



HAL
open science

Suivi scientifique du lac du Bourget - Année 2008

Stéphan Jacquet, Frédéric Rimet, Sébastien Cachera, Cyrille Girel,
Marie-Elodie Perga, Gérard Paolini, Jérôme Lazzarotto, Isabelle Domaizon,
Jean Francois Humbert, Pascal Perney, et al.

► **To cite this version:**

Stéphan Jacquet, Frédéric Rimet, Sébastien Cachera, Cyrille Girel, Marie-Elodie Perga, et al.. Suivi scientifique du lac du Bourget - Année 2008. [Rapport Technique] 2009. hal-02823291

HAL Id: hal-02823291

<https://hal.inrae.fr/hal-02823291>

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 2008



Rapport de suivi (avril 2009)



Contact du responsable scientifique et coordinateur de l'étude

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

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2008

Ce rapport, qui présente le suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2008, a été rendu possible grâce aux travaux de:

- Sébastien **CACHERA** (CISALB : PCB)
- Isabelle **DOMAIZON** (Université de Savoie : Flagellés & Cillés, Boucle microbienne)
- Cyrille **GIREL** (CISALB : Météorologie, Suivi des rivières, Tableau de bord)
- Jean-François **HUMBERT** (INRA & IP : *Planktothrix rubescens*, Toxines)
- Stéphan JACQUET (INRA : Boucle microbienne, Sondes bbe, Coordination, Corrections, Mise en forme et Edition, Introduction, Perspectives, Ce qu'il faut retenir, Dossiers divers)
- Françoise **KERRIEN** (DDASS Savoie : Qualité sanitaire des eaux de baignade et de boisson)
- Jérôme **LAZZAROTTO** (INRA : Physico-Chimie)
- Leslie **LAINÉ** (INRA : Zooplancton)
- Gérard **PAOLINI** (CCLB : Physique, Chlorophylle *a*, Sonde bbe)
- Marie-Elodie **PERGA** (INRA : Zooplancton)
- Pascal **PERNEY** (INRA : chlorophylle *a*, *P. rubescens*, sonde bbe, Toxines)
- Frédéric **RIMET** (INRA : Phytoplancton)



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, 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 2008. Rapport 2009, 203 p.

« Le lac du Bourget, dans sa couronne de montagnes, offrait une magie de lumière bleue fondue où l'azur de l'eau, des montagnes et du ciel se mêlaient, se nuançaient de violet léger le long de la muraille sombre de la Dent du Chat, d'or pâle et d'argent au loin. »

Maxence Van Der Meersch (1907-1951)

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 détaillé fait en 2007 et 2008)

Alimentation principale par les rivières

La Leysse (~70% des apports en 2008) au sud qui traverse la commune de Chambéry et dont le débit annuel moyen varie depuis 2004 entre 4,26 et 7,36 m³/s (valeur maximale enregistrée en 2007 : 114 m³/s)

Le Sierroz (~28% des apports en 2008) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains et dont le débit annuel moyen total varie depuis 2004 entre 1,34 et 2,45 m³/s (valeur maximale enregistrée en 2004 : 43 m³/s)

Aucun chiffre n'est disponible pour les autres tributaires (Belle Eau, Tillet, Grand Canal) et le rejet des déversoirs d'orage contribuerait à 0,3% des apports

Le canal de Savière a contribué à 1,3% des apports en eau au lac en 2008

Signe particulier

Une santé qui s'améliore au regard des concentrations en phosphore qui baissent encore mais la cyanobactérie *P. rubescens* a atteint en 2008 des concentrations record.

Une année 2008 aussi exceptionnelle que 2007 à bien des égards (lire le rapport !)



Sommaire

En guise d'introduction	6
Ce qu'il faut retenir pour l'année 2008	8
Tableau de bord	16
Etudes portant sur la physico-chimie	19
Etudes portant sur la boucle microbienne	51
Etude relative au phytoplancton	67
Etude de la concentration en chlorophylle <i>a</i>	89
Etudes portant sur la cyanobactérie <i>P. rubescens</i>	91
Etude portant sur les données fournies par la sonde bbe	98
Etude relative au zooplancton	105
Etude des apports par les rivières en lien avec la météo	113
Etude portant sur les PCB	147
Etude portant sur la qualité sanitaire	155
Bibliographie	161
Annexes, Dossiers divers	164
Le comité scientifique ; L'outil SISE-EAUX ; Le CR de la réunion ORLAC (25/11/08) ; Le projet Cyanos-Perches ; Le projet-bilan de passage lacustre ; le projet sur le bilan de phosphore ; le programme Prolyphic ; les médias (sélection) ; les arrêtés de la préfecture de Savoie.	

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 185 000 habitants permanents. 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. Ces travaux ont été effectués, avec l'aide de l'agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, pour lutter contre le processus d'eutrophisation du lac, car dès 1972 une étude approfondie révélait que la seule construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante pour enrayer le problème et encore moins le stopper. La solution choisie fut celle de rejeter dans le Rhône au moyen d'une galerie percée dans la montagne du chat toutes les eaux traitées par les stations d'épuration des agglomérations du Bourget du lac, d'Aix les Bains et de Chambéry. Ce projet devenu réalité entre 1974 et 1979 et mis en service en 1980 a permis par détournement des eaux traitées de diminuer dramatiquement les apports en phosphore et en azote au cours des deux décennies qui ont suivi. Dans les années 1990 (1991 et 1993 notamment), de nouvelles stations d'épuration ont été mises en fonctionnement (à Sierroz et au Bourget du lac) et certaines considérablement améliorées (déphosphatation). Parallèlement à ces mesures qui continuent avec le projet de développement durable « Grand lac », la qualité des eaux du lac du Bourget a été suivie et continue de l'être pour déterminer l'évolution du stock du phosphore et de l'azote, de la transparence des eaux, de la chlorophylle *a* totale, de la température et de l'oxygène dissous. Ce suivi dit allégé et réalisé par la Cellule Technique de l'Aquarium du Lac du Bourget puis la CCLB depuis 1980 a été amélioré/complété au cours de trois périodes : 1988-1989, 1995-1996 et 2004-2005. L'INRA 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 cette évaluation et l'Equipe d'Ecologie Microbienne Aquatique a notamment porté une attention plus particulière ces dernières années à la prolifération d'une cyanobactérie filamenteuse 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 2008 fait suite au rapport de l'étude lourde effectuée en 2004 et 2005, commandé par le CISALB et ceux plus légers en 2006 et 2007, constituant ainsi le cinquième 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, et d'observer les changements entre l'état des lieux précédent (2004-2005 typiquement) et le prochain prévu avant 2012. L'année 2009 marquera la dernière année du contrat de bassin versant du lac du Bourget actuel.

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



Photos Stéphane Jacquet et Renaud Jalinoux

CE QU'IL FAUT RETENIR POUR L'ANNEE 2008

L'année 2008 a été fortement marquée par des « POP stars », comprenez des Polluants Organiques Persistants dans l'environnement (PCB, HAP, métaux lourds) présentant des impacts prouvés sur la santé (toxique) se dégradant très difficilement (persistant) et dont les concentrations augmentent sensiblement le long de la chaîne alimentaire (bioaccumulation). Ce rapport se voit donc cette année enrichie du bilan d'analyses faites entre 2005 et 2008, permettant de dresser un premier état des lieux. En résumé, les analyses effectuées dans l'eau du lac du Bourget ont révélé des traces infimes (concentrations proches des seuils de détection) d'atrazine et de diuron (désherbant), de DEHP (phtalane), de naphthalène (HAP), de cuivre et de zinc (métaux lourds). Les PCB sont localisés dans certains sédiments au niveau des ports de même que les métaux lourds mais le niveau de pollution n'est pas préoccupant outre mesure. Les HAP ont révélé des concentrations relativement élevées dans les ports et aussi potentiellement dans des zones ouvertes mais les fortes variations de concentrations enregistrées rendent encore difficiles un état de contamination du milieu et la recherche des sources fiables. C'est la mesure de fortes concentrations en PCB (jusqu'à 2 fois la valeur de la norme européenne de 8 pg/g) dans certains poissons du lac du Bourget (l'omble typiquement) qui a mis le « feu au lac » et des interdictions de pêche (pour l'omble puis le lavaret) pendant une partie de l'année par arrêté préfectoral. Il semble entendu que ces « nouveaux » polluants devront être suivis avec attention dans les années à venir.

L'année 2008 a été une année légèrement plus chaude que les années précédentes (11,7°C contre 11,3°C pour la période 1974-2008), l'excédent de chaleur étant notamment du aux mois d'hiver (janvier et février). Ces hivers plus doux dans l'Hémisphère Nord sont une conséquence visible et désormais reconnue des grands changements climatiques à l'échelle de la planète. Globalement, l'année 2008 aura vu ses températures de l'air fluctuer autour de la moyenne interannuelle.

Tout comme 2007, l'année 2008 avec une pluviométrie cumulée de 1214 mm à la station météo de Voglans (sud du lac), présente un déficit léger (~4%) par rapport à une année « normale » sur la chronique 1974-2008 qui est de 1260 mm. A noter toutefois une très forte hétérogénéité dans la saisonnalité des précipitations, les mois de février, mai, août, octobre, novembre et décembre ayant été très déficitaires, septembre affichant au contraire une pluviométrie très largement excédentaire (+78%).

Le débit moyen de la Leysse (5,98 m³/s soit un volume d'eau transité de 190 Mm³) en 2008 a été légèrement inférieur au module interannuel (6,35 m³/s) alors qu'il avait été significativement supérieur en 2007. Sur le Sierroz, le débit moyen en 2008 (2,37 m³/s soit un volume de 76 Mm³) est resté proche du module (2,46 m³/s) tout comme en 2007 bien qu'il faille noter ici un volume d'eau transité nettement supérieur comparativement à 2007. La Leysse, caractérisée donc par un déficit hydrologique en 2008, a été conforme à la Directive Cadre sur l'Eau 92% du temps (contre 94% en 2007). Le Sierroz a été conforme 87% du temps (il ne l'était qu'à 68% en 2007). Pour ce dernier, le déclassement est exclusivement dû aux matières en suspension alors qu'en 2007 s'y ajoutait les Nitrates (NO₃⁻). Le Sierroz, pour la première fois, assure un apport en Ptot supérieur à celui de la Leysse.

En terme d'apports de volume d'eau au lac en 2008, la Leyse a été responsable de 70% des apports, le Sierroz de 28%, le canal de Savières de 1,3%, les différents déversoirs d'orage de 0,3%, l'incertitude restant sur la valeur relative des 3 autres tributaires au lac que sont Belle Eau, le Tillet et Grand Canal.

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 annonce un nouveau record avec 20 µgP/L pour le Ptot et 13 µgP/L pour les phosphates. Cette baisse est à mettre en relation avec une forte diminution des apports de la Leyse.

Avant les années 2000, les apports totaux au lac en terme de phosphore total (Ptot), orthophosphates (PO₄) et nitrates (NO₃) étaient estimés. Depuis 2004, ces apports sont véritablement mesurés grâce aux stations de mesure automatisées sur la Leyse et le Sierroz. En 2008, le Sierroz présente toujours des concentrations plus élevées que la Leyse en éléments phosphorés. La concentration en Ptot présente la plus forte diminution avec -64% en un an et plus de 85% entre 2004 et 2008. En effet, l'apport total au lac (Leyse + Sierroz + Savière + DO Aix + Travaux divers) en 2008 est de 3 tonnes de PO₄ et de 18,2 tonnes de Ptot contre près de 33 Tonnes de Ptot en 2007. L'objectif de moins de 30 tonnes d'apport en Ptot, préconisé par la communauté scientifique pour permettre la réoligotrophisation, est donc atteint pour la première fois. En 2008, près de 290 tonnes de N-NO₃ sont arrivés dans le lac contre 367 tonnes en 2007 mais 275 tonnes en 2006.

64 à 99% des apports de la Leyse au lac l'ont été consécutivement à un événement pluvieux. Les 10 crues principales qu'a connues la Leyse ont été responsables de 38 à 91% des apports de temps de pluie (déterminant la quantité de P annuelle apportée par cette rivière au lac et représentant 3,5 tonnes de Ptot). Globalement, les crues de la Leyse en 2008 ont apporté moins de P et de N que les années précédentes mais plus de MES. Pour le Sierroz, ce sont 67 à 99,5% des apports au lac qui l'ont été consécutivement à un événement pluvieux. Les crues du Sierroz ont été à l'origine de 57 à 96% des apports soit au total 6,7 tonnes de Ptot. Le bilan des deux principaux tributaires au lac des apports en temps de pluie est *in fine* de 16,8 tonnes de Ptot (92% de l'apport total), de 2,3 tonnes pour le PO₄ (76% de l'apport total), 193 tonnes pour le N-NO₃ (66% de l'apport total). La baisse de 14 tonnes des apports en Ptot de la Leyse enregistrée entre 2007 et 2008, s'explique par les apports en temps de pluie. Notons enfin que les rejets des déversoirs et by pass représentent encore une quantité importante des apports totaux de Ptot au lac, soit 33%.

Durant 26 jours en 2008 (contre 43 en 2007), le courant du Rhône s'est inversé et il a été un tributaire, via le canal de Savière (seul exutoire du lac du Bourget) à hauteur de 3,2 Mm³ d'eau (contre 2,6 Mm³ d'eau en 2007). Sa contribution au stock des différents nutriments reste fortement négligeable et est en baisse (0,06 tonne de Ptot contre 0,07 en 2007 ; 0,03 tonne de PO₄ comme en 2007 ; 0,76 tonne de NO₃ contre 0,64 en 2007). Les flux sortant mesurés dans le canal de Savières, mesurés en 2008, révèlent que ce dernier

contribue à éliminer 6,48 tonnes de P_{tot} soit 36% des apports entrants, 4,2 tonnes de P-PO₄ soit 140% des apports entrants ou encore 167,4 tonnes des nitrates soit 58% des apports entrants.

L'hiver 2007-2008, bien que plus froid que le précédent, n'a pas permis une homogénéisation complète des eaux du lac du Bourget. Le brassage a toutefois remis à disposition les nutriments dans l'épilimnion à des concentrations habituelles en silice et nitrate (0,52 à 0,56 mgN.L⁻¹ de nitrate et 2,65 à 2,86 mg.L⁻¹ de silice), et faibles en phosphore (4 à 6 µgP.L⁻¹). Le cycle annuel du lac est conforme aux années précédentes. L'activité phytoplanctonique apparaît dans l'épilimnion à partir du mois d'avril avec la consommation des nutriments (phosphore, silice et azote) et l'augmentation de la concentration en oxygène dissous, jusqu'à une sursaturation en oxygène dissous maximum de 3,0 mg O₂.L⁻¹. Cette activité phytoplanctonique se traduit par une augmentation de la concentration en carbone organique total jusqu'à 3,02 mgC.L⁻¹ en juin. Dans l'hypolimnion, la décomposition de la matière organique par l'activité bactérienne consomme l'oxygène dissous apporté par le brassage. Les conditions sont fortement réductrices à partir du mois d'août et entraînent le relargage du phosphore contenu dans les sédiments. La sous-saturation en oxygène dissous est importante avec un déficit maximal de 6.9 mg O₂.L⁻¹, principalement dû au 2 brassages incomplets consécutifs. Le relargage est important et atteint 0,347 µgP.L⁻¹ en phosphore total et 0,321 µgP.L⁻¹ en orthophosphate le 17 octobre 2008. Le stock de phosphore du lac est quasi-constant en phosphore total et orthophosphate depuis 3 ans avec 13 µgP.L⁻¹ d'orthophosphate.

Le taxon phytoplanctonique dominant en 2008 (comme déjà en 2007) à plus de 51,4% de la biomasse annuelle est *Planktothrix rubescens* qui voit sa biomasse augmenter progressivement de janvier à début décembre (voir plus bas). Le microplancton (espèces de taille >20 µm) est très largement majoritaire sur toute l'année 2008 (plus de 90% de la biomasse). De 2006 à 2008 la biomasse moyenne annuelle présente une réduction faible mais significative, passant de 4346 mg/m³ en 2006 à 4121 mg/m³ en 2007 et à 3842 mg/m³ en 2008. Si cette baisse accompagne donc clairement la baisse des concentrations phosphorées, la proportion relative des cyanobactéries, quant à elle, continue d'augmenter. La diversité phytoplanctonique annuelle du Bourget, telle que mesurée au moyen de l'indice de Shannon, est nettement inférieure à celles des autres lacs, tel Annecy. Cette faible diversité est principalement le fait de la forte dominance soit de *Mougeotia* spp. dans les années 1995 et 1996, puis de *Planktothrix rubescens* qui domine depuis 1997. En comparant les années 1995 et 1996 par rapport à la période 2004-2008, on observe une plus forte biomasse des *Dinobryon* spp. Ces taxons tolèrent des faibles concentrations en nutriments grâce à leur capacité mixotrophes et sont typiques des milieux oligotrophes. Ce genre pourrait donc constituer un bon indicateur de l'évolution trophique du lac du Bourget. L'augmentation interannuelle progressive de l'indice Brettum, suggère d'ores et déjà une amélioration nette de la qualité trophique de ces 15 dernières. La valeur pour l'année 2008 est toutefois de 3,9 ce qui classe le lac du Bourget dans la case méso- à faiblement eutrophe.

2008 a été marquée par les concentrations les plus élevées de la cyanobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens* jamais enregistrées dans le lac du Bourget depuis 1999. Celle-ci a en effet atteint plus de 170 000 cellules par millilitre en juillet à 15 m. Les concentrations cellulaires record ont en effet été observées dans le métalimnion pendant la période estivale et elles ont été accompagnées de concentrations en microcystines (toxines hépatiques) elles-aussi ponctuellement très élevées (>13 µg/L). Une analyse plus globale de l'ensemble de la série de données disponibles depuis 1999 révèle qu'il n'y a pas de tendance à la

diminution de la présence de la cyanobactérie dans le lac du Bourget depuis qu'elle prolifère de façon importante. En revanche, de fortes variations interannuelles dans l'importance de ces proliférations peuvent être observées, en liaison avec des paramètres climatiques. Une donnée qui semble inquiétante dans le contexte actuel du réchauffement climatique est que les hivers doux, de plus en plus fréquents, semblent favoriser les développements estivaux de *P. rubescens* dans le métalimnion. Ceci avait déjà été constaté les années précédentes et 2008 l'aura donc confirmé. Il sera intéressant de regarder ce qu'il se passera en 2009 à la vue de l'hiver 2008-2009 qui a été très froid.

La sonde spectrofluorimétrique bbe Fluoroprobe s'est révélé une nouvelle fois être un outil très performant pour le suivi détaillé de la distribution, de la dynamique et de la concentration de *P. rubescens* dans le lac du Bourget. 2008 est la première année où une très forte corrélation ($r > 0,8$, $n=88$) est enregistrée entre les données fournies par la sonde et le comptage.

Lors des deux premières années du suivi régulier portant sur le zooplancton (2004-2005), 15 taxons de zooplancton crustacéen avaient été identifiés contre 12 en 2006 et 13 en 2007 et 2008. Une espèce de Bosmine (*Bosmina coregonii*) qui n'avait jamais été rapportée dans les échantillons 2004-2007 a pu être observée à deux occasions cette année. Les trois espèces les plus abondantes dans la communauté zooplanctonique (*E. gracilis*, *C. prealpinus* et *D. hyalina*) sont présentes et coexistent tout au long de l'année. Les 10 autres espèces, plus rares, apparaissent de façon plus exceptionnelle ou à des saisons plus particulières. L'abondance annuelle du zooplancton crustacéen est relativement élevée et avec $345\ 000\ \text{ind.m}^{-2}$, se place en 2^{ème} position dans la série 2004-2008. Comme au cours des années précédentes (2004-2007), la communauté zooplanctonique est dominée par les copépodes en 2008, qui représentent 62% de la communauté crustacéenne. Au sein de la communauté des copépodes. Si la dynamique et les abondances moyennes de copépodes sont relativement stables d'une année sur l'autre dans le lac du Bourget, celles des cladocères dépendent plus fortement de la qualité du phytoplancton. Il semblerait que la phase des eaux claires soit essentiellement le résultat du broutage du phytoplancton printanier par les calanoïdes en 2008. La dynamique des calanoïdes semble étroitement liée à celle du nanophytoplancton. Le pic de cladocères est marqué par une forte abondance de *E. longispina*, espèce caractéristique de conditions eutrophes. Cette caractéristique est à relier avec les abondances en algues filamenteuses, encore plus élevées qu'au cours des années 2006-2007, difficilement ingérables par le zooplancton herbivore, excepté pour *E. longispina*. Ainsi, en dépit d'une forte production primaire, la biomasse d'algues de petite taille susceptible de nourrir la population de crustacés herbivores reste faible. Il est donc possible que la croissance de la population de Daphnies et des calanoïdes soit limitée par la quantité de nourriture effectivement disponible une fois le pic de nanoplancton printanier terminé.

La boucle microbienne est une composante clef du fonctionnement des écosystèmes aquatiques. De fortes concentrations bactériennes et virales ont de nouveau été enregistrées dans le lac du Bourget en 2008 et la dynamique enregistrée pour les bactéries, picocyanobactéries, flagellés et ciliés laisse entrevoir l'importance de ces compartiments biologiques dans le transfert du carbone vers les maillons trophiques supérieures à certaines périodes clefs de l'année (printemps et été typiquement). A ce jour, il n'est toujours pas possible de statuer sans ambiguïté sur le statut trophique d'un écosystème eu regard de ces différents compartiments biologiques, toutefois la comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget vis-à-vis des

picocyanobactéries révèle que ces dernières pourraient être un bio-indicateur potentiel en période hivernale. Cela reste encore à confirmer.

L'évolution saisonnière de la transparence est atypique cette année. Les valeurs ont présenté une variabilité très importante d'avril à novembre et aucune phase des eaux claires n'a réellement été détectée alors qu'elle s'était étalée pendant près d'un mois, sur mai-juin, en 2007. La transparence estivale pour l'année 2008 avec 6,0 mètres présente une valeur identique à l'année 2007. 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 du niveau trophique à travers ce descripteur.

2008 est la seconde année où un bilan complet est désormais disponible au niveau des entrées (Leysse, Sierroz, Tillet) et de la sortie (canal de Savière en connection avec le Rhône) du lac en terme de débit. Le temps de séjour des eaux a donc pu être déterminé finement et il serait d'environ 8,4 ans en tenant compte des précipitations et de l'évapo-transpiration.

En ce qui concerne le bilan de la qualité de l'eau distribuée, les eaux pompées dans le lac du Bourget distribuées en 2008 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, la présence de bactéries telles qu'*Escherichia coli* et Entérocoques ont été enregistrées mais elles sont détruites par l'action des traitements. La présence de certains pesticides a également été enregistrée pour des valeurs inférieures à la limite de qualité, exception faite d'un prélèvement, ainsi que la présence de toxines de cyanobactéries pour des valeurs inférieures à la limite de qualité fixée à 1 $\mu\text{g/l}$. En ce qui concerne le bilan de la qualité des eaux de baignade, 7 plages ont vu leur qualité s'améliorer entre 2007 et 2008 et sont passées du statut d'« eaux de qualité moyenne » à celui d'« eaux de bonne qualité ». Seule une plage, sur les dix plages situées autour du lac du Bourget, a connu l'évolution inverse. 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.

L'année 2008 a été caractérisée par d'autres faits marquants, sur le bassin versant du lac. Ce qui suit est une sélection, extraits de la lettre d'information n°7 de janvier 2009 du contrat de bassin versant du lac du Bourget éditée par le CISALB, et du procès verbal du 4 décembre 2008 du contrat de bassin versant du lac du Bourget :

- mise en service de trois nouvelles stations d'épuration à lits plantés de roseaux, portant le nombre de ces stations écologiques à 12 ;
- première phase de modernisation de l'usine de dépollution des eaux usées de Chambéry métropole afin de traiter mieux et plus d'effluents, assurer moins de rejets dans la Leysse et améliorer les rejets dans le Rhône ;
- construction par la CALB d'une conduite d'eaux usées pour relier ce qui arrive à la station d'épuration du Sierroz au point de la Verdasse ;
- début des travaux par la CCCA pour raccorder les effluents de la station d'épuration de la Biolle sur celle d'Aix les Bains ;
- signature d'un nouveau contrat de 4 ans entre collectivités (Chambéry métropole, CISALB, CCALB, CCCA), agence de l'eau et représentants du monde économique (chambre de commerce et d'industrie, chambre de métiers et artisanats, MEDEF et environnement Savoie) pour aider (sous la forme de moyens financiers et humains) les entreprises à réduire leurs impacts sur l'eau ;
- réhabilitation de la décharge de Viviers-du-lac ;
- implantation de panneaux « rivières » ;
- mise en ligne sur le site du CISALB du tableau de bord (indicateurs d'état et d'évolution du lac et du bassin versant) ;
- observation de truites lacustres de plus de 50 cm (record : 78 cm) attestant du bon fonctionnement des passes à poissons mises en place en 2007 sur le Sierroz ;
- mandat au bureau d'étude Biotec par les communes de Chautagne et le CISALB pour réaliser une étude diagnostic de l'état des berges du canal de Savière incluant un inventaire de la végétation et une analyse des processus d'érosion (batillage, régulation du lac, amarrages, défaut d'entretien, rongeurs, etc) ;
- finalisation du projet Leysse-Albanne de lutte contre les inondations afin de concilier les impératifs de protection contre les crues et de restauration écologique ;

En plus des classes de lac, deux grands événements de sensibilisation ont marqué l'année 2008 : « Citoyen de mon agglomération » fait en collaboration avec Chambéry métropole et le spectacle - débat sur l'eau « les olympides » organisé avec le soutien de l'Agence de l'eau où 200 personnes se sont rassemblés pour parler ou entendre parler du SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux), un outil de planification incontournable de la politique de l'eau.

L'année 2009 marquera la dernière année du Contrat de bassin versant du lac du Bourget, soit 7 années d'action et 75 millions d'euros investis pour restaurer la qualité de l'eau et des milieux aquatiques.

L'année 2008 aura été le lieu d'une réunion animée par Stéphan Jacquet et Jean-Marcel Dorioz portant sur l'Observatoire de Recherches « lacs péri-alpins » où tous les gestionnaires (Aiguebelette, Annecy, Bourget,

Léman) et partenaires scientifiques ont répondu présents. Le compte-rendu de cette réunion est donné en Annexe. Un ouvrage est en préparation sur les grands lacs.

Un projet de recherche a été financé par l'INRA et portera sur les relations entre cyanobactéries toxiques (i.e. *Planktothrix rubescens*) et la perche. Le détail du projet est donné en Annexe.

Un contrat de Recherche a été signé en 2008 entre l'INRA et le CISALB pour travailler sur le bilan du paccage lacustre au lac du Bourget. Le détail du contrat est proposé en Annexe.

Une thèse de doctorat portant sur le bilan de phosphore du bassin versant du lac du Bourget (modélisation, interprétation en terme d'impact potentiel et conséquences opérationnelles pour la maîtrise et la gestion intégrée du système lacustre) a été financé via un contrat CIFRE et comencera en 2009. Le détail du projet est fourni en Annexe.

Différents projets de recherche ont été obtenus en 2008 et pour les années à venir, dont le terrain de jeu principal est le lac du Bourget (ex : AQUAPHAGE, IPERETRO).

En 2008, un ouvrage coordonné par S Jacquet (INRA), I Domaizon et J Poulenard (Université de Savoie) intitulé « *Autour du lac du Bourget : actes du colloque pluridisciplinaire (15-17 mai 2006)* » a été publié aux Editions de la page blanche. L'ouvrage de 300 pages est également disponible gratuitement en ligne sur le site de la Station INRA d'Hydrobiologie Lacustre de Thonon-les-Bains.

En plus de l'ouvrage précédemment cité, riche de 26 articles, un certain nombre d'articles est paru en 2008 portant sur le lac du Bourget :

Deceliere-Vergès, C. and J. Guillard. 2008. Assessment of the pelagic fish communities consequences for the lake fish monitoring. *Know. Manag. Aquat. Ecost.* 389:4

Disnar, J.R., J. Jacob, M. Morched-Issa, F. Arnaud and N Lottier. 2008. Assessment of peat quality by molecular and bulk geochemical analysis; application to the Holocene record of the Chautagne marsh (Haute Savoie, France). *Chem. Geol.* 254:101-112

Jacob, J., J.-R. Disnar, F Arnaud, E. Chapron, M. Debret, E. Lallier-Vergès, M. Desmet and M. Revel-Rolland. 2008. Millet cultivation history in the French Alps as evidenced by a sedimentary molecule. *J. Archaeol. Sci.* 35:814-820

Jacquet, S. 2008. A la recherche des anciennes citées lacustres du lac du Bourget : une plongée dans notre histoire ! *Nature et Patrimoine en Pays de Savoie* 24:17-23

Lepère, C., I. Domaizon and D. Debroas. 2008. Unexpected importance of potential parasites in the composition of the freshwater small eukaryote community. *Appl. Environ. Microbiol.* 74:2940-2949

Sime-Ngando, T., J. Colombet, S. Personnic, I. Domaizon, U. Dorigo, P. Perney, J.-C. Hustache, E. Viollier and S. Jacquet. 2008. Short-term variations in abundances and potential activities of viruses, bacteria and nanoprotoists in Lake Bourget. *Ecol. Res.* 23:851-861

Notons enfin qu'une thèse a été soutenue en 2008, ayant eu pour cadre en partie le lac du Bourget, réalisée par Charlotte DECELIERE-VERGES (Caractérisation des métriques issues de l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre et conséquences pour l'évaluation de la qualité du milieu).

