concentre dans la colonne d'eau au niveau du métalimnion grâce à ses aptitudes physiologiques (utilisation de faibles intensités lumineuses, utilisation du phosphore, capacité d'adapter leur flottabilité...). Les concentrations augmentent progressivement aux alentours de 15 m de profondeur pour passer par un maximum au mois de juillet avec $4,5 \mu\text{g.L}^{-1}$. La stratification de la cyanobactérie apparaît à la fin du mois de mai.

Pendant la période de stratification, la profondeur du maximum de biomasse évolue entre 11 et 16 m entre le 26/05 et le 21/09. Il se positionne à des niveaux sensiblement moins profonds que l'année précédente et à des températures légèrement supérieures (moyenne $13,8$ vs $10,7^\circ\text{C}$).

- A partir de septembre la biomasse décroît en se répartissant, dans un premier temps, sur une épaisseur de 0 à 20 m avec l'érosion progressive de la thermocline et elle ne se maintient qu'avec des concentrations inférieures à $2 \mu\text{g/L}^{-1}$.
- Enfin, *P. rubescens* est entraînée progressivement vers les couches profondes avec le refroidissement des eaux de surface et la poursuite de la disparition du gradient thermique avec des concentrations qui poursuivent leur diminution ($<1 \mu\text{g.L}^{-1}$).

Tableau II Périodes de stratification des cyanobactéries et profondeurs des maxima de biomasse de 2004 à 2010

	Période de stratification			Profondeur du max de biomasse (m)	
	début	fin	Durée (j)	mini	maxi
2004	30/06	05/10		11,5	15,6
2005	26/07	05/10		10	15
2006	26/07	12/10	78	14	17
2007	17/04	25/10	176	12,2	16,7
2008	24/04	20/10	179	9,3	17
2009	30/06	06/10	98	15.3	18.5
2010	26/05	21/09	118	11	16



a)

b)

Figure 3 Maxima de biomasse de *P. rubescens* au point B en 2010 (—◆) et comparaison avec 2009 (- - -Δ) évolution a) de la profondeur en m et b) des températures en °C

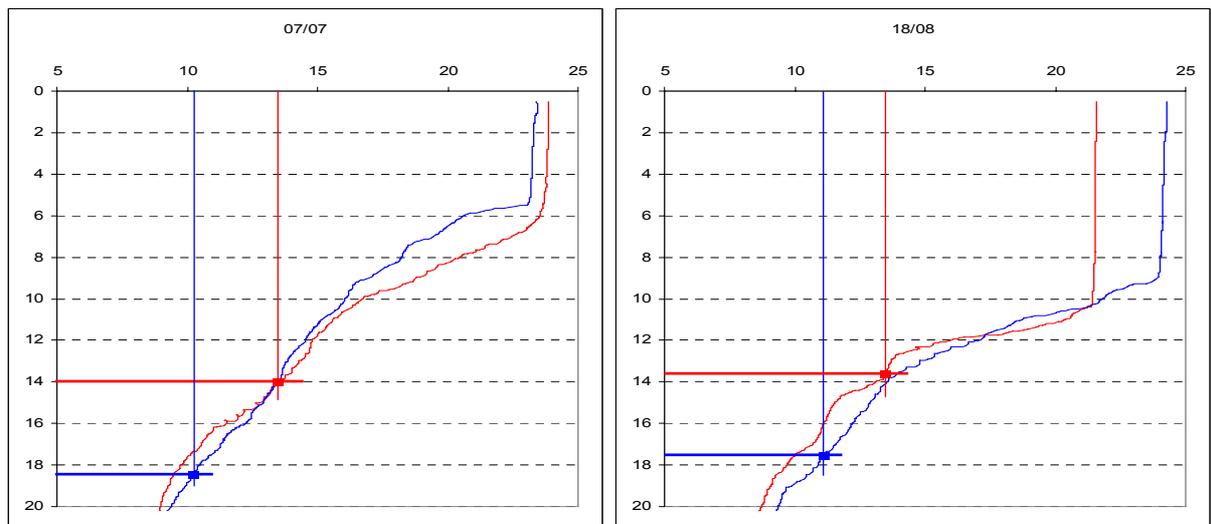


Figure 4 Exemple de positions du pic de biomasse de *P. rubescens* (traits horizontaux) sur les profils thermiques le 07/07 et 18/07 en 2009 (bleu) et en 2010 (rouge)

Ces différences de répartition verticale de la biomasse des cyanobactéries ont des conséquences différentes sur les pompages d'eau potable. Cette année, les concentrations sont suffisamment basses au moment du mélange pour ne pas occasionner de perturbation dans l'alimentation en eau potable.

III. EVOLUTION SAISONNIERE

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.

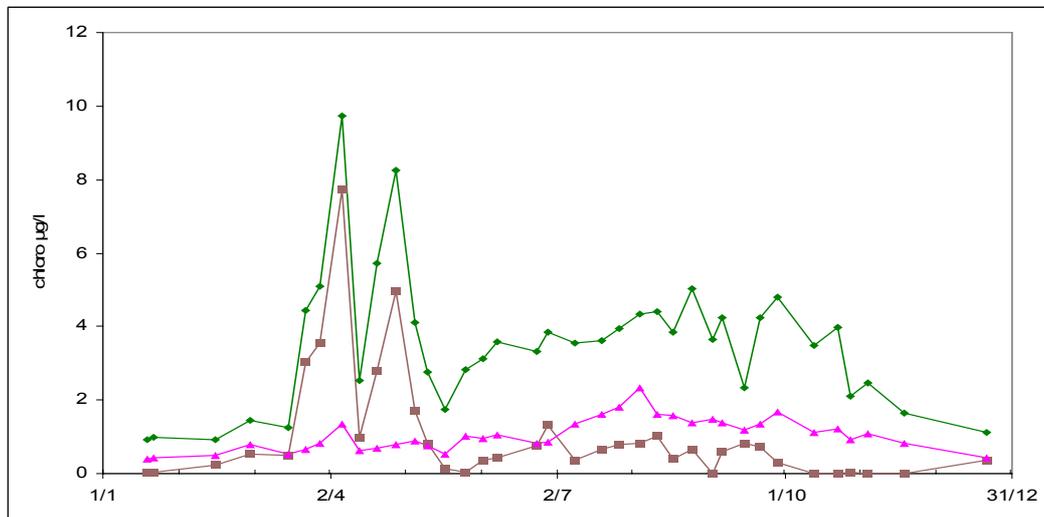


Figure 5 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche 0 – 20 m au point B en 2010 (—◆— choro tot, - -■- - "diatomées", —▲— "cyanobactéries")

La figure 14 nous permet d'observer les différentes phases de production de biomasse et de définir les groupes algaux qui y participent. Nous retrouvons les différentes phases observées au § précédent.

- En hiver, les cyanobactéries « dominant » le peuplement algal avec des concentrations toutefois très faibles ($1 \mu\text{g.L}^{-1}$ de chlorophylle équivalent à environ 3 à 5000 cell.mL^{-1}) ;
- Un premier pic printanier qui démarre très tôt comme en 2009, dès le début du mois de mars, et correspond au développement des diatomées avec des conséquences sur la transparence, sur les consommations de la silice et de phosphate entre le 02/03 et le 27/04 ;
- à partir de juillet le peuplement la biomasse des cyanobactéries augmentent très légèrement, plus ou moins régulièrement jusqu'au mois d'août ;
- Après le pic de biomasse le 04/08, les concentrations diminuent progressivement jusqu'à la fin de l'année. Avec le brusque refroidissement en octobre, les cyanobactéries se distribuent de façon homogène ($< 2 \mu\text{g/L}^{-1}$) sur une épaisseur de 20 m.

Nous en déduisons donc que :

- En 2010, les concentrations restent globalement très faibles out au long de l'année ;
- Le maximum est plus faible $2,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ contre respectivement 7 et $13 \mu\text{g.L}^{-1}$ et apparaît plus tôt (août vs septembre et novembre). Nous n'observons pas cette année un développement des cyanobactéries en automne comme les années précédentes. ; la concentration moyenne annuelle s'élève à $1 \mu\text{g.L}^{-1}$ contre respectivement 1,9 et $6,7 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2009 et 2008 ;
- En décembre les concentrations sont faibles < 1 par rapport $8 \mu\text{g.L}^{-1}$ en 2008.

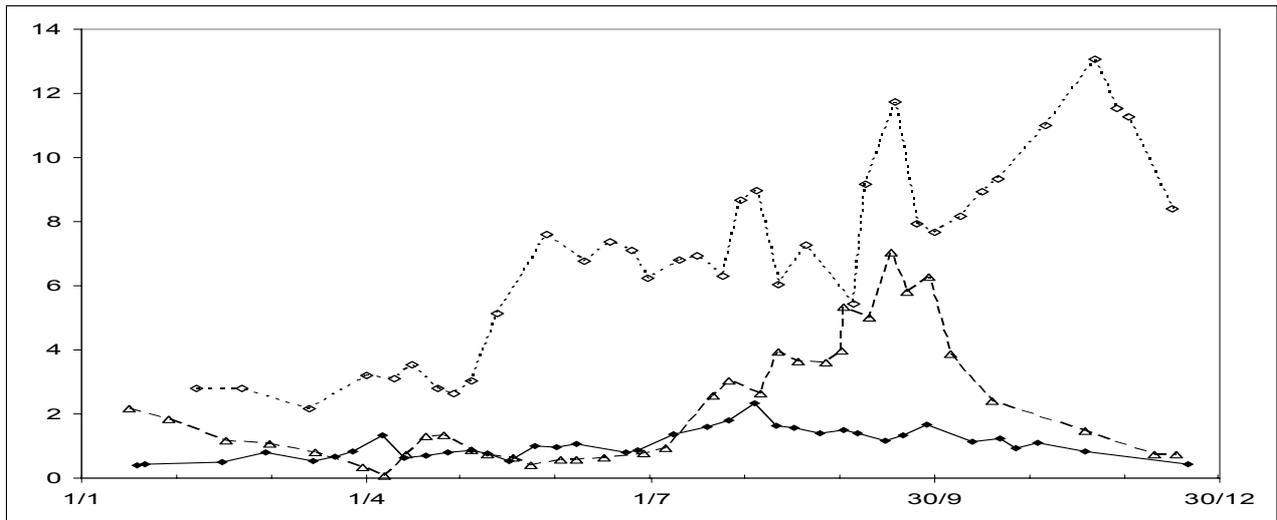


Figure 6 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Cyanobactéries ($\mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chlorophylle a) sur la couche 0 – 20 m au point B en 2008 (----◇), 2009 (—△) et 2010 (—◆)

Pendant la période de stratification autour de 15 m au niveau du pic de biomasse, les concentrations maximales ne s'élèvent qu'à $4,5 \mu\text{g.L}^{-1}$ le 27/07/2010 vs $59 \mu\text{g.L}^{-1}$ le 17/09/2009 et $58 \mu\text{g.L}^{-1}$ le 04/08/2008.

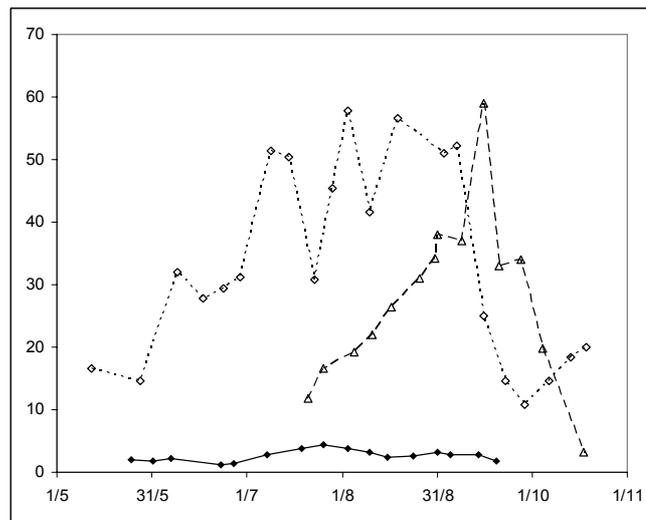


Figure 7 Variation des concentrations maximales au niveau du pic de biomasse de *P. rubescens* ($\mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chlorophyll a) au point B en 2008 (----◇), 2009 (—△) et 2010 (—◆)

La diminution de biomasse déjà observée en 2009 se poursuit en 2010 et la quasi absence de *P. rubescens*, détectée par la sonde bbe mais aussi dans les comptages phytoplanctoniques annonce peut être une année importante de fin de dominance de cette espèce dans le lac du Bourget.

IV. COMPARAISON ENTRE LES COMPTAGES DE *P. RUBESCENS* ET LES DONNEES BBE

Depuis 2004 inclus, une comparaison est faite entre les données de la sonde BBE et du signal caractéristique des espèces riches en phycoérythrine (typiquement *P. rubescens*) avec les comptages réalisés de manière spécifique pour cette espèce à différentes profondeurs.

En 2010, comme pour les années précédentes, aucune relation n'a été trouvée entre les données de la sonde et les picocyanobactéries riches en phycoérythrine suggérant que ces dernières n'interviennent pas ou peu dans le signal de la sonde et que ce dernier est donc fortement lié à *P. rubescens*.

La Figure 8 est une compilation de près de 700 données et elle révèle l'existence d'une bonne corrélation entre les données de la sonde BBE et les comptages réalisés en microscopie. Pour rappel, les comptages ont été réalisés aux profondeurs discrètes de 2, 10, 15, 20, 30 m. La bouteille Niskin prélève l'eau sur une hauteur d'eau d'environ 70 cm sous la profondeur choisie si bien que nous avons donc considéré pour les données de la sonde bbe une valeur moyenne comprise entre la profondeur réelle et jusqu'à 70 cm sous cette dernière. Pratiquement, nous avons obtenu et utilisé entre 3 et 7 valeurs discrètes à partir des données de la sonde que nous avons donc moyennées.

Il est intéressant de noter que cette relation est fortement conditionnée par les valeurs moyennes et élevées de la cyanobactérie car depuis 2008, année où *P. rubescens* a commencé à régresser considérablement, nous n'avons plus observé de relation positive significative entre les données de la sonde et les comptages cellulaires.

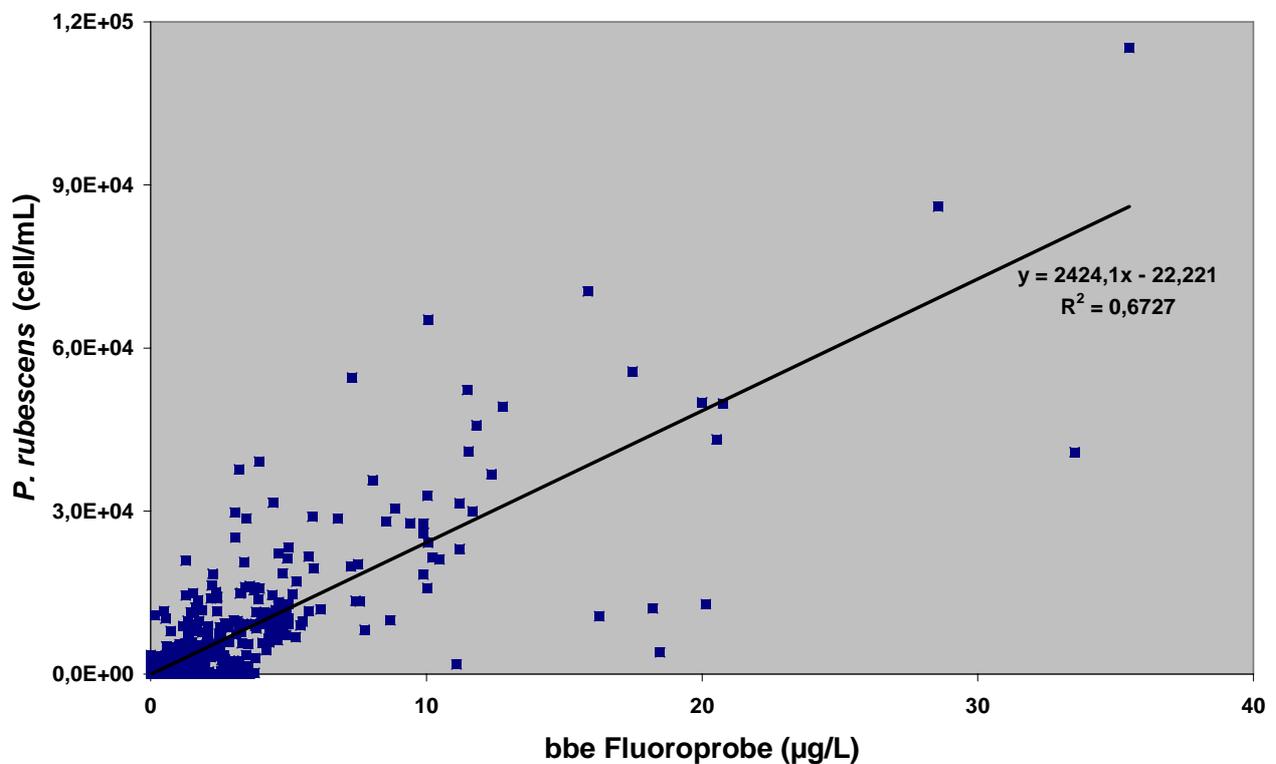


Figure 8 Relation entre les données issues de la sonde bbe CCLB et du comptage de *P. rubescens* sur la période 2004-2010

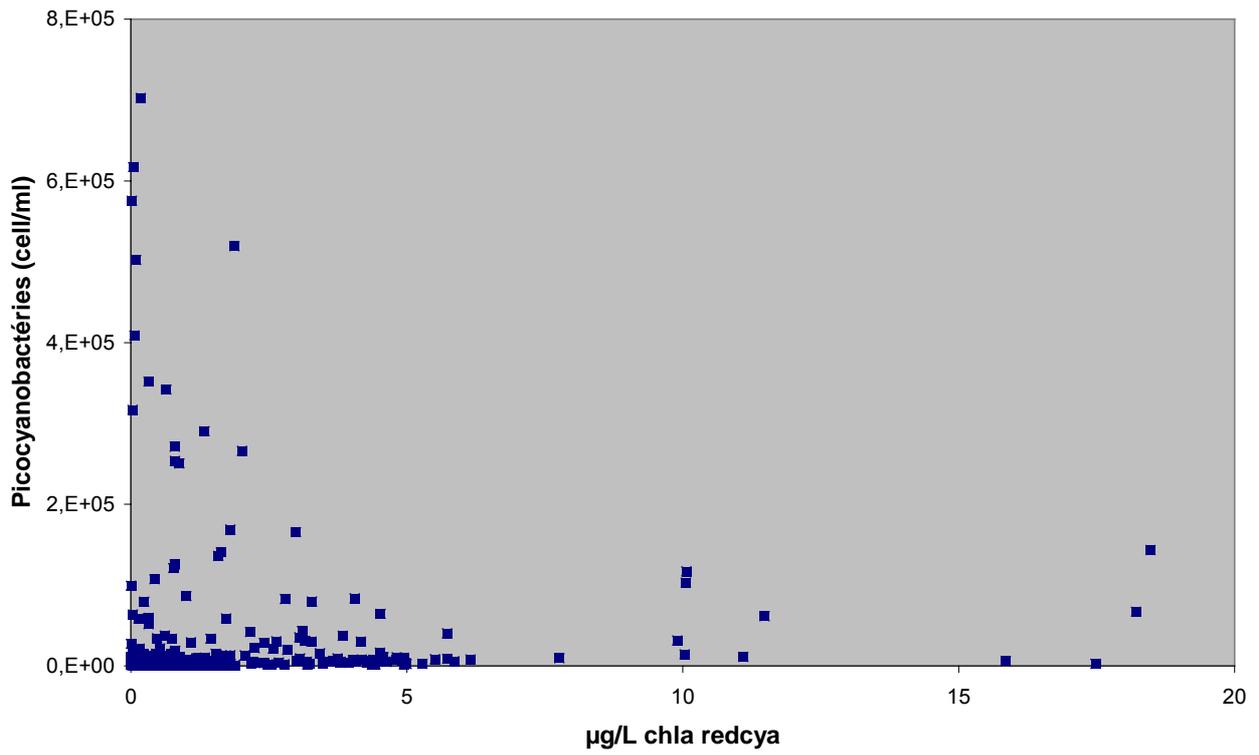


Figure 9 Relation entre les données issues de la sonde bbe et du comptage des picocyanobactéries sur la période 2004-2010

ETUDE RELATIVE AUX PICOCYANOBACTERIES

Ce chapitre est consacré à l'étude de l'abondance des picocyanobactéries (organismes procaryotes photosynthétiques). De 2004 à 2009 inclus, ce chapitre rapportait l'évolution des abondances de divers compartiments biologiques caractéristiques de la boucle microbienne et incluait picocyanobactéries, bactéries hétérotrophes, flagellés, ciliés, héliozoaires, virus. Cette « restriction » s'explique par le caractère non avéré de bio-indication de ces différents compartiments, à l'exception des picocyanobactéries, qui seront donc suivis à partir de 2011 en terme de dynamique, diversité et production spécifique à certains moments clés de l'année.

I. ETAT DE L'ART

Le picoplancton est l'ensemble des microorganismes unicellulaires compris dans la classe de taille 0,2-3 μm . Il englobe des cellules hétérotrophes (les bactéries) et des cellules autotrophes (cyanobactéries et microalgues appelées communément picocyanobactéries et picoeucaryotes, regroupées sous le terme picophytoplancton) qui interviennent de manière significative dans la minéralisation et la production de la matière organique. Bien que moins abondantes que les bactéries hétérotrophes, mais atteignant quand même plus de 10^5 cellules. ml^{-1} à certaines périodes de l'année, la communauté picophytoplanctonique, particulièrement les picocyanobactéries, peut être responsable de presque 80% de la productivité primaire (Bell & Kalff 2001, Callieri 2008) et peut être une source de carbone plus importante que les bactéries hétérotrophes pour les maillons trophiques supérieurs (Weisse 1993, Calieri 2008).

Longtemps ignoré en raison de sa petite taille, le picophytoplancton est aujourd'hui reconnu comme une composante majeure des écosystèmes aquatiques. On ne sait toutefois que peu de choses sur l'écologie, la diversité et le rôle fonctionnel de ces microorganismes, notamment les picocyanobactéries. Une revue de la littérature révèle que cette lacune est particulièrement marquée en France en ce qui concerne le milieu lacustre (Stockner et al. 2000, Tadonlécé et al. 2003, Callieri 2008). D'une manière plus générale, le picophytoplancton a été très largement étudié en milieu marin mais très peu, comparativement, dans les milieux dulçaquicoles ou alors restreint à certains écosystèmes types comme le lac Maggiore en Italie par exemple.

Au-delà de leur rôle dans le fonctionnement planctonique des lacs, les picocyanobactéries pourraient être un bio-indicateur du statut trophique et de divers changements pouvant advenir à ces écosystèmes. C'est un fait que l'importance relative des picocyanobactéries par rapport à l'ensemble du phytoplancton augmente avec les eaux pauvres en nutriments, même si leur abondance et biomasse augmentent généralement avec l'état trophique (Callieri & Stockner 2000). Les formes coloniales semblent être prépondérantes dans les milieux oligotrophes comparativement au milieu mésotrophe (Cellamare, non publié). En période hivernale, la prépondérance des picocyanobactéries semble beaucoup plus marquée dans les systèmes oligotrophes que mésotrophes (Jacquet, non publié). Toutefois, la qualité de la lumière et l'impact du broutage zooplanctonique semblent être des paramètres clés pour la croissance, la distribution et la diversité des picocyanobactéries si bien que l'importance de ces facteurs doit aussi être considérée pour

mieux comprendre le succès observable ou attendu des picocyanobactéries (et lesquelles) dans les lacs (Callieri 2008, Moser et al. 2009).

Le rôle clef du pico(phyto)plancton à la base des chaînes trophiques dans les écosystèmes pélagiques suggère que ce compartiment dans son ensemble ou de manière plus ciblée (groupe taxinomique au sein des picocyanobactéries) puisse donc jouer le rôle de sentinelle, particulièrement révélateur dans le contexte des changements physico-chimiques d'un écosystème ou dans l'apparition d'une pollution. Une telle démarche a déjà été proposée à partir de la structure du bactérioplancton autochtone (Lindström 2000) mais elle est technologiquement beaucoup plus contraignante en termes de matériels et méthodes. De plus, les bactéries hétérotrophes (exception faite des bactéries allochtones de type *E. coli* et autres coliformes, donc non endémiques aux milieux) ne semblent pas être un bon témoin d'évolution de la qualité des eaux ou du changement climatique dans des lacs tempérés pauvres à moyennement riches en nutriments (Jacquet non publié, Kamjunke et al. 2009, Bertoni et al. 2009). La potentialité offerte par les picocyanobactéries d'être des indicateurs de changements du statut trophique d'un lac est donc envisageable et très prometteuse (Schallenberg & Burns 2001, Weisse & Mindl 2002, Burns & Galbraith 2007). Les mécanismes par lesquels ces organismes répondent doivent être étudiés avant de se prononcer sur la possibilité de les utiliser comme bio-indicateurs face à l'enrichissement ou la limitation (carence) en nutriments. Toutefois, le suivi des lacs d'Annecy et du Bourget déjà effectué à ce jour révèle clairement que la relation bio-indication - statut trophique est probante.

II. METHODOLOGIE

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

III. RESULTATS

III.1. Abondances et dynamique de la communauté pour l'année 2010

Les concentrations minimales, maximales et moyennes de picocyanobactéries pour les années 2004 à 2010 sont rapportées dans le Tableau I ci dessous.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2010

	Minimum	Maximum	Moyenne
Picocyanobactéries (cell/ml)			
2004	164	$5,2 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$
2005	59	$2,7 \times 10^5$	$3,3 \times 10^4$
2006	9	$3,4 \times 10^5$	$2,4 \times 10^4$
2007	111	$7,2 \times 10^5$	$3,9 \times 10^4$
2008	17	$7,7 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$
2009	15	$5,4 \times 10^5$	$2,7 \times 10^4$
2010	43	$6,4 \times 10^5$	$3,0 \times 10^4$

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. La distribution de ces picocyanobactéries est directement à relier à la quantité et à la qualité de lumière reçue au sein de ces écosystèmes (la lumière verte prédomine dans les lacs oligo- à mésotrophes pauvre en substances humiques et la lumière rouge prédomine dans les eaux de surface des lacs eutrophes colorés). Comme pour les années précédentes, une seule « population » a pu être observée en 2009 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. L'année 2010 a 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, une concentration maximale supérieure à celle enregistrée en 2009 (Figure 1). On observe toutefois 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 ont diminué régulièrement pour atteindre leur valeur minimale en décembre.

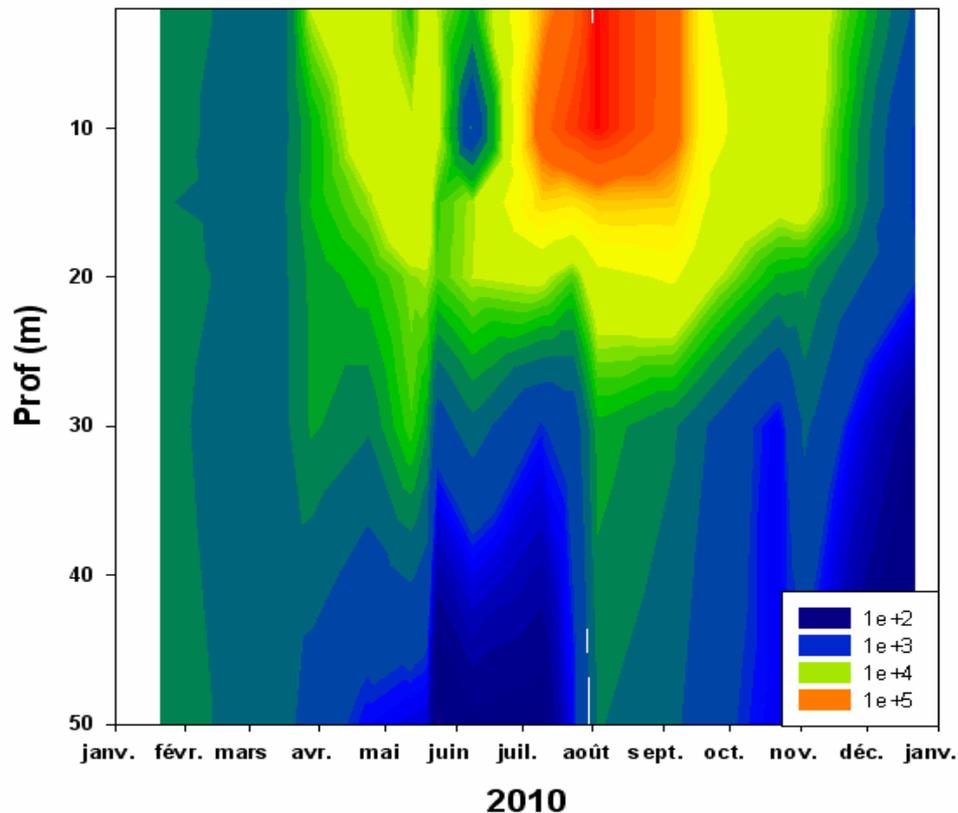


Figure 1 Evolution des concentrations des picocyanobactéries (*Synechococcus* spp riches en phycoérythrine) entre 0 et 50 m pour l'année 2010

III.2. Relations entre communauté des picocyanobactéries et les principaux facteurs environnementaux

A partir de valeurs moyennées sur la tranche d'eau 0-20 m, une analyse multivariée de type ACP (Figure 2) permet de visualiser les co-dynamiques des divers groupes phytoplanctoniques et des picocyanobactéries au cours de l'année 2010, et d'observer les principaux liens de corrélations entre ces compartiments autotrophes et les principaux facteurs environnementaux (température, insolation, nutriments, zooplancton herbivore, virus cyanophages, bactéries, etc...).

Tout comme en 2009, et si l'on s'intéresse spécifiquement aux picocyanobactéries, on constate que la dynamique de ce compartiment, tout comme les bactéries, est fortement relié à la température de l'eau (Figure 3 : relation entre T_{eau} et $\log(\text{pico})$), qui est donc un facteur de contrôle extrêmement important. Toutefois, le lien entre picocyanobactéries et température de l'eau se perd un peu pendant les mois d'été (plateau), suggérant ici qu'un autre contrôle intervient, tel que la concentration en nutriments inorganiques. En effet, pendant l'été, les nutriments sont particulièrement pauvres voir indétectables, limitant surement et fortement la croissance de ces microorganismes. La forte insolation à cette période est peut être également responsable de photoinhibition sans oublier le rôle de la prédation par le zooplancton herbivore. De plus, il est important de noter ici qu'un compartiment clef n'a pas été étudié et n'apparaît pas dans cette analyse, celui des flagellés et ciliés hétérotrophes, que l'on sait pouvoir avoir des liens trophiques étroits avec les picocyanobactéries (Jacquet et al. 2010).

Variables factor map (PCA)

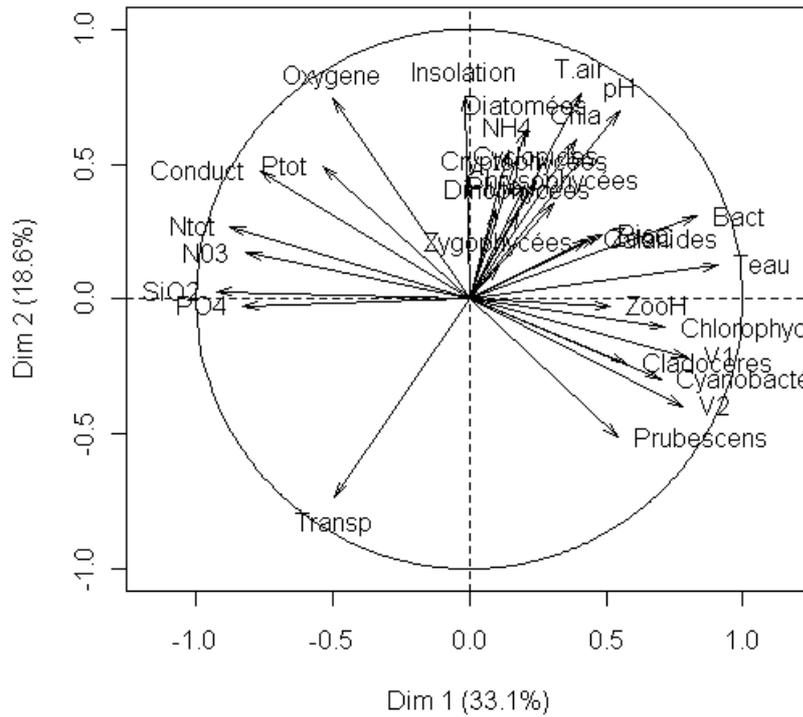


Figure 2 ACP réalisée pour la strate 0-20m prenant en compte les différents paramètres biologiques et physico-chimiques dans le lac du Bourget en 2010

Variables factor map (PCA)

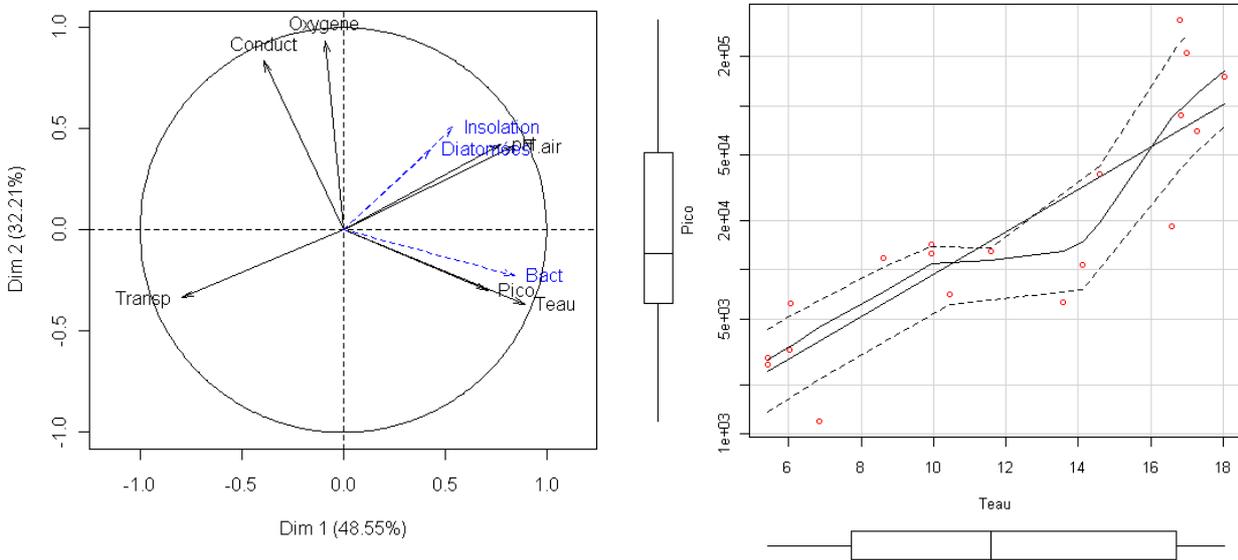


Figure 3 ACP réalisée pour la strate 0-20m après sélection de quelques paramètres essentiellement physiques et biologiques mettant surtout en relation picocyanobactéries et température

L'analyse par clustering ou regroupement révèle clairement que la saisonnalité des données est bien marquée dans le lac du Bourget, chaque quadrant de la figure ci-dessous (Figure 4) étant en effet

caractéristique d'une saison (points 19 et 1 à 3 : hiver ; 4 à 8 : printemps ; 9 à 13 : été ; 14 à 18 : automne).