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

Bonne

Opportunité d'

Unir

Recherche et

Gestion autour de l'

Eau et de la

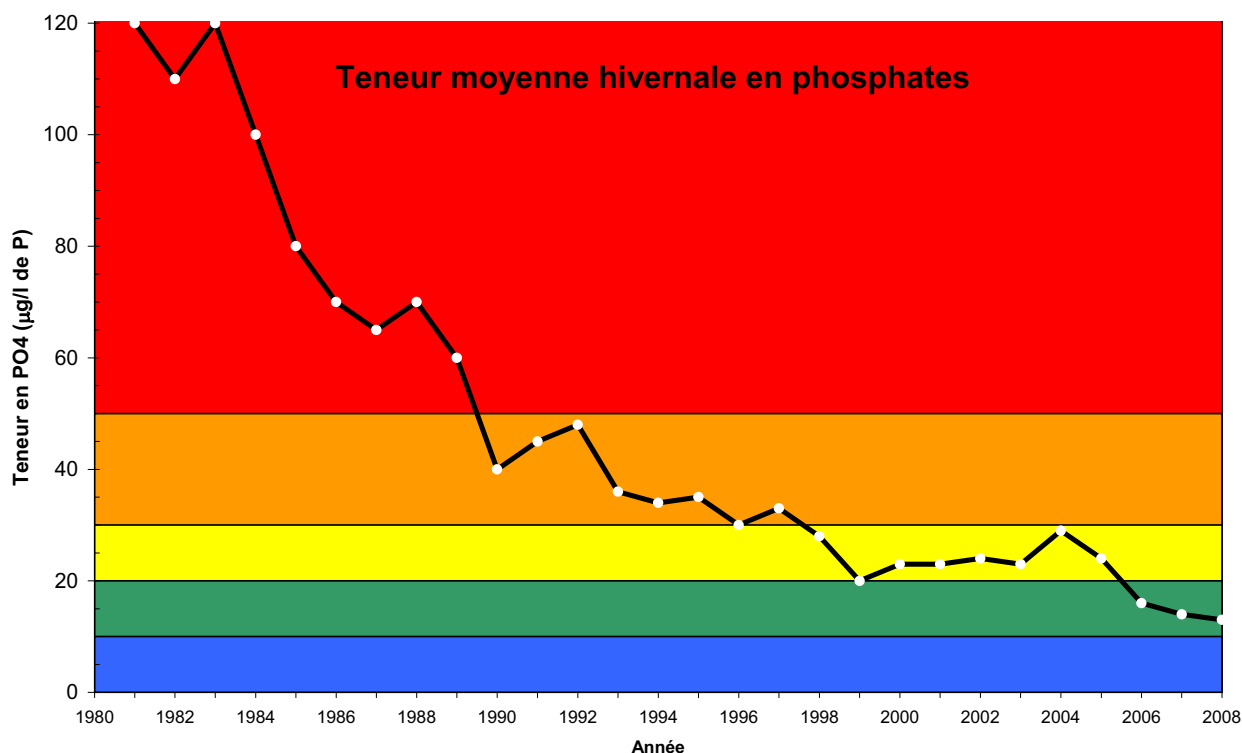
Terre

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 trois pages et grâce à des figures simples et explicites, voici l'évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget eu regard des principaux paramètres reconnus pertinents pour décrire son état de santé en 2008 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.

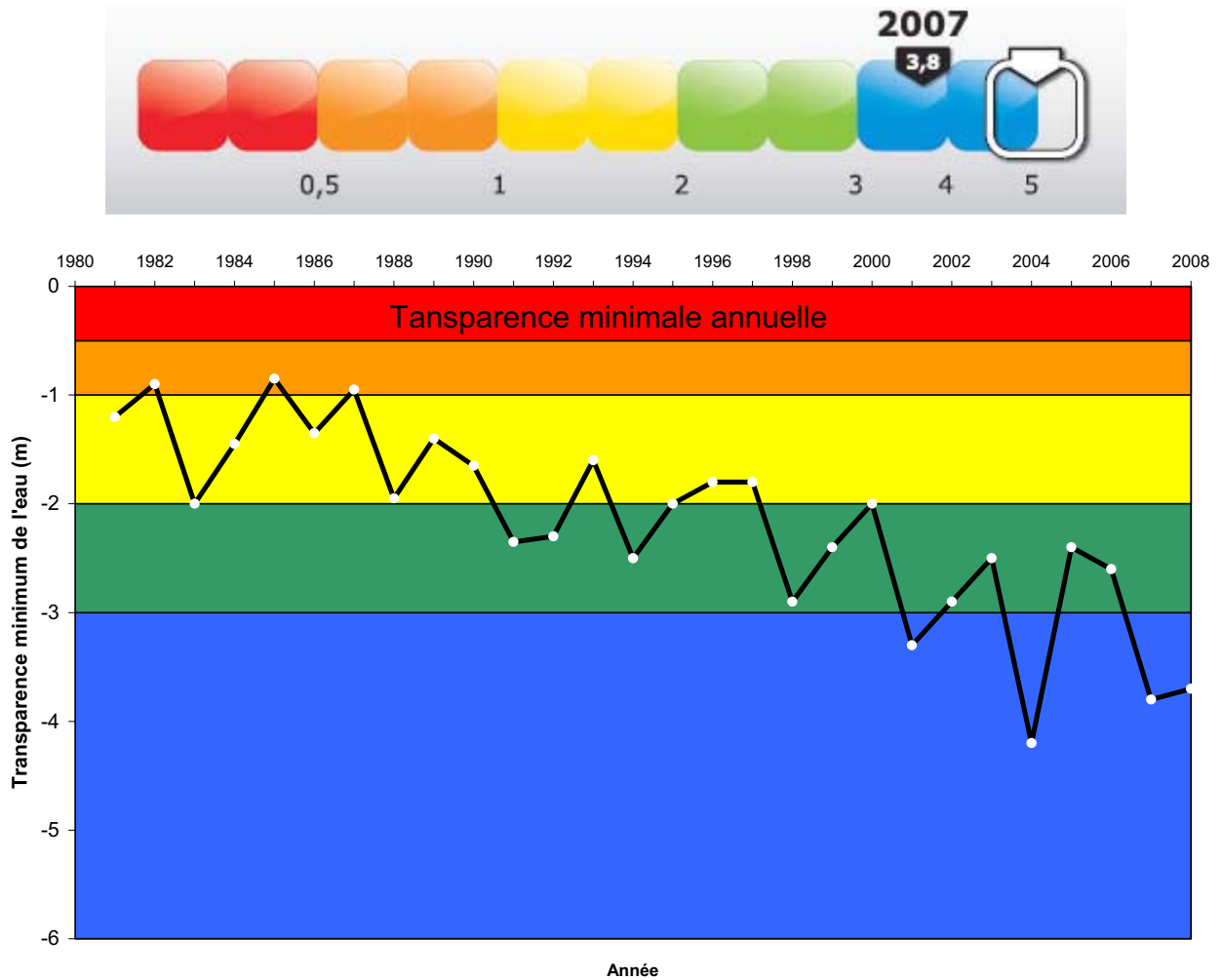
I. LE PHOSPHORE

Il s'agit en l'occurrence de la concentration des phosphates mesurée au moment du brassage hivernal du lac, quand la température est homogène le long de la colonne d'eau. Cet indicateur renseigne sur la quantité du facteur limitant et de maîtrise de l'écosystème lac. Comme on peut le voir ci-dessous, l'objectif à l'horizon 2021 est que la concentration en P-PO₄ soit de 10 µg.L⁻¹.



II. LA TRANSPARENCE

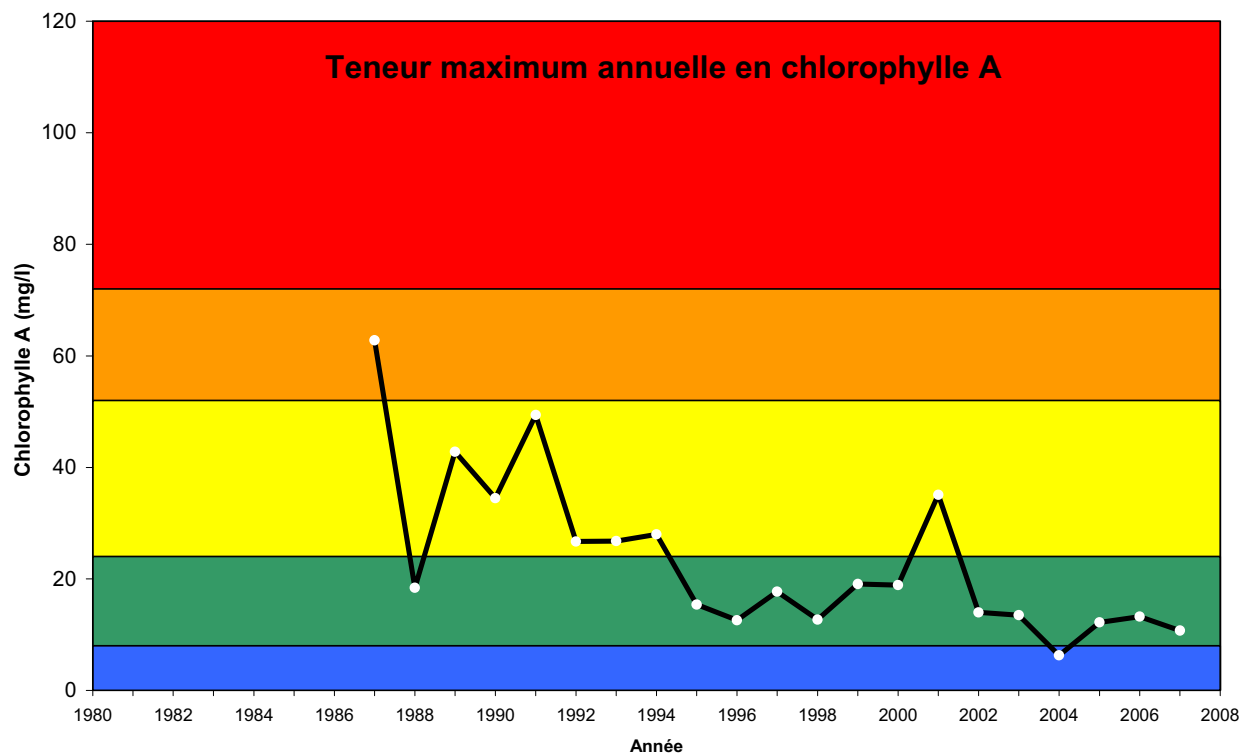
Il s'agit en l'occurrence de la transparence minimale annuelle (généralement estivale). Cet indicateur renseigne indirectement sur l'importance de la biomasse phytoplanctonique et des matières en suspension dans la couche d'eau proche de la surface. Comme on peut le voir ci-dessous, l'objectif à l'horizon 2021 est que la transparence minimale soit supérieure à 5 m.



III. 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 $4 \mu\text{g.L}^{-1}$.





IV. L'EAU POTABLE

Il s'agit des résultats d'analyse d'eau réglementaire effectués sur l'eau brute par la DDASS. Ces analyses portent sur la bactériologie, les nitrates, la turbidité, la dureté, le pH, les minéraux, les métaux lourds et les pesticides. Une valeur tenant compte des différents paramètres est alors élaborée. L'objectif à l'horizon 2021 est de 66 car l'eau du lac présentera toujours une bactériologie > 0 qui nécessite une désinfection simple. La présence de cyanobactéries impose une vigilance particulière mais n'est pas prise en compte dans l'évaluation.



		2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
Pompage tresserve	Classe qualité eau brute								
Pompage Mémard	Classe qualité eau brute								
Prise d'eau Abbaye	Classe qualité eau brute								
		66	50	66	66	50	50	50	50

- eau potable sans traitement
- désinfection simple
- A1 (désinfection et traitement physique simple)
- A2 (traitement normal physique, chimique et désinfection)
- A3 (traitement physique, chimique poussé, affinage et désinfection)
- inapte production eau potable

D'autres indicateurs existent pour les eaux de baignade, les micropolluants dans les sédiments et la colonne d'eau, etc. Le lecteur intéressé est invité à aller sur :<http://www.cisalb.fr/>

ETUDES PORTANT SUR LA PHYSICO-CHIMIE DU LAC

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

I. 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 140 m. Les campagnes ont eu lieu 2 fois par mois en moyenne, soit 20 campagnes en 2008, réparties selon les tableaux en annexe. 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 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) ;

- 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 réduites (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 bouteilles cylindriques NISKIN. Les échantillons sont analysés par le laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA - UMR CARTEL - Thonon-les-Bains) selon les méthodes normalisées décrites dans le Tableau I ci-dessous.

Tableau I Méthodes d'analyses physico-chimiques

Norme	Déterminations	Méthodes AFNOR
Orthophosphate	Colorimétrie Murphy et Riley (Molybdate Sb tartrate et réd. acide ascorbique)	NF EN 1189
pH	Electrométrie	NF T 90-008
Conductivité à 25 °C	Correction de température automatique	NFEN2788/ISO7888
Phosphore total	Minéralisation au peroxydisulfate en milieu acide	NF EN 1189
Azote ammoniacal	Bleu d'indophénol	NF T90-015
Nitrate	Colorimétrie réduction Cd	NF EN ISO 26777
Carbone organique total (COT)	Détection IR Minéralisation Persulfate à chaud 80°C	FDT 90-102

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

composition algale de la colonne d'eau. La profondeur de la transparence est mesurée quant à elle avec un disque SECCHI. Au total, 35 profils sonde et mesures de la transparence ont été obtenus en 2008.

Le tableau II ci-dessous récapitule le nombre d'échantillons et de profils réalisés pour les différents compartiments étudiés. Plus de 1140 analyses chimiques ont été effectuées sur les 164 échantillons prélevés pendant l'année 2008.

Tableau II tableau récapitulatif du nombre d'échantillons et de profils réalisés pour l'année 2008

méthode	paramètres		Nombre	
Prélèvements NISKIN	Chimie	nutriments (7 paramètres)	164	
	virus	abondance - diversité	120	
	flagellés	abondance - diversité	44	
	ciliés	abondance - diversité	44	
	Cyanobactérie	abondance		120
		toxine		60
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, O2)		32	
	BBE (fluo)	CT	35	
		INRA	18	

Le tableau ci-dessous précise la répartition des dates des 35 campagnes effectuées au cours de l'année 2008.

Tableau III Nombre et répartition des campagnes de mesures et de prélèvements pour l'année 2008

Date	Profil temp - O2	profil fluo	Transp. Secchi	Chloro a 0-20 m	Prélèvement NISKIN									
					Nutriments, proto, virus, tox, cyano									
					2	10	15	20	30	50	80	110	130	140
17/1/08			X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
7/2/08		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
21/2/08	X	X	X											
13/3/08	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
14/3/08		X	X											
1/4/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
10/4/08	X	X	X	X										
16/4/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
24/4/08	X	X	X	X										
29/4/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
5/5/08	X	X	X											
13/5/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
29/5/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
10/6/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
18/6/08	X	X	X	X										
25/6/08	X	X	X	X										
30/6/08	X	X	X	X										
10/7/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
16/7/08	X	X	X	X										
24/7/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
30/7/08	X	X	X	X										
4/8/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
11/8/08	X	X	X	X										
20/8/08	X	X	X											
4/9/08	X	X	X	X										
8/9/08		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
17/9/08	X	X	X											
24/9/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
30/9/08	X	X	X	X										
8/10/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
15/10/08	X	X	X	X										
20/10/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
4/11/08	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
20/11/08	X	X	X	X										
1/12/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X				
15/12/08	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Total	32	35	37	30	19	19	19	19	19	19	11	11	11	11

II. DONNEES 2008 ET EVOLUTION SAISONNIERE

Les graphiques 3D ci-dessous représentent les évolutions saisonnières des principaux paramètres (température, oxygène, azote nitrique, orthophosphate, silice, carbone organique total). Les principaux comportements du milieu sont mis en évidence dans les encadrés. En janvier et février, les données issues des sondes (température et oxygène dissous) sont manquantes du fait d'un problème technique.

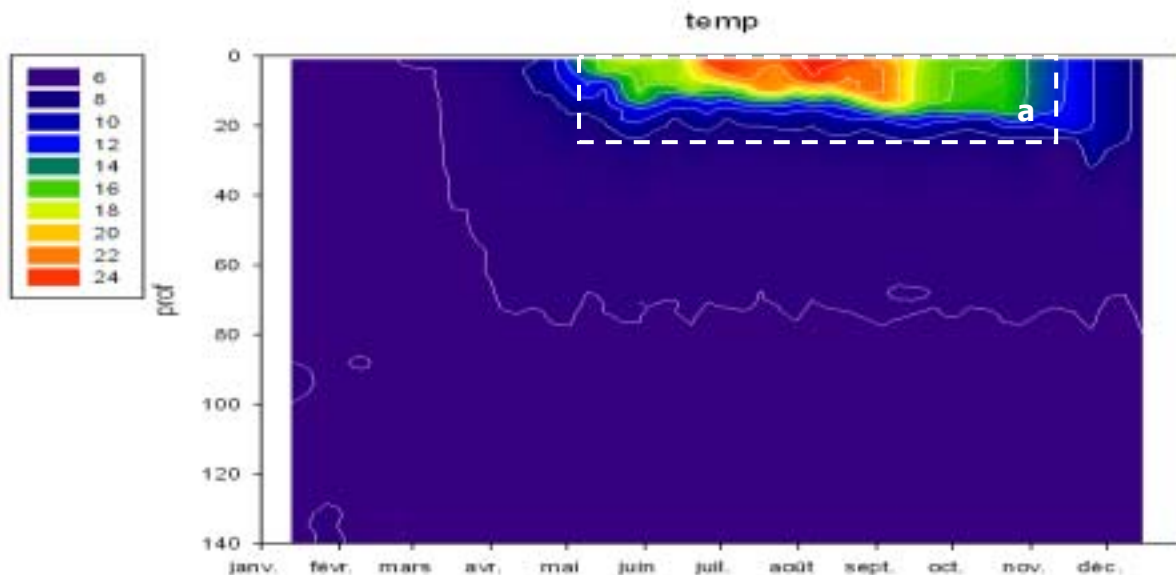


Figure 1 Evolution des températures (°C) du lac du Bourget – Point B, année 2008

Mise en évidence de la stratification thermique dans les couches supérieures entre printemps et automne (a)
cf. § III.1

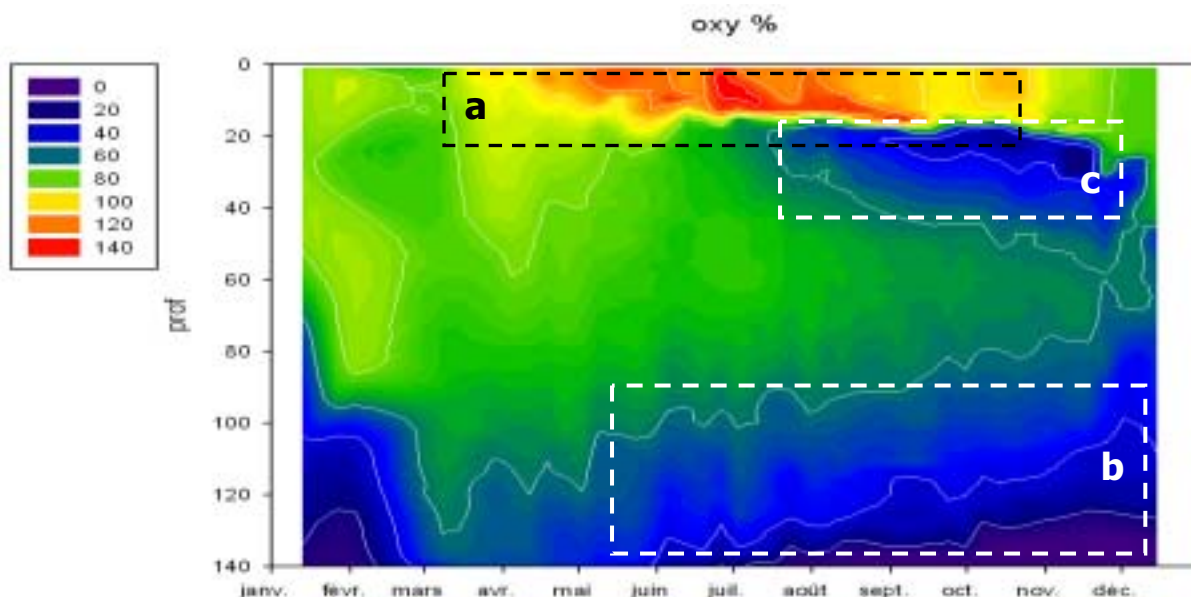


Figure 2 Evolution des concentrations en oxygène dissous (%) du lac du Bourget – Point B, année 2008

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 par la respiration et l'activité microbienne et la respiration au niveau du métalimnion (c).

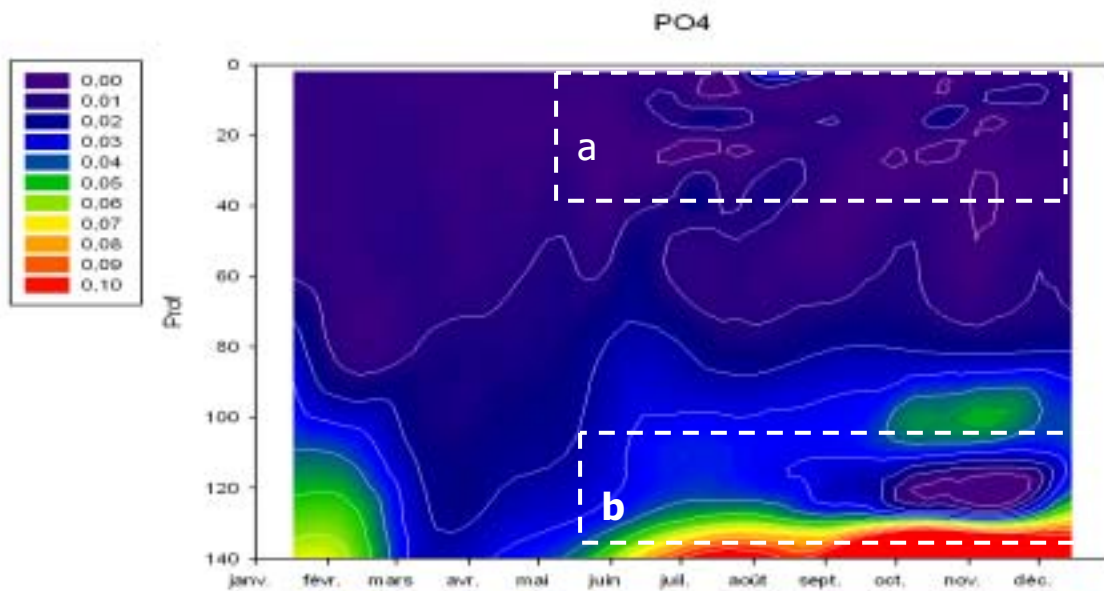


Figure 3 Evolution des concentrations en orthophosphate (mgP.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2008

La consommation de l'orthophosphate par les algues pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures est difficilement observable du fait des faibles concentrations en orthophosphate en hiver (a). Mise en évidence du relargage par l'activité microbienne à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (b).

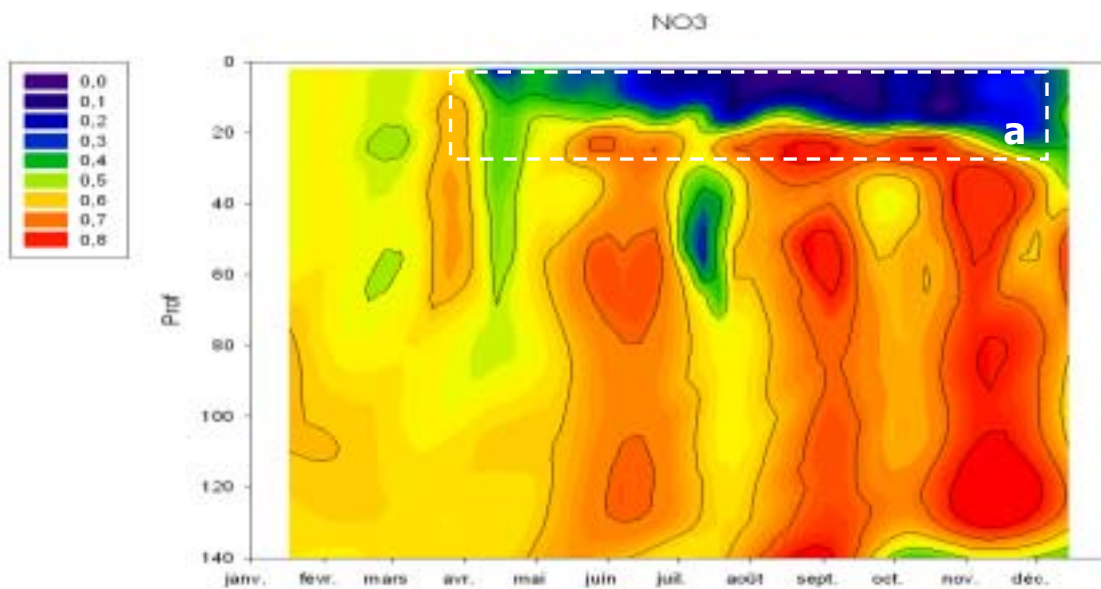


Figure 4 Evolution des concentrations en nitrate (mgN.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2008

Mise en évidence de la consommation des nitrates par les algues pendant l'activité photosynthétique dans les couches supérieures (a)

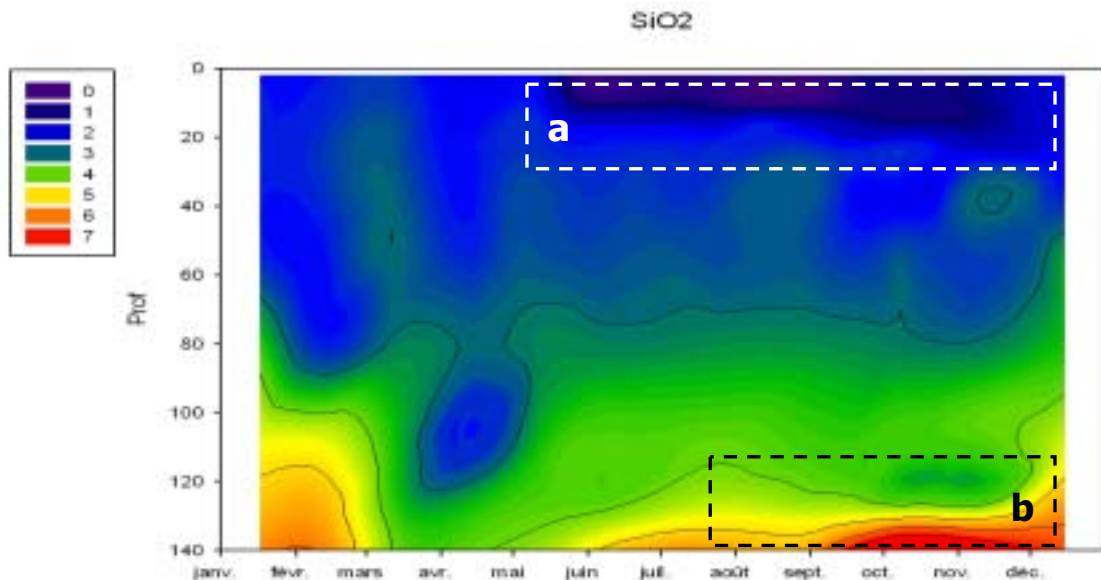


Figure 5 Evolution des concentrations en silice (mg.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2008

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).