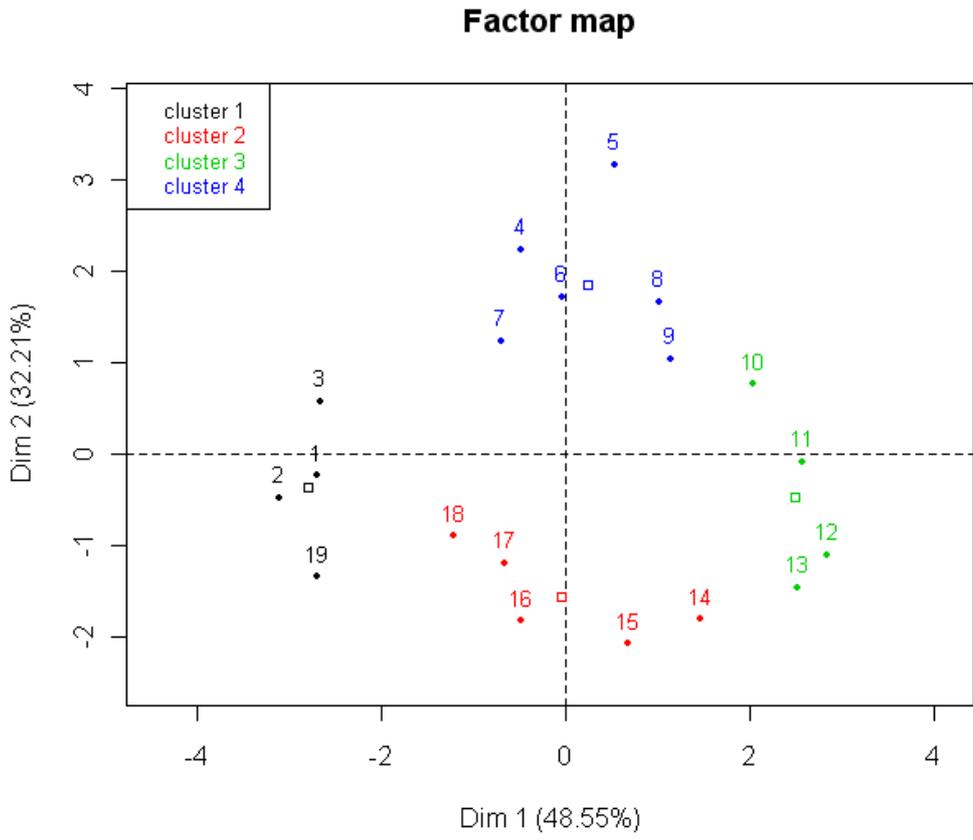


Figure 4 Clustering des données principales du lac du Bourget en 2010

Si on affine l'analyse autour des picocyanobactéries et de tous les paramètres susceptibles de jouer un rôle sur sa dynamique (en excluant les autres), on constate en effet que les principaux facteurs régulateurs sont la température de l'eau (Teau), la prédation herbivore (ZooH), et la lyse (via les deux groupes viraux V1, V2) qui sont corrélés positivement, mais également les phosphates (PO₄) avec qui les picocyanobactéries sont corrélés négativement.

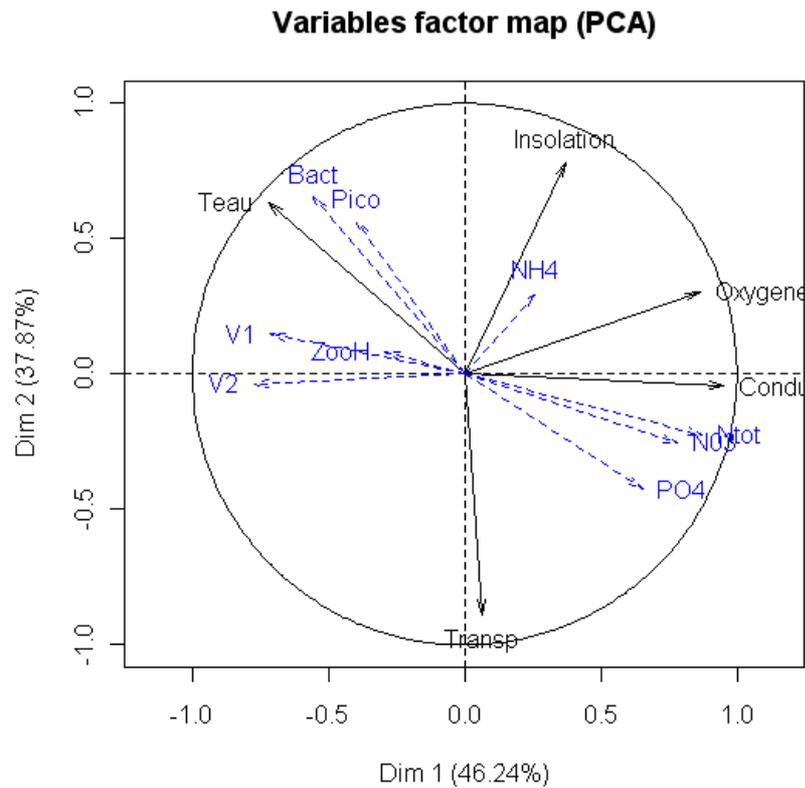


Figure 5 ACP réalisée pour la strate 0-20m après sélection des paramètres susceptibles d'être déterminant dans l'abondance et la dynamique des picocyanobactéries

III.3. Abondances et dynamique de la communauté picocyanobactérienne de 2004 à 2010

La figure 5 ci-dessous illustre la dynamique de la communauté pendant les 7 dernières années et la répétition annuelle de cette dynamique.

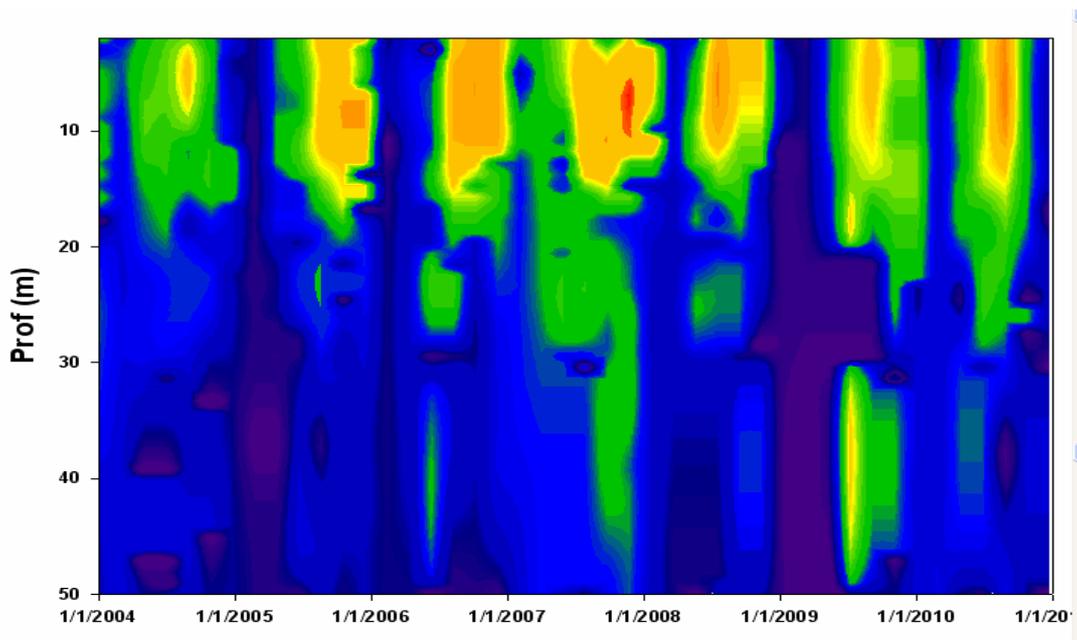


Figure 6 Evolution des concentrations des picocyanobactéries (*Synechococcus* spp riches en phycoérythrine) entre 0 et 50 m de 2004 à 2010 inclus

IV. 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, qu'au lac du Bourget, mésotrophe. 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. 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). Plus intéressant est alors la comparaison des données hivernales (incluant les mois de janvier, février et mars) qui révèlent cette fois-ci une dominance marquée et significative de cette communauté au lac d'Annecy (Figure 6), le rapport des abondances entre les deux lacs étant de 12 en moyenne pour les 8 dernières années et variant entre 1,5 (en 2007) et 28,4 (en 2003 ; cette valeur se rapprochant de la moyenne pour 2010 (Tableau II).

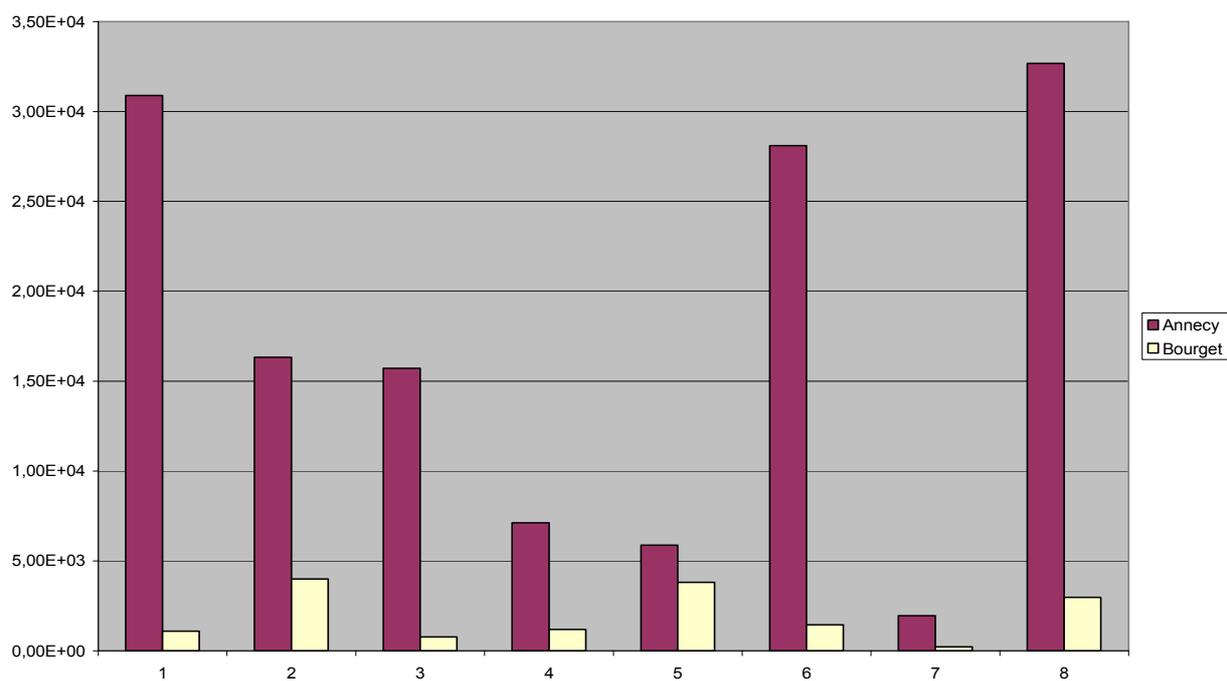


Figure 7 Comparaison des concentrations moyennes hivernales (JFM) des picocyanobactéries (*Synechococcus* spp riches en phycoérythrine) entre 0 et 50 m de 2003 à 2010 inclus entre les lacs d'Annecy et du Bourget

Tableau II Concentrations hivernales (JFM) moyennes de picocyanobactéries entre 0 et 50 m obtenues de 2003 à 2010 et rapport de concentrations entre les lacs d'Annecy et du Bourget

Hiver	Annecy	Bourget	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
	1,73E+04	1,94E+03	12

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 détectée par cytométrie en flux. Pour l'année 2010, ce rapport est égal à 1 pour le lac du Bourget alors qu'il dépasse la valeur 5 pour le lac d'Annecy, révélant combien cette communauté 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 2004 est de constater ou pas la pertinence d'utiliser ce compartiment comme bio-indicateurs de changement trophique (ou climatique) du lac du Bourget. Comme la Figure x ci-dessous le révèlent, aucun lien très net n'a encore pu être mis en évidence entre le Phosphore total (ou les orthophosphates et la chlorophylle a, données non montrées) et le compartiment des picocyanobactéries. Notons toutefois qu'il existe un début de corrélation négative et significative (même si le nombre de valeurs est faible) entre la valeur annuelle maximale atteinte par les picocyanobactéries et le phosphore total ($r^2=0,37$, $n=7$).

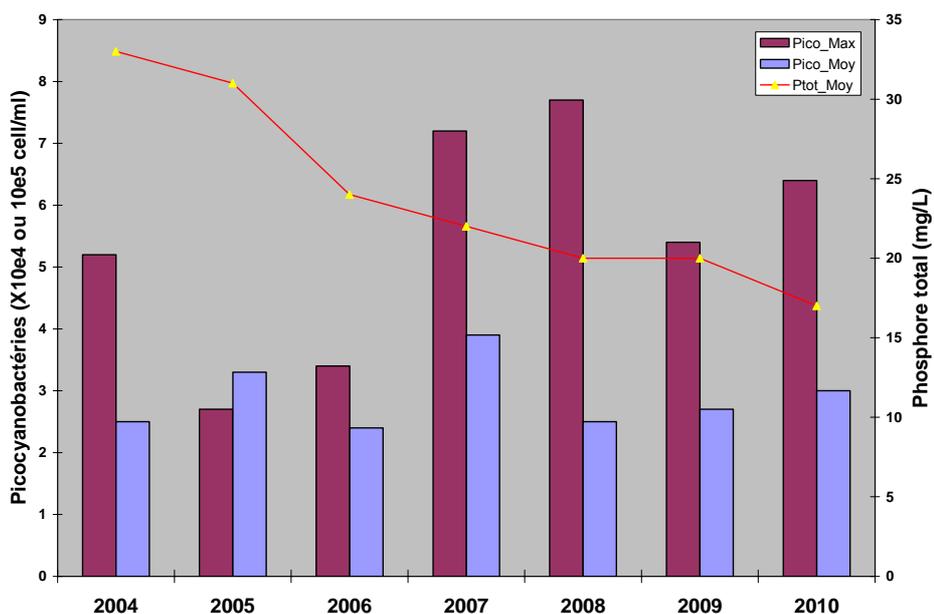


Figure 8 Evolutions des concentrations annuelles moyennes et maximales des picocyanobactéries et du phosphore total hivernal de 2004 à 2010 inclus

V. CONCLUSION

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 pourrait en effet être un bio-indicateur des changements trophiques s'opérant actuellement au sein du lac du Bourget. Une analyse beaucoup plus approfondie et sur un laps de temps plus long reste toutefois nécessaire.

ETUDE RELATIVE AU ZOOPLANCTON

Dans ce chapitre les données du suivi global de la communauté zooplanctonique du lac du Bourget sont présentées pour l'année 2010. Ce chapitre est décomposé en plusieurs parties qui traitent de la composition spécifique et des abondances moyennes de cette communauté, des dynamiques saisonnières des branchiopodes et copépodes observées au cours de l'année 2010 en relation avec la dynamique phytoplanctonique, et aux tendances interannuelles de la communauté crustacéenne, en relation avec la dynamique phytoplanctonique sur la série 2004-2010.

I. METHODOLOGIE

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2010 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.

De retour au laboratoire, les échantillons sont fixés au formol à 5%. 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 (cf Annexe). 17 prélèvements ont pu, cette année, être analysés.

II. DYNAMIQUE SAISONNIERE DU ZOOPLANCTON CRUSTACEEN

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 12 et 15, pour un total de 16 espèces de crustacés identifiées depuis la mise en place du suivi en 2004. Ces 16 taxons comprennent une unique espèce de copépode calanoïde (*Eudiaptomus gracilis*), mais 6 taxons de copépodes cyclopoïdes (*Acanthocyclops robustus*, *Cyclops prealpinus* + *vicinus*, *Cyclops* sp., *Megacyclops viridis*, *Mesocyclops leuckartii*, *Thermocyclops crassus*) et 9 taxons branchiopodes (*Bosmina longirostris*, *Bythotrephes longimanus*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia hyalina*, *Daphnia* spp. + *galeata*, *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 2010, aucun individu de *B. coregoni*, *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.

L'ensemble des familles crustacéennes montrent en 2010 une dynamique bimodale, avec un pic d'abondance printanier entre les 18/05 et 08/06, avec des abondances maximales proches de 600 000 ind.m⁻² pour les branchiopodes, 250 000 ind.m⁻² pour les calanoïdes et 330 000 ind.m⁻² pour les cyclopoïdes (Fig 1). Ces maxima printaniers d'abondance zooplanctonique correspondent aux minima phytoplantoniques, et placent ainsi la phase des eaux claires au Lac du Bourget aux alentours du 18/5 en 2010.

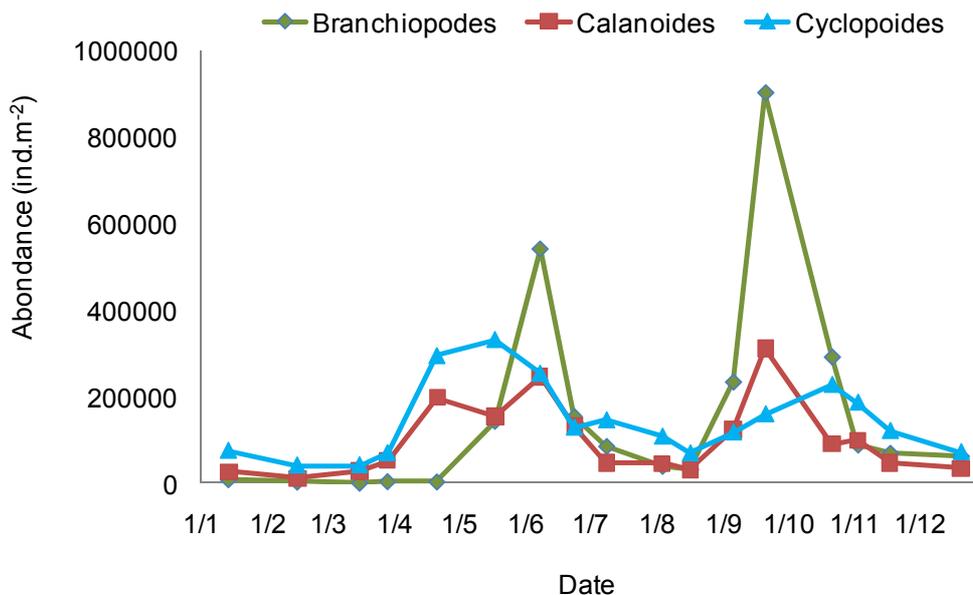


Figure 1 Evolution saisonnière des classes de microcrustacés zooplanctoniques en 2010

L'abondance des microcrustacés diminue rapidement en fin de printemps pour atteindre des valeurs de 50 000 à 100 000 ind.m⁻² en été pour chacun des taxons. Tous les taxons montrent un second pic d'abondance à l'automne, dominé par les cladocères, dont l'abondance automnale atteint 900 000 ind.m⁻² le 21/09. Le pic automnal des calanoïdes est synchrone avec celui des cladocères, avec des abondances proches de celles atteintes au printemps (310 000 ind.m⁻²). Le pic d'abondance automnal des cyclopoïdes a lieu un mois plus tard, avec des valeurs maximales de 226 000 ind.m⁻².

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 2010 résultent de la dynamique des deux espèces majoritaires, *D. hyalina* et *D. brachyurum* (figure 2).

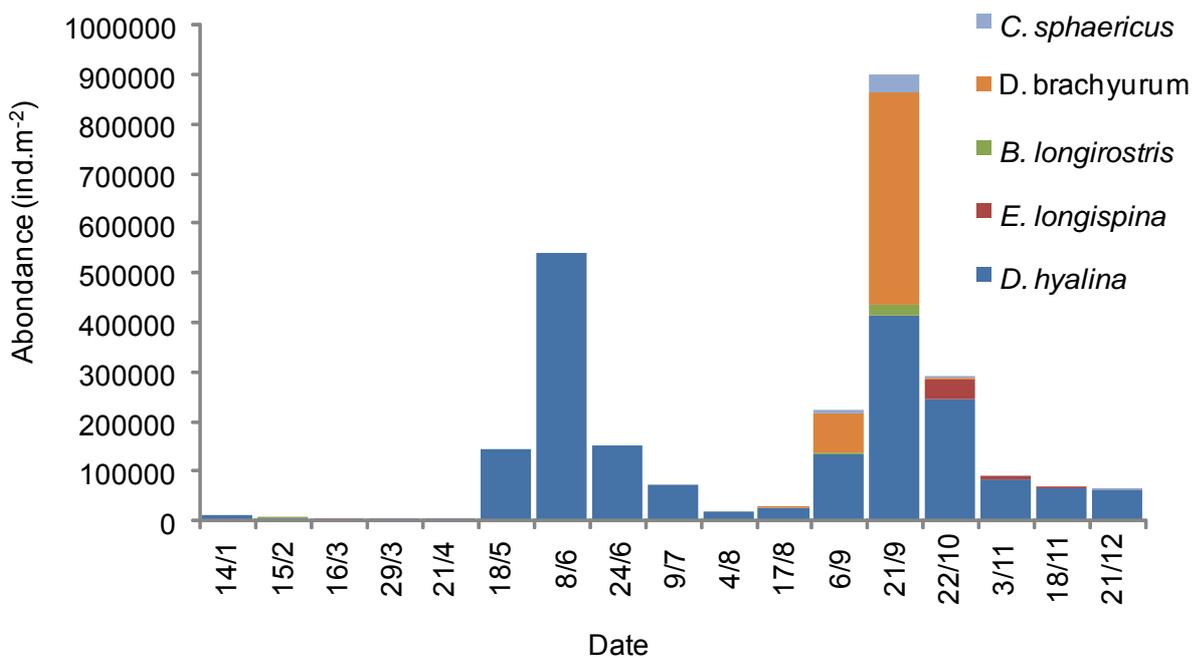


Figure 2 Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores en 2010

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 2010, le pic d'abondance printanier est exclusivement représenté par *D. hyalina*. 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. hyalina*. Lors de ce pic automnal, apparaissent aussi des espèces minoritaires ; *E. longispina*, *B. longirostris* et *C. sphaericus*.

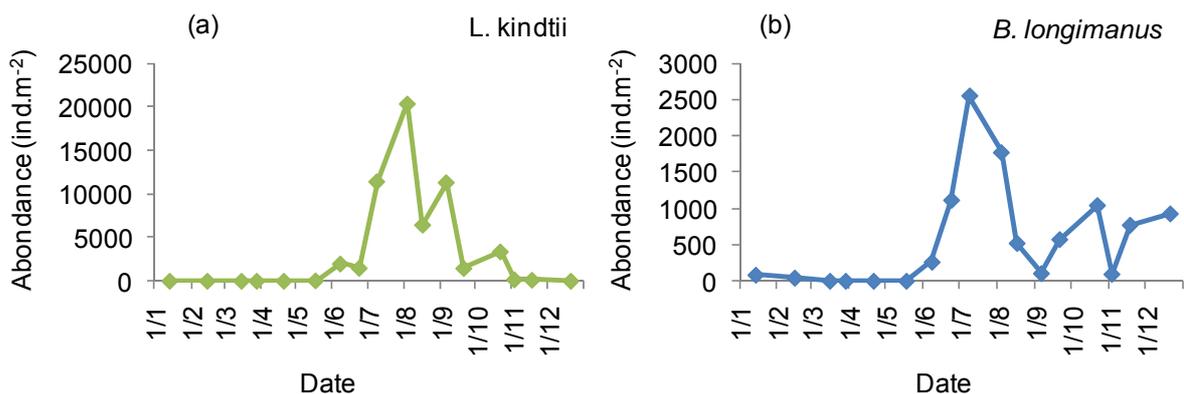


Figure 3 Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs (a) *Leptodora kindtii* et (b) *Bythotrephes longimanus* au Lac du Bourget en 2010

Les effectifs des cladocères *Leptodora kindtii* 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 (Fig 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 and 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 *et al.* 2004). Le pic d'abondance de *L. kindti* a lieu début août, avec des abondances atteintes, comme en 2009, relativement élevées, proches de 20 000 ind.m⁻². *B. longimanus* est de l'ordre de 10 fois moins abondant que *L. kindti*, avec un pic atteint mi-juillet, à des valeurs de 2500 ind.m⁻².

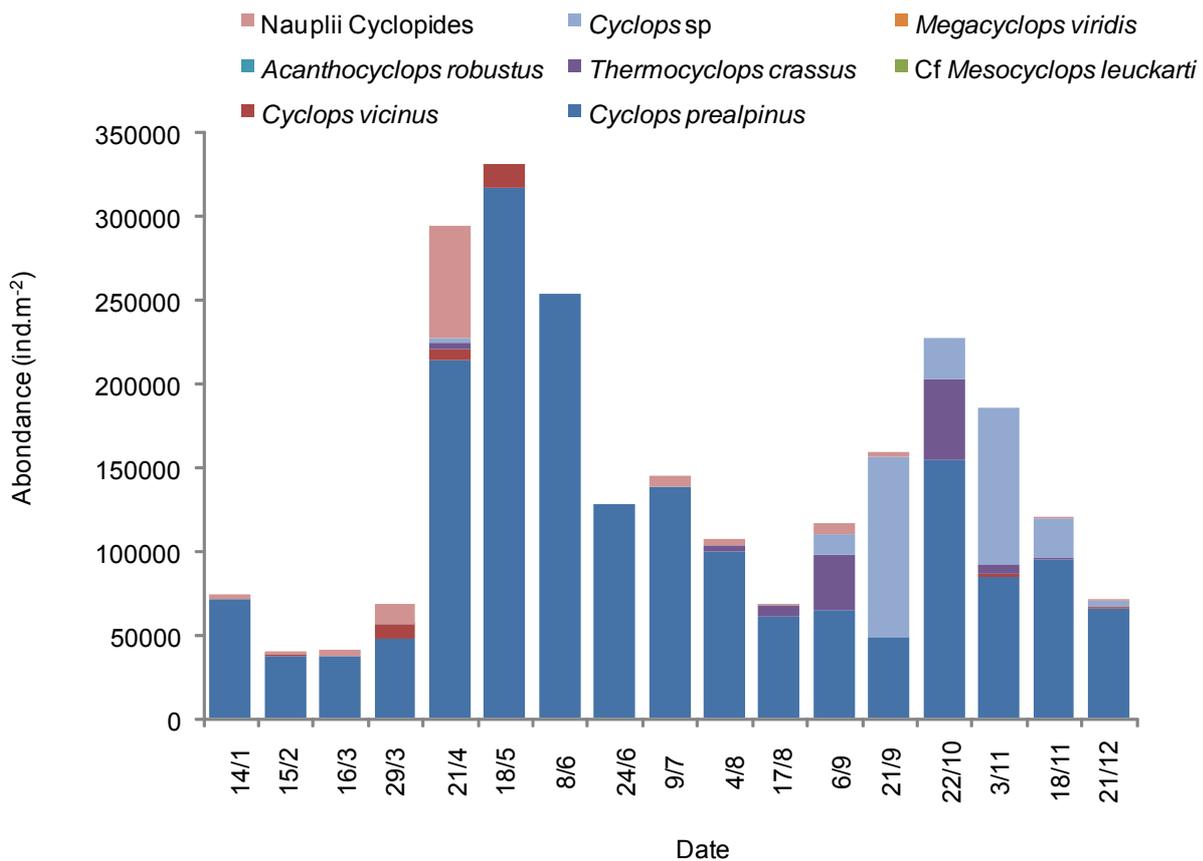


Figure 4 Evolution saisonnière de la composition des copépodes cyclopoïdes en 2010

Contrairement aux années précédentes du suivi, la dynamique spécifique des copépodes en 2010 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 l'ordre de 2/3 de ceux du pic printanier, au cours duquel *C. prealpinus* coexiste, cette fois-ci, avec l'espèce thermophile *T. crassus*. Ce pic automnal a lieu environ un mois plus tard que celui des cladocères et calanoides : *C. prealpinus* est une espèce prédatrice du zooplancton et sa dynamique est plutôt dépendante de l'abondance des autres espèces de crustacées (Gliwicz, 1969).

III. AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

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

* Mollusques : *Dreissena polymorpha*

Les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce sont en général observées dans les prélèvements d'été, de juin à septembre. Les abondances sont cependant extrêmement variables d'une année sur l'autre. Le pic d'abondance était de l'ordre de 44 000 ind.m⁻² en 2004, 1800 ind.m⁻² en 2005 et 12 000 ind. m⁻² en 2006. En 2008 comme en 2007, aucune larve n'a été observée dans les comptages. En 2009, les larves n'ont été observées qu'à une unique date (7/7) à des abondances de l'ordre de 1700 ind. m⁻². En 2010, les larves ont été observées lors de 3 prélèvements successifs, entre le 9/7 et le 17/8, avec une abondance maximale de 14500 ind.m⁻² le 4/8.

* Rotifères

Les rotifères observés dans les prélèvements sont de grandes espèces (*Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*, *Conochilus unicornis*, *Notholca caudata*)(Figure 5).

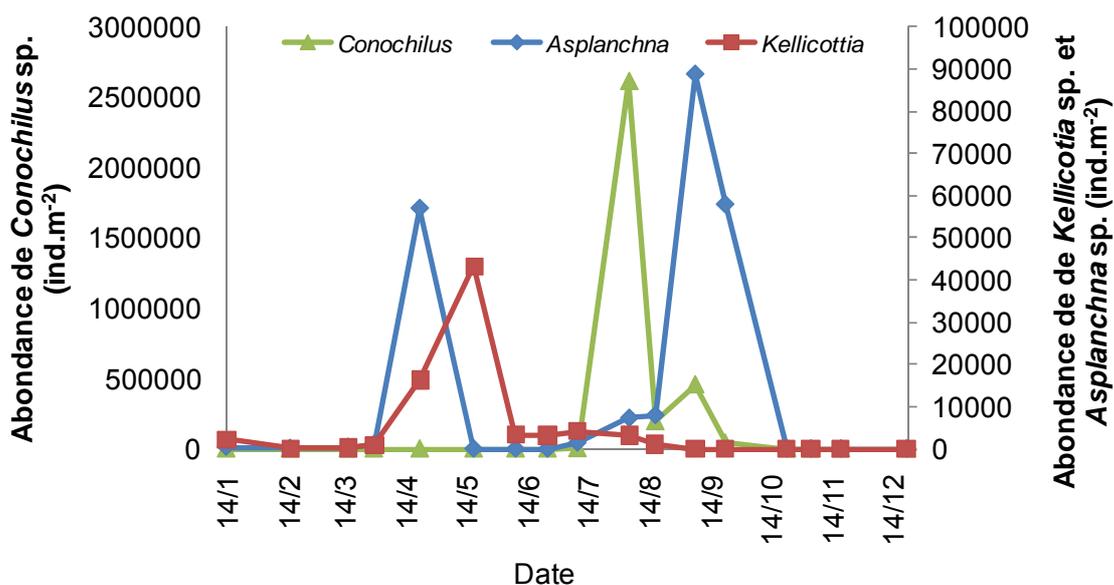


Figure 5 Evolution saisonnière des abondances de rotifères en 2010

En 2010 comme en 2007-2009, 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 2010, une dynamique qui reproduit celle de l'ensemble des crustacés zooplanctoniques, avec un pic de printemps (60 000 ind.m⁻²), globalement d'abondance plus faible qu'au cours des années précédentes, et un fort pic automnal (60 000 ind.m⁻²). La dynamique de *Kellicottia longispina* reproduit celle des années précédentes avec des effectifs de

l'ordre de 50 000 ind.m⁻² au printemps. *Conochilus unicornis* montre une abondance exceptionnellement élevée en 2010, qui atteint 2 600 000 ind.m⁻² le 4/8.