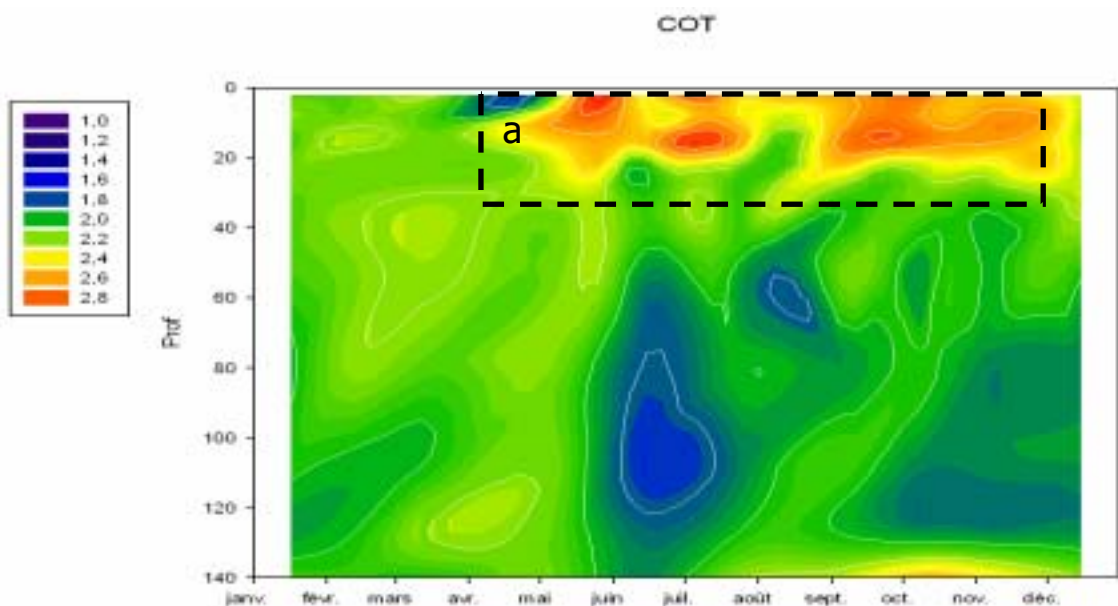


Figure 6 Evolution des concentrations en carbone organique total (mgC.L^{-1}) du lac du Bourget – Point B, année 2008

Mise en évidence de la production de carbone organique par la photosynthèse dans les couches supérieures (a)

II.1. TEMPERATURE ET OXYGENE

I.1.1. DISTRIBUTION VERTICALE

Les profils d'oxygène et de température de l'ensemble de la campagne 2008 sont reportés en annexes. Il n'y a pas d'homogénéisation thermique complète de la colonne d'eau en 2008. En effet, au maximum de la période de mélange des eaux le 21 février, la différence de température entre la surface et le fond reste faible (quelques dixièmes de degrés) mais malgré tout suffisante pour limiter les échanges

verticaux (entre autre de l'oxygène). Nous observons lors de la campagne du 13 mars le maximum du brassage. La distribution verticale de l'oxygène reste de type clinograde pendant la période hivernale. Nous observons de ce fait une réoxygénation partielle du fond qui atteint un maximum le 1 avril avec 7,01 mgO₂.L⁻¹ soit environ 55 % de la saturation. Ensuite la concentration en oxygène dissous diminue du fait de l'activité microbienne. En 2008, la réoxygénation à 140 m est comparable à celle observée en 2007 mais avec une valeur légèrement supérieure (7,01 vs 6,30 mgO₂.L⁻¹).

Tableau IV Températures d'homogénéisation et températures maximales observées au point B de 2003 à 2008

Année	Température homogénéisation (°C)	Date	Température maximum A 2 m (°C)	Date
2003	5,89	18/02/2003	26,18	12/08/2003
2004	5,98	17/02/2004	24,88	11/08/2004
2005	5,35	24/02/2005	24,97	28/06/2005
2006	4,99	7/03/2006	26,74	26/07/2006
2007	6,70 – 5,13	12/03/2007	22,78	28/08/2007
2008	5,96 – 5,57	21/02/2008	24,35	04/08/2008

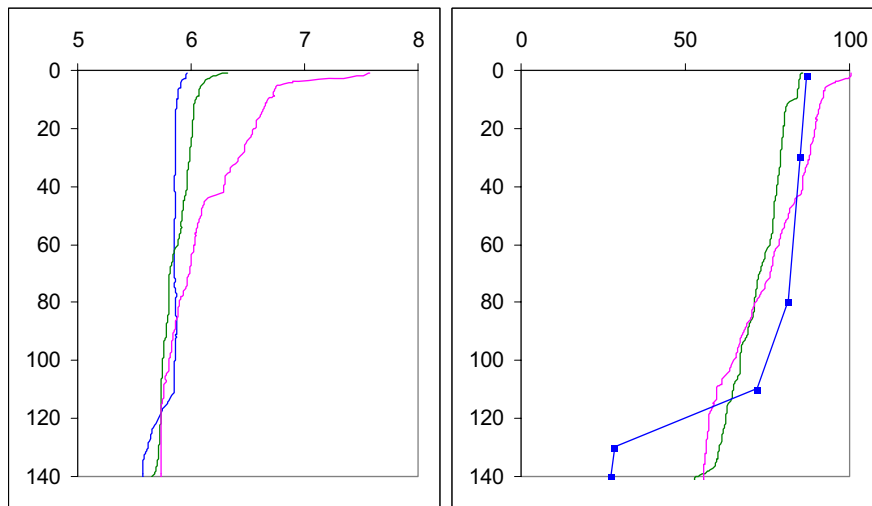


Figure 7 Distributions verticales des températures (°C) à gauche et de l'oxygène (% saturation) à droite au point B au début de l'année 2008 (21/02 —, 13/03 —, 01/04 —)

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 ne démarre réellement avec le réchauffement du mois d'avril, comme nous pouvons l'observer sur les mesures de la transparence et les concentrations en nutriments et en oxygène dissous.

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

- a. Dans les couches superficielles (0 à 10 m) une sursaturation en oxygène apparaît, conséquence d'une activité photosynthétique active. Cette sursaturation, d'abord observée en surface s'enfonce progressivement avec l'épaississement de l'épilimnion et l'évolution des dynamiques des populations algales entre le printemps et l'été.

- b. Autour d'une vingtaine de mètres de profondeur apparaît un minimum d'oxygène qui va s'accroître progressivement, atteindre une valeur minimale de 2,61 mg.L⁻¹ (22 % de la saturation) le 15 octobre et se maintenir jusqu'en décembre.
- c. de 50 à 110 m, la distribution verticale de l'oxygène est assez homogène autour de 50 % de la saturation.
- d. 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 enfoncement 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:

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

Enfin, dans le bas de l'hypolimnion le déficit en oxygène s'aggrave et progresse depuis le fond.

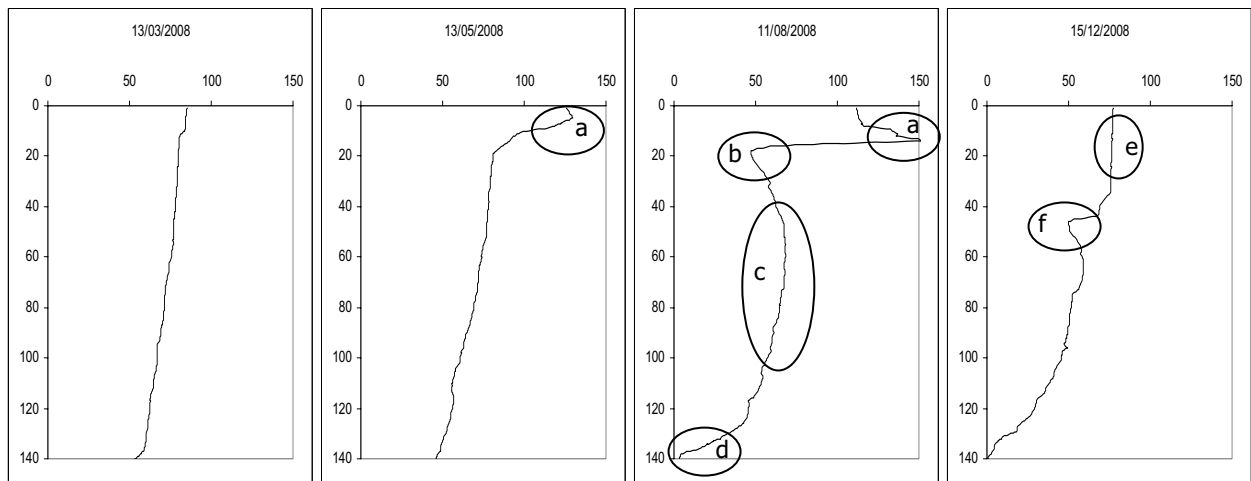


Figure 8 Distributions verticales des concentrations en oxygène (% sat) au point B en 2008. a) hiver ; b) printemps ; c) été ; d) automne

Par rapport à l'année 2007, les distributions verticales des concentrations en oxygène restent assez comparables.

Tableau V Comparaison des températures et de l'épaisseur de l'épilimnion (°C) et des concentrations en oxygène à 140 m au point B ; décembre 2005, 2006, 2007 et 2008

Date	Températures épilimnion (°C)	Epaisseur épilimnion (m)	Concentration en oxygène à 140 m (mgO ₂ .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 %)

L'épaisseur de l'épilimnion est du même ordre de grandeur qu'en 2007. Nous retrouvons à 140 m des valeurs en oxygène basses, proches de l'anoxie et comparables aux années 2005 et 2006, contrairement à

2007 où le fond avait déjà bénéficié, à cette période, d'un début de réoxygénation : conséquence des conditions météorologiques particulières au début du mois de décembre 2007 (forte pluviométrie).

II.1.2 EVOLUTION SAISONNIERE

II.1.2.1 Au niveau du métalimnion

Oxygène dans la zone trophogène

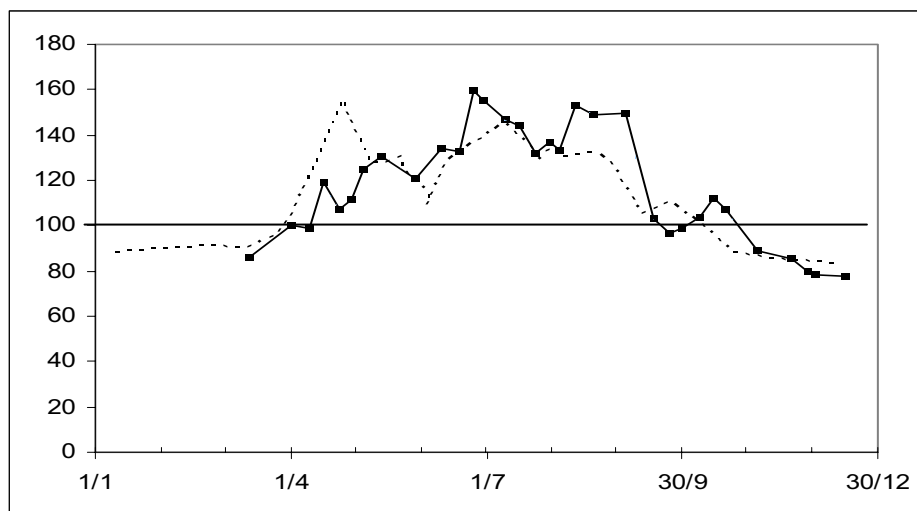


Figure 9 Variation saisonnière de la concentration maximale en oxygène dissous (%) au niveau du métalimnion au point B en 2008, comparaison avec 2007 (---)

La variation saisonnière en oxygène montre différentes périodes de production moins distinctes que l'année précédente (*fig. courbe en pointillée*) :

- la première assez courte, présente un maximum au mois de mai avec **13,3** mgO₂.L⁻¹ soit 131 % de saturation (attribuée au développement des diatomées, cf. consommation de la silice à 2 et 10 mètres de profondeur)
- la seconde plus étalée dans le temps s'étend de juin à septembre avec des concentrations variant entre **13,5** et **16,4** mgO₂.L⁻¹ (soit entre 132 et 160 % de la saturation) conséquence du développement majoritaire des cyanobactéries entre 10 et 16 m de profondeur

A partir du mois de septembre les concentrations en oxygène diminuent plus ou moins régulièrement jusqu'à la fin de l'année avec un petit sursaut en octobre (112%) attribué à une restratification des cyanobactéries.

Oxygène dans la partie basse du métalimnion

En raison des effets cumulés de la respiration, de la minéralisation de la matière organique par l'activité microbienne, nous observons une sous saturation en oxygène dissous dans les couches plus profondes à partir du mois de juin qui se prolonge jusqu'en décembre. La profondeur de la sous saturation se positionne entre 17 et 24 mètres jusqu'à la fin du mois d'octobre puis le minimum s'enfonce avec l'érosion de la thermocline jusqu'à 45 mètres en décembre. En 2008, cette sous saturation débute en juin, passe par un minimum le 15 octobre avec une valeur de **2,6** mgO₂.L⁻¹ (22%). Par rapport à 2007, le minimum est plus

accentué (min 2,6 vs 4,9 mgO₂.L⁻¹), par contre, la profondeur moyenne du minimum d'oxygène est légèrement inférieure (17-24 m vs 23-26 m) et le phénomène persiste plus longtemps (188 vs 138 jours).

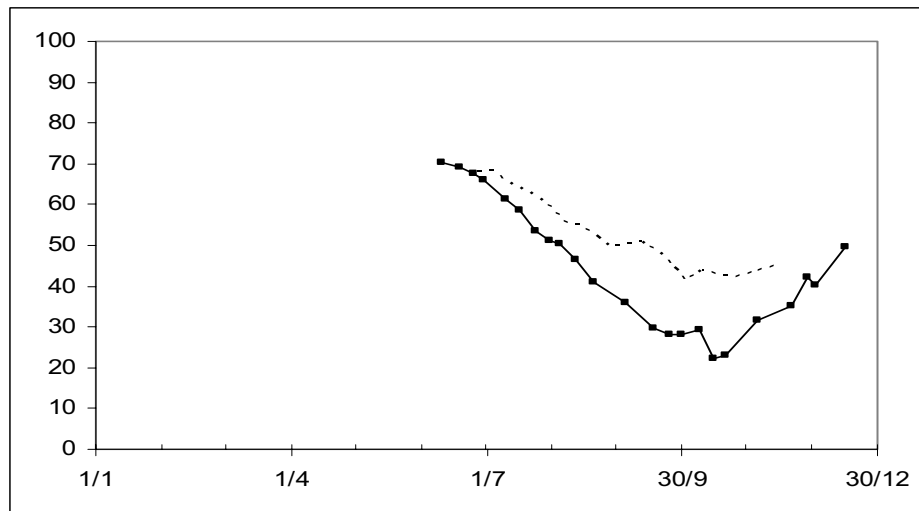


Figure 10 Variation saisonnière des concentrations en oxygène (% de la saturation) entre 17 et 45 m au point B en 2008 et comparaison avec 2007 (- - -)

II.1.2.2 En profondeur à 130 m

Température à 140 m

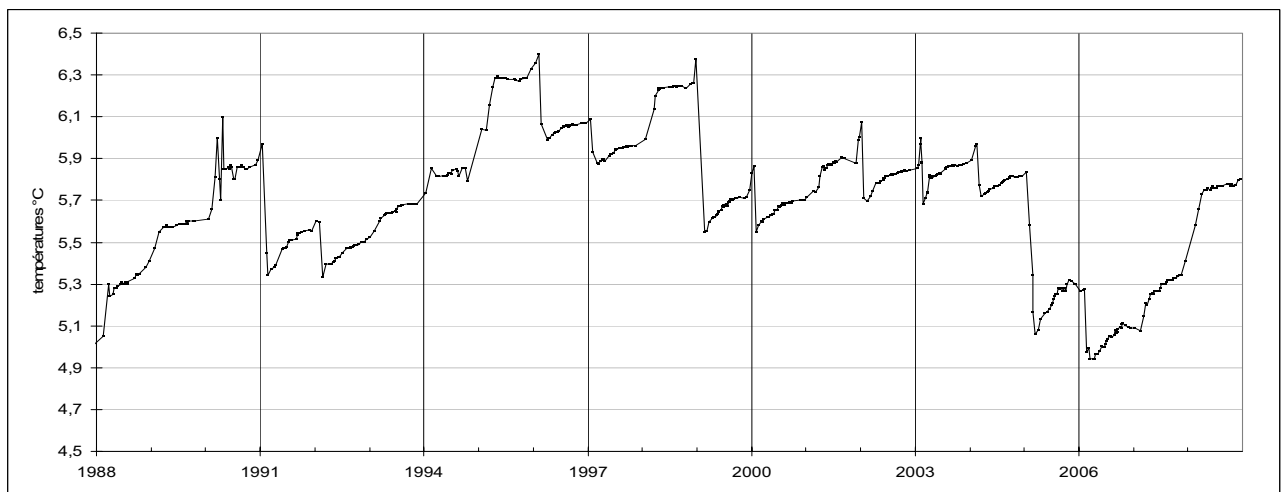


Figure 11 Températures à 140 m de profondeur au point B de 1988 à 2008

Si les deux hivers froids 2004-2005 et 2005-2006 ont fait redescendre les températures à un niveau proche des années fin 80, nous observons une augmentation relativement continue des températures pendant les deux derniers hivers (figure ci-dessus) liée à la douceur des hivers 2006-2007 et 2007-2008 (pas de refroidissement de la zone profonde). En fin d'année, nous retrouvons des valeurs comparables à celles de 2004 ($\approx 5,82^\circ\text{C}$).

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 reste partielle cette année. Le maximum est atteint le 13 mars avec **7,5 mgO₂.L⁻¹** correspondant à **60 %** de la saturation (vs 10,8 mgO₂.L⁻¹ soit 84 % en 2006 et 6,4 mgO₂.L⁻¹ soit 50%). C'est la deuxième année de suite où la phase de circulation des eaux n'est pas suffisamment intense pour permettre une réoxygénation complète, elle est seulement un peu supérieure à celle de 2007. L'homogénéisation de toute la colonne d'eau n'est donc pas observée en fin d'hiver comme on avait pu le constater en 2004, 2005 et 2006.

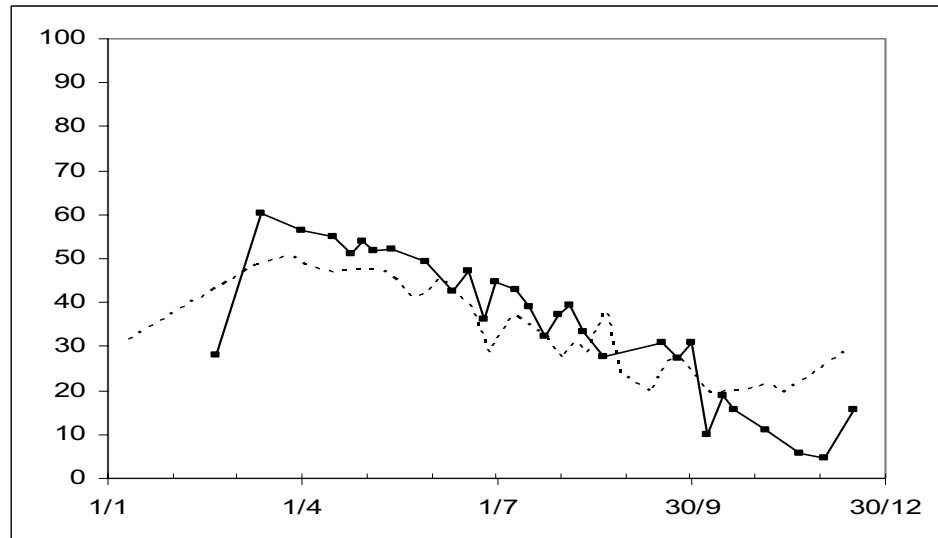


Figure 12 Variation saisonnière des concentrations en oxygène dissous (% de la saturation) à 130 m au point B en 2008 et comparaison avec 2007 (- - -)

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 (0,6 mgO₂.L⁻¹ vs 2,7 mgO₂.L⁻¹ en 2007). 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 en fin d'année.

Les graphiques suivant résument l'évolution des concentrations en oxygène sur les trois dernières années et sur l'ensemble de la colonne d'eau

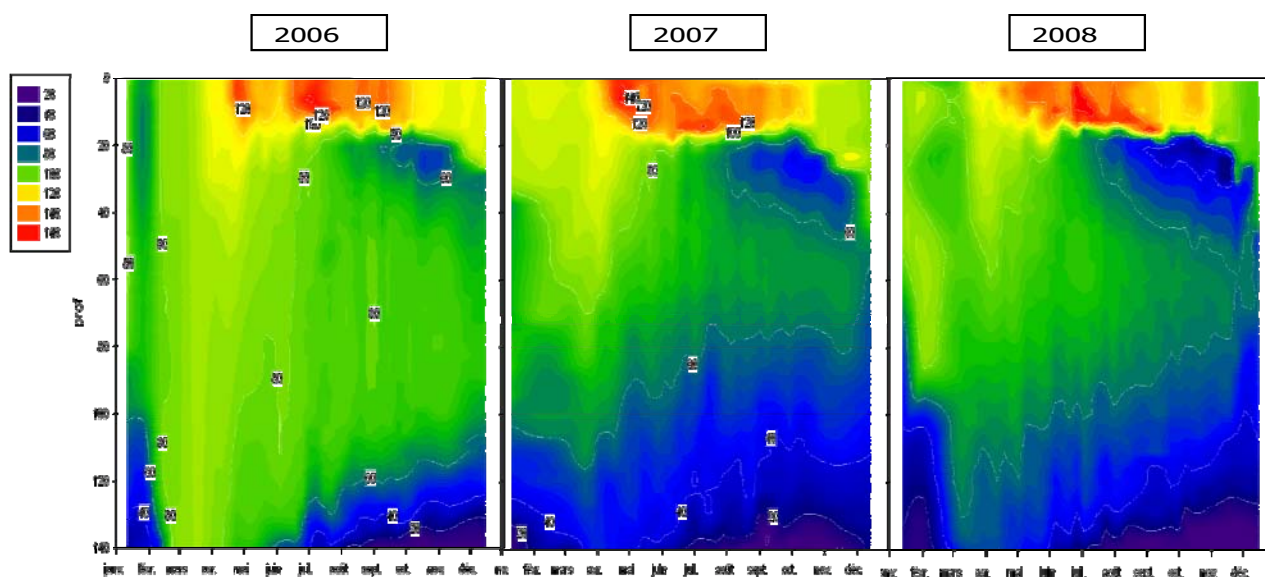


Figure 13 Evolution des concentrations en oxygène (% de la saturation) au point B de 2006 à 2008

La figure ci-dessus illustre en particulier :

- En surface : la conséquence de l'activité photosynthétique sur la concentration en oxygène légèrement plus importante en 2007 et 2008 (> 150%) qu'en 2006.
Le maximum de saturation en oxygène apparaît fin avril en 2007 et fin juin en 2008
- Dans le métalimnion : l'étendue du déficit en oxygène augmente progressivement en valeur et en importance entre 2006 et 2008 (Tableau ci-dessous).
- Dans l'hypolimnion : Les déficits en oxygène sont sensiblement identiques pour les années 2008 et 2007 et légèrement supérieurs par rapport à 2006.

Tableau VI 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%

II.2 TRANSPARENCE

II.2.1. VARIATION SAISONNIERE

La transparence est une indication de l'importance de la présence 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 dépendante de l'abondance du phytoplancton.

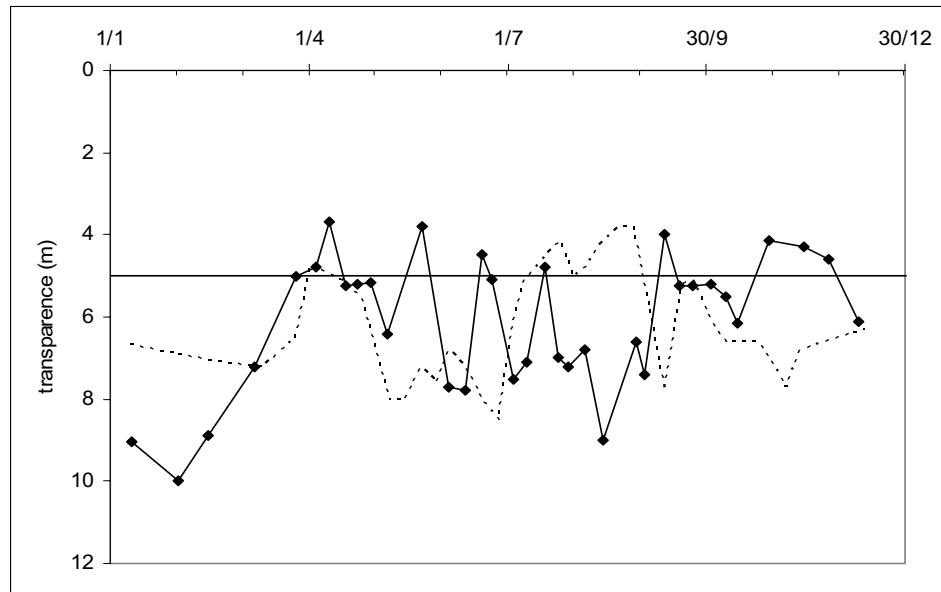


Figure 14 Variation saisonnière de la Transparence (m) au disque de Secchi en 2008 (—◆—) et en 2007 (- - - -) au point B

L'évolution saisonnière de la transparence est atypique cette année. Les valeurs présentent une variabilité très importante d'avril à novembre :

- En hiver, de janvier à mars, avec un maximum à **10 m** en 2008 la transparence reste un peu inférieure à la moyenne de ces dix dernières années (13 m en moyenne de 1996 à 2006). Elle s'explique, en partie, par la présence persistante de cyanobactéries ($\approx 4000 \text{ cell.mL}^{-1}$) pendant cette période.
- Le minimum printanier est mesuré à **3,7 m** vs 3,1 m en moyenne de 1994 à 2006.
- Pas de période des eaux claires.
- Un maximum estival est relevé le 20/08 avec une valeur à 9 m, corrélé avec le ralentissement de la sursaturation en oxygène dissous, et donc de l'activité phytoplanctonique.
- La transparence en automne montre des valeurs relativement faibles (**4,2 m** vs 7 m pour la moyenne de 1990 à 2007) en réponse à la présence des cyanobactéries avec plus de $20000 \text{ cell.mL}^{-1}$ entre 0 et 20 m au mois de novembre.

II.3. NUTRIMENTS

II.3.1. DISTRIBUTIONS VERTICALES

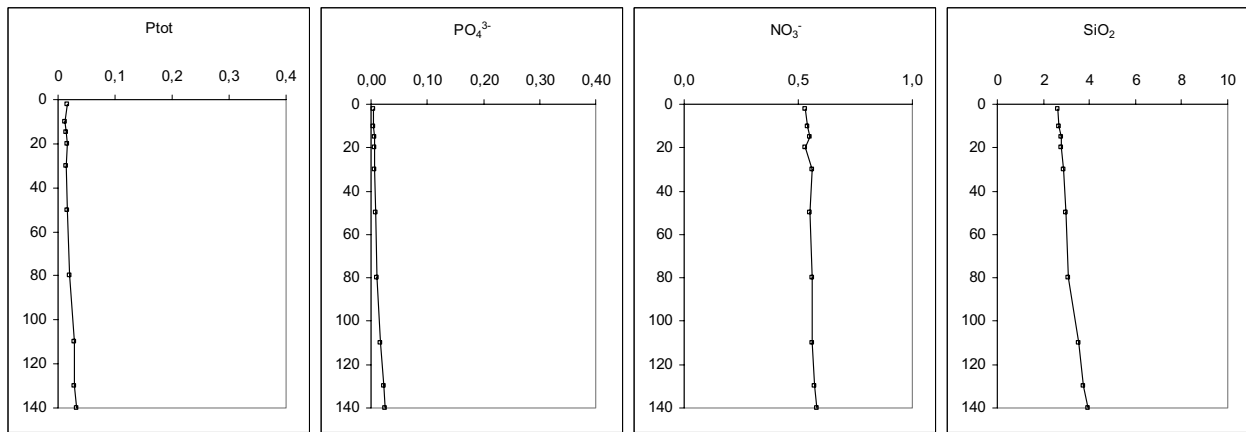


Figure 15: Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B au mois de mars en 2008 (Ptot mgP.L⁻¹, PO₄ mgP.L⁻¹, NO₃ mgN.L⁻¹, SiO₂ mg.L⁻¹)

L'absence de brassage complet n'a pas permis une redistribution parfaitement homogène du stock de nutriments dans le lac. Le 13 mars dans la couche 0-30 m, lieu de la photosynthèse future, nous observons :

- des valeurs relativement analogues aux valeurs de l'année précédente pour le nitrate **0,53 à 0,58** mgN.L⁻¹ vs 0,52 à 0,56 mgN.L⁻¹,
- des concentrations légèrement plus élevées pour la silice **2,65 à 2,86** mg.L⁻¹ vs 2,39 à 2,45 mg.L⁻¹
- des conditions très **limitantes** en phosphore comme en 2007 ; en effet, les concentrations moyennes en orthophosphate dans la couche 0-30 m se situent entre **4 et 6 µgP.L⁻¹**.