IV. CHANGEMENTS TEMPORELS DE LA COMMUNAUTÉ CRUSTACÉENNE SUR LA SÉRIE 2004-2010

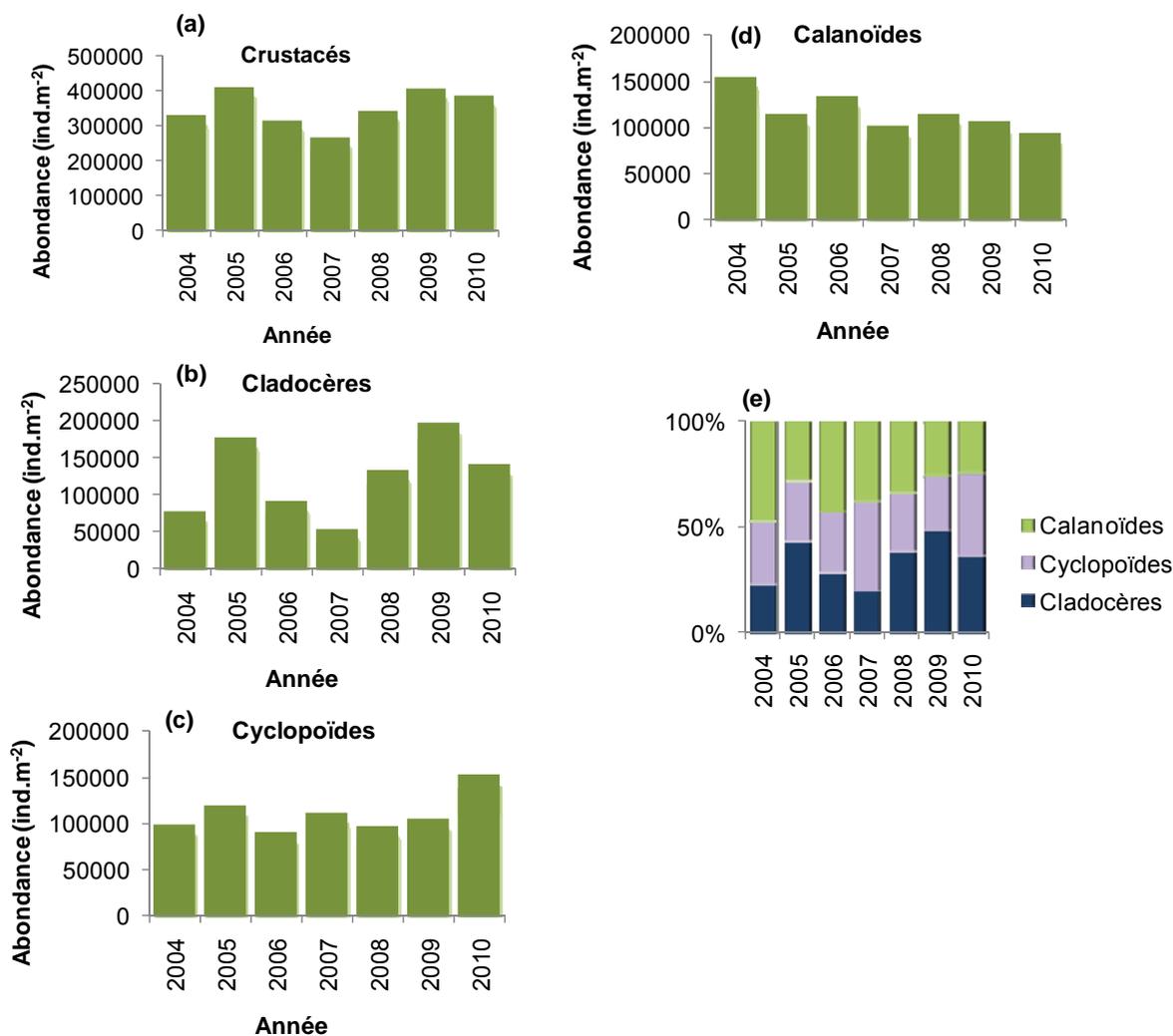


Figure 6 Abondances moyennes annuelles (a) des crustacés totaux, (b) des Cladocères, (c) des Cyclopoïdes et (d) des Calanoïdes du lac du Bourget entre 2004 et 2010. (e) Modifications de la composition moyenne annuelle de la communauté crustacéenne du lac du Bourget entre 2004 et 2010

L'abondance moyenne annuelle du zooplancton crustacéen est relativement élevée en 2010 (~400 000 ind.m⁻²), et du même ordre que les maxima atteints en 2005 et 2009 (Figure 6). L'année 2010 est marquée par la plus forte abondance annuelle de Cyclopoïdes observée depuis le début du suivi (153 000 ind.m⁻², 40% de l'abondance moyenne des microcrustacés) et la plus faible abondance annuelle de Calanoïdes (<95 000 ind.m⁻², représentant ainsi moins de 25% de l'abondance moyenne des micro-crustacés).

Depuis la reprise du suivi, les abondances moyennes annuelles du zooplancton crustacéen sont relativement stables, entre 300 et 400 000 ind.m⁻². L'abondance moyenne des cyclopoïdes varie peu d'une

année sur l'autre, avec des valeurs comprises entre 100 000 à 150 000 ind.m⁻². L'abondance moyenne annuelle des Cladocères est plus fluctuante, avec des valeurs minimales de l'ordre de 50 000 ind.m⁻² et des valeurs maximales quatre fois plus élevées mais aucune tendance temporelle claire n'est observée. Par contre, l'abondance moyenne annuelle des Calanoides diminue clairement depuis le début du suivi, avec des abondances en 2010 jusqu'à 30% plus faibles qu'en 2004.

Une analyse canonique des corrélations (ACC) a été conduite dans l'objectif d'évaluer le rôle joué par la ressource alimentaire sur l'évolution temporelle des crustacés zooplanctoniques (Figure 7).

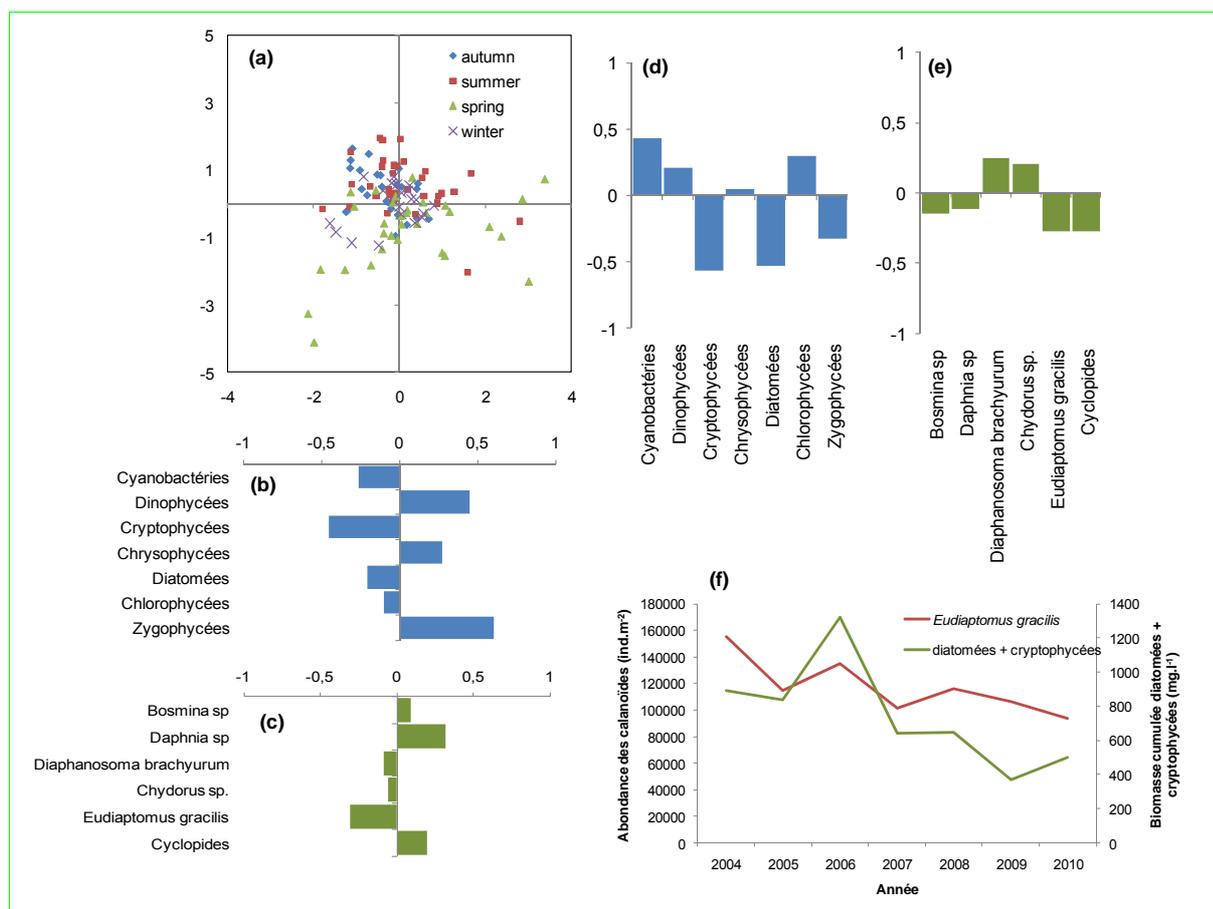


Figure 7 Analyse Canonique des Corrélations entre les compositions taxonomiques mensuelles du phytoplancton et des crustacés zooplanctoniques du Lac du Bourget sur la série 2004-2010. (a) Représentation des années sur les 2 premiers axes de l'ACC ; corrélations des variables de composition taxonomique du (b) phytoplancton et (c) du zooplancton crustacéen avec la première composante canonique ; corrélations des variables de composition taxonomique du (d) phytoplancton et (e) du zooplancton crustacéen avec la seconde composante canonique. (f) Relations entre diminution de l'abondance moyenne annuelle des Calanoides et celles de la biomasse cumulée des diatomées et cryptophytes

L'ACC réalisée sur la série 2004-2010 montrent des interactions relativement faibles mais significatives entre les compositions taxonomiques du phytoplancton et du zooplancton crustacéen du Lac du Bourget (coefficient de corrélation multiple, $R=0.54$ pour la première et $R=0.48$ sur la seconde composante canonique). Les deux premières composantes canoniques expliquent un pourcentage faible de la variabilité mensuelle du zooplancton (4% et 5% respectivement), ce qui révèle que les fluctuations mensuelles du compartiment crustacéen sont assez peu dépendantes des variations de la biomasse des différentes classes phytoplanctoniques, et que d'autres facteurs physico-chimiques (température, nutriments), ascendants (composition spécifique du phytoplancton, taille), descendants (prédation par les espèces

zooplanctonophages) doivent jouer un rôle important. Les deux premières composantes canoniques sont négativement corrélées avec l'abondance mensuelle d'algues de bonne qualité nutritive (Cryptophycées, Diatomées) ainsi qu'avec l'abondance mensuelle des Calanoïdes. Sur la première composante principale, l'abondance des Calanoïdes est aussi inversement corrélée à la présence de Zygothécées. Cette tendance reflétée dans les données mensuelles par l'ACC se traduit aussi dans les tendances moyennes annuelles. Ainsi, comme dans le cas du Léman, la diminution de l'abondance moyenne annuelle des Calanoïdes semblent être liée à un phénomène ascendant de diminution de nourriture de bonne qualité nutritionnelle pour ce taxon exigeant, en dépit de l'augmentation de nanophytoplancton dans le Bourget (Fig 7f).

V. CONCLUSION

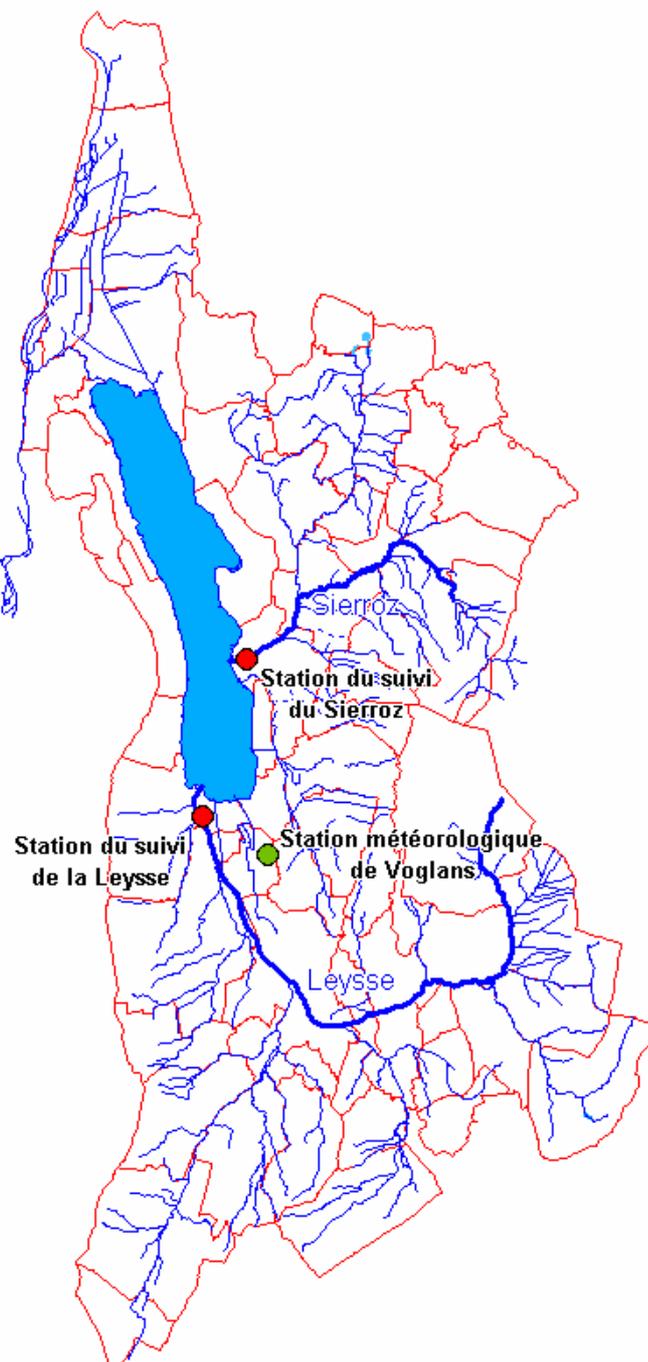
En 2010, la dynamique des crustacés zooplanctonique montre une dynamique saisonnière bimodale typique des lacs oligo-mésotrophes, selon le modèle PEG (Sommer et al, 1986). Depuis le début du suivi, cette dynamique bimodale caractéristique n'avait été observée qu'en 2006, année pour laquelle les cyanobactéries filamenteuses du genre *Plankthotrix rubescens* avaient été, comme en 2010, très peu abondantes dans la colonne d'eau. Les dynamiques saisonnières du phytoplancton et du zooplancton en 2010 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. Il semble toutefois que l'abondance moyenne et la représentativité des calanoïdes au sein de la communauté des microcrustacés tendent à diminuer depuis 2004. La dynamique des calanoïdes semble donc très dépendante de la présence d'algues phytoplanctonique de petite taille (Jacquet et al, 2010). Comme dans le Léman, la dynamique interannuelle des Calanoïdes semblent être très dépendante de la présence de petites algues de bonne qualité nutritionnelle et inversement corrélées à la présence d'algues filamenteuses telles que les zygothécées.

SUIVI DE LA QUALITE DES EAUX DES TRIBUTAIRES DU LAC DU BOURGET EN LIEN AVEC LA METEOROLOGIE LOCALE

I. DONNEES METEOROLOGIQUES

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

Carte de situation des stations de mesure



I.1. Températures

L'année 2010 a été la plus froide depuis 1974 avec une moyenne de 9,65 °C contre 11,3 °C pour la moyenne interannuelle.

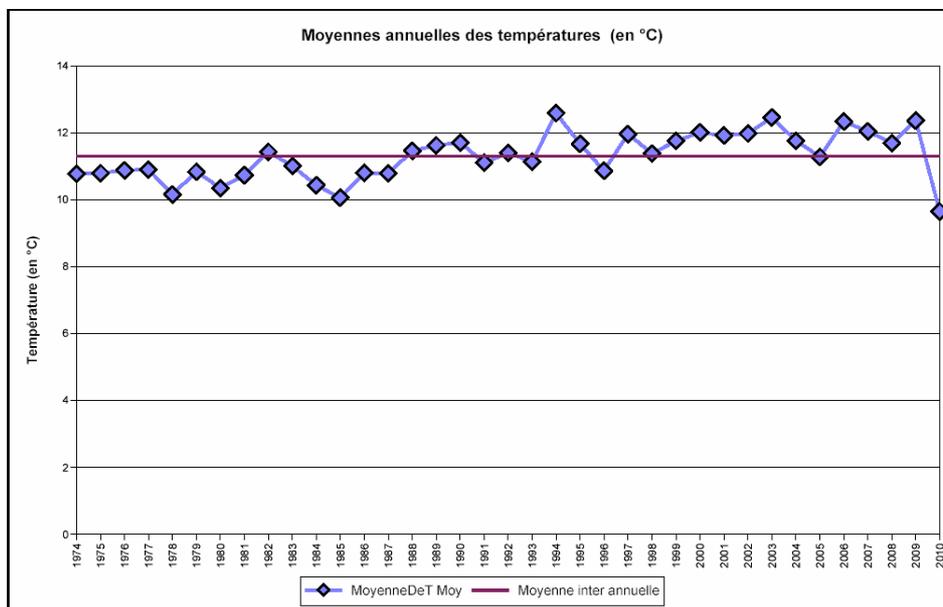


Figure 1 Evolution de la moyenne annuelle des températures entre de 1974 et 2009

Le déficit de chaleur est marqué en janvier puis de septembre à décembre. Le déficit moyen sur ces 5 mois s'élève à 78% avec un maximum de 180% en décembre. Seuls les mois d'avril, juin et juillet présentent des températures supérieures à la moyenne interannuelle de seulement 10%.

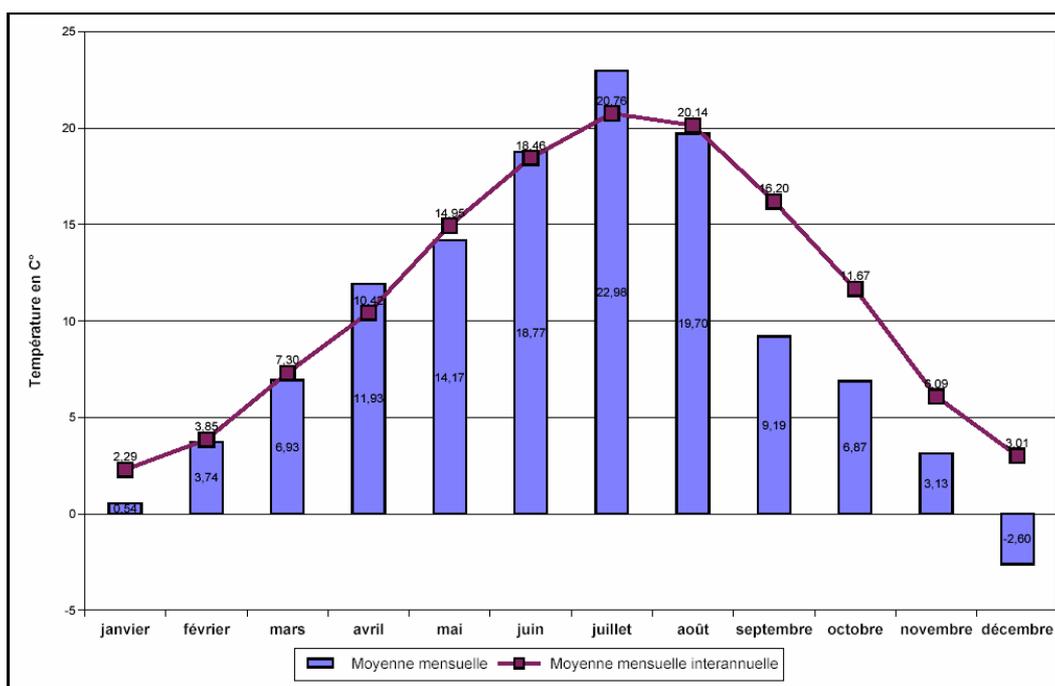


Figure 2 Evolution de la moyenne mensuelle des températures entre 1974 et 2010

I.2. Précipitations

Avec un cumul de 1.030,7 mm, l'année 2010 présente un déficit d'environ 17% par rapport à la moyenne interannuelle (1.243 mm).

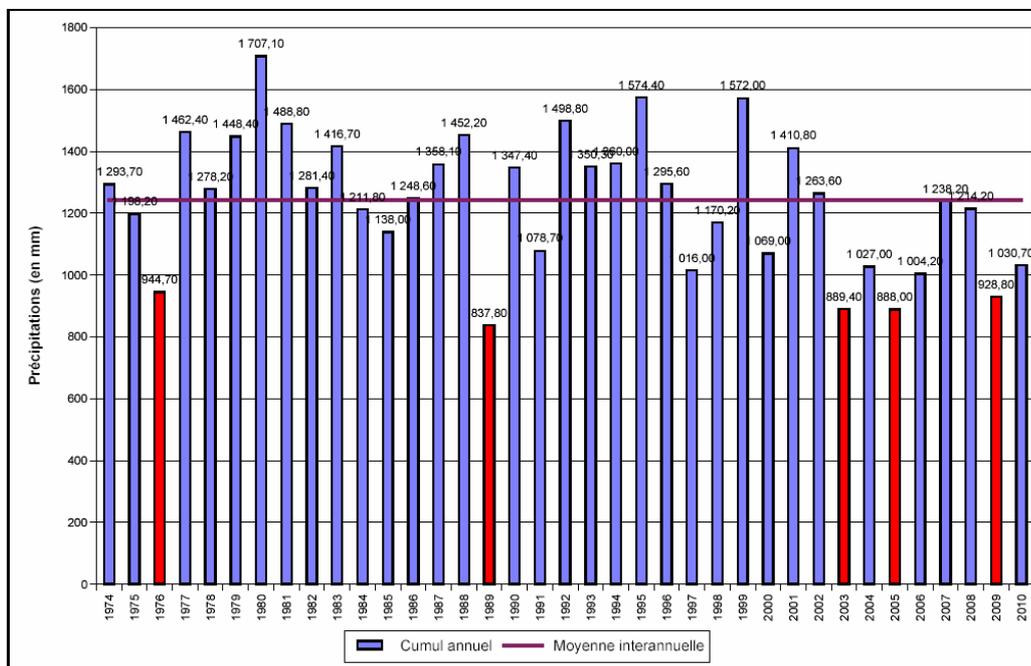


Figure 3 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2010

Ce déficit pluviométrique annuel s'est caractérisé par une forte variabilité mensuelle :

- les mois de janvier, avril, juin, juillet, septembre, octobre et décembre sont déficitaires soit 8 mois sur 12. Le déficit moyen s'établit à 38,5% avec un maximum de 72% pour le mois d'avril ;
- les mois de février, mai, août, et novembre sont excédentaires. L'excédent moyen est de 25,5% avec un maximum de 52% pour le mois de mai.

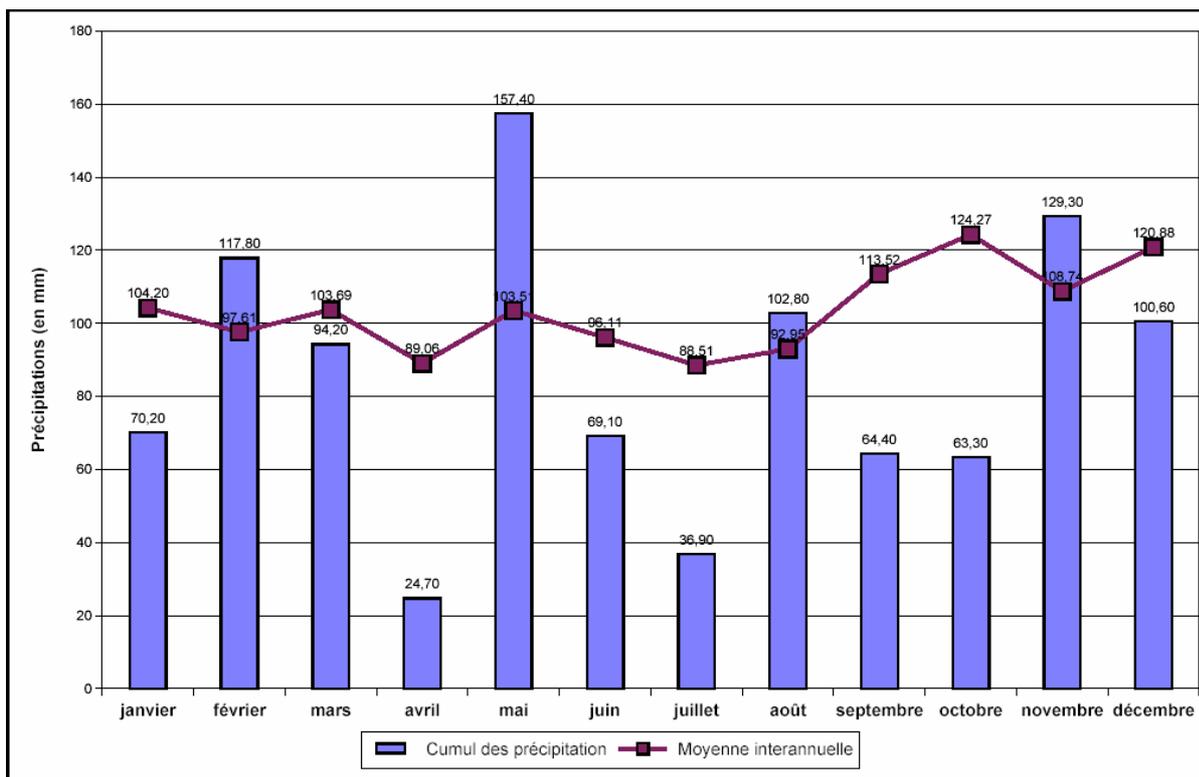
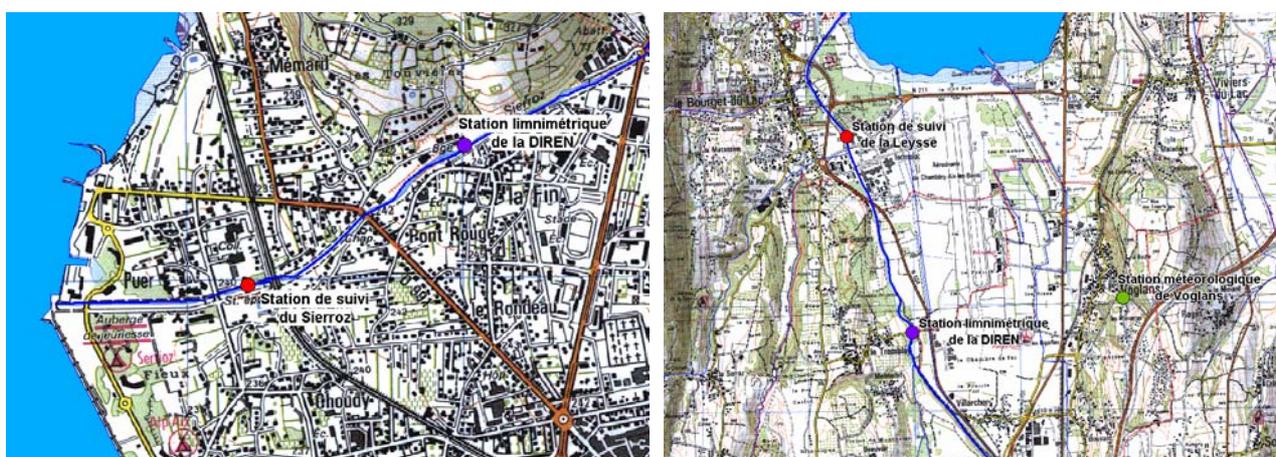


Figure 4 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2010

II. DONNEES HYDROLOGIQUES

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



Carte 1 Localisation des stations de mesure sur le Sierroz et la Leysse

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 évaluée 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 faible sous-estimation des flux n'est pas de nature à compromettre l'exploitation des résultats.

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

		Leysse (280 Km ²)	Sierroz (133 Km ²)
débit biennial	m ³ /s	110	53
module	m ³ /s	6,28-6,34	2,43
Q_{mna5}	m ³ /s	0,54-0,51	0,20

(source DIREN)

II.1. Hydrologie de la Leysse en 2010

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi donne un aperçu clair de l'hydrologie de la Leysse durant cette année 2010. Ce graphique appelle plusieurs constats :

- Deux crues présentent une intensité équivalentes : au mois de juin avec 88,2 m³/s et décembre avec 89,1 m³/s (soit moins de 20% en dessous de la crue biennale) ;
- Le volume transité en 2010 est de 166 Mm³ pour un débit moyen de 5,25 m³/s (soit 16% inférieur au module) ;
- Le débit a été inférieur au module durant 287 jours soit 79% du temps (contre 230 à 307 jours entre 2004 et 2009) et inférieur au Q_{mna5} pendant 15 jours soit 4,3% du temps (contre 0 à 51 jours entre 2004 et 2009). 13 périodes présentant des débits inférieurs au Q_{mna5} sont recensées avec une durée moyenne de 5h (min : 1h et max : 5 jours). Ce qui est confirmé par les données de la banque hydro : QJM < Q_{mna5} du 11 au 16 septembre. Le mois de septembre présente 13 jours de QJM < Q_{mna5}, le mois d'août 1 et le mois de juillet 3.
- Le débit a été inférieur au débit minimum biologique (débit minimum requis à maintenir pour obtenir un développement biologique) durant 57 jours en 2010 avec un maximum de 11 jours consécutifs en octobre.

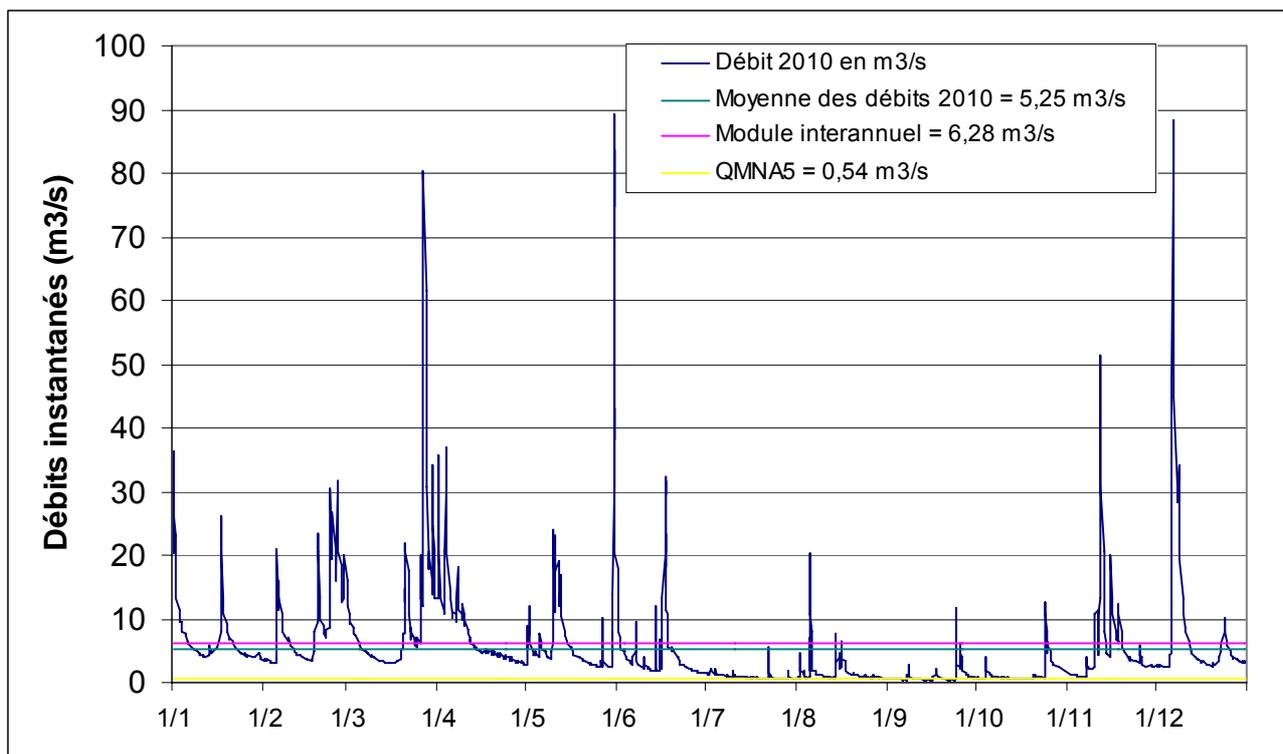


Figure 5 Chronologie des débits sur la Leysse en 2010 (source DIREN)

II.2. Hydrologie du Sierroz en 2010

Les remarques suivantes peuvent être formulées sur l'hydrologie du Sierroz en 2010 :

- La plus forte crue s'est produite en décembre ($36,7 \text{ m}^3/\text{s}$) soit 31% en dessous de la crue biennale ($53 \text{ m}^3/\text{s}$) ;
- Le volume transité en 2010 est de 61 Mm^3 pour un débit moyen de $1,94 \text{ m}^3/\text{s}$;
- Le débit a été inférieur au module durant 275 jours soit 75% du temps (contre 244 à 313 jours entre 2004 et 2009) et inférieur au Qmna5 pendant 15 jours soit 4% du temps (contre 0 à 84 jours entre 2004 et 2009). 17 périodes présentant des débits inférieurs au Qmna5 sont recensées avec une durée moyenne de 22h (min : 1h et max : 4 jours). Ce qui est confirmé par les données de la banque hydro : $Q_{JM} < Q_{mna5}$ du 2 au 6 puis du 20 au 23 septembre. Le mois de septembre présente 11 jours de $Q_{JM} < Q_{mna5}$ et le mois d'août 2.
- Le débit a été inférieur au débit minimum biologique durant 57 jours en 2010 avec un maximum de 7 jours consécutifs début septembre.