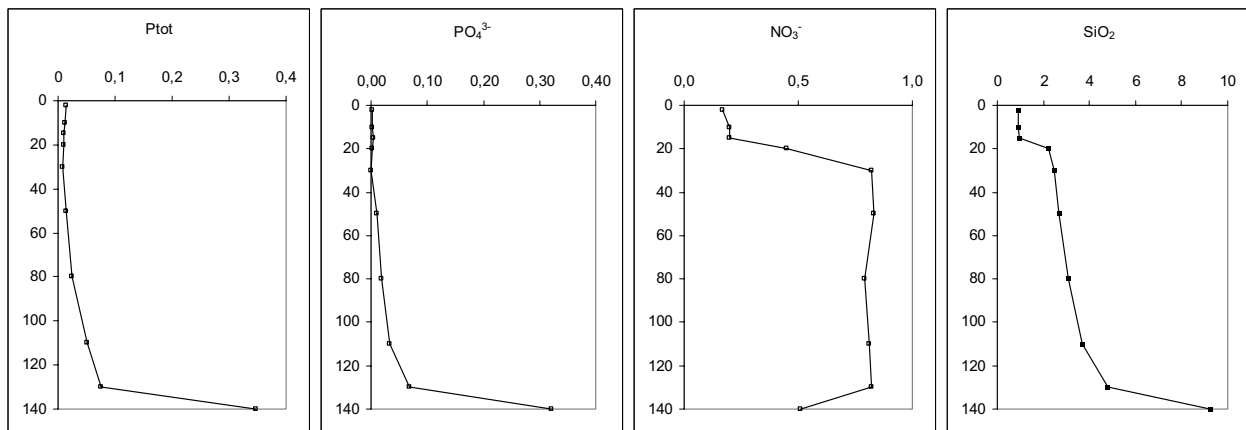


Figure 16 Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B en octobre en 2008. (Ptot mgP.L⁻¹, PO₄ mgP.L⁻¹, NO₃ mgN.L⁻¹, SiO₂ mg.L⁻¹)

La photosynthèse a ensuite eu lieu entraînant la consommation des nutriments dans les couches supérieures, les concentrations sont alors minimales ; NO₃⁻ : 0,03 - 0,08 mgN.L⁻¹ ; PO₄³⁻ : 1 - 2 µgP.L⁻¹; SiO₂ : 0,12 - 0,86 mg.L⁻¹. De plus, la désoxygénation continue des eaux profondes provoquée par l'activité microbienne, elle entraîne un phénomène de relargage à partir de l'interface eau-sédiment et des sédiments (les concentrations en phosphore et silice augmentent en s'approchant du fond). Au mois d'octobre, les concentrations sont alors maximales près du fond pour l'orthophosphate (321 µgP.L⁻¹) et pour la silice (9,24 mg.L⁻¹). D'autre part, les conditions réductrices entraînent la réduction de nitrate en azote ammoniacal au fond.

Les profils de la figure ci-dessus 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.

II.3.2. VARIATIONS SAISONNIERES

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

Epilimnion : 2 m

Métalimnion : 15 m

Hypolimnion : 110, 130, 140 m

II.3.2.1. Epilimnion

Dans l'épilimnion, immédiatement après le brassage partiel et en même temps que le début de la stratification thermique, la production primaire a lieu et provoque une augmentation de COT et une sur saturation en oxygène dissous.

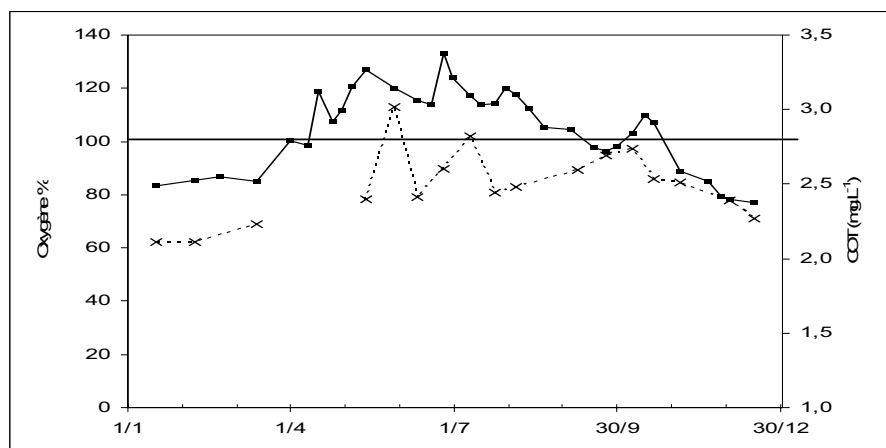


Figure 17 Evolutions saisonnières des concentrations en oxygène dissous (—■—) (%) et en COT (- -x- -) (mgC.L⁻¹) à 2 m de profondeur au point B en 2008

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. L'orthophosphate comporte un faible stock initial, les concentrations restent faibles jusqu'à la fin de l'année (<5 µgP.L⁻¹), et ce parfois jusqu'à 50 m de profondeur, indiquant le phosphore comme facteur limitant de l'activité phytoplanctonique. La silice est rapidement consommée : 2,18 à 0,12 mg.L⁻¹ entre le 13 et le 29 mai indiquant le développement de diatomées printanier. Ensuite la consommation ralentit et les concentrations augmentent progressivement jusqu'à la fin de l'année pour retrouver des valeurs identiques à celles du début de l'année : 2,20 mg.L⁻¹. Le nitrate est aussi consommé à partir du mois d'avril mais de façon plus progressive jusqu'au mois d'août (minimum à 0,03 mgN.L⁻¹). Les concentrations augmentent à nouveau jusqu'à la fin de l'année : 0,40 mgN.L⁻¹ en décembre.

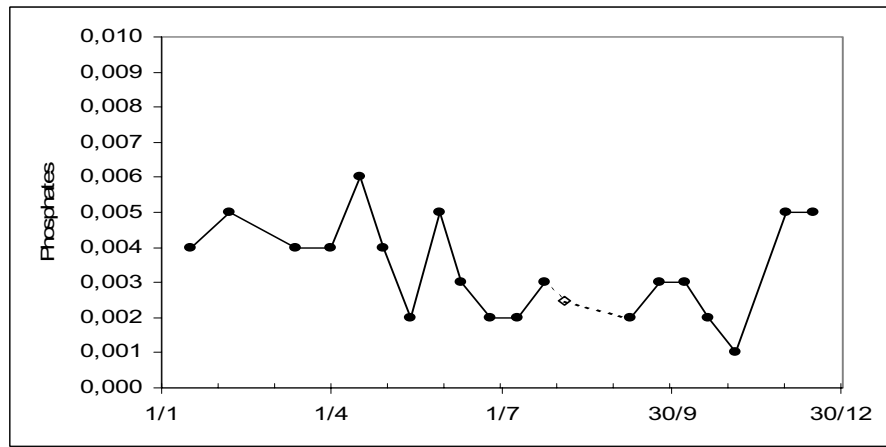


Figure 18 Evolution des concentrations en orthophosphate (mgP.L⁻¹) au point B à 2 m en 2008 (4/08 valeur interpolée)

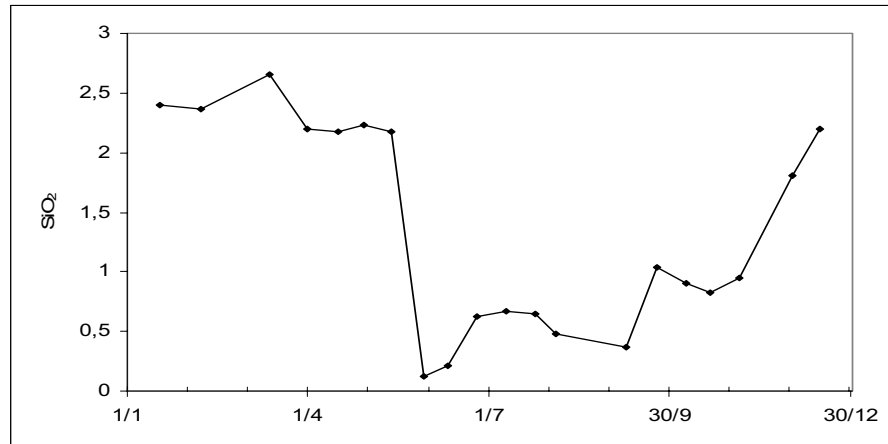


Figure 19 Evolution des concentrations en silice (mg.L⁻¹) au point B à 2 m en 2008

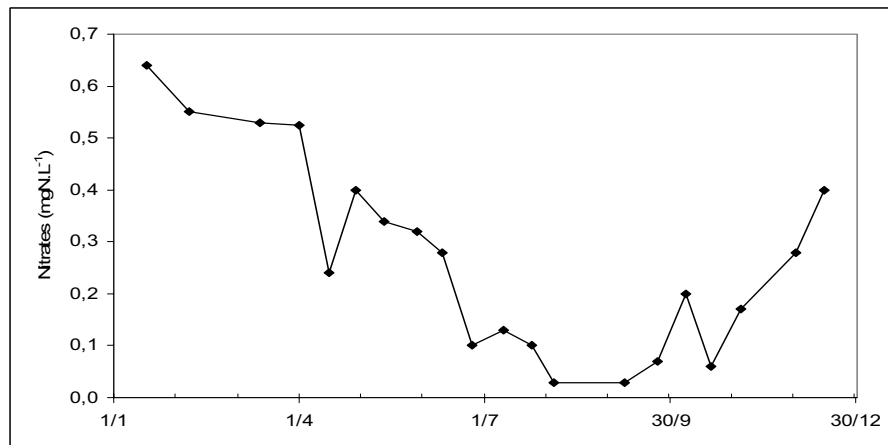


Figure 20 Evolution des concentrations en nitrate (mgN.L⁻¹) au point B à 2 m en 2008

II.3.2.2. Métalimnion

Le métalimnion est la couche de transition sous l'épilimnion. Dans cette couche, nous observons encore la consommation des nutriments. La concentration en orthophosphate diminue dans cette couche aussi à partir du mois d'avril avec l'activité phytosynthétique, cependant elle présente des valeurs importantes en juillet et octobre à 15 m liées à la présence de cyanobactéries fortement stratifiées. Le nitrate et la silice présentent une nette consommation jusqu'à 15 m par rapport à 30 m. L'azote ammoniacal est faible toute l'année (inférieure à $0,015 \text{ mgN.L}^{-1}$) mis à part le 29 avril ($0,033 \text{ mgN.L}^{-1}$) à 15 m de profondeur.

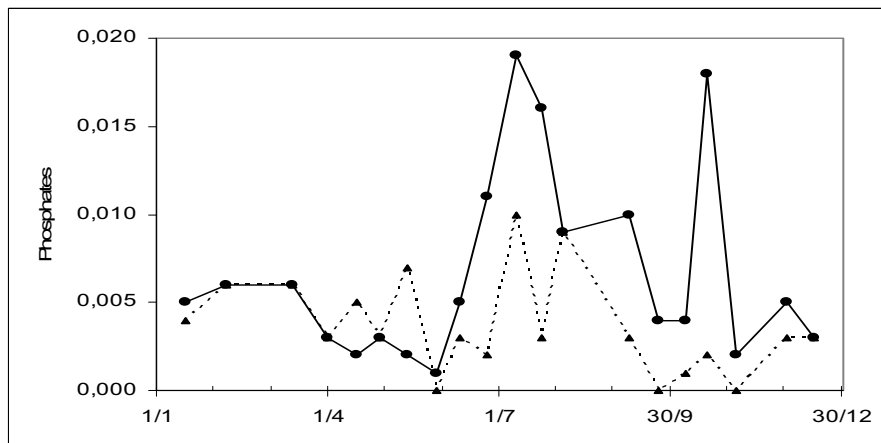


Figure 21 Evolution des concentrations en orthophosphate (mgP.L^{-1}) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲- -) en 2008

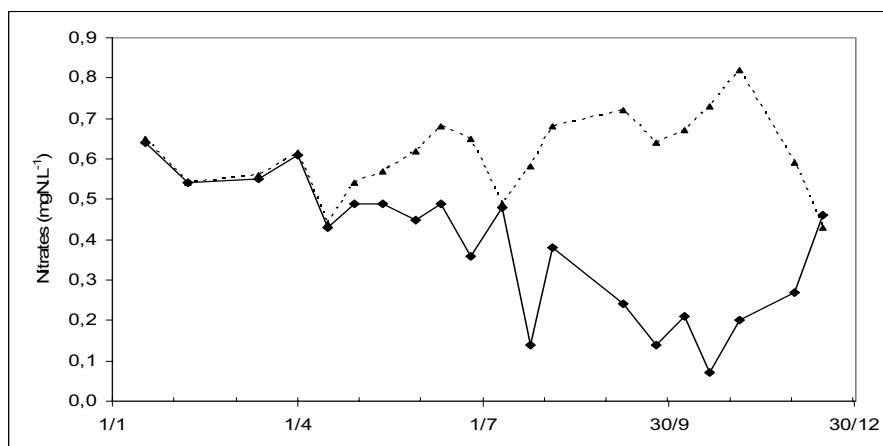


Figure 22 Evolution des concentrations en NO_3 (mgN.L^{-1}) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲- -) en 2008

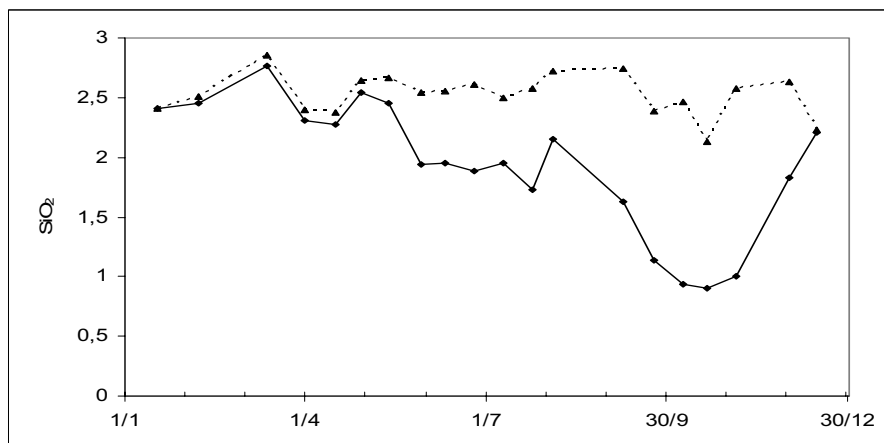


Figure 23 Evolution des concentrations en SiO₂ (mg.L⁻¹) au point B à 15 m (—■—) et à 30 m (- -▲- -) en 2008

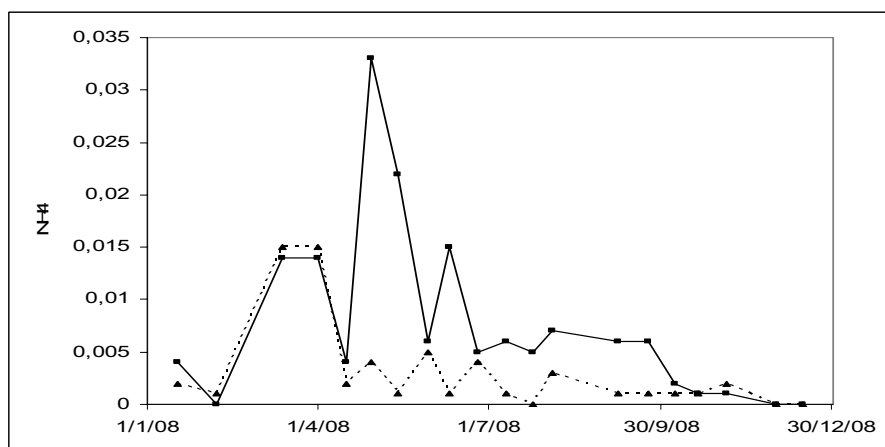


Figure 24 Evolution des concentrations en NH₄ (mgN.L⁻¹) au point B à 15 m (—■—), 30 m (- —X- —) et à 30 m (- -▲- -) en 2008

II.3.2.3. Hypolimnion : 110, 130, 140 m

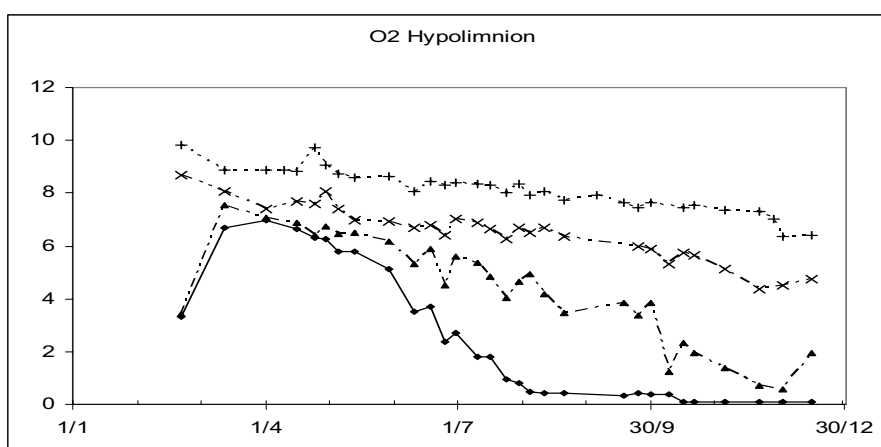


Figure 25 Evolution des concentrations en oxygène (mg.L⁻¹) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —X- -), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2008

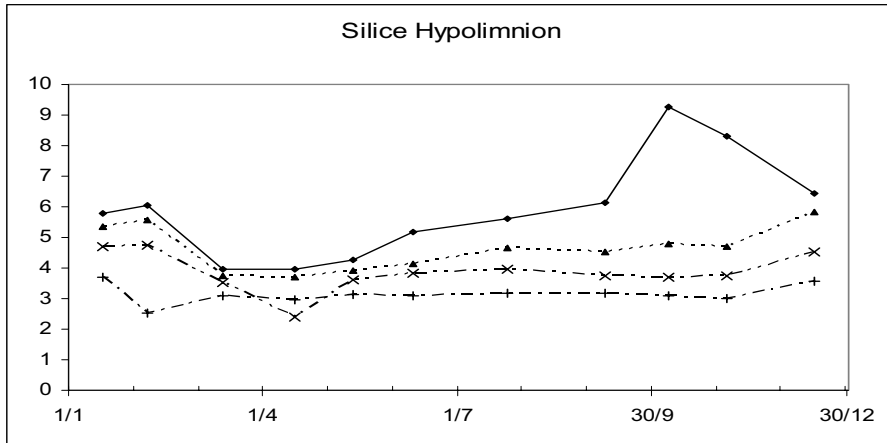


Figure 26 Evolution des concentrations en SiO₂ (mg.L⁻¹) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2008

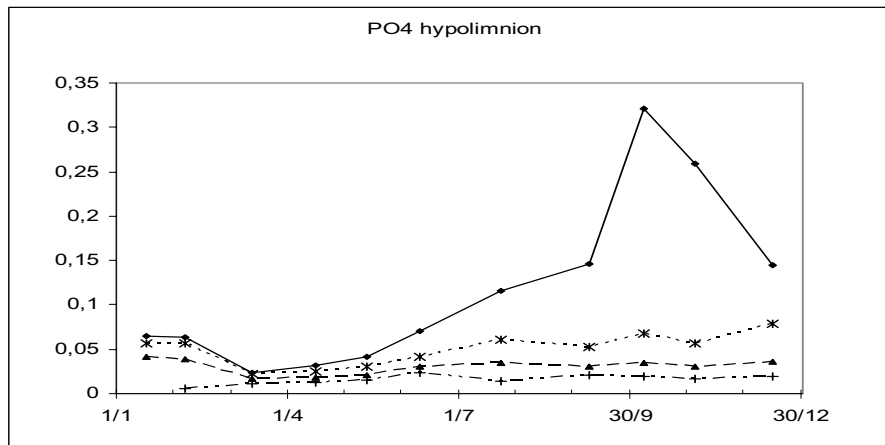


Figure 27 Evolution des concentrations en PO₄ (mgP.L⁻¹) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2008

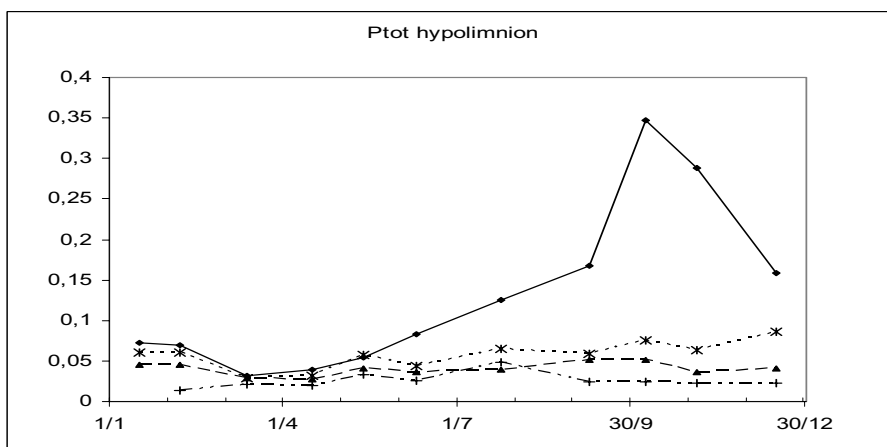


Figure 28 Evolution des concentrations en Ptot (mgP.L⁻¹) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x-), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2008

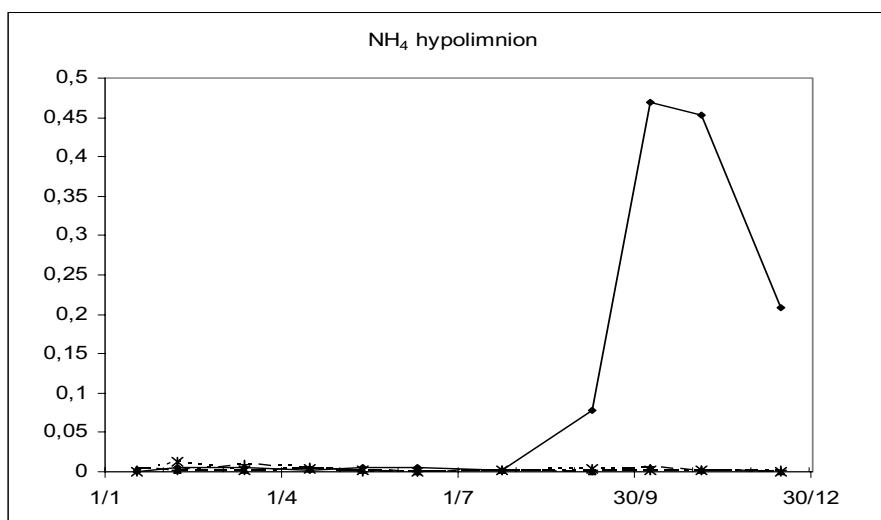


Figure 29 Evolution des concentrations en NH_4 (mgN.L^{-1}) dans l'hypolimnion au point B : 80 m (- -+ - -), 110 m (- —x- -), 130 m (-▲- —), 140 m (—◆—) en 2008

A partir de juillet 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 lors du réchauffement.

Le graphique de suivi de l'oxygène dans l'hypolimnion permet de visualiser le gradient de désoxygénation vers le fond : la concentration en oxygène dissous est inférieure à $0,50 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$ à partir du 4 août à 140 m jusqu'à la fin de l'année.

Nous observons de manière inverse un gradient de concentration en silice et en orthophosphate de 80 m à 140 m dû à la minéralisation de ces éléments par l'activité microbienne. A partir du mois d'août, la désoxygénation est telle ($< 0,10 \text{ mgO}_2.\text{L}^{-1}$) que le milieu est fortement réducteur, entraînant la réduction des oxydes de fer et de manganèse précipités. Ces conditions réductrices sont visibles avec les concentrations en azote ammoniacal qui augmentent jusqu'à $0,450 \text{ mgN.L}^{-1}$ en octobre et novembre. Mais la réduction des oxydes métalliques entraîne aussi le relargage de orthophosphate lié à ces oxydes et, dans une moindre mesure, de silice présents à l'interface eau-sédiments et dans les sédiments. Les maxima sont atteints à 140 m lors de la campagne du 8 octobre et sensiblement plus importants qu'en 2007 avec **$9,24 \text{ mg.L}^{-1}$** vs $7,28 \text{ mg.L}^{-1}$ pour la silice et des concentrations à **$321 \text{ }\mu\text{gP.L}^{-1}$** vs $159 \text{ }\mu\text{gP.L}^{-1}$ pour le orthophosphate.

La dynamique du phosphore total au fond du lac est très proche de celle de l'orthophosphate avec un maximum observé de $347 \text{ }\mu\text{gP.L}^{-1}$.

III. 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 et le phosphore total en mgP/L ;
- ➔ Transparence moyenne estivale en mètres ;
- ➔ Concentration moyenne annuelle en chlorophylle a (en $\mu\text{g/L}$) ;
- ➔ Sursaturation en oxygène à 2 mètres (en mg/L) ;
- ➔ Sous saturation maximale en oxygène dans le métalimnion (en mg/L) ;
- ➔ Sous saturation en oxygène à 130 mètres (en mg/L) ;
- ➔ Le déficit à l'origine et le déficit maximal en oxygène hypolimnique (en mg/L) ;
- ➔ La consommation journalière et annuelle de l'oxygène hypolimnique respectivement en mg/L et en $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}\cdot\text{j}^{-1}$.

III.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.

Remarque préalable :

A souligner : les facteurs externes exercent une influence prépondérante, 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.

III.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 d'avril et une sursaturation apparaît en surface le 16 avril.

Pendant la période estivale, la sursaturation maximale en oxygène apparaît dans le metalimnion (10 – 15 m) depuis 1998 laissant supposer une amélioration de la transparence et la modification des distributions verticales des abondances relatives des espèces du phytoplancton par exemple les cyanobactéries.

× Variation annuelle

La sursaturation en oxygène à 2 m en 2008 s'élève à **1,4 mg O₂.L⁻¹** et montre une certaine stabilité depuis 1999 entre 1,4 et 2 mg O₂.L⁻¹.

Au niveau des concentrations maximales en oxygène, l'indice de sursaturation reste assez comparable à celui mesuré à 2 m de profondeur jusqu'en 2000 et s'en écarte à partir de 2001. Les valeurs passent alors respectivement à **3,2 et 3,1 mg O₂.L⁻¹** en 2001 et 2003 ; de 2004 à 2006 les valeurs retrouvent un niveau comparable à celui de l'année 2000 autour de **2,1 mg O₂.L⁻¹**. En 2008 avec **3,0 mg O₂.L⁻¹**, les valeurs sont identiques à celles de 2007 et 2003.

Le sens général d'évolution de cet indice depuis 1981 n'est pas fondamentalement modifié et reste relativement constant autour d'une valeur de **2,4 mg O₂.L⁻¹**.

Tableau VII Evolution des sursaturations en oxygène (mg.L⁻¹) à 2 m de profondeur et maximales au point B de 1981 à 2008

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
max	3,3	2,6	1,9	1	1,7	2,8	3,5	3	2,3	2,7
.2 m	3,3	2,6	1,9	1	1,7	2,8	3,5	3	2,3	2,7
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
.max	2,6	2,2	1,9	2,4	2,8	3,2	2,4	2,3	1,5	2,1
.2 m	2,6	2,2	1,9	2,4	2,6	3,1	1,9	2,1	1,4	1,8
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008		
.max	3,2		3,1	1,8	2,2	2,3	3,0	3,0		
.2 m	1,7	1,9	1,8	1,5	2,0	1,8	1,7	1,4		

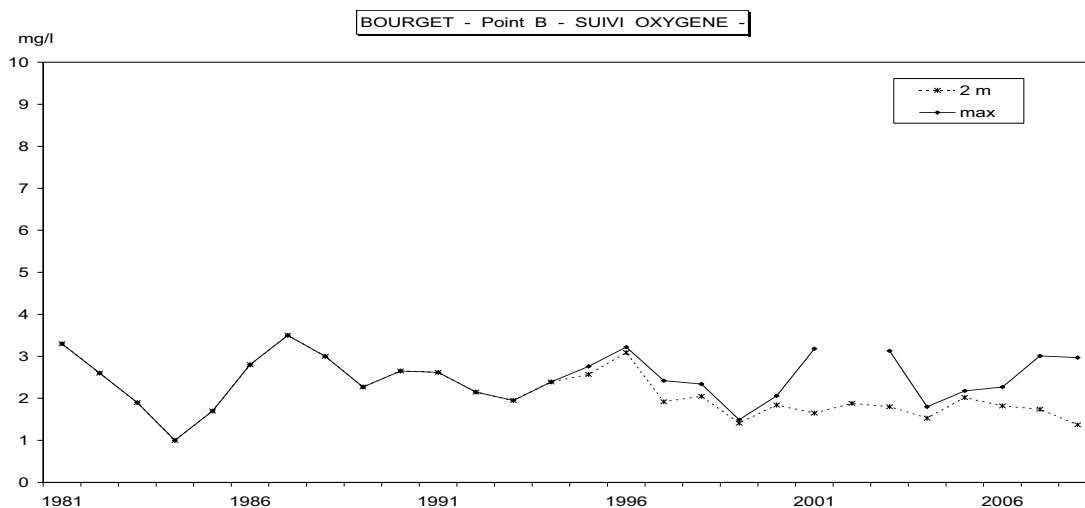


Figure 30 Evolution des indices moyens annuels de sursaturation en oxygène (mg.L⁻¹) à 2 m et maximum de sur saturation au point B de 1981 à 2008

III.1.2 Indices de sous saturation moyenne

Métalimnion

En 2008 la sous saturation moyenne annuelle en oxygène se monte à **6,1 mg O₂.L⁻¹**. Avec les deux dernières valeurs mesurées en 2007 et 2008 (5,3 et 6,1 mg O₂.L⁻¹) apparaissant parmi les plus élevées de la série de données 1981 - 2008, ce paramètre semble montrer une légère augmentation entre 1981 et 2008 (de 3,3 à 6 mg O₂.L⁻¹).

Tableau VIII Evolution de la sous saturation en oxygène (mg O₂.L⁻¹) au métalimnion au point B de 1981 à 2008

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Moyenne	3,3	4,9	4,4	3,0	4,1	4,4	4,1	4,5	4,2	5,2	7,0	6,1	5,0	4,8
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Moyenne	5,2	5,2	6,2	5,6	3,6	4,6	5,2		4,8	5,1	4,9	4,0	5,3	6,1

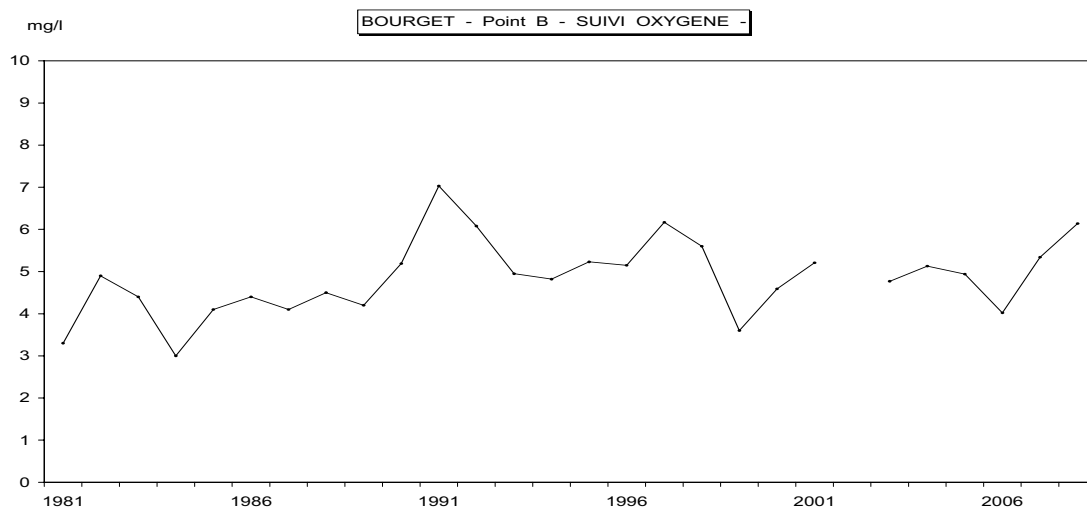


Figure 31 Evolution des indices moyens annuels de sous saturation en oxygène (mg.L^{-1}) entre 15 et 45 m de profondeur au point B de 1981 à 2008

Sous saturation moyenne à 130 mètres

De 1985 à 2008, le suivi des concentrations en oxygène à 130 mètres permet de visualiser la variabilité des réoxygénations hivernales et la relation entre leur intensité et les teneurs mesurées en fin de stratification thermique. Après cinq années successives qui montrent des réoxygénations hivernales de plus de 70 % de la saturation, on observe des brassages partiels en 2007 et 2008 qui atteignent respectivement 50 % et 60 % à la fin de la période de circulation des eaux. Dans la chronique des valeurs depuis 1985, elles se situent parmi les années où le mélange des eaux est le moins efficace après l'année 2001. Cette situation est, en grande partie, liée aux conditions météorologiques des hivers 2006-2007 et 2007-2008.

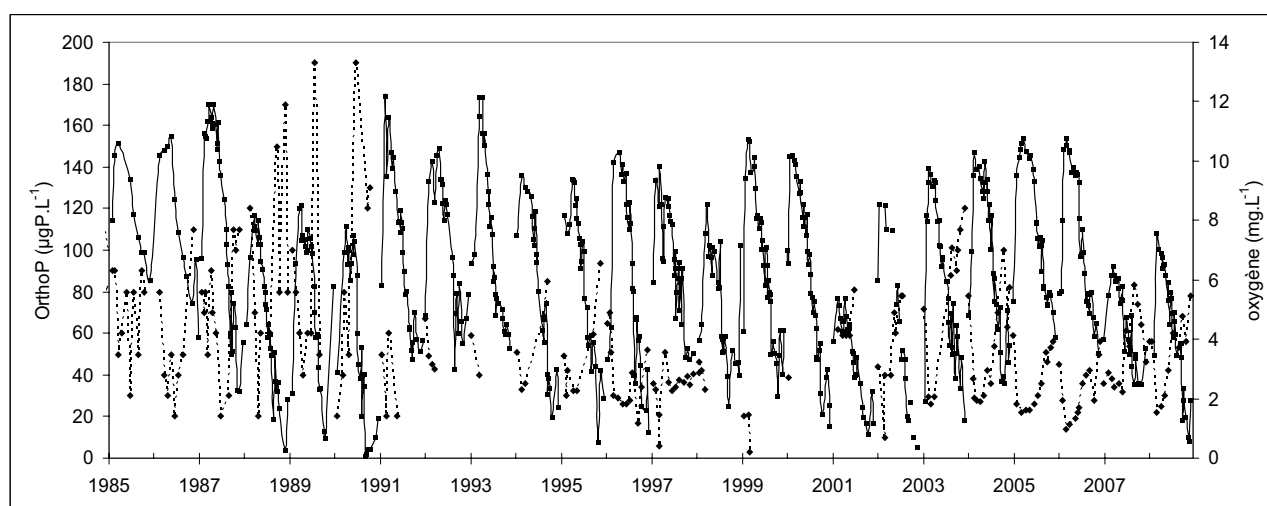


Figure 32 Evolution des teneurs en oxygène dissous en $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$ (—■—) et des orthophosphates en $\mu\text{gP.L}^{-1}$ (---◆---) à 130 mètres de profondeur au point B de 1985 à 2008

Les niveaux de sous saturation du fond (130 m) dépendent principalement de l'intensité de la réoxygénation hivernale du précédent brassage ainsi que de l'intensité de la minéralisation et donc des

quantités de matière organique à dégrader. Une augmentation régulière de l'indice constitue un signe d'eutrophisation ainsi qu'un paramètre aggravant favorisant le relargage du phosphore contenu dans les sédiments.

Tableau IX Sous saturations moyennes annuelles en oxygène à 130 mètres (mg.L^{-1}) au point B, de 1981 à 2008

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Moyenne		4,8	5,4	4,7	3,8	4,2	4,5	7,9	7,1	8,4	5,2	4,8	5,5	6,1
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Moyenne	6,4	6,1	5,5	7,1	5,5	5,92	8,9	7,2	6,2	5,3	4,3	5,1	7,7	7,7

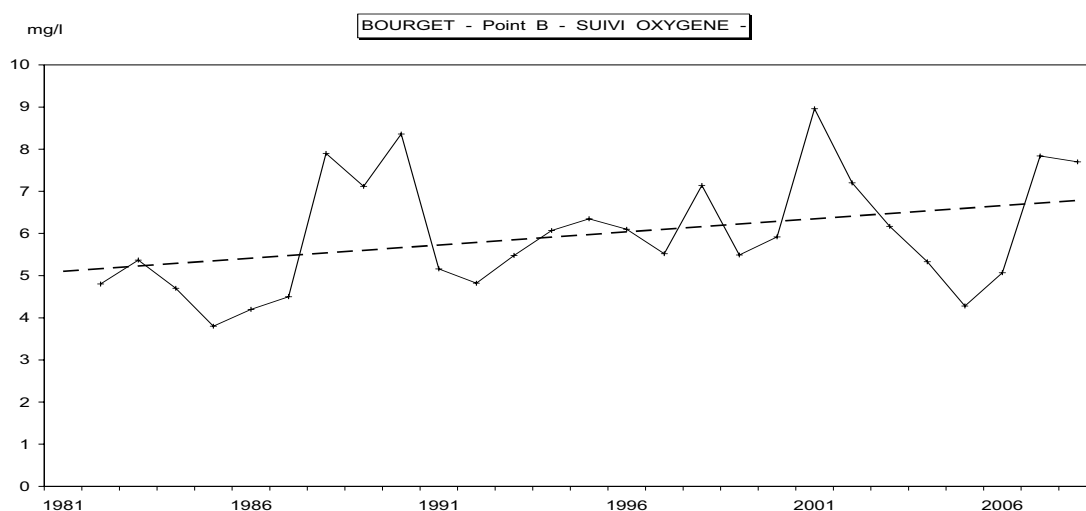


Figure 33 Evolution de l'indice de sous saturation moyen annuel en oxygène (mg.L^{-1}) à 130 mètres au point B de 1981 à 2008

L'indice de l'année 2008 très semblable à celui de 2007 et supérieur à ceux des cinq années précédentes présente une des valeurs les plus élevées depuis 1982 mais reste cohérent avec le sens d'évolution déjà constaté avec les données antérieures. D'une manière globale, le sens d'évolution semble dénoter une légère dégradation de la qualité des eaux à travers cet indice puisque les valeurs de ce paramètre tendent à augmenter (de 5 à 7 $\text{mg O}_2.\text{L}^{-1}$). 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 (1988, 1990 et 2001).

II.1.3 Déficiets et consommations hypolimniques

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

Tableau X Oxygène hypolimnique au point B de 2004 à 2008 – déficits et consommations

		2008	2007	2006	2005	2004
Déficit à l'origine	mg O ₂ .L ⁻¹	3,4	3,4	1,6	0,8	1,9
Déficit maximum	mg O ₂ .L ⁻¹	6,9	6,4	4,9	4,5	5,3
Consommation hypolimnique annuelle	mg O ₂ .L ⁻¹	3,5	3,0	3,4	3,73	3,4
Consommation hypolimnique journalière	mg O ₂ .m ⁻³ .j ⁻¹	14,4	15,5	12,3	13,7	14,2

Les déficits en oxygène calculés en début et en fin de stratification thermique sont quasiment identiques aux valeurs de 2007, et restent globalement du même ordre de grandeur que les années précédentes même si la valeur du déficit à l'origine rejoint logiquement les valeurs parmi les plus élevées (2001, 1990).

Les consommations hypolimniques globales et journalières sont respectivement de **3,5 mg O₂.L⁻¹** et **14,4 mg O₂.m⁻³.j⁻¹** comparables aux données de la chronique 1984 – 2006.

Les distributions des consommations en oxygène annuelles et journalières depuis 1984 ne permettent pas de dégager de tendance générale. Ces indices fluctuent autour de valeurs relativement constantes (respectivement de 4 mg O₂.L⁻¹ et de 19 mg O₂.m⁻³.j⁻¹) et demeurent à des niveaux qui peuvent être considérés comme modérés.

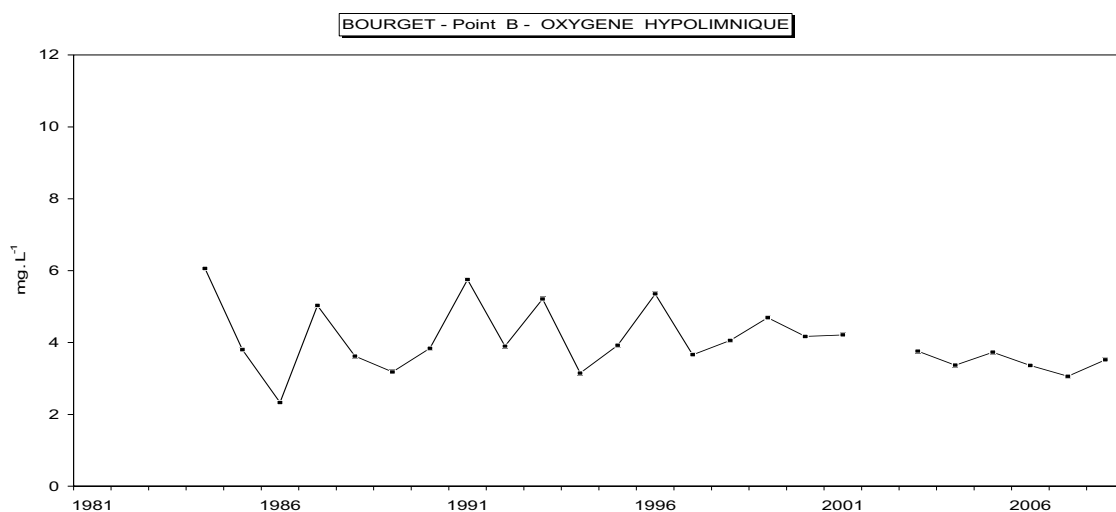


Figure 34 Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation journalière au point B de 1984 à 2008 (mg.m⁻³.j⁻¹)

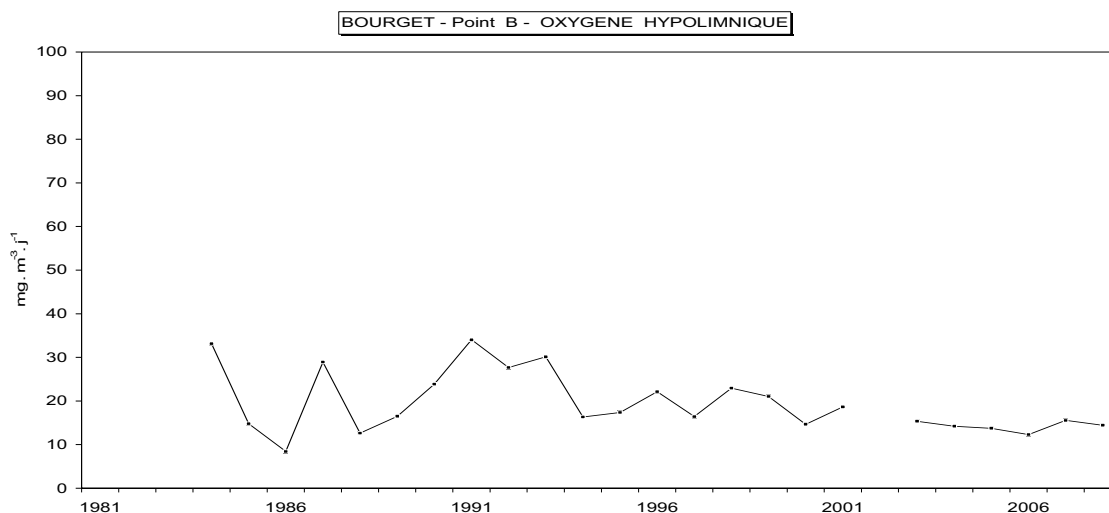


Figure 35 Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation annuelle au point B de 1984 à 2008 ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)

III.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 on prend en compte uniquement les valeurs situées à l'intérieur de la période où la transparence passe au-dessus de 5 m pour la première fois de l'année et où elle descend au-dessous de 5 m pour la dernière fois. On s'affranchit ainsi de la période hivernale. La transparence estivale pour l'année 2008 avec **6,0 mètres** présente une valeur identique à l'année 2007. 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 du niveau trophique à travers ce descripteur.

Tableau XI Evolution de la transparence moyenne estivale au disque de Secchi (m) au point B de 1981 à 2008

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Transp mini	1,2	0,9	2,0	1,4	0,85	1,3	0,95	1,95	1,75	1,65	2,4	2,3	1,6	2,5
Transp est.	2,8	3,1	3,5	3,7	4,2	3,9	3,3	4,3	4,5	4,5	4,6	4,5	4,6	4,7
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Transp mini.	2,0	1,8	1,8	2,9	2,4	2,0	3,3	2,9	2,5	4,2	2,4	2,6	3,8	3,7
Transp est.	4,7	3,5	4,9	4,5	4,4	4,7	5,9	6,0	5,3	6,7	4,7	7,2	5,9	6,0

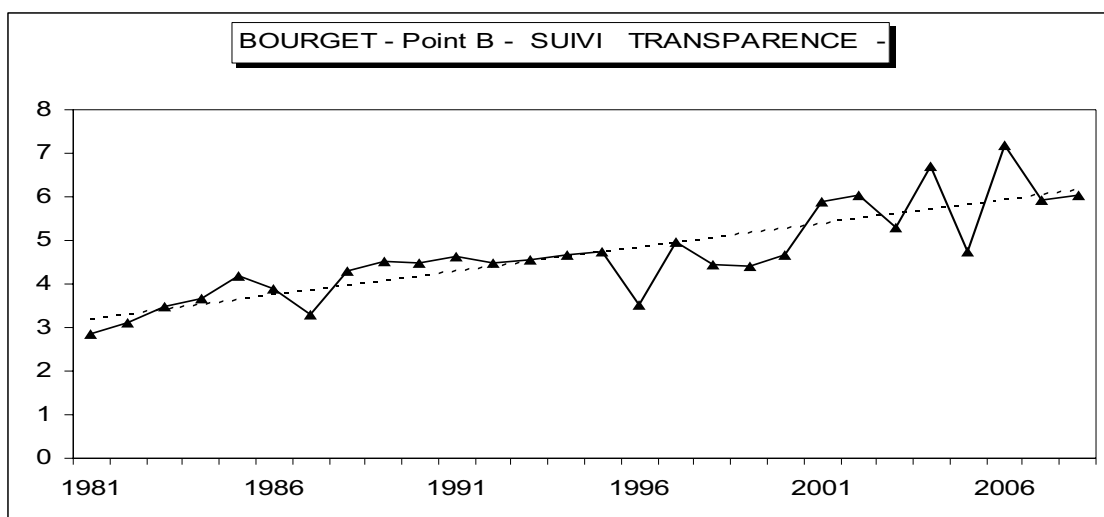


Figure 36 Evolution des transparencies moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2008

III.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 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 dans le § III.1.1, la phase de circulation des eaux pendant la période hivernale n'a pas été complète et n'a pas permis une homogénéisation totale de la masse d'eau. Un léger gradient persiste donc entre la surface et le fond, par conséquent il a été difficile d'utiliser la méthode de calcul définie par le suivi allégé. Nous avons préféré estimer 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 de 2006 et 2007.

Tableau XII Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B entre 2003 et 2008

	unité	2008	2007	2006	2005	2004	2003
Nitrates	mgN.L ⁻¹	0,59	0,63	0,58	0,65	0,72	0,57
Orthophosphate	mgP.L ⁻¹	0,013	0,014	0,016	0,024	0,029	0,023
Phosphore total	mgP.L ⁻¹	0,020	0,022	0,024	0,031	0,033	0,031
SiO ₂	mg.L ⁻¹	3,10	2,88	2,42	3,35	2,95	2,76
COT	mgC.L ⁻¹	2,11	1,99	1,95	1,91	2,07	1,70

III.3.1 Les nitrates

La valeur calculée pour 2008 (**0,59 mgN.L⁻¹**) est très légèrement inférieure à la moyenne hivernale de 2007, on retrouve une valeur comparable à celle de l'année 2006. Les concentrations hivernales en azote nitrique indiquent une relative stabilité de autour d'une valeur moyenne de **0,61 mgN.L⁻¹** depuis plus d'une dizaine d'années.

Tableau XIII Nitrates - Concentrations hivernales maximales et moyennes (mgN.L⁻¹) et Stock hivernal (tonne N) au point B entre 1981 et 2008

NO3	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Max mgN.L ⁻¹	0,88	0,85	0,80	0,77	0,75	0,70	0,70	0,70	0,72	0,68
Moyenne mgN.L ⁻¹	0,80	0,84	0,77	0,75	0,72	0,70	0,63	0,62	0,68	0,56
Stock (t N)	2794	2934	2689	2620	2515	2445	2200	2166	2375	1956

NO3-	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Max mgN.L ⁻¹	0,68	0,68	0,65	0,74	0,81	0,70	0,65	0,76	0,61	0,77
Moyenne mgN.L ⁻¹	0,64	0,60	0,60	0,66	0,71	0,62	0,58	0,70	0,56	0,60
Stock (t N)	2235	2096	2096	2305	2480	2166	2026	2445	1956	2096

NO3	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Max mgN.L ⁻¹	0,68	0,65	0,67	0,76	0,74	0,66	0,77	0,73
Moyenne mgN.L ⁻¹	0,59	0,60	0,57	0,72	0,65	0,58	0,63	0,59
Stock (t N)	2061	2096	1991	2515	2270	2026	2211	2061

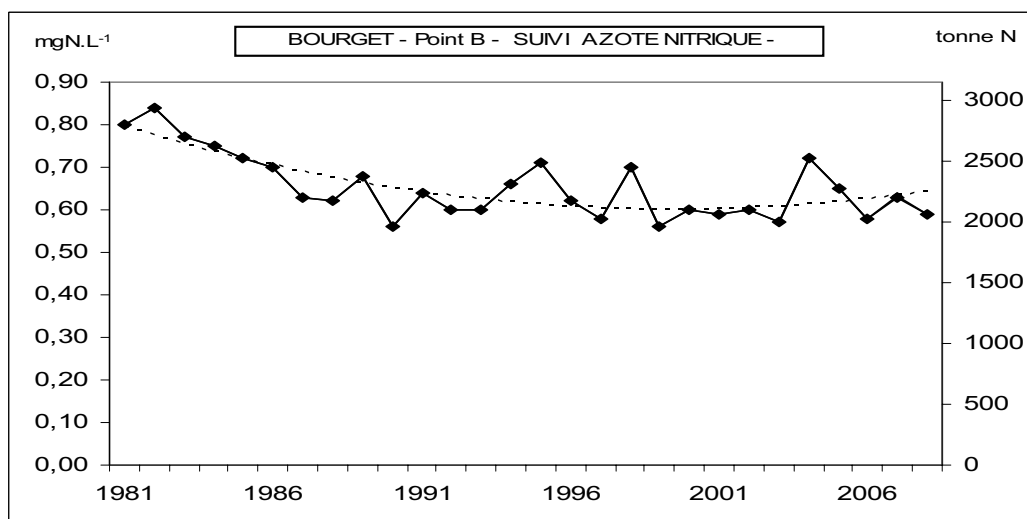


Figure 37 Concentrations moyennes hivernales (mgN.L⁻¹) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— au point B de 1981 à 2008

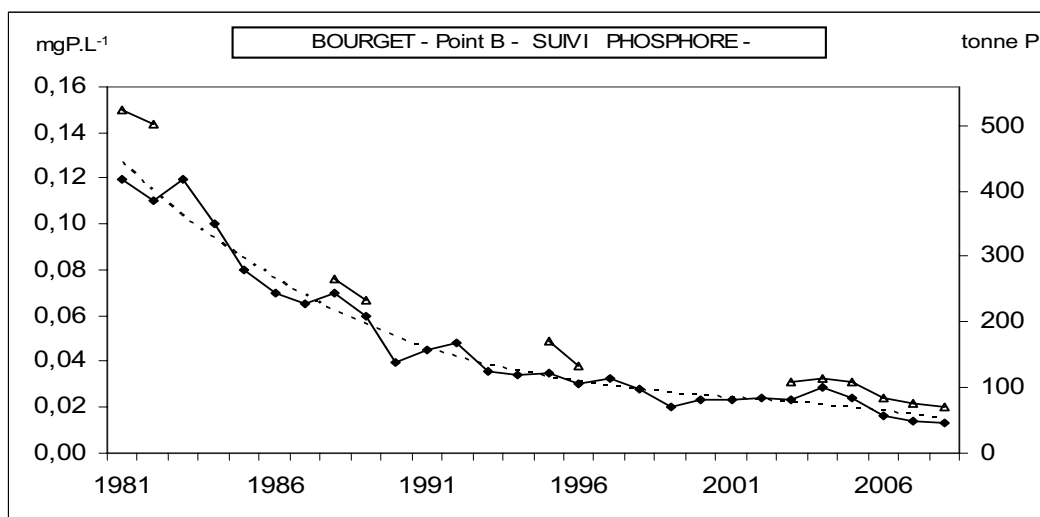
III.3.2 Les phosphates

Avec 0,013 mgP.L⁻¹ en 2008 la concentration hivernale confirme la baisse du stock perçu 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.

Tableau XIV Orthophosphate - Concentrations maximales et moyennes hivernales (mgP.L⁻¹) et Stock hivernal (tonne P) - au point B de 1981 à 2008

PO4	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Maximum (mgP.L ⁻¹)	0,15	0,12	0,13	0,12	0,09	0,08	0,08	0,07	0,1	0,08
Moyenne (mgP.L ⁻¹)	0,120	0,110	0,120	0,100	0,080	0,070	0,065	0,070	0,060	0,040
Stock (tonne P)	419	384	419	349	279	244	227	244	210	140

PO4	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Maximum (mgP.L ⁻¹)	0,06	0,067	0,059	0,051	0,052	0,073	0,036	0,042	0,021	0,042
Moyenne (mgP.L ⁻¹)	0,045	0,048	0,036	0,034	0,035	0,030	0,033	0,028	0,020	0,023
Stock (tonne P)	157	168	126	119	122	105	115	98	70	80



PO4	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Maximum (mgP.L ⁻¹)	0,078	0,05	0,033	0,030	0,027	0,017	0,052	0,65
Moyenne (mgP.L ⁻¹)	0,023	0,024	0,023	0,029	0,024	0,016	0,014	0,013
Stock (tonne P)	80	84	80	101	84	56	49	45

Figure 38 Evolution des concentrations moyennes hivernales (mgP.L⁻¹) des orthophosphates —◆— et du phosphore total —△— ; correspondance avec les stocks hivernaux (tonne P) au point B de 1981 à 2008.

III.3.3 Evolution du rapport nitrates/phosphates

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 tableau ci-dessous présente l'évolution du rapport nitrates/orthophosphates calculé sur la moyenne des concentrations mesurées à 2, 10 et 15 m de profondeur.

Tableau XV Rapport N/P au point B en 2008, 2007, 2004 et 2002

date	N/P	date	N/P	date	N/P	date	N/P
17/1/08	124	10/1/07	196	14/1/04	57	10/1/02	24
7/2/08	97	20/2/07	178	17/2/04	23	12/2/02	26
13/3/08	122	12/3/07	135	3/3/04	25	20/3/02	36
1/4/08	181	27/3/07	204	16/3/04	28	2/4/02	88
16/4/08	154	3/4/07	167	8/4/04	63	25/4/02	258
29/4/08	127	17/4/07	107	20/4/04	231	6/5/02	126
13/5/08	185	9/5/07	146	4/5/04	159	23/5/02	313
29/5/08	238	23/5/07	180	18/5/04	480	4/6/02	345
10/6/08	81	5/6/07	203	7/6/04	443	19/6/02	156
25/6/08	35	20/6/07	104	30/6/04	37	3/7/02	110
10/7/08	74	10/7/07	72	6/7/04	32	16/7/02	70
24/7/08	27	26/7/07	76	20/7/04	21	30/7/02	208
4/8/08	34	7/8/07	74	11/8/04	0	13/8/02	95
8/9/08	18	22/8/07	74	25/8/04	18	28/8/02	235
24/9/08	29	12/9/07	86	8/9/04	3	26/9/02	158
8/10/08	62	25/9/07	60	28/9/04	0	8/10/02	75
20/10/08	18	10/10/07	89	5/10/04	0	24/10/02	146
4/11/08	97	25/10/07	137	21/10/04	65	30/10/02	58
1/12/08	45	13/11/07	123	16/11/04	212	20/11/02	72
15/12/08	122	13/12/07	133	13/12/04	224	27/11/02	146

Ce tableau indique que le rapport N/P est toujours supérieur à 7 en 2008. Il confère au phosphore le rôle d'élément limitant dans la production photosynthétique. En effet, l'orthophosphate est consommé plus rapidement que le nitrate dans l'épilimnion lors de la poussée phytoplanctonique printanière comme l'illustre la figure 46.

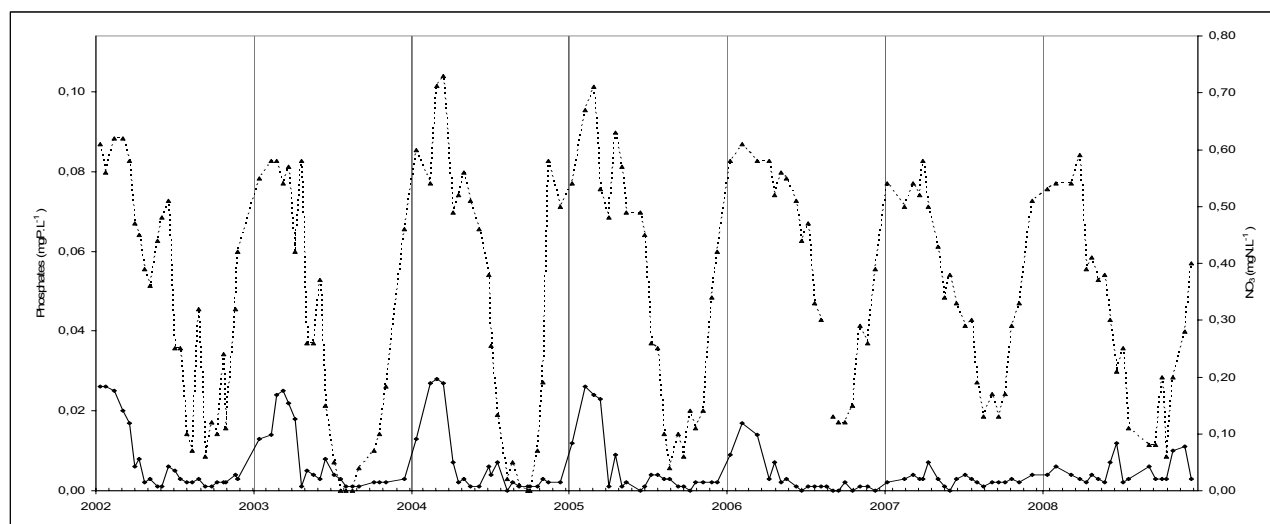


Figure 39 Comparaison de l'évolution des concentrations en orthophosphates mgP.L^{-1} (—◆—) et en nitrates mgN.L^{-1} (- - ▲ - -) au point B à 10 m de profondeur entre 2002 et 2008

III.3.4 Silice et 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 mg.L⁻¹ pour la silice et 1,9 mgC.L⁻¹ pour le COT.