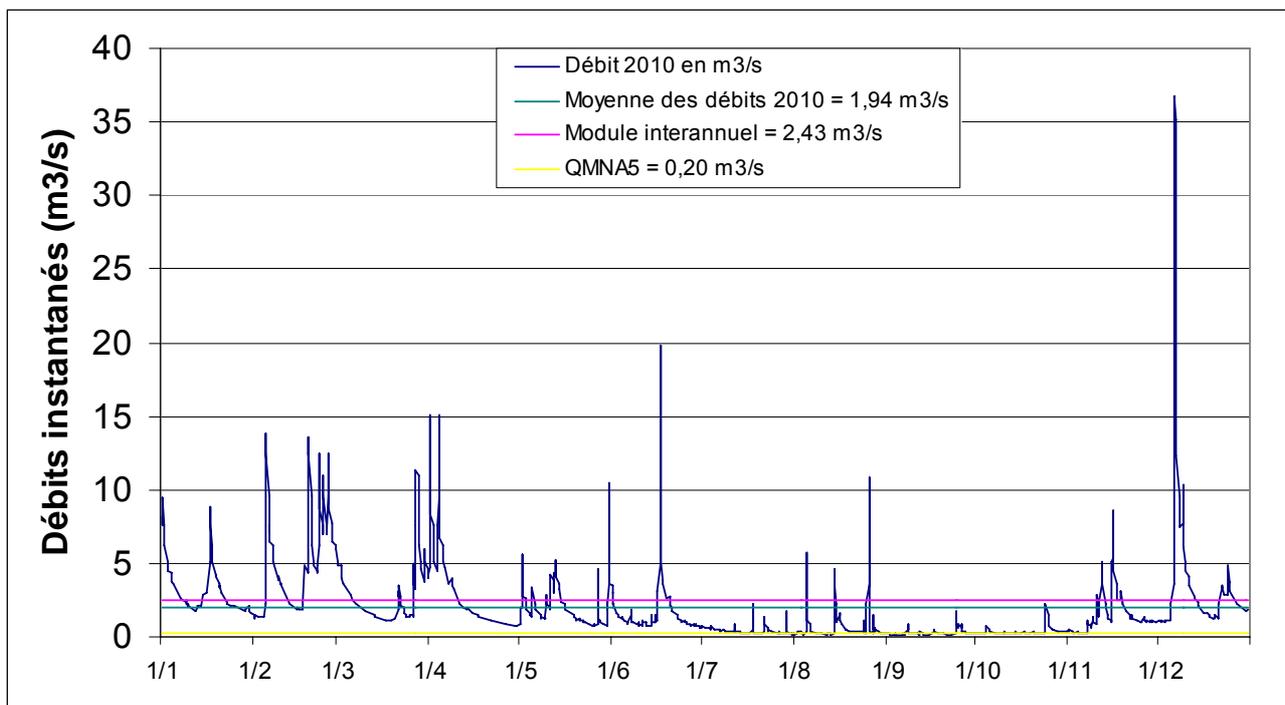
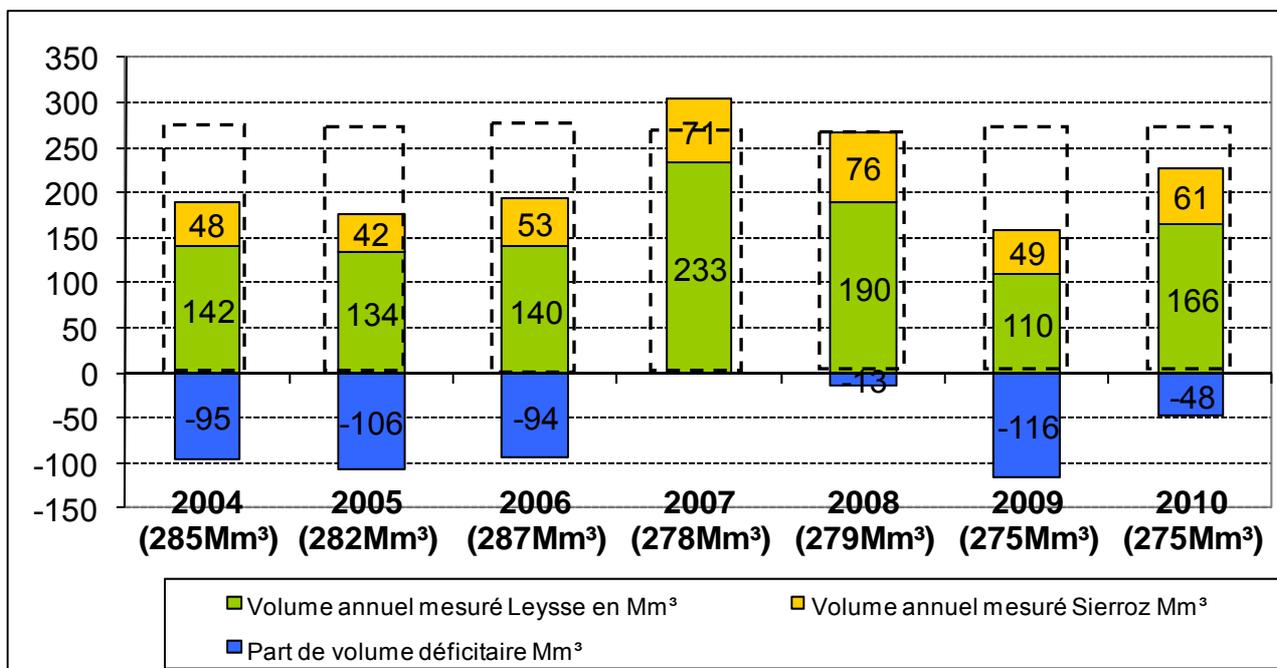


Figure 6 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2010 (source DIREN)

II.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré sur la Leyse et le Sierroz en 2010, est à nouveau déficitaire : 227 Mm³ mesurés pour 275 Mm³ théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières).



Le bilan négatif de l'année 2010 (-48 Mm³ soit 17%) résulte du déficit couplé de la Leysse et du Sierroz. En effet, la Leysse a apporté 166 Mm³ contre environ 198 Mm³ théoriques soit un apport en baisse de 16%. Le Sierroz avec 61 Mm³ produits contre 77 Mm³ théoriques enregistre également une baisse de 21% environ.

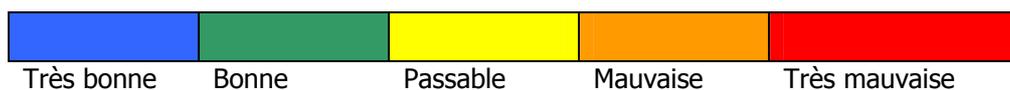
III. QUALITE DES COURS D'EAU

La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) vise l'atteinte du bon état écologique des cours d'eau à l'horizon 2015. Ce qui signifie :

- un bon état chimique évalué au travers de normes de qualité environnementales pour 41 substances prioritaires ;
- une bonne qualité écologique qui comprend les paramètres physico-chimiques généraux soutenant la biologie et les indices biologiques (IBGN, Indice poisson,...) ;
- une bonne qualité physique du cours d'eau.

Un des objectifs du suivi en semi-continu est de mesurer les paramètres physicochimiques généraux à un pas de temps quasi-quotidien.

La grille de notation des résultats est composée des 5 classes de qualité suivantes :



Il est utile de préciser que tous les prélèvements effectués par les stations de suivi ont été soumis à la grille de notation, et ce, quel que soit le régime hydrologique (étiage, crue, régime établi ou non). Dans cette partie l'exercice d'évaluation de la qualité sera limité aux prélèvements réalisés en régime établi (critère du SEQ).

L'objet du présent chapitre est de constater le classement des analyses 2010 sur la grille de notation précédente.

Pour permettre la compréhension des graphiques présentés dans les chapitres qui suivent, il est précisé que :

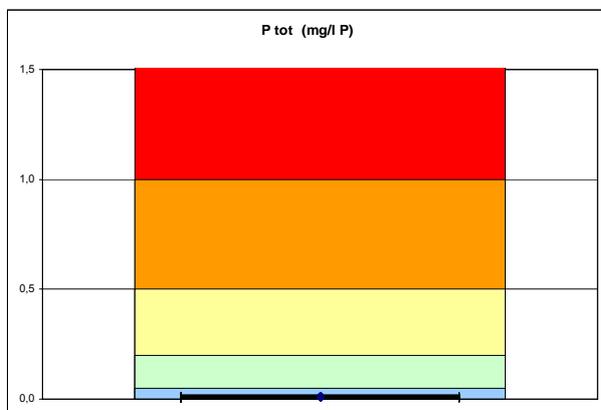
- les couleurs correspondent aux classes de qualité du SEQ Eau dans sa version 2 ;
- on parle de déclassement dès lors que la notation est jaune, orange ou rouge ;
- les MES ne font pas partie des paramètres physicochimiques généraux ;
- la limite de bonne qualité pour les nitrates est de 50 mg/l pour la DCE ;
- chaque barre du graphique correspond à une analyse : ainsi, les traits grossis indiquent une juxtaposition de résultats identiques.

III.1. La Leysse

Au cours de l'année 2010, ce sont 83 analyses qui ont été effectuées sur la Leysse dont 27 en régime hydrologique établi. Ci-dessous est présenté la répartition des résultats par classe de qualité.

III.1.1. Le phosphore (orthophosphate et phosphore total)

La figure suivante présente la distribution des concentrations mesurées en phosphore total (Ptot) et orthophosphates (PO₄) sur les échantillons de l'année 2010.



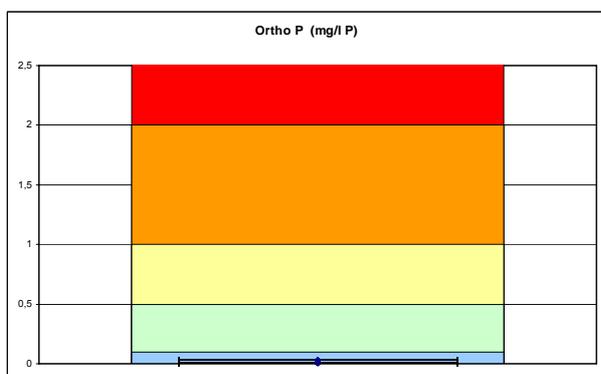
En période de régime hydrologique établi, les concentrations en Ptot présentent peu de variabilité.

Concentration moyenne pondérée :

$$0,009 \text{ mg.l}^{-1}$$

La baisse est liée à la division par 2 du seuil de détection.

Les concentrations en Ptot sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.



Les concentrations en PO₄ ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

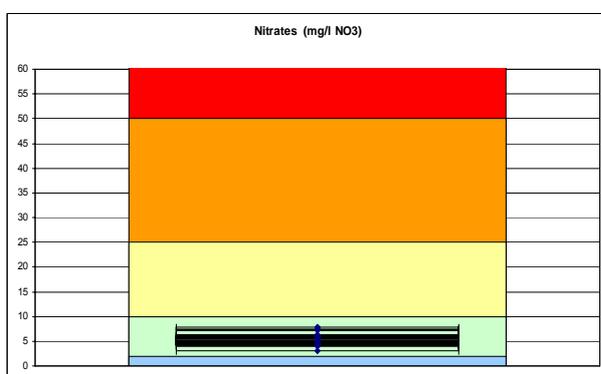
Concentration moyenne pondérée :

$$0,007 \text{ mgP.l}^{-1}$$

La baisse est liée à la division par 2 du seuil de détection.

Figure 7 Classement SEQ des concentrations en phosphore dans la Leyse en 2010

III.1.2. L'azote (nitrates, ammonium, azote kjeldahl)

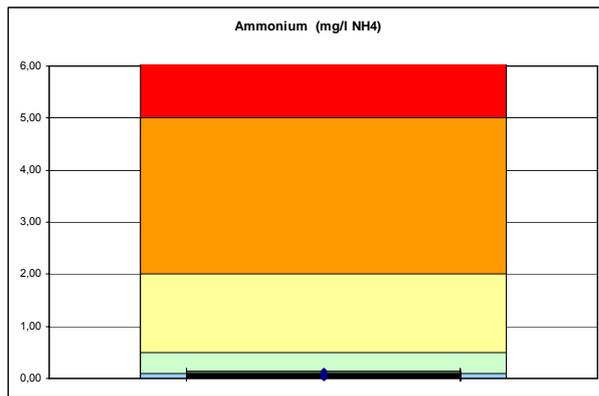


Les concentrations en NO₃ ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

$$1,25 \text{ mgN.l}^{-1}$$

Elle est en légère hausse par rapport aux années antérieures (de 1,2 en 2005 à 1,04 en 2008).

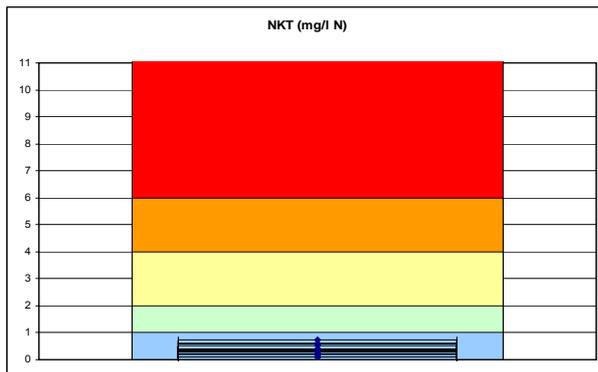


Les concentrations en NH_4 ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

$$0,034.\text{mgN.l}^{-1}$$

Résultat conforme à la moyenne des années précédentes.



Les concentrations en NKT ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

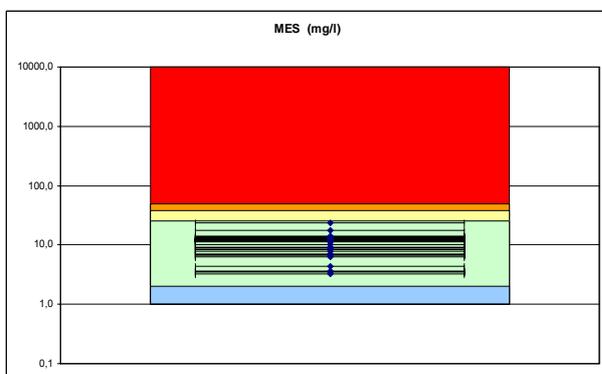
Concentration moyenne pondérée :

$$0,29.\text{mg.l}^{-1}$$

Résultat en baisse depuis 2006.

Figure 8 Classement SEQ des concentrations en azote dans la Leyse en 2010

III.1.3. Les MEST (matières en suspension totales)



Contrairement aux années précédentes (sauf 2006) les concentrations en MEST ne présentent aucun déclassement. Ce critère dépend essentiellement du découpage des échantillons (crues, ressuyage et période stabilisée).

Concentration moyenne pondérée :

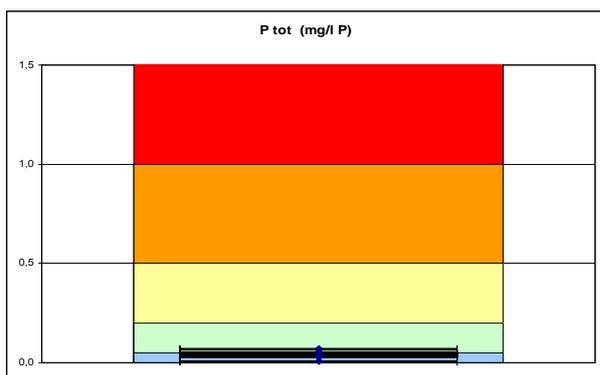
$$8,86 \text{ mg.l}^{-1}$$

Figure 9 Classement SEQ des concentrations en MEST dans la Leyse en 2010

III.2. Le Sierroz

Au cours de l'année 2010, ce sont 77 analyses qui ont été effectuées sur le Sierroz dont 20 en régime hydrologique établi. Ci-dessous la répartition des résultats est faite par classe de qualité.

III.2.1. Le phosphore (ortho P, Ptot)

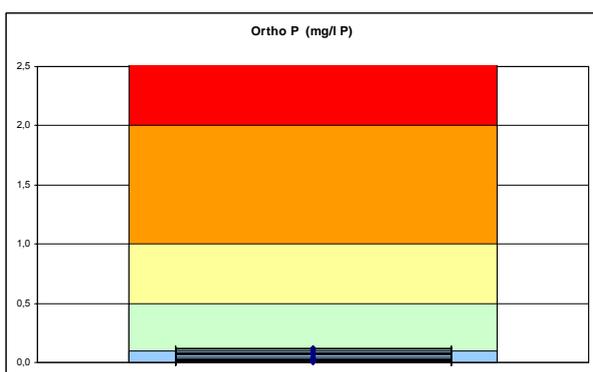


Les concentrations en Ptot ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

0,034 mg.l⁻¹

En hausse de 50% depuis 2008 (0,022 mg.l⁻¹)



Les concentrations en PO₄ ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

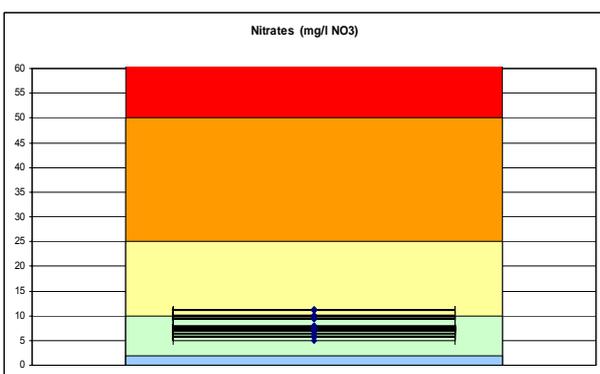
Concentration moyenne pondérée :

0,013 mgP.l⁻¹

En légère baisse par rapport à 2009.

Figure 10 Classement SEQ des concentrations en phosphore dans Le Sierroz en 2010

III.2.2. L'azote (nitrates, ammonium, azote kjeldahl)



Les concentrations en NO₃ présentent 2 déclassements en jaune mais restent toutefois conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps. Tous les déclassements sont liés à des périodes de ressuyages suite à des pluies plus ou moins importantes.

Concentration moyenne pondérée :

1,9 mgN.l⁻¹

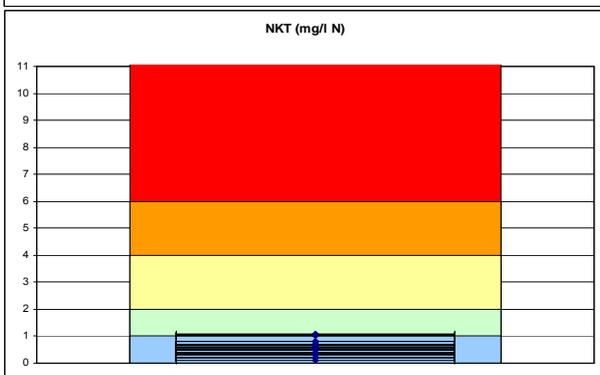
En hausse entre 2007 et 2010 pour atteindre les concentrations de 2005-06.

Les concentrations en NKT ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

0,44 mg.l⁻¹

Concentration équivalente à 2007-08 et en baisse par rapport à 2009.



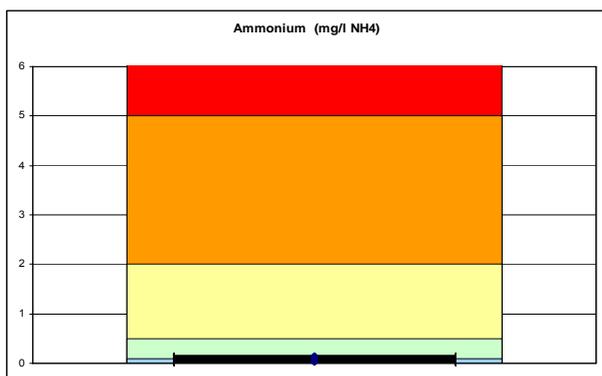


Figure 11 Classement SEQ des concentrations en azote dans le Sierroz en 2010

Les concentrations en NH_4 ne présentent aucun déclassement et sont conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

$$0,07 \text{ mgN.l}^{-1}$$

En forte hausse (+66% par rapport à 2009) par rapport aux années 2006-09 durant lesquelles la concentration était inférieure à $0,04 \text{ mgN.l}^{-1}$

III.2.3. Les MEST (matières en suspension totales)

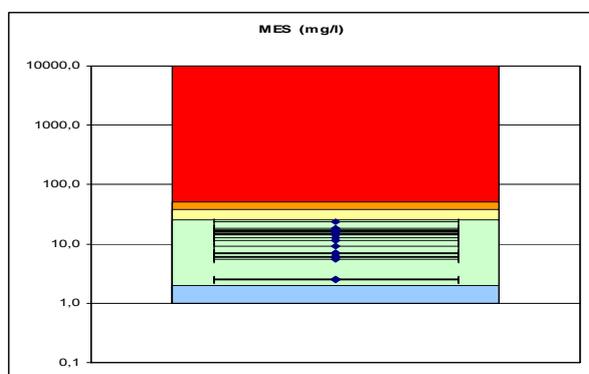


Figure 12 Classement SEQ des concentrations en MEST dans le Sierroz en 2010

Les concentrations en MES ne présentent aucun déclassement.

Concentration moyenne pondérée :

$$13,54 \text{ mg.l}^{-1}$$

III.3. Conclusions et perspectives

Les paramètres azotés et phosphorés n'engendrent aucun dépassement des normes fixées pour le bon état écologique. Les seuls déclassements SEQ observés le sont sur le Sierroz et sont liés aux paramètres « nitrates » et tous sont consécutifs à des pluies plus ou moins fortes. Les paramètres physico-chimiques généraux sont conformes aux normes de qualité environnementales définissant le bon état écologique des cours d'eau.

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

IV.1. La Leysse

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

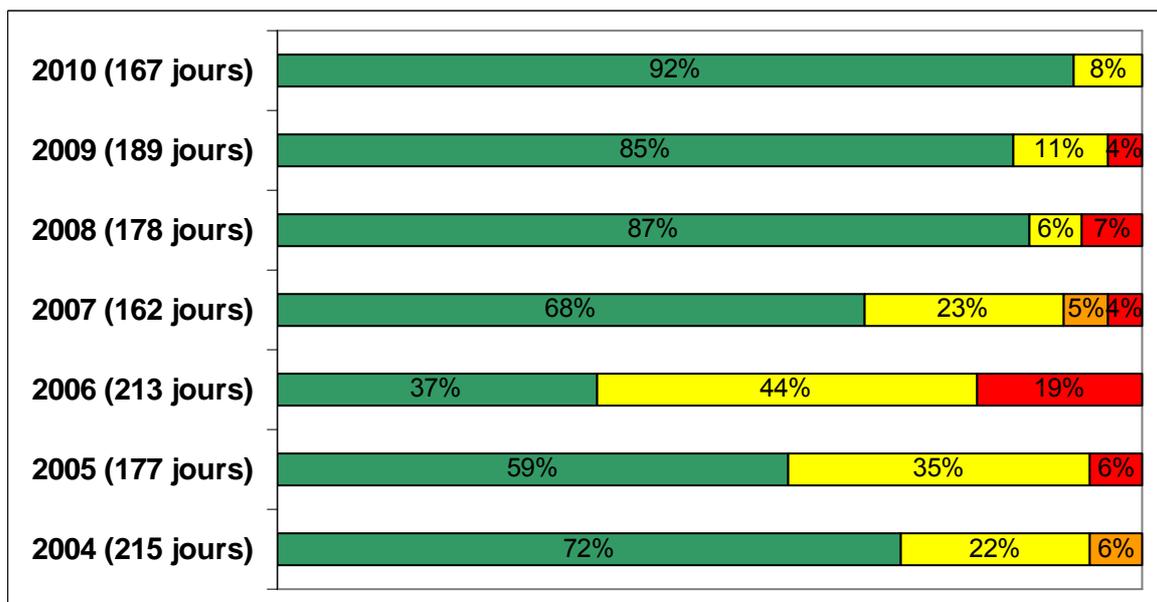


On notera qu'en 2010 :

- la Leysse, en régime établi, est en classe verte durant 100% du temps,
- le paramètre limitant est à 67% les nitrates et 33% les MES. Ces proportions sont totalement inverses à celles de l'année 2009 et c'est la première année durant laquelle le paramètre limitant est majoritairement les nitrates. Les MES étaient principalement à l'origine de la classe verte.

IV.2. Le Sierroz

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



On remarque que :

- au cours des 92% du temps durant lequel le Sierroz est en classe verte, le paramètre limitant est à 88% les nitrates et à 12% les MES ;

- au cours des 8% du temps pendant lequel le Sierroz est déclassé en jaune, les nitrates sont le paramètre déclassant ;
- les concentrations en nitrates, même déclassantes restant en dessous des 50 mg/l, le Sierroz est conforme à la DCE 100% du temps en régime établi.

Les déclassements liés aux nitrates sont tous observés entre les mois de janvier et février et au cours de période entrecoupées de précipitations.

IV.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 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.

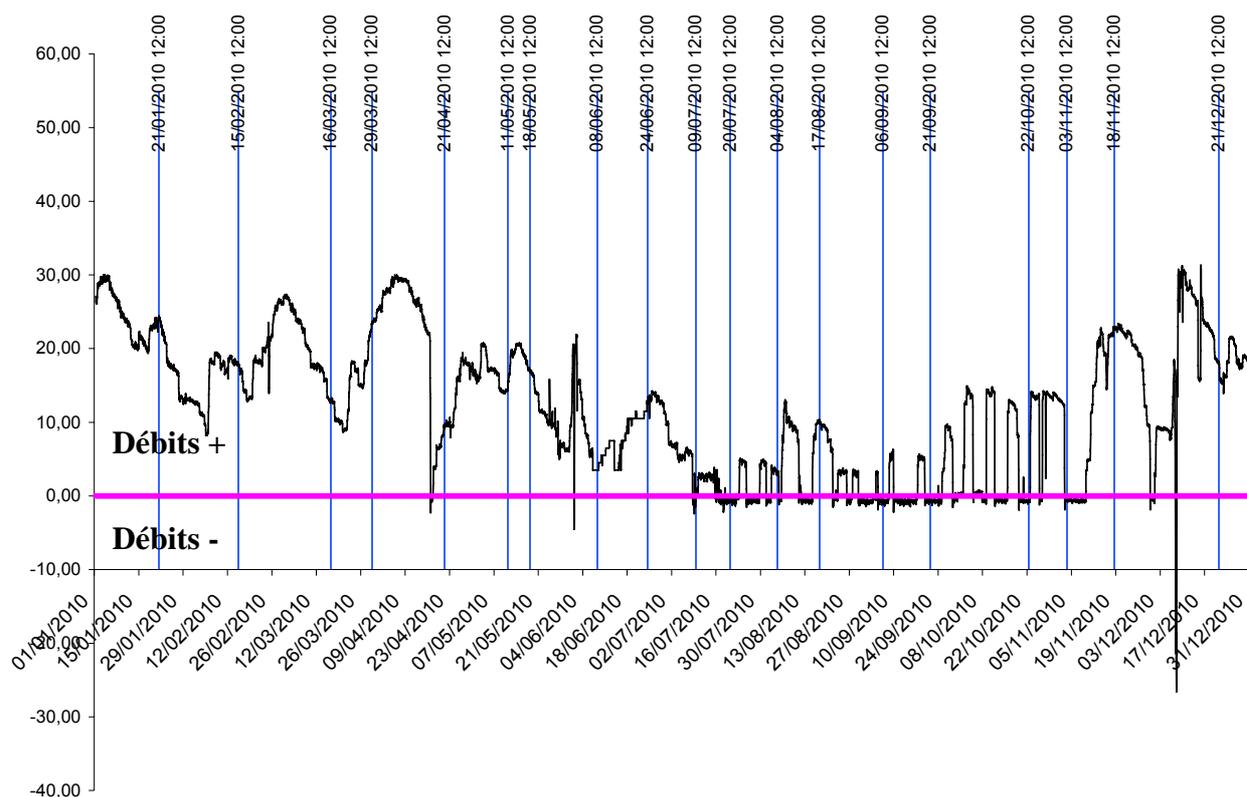


Figure 13 Positionnement des prélèvements ponctuels sur l'hydrogramme du canal de Savières

Chaque prélèvement est matérialisé par un trait vertical dont la couleur est représentative de la classe de couleur SEQ.

V. Evolution des concentrations tous régimes confondus

Par paramètre

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

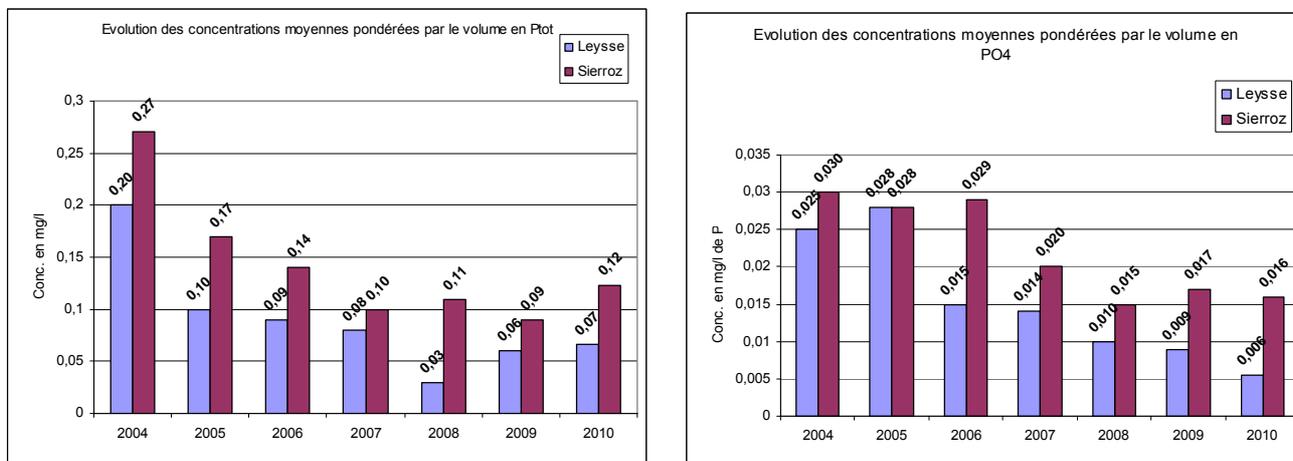


Figure 14 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO₄

De façon générale, les concentrations en éléments phosphorés sont toujours plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse. En 2010, les concentrations en Ptot sont en hausse légère sur la Leysse et plus forte sur le Sierroz. Malgré le doublement des concentrations dans la Leysse entre 2008 et 2010, celles-ci restent inférieures à la période 2004-07. Après la baisse des valeurs mesurées dans le Sierroz entre 2004 et 2007, ces dernières oscillent autour de la valeur de 0,1 mg.l⁻¹. L'année 2010 marque une forte baisse des concentrations en PO₄ sur la Leysse (-33%), baisse des concentrations qui est linéaire depuis 2006. Les concentrations sur le Sierroz sont en légère baisse de 6%.