Tableau XVI Concentrations maximales et moyennes hivernales en SiO₂ et COT (mg.L⁻¹) au point B de 2003 à 2008

SiO₂	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Maxi mg.L ⁻¹			3,50	3,91	4,40	2,21	5,41	3,95
Moy mg.L ⁻¹			2,76	2,95	3,35	2,17	2,88	3,1

COT	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Maxi mg.L ⁻¹			2,04	2,16	2,02	2,19	2,26	2,27
Moy mg.L ⁻¹			1,7	2,07	1,91	1,95	1,99	2,11

IV. CONCLUSION

L'hiver 2007-2008, bien que plus froid que le précédent, n'a pas permis une homogénéisation complète des eaux du lac du Bourget. Le brassage a toutefois remis à disposition les nutriments dans l'épilimnion à des concentrations habituelles en silice et nitrate (0,52 à 0,56 mgN.L⁻¹ de nitrate et 2,65 à 2,86 mg.L⁻¹ de silice), et faibles en phosphore (4 à 6 µgP.L⁻¹). Le cycle annuel du lac est conforme aux années précédentes. L'activité phytoplanctonique apparaît dans l'épilimnion à partir du mois d'avril avec la consommation des nutriments (phosphore, silice et azote) et l'augmentation de la concentration en oxygène dissous, jusqu'à une sursaturation en oxygène dissous maximum de 3,0 mg O₂.L⁻¹. Cette activité phytoplanctonique se traduit par une augmentation de la concentration en carbone organique total jusqu'à 3,02 mgC.L⁻¹ en juin. Dans l'hypolimnion, la décomposition de la matière organique par l'activité bactérienne consomme l'oxygène dissous apporté par le brassage. Les conditions sont fortement réductrices à partir du mois d'août et entraînent le relargage du phosphore contenu dans les sédiments. La sous-saturation en oxygène dissous est importante avec un déficit maximal de 6.9 mg O₂.L⁻¹, principalement dû au 2 brassages incomplets consécutifs. Le relargage est important et atteint 0,347 µgP.L⁻¹ en phosphore total et 0,321 µgP.L⁻¹ en orthophosphate le 17 octobre 2008. Le stock de phosphore du lac est quasi-constant en phosphore total et orthophosphate depuis 3 ans avec 13 µgP.L⁻¹ d'orthophosphate.

ETUDE RELATIVE A LA BOUCLE MICROBIENNE

Ce chapitre est consacré à l'étude des abondances des organismes procaryotes (picocyanobactéries et bactéries hétérotrophes), flagellés, ciliés, héliozoaires ainsi que des virus. L'évolution sur les 5 dernières années est également présentée.

I. METHODOLOGIE

Les paramètres étudiés lors du suivi 2008 ont été les suivant :

- Virus (abondance et diversité cytométrique, diversité génomique par PFGE) ;
- Bactéries (abondance totale, diversité par PCR-DGGE sur l'ADNr 16S) ;
- Pico- et nanophytoplancton (abondance) en particulier les picocyanobactéries ;
- Protistes (identification et abondance des flagellés, ciliés et héliozoaires) ;

Les profondeurs échantillonnées ont été de 2, 10, 15, 20, 30, et 50 mètres pour l'abondance des virus, bactéries et picophytoplancton. Les abondances des organismes flagellés et ciliés ont été déterminées pour les profondeurs 2, 15, 30, et 50 mètres. Pour l'appréciation de la diversité génétique des bactéries et des virus, seules les profondeurs 2 et 50 m ont été considérées.

Les abondances des virus, bactéries hétérotrophes, picocyanobactéries et petits autotrophes ont été obtenues par cytométrie en flux alors que les abondances des flagellés et ciliés ont été déterminées par microscopie à épifluorescence et inversée.

Pour l'analyse des bactéries hétérotrophes et des virus, les échantillons ont été fixés avec du glutaraldéhyde puis dilués soit dans l'eau du lac filtré soit dans du tampon Tris-EDTA et marqués avec le colorant SYBR Green I.

Pour l'analyse des flagellés, les échantillons ont été fixés avec du glutaraldéhyde, filtrés sur une membrane polycarbonate de porosité 0,8 μm et marqués à la primuline. Les filtres ont alors été montés entre lame et lamelle avant leur observation en microscopie à épifluorescence. La discrimination entre flagellés pigmentés et hétérotrophes a été réalisée en jouant sur l'excitation en lumière ultraviolette ou verte ; la lumière verte permettant de distinguer la fluorescence naturelle due aux pigments des cellules autotrophes.

Les ciliés ont été fixés avec du chlorure de mercure, identifiés et dénombrés, après une étape de sédimentation en colonne Uthermö, avec un microscope inversé.

Dans ce rapport, il ne sera fait mention que des abondances des communautés microbiennes.

II. RESULTATS ET INTERPRETATION PRELIMINAIRE

II.1. ABONDANCES ET DYNAMIQUES DES COMMUNAUTES MICROBIENNES

Les concentrations minimales, maximales et moyennes pour chacune des communautés microbiennes (exception faite des petits autotrophes détectés par cytométrie en flux dont le chiffre est en partie donné par les flagellés pigmentés), pour les années 2004, 2005, 2006, 2007 et 2008 sont rapportées dans le Tableau I ci dessous.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations des différents compartiments de la boucle microbienne entre 0 et 50 m obtenues de 2004 à 2008

		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	$7,7 \times 10^5$	$2,5 \times 10^4$
Bactéries hétérotrophes (cell/ml)				
	2004	$1,0 \times 10^6$	$8,2 \times 10^6$	$2,6 \times 10^6$
	2005	$3,1 \times 10^5$	$1,1 \times 10^7$	$2,5 \times 10^6$
	2006	$8,6 \times 10^5$	$8,2 \times 10^6$	$3,1 \times 10^6$
	2007	$2,3 \times 10^5$	$6,2 \times 10^6$	$2,2 \times 10^6$
	2008	$6,2 \times 10^5$	$8,0 \times 10^6$	$2,8 \times 10^6$
Bactéries hétérotrophes HDNA (‰)				
	2007	13	72	43
	2008	17	65	44
Virus (part/ml)				
	2004	$1,8 \times 10^7$	$1,5 \times 10^8$	$6,8 \times 10^7$
	2005	$1,0 \times 10^7$	$2,0 \times 10^8$	$6,3 \times 10^7$
	2006	$2,1 \times 10^7$	$3,9 \times 10^8$	$6,2 \times 10^7$
	2007	$9,1 \times 10^6$	$6,4 \times 10^8$	$1,1 \times 10^8$
	2008	$1,3 \times 10^7$	$6,1 \times 10^8$	$1,1 \times 10^8$
Flagellés hétérotrophes (cell/ml)				
	2004	18	$2,6 \times 10^3$	$6,4 \times 10^2$
	2005	36	$8,7 \times 10^3$	$1,2 \times 10^2$
	2006	27	$2,8 \times 10^3$	$8,5 \times 10^2$
	2007	0	$3,5 \times 10^3$	$6,4 \times 10^2$
	2008	0	$2,3 \times 10^3$	$3,4 \times 10^2$
Flagellés pigmentés (cell/ml)				
	2004	0	$1,1 \times 10^4$	$9,9 \times 10^2$
	2005	0	$2,6 \times 10^4$	$1,9 \times 10^2$
	2006	0	$1,4 \times 10^4$	$8,9 \times 10^2$
	2007	0	$1,2 \times 10^4$	$9,6 \times 10^2$
	2008	0	$0,7 \times 10^4$	$4,7 \times 10^2$
Ciliés + Hélozoaires (cell/ml)				
	2004	1	218	20
	2005	1	122	18
	2006	1	44	14
	2007	0	111	21
	2008	4	144	22

L'abondance des bactéries hétérotrophes co-varie généralement avec la productivité des écosystèmes, la biomasse (et l'abondance) étant croissante le long d'un gradient trophique. La comparaison qui peut être faite entre le lac du Bourget et le lac d'Annecy (oligotrophe) révèle, pour 2008, des valeurs moyennes ($2,8$ vs. $3,0 \times 10^6$ cell.ml⁻¹) et maximales ($8,0$ vs. $7,3 \times 10^6$ cell.ml⁻¹) globalement similaires, comme c'était le cas en 2007 ; alors qu'elles étaient significativement supérieures au Bourget les années précédentes. Sur la période

cumulée 2003-2008, le lac du Bourget présente des valeurs moyennes et maximales supérieures de la communauté des bactéries hétérotrophes au lac d'Annecy de 12 et 47%. C'est moins que ce qui avait été noté entre 2007 et 2006, soit 25% et 106%. Il semble donc que les abondances co-varient bien avec le degré trophique et que l'on puisse s'attendre à des valeurs moindres dans les prochaines années, en réponse à la réoligotrophisation en cours du lac du Bourget.

Cette année, tout comme l'an passé, il a été possible de discriminer assez facilement la proportion des bactéries HDNA (ayant un contenu en ADN élevé) de celle des bactéries LDNA (ayant un contenu en ADN bas). Ces deux sous groupes sont potentiellement représentatifs de l'état physiologique des bactéries, les HDNA étant supposés les plus actives. Sur l'ensemble de l'année 2008, 44% de la communauté totale était caractérisée par le groupe des HDNA (une valeur identique à 2007) mais cette proportion est hautement variable, comme cela peut d'ailleurs être perçu au travers des valeurs minimales (17%) et maximales (65%) de ce groupe. Les plus fortes proportions des bactéries HDNA ont été mesurées en mars et en juillet.

En ce qui concerne les picocyanobactéries, il n'existe pas de relations définitivement établies entre abondance et statut trophique, sauf peut être pour les lacs hypereutrophes dans lesquels une forte proportion de picocyanobactéries riches en phycocyanine peut être observée. 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 typique des lacs eutrophes et riches en substances humiques (Callieri 2008). La distribution de ces picocyanobactéries est directement à relier à la quantité et qualité de lumière reçue au sein de ces écosystèmes : la lumière verte prédominant dans les lacs oligo- à mésotrophes pauvre en substances humiques et la lumière rouge prédominant dans les eaux de surface des lacs eutrophes colorés. La comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget révèlent des valeurs moyennes (9,5 vs. $2,5 \times 10^4$ cell/ml) en 2008 significativement supérieures pour le lac d'Annecy mais les valeurs maximales l'emportent au Bourget (7,5 vs. $6,6 \times 10^5$ cell/ml). En théorie, il est attendu que ces microorganismes soient prépondérants dans les écosystèmes oligotrophes en terme de proportion relative, d'activité et de production par rapport aux autres formes phytoplanctoniques. Cette tendance semble confirmée au regard des valeurs moyennes mais pas des valeurs maximales. En s'intéressant de plus près aux données, on constate également qu'un autre indice pourrait être utilisé, celui de l'abondance moyenne de cette communauté en hiver, où une proportion reste significativement beaucoup plus élevée au lac d'Annecy. Notons toutefois que cette relation entre picophytoplancton et statut trophique du milieu est une probabilité et non une certitude (Callieri & Stockner 2002). Lors du prochain suivi lourd, il est proposé de s'intéresser plus en détail à cette communauté témoin, en terme de dynamique, de production et de diversité en comparant typiquement les lacs d'Annecy et du Bourget.

Comme pour les années précédentes, une seule « population » a pu être observée via la cytométrie en flux alors que l'analyse des eaux du lac d'Annecy révèle souvent deux à trois groupes au sein de cette communauté.

Comparativement à la communauté des petits eucaryotes, *Synechococcus* spp dominaient très largement en terme d'abondances.

L'abondance des flagellés hétérotrophes, dans les strates 0-50m, est en moyenne pour l'année 2008 de $3,4 \times 10^2$ cell.ml⁻¹. Les valeurs d'abondances des flagellés hétérotrophes sont supérieures dans les strates correspondant à l'épilimnion et au métalimnion, et décroissent nettement au-delà des 20 m. En moyenne, au cours de l'année les valeurs maximales sont observées dans la zone métalimnique (densité maximale : $22,8 \times 10^2$ cell.ml⁻¹ à 15m, fin mai) alors qu'elles étaient habituellement repérées plus en surface au cours des dernières années. La proportion relative des flagellés hétérotrophes par rapport aux flagellés totaux augmente avec la profondeur, la part des hétérotrophes atteignant en moyenne 80% de l'abondance totale à 50 m de profondeur (contre 38% en moyenne à 2 m). Globalement sur toute la colonne d'eau (0-50m) les formes hétérotrophes représentent une part majoritaire parmi les cellules flagellées (61% de formes hétérotrophes, contre 39% de formes pigmentées).

On note, au cours des 3 dernières années (2006-2007-2008), une décroissance de l'abondance moyenne des flagellés hétérotrophes (quelque soit la profondeur d'échantillonnage considérée), mais, toutefois, la part relative prise par les hétérotrophes (en comparaison des flagellés pigmentés) reste globalement élevée. L'année 2005 avait été marquée par une assez nette augmentation d'abondance. On a assisté depuis, à une diminution de ces valeurs. Bien que, d'une manière générale dans les systèmes planctoniques, l'augmentation d'abondance des flagellés hétérotrophes puisse traduire une élévation du niveau trophique, et qu'une réduction d'effectif révèle plutôt une oligotrophisation, il est toutefois délicat de conclure sur la base des seules variations observées au cours de ces 4 dernières années dans le lac du Bourget que l'on assiste à une réduction du niveau trophique de l'ensemble du système.

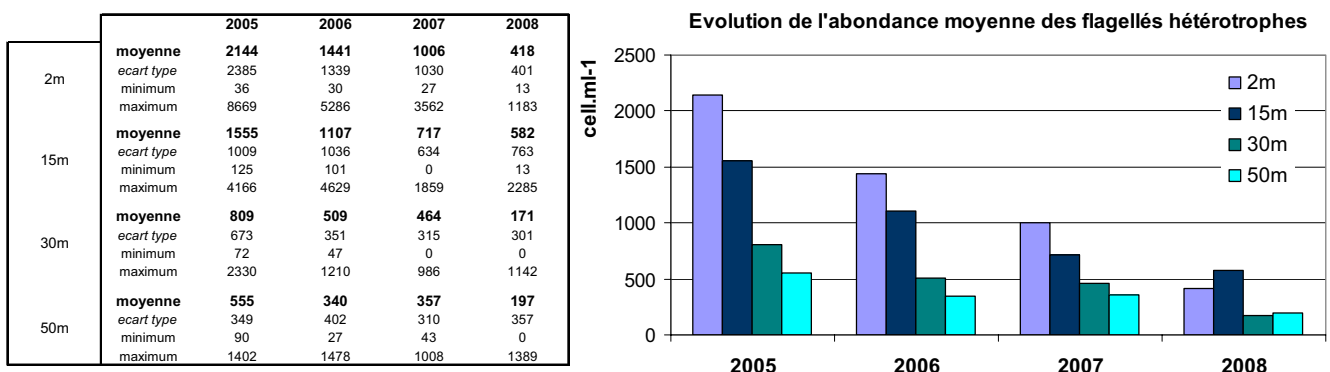


Figure 1 Evolution inter annuelle de l'abondance des flagellés non pigmentés à 4 profondeurs discrètes (2, 15, 30, 50m)

Les protistes flagellés pigmentés, regroupant des organismes purement autotrophes mais également des organismes mixotrophes, ont une abondance moyenne au cours de l'année 2008 (toutes profondeurs confondues) de $4,7 \times 10^2$ cell.ml⁻¹. Les abondances maximales sont très nettement observées dans les couches d'eau supérieures (épilimnion). On note également pour ces protistes flagellés pigmentés, comme pour les flagellés hétérotrophes, une diminution globale d'abondance depuis les 4 dernières années (2005 à 2008).

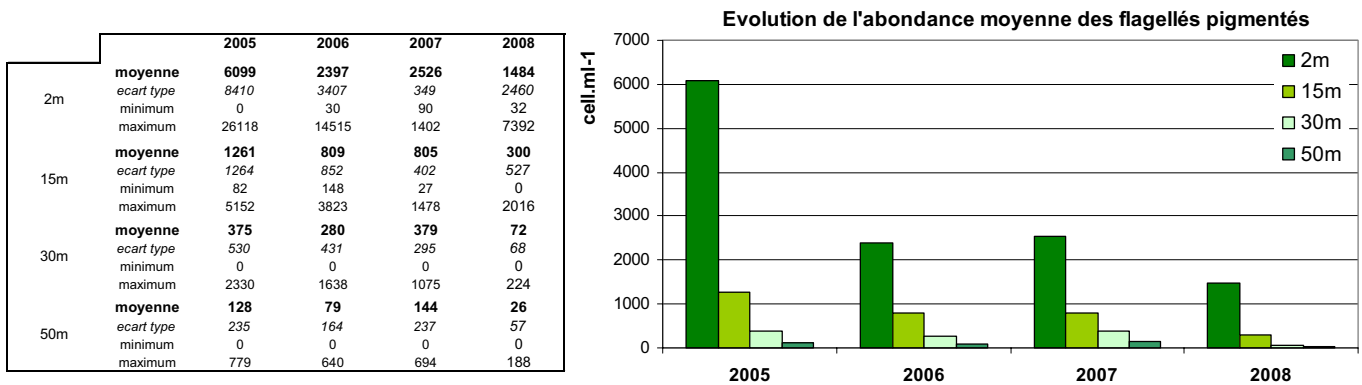


Figure 2 Evolution inter annuelle de l'abondance des flagellés pigmentés à 4 profondeurs discrètes (2, 15, 30, 50m)

L'abondance moyenne des Ciliés et des Héliozoaires tend à l'inverse, à augmenter depuis les 4 dernières années. Elle est de 22 cell.ml⁻¹ en 2008 (toutes profondeurs confondues). Comme les années précédentes, une augmentation d'abondance est observée en période estivale (juillet), en particulier dans l'épilimnion et le métalimnion (67 cell.ml⁻¹ à 2 m de profondeur). Toutefois ce pic estival est peu marqué en comparaison des années précédentes, et, le maximum d'abondance est, de manière atypique, observée en avril avec une densité de 147 cell.ml⁻¹ (2 m). Les variations d'abondances inter-annuelles qui sont observées pour le Lac du Bourget sont dans la gamme des valeurs retrouvées dans les milieux lacustres mésotrophes. Les héliozoaires ont représenté au cours de l'année 2008, une très faible part des protistes hétérotrophes, et n'ont pas contribué significativement au pic estival comme cela a été le cas pour les années 2004, 2005 et 2007. Les pas de temps d'échantillonnage peuvent expliquer que le pic estival n'ait pas été détecté dans nos échantillons, ce pic pouvant être très ponctuel.

L'année 2008 semble suivre la même évolution que l'année 2007, avec une concentration virale qui a atteint, des valeurs très élevées ($6,1 \times 10^8$ part.ml⁻¹), étant responsables au final d'une moyenne annuelle élevée ($1,1 \times 10^8$ part.ml⁻¹), équivalente à celle de 2007 et donc beaucoup plus élevée que sur la période 2004-2006. Comparativement le lac d'Annecy a été caractérisé par des valeurs moyennes ($4,7 \times 10^7$ part.ml⁻¹) et maximales ($3,7 \times 10^8$ part.ml⁻¹) deux fois moins élevées qu'au Bourget, ce qui est aussi globalement attendu, eu regard de ce que la littérature rapporte concernant les liens entre statut trophique et abondances virales (Clasen *et al.* 2008, Lymer *et al.* 2008). Comparativement aux années précédentes, la discrimination entre les différents groupes viraux a été plus difficile et nous avons regroupé d'un côté les VLP1 (c'est-à-dire les virus supposés être des bactériophages) et d'un autre côté tous les autres virus.

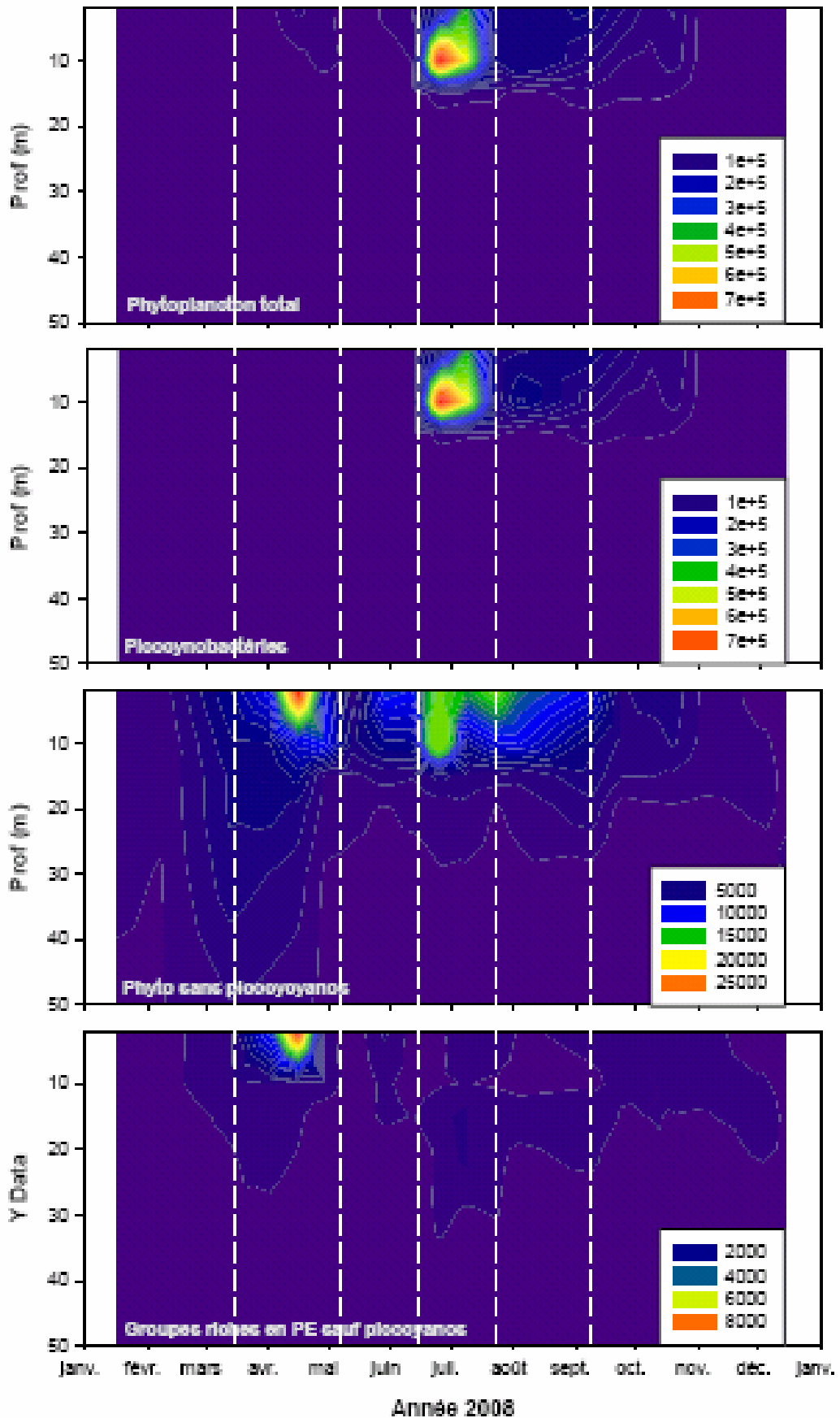


Figure 3 Evolution des concentrations du phytoplancton, des picocyanobactéries, des petits autotrophes, et des populations riches en PE entre 0 et 50 m pour l'année 2008

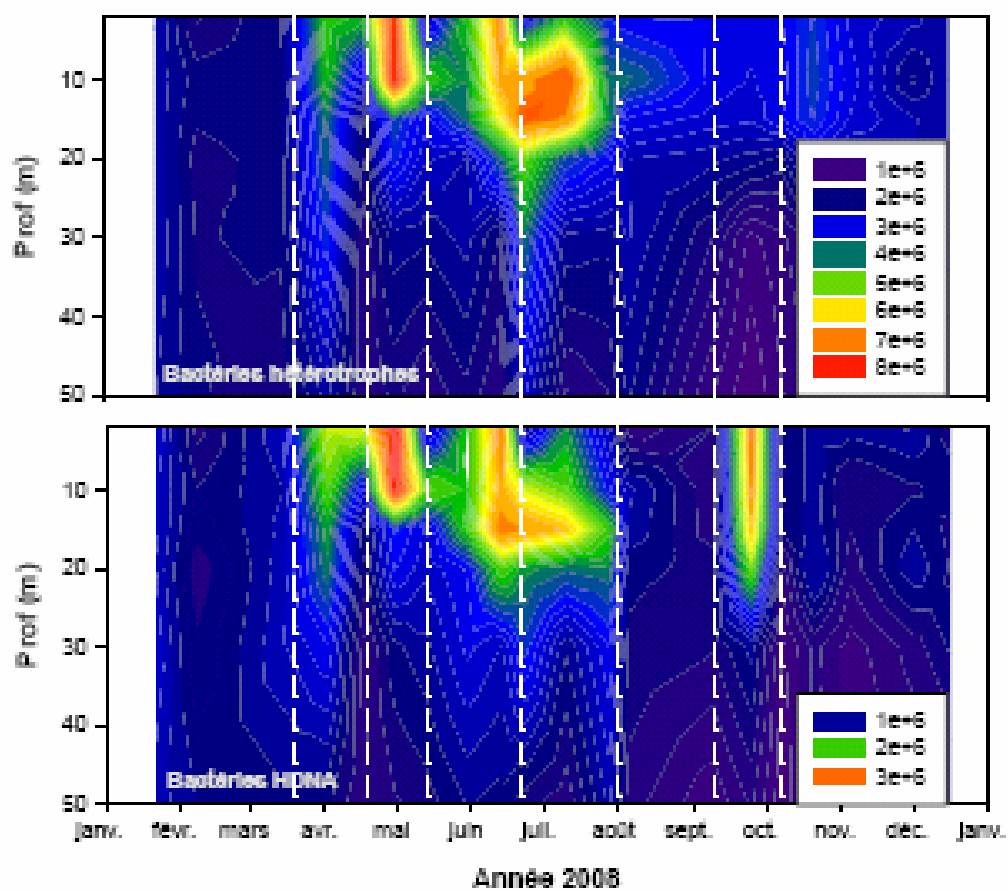


Figure 4 Evolution des concentrations de bactéries hétérotrophes et de la proportion de cellules à contenu élevé en ADN (i.e. les plus actives) entre 0 et 50 m pour l'année 2008

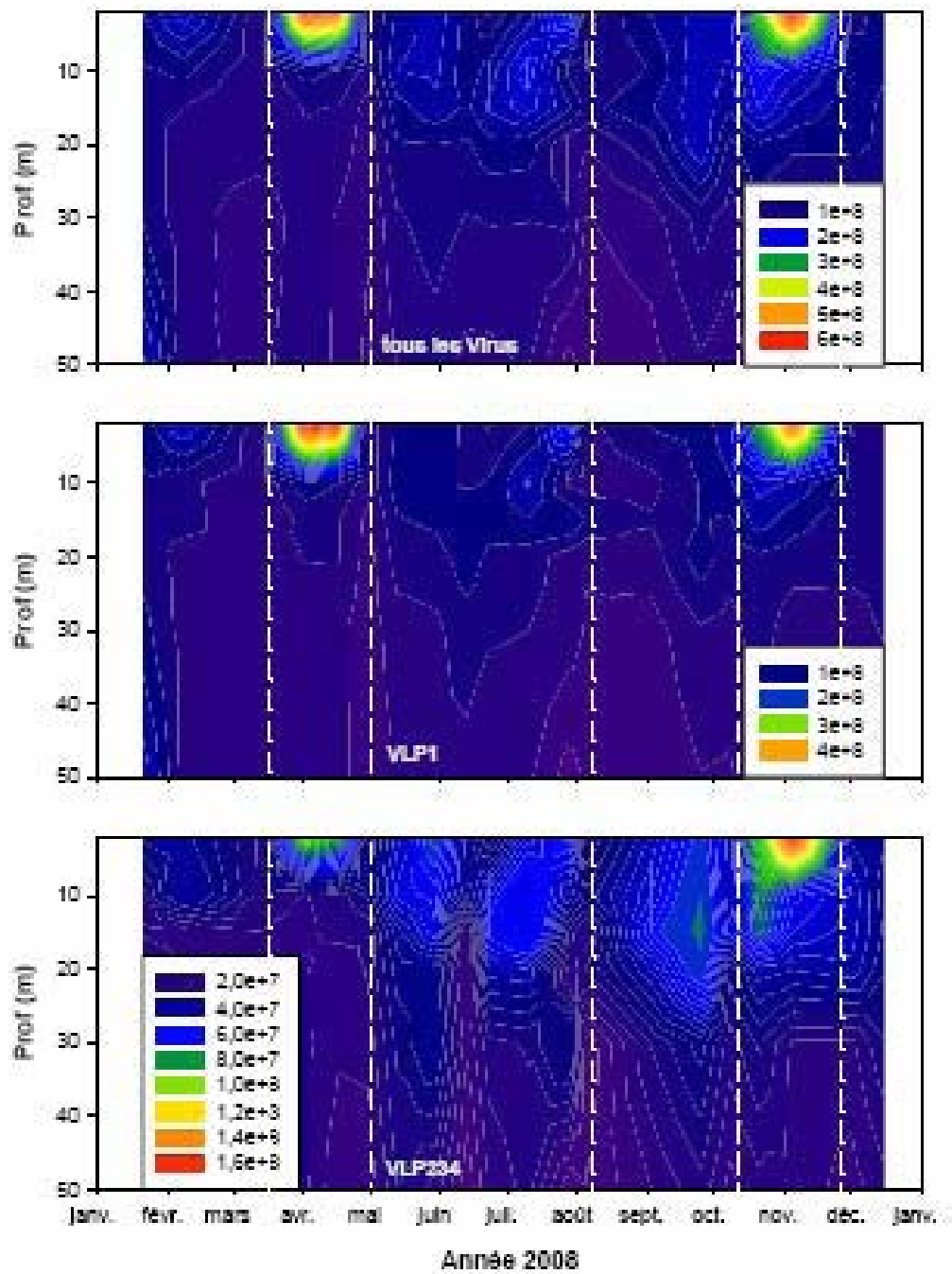


Figure 5 Evolution des concentrations de virus totaux, des bactériophages (VLP1) et des autres entités virales (VLP234) entre 0 et 50 m pour l'année 2008

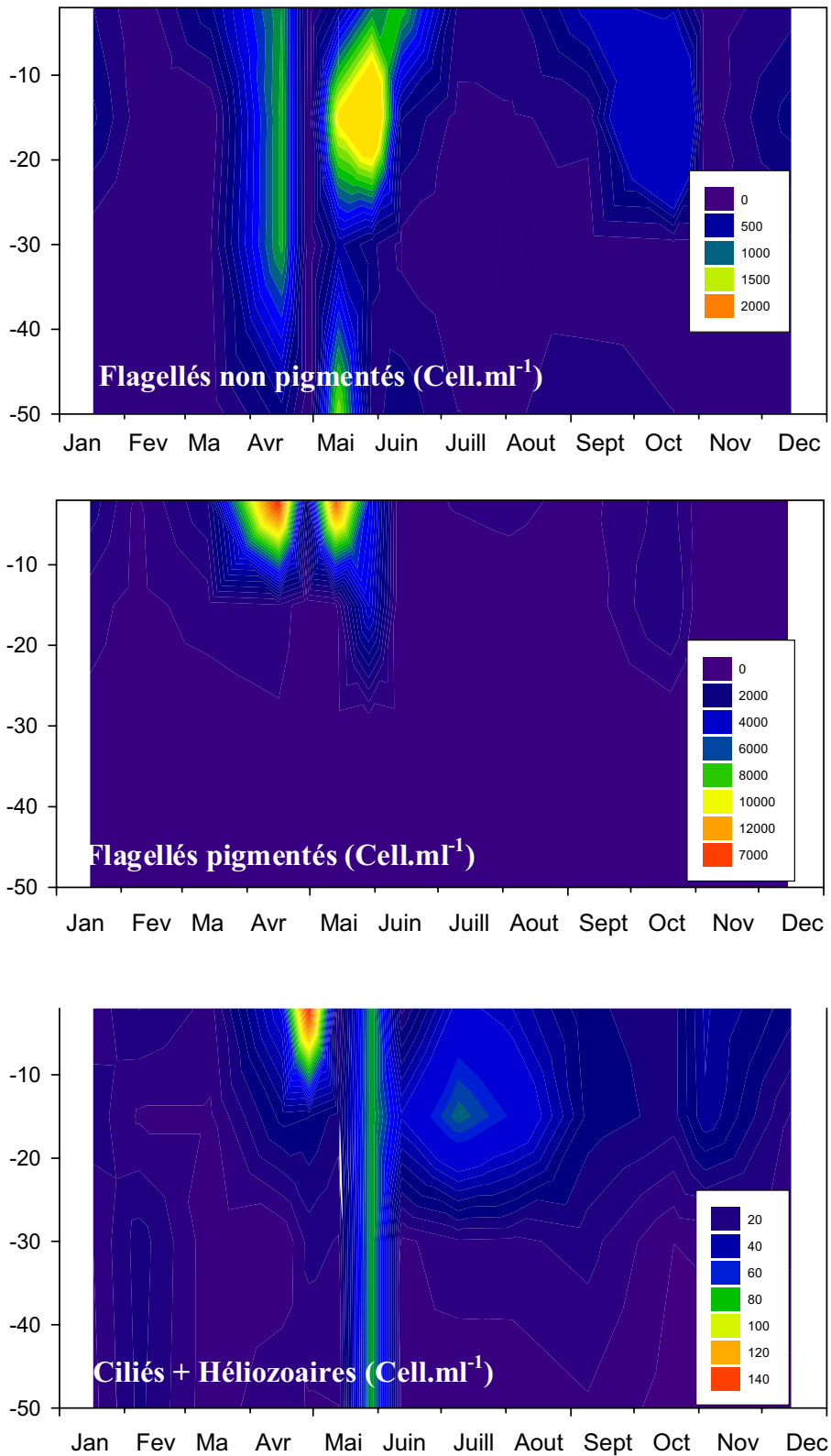


Figure 6 Evolution des concentrations de flagellés hétérotrophes, flagellés pigmentés, des ciliés et héliozoaires entre 0 et 50 m en 2008

La dynamique des picocyanobactéries en 2008 a surtout été caractérisée par un pic d'abondance marquée en été (en juillet) alors qu'en 2007, deux périodes de fortes abondances avaient été enregistrées, en été et en automne, avec une très légère séparation entre ces deux périodes au mois d'août dans les eaux proches de la surface. Comme nous l'avions évoqué dans le précédent rapport, une des raisons à l'absence de

pic printanier pourrait être une prédation par les protistes flagellés/ciliés et/ou le zooplancton métazoaire à un moment où la concentration en microalgues est réduite et à un moment où en effet de fortes concentrations en prédateurs sont enregistrées. Comme on peut le voir dans la Figure 3 décrivant la dynamique des picocyanobactéries, l'essentiel de la biomasse est concentrée près de la surface. Les fortes concentrations ($>10^5$ cell.ml⁻¹) ont été enregistrées à la fin juin, à la mi juillet, début août et début septembre à 2 et/ou 10 m. En 2007, ces fortes valeurs avaient été enregistrées jusqu'au début du mois d'octobre. Lumière et température sont logiquement des facteurs expliquant cette distribution bien qu'il soit difficile de déterminer la part de l'une et de l'autre et de les isoler des autres processus, notamment biotiques (la prédation et la lyse virale typiquement). Notons toutefois qu'il avait été montré lors du suivi de 2004-2005 que les variations dans la disponibilité des nutriments, qui ont des répercussions sur les phénomènes de compétition avec d'autres « algues », soient particulièrement importantes dans le cas du Bourget pour expliquer le développement des picocyanobactéries. Egalement, le lien avec les prédateurs apparaît principalement avec les prédateurs ciliés qui semblent bénéficier de la ressource fournie par ce compartiment picoplanctonique autotrophe (Comte *et al.* 2006, Personnic *et al.* sous presse). Les flagellés hétérotrophes sont également susceptibles de se nourrir en partie sur la biomasse picocyanobactérienne, en particulier les flagellés appartenant à la famille des Katablepharidae.

Les petits eucaryotes photosynthétiques tels que la cytométrie en flux les a révélés présentent une dynamique différente de celle des picocyanobactéries avec un pic marqué dans les eaux proches surface (à 2 m) à la mi-avril puis un peu plus loin dans la saison en juillet-août à 2 et 10 m. Ces pics sont caractérisés par des concentrations excédant les 10³ cell.ml⁻¹. Cette dynamique était également enregistrée en 2007 alors que 2006 n'avait été caractérisée que par un seul pic de concentration avoisinant les 10³ cell.ml⁻¹ au mois d'octobre.

Au mois d'avril, à 2 m, a également été enregistré un pic relativement élevé d'une communauté de microalgues riches en phycoérythrine et n'étant pas des cyanobactéries. Il s'agissait de Cryptophycées.

Une dynamique saisonnière forte et variée a été enregistrée pour les bactéries hétérotrophes avec des développements marqués, toujours dans les 20 premiers mètres (là où il y a la production phytoplanctonique). Le premier pic (avec 4,6x10⁶ cell.ml⁻¹), en 2008, est enregistré à 2 m tout début avril (le lien avec les petits eucaryotes autotrophes paraissant évident) puis à la fin du mois d'avril à 2 et 10 m (avec 8,0x10⁶ cell.ml⁻¹). De fortes concentrations ont aussi été enregistrées par la suite entre fin juin et début août, sans pour autant qu'elles atteignent celles de fin avril, ces concentrations variant en effet entre 3 et 7,8 x10⁶ cell.ml⁻¹. Les concentrations maximales diminuent alors et atteignent de nouveau en décembre des valeurs de l'ordre de 2x10⁶ cell.ml⁻¹, un pic étant toutefois enregistré de nouveau en octobre avec 3,5x10⁶ cell.ml⁻¹. La proportion des bactéries HDNA a également été enregistrée au moment de chacun des pics précédemment cités.

Si les virus ont constitué une communauté marquée par des variations importantes au niveau des abondances au cours de l'année 2007, l'année 2008 semble avoir été plus homogène avec surtout deux pics d'abondance supérieurs à 5x10⁸ part.ml⁻¹ en avril et en novembre. Les plus fortes abondances sont localisées dans la strate 0-20 m. Cette dynamique est surtout expliquée par le groupe V1, majoritaire, expliquant 96% de la variance des virus et assimilé aux bactériophages (voir plus bas). Notons toutefois qu'aucune relation

marquée sur l'ensemble de l'année 2008 n'a été enregistrée entre les bactéries et les virus. Bien qu'inattendu, l'absence de relations entre bactéries et virus a déjà été évoquée et expliquée par certains auteurs (Lymer *et al.* 2008).

Concernant les flagellés non pigmentés, on repère, entre 0 et 30 m, une première augmentation printanière, puis un pic apparaît fin mai plus particulièrement autour des 15 m de profondeur. L'augmentation estivale est tardive et peu marquée. Le lien entre abondance des flagellés hétérotrophes (considérés comme étant essentiellement bactérivores) et l'abondance des proies potentielles (bactéries, picophytoplancton) n'apparaît pas significativement. Cette absence de liens directs entre les ressources bactériennes et les flagellés hétérotrophes peut être liée d'une part, à une forte régulation de prédation exercée par les prédateurs métazooplanctoniques affectant les protistes flagellés, et d'autre part à la stratégie d'échantillonnage inadéquate pour apprécier finement les relations proies-prédateurs.

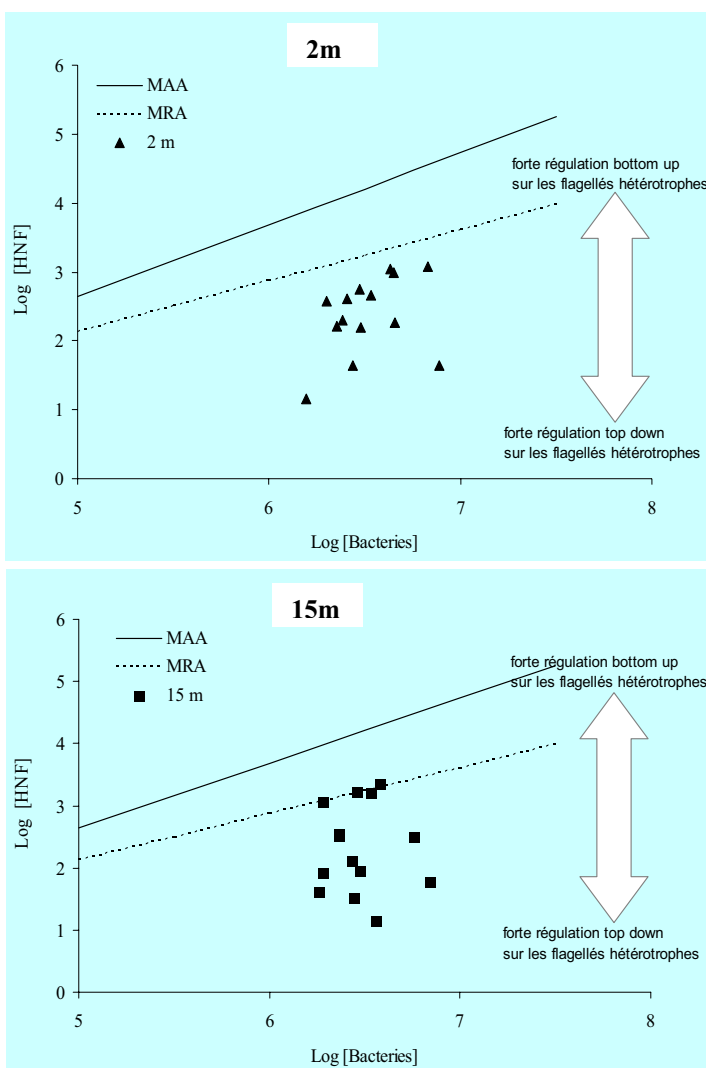


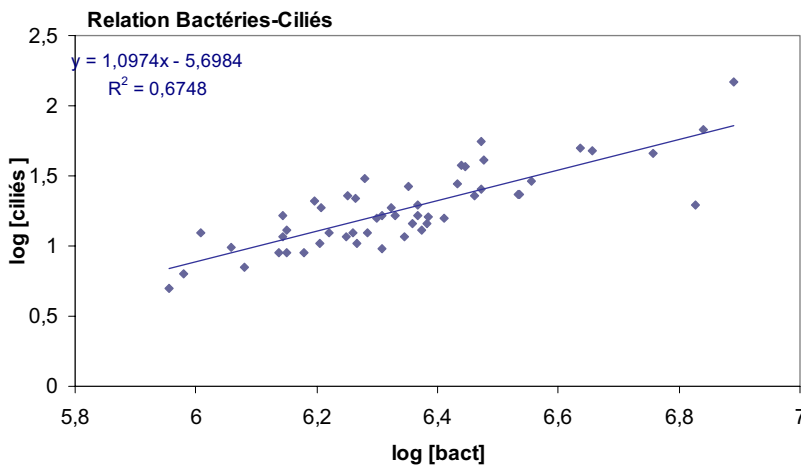
Figure 7 Abondances des bactéries et des flagellés hétérotrophe (Log) pour les 12 dates d'échantillonnage, à 2 m et à 15 m. Ces abondances sont présentées sur le graphe proposé par Gasol (1994) en vue d'identifier l'importance des régulations par les ressources et par la prédation s'exerçant sur les flagellés hétérotrophes (HNF)

La représentation graphique des abondances bactériennes et hétérotrophes flagellés sur le schéma proposé par Gasol (1994) permet d'émettre l'hypothèse que ces flagellés hétérotrophes sont fortement régulés par la prédation qui s'exerce sur eux, en particulier dans la zone épilimnique (ici 2 m). Dans le métalimnion, la position des points révèle pour certaines dates, une utilisation efficace des bactéries par les flagellés, mais généralement un fort poids de la régulation « top down » (prédation) sur ces protistes

hétérotrophes. Les points positionnés proches des droites MAA (maximal attainable abundance) et MRA (maximal reliable abundance) représentent des points pour lesquels l'abondance des flagellés est relativement élevée par rapport aux quantités de bactéries disponibles soulignant une utilisation efficace des bactéries comme ressources alimentaires et une régulation faible exercée par les prédateurs metazooplanctoniques sur les flagellés. A l'inverse l'éloignement (vers le bas) caractérise des situations pour lesquelles la régulation des flagellés est moins liée aux ressources (proies bactériennes) et plus à une limitation par la prédation des niveaux trophiques supérieurs.

D'autre part, des travaux de recherche récents nous ont permis de montrer qu'une fraction variable des flagellés non pigmentés ne sont pas des taxa bactérivores mais peuvent avoir un rôle fonctionnel différent. Il peut en effet s'agir de stade zoospores de champignons ou d'autres eucaryotes potentiellement parasites (Lepère *et al.* 2006). Ceci peut expliquer un manque de liens directs entre abondances totales des flagellés hétérotrophes et les densités de bactéries. Il est important de ne pas assimiler les flagellés non pigmentés dans leur totalité à des bactérivores, même si, une part généralement dominante de cet assemblage est représentée par des nanoflagellés (3 à 20 µm) dont l'activité de bactérivorie a pu en effet être vérifiée (Domaizon *et al.* 2003).

La dynamique saisonnière des flagellés pigmentés est marquée par deux pics printaniers (avril et mai) repérables en zone épilimnique. Il n'apparaît pas d'augmentations nettes d'abondance de ces groupes durant la période estivale. Les profondeurs allant de 20 à 50 m sont globalement caractérisées par de faibles abondances de ces groupes pigmentés. Les taxa pigmentés présents à des profondeurs supérieures à 30 m sont majoritairement représentés par des organismes potentiellement mixotrophes (notamment des cryptophytes) connus pour avoir la capacité à développer des activités d'osmotrophie et même de phagotrophie.



La dynamique des ciliés est directement liée à la disponibilité des ressources, en particulier les ressources bactériennes et aussi picophytoplanctoniques.

Des corrélations positives significatives apparaissent entre l'abondance des ciliés et celle des bactéries ($p < 1\%$, $n=52$, $r=0,78$), ou dans une moindre mesure avec celle du phytoplancton de petite taille dénombré via la cytométrie en flux ($p < 1\%$, $n=52$, $r=0,45$). Parmi ces organismes phytoplanctoniques, le lien est établi en particulier avec les espèces riches en phycoérythrine. Comme les années précédentes, on observe une augmentation d'abondance des ciliés et héliozoaires durant la période estivale, majoritairement au niveau du métalimnion. Mais cette année est particulière par le fait que l'abondance maximale est mesurée en avril, dans les premiers mètres de la colonne d'eau, avec un pic important à 2 m. Une très forte relation est observée entre les ciliés et les bactéries hétérotrophes, ces protistes sont donc visiblement un lien non négligeable pour le transfert trophique s'effectuant depuis les communautés picoplanctoniques vers les

niveaux trophiques supérieurs, un résultat déjà mis en avant par certains travaux précédents sur le lac du Bourget par Comte *et al.* (2006).

II.2. DIVERSITE DES COMMUNAUTES MICROBIENNES

II.2.1. Diversité cytométrique des virus

Comme les années précédentes, la cytométrie en flux a permis de révéler l'existence de 2 à 4 groupes de virus, discriminables sur des critères de fluorescence du complexe ADN-marqueur. Toutefois, les groupes appelés V2, V3 et V4 n'ont pas toujours été facilement observables et il n'a pas été possible en 2008 de fournir une dynamique fine de ces différentes populations comme cela a été le cas en 2007 et comme résumé pour mémoire dans le tableau ci-dessus.

Tableau II Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations des différents groupes viraux détectés par cytométrie en flux entre 0 et 50 m obtenues entre 2004 et 2008

		Minimum	Maximum	Moyenne
Virus				
(part/ml)				
	2004	$1,7 \times 10^7$	$1,5 \times 10^8$	$6,8 \times 10^7$
	2005	$1,1 \times 10^7$	$2,0 \times 10^8$	$6,3 \times 10^7$
	2006	$2,1 \times 10^7$	$3,9 \times 10^8$	$6,2 \times 10^7$
	2007	$8,8 \times 10^6$	$6,4 \times 10^8$	$1,0 \times 10^8$
	2008	$1,3 \times 10^7$	$6,1 \times 10^8$	$1,1 \times 10^8$
V1				
(part/ml)				
	2004	$1,7 \times 10^7$	$1,4 \times 10^8$	$6,3 \times 10^7$
	2005	$1,0 \times 10^7$	$1,9 \times 10^8$	$5,9 \times 10^7$
	2006	$2,0 \times 10^7$	$3,7 \times 10^8$	$5,7 \times 10^7$
	2007	$8,5 \times 10^6$	$6,3 \times 10^8$	$9,9 \times 10^7$
	2008	$1,2 \times 10^7$	$4,9 \times 10^8$	$7,9 \times 10^7$
V2				
(part/ml)				
	2004	$5,7 \times 10^5$	$1,1 \times 10^7$	$3,7 \times 10^6$
	2005	$2,9 \times 10^5$	$1,1 \times 10^7$	$3,3 \times 10^6$
	2006	$6,6 \times 10^5$	$1,4 \times 10^7$	$3,6 \times 10^6$
	2007	$2,2 \times 10^5$	$1,7 \times 10^7$	$4,0 \times 10^6$
V3				
(part/ml)				
	2004	$3,8 \times 10^4$	$1,3 \times 10^6$	$4,3 \times 10^5$
	2005	$3,8 \times 10^4$	$2,0 \times 10^6$	$4,4 \times 10^5$
	2006	$5,7 \times 10^4$	$2,8 \times 10^6$	$6,8 \times 10^5$
	2007	$6,7 \times 10^4$	$4,3 \times 10^6$	$1, \times 10^6$
V4				
(part/ml)				
	2004	$7,6 \times 10^4$	$2,0 \times 10^6$	$5,0 \times 10^5$
	2005	$6,1 \times 10^4$	$1,9 \times 10^6$	$4,4 \times 10^5$
	2006	$6,9 \times 10^4$	$2,2 \times 10^6$	$5,7 \times 10^5$
	2007	$7,5 \times 10^3$	$1,5 \times 10^6$	$3,3 \times 10^5$

II.2.2. Diversité des flagellés

L'analyse en microscopie nous a permis de repérer jusqu'à 7 taxa différents parmi les flagellés pigmentés, et 9 morphotypes différents parmi l'assemblage des flagellés hétérotrophes. De nombreux taxa ont été identifiés au niveau du genre, toutefois, certains, notamment les flagellés hétérotrophes de tailles inférieures à 5 μm , ne présentent pas de caractéristiques morphologiques suffisantes, et n'ont pas pu être identifiés précisément. Parmi les flagellés hétérotrophes, les genres dominants en nombre appartiennent aux

grands groupes des Cryptophyta et/ou Katablepharida (*Katablepharis* et autres Katablepharidae), des Chrysomonades (*Spumella*), des Bicosoecida (*Cafeteria*), des Choanoflagellida, et de nombreuses cellules morphologiquement proches des Oikomonas sont également observées (cellules env. de 3 µm).

Parmi les flagellés hétérotrophes, les flagellés de petites tailles (<5 µm) sont très souvent dominants. Les cellules de type Oikomonas sont les représentants majoritaires au sein de ces cellules de taille <5 µm. Le groupe représenté par les cellules de ce morphotype représentent en moyenne (toutes dates et profondeurs confondues) 37,9 % des flagellés hétérotrophes totaux. Dans les couches d'eau épilimnique et métalimnique, ce groupe est accompagné par les Katablepharidae présents de manière moins abondante. Lors du développement printanier, ils sont accompagnés occasionnellement par les Choanoflagellés.

Les nanoflagellés pigmentés sont dominés par les *Cryptophytes Cryptomonas, Rhodomonas*, les Chrysophytes *Dinobryon*, et *Chrysochromulina*. Parmi ces flagellés pigmentés de nombreux sont considérés comme potentiellement mixotrophes. *Dinobryon* est susceptible d'exercer une pression de prédation non négligeable sur le compartiment bactérien, également certaines espèces appartenant au genre *Cryptomonas* sont susceptibles d'ingérer des bactéries hétérotrophes et sont reconnues comme ayant une capacité d'osmotrophie. Au cours de l'année 2008, la présence du genre *Dinobryon* a été enregistrée de manière assez récurrente en particulier au niveau de l'épilimnion ; un pic d'abondance particulièrement marqué est détecté en période printanière (fin avril) pour le genre *Dinobryon* pouvant représenter jusqu'à 78% de l'abondance des flagellés pigmentés (23/05 à 2 m). Les Cryptophycées sont des taxa qui sont eux très largement dominants parmi les flagellés pigmentés au niveau du métalimnion.

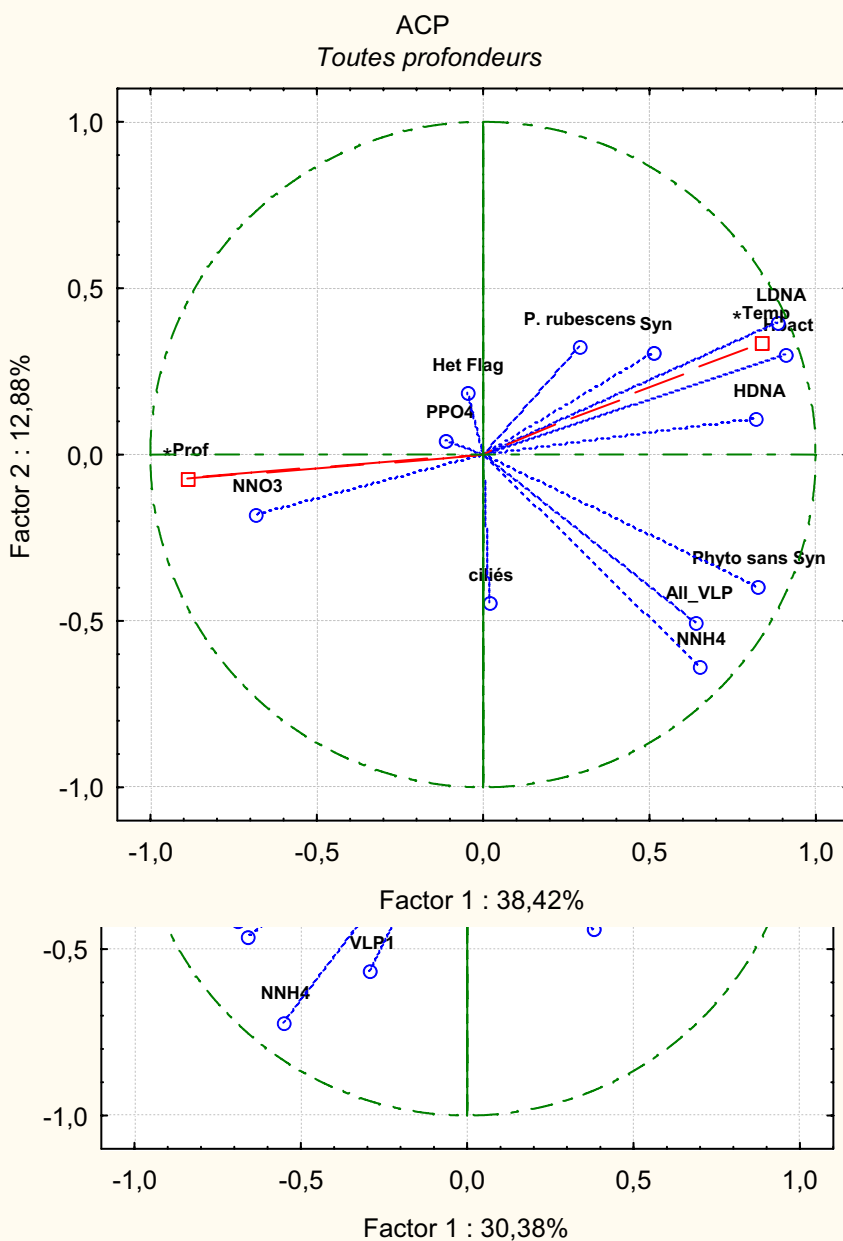
II.2.3. Diversité des ciliés

Concernant les groupes ciliés, nous avons recensé dans les strates 0-50 m, une trentaine de genres de ciliés, ce qui représente une richesse taxonomique relativement élevée. Les groupes dominants en nombre, notamment dans les zones épi- et métalimnique recélant les plus fortes abondances, sont les Prostomates, les Oligotriches, et les Haptorides. Comme au cours des années précédentes, c'est en surface que les Oligotriches et les Prostomates sont les plus abondants, alors qu'en profondeur, les abondances relatives s'équilibrent avec notamment une bonne représentation des sous classes Scuticociliés et Haptorides. La gamme de tailles s'étend de 10-12 µm à près de 200 µm, la majorité des espèces se trouvant dans la classe 15-60 µm. Le pic d'abondance observée en avril, en zone épilimnique (2m) est composé essentiellement de Prostomates d'assez grandes tailles (20 à 60µm), des Colpodes notamment, ainsi que de quelques Tintinnides. L'augmentation estivale, quantitativement moins importante est liée à des Oligotriches *Halteria* notamment, des Prostomates et des Scuticociliés de plus petites tailles *Uronema, Cyclidium*. Il s'agit de groupes présentant des tailles relativement faibles par rapport à l'ensemble des ciliés recensés. Comme cela est évoqué précédemment, la dynamique des ciliés est fortement liée à celle des ressources. En période printanière, le développement des ciliés est fortement lié aux ressources bactériennes, en période estivale, il est également associé à la présence de picophytoplancton.