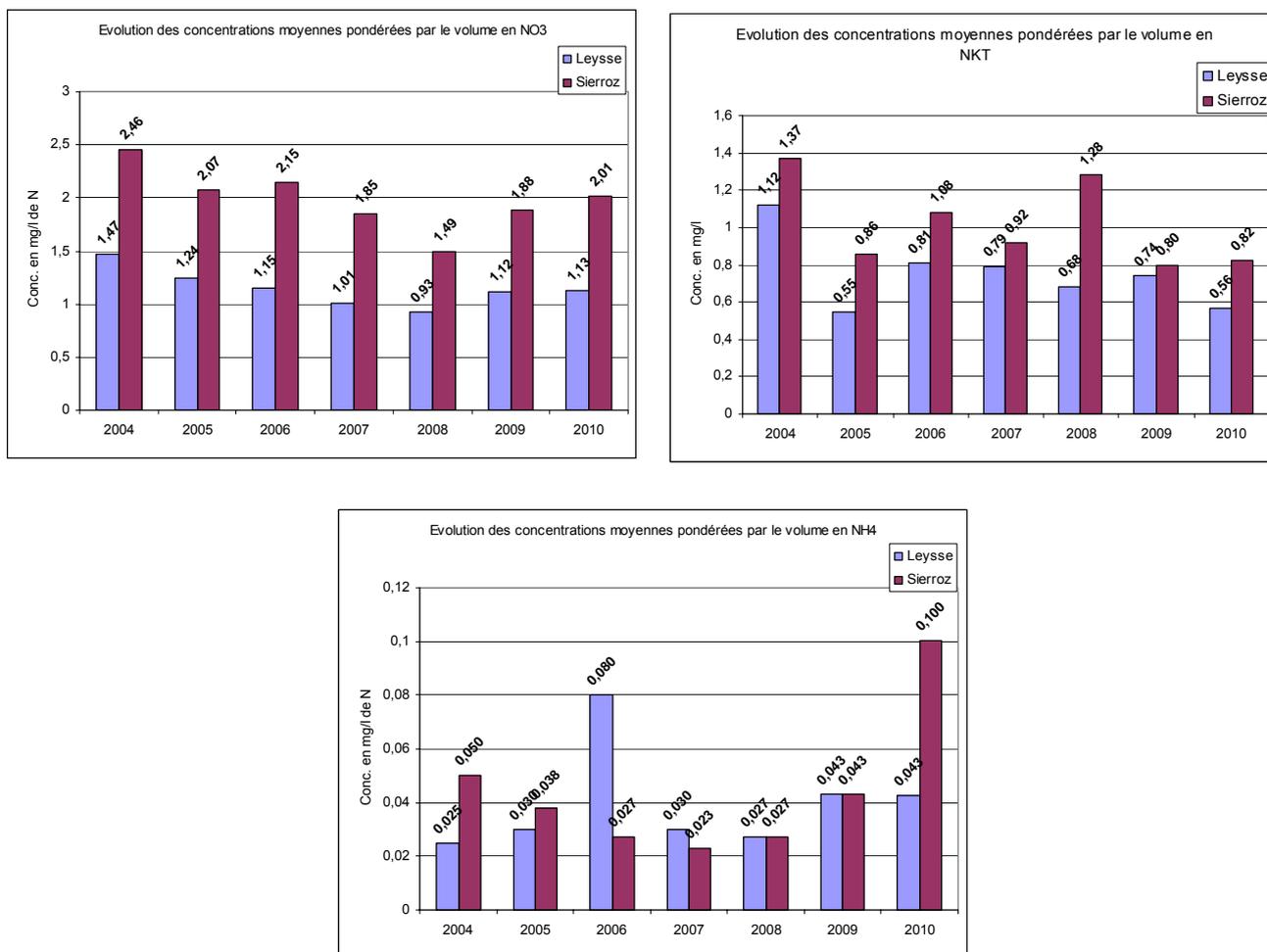


Figure 15 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NO₃, NKT et NH₄

L'évolution des éléments azotés est plus contrastée. Le NO₃ présente 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 sont marquées par une augmentation des concentrations en NO₃ qui atteint sur 2 ans : 22% sur la Leysse et de 35% sur le Sierroz. Les concentrations reviennent au niveau de 2005-06.

Les concentrations en NKT restent supérieures dans le Sierroz mais aucune tendance globale ne peut être mise en évidence. Celles-ci sont en baisse importante (24%) dans la Leysse et en légère hausse dans le Sierroz (2%). Les valeurs mesurées sont équivalentes à celles obtenues en 2005.

En 2004 et 2005, les concentrations NH₄ étaient plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse mais la tendance s'inverse en 2006 et 2007. Le pic enregistré en 2006 dans la Leysse, correspond à des rejets d'ammonium lors de la réalisation de travaux dans la galerie de l'Épine (rejets de CMCA dans le ruisseau de l'Erier en amont de la station de mesure). En 2008-09, les concentrations étaient équivalentes sur les deux cours d'eau. Puis en 2010, la concentration dans la Leysse reste stable par rapport à 2009 alors que celle du Sierroz présente un pic faisant plus que doublé la valeur (+ 130%). Cette brusque hausse est en totalité due au prélèvement effectué entre le 13 et le 16 juin : concentration de 13,7 mg/l et un apport

de 2,6 T sur 6,1 annuel. Une pollution de l'échantillon par des gammares en grande quantité et en décomposition en est à l'origine. La concentration moyenne s'établit à 0,058 mg.l-1 soit en hausse de 35% par rapport à 2009.

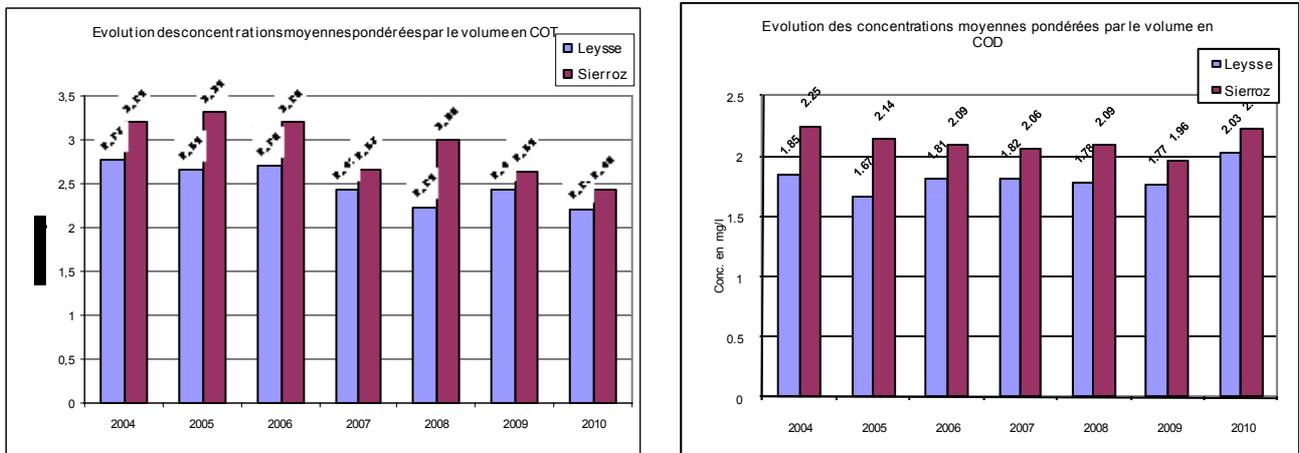


Figure 16 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en COD et COT

Les paramètres carbonés du suivi présentent également des concentrations plus élevées dans le Sierroz que dans la Laysse. On constate une diminution des concentrations en COT entre 2004 et 2009 dans les deux cours d'eau. Les concentrations en COD sont en hausse en 2010 : le Sierroz présente une concentration équivalente à 2005 et la concentration dans la Laysse est la plus haute enregistrée depuis 2004. La hausse de la concentration du Sierroz est à relativiser aux vues du prélèvement du 10 au 16 juin qui a pu fausser la moyenne annuelle.

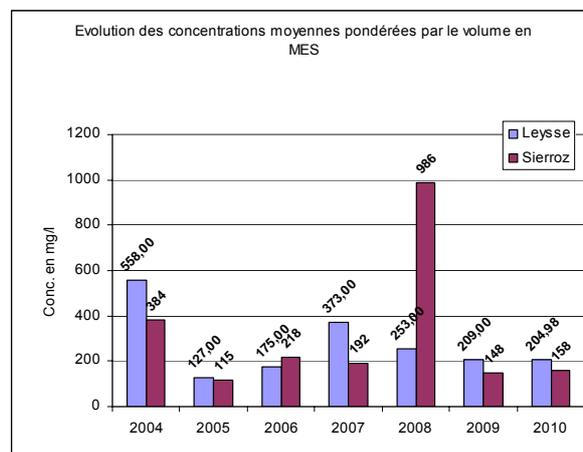


Figure 17 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

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 sont plus élevées que dans la Laysse. 2006, avec 2008, sont aussi les années durant lesquelles la contribution du Sierroz au volume total apporté au lac est la plus haute du suivi (respectivement 28 et 29%) ;

- 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 calculées en 2007 et 2008 (respectivement 17,68 et 17,51 mg.l⁻¹) met 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, génèrent 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, est à l'origine de ces apports excédentaires ;
- un retour à des valeurs faibles en 2009, deuxième année la plus sèche du suivi, avec une baisse de 85% de la concentration en MES sur le Sierroz. Si l'on compare avec 2005, la concentration en MES est représentative du déficit pluviométrique ;
- les valeurs de 2010 sont stables par rapport à 2009 et toujours plus fortes sur la Leysse que sur le Sierroz.

VI. 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).

VI.1. Estimation des flux entrants de l'année 2010

L'estimation des flux a été calculée 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 au lac des deux principaux tributaires

	Année 2010				
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)	
Volume transité (Mm ³)	226,7	166,2	73%	60,5	27%
Ortho P (Tonnes de P)	1,89	0,92	48%	0,97	52%
Ptot (Tonnes)	18,38	10,95	60%	7,43	40%
NO ₃ (Tonnes de N)	309,4	187,5	61%	121,9	39%
NH ₄ (Tonnes de N)	13,2	7,1	54%	6,1	46%
COD (Tonnes)	471,5	337	71%	134,5	29%
COT (Tonnes)	512,8	364	71%	147,8	29%
MES (Tonnes)	43.661	34.068	78%	9.592	22%
NKT (Tonnes)	145,5	95,8	66%	49,7	34%

Le tableau suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2010 (en tonnes). A partir de 2006, ont pu être mesurés les apports de la Leysse, du Sierroz + du DO des Biâtres.

Tableau II Apports au lac tous tributaires confondus

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

Les apports en Ptot de la Leyse et du Sierroz mesurés en 2010 (18 T) sont en hausse par rapport aux deux dernières années mais restent inférieurs à la période 2004-2007. On voit apparaître l'impact des années sèches précédant une année un peu plus humide (2004-06 avant 2007 et 2009 avant 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 Leyse. La répartition des apports entre Leyse et Sierroz reste très proche de celle observée en 2009.

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

Tableau III Ecart mesuré entre les apports au lac en 2009 et 2010 pour les deux principaux tributaires

	Leyse			Sierroz		
	2010	2009	Ecart en %	2010	2009	Ecart en %
Volume transité (Mm ³)	166,2	110	+51%	60,5	49	+23%
Ortho P (Tonnes de P)	0,92	0,99	-7%	0,97	0,83	+17%
Ptot (Tonnes)	10,95	6,6	+66%	7,43	4,4	+69%
NO ₃ (Tonnes de N)	187,5	123	+52%	121,9	91	+34%
NH ₄ (Tonnes de N)	7,1	4,7	+51%	6,1	2,1	+190%
COD (Tonnes)	337	194	+73%	134,5	96	+40%
COT (Tonnes)	364	268	+36%	147,8	128	+15%
MES (Tonnes)	34.068	23 092	+47%	9.592	7 189	+33%
NKT (Tonnes)	95,8	81	+18%	49,7	39	+27%

Après la hausse de 2008, les flux de Ptot dans le Sierroz ont fortement diminués en 2009 (4,4 T contre environ 7 entre 2005 et 2007) pour à nouveau augmenter en 2010 et atteindre les valeurs de la période 2005-07. Cette hausse de 7 tonnes provient à part égale de la Leyse et du Sierroz (respectivement +4 T soit + 66% et +3 T soit +69%).

Les volumes transités dans la Leyse ont plus augmenté que ceux du Sierroz.

Les flux de PO₄ sont en augmentation et de manière significative sur le Sierroz.

Sans l'échantillon pollué du mois de juin à l'origine de la hausse de 190% des apports en NH₄ du Sierroz, ceux-ci seraient de 3,5 T.

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 62 jours en 2010 (contre 100 en 2009).

Tableau IV Apports au lac du canal de Savières

	Rhône > Lac		TOTAL LAC
Volume transité (Mm ³)	4,3	1,8%	231
Ortho P (Tonnes de P)	0,02	2,6%	0,75
Ptot	0,04	0,2%	18,42
NO ₃ (Tonnes de N)	0,96	0,3%	310,4
NH ₄ (Tonnes de N)	0,03	0,3%	10,63
COD			471,5
COT	9,82	1,8%	522,62
MES			43.661
NKT			145,5

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 2m de profondeur.

Cette année le canal de Savières a fonctionné durant plus de deux mois dans le sens Rhône vers lac. Cette durée est en baisse par rapport à 2009 (100 jours) mais plus longue que durant les années 2006-08 (1 à 1,5 mois). De ce fait, on constate que les apports du canal sont en baisse et restent très faibles comparativement à ceux des principaux affluents (entre % des apports de la Leysse et du Sierroz).

A noter que cette année, nous pouvons estimer le volume transité par le Tillet qui est de 13,3 Mm³ (contre 8,9 Mm³ en 2009) soit, comme en 2009, environ 5% du volume total transité au lac. De plus, les campagnes ponctuelles réalisées dans le cadre de l'observatoire 2008 et des analyses réalisées en 2010 permettent d'appréhender les valeurs min et max des concentrations de Ptot. Ces teneurs sur le Tillet aval varient de 0,06 à 0,26 mg/L. En appliquant ces valeurs sur l'année 2010, on estime des apports en Ptot variant de 0,8 T à 3,4 T soit 4 à 20% des apports de la Leysse et du Sierroz. Ces valeurs donnent un ordre de grandeur très variables mais néanmoins significatif des apports du Tillet. Dans le cadre de la mise en œuvre du second contrat de bassin versant du lac du Bourget et afin d'affiner la connaissance des flux de nutriments du Tillet, une réflexion sur l'équipement à mettre en place sera initiée en 2011. L'objectif est de définir le suivi le plus efficient sans pour autant refaire des stations de suivi en semi-continu.

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 et notamment d'eau mixte par le réseau unitaire d'Aix-les-Bains au déversoir des Biâtres (2,4 T de Ptot au minimum).

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

Tableau V Synthèse des apports connus au lac

	2010									
	TOTAL	Laysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)		DO Aix		Savières		Coupure galerie
Volume transité (Mm ³)	231,4	166,2	72%	60,5	26%	0,37	0,16%	4,3	2%	<i>Pas de coupure de la galerie en 2010</i>
Ortho P (Tonnes de P)	1,91	0,92	47%	0,97	52%			0,02	1%	
Ptot (Tonnes)	20,8	10,95	53%	7,43	36%	2,4	11%	0,04	0,2%	
NO ₃ (Tonnes de N)	310,4	187,5	60%	121,9	39%			0,96	0,3%	
NH ₄ (Tonnes de N)	10,6	7,1	67%	3,5	33%			0,03	0,3%	
COD (Tonnes)	471,5	337	71%	134,5	28%					
COT (Tonnes)	521,6	364	70%	147,8	28%			9,82	2%	
MES (Tonnes)	43.773	34.068	78%	9.592	22%	113	0,2%			
NKT (Tonnes)	163	95,8	59%	49,7	30%	17,5	11%			

Ce tableau de synthèse amène plusieurs remarques :

- l'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot au lac est atteint pour la troisième année consécutive même en tenant compte de l'estimation faite sur le Tillet ;
- l'année 2010 est marquée par des apports en PO₄ plus importants pour le Sierroz que pour la Laysse ;
- 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 (Ptot : +69%, Volume : +23%) et se répercute sur la hausse de la moyenne pondérée ;
- le déversoir des Biâtres représente 2,4 T soit 11 % des apports en Ptot (contre 4 T en 2008 soit 21% et 2,7 T en 2009 soit 20%) et 11% des apports en NKT pour 0,16% 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.

VI.2. Estimation des flux sortants

Le suivi du canal de Savières (exutoire du lac) permet d'estimer les flux sortants. Le canal de Savières a fonctionné dans le sens exutoire du lac durant 303 jours en 2010.

Le tableau suivant présente les résultats du suivi des flux sortants :

Tableau VI Flux sortants par le canal de Savières

	Savières	
	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	389,4	168%*
Ortho P (Tonnes de P)	2,71	121%
Ptot (Tonnes)	5,02	24%
NO ₃ (Tonnes de N)	167,4	54%
NH ₄ (Tonnes de N)	2,61	25%
COD (Tonnes)		
COT (Tonnes)	790,6	151%
MES (Tonnes)		
NKT (Tonnes)		

*Dit autrement il 68% devolume de plus que ce qui en rentre dans le lac. Ces données issues de la CNR sont sujettes à caution.

Globalement les flux sortants du lac sont très variables selon les paramètres. Ils représentent de 121% des apports totaux au lac de PO₄ à 24% pour le Ptot. On peut remarquer que les flux de Ptot rejetés par le déversoir des Biâtres équivalent à 50% des flux sortant par le canal de Savières.

Bilan des nutriments dans le lac pour l'année 2010

Le suivi réalisé au cours de l'année 2010 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 2010 :

Tableau VII Bilan des nutriments dans le lac

	2010		
	ENTREES	SORTIES	BILAN
Volume transité (Mm ³)	231,4	389,4	-158
Ortho P (Tonnes de P)	1,91	2,71	-0,8
Ptot (Tonnes)	20,8	5,02	+15,8
NO ₃ (Tonnes de N)	310,4	167,4	+143
NH ₄ (Tonnes de N)	10,6	2,61	7,99
COD (Tonnes)	471,5		
COT (Tonnes)	521,6	790,6	-269
MES (Tonnes)	43.773		
NKT (Tonnes)	163		

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 (245 entrant contre 389 sortant). Il existe plusieurs raisons à cela :

- le volume d'eau entrant est sous estimé, des affluents certes minoritaires ne sont pas suivis ;

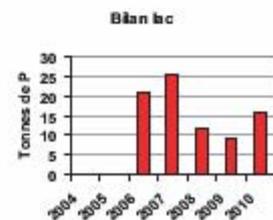
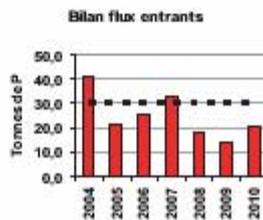
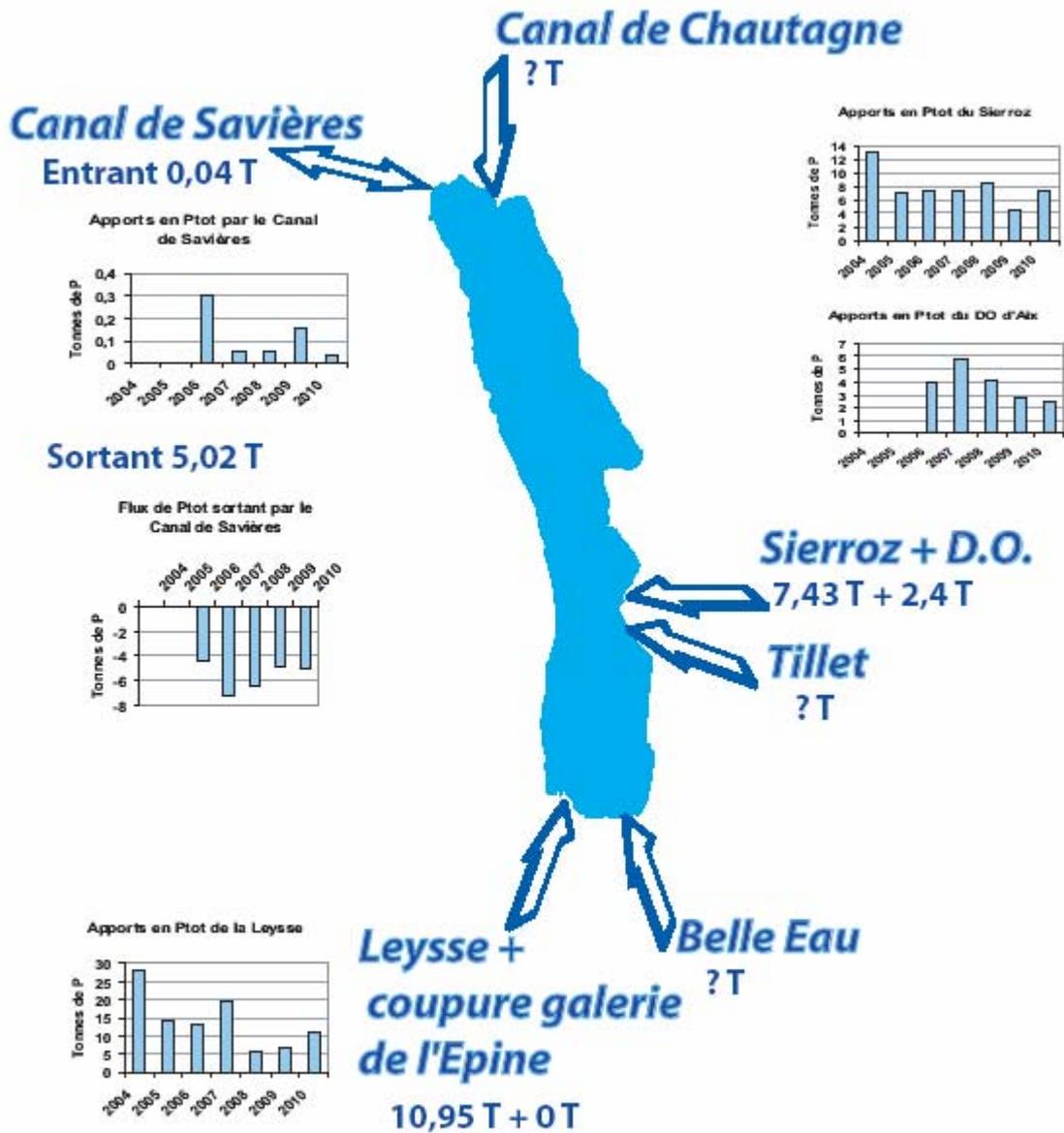
- le lac est régulé, le volume d'eau qui passe par le canal de Savières sert à maintenir des niveaux du lac fixes selon les saisons.

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

Par contre il est entré dans le lac plus de nitrates qu'il en est ressorti. Les NO_3 sont fortement biodisponibles et sont de ce fait consommé in situ.

Les paramètres P_{tot} et NO_3 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 du lac. Ces nutriments précipités s'ajoutent au stock interne dont une part, qui reste à préciser, est potentiellement biodisponible.

Pour 2010, on peut résumer le bilan du lac ainsi :



VII. La contribution du temps de pluie dans les flux

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

VII.1. La Leysse

VII.1.1 Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie de la Leysse s'étale sur 158 jours soit 43% de l'année. Le tableau suivant présente les apports de temps de pluie et le pourcentage par rapport aux apports totaux de la Leysse.

Tableau VIII Apports en temps de pluie de la Leysse

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité (Mm ³)	124	75%
Ortho P (Tonnes de P)	0,69	75%
Ptot (Tonnes)	10,57	96%
NO ₃ (Tonnes de N)	134,7	72%
NH ₄ (Tonnes de N)	5,64	79%
COD (Tonnes)	267,6	79%
COT (Tonnes)	291,3	80%
MES (Tonnes)	33.694	99%
NKT (Tonnes)	81,6	85%

72 à 97% des apports sont consécutifs à un événement pluvieux.

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

- en hausse de 5% pour les apports en Ptot par rapport à 2009, de 8% par rapport à 2008 et équivalent à 2007 ;
- proportionnelle au volume transité pour les éléments dissous ;
- supérieure à 80% pour les paramètres ayant une composante particulaire.

Le volume du temps de pluie a été multiplié par 2 entre 2009 et 2010. Avec un déficit pluviométrique pourtant bien supérieur à 2008, l'année 2010 présente des volumes liés au temps de pluie équivalents. Ces pluies ont donc été plus intenses avec un volume de ruissellement plus important.

Le tableau suivant présente la différence des apports totaux et des apports de temps de pluie entre 2009-2010.

Tableau IX Différence entre 2009 et 2010 des apports totaux et de temps de pluie

	Différence 2009-2010	
	Apports annuels	Apports de temps de pluie
Volume transité (Mm ³)	+56,2	+63,1
Ortho P (Tonnes de P)	-0,07	+0,17
Ptot (Tonnes)	+4,35	+4,55
NO ₃ (Tonnes de N)	+64,5	+64,9
NH ₄ (Tonnes de N)	+2,4	+2,27
COD (Tonnes)	+143	+139
COT (Tonnes)	+96	+102,64
MES (Tonnes)	+10.976	+11.296
NKT (Tonnes)	+14,8	+17,1

Contrairement à l'écart 2008-2009 qui s'expliquait par les apports de temps de pluie et de temps sec, la différence entre les flux de 2009 et de 2010 provient, pour la majorité des paramètres, exclusivement du temps de pluie. La hausse des apports de temps de pluie est même supérieure à l'augmentation annuelle. Ce constat est confirmé par la baisse des flux en régime stabilisé sauf pour COD et NH₄.

Le temps de pluie est en effet à l'origine de 100% des écarts pour les paramètres particuliers et de plus de 90% pour les éléments dissous.

Si les étiages sévères enregistrés et la baisse des volumes transités par temps sec en 2009 (-20% par rapport à 2008), ont eu un impact essentiellement sur les apports en éléments dissous, on constate que la diminution enregistrée entre 2009 et 2010 n'a pas eu le même effet. La baisse de 17% des volumes de temps sec n'a pas entraîné de diminution des apports en NH₄ et COD. Les concentrations moyennes pondérées en régime stabilisé de ces deux éléments, du NO₃ et du COT sont en hausse.

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

Pour l'année 2010, les flux rejetés par les DO et le by pass de CMCA, pris en compte dans les apports de temps de pluie de la Leysse, ont pu être estimés. La qualité des effluents rejetés par le DO2, principal déversoir du réseau situé en amont immédiat de l'UDEP, peut être assimilée à celles des effluents en entrée de station. L'autosurveillance des réseaux combinée à celle de l'UDEP permet donc de calculer avec une bonne précision les flux rejetés par ce DO et par le by pass en aval du traitement physico-chimique. Concernant les DO5 et 6, positionnés plus en amont sur le réseau, il n'existe que très peu de données qualitatives. Une estimation est toutefois possible sur la base de l'étude du schéma directeur de Chambéry Métropole phase 2 (Etude diagnostique du réseau unitaire 2002) et des résultats des analyses effectuées en mars 2010 sur un évènement pluvieux. Dans l'attente d'investigations complémentaires ces résultats, présentés en vert dans les tableaux suivants, ne sont qu'indicatifs d'un ordre de grandeur.

Tableau X flux rejetés par les DO et by pass dans la Leyse en 2009 (mesure et estimations)

	2010					
	DO2	By pass	DO5	DO6	TOTAL	
						% tps de pluie
Nombre de jours avec déversement	36	51	33	58		
Durée de déversement (heures)	48		61:50	14:29		
Volume rejeté (m ³)	90.875	183.728	24.085	86.883	382.455	0,3%
Ortho P (Tonnes de P)	0,1	0,03			0,13	18,8%
Ptot (Tonnes)	0,26	0,21	0,1	0,11	0,68	6,4%
NO ₃ (Tonnes de N)	0,02	0,028			0,046	0,03%
NH ₄ (Tonnes de N)	0,73	2,58			3,31	58%
MES (Tonnes)	14,46	9,60			24,16	0,07%
NKT (Tonnes)	1,65	4,76			6,41	7,7%

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

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

L'ensemble des rejets annuels du DO₂, représente 2,5% des apports en Ptot de temps de pluie de la Leyse. En ajoutant le by pass, la part des rejets directs s'élève à 4,4% du Ptot. La part des rejets des DO et by pass est en forte baisse par rapport à 2009 (4,4% contre 15%). Les apports en Ptot liés au DO₂ ont été divisés par 2 alors que le volume déversé n'a diminué que de 32%. De même les apports en Ptot du by pass ont été divisés par 2 alors que le volume est équivalent (-3%).

Le même constat peut être fait sur les apports en NO₃.

Ces résultats sont à relativiser car les analyses du 26 mars 2006 montrent que l'on sous estime les apports du by pass mais que l'on surestime les rejets liés au DO₂.

Si l'on prend en compte également les résultats issus des estimations pour les DO 5 et 6, les rejets sont responsables de 6,4% des apports en Ptot de la Leyse en période de pluie.

On constate une baisse de 15% des volumes rejetés et de 50% des rejets de Ptot entre 2009 et 2010. Les effluents rejetés en 2010 sont donc moins chargés en Ptot. Ce premier constat nécessite de distinguer les différents points de déversements :

- les eaux mixtes rejetées au DO₂ semblent moins chargées (-32% de volume pour -50% d'apports de Ptot). Le cumul de pluie enregistré les jours de rejets montrent que un rapport positif de 2 entre 2009 et 2010. Les effluents rejetés sont donc plus dilués, ce qui est confirmé par la concentration moyenne pondérée par le volume qui s'établit à 2,83 mg/l en 2010 contre 4 mg/l en 2009 ;
- par conséquent celles des DO₅ et 6 le sont également puisque leur estimation découle directement des résultats obtenus sur le DO₂ ;
- malgré une stagnation du volume by passé en sortie de traitement primaire, les apports en Ptot, PO₄ et NO₃ sont en nette diminution (50 à 80%).

La qualité des effluents by passé au cours de l'année 2010 est nettement meilleure que durant l'année 2009. En effet, des interventions sur le décanteur lamellaire ont permis de réduire fortement les départs de « boues » lors des by pass.

La hausse des apports de temps pluie en Ptot (4,55 T soit 75%) ne peut provenir des rejets directs puisque ceux-ci ne représentent que 0,63 T. L'origine du surplus de phosphore est donc interne ou liée au lessivage des terres et berges.

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

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

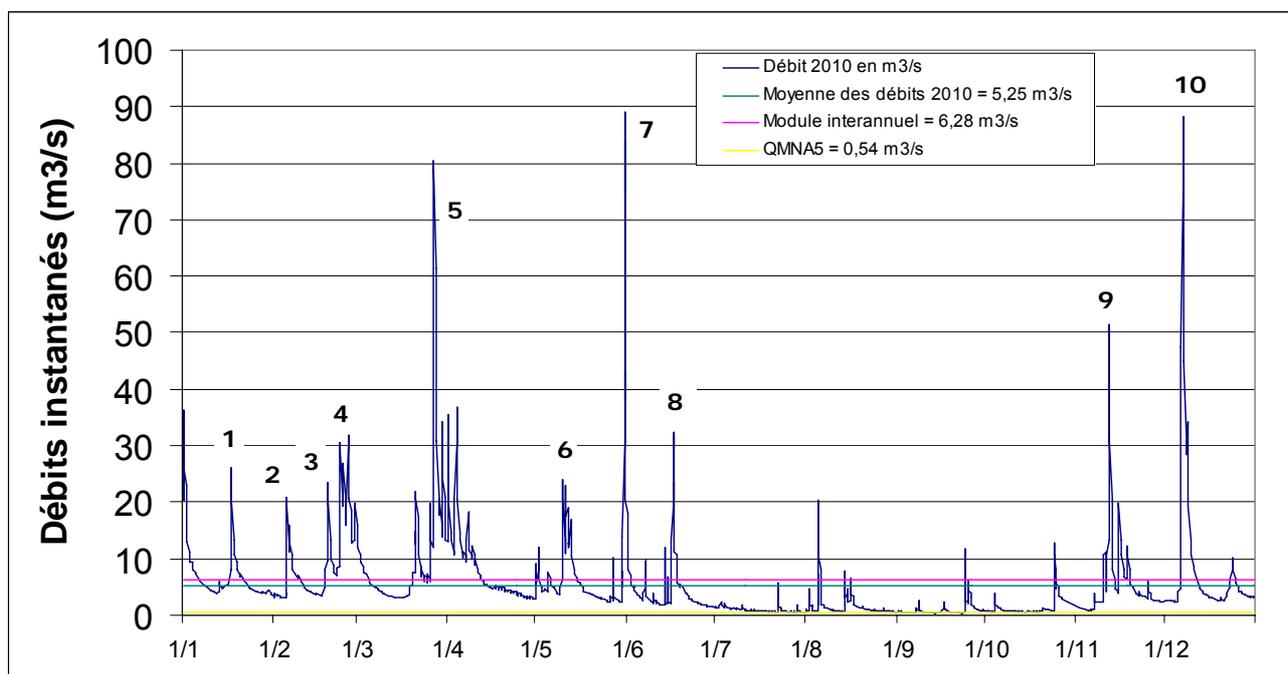


Figure 18 Positionnement des principales crues de la Leysse

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

Tableau XI Apports des principales crues de la Leysse

	Apports des 10 crues principales	
Durée (jours)	91	57%
Volume transité (Mm ³)	96,97	78%
Ortho P (Tonnes de P)	0,54	78%
Ptot (Tonnes)	9,9	94%
NO ₃ (Tonnes de N)	101,7	75%
NH ₄ (Tonnes de N)	4,24	75%
COD (Tonnes)	211,1	79%
COT (Tonnes)	228,6	78%
MES (Tonnes)	32.451	96%
NKT (Tonnes)	68,6	84%

Les 10 principales crues de l'année sont à l'origine de 73 à 96% des apports de temps de pluie en 2010 contre 44 à 92% en 2009.

La hausse des apports en Ptot entre 2009 et 2010 provient, comme pour les années 2008-2009, des crues (4,55 T d'apports de temps de pluie supplémentaires et 4,6 T de plus liés aux crues).

Comparativement à 2007 et 2008, les écarts restent lié majoritairement aux 10 principales crues.

La part d'apports de Ptot des crues de 2010 représente 94% de la contribution du temps de pluie ce qui représente une hausse par rapport aux années antérieures.

Si l'on ne regarde que les 5 crues (4, 5, 7, 9 et 10) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on constate qu'elles sont à l'origine de 85% des apports en Ptot de temps de pluie (76% en 2009 et 52% en 2008) et 92% des MES (76% en 2009 et 83% en 2008) pour 60% des 124 Mm³ transité en temps de pluie (35% des 60,9 Mm³ de 2009 et 32% des 128,9 Mm³ de 2008).

Ces éléments des deux paragraphes précédents confirment les résultats évoqués pour les DO, il y a eu moins de crues mais de plus fortes intensités.

Contrairement au constat de 2009, les crues de 2010 ont été moins « chargées » en Ptot que les années précédentes (concentration moyenne pondérée en baisse à 0,12 mg.l⁻¹) mais ont véhiculées un plus gros volume d'eau et de MES.

Les concentrations en Pparticulaire et le rapport Ppart/MES apporte également des éléments sur la nature du phosphore véhiculé lors des crues :

- de 93 à 99% du phosphore véhiculés par les 10 principales crues est sous forme particulaire. La moyenne s'établit à 95% contre 96% en 2009. La variabilité en 2009 était plus forte de 74 à 99% ;
- les plus fortes proportions de P particulières sont obtenues lors des crues 5, 7, 9 et 10. Ces dernières sont celles qui ont généré le plus de Ptot ;
- en 2009, la charge en P des MES était 5 fois plus élevée qu'en 2008 et du même ordre qu'en 2007. L'année 2010 présente un rapport légèrement plus élevé qu'en 2009. Les rapports les plus élevés sont obtenus lors des crues 1, 2 et 3, soit en janvier et février.

Si l'on dissocie les apports de chacune des crues, on observe que les plus mobilisatrices ont été les crues 5, 7, 9 et 10 avec chacune plus de 1,4 tonne d'apports. Les crues 5 et 10 qui dépassent les 2 T d'apports représentent 50% des flux générés par les crues. En 2009, seules 2 crues dépassaient la tonne d'apport alors qu'en 2007, les 5 crues principales dépassaient 1 tonne d'apports et en 2008, aucune crue n'a excédé les 0,8 T d'apports.

Lors de ces 5 crues le by pass ainsi que les DO2, 5 et 6 ont fonctionnés. Les apports consécutifs à ces déversements sont les suivants :

Tableau XII Volume et flux de Ptot enregistré aux DO et by pass lors des 5 crues majeures

Crue	By pass		DO2		DO5		DO6		Total			
	V m ³	Ptot T	V m ³	Ptot T	V m ³	Ptot T	V m ³	Ptot T	V		Ptot	
									m ³	%	T	%
4	1.761	0,001 5	5.648	0,02	948	0,00 9	2.120	0,00 8	10.477	0,07 8	0,03 8	6,3
5	33.25 2	0,03	14.04 0	0,044	3.80 6	0,01 1	13.56 9	0,01 7	64.667	0,24	0,1	4
7	20.39 5	0,018	2.745	0,006 7	4.88 5	0,00 2	4.969	0,00 2	32.994	0,44	0,02 9	2
9	17.16 4	0,022	2.928	0,014	235	0,00 3	7.618	0,00 6	27.945	0,25	0,04 5	2,7
10	30.10 2	0,025	4.604	0,012	0	0	11.57 3	0,00 6	46.279	0,3	0,04 3	1,5
Total									182.36 2	0,24	0,25 5	2,8

% est exprimé en % de la ou des crues.

Les apports générés par les rejets des DO sont très variables lors des crues majeures (de 1,5 à 6,3% des apports totaux de la crue) mais bien inférieur à l'année 2009 puisque ceux-ci atteignaient 47% avec un minimum de 0,8%. Au global, seuls 2,8% des apports en Ptot lors des 5 crues de la Leysse sont issus des rejets des DO et du bypass contre 6,3% en 2009.

Il ressort qu'au cours de ces 5 crues ce sont environ 102 600 m³ qui ont été déversés à la Leysse par le by pass. Ce volume est supérieur à 2009 mais reste inférieur aux années 2007 et 2008 alors que les apports en Ptot sont du même ordre de grandeur 0,096 T en 2010 contre 0,11 T en 2009).

Les DO5 et 6 ont rejetés 49.723 m³ en 2010 contre 43 700 m³ en 2009, 86.500 m³ en 2008 et 50 000 m³ en 2007. Le DO2 rejette quant à lui 29.965 m³ soit 46% de moins qu'en 2009. Les volumes rejetés par le DO2 lors des crues principales est en net diminution depuis 2008 (- 77%). Pendant cette même période, ce sont 74 Mm³ qui ont transité dans la Leysse contre 21 en 2009 et 41 Mm³ en 2008.

Les rejets en Ptot du DO2, ne participe qu'à hauteur de 1% des apports en Ptot sur le temps de pluie (8% en 2009) et son impact lors des 5 fortes crues ne s'élève plus qu'à 4% des apports de la Leysse sur la période contre 39% en 2009.

Globalement, les rejets de temps de pluie ont eu, cette année, un impact faible sur les apports annuels de la Leysse ainsi que sur les apports de temps de pluie. Leur impact en période de crue reste également minime. Ceci s'explique par des crues plus forte qui ont véhiculé un fort volume dans la Leysse et fortement dilué les rejets aux déversoirs d'orage.

VII.2. Le Sierroz

VII.2.1. Le rôle du temps de pluie

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 197 jours soit 54% de l'année (en baisse par rapport à 2009).

Tableau XIII Apports en temps de pluie du Sierroz

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm ³)	48,6	80%
Ortho P (Tonnes de P)	0,81	82%
Ptot (Tonnes)	7,02	94%
NO ₃ (Tonnes de N)	99,16	81%
NH ₄ (Tonnes de N)	5,19 / 2,59*	85% / 75%*
COD (Tonnes)	110,7	82%
COT (Tonnes)	122,2	82%
MES (Tonnes)	9.431	90%
NKT (Tonnes)	44,5	90%

* avec et sans le prélèvement du 10 au 16 juin 2010 pollué par des gammares morts

75 à 94% des apports sont consécutifs à un événement pluvieux.

La part du temps de pluie est 2 à 10% plus élevée que celle observée sur la Leysse. La durée du temps de pluie est aussi plus élevée de 10% et la part du volume transité de 5%.

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

- en hausse de 74% pour les apports en Ptot ;
- proportionnelle au volume transité pour les éléments dissous ;
- supérieure à 90% pour les paramètres ayant une composante particulaire hors COT.

Le volume du temps de pluie est en hausse de 43%. Cela entraîne une hausse d'environ 40 à 50% des apports en éléments dissous.

Si l'on regarde la contribution du temps de pluie sur les apports totaux entre 2009 et 2010, celle-ci est :

- en hausse pour le volume, PO₄, NO₃, COD, NKT (6 à 10%). On retrouve une proportionnalité entre volume et éléments dissous (hors NKT) ;
- en légère hausse pour le Ptot, COT et en baisse pour les MES.

Ces constats (durée en hausse, volume en hausse, part du temps de pluie dans les éléments dissous en hausse alors que pour les éléments particuliers cette part est équivalente) amènent à la conclusion qu'une plus de périodes de ressuyage ont été intégrées au temps de pluie.

Le tableau suivant présente la différence des apports totaux et des apports de temps de pluie entre 2009-2010.

Tableau XIV Différence entre 2008 et 2009 des apports totaux et de temps de pluie

	Différence 2009-2010	
	Apports annuels	Apports de temps de pluie
Volume transité (Mm ³)	+11,5	+14,6
Ortho P (Tonnes de P)	+0,14	+0,21
Ptot (Tonnes)	+3,03	+2,99
NO ₃ (Tonnes de N)	+30,9	+32,5
NH ₄ (Tonnes de N)	+1,4	+1,09
COD (Tonnes)	+38,5	+37,7
COT (Tonnes)	+19,8	+21,2
MES (Tonnes)	+2.403	+2.454
NKT (Tonnes)	+10,7	+13,3

* avec et sans le prélèvement du 10 au 16 juin 2010 pollué par des gammares morts

78 à 100% de la hausse des apports annuels est liée au temps de pluie. Pour les paramètres ayant une composante particulaire, les flux transités en temps de pluie concourent à plus de 98% à la hausse des apports annuels.

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

Le graphique suivant présente les 10 principales crues du Sierroz.

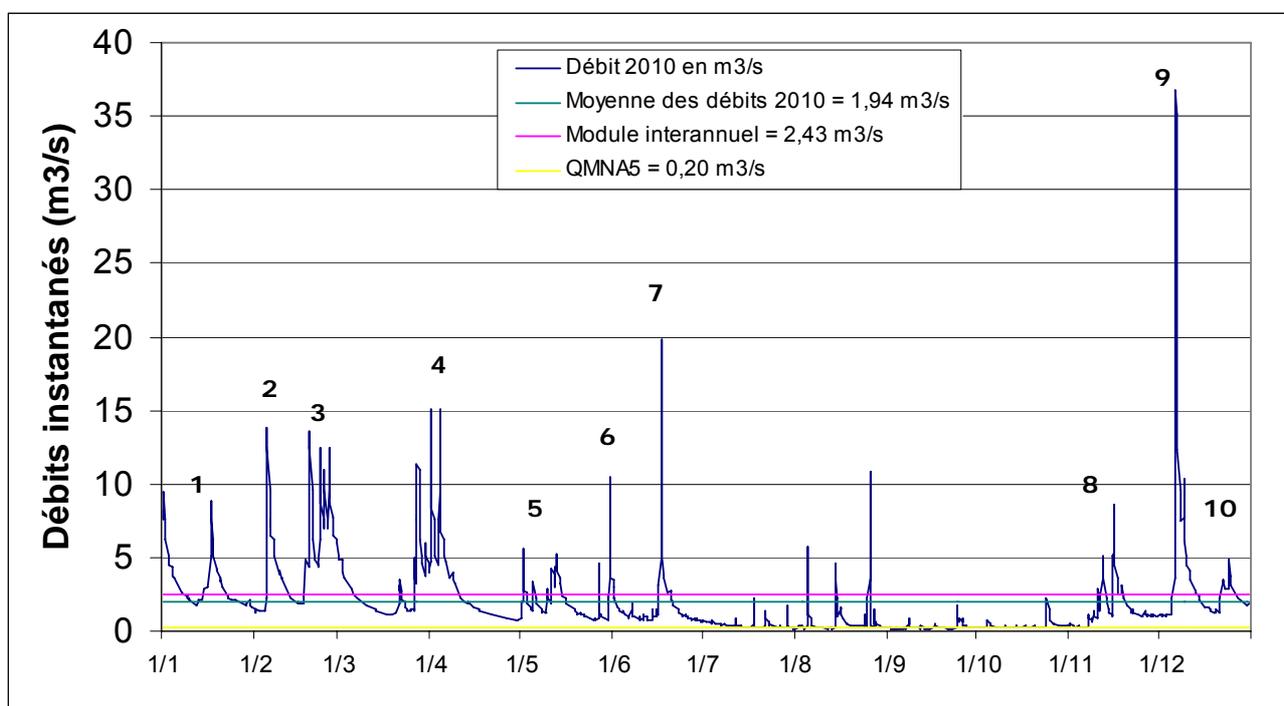


Figure 19 Positionnement des principales crues du Sierroz

La crue de fin août présente un débit de pointe plus important que les crues 1, 5, 8 et 10 mais ne fait partie des 10 principales. Sa courte durée et la présence de pluies durant le mois d'août ont limité son impact en termes d'apports.

Le tableau suivant présente les apports résultants des 10 principales crues du Sierroz et le pourcentage que ces apports représentent par rapport au total des apports de temps de pluie :

Tableau XV Apports des principales crues du Sierroz

	Apports des 10 crues principales	
Durée (jours)	128	65%
Volume transité (Mm ³)	39,8	82%
Ortho P (Tonnes de P)	0,62	67%
Ptot (Tonnes)	6,35	90%
NO ₃ (Tonnes de N)	80,9	82%
NH ₄ (Tonnes de N)	2,15	83%
COD (Tonnes)	85,1	77%
COT (Tonnes)	93,6	77%
MES (Tonnes)	8.994	95%
NKT (Tonnes)	35,2	79%

La durée des 10 principales crues s'établit à 128 jours soit 2 fois plus que celles enregistrées en 2009. En effet les crues de 2010 sont plus longues (14 jours en moyenne avec 3 crues de plus de 17 jours et une de plus de 23 jours en 2010 contre 6 jours en 2009 avec un maximum de 14 jours) car présentant pour 4 d'entre elles des pics successifs considérés comme un seul évènement.

L'analyse des résultats montre que celles-ci sont à l'origine de 67 à 95% des apports.

Les 5 crues (2, 3, 4, 7 et 9) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, sont responsables de 76% des apports en Ptot de temps de pluie, et 60% des MES pour 61% du volume transité.

Parmi ces 5 crues, une dépasse la tonne d'apports en Ptot et une atteint 2,4 tonnes respectivement en février et décembre.

VII.3. Bilan 2010 sur les apports de temps de pluie

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

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

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	172,6	76%
Ortho P (Tonnes de P)	1,5	79%
Ptot (Tonnes)	17,59	96%
NO ₃ (Tonnes de N)	233,9	76%
NH ₄ (Tonnes de N)	8,23	78%
COD (Tonnes)	378,3	80%

COT (Tonnes)	413,5	81%
MES (Tonnes)	43.125	99%
NKT (Tonnes)	126	87%

Le temps de pluie apporte 17,6 T de P_{tot} au lac dont 0,7 T proviennent des rejets directs du réseau de Chambéry (DO et by pass) et 2,4 T du déversoir des Biâtres sur le réseau d'Aix-les-Bains.

75 à 96% des apports en phosphore et en azote sont consécutifs à un événement pluvieux. Le bruit de fond apporte moins de 5% du phosphore total au lac.

ETUDES PORTANT SUR LA QUALITE SANITAIRE

Depuis quelques années, il nous paraît important d'inclure dans ce rapport les données fournies par le Service Environnement-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. QUALITE DES EAUX DE CONSOMMATION PROVENANT DES DIFFERENTS 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 privée).

Les eaux en provenance du lac sont des eaux de type superficiel 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 2010, 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.

Par exemple :

- le degré hydrotimétrique (ou TH pour Titre Hydrotimétrique) permet de connaître la « dureté » de l'eau : mesuré en degrés français, il ne fait l'objet d'aucune limite ni référence de qualité, on considère qu'en dessous de 20°F les eaux sont plutôt « douces » et qu'au dessus de 30°F, elles sont plutôt « dures »
- la concentration en nitrates : la limite maximale de qualité est fixée à 50 mg/l (une valeur guide étant donnée à 25 mg/l) ;
- la concentration en fluorures : la limite de qualité maximale est fixée à 1,5 mg/l ;
- la concentration en pesticides : environ 350 molécules sont recherchées en routine, la limite de qualité est fixée à 0,1 µg/l par molécule recherchée et à 0,5 µg/l pour le total cumulé des molécules recherchées ;
- la concentration en Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques (HAP) : la limite de qualité est fixée à 0,1 µg/l pour la somme des quatre molécules les plus nocives ;
- la concentration en microcystines totales : la limite de qualité est fixée à 1 µg/l pour les eaux distribuées, ce paramètre n'étant mesuré que lorsque les eaux brutes sont susceptibles de connaître des proliférations cyanobactériennes (ce qui est le cas pour le lac du Bourget).

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

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

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

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

Le nombre d'analyses effectuées annuellement pour une commune ou un syndicat intercommunal dépend principalement du nombre d'habitants desservis et des débits de production nécessaires.

Tous les résultats d'analyses sont répertoriés dans la base nationale de données « SISE-Eaux » (voir Annexe).

Un bilan du contrôle sanitaire est effectué chaque année par réseau pour chaque unité de gestion de l'eau à l'échelon communal ou supra-communal, celui-ci permet de réaliser une « Fiche Qualité » qui est

communiquée à la commune ou au gestionnaire. Cette fiche doit être jointe à la facture d'eau pour l'information des consommateurs.

Depuis l'année 2007, les fiches qualité peuvent être consultées directement en ligne grâce à internet sur le site de la préfecture de la Savoie (www.savoie.gouv.fr, rubrique Environnement) ou sur le site de l'Agence Régionale de Santé Rhône-Alpes (<http://www.ars.rhonealpes.sante.fr>, rubrique Santé et Sécurité Sanitaire / Votre environnement/ Eau).

Depuis 3 ans, les résultats d'analyses du contrôle sanitaire au robinet du consommateur sont 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 2010 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 à une concentration de 0,02 µg/l. Concernant la recherche des microcystines, aucune présence n'a été détectée dans l'eau distribuée en 2010.

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 2010 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, la présence de pesticides à des concentrations inférieures à la limite de qualité a été détectée dans l'eau brute du pompage : il s'agit notamment de l'atrazine-déséthyl, présente à une concentration de 0,02 µg/l. Concernant la recherche des microcystines, aucune concentration quantifiable n'a été détectée dans l'eau distribuée en 2010.

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

L'eau provenant du pompage de l'abbaye de Hautecombe a été de bonne qualité bactériologique en 2010 avec un pourcentage de conformité mesuré à 93,8 % 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 4 mg/l. Concernant les pesticides, aucune analyse n'a été réalisée en 2010 que ce soit en eau brute ou en eau distribuée. Les analyses de recherche de microcystines n'ont donné aucune concentration détectable lors des prélèvements effectués.

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget distribuées en 2010 ont été de bonne qualité bactériologique et 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 détruites par l'action des traitements ; on peut également noter la présence de pesticides tels que l'atrazine et l'atrazine-déséthyl (produit de dégradation de l'atrazine) pour des valeurs inférieures à la limite de qualité. La question de la persistance de ces triazines 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 posée.

Cette année aucune présence de toxines de cyanobactéries n'a été détectée dans l'eau de consommation humaine.

II. QUALITE 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 baignade distinguera les valeurs impératives (à ne pas dépasser) fixées à 2000 *E. Coli* et 10 000 coliformes totaux dans 100 ml d'eau et également les entérocoques intestinaux sont supérieurs ou égaux à 100 UFC/100 ml.

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

Chaque résultat pris isolément informe sur le niveau de qualité de la baignade au moment du prélèvement. L'interprétation statistique de l'ensemble des résultats obtenus au cours de la saison permet d'apprécier globalement la qualité sanitaire d'une baignade. 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 2007 à 2010 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 2009 et 2010, 3 plages (plage du Rowing à Aix-les-Bains, plage du Lido à Tresserve et plage des Mottets au Viviers-du-lac) ont vu leur qualité d'eau s'améliorer sensiblement et sont passées du statut d'« eaux de qualité moyenne » à celui d'« eaux de bonne qualité ».

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	2007	2008	2009	2010
04	Aix-les-Bains	plage du Rowing	B	A	B	A
05	Aix-les-Bains	plage Mérid	B	A	A	A
06	Aix-les-Bains	plage municipale	B	A	A	A
11	Brizon -St-Innocent	plage municipale	A	A	A	A
13	Chindrieux	plage de Châtillon	A	B	B	B
15	Cojoux	plage municipale	A	A	A	A
20	Le Bourget-du-Lac	camping «Ile aux cygnes»	B	A	A	A
21	Le Bourget-du-Lac	plage municipale	B	A	A	A
45	Tressay	plage du Lido	B	A	B	A
48	Viviers du Lac	plage des Mottats	B	A	B	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

CONCLUSION

Le lac du Bourget a subi des changements importants et une véritable bascule pendant les 3-4 dernières années où les concentrations en Phosphore ont chuté de manière importante entre 2006-2007 et après. Ces concentrations se sont alors maintenues à des niveaux faibles, réduisant considérablement la teneur en chlorophylle *a* et la biomasse phytoplanctonique, provoquant en 2010 une raréfaction de la cyanobactérie *Planktothrix rubescens*, déjà en déclin en 2008 et 2009, augmentant année après année la profondeur maximale de transparence du lac.

Le lac du Bourget poursuit donc une progression significative sur le chemin de la réoligotrophisation. Les faibles concentrations en P_{tot} et PO₄ peuvent être directement reliées aux efforts consentis sur le bassin versant et à la diminution de la charge externe véhiculée par les principaux tributaires que sont la Leysse et le Sierroz pendant la dernière décennie. Comme une réponse à ces taux de plus en plus bas du facteur limitant (ou de maîtrise) de la production phytoplanctonique lacustre, la concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* mesurée en 2010 est restée très basse, comparable à 2009 (~3 µg/L) et une phase d'eau claire exceptionnelle a été enregistrée atteignant plus de 15 m de profondeur à la fin du printemps, en lien avec un développement exceptionnel du zooplancton (*Daphnia*). La biomasse algale n'a jamais été aussi basse, avec moins de 1100 µg/L, s'expliquant par la disparition de la cyanobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens*, depuis l'automne 2009. Cette cyanobactérie a en effet vu sa biomasse annuelle divisée par 4 entre 2008 et 2009, puis elle s'est raréfié au profit, semble-t-il pour la période estivale, d'une autre cyanobactérie dont on ne connaît rien sur le potentiel toxique dans le lac du Bourget : *Aphanizomenon flos aquae* en 2010. L'analyse détaillée de la dynamique et de la distribution de cette espèce toxique, suivie depuis 1999, révèle clairement l'importance relative (entre autre) de la baisse des concentrations en phosphore, et peut être d'autres processus comme le broutage zooplanctonique.

Les dynamiques saisonnières du phytoplancton et du zooplancton en 2010 suggèrent donc 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, une augmentation de la proportion du nanophytoplancton... Il semble toutefois que l'abondance moyenne et la représentativité des calanoïdes au sein de la communauté des microcrustacés tendent à diminuer depuis 2004. Or, la dynamique des calanoïdes semble très dépendante de la présence d'algues phytoplanctonique de petite taille. Ainsi, dans les lacs voisins (Annecy et Léman), l'amélioration de la qualité de l'eau se traduit par une augmentation de leur abondance et représentation dans la colonne d'eau (*Mixodiatomus laciniatus* dans le lac d'Annecy et *Eudiaptomus gracilis* dans le Léman). Il reste donc surprenant que la population des calanoïdes du lac du Bourget ne bénéficie pas encore de la plus forte représentation relative du nanophytoplancton.

Parallèlement à la baisse de biomasse de cette cyanobactérie plutôt typique des milieux méso- à eutrophes, il a été confirmé cette année, grâce au suivi sur plusieurs années et sur des lacs différents (Annecy vs. Bourget typiquement) que les picocyanobactéries pourraient s'avérer des descripteurs (bio-indicateur) intéressant d'évolution de l'état trophique et du fonctionnement lacustre.

Notons enfin que les eaux pompées dans le lac du Bourget distribuées en 2010 ont été de bonne qualité bactériologique et que les eaux de baignade ont été conformes aux normes de qualité. La cyanobactérie coloniale toxique *Microcystis aeruginosa*, fortement présente entre fin juillet et début août en 2009 sur les plages n'a pas réapparu en 2010.

Le suivi environnemental du Lac du Bourget, avec la réalisation annuelle d'une vingtaine de campagnes de prélèvements et d'analyses, a montré combien l'ensemble des paramètres mesurés et la fréquence opérée sont nécessaires pour décrire le fonctionnement écologique et l'état de santé de cet écosystème. Cet effort sera poursuivi sur la période 2012-2016 avec la signature d'un nouveau contrat (quinquennal) de partenariat scientifique entre l'INRA et le CISALB, pour la réalisation du suivi environnemental du plus grand lac naturel de France.

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 µg/l,
- la teneur en nitrates a diminué de 35 %, passant de 0,82 à 0,52 mg/l,
- 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 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.

Le lac du Bourget, longtemps mésotrophe strict est en passe de basculer dans la catégorie des lacs oligotrophes. Il peut désormais être qualifié d'oligo-mésotrophe.

BIBLIOGRAPHIE

- Afnor (2006) NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). *Afnor* 1-41.
- Anneville, O. et Laine, L. 2004. Le Zooplancton du lac d'Annecy, SILA.
- Anneville, O. and Kaiblinger, K. 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, 1-54. 2009. INRA Thonon, France.
- Bell T, Kalff J. 2001. The contribution of picophytoplankton in marine and freshwater systems of different trophic status and depth. *Limnol. Oceanogr.* 46:1243-1248.
- 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.
- 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.
- Burns CW, Galbraith LM. 2007. Relating planktonic microbial food web structure in lentic freshwater ecosystems to water quality and land use. *J. Plank. res.* 29:127-139.
- Callieri C, Stockner J. 2000. Picocyanobacteria success in oligotrophic lakes: fact or fiction? *J. Limnol.* 59:72-76.
- Callieri C. 2008. Picophytoplankton in freshwater ecosystems: the importance of small-sized phototrophs. *Fresh. Rev.* 1:1-28.
- Druart, J. C. and Rimet, F. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA. 1-200. 2008. Thonon les Bains.
- Gliwicz Z.M. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekologia Polska* 17: 663-708.
- Jacquet,S., Briand,J.F., Leboulanger,C., vois-Jacquet,C., Oberhaus,L., Tassin,B., Vincon-Leite,B., Paolini,G., Druart,J.C., Anneville,O., and Humbert,J.F. (2005) The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae* 4 (4), 651-672.
- Jacquet, S., F. Rimet, S. Cachera, C. Girel, M. Perga, G. Paolini, J. Lazzarotto, I. Domaizon, J.-F. Humbert, P. Perney, L. Laine et F. Kerrien. (2009). Suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2009.
- Kaiblinger,C., Anneville,O., Tadonleke,R., Rimet,F., Druart,J.C., Guillard,J., and Dokulil,M.T. (2009) Central European water quality indices applied to long-term data from peri-alpine lakes: test and possible improvements. *Hydrobiologia* 633 (1), 67-74.
- Kaiblinger, K. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport INRA Thonon, 2008, pp, 1-45.
- Kamjunke N, Straile D, Gaedke U. 2009. Response of heterotrophic bacteria, autotrophic picoplankton and heterotrophic nanoflagellates to re-oligotrophication. *J. Plank. Res.* 31:899-907.

- Laplace-Treyture, C., Barbe, J., Dutartre, A., Druart, J. C., Rimet, F., and Anneville, O. Protocole standardisé d'échantillonnage, de conservation, d'observation et de dénombrement du phytoplancton en plan d'eau pour la mise en oeuvre de la DCE - Version 3.3.1 - *Septembre 2009*. 1-44. 2009.
- Lindström ES. 2000. Bacterioplankton community composition on five lakes differing in trophic status and humic content. *Microb. Ecol.* 40:104-113.
- Manca M. and 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. *Journal of Plankton Research* **10**:771-778.
- Moser M, Callieri C, Weisse T. 2009. Photosynthetic and growth response of freshwater picocyanobacteria are strain-specific and sensitive to photoacclimatation. *J. Plank. Res.* 31:349-357.
- Pelletier, J.P. and Orand, A. (1978) Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. *Brevet d'invention* **76.08579**.
- Perga, M.-E. & Laine, L. (2010). Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. Eaux Léman contre Pollut. Campagne 2008.
- Reynolds, C.S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., and Melo, S. (2002) Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of Plankton Research* **24** 417-428.
- Schallenberg M, Burns CW. 2001. Test of autotrophic picoplankton as early indicators of nutrient enrichment in an ultra-oligotrophic lake. *Fresh. Biol.* 46:27-37.
- SILA (2010). Suivi scientifique du Lac d'Annecy, rapport 2009. SILA-INRA
- Sommer, U., Z. M. Gliwicz, W. Lampert, and A. Duncan. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Archiv Fur Hydrobiologie* 106:433-471.
- Stockner JG, Callieri C, Cronberg G. 2000. Picoplankton and other non-blooming cyanobacteria in lakes. In the Ecology of Cyanobacteria (eds Whitton BA & Potts M), Kluwer Acad Press, pp 195-231.
- Tadonlélé RD, Thouvenot A, Gilbert D, Sime-Ngando T, Debroas D, Devaux J. 2003. Size-fractionated phytoplankton and relationships with metazooplankton in a newly flooded reservoir. *Internat. Rev. Hydrobiol.* 88:614-634.
- Tadonlélé RD. 2010. Evidence of warming effects on phytoplankton productivity rates and their dependence on eutrophication status. *Limnol. Oceanogr.* 55:973-982.
- Vincon-Leite, B., Bournet, P.E., Gayte, X., Fontvieille, D., and Tassin, B. (1998) Impact of a flood event on the biogeochemical behaviour of a mesotrophic alpine lake: Lake Bourget (Savoy). *Hydrobiologia* **374** 361-377.
- Weaver, W. and Shannon, C. E. The Mathematical Theory of Communication. Urbana, Illinois University of Illinois Press. 1949.
- Weisse T. 1993. Dynamics of autotrophic picoplankton in marine and freshwater ecosystems. In: advances in Microbial Ecology, Vol. 13, Jones JG (ed), Plenum Press, N.Y., pp 327-370.
- Weisse T, Mindl B. 2002. Picocyanobacteria - sensitive bioindicators of contaminant stress in an alpine lake (Lake Traunsee, Austria). *Water, Air, and Soil Pollution: Focus* 2:191-210.
- Wolfram, G. and Dokulil, M. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. 1-50. 2007. Lebensministerium, Austria.
- Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K., Reichmann, M., Schulz, L., Argillier, C., de Bortoli, J., Martinez, J. P., Rioury, C., Hoehn, E., Riedmuller, U., Schaumburg, J., Stelzer, D., Buzzi, F., Dalmiglio, A., Morabito, G.,

Marchetto, A., Remec-Rekar, S., and Urbanic, G. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). 2007. Vienna - Ispra.

DOSSIERS DIVERS

Annexe I

Le Comité Scientifique

Rôle du comité

- Validation des rapports
- Orientation des études
- Informations diverses

Président du comité

E. NAFFRECHOUX (Université de Savoie)

Membres du comité

M. FAIVRE	Laboratoire des sciences du sol
M. FONTVIEILLE	UMR CARTELE – site Chambérien
M. POULENARD	Laboratoire des sciences du sol
M. RAMPNOUX	Laboratoire de géologie structurale et appliquée
M. NICLOUD	Laboratoire de géologie et d'hydrologie des aquifères de montagne
M. BLAKE	Laboratoire d'écotoxicologie – Transfert et accumulation des micropolluants
M. NAFFRECHOUX	Laboratoire de chimie moléculaire et de l'environnement
M. AMOROS	Laboratoire d'écologie des hydrosystèmes fluviaux
M. TOURNIER	Laboratoire d'écologie des vertébrés
M. TROSSET	Laboratoire de sciences du sol
M. CHAMPIGNEULLE	UMR CARTELE – site Thononais
M. GUILLARD	UMR CARTELE – site Thononais
M. JACQUET	UMR CARTELE – site Thononais
M. GILLET	UMR CARTELE – site Thononais
M. HUMBERT	UMR Bioemco, ENS Paris
M. FOUSSADIER	Entende Interdépartementale pour la Démoustication
M. RAYMOND	ONEMA – unité lacs
M. PAOLINI	Communauté d'agglomération du lac du Bourget
M. GAYTE	Conservatoire du Patrimoine naturel de la Savoie

M. OBERLIN	CEMAGREF
M. TASSIN	CEREVE / ENPC
M. VIOLLIER	Laboratoire de géochimie des eaux

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 en cours d'élaboration devrait être signé en fin d'année 2011 pour une durée de 6 ans. <http://www.cisalb.org>). Ce nouveau plan d'actions 2012-17 sera axé sur 10 enjeux :

- La restauration écologique des rivières ;
- La réduction de la pollution par les substances dangereuses ;
- La lutte contre l'eutrophisation ;
- La restauration écologique du rivage lacustre ;
- La réduction de la pollution par les pesticides ;
- La gestion de la ressource en eau ;
- La restauration des zones humides ;
- La mise en œuvre d'une politique de préservation et de non dégradation ;
- La lutte contre les plantes invasives ;
- La sensibilisation et la communication.

DOSSIERS DIVERS

Annexe II

Résumé du travail effectué en 2009 sur les relations *P. rubescens* – poissons (Projet INRA/ANSES – travail de thèse de Benoit Sotton)

Etat de l'art et objectifs Partout dans le monde, des efflorescences de cyanobactéries sont recensées et leurs occurrences pourraient s'accroître en partie en raison du réchauffement climatique. De plus, de nombreux genres de cyanobactéries sont capables de produire des toxines. Ainsi, la microcystine, heptapeptide cyclique hépatotoxique, est l'une des toxines les plus couramment retrouvées dans les milieux lors des épisodes d'efflorescences. De part son importante toxicité, sa capacité à s'accumuler dans certains organismes aquatiques ainsi que son hydrophilicité, la présence de cette toxine est donc susceptible de perturber les usages en eau ainsi que les usages halieutiques des milieux touchés par ces phénomènes. Dans le lac du Bourget, des efflorescences estivales d'une cyanobactérie à microcystines (*Planktothrix rubescens*) apparaissent de manière récurrente et ceci malgré la diminution progressive des concentrations en phosphore dans ce lac. Les impacts de cette cyanobactérie sur le compartiment piscicole et les voies de transfert de ces toxines au sein du réseau trophique sont encore mal connus. En raison de l'importante pression de pêche exercée sur la perche (*Perca fluviatilis*) et le corégone (*Coregonus lavaretus*) dans le lac du Bourget et de leur importante commercialisation dans les régions péri-alpines, il est nécessaire d'évaluer l'impact de ces efflorescences sur les communautés piscicoles. Dans un premier temps, cette évaluation passe par une meilleure connaissance de la répartition des poissons en présence d'efflorescences : A savoir si le poisson évite ou se concentre dans les zones où *P. rubescens* atteint les concentrations les plus fortes. Auquel cas, les risques d'ingestion de filaments de *P. rubescens* et d'intoxication seraient accrus. En effet, la co-localisation de ces deux organismes dans la même couche d'eau pourrait favoriser l'absorption des toxines par ingurgitation d'eau et des filaments et ainsi augmenter les risques potentiels de dommages cellulaire et/ou présence de toxines dans les muscles.

Résultats De juin à novembre 2009, les distributions spatiales diurnes de *P. rubescens*, des corégones et des perchettes ont été suivies à l'aide d'une sonde fluorimétrique et d'un écho-sondeur. Les résultats montrent que les abondances de *P. rubescens* ont été maximales entre la fin du mois de juillet et le début du mois de septembre. Durant cette période, *P. rubescens* se stratifie verticalement dans la colonne d'eau avec un maximum d'abondance situé entre 14 et 22m (Figure 1). Les données sur la distribution des poissons indiquent que pendant la journée, le corégone se situe dans la couche d'eau située entre 15 et 30 mètres et ne semble ni éviter, ni se réfugier dans les zones de fortes abondances en *P. rubescens*. La comparaison entre la répartition des abondances de corégones et de *P. rubescens* ne permet pas de mettre en évidence un quelconque lien entre ces deux entités dans la strate 15-30m (Figure 2). Les fortes abondances de poissons s'observent aussi bien dans des zones à faibles qu'à fortes densités de *P. rubescens* (Figure 3). De plus, pendant toute la période d'étude (juin à novembre) et contrairement au corégone, les perches situées au dessus de la thermocline en raison de leur préférence thermique, n'ont jamais été en contact direct avec les filaments de la cyanobactérie. Par ailleurs, des dosages de toxines réalisés sur les organes de corégones pêchés en septembre, montrent que les corégones ont accumulés, à des concentrations très faibles, des toxines dans leurs organes et notamment dans leurs muscles. Les premiers dosages réalisés sur la perche montrent également la présence de la toxine dans les muscles et les foies des poissons analysés. Ces résultats préliminaires appuient le fait que la toxine est probablement transportée via le zooplancton jusqu'aux perches lors d'un épisode de bloom.

Conclusion Au vu des premiers résultats, la présence d'un bloom de *P. rubescens* sur le lac du Bourget ne semble pas, aux concentrations observées, influencer la répartition des perches et des corégones. Ainsi, le corégone situé aux mêmes profondeurs que la cyanobactérie peut accumuler la toxine dans ses organes et notamment dans ses chairs. Des résultats expérimentaux viendront nous renseigner sur la capacité d'accumulation et de détoxification de ces deux espèces et nous permettront de comprendre plus en détail les effets potentiels de *P. rubescens* et de la microcystine sur ces poissons.

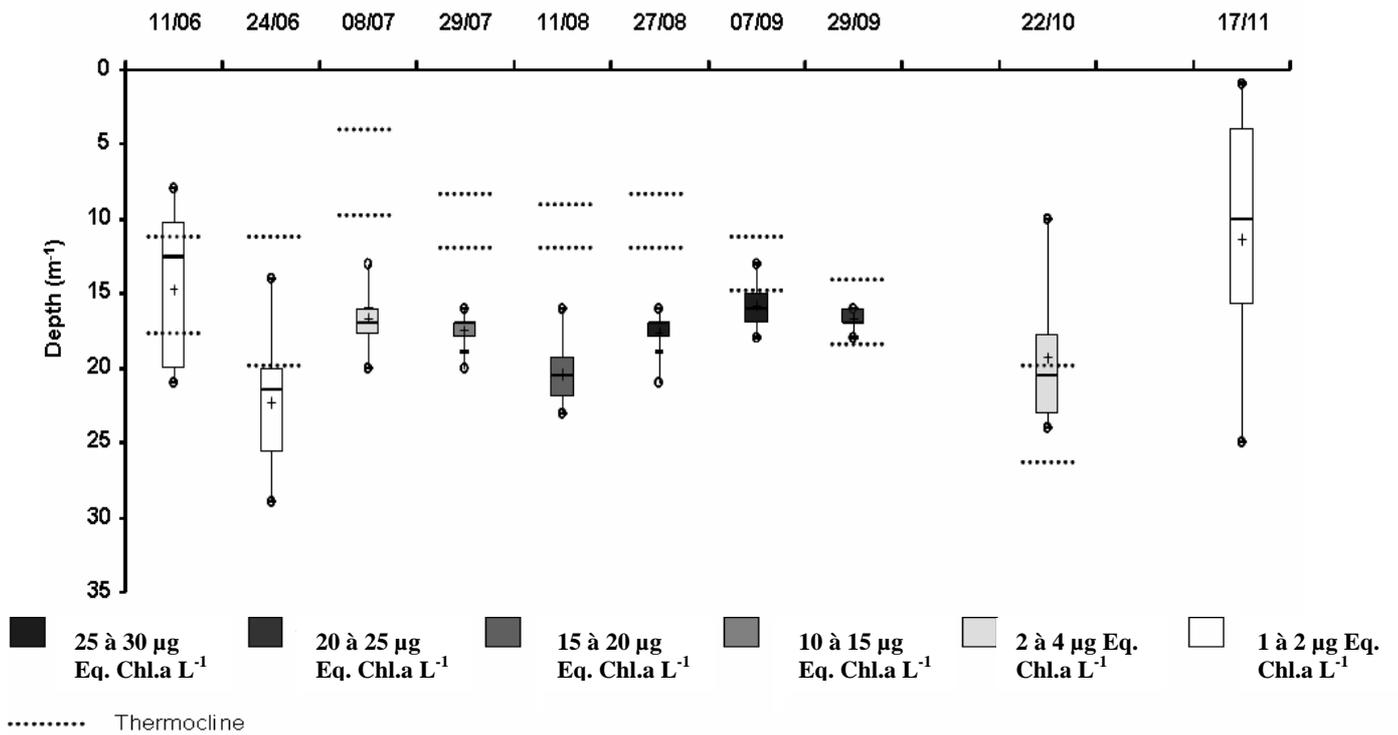


Figure 1 Concentrations moyennes et profondeurs du pic de *P. rubescens* aux différents points d'échantillonnages entre juin et novembre 2009

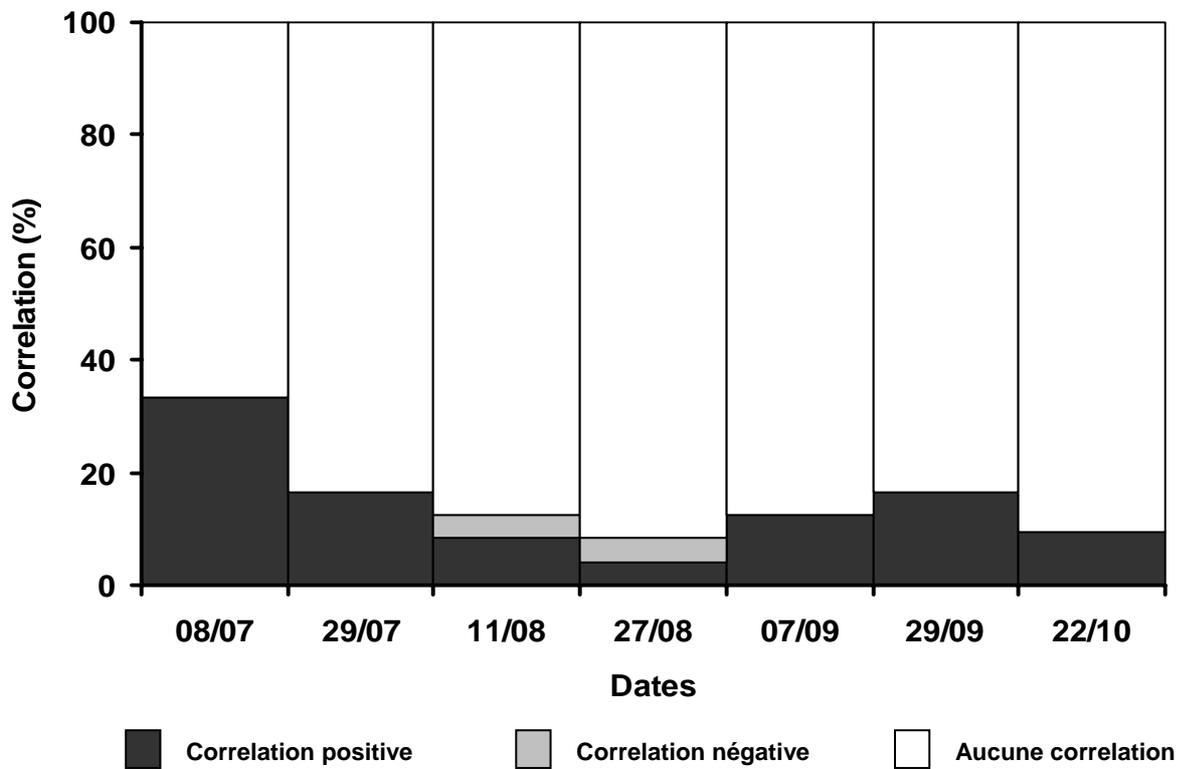


Figure 2 Pourcentages de corrélations significatives (p -value <0.05) mesurées entre les abondances du corégone et de *P. rubescens* aux différents points d'échantillonnages lors de la période de bloom sur le lac du Bourget en 2009

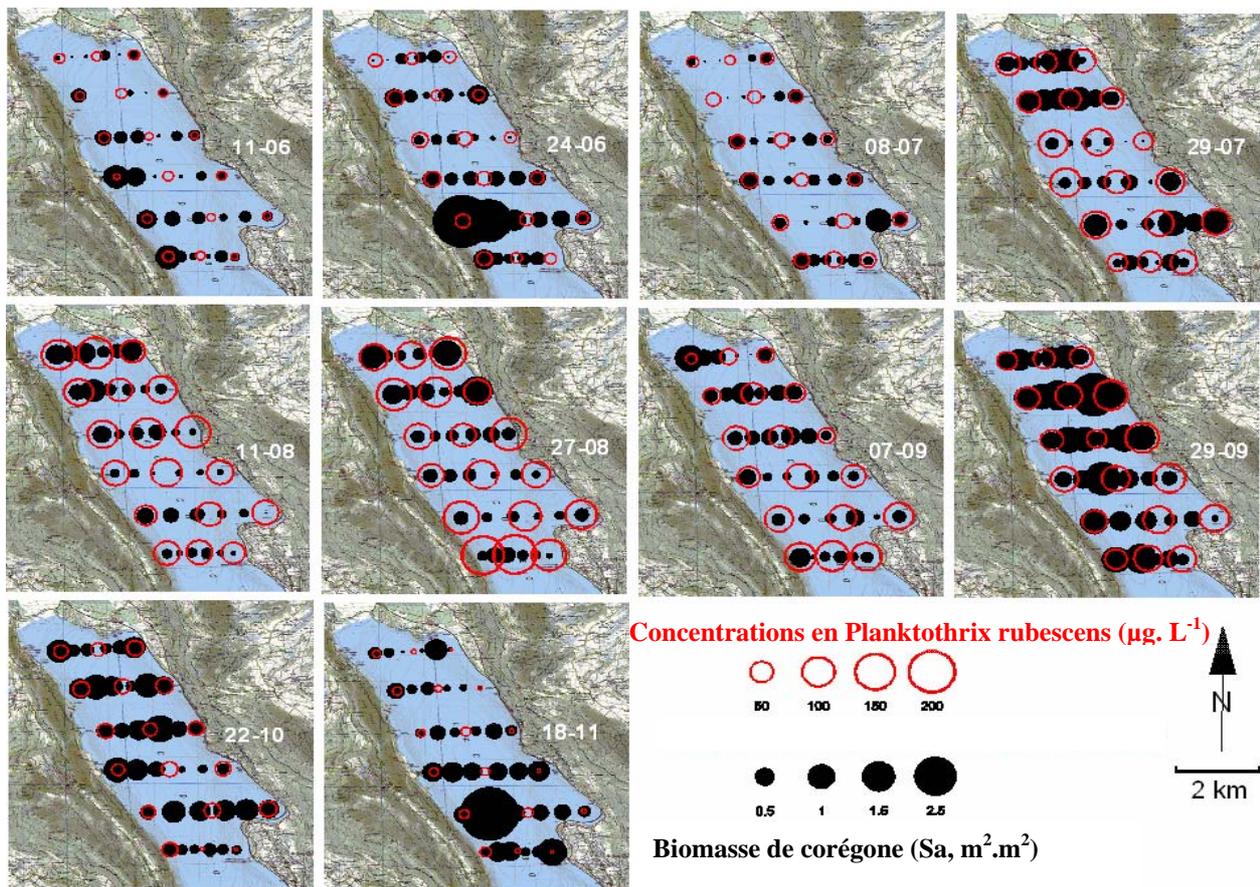


Figure 3 Répartition spatio-temporelle des abondances de corégone et de *P. rubescens* de juin à novembre 2009

L'ensemble de ces travaux s'intitulent « Impact de la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* sur la perche et le corégone dans le lac du Bourget » et ils ont été réalisés par Benoît Sotton, Orlane Anneville, Sabrina Cadet-Six, Isabelle Domaizon, Sophie Krys et Jean Guillard de l'INRA et l'ANSES. Ils sont soumis pour publications : Sotton, B., O. Anneville, S. Cadet-Six, I. Domaizon, S. Krys and J. Guillard. Daily distribution of whitefish during *Planktothrix rubescens* blooms in a mesotrophic peri-alpine lake, and evidence of toxins accumulation *Harmful Algae*

DOSSIERS DIVERS

Annexe III

Divers

A : 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)

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

Unité : μm^3 / ml

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

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

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

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira ambigua</i> <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia 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>Limnolthrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> <i>Arthrospira</i> <i>Raphidiopsis</i>	light deficient conditions	flushing
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 leucstris</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>Gloeoetrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	<i>Uroglena</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L ₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L _M	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>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>Tachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

C : Indice de diversité de Shannon, détail du calcul.

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

H : indice de Shannon

Ni : biomasse de l'espèce algale i

N : somme de la biomasse des espèces algales

D : Détail du calcul de l'indice Brettum

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

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

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

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

Avec : - v_i : biovolume de du taxon i

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

Finalement l'indice Brettum BI est calculé :

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

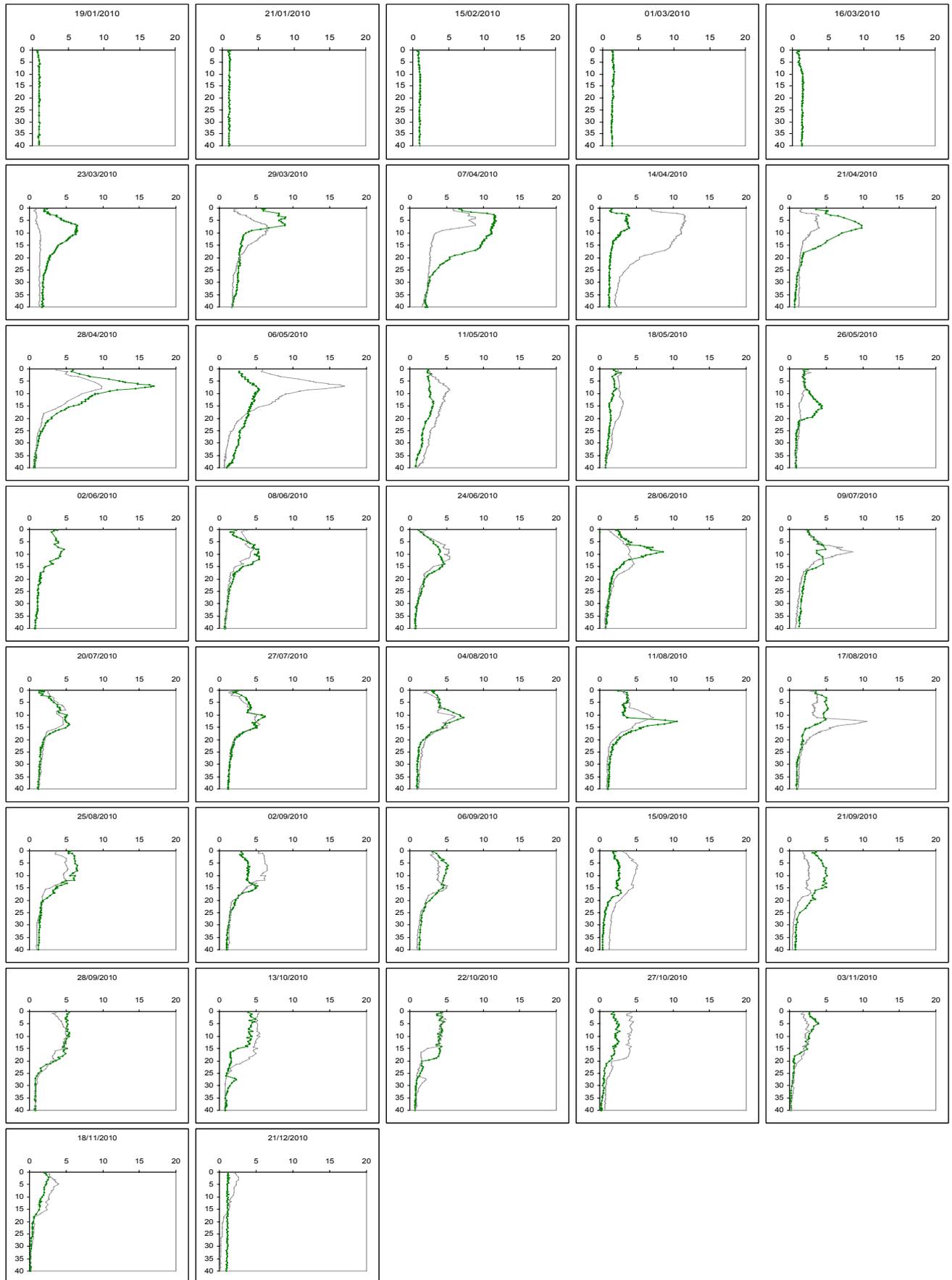
Avec : - T_j : poids de chaque indice I, (T₁ = 6, T₂=5, T₃=4, T₄=3, T₅=2, T₆=1)

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

	19/01/2010	15/02/2010	16/03/2010	29/03/2010	21/04/2010	11/05/2010	18/05/2010	08/06/2010	24/06/2010
Achnanthydium minutissimum	0	0	0	0	0	0	0	0,000554268	0
Ankyra judayi	0	0	0	0	0	0	0	0	0,002147789
Ankyra lanceolata	0	0	0	0	0	0	0	0,001519861	0
Aphanocapsa holsatica	0	0	0	0	0	0	0	0	0,009546537
Asterionella formosa	0,00094809	0,00094809	0,00189618	0,04171596	0,0094809	0,00189618	0,00189618	0,2275416	0,01137708
Bicoeca ovata	0	0	0	0	0	0	0	0,002931786	0,008795358
Bitrichia danubiensis	0	0	0	0,003220589	0	0	0	0	0
Chlamydomonas conica	0	0	0	0	0,012260992	0	0	0	0
Chlamydomonas sp.	0	0	0	0	0,04453981	0	0	0	0
Chlorella vulgaris	0	0,000137838	4,59459E-05	0,000673873	0,003369366	0,001684683	0,001148648	0,000398198	0,000735134
Choricystis minor	0	6,85542E-05	0	0,000548434	0,005347228	0,000754096	0,000514157	0,000137108	0,000205663
Cryptomonas marsonii	0	0	0	0	0	0,025981313	0,004330219	0,077943938	0,008660438
Cryptomonas rostratiformis	0	0	0	0	0	0	0	0,018764889	0
Cryptomonas sp.	0,004990235	0	0,004990235	0,019960941	0,039921882	0,069863294	0,059882823	0,119765646	0,069863294
Cyclotella costei	0,01299248	0,013920514	0,039905473	0,567956961	0,100227699	0,055682055	0,011136411	0,003712137	0,003712137
Cyclotella delicatula	0,000618301	0,0002061	0,001854902	0,154162935	0,000824401	0,002473202	0	0	0
Dinobryon bavarium vide	0	0	0	0	0	0,005498922	0,000549892	0	0
Dinobryon divergens plein	0	0	0	0	0	0,058766994	0,008815049	0	0,029383497
Dinobryon divergens vide	0	0	0	0	0	0,146917485	0,044075246	0,005876699	0
Dinobryon sertularia vide	0	0	0	0	0	0	0,003341288	0	0
Dinobryon sociale var. americanum plein	0	0	0	0	0	0,011753399	0,00293835	0	0
Dinobryon sociale var. americanum vide	0	0	0	0	0,005876699	0,158670884	0,079335442	0	0
Dinobryon sociale var. stipitatum vide	0	0	0	0	0	0,011753399	0,008815049	0	0
Elakatothrix gelatinosa	0	0	0	0	0,014661847	0,007330924	0,003665462	0	0
Elakatothrix viridis	0	0	0	0	0,008244007	0	0	0	0
Erkenia subaequiciliata	0,00153153	0,003445943	0,00408408	0,0255255	0,013018005	0,015570555	0,009316808	0,013018005	0,04798794
Fragilaria capucina	0,000630115	0	0	0	0	0	0	0	0
Fragilaria crotonensis	0	0	0	0	0	0	0,003150576	0,239443776	0,233142624
Fragilaria ulna var. acus	0	0	0	0	0,03267264	0	0	0	0
Fragilaria ulna var. angustissima	0	0	0	0	0,6476184	0,5601024	0,0087516	0	0
Gymnodinium helveticum	0	0	0	0,181764898	0	0	0,022720612	0	0
Gymnodinium lantzschii	0	0	0	0	0,001546845	0	0	0	0
Kephyrion littorale	0	0	0	0	0,001563308	0	0	0	0
kyste Chrysophyceae N°1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,003818615
Mallomonas sp.	0	0	0	0	0	0	0	0,005727922	0,005727922
Monoraphidium komarkovae	0	0	0	0	0	0	0	0	0,001169068
Monoraphidium minutum	0,000480973	0	0	0	0	0	0	0	0
Mougeotia gracillima	0,005613422	0	0	0	0	0	0	0	0
Navicula sp.	0	0	0	0	0	0	0	0,002450448	0
Ochromonas sp.	0	0	0	0,003815698	0,001430887	0,005246584	0,00214633	0,000953924	0,000476962
Oocystis rhomboidea	0	0	0	0	0,004466963	0,01072071	0,00357357	0,001786785	0
Phacotus lendneri	0	0	0	0	0	0	0	0	0,003006904
Pseudanabaena limnetica	0	0	0,001033783	0	0,002067566	0	0	0	0
Pseudococcomyxa sp.	0	0	0,000120225	0	0	0	0	0	0
Pseudokephyrion blatnense	0	0	0	0	0,001832002	0	0	0	0
Pseudopedinella sp.	0	0	0	0,001431251	0,000357813	0	0	0,000715626	0
Puncticulata radiosa	0,017183767	0,011455844	0,120286366	0,18329351	0,1031026	0,034367533	0,085918833	0,034367533	0,022911689
Rhodomonas minuta	0	0,011547736	0,065437172	0,215557742	0,119326607	0,042341699	0,009623114	0,007698491	0,003849245
Rhodomonas minuta var. nannoplantica	0,006204884	0,009307327	0,020941485	0,128234278	0,061014697	0,046019559	0,03697077	0,043434191	0,059463476
Stephanodiscus alpinus	0	0	0	0	0,019332284	0,01288819	0	0	0
Stephanodiscus minutulus	0,000358086	0,000179043	0	0,024349868	0,012891107	0,011100675	0	0	0
Stephanodiscus neoastrea	0	0	0	0	0	0,049397677	0	0	0
Stichococcus bacillaris	0,000171386	0	0	0	0	0	0	0	0
Synechocystis parvula	5,86241E-06	3,90827E-06	0	2,34496E-05	0	0	0	0	0
Synura sp.	0	0	0	0	0,130977904	0	0	0	0
Tetraselmis cordiformis	0	0	0	0	0,148470894	0	0,008248383	0	0

	09/07/2010	20/07/2010	04/08/2010	17/08/2010	06/09/2010	21/09/2010	22/10/2010	03/11/2010	18/11/2010	21/12/2010
Achnanthidium minutissimum	0	0	0	0,00054268	0	0,001662804	0	0,000369512	0	0,00054268
Ankyra lanceolata	0	0,010639028	0,015198612	0,000759931	0	0	0,002026482	0,003546343	0,001899827	0,000379965
Aphanizomenon flos aquae	0	0	0,057264636	0,071580795	0,100213113	0,157477749	0,324499604	0,276779074	0,100213113	0,014316159
Aphanocapsa delicatissima	0	0	0,13059648	0	0	0,13059648	0	0	0	0
Aphanocapsa delicatissima colonie 10 µm	0	0	0	0	0	0	0	0,002290002	0,001717502	0,001717502
Aphanocapsa grevillei	0	0	0	0	0,038186148	0	0	0	0	0
Aphanocapsa holsatica	0	0	0	0,004773269	0,023866343	0	0	0	0	0
Aphanocapsa holsatica colonie 10 µm	0	0	0,000458	0	0	0	5,08889E-05	0,000916001	0	0
Aphanothece clathrata var. rosea	0	0	0	0	0,038186148	0	0	0	0	0
Aphanothece clathrata var. rosea colonie 10 µm	7,63334E-05	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Asterionella formosa	0	0,00758472	0,0284427	0,04930068	0	0	0	0	0,00284427	0,05214495
Bicoeca ovata	0	0	0,002931786	0,020522502	0,011727144	0	0	0	0	0
Bitrichia chodatii	0	0	0,006443366	0	0	0	0	0	0	0
Ceratium hirundinella	0,286395381	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Chlamydomonas conica	0,036782975	0	0,012260992	0	0	0	0,008173994	0	0	0
Chlamydomonas globosa	0	0	0	0	0,000824838	0,000824838	0,006048814	0,001649677	0	0
Chlamydomonas sp.	0	0,04453981	0	0	0,066809714	0	0	0,059386413	0,089079619	0,04453981
Chlorella vulgaris	0,000214414	0,000581981	0,001317116	0,003767564	0,002389187	0,001194593	0,000653453	0,00053093	0,000689189	0,000183784
Chlorophycées indéterminées petits	0	0	0	0	0,007643064	0	0	0	0	0
Chlorophycées sp.	0	0	0,001616129	0	0	0	0	0	0	0
Choricystis minor	0	0,000274217	0,001165421	0,000754096	0,000685542	6,85542E-05	0,000274217	4,57028E-05	0,000205663	6,85542E-05
Chroococcus limneticus	0	0,123718452	0	0,494873808	0	0	0	0	0	0
Coelastrum reticulatum	0	0	0,173485884	0,065057207	0	0	0	0	0	0
Cosmarium depressum var. planctonicum	0	0,046395878	0	0	0	0	0	0	0	0
Crucigenia tetrapedia	0	0	0	0,014899599	0,017879519	0,00595984	0	0	0	0
Crucigenia tetrapedia	0	0	0,00297992	0	0	0	0	0	0	0
Cryptomonas marsonii	0,025981313	0,008660438	0,043302188	0,025981313	0	0,017320875	0,01154725	0,005773625	0	0
Cryptomonas rostratiformis	0	0	0	0,018764889	0	0	0	0	0	0
Cryptomonas sp.	0,019960941	0,019960941	0,049902353	0,059882823	0,139726587	0,029941412	0,126419293	0,186302116	0,124755881	0,024951176
Cyclotella atomus	0	0	0	0,000858751	0,002290002	0	0	0	0	0
Cyclotella costei	0,001856069	0,005568206	0,042689576	0,01292448	0	0,096515562	0,002474758	0	0	0,001856069
Cyclotella stelligera	0	0	0	0,005671037	0,018903456	0	0	0	0	0
Desmarella brachycalyx	0	0,00092767	0,00092767	0,002319174	0,000463835	0	0,000618446	0,001236893	0,003478761	0,000231917
Dictyosphaerium pulchellum	0	0	0	0,083825742	0,167651484	0	0	0	0	0
Didymocystis fina	0	0	0,000208741	0	0,000208741	0	0	0	0	0
Dinobryon bavaricum plein	0,001099784	0	0	0,003299353	0	0,001099784	0	0	0	0
Dinobryon bavaricum vide	0,008798275	0,019796119	0	0,016496766	0,004399138	0,004399138	0	0	0	0
Dinobryon divergens	0	0	0	0	0	0	0	0	0,00293835	0
Dinobryon divergens plein	0,846244714	0,205684479	0,029383497	0,052890295	0,005876699	0,047013595	0	0	0	0
Dinobryon divergens vide	0,546533044	1,504435046	0,229191277	0,42899056	0,011753399	0,064643693	0	0	0	0
Dinobryon elegantissimum	0	0	0	0,005412865	0	0	0	0	0	0
Dinobryon elegantissimum plein	0,005412865	0,016238594	0	0	0,010825729	0	0	0	0	0
Dinobryon elegantissimum vide	0,005412865	0,005412865	0,005412865	0	0	0,005412865	0	0	0	0
Dinobryon sociale var. americanum plein	0,011753399	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dinobryon sociale var. americanum vide	0,035260196	0,064643693	0,023506798	0	0	0	0	0	0	0
Elakathrix gelatinosa	0	0	0	0	0	0,007330924	0	0	0	0
Epipyxis sp.	0	0,001444743	0	0	0	0	0	0	0	0
Erkenia subaequiliata	0,007912905	0,01939938	0,010975965	0,005360355	0,07810803	0,027312285	0,01565564	0,01565564	0,00459459	0,004211708
Fragilaria crotonensis	0,368617392	0,006301152	0,022054032	0,006301152	0,022054032	0,056710368	0	0	0	0,012602304
Fragilaria ulna var. acus	0	0	0	0,03675672	0,05309304	0	0	0	0	0,00204204
Fragilaria ulna var. angustissima	0	0	0	0,0175032	0,1050192	0,0175032	0	0,0087516	0,0262548	0
Gomphonema sp.	0	0	0	0,014177592	0	0	0	0	0	0
Gymnodinium helveticum	0,045441224	0	0,136323673	0	0	0	0,03029415	0,03029415	0,045441224	0
Gymnodinium lantzeschii	0	0	0	0,003093691	0	0	0	0	0	0,000773423
Gymnodinium sp.	0	0	0	0,007217153	0	0	0	0	0	0
Kephyrion littorale	0	0,002344962	0,00781654	0	0,001563308	0	0	0	0	0
Kephyrion sp.	0	0	0	0,000763577	0,002290731	0	0	0	0	0
Kephyrion sp3	0	0	0,000858751	0	0	0	0	0	0	0
kyste Chrysophyceae N°1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,001909307
Mallomonas elongata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,019360362
Mallomonas sp.	0,005727922	0	0	0	0	0,003818615	0,003818615	0,005727922	0	0
Micractinium pusillum	0	0	0	0	0,209564355	0	0	0	0	0
Monoraphidium circinale	0	0	0,000182325	0,04631055	0,0102102	0,0014586	0	0	0	0
Monoraphidium minutum	0	0	0	0,00288584	0	0	0	0	0	0
Nephrochlamys subsolitaria	0	0	0,002292919	0,002292919	0,000382153	0	0	0	0	0
Nitzschia sp.	0	0	0,005717712	0	0	0	0	0	0	0
Ochromonas sp.	0,001430887	0,00858532	0,003815698	0,002861773	0,000953924	0	0,00063595	0,003497723	0,006200509	0,005723546
Oocystis lacustris	0,010377939	0	0,004151176	0,002075588	0,002075588	0	0	0,00276745	0	0
Oocystis rhomboidea	0	0	0	0	0	0,001786785	0	0	0	0
Pandorina morum	0	0	0	0	0	0,41240894	0	0	0	0
Peridiniopsis cunningtonii tab. contactum	0	0	0	0,06443876	0	0	0	0	0	0
Peridinium inconspicuum	0	0	0,027493881	0,027493881	0	0	0	0	0	0
Phacotus lendneri	0,051117366	0,057131174	0,05412427	0,039089751	0,027062135	0,051117366	0,006013808	0,006013808	0,001503452	0
Pseudanabaena limnetica	0	0,002067566	0	0,012405393	0,022743221	0,012405393	0,002756754	0,001378377	0,001033783	0,001033783
Pseudokephyrion blatnense	0	0	0,001832002	0	0	0	0	0	0	0
Pseudokephyrion conicum	0	0	0,000760514	0	0	0	0	0	0	0
Pseudopedinella sp.	0	0	0	0	0	0,000357813	0	0	0	0
Pseudosphaerocystis lundii	0	0	0	0	0	0,089080349	0	0	0	0
Punctulata radiosa	0,011455844	0,022911689	0,28639611	0	0,011455844	0,481145465	0,015274459	0,030548918	0,011455844	0,011455844
Pyramimonas micron	0	0	0	0	0	0	0	0	0,000429375	0
Rhodomonas minuta	0,003849245	0,003849245	0,003849245	0,019246227	0,042341699	0,007698491	0,007698491	0,010264654	0,011547736	0,011547736
Rhodomonas minuta var. nannoplantica	0,0098244	0,039297601	0,023268317	0,070322023	0,040848822	0,02792198	0,004826021	0,04757078	0,046278096	0,035678085
Salpingoeca frequentissima	0,000859115	0,024914347	0	0	0	0	0	0	0	0
Scenedesmus pullioideus	0	0	0,00114573	0,00114573	0	0,002291461	0	0	0	0
Sphaerocystis schroeteri	0,00763723	0,015274459	0	0,00763723	0	0	0	0	0	0
Sphaerocystis schroeteri cellule isolée	0	0	0	0	0	0	0,007468032	0,01244672	0	0
Stephanodiscus alpinus	0	0	0	0,947281936	0,01288819	0,01288819	0	0	0	0
Stephanodiscus minutulus	0	0	0	0,001074259	0	0	0	0	0	0
Stichococcus bacillaris	0	0,001028313	0,030163848	0,01371084	0,004456023	0,001713855	0,000914056	0,000457028	0,000171386	0
Stichogloea olivacea var. sphaerica	0	0	0	0	0,00765765	0	0	0	0	0
Synechococcus sp.	0	0	0	0,0001374	0	2,29E-05	0	0	0	0
Tetrachlorella alternans	0,006598706	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Tetraedron minimum	0	0	0,0350064	0	0	0,0175032	0	0	0	0
Tetraselmis cordiformis	0	0	0	0	0	0,008248383	0	0	0	0
Treubaria triappendiculata	0	0	0	0,003297165	0	0	0	0	0	0

F : Profils de la sonde bbe



G : détails du calcul de la biomasse zooplanctonique

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

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

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

Où: $N_{ind.ss.ech}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon, $Vol_{ech.total}$ est le volume de l'échantillon ajusté (en ml), $Vol_{ss.ech}$ est le volume du sous-échantillon (en ml), H. filtrée est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m) et $V_{filtré}$ le volume filtré par le filet (4.81 m³).

DOSSIERS DIVERS

Annexe IV

Les médias (sélection)

Dauphiné Libéré, janvier 2010



SOUVENIR

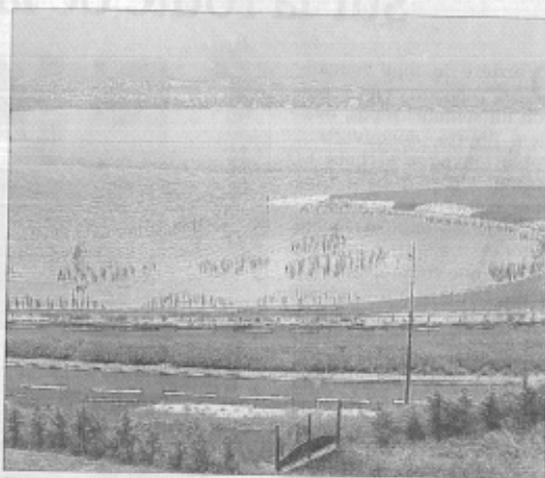
Un lac gelé comme autrefois

■ Mardi, comme tous les jours depuis le début du refroidissement des températures, Jean-Marie Muller s'est rendu à la baie de Mémars pour inspecter son bateau. Au fil des jours, une pellicule de glace s'est formée dans ce canal. Mais pour ce pêcheur amateur, cela n'a rien d'exceptionnel. Depuis 60 ans qu'il fréquente le lac, un seul hiver a marqué sa mémoire. « En 1958, au Petit Port, le lac avait gelé si fort qu'avec des amis on s'aventurait à une centaine de mètres de la rive ». Selon lui, dans les années 50, il n'était pas rare en hiver de se rendre en luge à l'école du Centre depuis son domicile situé dans le quartier de Boncelin.

Dauphiné Libéré, juillet 2010

Projet Grand Lac : une nouvelle roselière créée

Dans le cadre des travaux d'aménagement des berges du lac du Bourget sur les communes de Viviers-du-Lac et Tresserve, le département crée une nouvelle roselière qui vient de voir le jour à l'abri du cap des Séselets. Phragmites, scirpes et nénuphars y ont été plantés sur près de 7 000 m². Les jeunes plants, regroupés en parcs, sont provisoirement protégés de l'avifaune par 2 200 mètres de grillage. De plus, des piquets bois ont été mis en place sur 160 mètres en périphérie de la roselière pour empêcher l'intrusion des bateaux. Cet aménagement relève du projet Grand Lac en faveur du développement durable, porté par le département.



Phragmites, scirpes et nénuphars y ont été plantés sur près de 7 000 m² dans le cadre du projet Grand Lac porté par le département.

Dauphiné Libéré, octobre 2010

Une nouvelle ouverture sur le lac pour les piétons



Les promeneurs pourront se rendre à pieds ou à vélo, du site de Terre-Nue, au Viviers-du-lac, à l'entrée sud d'Aix-les-Bains, en flânant paisiblement toujours au plus près des rives du lac du Bourget. Photo Michel GARDON et D.J.R.

En décembre, le conseil général de la Savoie lancera la reprise des travaux de requalification des berges du Lac.

De la plage du Lido, à Tresserve, à la plage du Rowing (hôtel des Poètes), deux kilomètres supplémentaires de chemins lacustres seront créés.

Ainsi, une fois les travaux finis, vers juin 2011, les promeneurs pourront se rendre à pieds ou à vélo, du site de Terre-Nue, au Viviers-du-lac, à l'entrée sud d'Aix-les-Bains, en flânant paisiblement toujours au plus près des rives du lac du Bourget. Soit un parcours d'environ 6 kilomètres. Bien à l'abri de la circulation automobile de la RD 1201. Les promeneurs profiteront également d'un nouveau cap paysager qui sera réalisé ultérieurement à ce chantier.

Les premières phases de travaux seront d'abord consacrées à déboiser et sécuriser la colline de Tresserve. Pour cela un mur paysager en terre végétale sera fabriqué pour retenir la pente. À ces pieds, la RD 1201 sera modifiée en accordant sa nouvelle physiologie à ce qui a été fait précédemment.

Séparée par un terre-plein central, la chaussée sera dotée de deux bandes cyclables. Parkings et passages piétons jalouneront la portion révisée. La zone de dépassement actuelle disparaîtra afin de faire baisser la vitesse des voitures.

Un prolongement jusqu'au Petit Port ?

Dans le cadre des réalisations effectuées par le conseil général, la Communauté d'agglomération du lac du Bourget (Calb) prendra à sa

charge la réhabilitation de tous les réseaux humides (eaux usées, eau potable).

Un nouveau bassin à macrophytes créé sur la commune de Tresserve purifiera les eaux de ruissellement avant leur rejet dans le lac. Quant au réseau d'eau potable, il sera connecté à celui de l'agglomération Chambéry-métropole.

Pour sa part, Aix-les-Bains a engagé une réflexion pour prolonger la voie douce jusqu'au Petit Port.

Ainsi une partie du parking de la plage d'Aix pourrait être dédiée à la création d'une allée amenant ses passants dans ce secteur de la ville.

Et en faisant quelques pas de plus, les promeneurs arriveront au Grand Port qui aura achevé lui aussi son toilettage.

Michel GARDON

REPÈRES

COÛT ET DURÉE

■ Démarrage des travaux en décembre. Fin estimée en juin 2011. Coût 5M€, supporté uniquement par le conseil général.

DÉJÀ RÉALISÉ

■ Coût : 25M€. Secteur du Lido : construction d'une passerelle jardin, d'un parking de 233 places. Et surtout création d'un chemin lacustre de 4 km le long de la rive. Du giratoire des 4 chemins au hameau de Terre-nue : création d'un terre-plein central sur la RD 1201, d'un carrefour giratoire. Les réseaux électriques et de télécommunications ont été enfouis, l'éclairage public renouvelé. Les réseaux d'eaux usées et d'eau potable ont été réhabilités. Aménagements paysagers divers.

LAC DU BOURGET 270 bouteilles de verre, trois chaises, 14 pneus et un moteur ont, entre autre, été recuperes du Ils ont plongé pour nettoyer le lac de ses déchets

Dimanche, plusieurs barges chargées de débris divers, roues de voitures, bouteilles vides, canettes... arrivent au petit port d'Aix-les-Bains. Des plongeurs en sortent et extraient leur pêche miraculeuse qu'ils versent sur un grand tapis. Ce n'est pas un concours de pêche à la poule, mais une journée nettoyage du lac organisée par le comité départemental de Savoie de sport sous-marin et orchestré par les clubs de plongées de Chambéry, Aix-les-Bains, Ugine, Le Bourget-du-Lac et Bourg-Saint-Maurice. Les plongeurs étaient déçus car la "récolte" a été moins fructueuse que l'an dernier. L'esprit civique gagnerait-il du terrain, pas si sûr. La zone où les plongeurs sont allés net-

toyer n'était pas la même que l'an dernier. L'esplanade du lac n'étant pas accessible, pour cause de triathlon, celle-ci n'a pu être "scrutée" par les nettoyeurs palmés. Et elle fait partie des zones propices au "jetée de déchets", du fait du grand nombre de manifestation s'y déroulant. 270 bouteilles de verre, 150 canettes, 3 chaises, 14 pneus, un moteur de bateau et un siège de voiture, et 170 kg de métal (évalué par les compteurs), et surtout de nombreuses balles de golf provenant du Tillet ont été remontés du lac et réintégreront une poubelle. Aucun obus n'a été remonté à la surface comme l'an dernier. La prochaine manifestation sera la plongée de l'an neuf.



Marilyne POGUET

Les plongeurs posent devant la récolte de déchets qu'ils ont récupéré dimanche au fond du lac du Bourget.

LAC DU BOURGET À Chindrieux, rebondissement sur l'affaire du port de Portout

Démontage du port : la communauté d'agglomération fait appel de la décision de justice

LA CHAUTAIGNE

La démarche a été lancée voilà quelques jours. La Communauté d'agglomération du lac du Bourget a décidé de porter l'affaire de la réalisation du port de Portout, sur la commune de Chindrieux, devant le conseil d'Etat. Son objectif ? Obtenir un sursis de situation après l'arrêt rendu par la cour administrative d'appel voilà cinq semaines (lire notre édition du 17 décembre).

Cette juridiction supérieure a en effet condamné la collectivité, délégataire pour la gestion de l'équipement et propriétaire des terrains, au dé-

montage du port créé en 2002. Plus précisément, elle lui a fait obligation "de procéder à la remise en état naturel du site de Portout dans un délai de huit mois, sous astreinte de 150 € par jour" (dès le 1^{er} juillet, NDLR).

Demande de sursis à exécution pour la réalisation des travaux

Ce résultat, au bout d'une longue bataille juridique, sonne comme une belle victoire pour les plaignants, la Frapna Savoie, l'association Arcleme et un particulier, et le culvres des marais, une espèce de papillon en voie de disparition présente sur ce site de grand

intérêt écologique.

Oui, mais la Calb "veut utiliser l'ensemble des recours dont elle dispose dans ce dossier". « Sur le fond, nous n'avons pas fait d'erreurs, ce port a été réalisé en accord avec les conditions réglementaires et a été accepté par le préfet de la Savoie », argumente Jean-Claude Loiseau, vice-président chargé du tourisme. Et de souligner toutefois que "l'aggle" se prépare à faire les travaux demandés, dont le montant oscillerait, selon lui, entre 150 et 200 000 €.

Cette anticipation n'a toutefois pas empêché l'intercommunalité du lac du Bourget de demander parallèle-

ment à la saisie du conseil d'Etat, un sursis à exécution pour la réalisation de ces travaux (un délai jusqu'à ce que le conseil d'Etat se prononce). La réponse à cette requête adressée au tribunal administratif devrait tomber en mars.

La Calb se prépare aussi à faire face à un autre problème : la suppression de certaines places de port en cas de condamnation définitive. Alors qu'obtenir un anneau sur le lac du Bourget demande des années de patience, cette issue viendrait certainement faire des vagues dans les listes des candidats à la plaisance.

LFP

L'eau du lac n'a jamais été aussi claire



La grande transparence de l'eau du lac de Bourget est un fait avéré depuis plusieurs années. Il faut voir là une des conséquences du travail mené en matière d'assainissement autour du plus grand lac naturel de France.

Jeudi, plage d'Aix-les-Bains. Nicole, 47 ans, n'en revient pas. L'eau du lac n'est pas encore aussi transparente que celle des Caraïbes, mais sa clarté est déjà surprenante. « Cela fait des années que c'est comme ça, c'est vraiment appréciable. » L'eau s'est un peu rafraîchié avec le mauvais temps de ces derniers jours, mais la nageuse s'y glisse sans mal puis s'éloigne en brasse.

Moins de nitrates, de phosphates, moins de pollution

La grande transparence de l'eau du lac est effectivement un fait notoire. Gérard Paolini, technicien de la communauté d'agglomération du lac du Bourget, est chargé de son suivi. Il a mesuré dans le temps une réelle évolution. « Depuis le début des années 80, la transparence s'améliore. En

1981, la transparence moyenne estivale était de 3 mètres, aujourd'hui nous sommes autour des 5 mètres. Cet été, nous faisons des relevés à 6 ou 7 mètres et en général, l'hiver, saison où l'on a les valeurs les plus fortes, nous avons une transparence de plus de 12 mètres. Attention toutefois, il peut y avoir des variations, il y a tellement de paramètres qui jouent. »

Mais à quoi est dû ce phénomène ? La transparence de l'eau dépend de la présence plus ou moins forte de micro-algues ou phytoplanctons, ces organismes ayant besoin pour proliférer de soleil (ou chaleur), d'eau et de nutriments. « Par relation, la transparence de l'eau permet de connaître la maîtrise que l'on a de la présence des nutriments tels que les phosphates, nitrates, phosphate dans l'eau. Moins il

ya d'algues et plus l'eau est transparent. Cette transparence est pour ainsi dire un bon indice de la qualité de l'eau. »

De bonnes eaux de baignade

S'il est impossible de jouer sur les deux variables que sont la chaleur et l'eau, c'est sur la présence de nutriments dans l'eau du lac que les efforts ont été menés. Les travaux réalisés en matière d'assainissement depuis le début des années 80, portent leurs fruits aujourd'hui. « Prenons l'exemple du phosphore, en 1981 il était présent dans le lac à hauteur de 120 microgrammes par litre, maintenant on est autour des 20 microgrammes. »

Et cette transparence s'accompagne d'une véritable qualité des eaux de baignade.

Chacune des huit plages

REPÈRES

LA TRANSPARENCE

■ La mesure de la transparence de l'eau se fait au milieu du lac à l'aide d'un disque blanc de 30 cm de diamètre descendu au bout d'un filin. On l'immerge jusqu'à disparition visuelle, ce qui donne la transparence de l'eau.

■ L'amélioration de cette transparence résulte de l'important travail fait en matière d'assainissement depuis trente ans dans le bassin-versant du lac du Bourget.

L'EAU DE BAINADE

■ La Communauté d'agglomération gère huit plages : plages municipales et du camping du Bourget-du-Lac, de Châtillon à Chindrieux, de la Pointe-de-l'André Brisson-Saint-Innocent, du Lido à Tresserve, de Mémard, du Rowing et du centre nautique à Aix-les-Bains.

■ Les eaux de baignade sont contrôlées de la mi-juin à la fin août, une fois par semaine. L'Agence régionale de santé (ARS) impose deux analyses bactériologiques par mois, la Calb réalise deux prélèvements de plus par le biais d'un laboratoire indépendant agréé.

gérées par la Calb fait l'objet d'une analyse bactériologique hebdomadaire. « Globalement, l'eau est de très bonne qualité », se félicite Sylvie Normand, responsable du service Ports et plages. « Les eaux sont toujours conformes. La seule chose qui peut arriver est un accident ponctuel comme en cas d'orage, un problème dans une station d'épuration ou des débordements. »

Tout cela serait donc parfait s'il n'y avait pas la puce du canard. Le parasite est encore présent, même si la cohabitation avec les baigneurs semble plus facile. On ne peut pas tout avoir...

Ludovic FANNE

ARCHEOLOGIE Des fouilles aquatiques à la baie de Mémard

Dater la présence de l'homme sur les rives du lac



Alain Ravard, plongeur bénévoles, Etienne Champeloux, technicien de la DRASSM, Yves Billaud, responsable de l'équipe et membre de la DRASSM, et Émilie Le Gall, bénévole (de gauche à droite) plongent depuis mercredi sur le site de la baie de Mémard pour faire des relevés topographiques. Photo M. G.

A la baie de Mémard, depuis plus d'une heure, régulièrement des bulles d'air remontent à la surface de l'eau. À cinq mètres en dessous, trois plongeurs scientifiques sont à la recherche du passé du lac du Bourget. L'équipe d'Yves Billaud, responsable au sein du Département de la recherche archéologique subaquatique et sous-marine (DRASSM) du ministère de la Culture va pendant 15 jours plonger à la verticale du site préhistorique pour en faire la topographie.

De 1200 à 800 ans avant notre ère

Pour ce responsable, la baie de Mémard a été le premier site lacustre à faire l'objet d'une étude archéologique moderne. « C'est Raymond Laurent qui à la fin des an-

nées 50 a fait les premières découvertes sur ce site », explique le responsable. Par la suite d'autres missions se succèdent pour l'étudier. Aujourd'hui, la finalité des opérations de recherches entreprises est de dater à l'année près les vestiges d'une civilisation engloutie. « avec les pieux en bois, on peut précisément fixer leur origine », affirme d'Yves Billaud.

Des habitations de 50m² environ

Et sous les eaux de la baie de Mémard, les plongeurs ont déjà repéré les marques de constructions très anciennes. Des restes de pieux indiquent une présence humaine à cet endroit. Les archéologues travaillent sur une couche complètement érodée mais qui, selon eux, présentent l'intérêt d'être totalement dégagés de

toutes couches de sédiments. Grâce à un maillage triangulaire de 3 mètres de côté, les premières relevés ont permis de reconstituer approximativement l'habitat des indigènes de la baie. « Les habitations avaient une surface d'environ 50m². Dans chacune d'elles vivaient trois générations d'individus », poursuit le scientifique.

Un bouleversement climatique vers l'an 800 avant Jésus-Christ

Les scientifiques estiment que le lac du Bourget recèle « un patrimoine exceptionnel pour l'âge de bronze à l'échelle européenne ».

« Les recherches vont permettre de reconstituer l'activité humaine sur le lac du Bourget et le lien que ces premiers habitants entretenaient avec leur environnement. » Le lac

REPÈRES

LES RECHERCHES

■ C'est la troisième campagne de fouilles archéologiques à la baie de Mémard. Celle-ci, durera 15 jours et cinq personnes seront sous l'eau pour faire la topographie du site, et des carottages seront effectués une datation précise du site (il se situe entre 1200 à 800 ans avant Jésus-Christ). Une à deux campagnes de fouilles sont réalisées par an. Prochaine se déroulera en juin à Conjux.

L'HOMME ET LES SITES DU LAC

■ Selon les recherches, l'homme s'est installé à la baie d'Hautecombe 3842 ans avant Jésus-Christ ; à la baie de Mémard entre 2700 et 827 avant Jésus-Christ ; au sud de la pucelle à Tresserve entre 1068 à 805 avant Jésus-Christ ; à la baie de Gésaine entre 993 ans à 805 avant Jésus-Christ ; à Châtillon entre 906 et 814 avant Jésus-Christ ; à Conjux entre 83 ans avant Jésus-Christ et 814 ans.

LA PROTOHISTOIRE

■ S'applique à des populations ne possédant pas l'écriture. En France, cette période indique aussi la période correspondant aux âges des métaux (âge du bronze et âge du fer).

« être une grande diversité d'occupation humaine dont la plus ancienne remonte à 3842 ans avant Jésus-Christ, dans la baie de l'abbaye d'Hautecombe ». Mais, l'ensemble des travaux réalisés sur le lac du Bourget indique un important bouleversement climatique vers l'an 800. « Il a entraîné une montée des eaux du lac de plus de trois mètres en dix ans ». Pour parer, les populations ont alors dû s'éloigner des rives du lac et rechercher de nouveaux « rendements agricoles ».

Michel BARON

La balade "Au fil de l'eau" fait également débat

Autre chemin piétonnier en prévision et autre bras de fer en cours.

La balade "Au fil de l'eau" qui prévoit un chemin piétonnier reliant le Grand Port d'Aix à la pointe de l'Ardre de Brison fait grincer des dents chez les associations environnementales comme Acclame, Les Amis de la Terre et la Frapna. L'idée d'apporter des aménagements entre la baie de Mémard et la pointe de l'Ardre (où un petit sentier existe déjà), pour en faire un aout touristique, n'est pas du goût des écologistes : « Ouvrir un chemin grand pu-

blic n'est pas une bonne chose pour la faune qui niche dans les roselières. Par contre, organiser des visites contrôlées et surveillées, ludiques et pédagogiques serait plus intelligent », précise Monique Curtelin, présidente d'Acclame.

Site Natura 2000 et classé Ramsar, la municipalité aixoise reste ouverte à la négociation, tout en espérant arriver à ses fins : « C'est vrai qu'il y a certaines espèces qu'on ne doit pas déloger, on pourrait former l'accès pendant des périodes de l'année. Mais ce chemin pourrait avoir une portée tou-

ristique non négligeable ». Maîtriser les aménagements du site pour en garder l'attractivité, une alchimie qu'il faudra trouver.

Les aménagements imaginés

Sur le premier tronçon entre le Grand Port et la baie de Mémard, il y a une certaine unanimité entre les forces en présence. Rendre plus accessible la zone aux personnes à mobilité réduite, installer des panneaux d'information sur la faune et la flore, créer un observatoire sont des projets qui ont de grandes chances de voir le jour.

Sur le deuxième tronçon entre Mémard et la pointe de l'Ardre, plus compliqué, le débat mentionné plus haut décidera du futur. Mais déjà on pense à un chemin clair (avec l'aide de la SNCF), un autre observatoire, des zones protégées par des barrières (notamment au niveau de la roselière) et, enfin, la fin du tracé, qui n'existe pas, pourrait se faire sur pilotis ou par enrochements.

Dans l'idéal, la balade "Au fil de l'eau" pourrait voir le jour dans deux ans. Dans l'idéal... □



Un petit sentier existe déjà au bord de l'eau. Mais c'est un chemin avec une portée touristique qui est aujourd'hui mis en avant.

LAC DU BOURGET Le Conservatoire du patrimoine naturel lutte contre l'invasion de la tortue de Floride

Opération récupération de la tortue américaine

LE BOURGET-DU-LAC

Sur la terrasse couverte du Conservatoire du patrimoine naturel de Savoie, au Bourget-du-Lac, trois tortues de Floride, ou tortues à tempes rouges, s'ébattent avec vigueur au fond d'une baignoire en plastique. « Ce sont les dernières de l'évasion », avoue André Miquet, responsable scientifique du conservatoire, « de véritables acrobates ».

Importées par centaines de milliers d'Amérique dans les années 70, ces tortues aquatiques ont été abandonnées dans la nature tout aussi massivement dans les années qui ont suivi. En cause : une taille qui passe d'une pièce d'un euro à la naissance à 15 ou 20 cm pour un poids de 2 ou 3 kg à l'âge adulte. Et si l'on ajoute à cela le fait qu'elles peuvent vivre jusqu'à près de 60 ans, on comprend qu'elles n'aient par tardé à laisser leurs progénitures.

Depuis 2002, les œufs des tortues de Floride éclosent dans la nature

Mais voilà, cette tortue américaine s'est trop bien adaptée aux conditions de vie sur les rives du Lac du Bourget, et menace aujourd'hui le retour d'une tortue qui avait disparu de Savoie il y a quelques décennies, la castoré. Plus petite, moins



L'injon européenne a interdit l'importation des tortues à tempes rouges en 1997. La France en a importé plus de 4 millions. Lâchées massivement dans la nature par leurs propriétaires, elles ont colonisé des milieux sauvages déjà fragiles, comme celui du Lac du Bourget. (Sas Miquet/ONF)

costaud que son homologue américaine, cette dernière a, depuis sa réintroduction en l'an 2000, bien du mal à faire régner sa loi sur les bords de lac. « C'est une course de vitesse entre les deux espèces », explique le scientifique, « et la tortue de Floride a de l'avance : elle est plus grosse et elle se reproduit plus vite ».

Ainsi, depuis quelques années, le Conservatoire donne un coup de pouce à la castoré en capturant ou récupérant des œufs et à temps éclosés.

« Pas facile », explique An-

dré Miquet : « on ne les voit que quand elles prennent le soleil. On en capture dix ou vingt chaque année, mais leur nombre ne diminue pas et c'est plutôt inquiétant pour nous ».

Quand à l'efficacité encore dans la nature, « il est impossible à évaluer, on sait seulement qu'elles sont plus nombreuses et mieux réparties que la castoré. Mais de toute façon on a renoncé à les éradiquer : depuis 2002, elles parviennent à se reproduire en liberté. On ne peut qu'essayer de limiter leur expansion ».

Cherche volontaires pour chasser la tortue

D'avril à octobre, le conservatoire invite les propriétaires qui souhaitent se débarrasser de leurs tortues à venir les déposer dans ses locaux. Là, elles sont stockées puis acheminées vers le jardin zoologique du parc de la Tête d'an à Lyon. Une vingtaine de tortues ont déjà été récupérées cette année.

Mais l'organisation de conservation du patrimoine naturel, qui a peu de moyens,

souhaite faire plus encore. Et ne désespère pas de trouver des volontaires pour partir à la chasse à la tortue de Floride : « Obtenir de l'aide des pêcheurs ce serait l'idéal », conclut André Miquet.

Jeanne SOUTAS

POUR EN SAVOIR PLUS

Réserver l'accès de la réintroduction de la castoré au site de l'écloserie "Bourget 2010" à la Maison des pays et de la Montagne, 250 rue de la République, à Chambéry. Entrée libre, du mardi au samedi de 9h30 à 12h30 et de 13h30 à 18 heures.

ÉCONOMIE Les premiers bateaux ont quitté Chindrieux cette semaine

Disparition du port de Portout : l'économie chautagnarde fragilisée



Les premiers bateaux ont commencé à abandonner. La démolition est imminente. Le port de Portout, qui accueillait 57 bateaux à Chindrieux, va progressivement laisser la nature reprendre ses droits, d'ici un mois. Conséquence du refus le 27 août dernier, du Conseil d'État d'accorder à la commune et à la Calb, un sursis concernant la remise en état naturel des lieux. La Prapa Savoie, l'association Aoclaime et un particulier ont fait valoir, devant la justice, la loi littoral, la préservation d'une espèce protégée (le papillon appelé « Le cul-tré des Marnes ») et d'autres intérêts écologiques de cette zone humide.

La nature est saine, on pense, mais selon certains acteurs locaux, une partie de la Chautagne pourrait souffrir, sur le plan économique, de la disparition du port. « Les plaisanciers ne viendront plus. Ce sont des clients en moins pour les commerces, les restaurants... », déplore Marie-Claire Barbier, maire de Chindrieux, et Olivier Rognerod, vice-président de la communauté de communes de Chautagne. Pas de compensation possible : le port de Châtillon, situé aux Chindrieux, ne peut absorber les demandes des plaisanciers « car les déplacements ne vont que de deux à quatre en moyenne par an », selon Marie-Claire Barbier. Gérard Foujon, gérant du « Resto-port » de Conjux, estime que « cette affaire renvoie d'abord une image négative du coin qui ne peut que rebattre le tambour. Ensuite, après-tout, j'avais bien sur quelques propriétaires de bateaux de Portout à ma table. Ils ne viendront peut-être plus. » Jacques-Olivier Rey, gérant de Craana Marine, secteur qui attirent et vend des bateaux, n'a pas encore chiffré le préjudice financier. Mais il sait qu'il devrait perdre, « comme d'autres confrères, une quinzaine de clients ».

Autre conséquence : les investissements - 30 000 € en 2009 - pourraient être sérieusement freinés pour le port de Châtillon, et de Portout si un jour il renait de ses cendres.

Enfin, la Calb, gestionnaire en délégation de service public des deux infrastructures, va devoir déboursier « entre 50 000 et 150 000 € » pour la remise en état naturel du site, selon Frédéric Gironeil, en charge du dossier. « Nous pourrions être obligés de laisser un emplacement au-delà de notre délégation de service public, qui prendra fin en 2018 », estime-t-il. D'autre part, la disparition du port de Portout pèsera la Calb de 30 000 € de travaux annuels gérés par la location des 57 emplacements.

Pour beaucoup, ce déménagement est un péril - la construction du port, entre 2002 et 2003, a en effet coûté 791 100 € (aux frais de la Calb), laisse un mince espoir pour les plaisanciers : le conseil d'État doit encore se prononcer sur le fond de l'affaire.

Florent ELIANT

Une dette au-delà de 2018 ?

Un long marathon judiciaire

Rappel des faits d'une bataille judiciaire au long cours...

- Jun 2001** : le préfet de Savoie déclare d'utilité publique (DUP) la construction du port de Portout.
- Octobre 2002** : le maire de Chindrieux autorise les travaux.
- La Prapa, l'Aoclaime et un particulier** déposent un recours contre ces deux décisions.
- Février 2003** : le tribunal administratif (TA) de Grenoble rejette la demande de suspension de l'acte du maire, le port est réalisé sur 2002-2003.
- Avril 2007** : le tribunal administratif de Grenoble annule l'acte de DUP du préfet et l'autorisation de travaux du maire.
- La Calb, la commune de Chindrieux et le préfet** font appel de jugement devant la cour administrative d'appel de Lyon.
- Décembre 2008** : la cour de Lyon confirme les deux décisions du TA de Grenoble.
- Novembre 2009** : la même cour impose la remise en état naturel du site dans les huit mois, avec une astreinte de 150 € par jour.
- Janvier 2010** : les parties font appel du jugement auprès du Conseil d'État.
- Une demande de sursis à exécution de la remise en état est déposé.**
- Avril 2010** : le sursis est refusé par le Conseil d'État.

À venir : le Conseil d'État doit se prononcer sur le fond. Saisi en appel par Chindrieux et la Calb, il rendra son verdict sur les décisions prises par la cour d'appel administrative de Lyon (annulation de la déclaration d'utilité publique du préfet et de l'autorisation de la construction du port par le maire de l'époque).

LAC DU BOURGET 82 hectares à préserver... une convention pour protéger le littoral

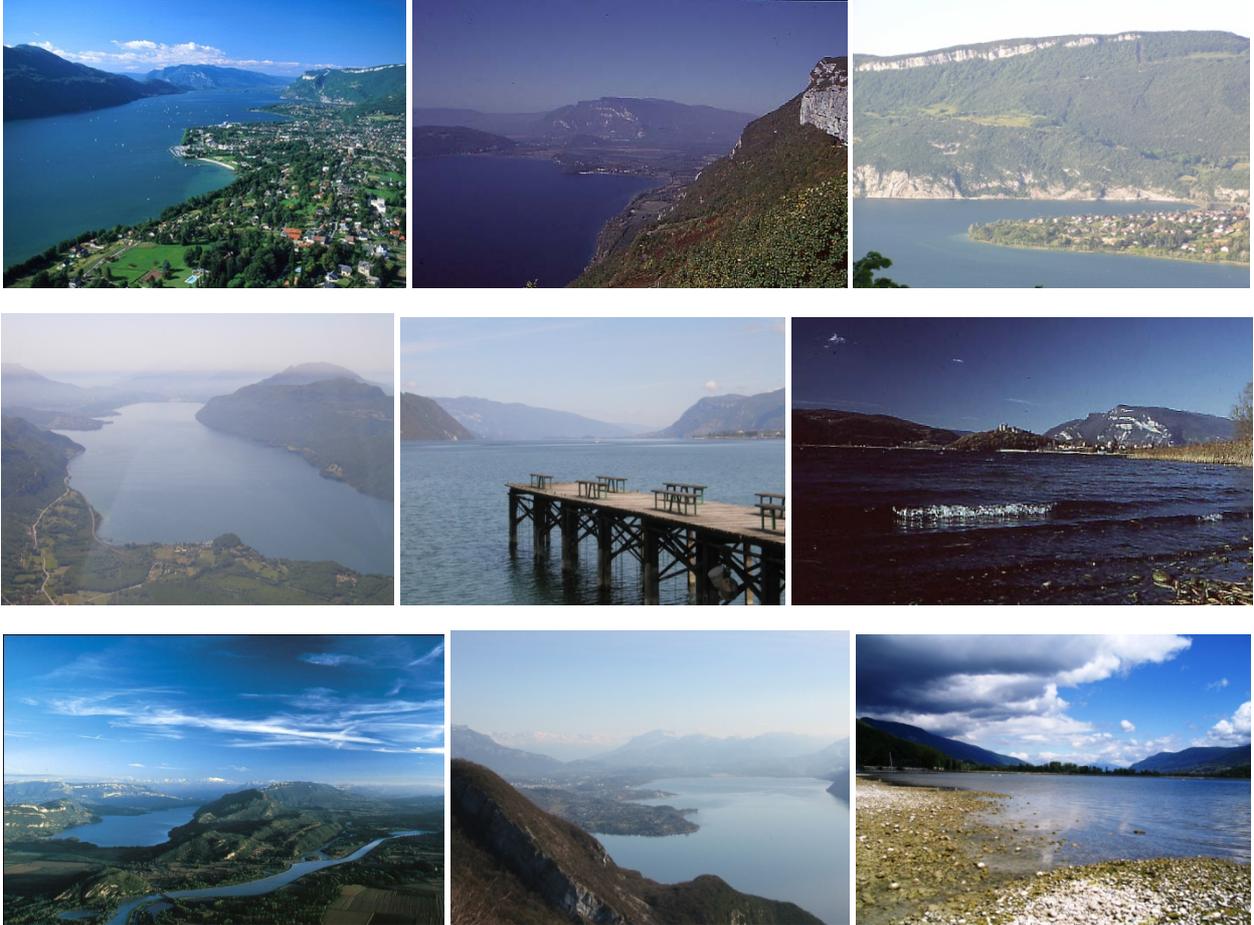
Le Château Thomas II au Bourget-du-Lac a servi de décor, mardi dernier, à la signature d'une convention entre l'État et le conservatoire du littoral (1). Au cœur du document paraphé par Yves Colcombet, directeur du conservatoire de l'espace littoral et par Jean-Marc Picard, secrétaire général de la préfecture, la préservation durable de l'espace naturel du lac du Bourget.

Par cette convention, une des premières à être signées au profit d'un grand lac naturel français, l'État en tant que propriétaire du domaine public fluvial (eau libre et roselières), confie à l'établissement national la gestion de plus de 82 hectares. Essentiellement une frange lacustre représentant des zones de contact et de transition écologique d'une très grande richesse mais particulièrement vulnérable face à toute fréquentation inorganisée (bateau à moteur, pollutions diverses...). Déjà propriétaire de 120 hectares sur les communes du Bourget-du-Lac, de Viviers-du-Lac, d'Aix-les-Bains, de Chindrieux, de Ruffieux et de Conjux, l'action de préservation du conservatoire du littoral s'agrandit essentiellement des 80 hectares du domaine de Buttet. Sachant que la totalité des sites continueront à être gérés au quotidien par le conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie (CPNS).

(1) Le conservatoire du littoral est un établissement public de l'État créé en 1975. Il est chargé de la préservation des espaces naturels remarquables le long des côtes maritimes et des rives des lacs dont la superficie est supérieure à 1 000 hectares. À ce jour, plus de 133 000 hectares ont fait l'objet d'une intervention foncière, dont 2 500 sur les berges des quinze grands lacs intérieurs.

Paru dans l'édition 73A du 20/06/2010 (202870063191)

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