Les héliozoaires sont peu présents dans les échantillons analysés au cours de l'année 2008. Ces cellules (de 10 à 100 µm de diamètre selon les genres) sont des prédateurs efficaces de bactéries, picocyanobactéries et algues. Généralement présents en période estivale, ils peuvent présenter des pics de développement très ponctuels, ce qui explique le fait, que selon les années d'étude, ils soient repérés ou non au cours des suivis écosystémiques.

III. CONCLUSION

En guise de conclusion, une analyse multivariée permet de résumer les grandes lignes de l'étude de la boucle microbienne du lac du Bourget en 2008. L'analyse de la variance prenant en compte tous les composants microbiens ainsi que les principaux descripteurs physico-chimiques, si elle est traitée pour les données regroupant toutes les profondeurs échantillonnées, permet de mettre en évidence l'effet structurant lié à la profondeur.



L'axe 1 de la projection graphique explique la variance des données en lien avec le positionnement dans la colonne d'eau. L'axe 2 met en évidence l'association entre protistes ciliés et picophytoplancton, groupes pour lesquels la période printanière a donné lieu à des pics d'abondances concomitants. On note que seulement 50% environ de la variance des données sont expliquées par cette analyse, d'autres paramètres (communautés zooplanctoniques, teneur en chlorophylle *a* totale,...) étant des facteurs explicatifs non pris en compte dans cette analyse. Il apparaît utile, pour avoir une meilleure lecture des associations entre variables biologiques, d'opérer une

séparation entre strates épi- métalimnique et strates profondes. Aussi, une seconde analyse de variance multi paramètres a été réalisée pour les strates 0-20m. Cette analyse permet de repérer plus clairement l'opposition en termes d'organisations des communautés, entre les périodes printanières et estivale : l'association entre les picocyanobactéries, et l'élévation de température est très nette ; alors que le picophytoplancton autre (eucaryote essentiellement) est, cette année, plus clairement repéré en période printanière, en association avec les ciliés et les bactéries HDNA (axe 2). Cette analyse aboutit à un positionnement distinct des bactéries HDNA et LDNA. Les premières étant associées à une période de reprise d'activité dans le milieu marqué par

des teneurs en éléments nutritifs azotés assez élevées et la présence de picophytoplancton eucaryote (et également de fortes densités virales) ; alors que les bactéries LDNA sont plus particulièrement associées aux communautés plus estivales, notamment aux picocyanobactéries.

L'année 2008 a donc été marquée par une dynamique printanière ayant un grand poids dans l'évolution temporelle des communautés microbiennes, alors que très souvent la période estivale est plus explicative de la variabilité des données pour ces communautés.

La boucle microbienne joue un rôle clef à la base du réseau trophique pélagique (recyclage des nutriments, transfert de la matière vers les maillons trophiques supérieurs) et ce d'autant plus que l'écosystème est oligo- ou mésotrophe et qu'il tend vers un niveau oligotrophe. Cela s'explique en partie par le fait que le picoplancton auto- et hétérotrophe est plus adapté que les plus grosses cellules eucaryotes aux faibles concentrations nutritives environnantes. Le suivi des abondances des différents compartiments de la boucle microbienne et des relations entre les différents groupes donne une première idée pour statuer du rôle fonctionnel et de l'importance relative potentielle des microorganismes dans les réseaux trophiques pélagiques. L'étude de ces dynamiques n'est toutefois pas suffisante et c'est grâce à un certain nombre d'expériences non décrites ici mais que nous avons pu réviser ces dernières années que nous pouvons affirmer en effet l'importance du compartiment microbien dans le transfert du carbone le long de la chaîne alimentaire dans le lac du Bourget. Il semblerait également que les virus, via leur activité lytique des cellules, puissent jouer un rôle important dans la remise à disposition des nutriments. Des expériences pour analyser finement le comportement des différentes composantes de la boucle microbienne vis-à-vis des nutriments restent à faire.

ETUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I METHODOLOGIE

En 2008, 20 campagnes de prélèvements ont été effectuées dans le lac du Bourget (point B). Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-20 m avec un appareil intégrateur breveté, développé par Pelletier et Orand (1978). Après la 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 maintenant normalisée Afnor (2006). Un sous-échantillon de 50 ml ou de 25 ml a été versé dans un cylindre surmontant une chambre de sédimentation et laissé à sédimenter pendant 24 heures à l'abri de la lumière et de la chaleur. Ce laps de temps permet aux algues, 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 et Rimet (2008)). 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

L'annexe 1 donne les principes de calcul des biomasses algales. L'annexe 5 donne le détail des comptages phytoplanctoniques pour l'année 2008.

Dans ce rapport, il n'est plus fait référence à l'évolution du nombre de taxons. En effet, cette métrique est une mesure assez peu robuste au temps passé sur le comptage, ainsi qu'à l'effort d'échantillonnage (nombre de prélèvements par années). Il a par contre été remplacé par un indice de diversité (indice de Shannon), plus robuste à ces deux paramètres (temps de comptage et effort d'échantillonnage).

II RESULTATS

II.1 Evolution saisonnière de l'année 2008

Evolution des classes d'algues

La Figure 1 présente l'évolution saisonnière des principales classes algales (*sensu* Bourelly (1972);Bourelly (1981);Bourelly (1985)) pour l'année 2008. On observe une augmentation progressive de l'abondance des Cyanobactéries du mois de janvier à début décembre avec une baisse importante le 10 juillet et le 15 décembre. On note des développements de diatomées le 29 mai et le 4 août et un pic de Chrysophycées le 25 juin. Les Cryptophycées présentent une biomasse relativement importante en début d'année (13 mars au 1^{er} avril), puis deviennent fortement minoritaires après le mois de mai.

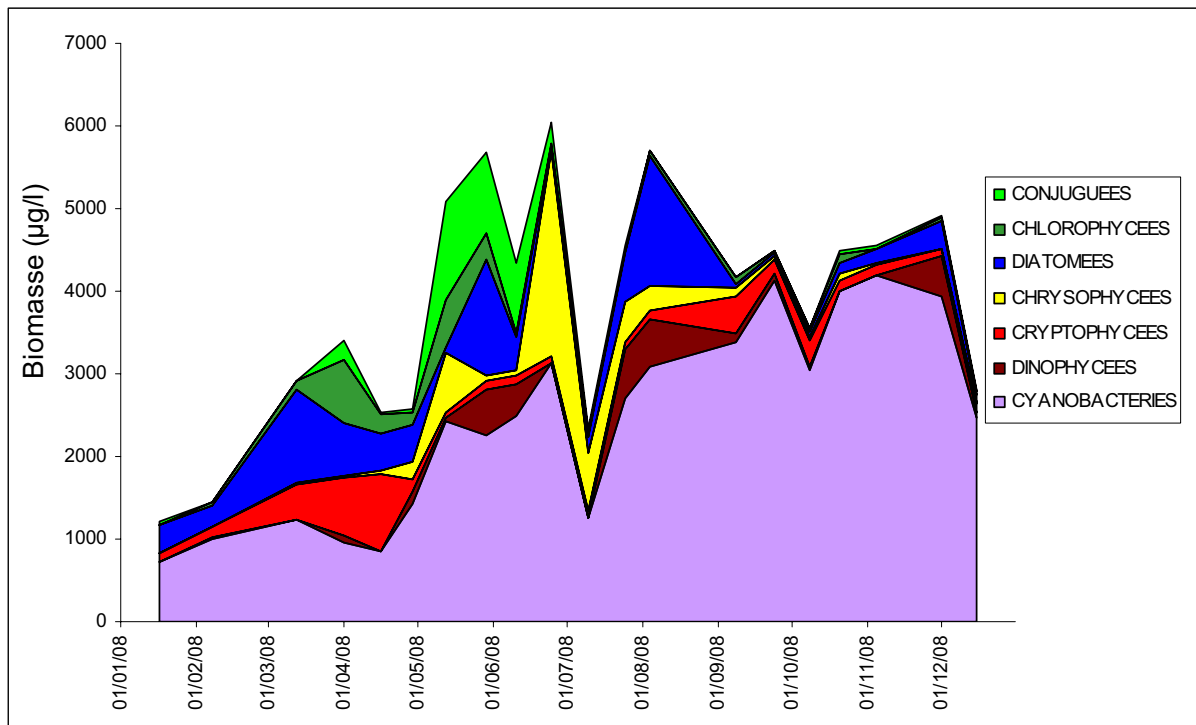


Figure 1 Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes algales dans le lac du Bourget en 2008

Evolution des espèces dominantes

La figure 2 illustre la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2008 (les taxons dominants correspondent aux taxons dominants dont la somme de la biomasse annuelle fait 80% de la biomasse total annuelle). Le taxon dominant à plus de 51,4% la biomasse annuelle est *Planktothrix rubescens*, cyanobactérie filamenteuse toxique, qui voit sa biomasse augmenter progressivement de janvier à début décembre avec une baisse le 10 juillet et le 15 décembre plus de détails sur cette espèce sont donnés dans le chapitre la concernant. Une autre cyanobactérie est également présente de tout au long de l'année mais avec des biomasses nettement plus faibles (7,0% de la biomasse annuelle) ; il s'agit d'*Aphanocapsa*

delicatissima, espèce coloniale non toxique. La dynamique saisonnière des autres taxons ne faisant pas partie des cyanobactéries est donnée ci-après :

En début d'année (13 mars au 1^{er} avril), *Rhodomonas minuta* est caractérisé par une biomasse relativement importante puis devient minoritaire à partir de la fin avril. Parmi les diatomées, on note la présence de *Cyclotella costei*, petite centrique adaptée à la période de brassage du lac. Cette petite centrique va être remplacée à partir de la fin avril par de grandes diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis* par exemple), plus adaptées à la stratification des eaux. A cette même période, on observe ensuite l'apparition de la conjugulée *Mougeotia gracillima* du 29 avril au 29 mai.

La Chrysophycée *Dinobryon divergens* se développe et domine la biomasse le 25 juin. Une forte baisse de la biomasse est observable le 10 juillet. Elle est suivie par un pic de la diatomée *Fragilaria crotonensis* le 4 août. A partir de cette date jusqu'à fin décembre, l'abondance des taxons autres que les Cyanobactéries demeure réduite.

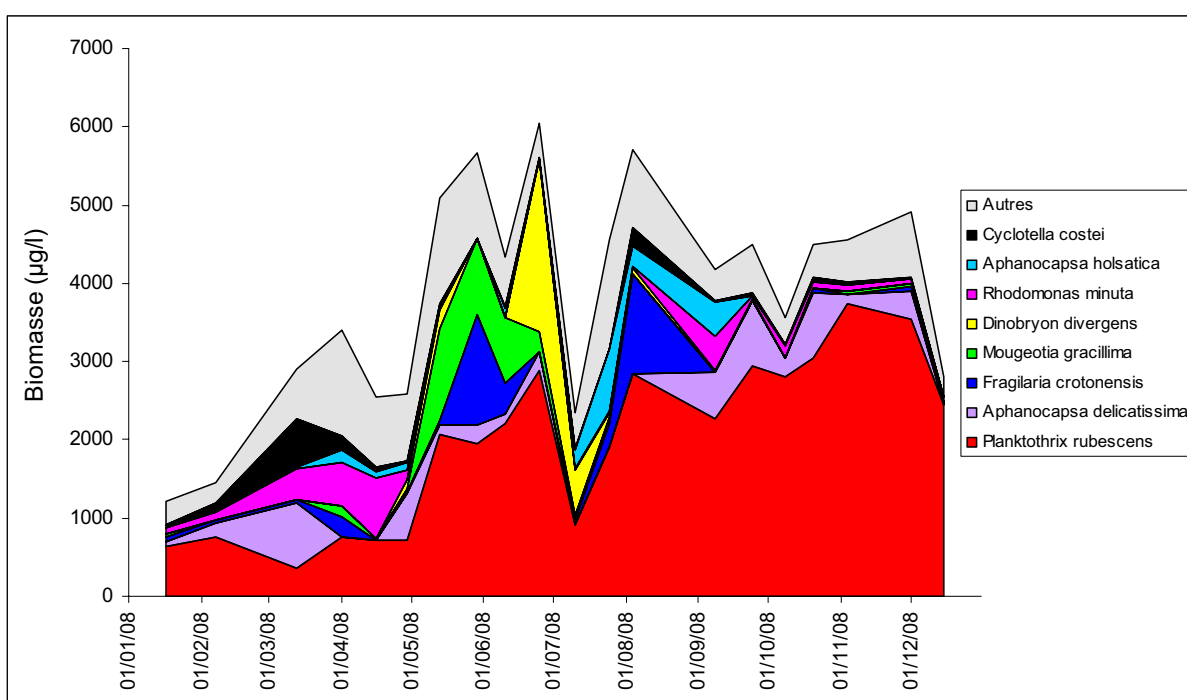


Figure 2 Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le lac du Bourget en 2008

Evolution du micro et nanophytoplancton

La figure 3 présente la dynamique saisonnière des classes de taille du phytoplancton. Les taxons nanophytoplanctoniques ont une longueur inférieure à 20 µm et un biovolume inférieur à 10 000 µm³, ceux du microphytoplancton une longueur supérieure à 20 µm et/ou un biovolume supérieur à 10 000 µm³. On observe que hormis la période allant du 13 mars au 16 avril, la part du nanoplancton est très réduite. Le microplancton est très largement majoritaire sur toute l'année 2008 (plus de 90% de la biomasse).

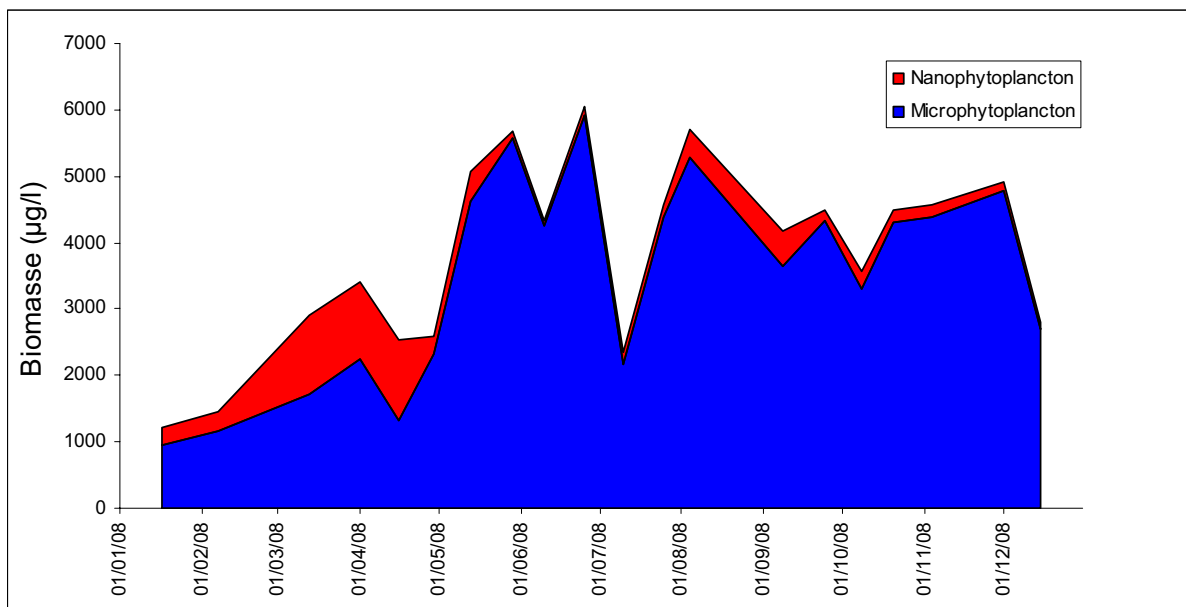


Figure 3 Variations saisonnières de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget en 2008.

En comparaison, pour l'année 2008 le lac d'Annecy et le Léman sont également dominés par le microphytoplancton mais dans une moindre mesure (80 et 70% respectivement).

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 est le R. Il présente une augmentation régulière de sa biomasse de janvier à décembre. Il correspond aux taxons se développant dans le métalimnion de lacs mésotrophes stratifiés tolérant de faibles niveaux de luminosités (*Planktothrix rubescens*).

Le groupe K est le second groupe le plus abondant (*Aphanocapsa* spp.). Il est présent toute l'année et rassemble les taxons préférant les milieux riches en nutriments.

Il est intéressant de souligner la forte biomasse du groupe E (*Dinobryon* spp., *Mallomonas* spp.) le 13 mai, puis du 25 juin au 25 juillet. Ce groupe rassemble les taxons mixotrophes, préférant les milieux pauvres en nutriments.

Enfin, un autre groupe important est le P, qui rassemble les taxons préférant les épilimnion eutrophes et qui sont sensibles à la stratification (*Fragilaria crotonensis*). Il est présent sous forme de deux pics le 29 mai et le 4 août.

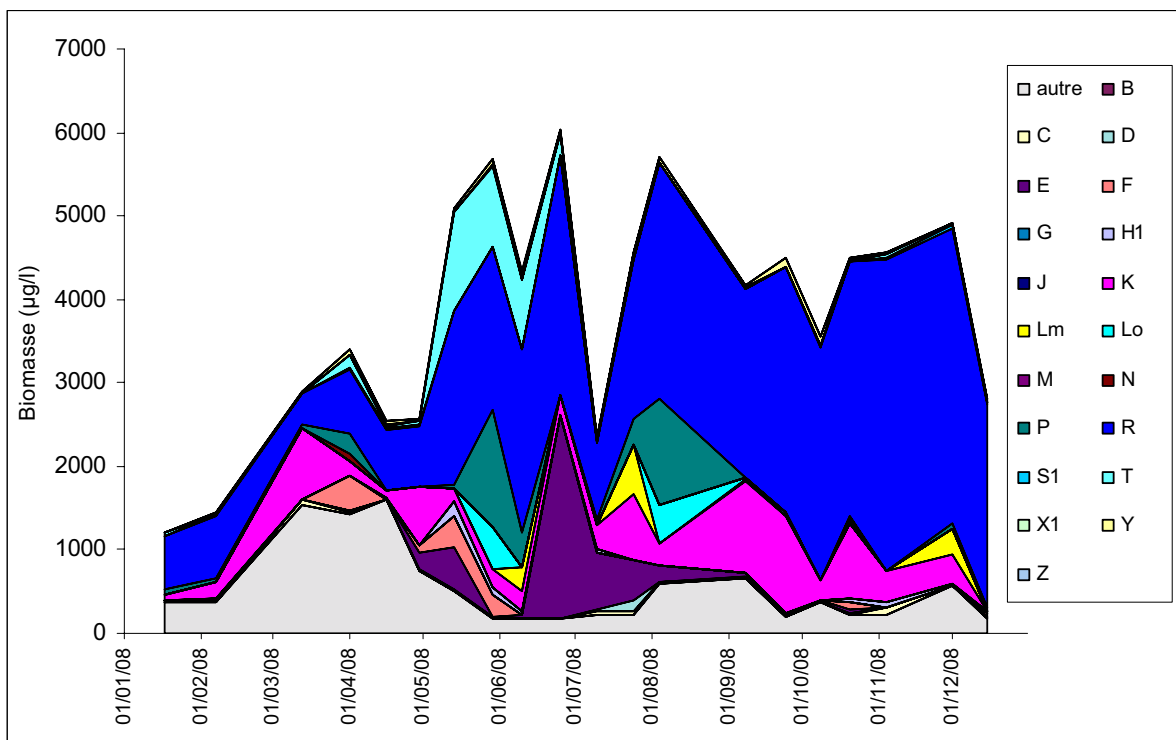


Figure 4 Variations saisonnières de la biomasse par groupes fonctionnels (lettres A à Z, autre correspond aux taxons non classés par Reynolds *et al.* (2002)) dans le Lac du Bourget en 2008. La définition de chaque groupe fonctionnel est donnée dans l'annexe 2

II.2 Evolution interannuelle

Evolution des groupes pigmentaires

La figure 5 présente l'évolution interannuelle des principaux groupes pigmentaires. On observe une augmentation de l'abondance des Cyanobactéries. La proportion des Conjuguées est surtout importante pendant les années 1995 et 1996, puis devient négligeable. La biomasse des diatomées est assez variable entre les années et ne semble pas présenter d'évolution évidente à interpréter. Ces changements s'accompagnent par une augmentation progressive de la biomasse de 1995 à 2006. De 2006 à 2008 la biomasse présente une faible réduction. Le Tableau 1 ci-dessous reprend les valeurs chiffrées de la Figure 5.

Tableau 1 Valeur de la biomasse algale annuelle de 1995 à 2008

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

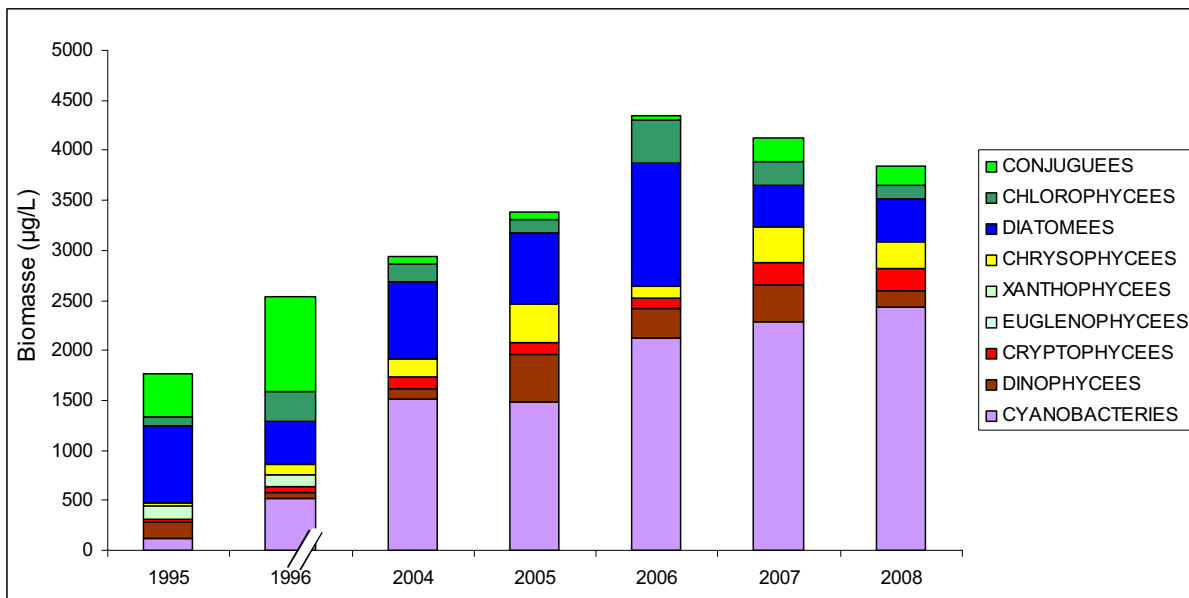


Figure 5 Evolution interannuelle des principaux groupes pigmentaires

Evolution de la diversité

Un indice de diversité annuelle a été calculé sur la chronique 1995-2008. 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 de 1995 à 2008. Cet indice moyen ainsi que les valeurs minimales et maximales sont reportées à la figure 6 pour chaque année.

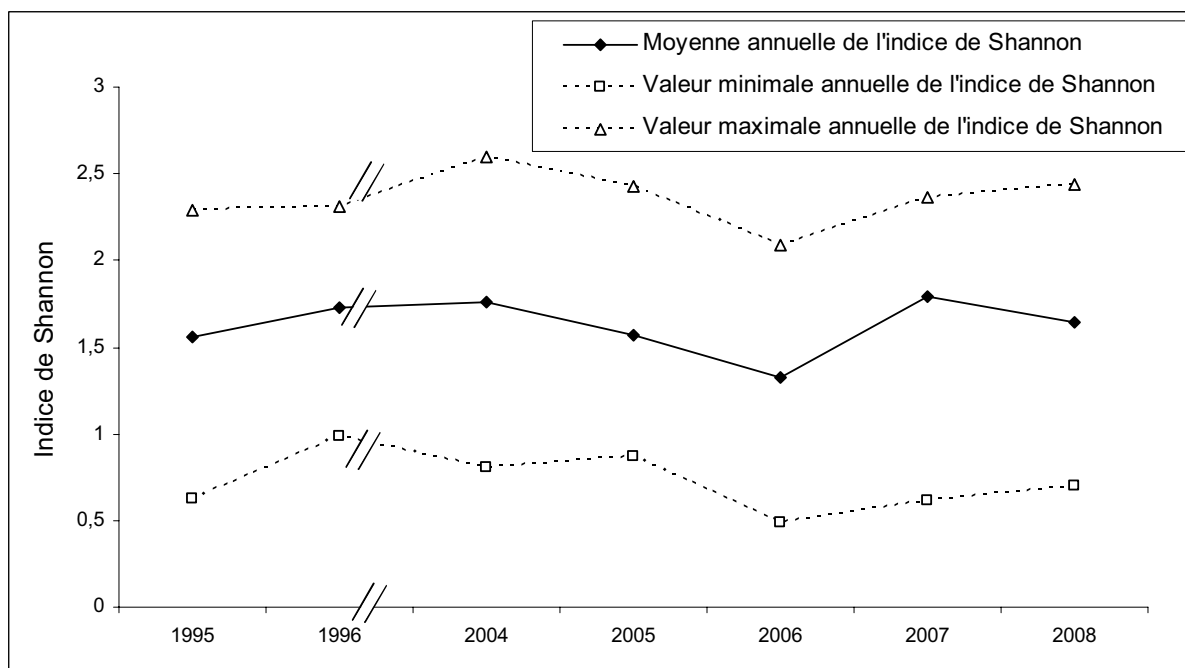


Figure 6 Evolution interannuelle de l'indice de diversité de Shannon

La diversité phytoplanctonique annuelle du Bourget est nettement inférieure à celles des autres lacs, tel Annecy (moyenne annuelle de 2,6 pour le Grand Lac ainsi que pour le Petit Lac) et Léman (moyenne interannuelle de 2,75). Cette faible diversité est principalement le fait de la forte dominance soit de *Mougeotia* spp. dans les années 1995 et 1996, puis de *Planktothrix rubescens* qui domine depuis 1997 (Vincon-Leite *et al.* (1998), Jacquet *et al.* (2005)).

Evolution des groupes fonctionnels

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

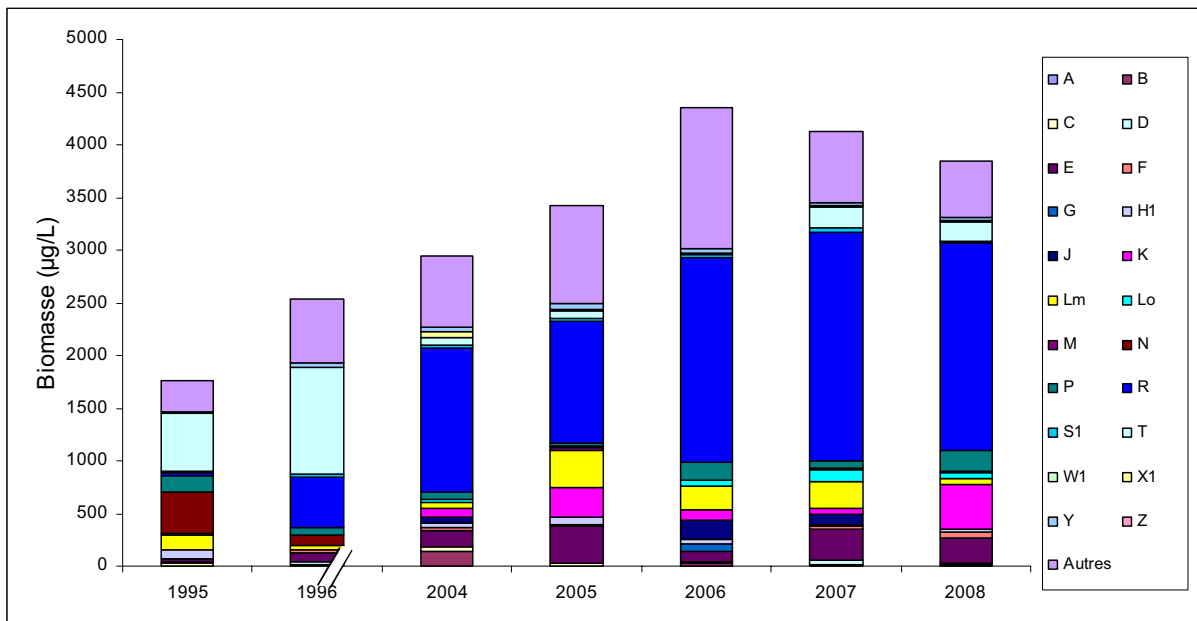


Figure 7 Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels selon Reynolds *et al.* (2002)

On observe dans les années 1995 et 1996 que le compartiment phytoplanctonique est 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*). Ce groupe est ensuite remplacé après 2004 par le groupe R qui rassemble les taxons se trouvant dans le métalimnion des lacs stratifiés (ex : *Planktothrix rubescens*). Les taxons de ces deux groupes ont en commun de préférer les zones de faibles luminosités et des eaux riches en nutriments.

Evolution des taxons dominants

Les figures suivantes (8 à 11) présentent les dynamiques interannuelles des taxons dominants (les taxons dominants correspondent aux taxons dominants dont la somme de la biomasse annuelle fait 80% de la biomasse total annuelle).

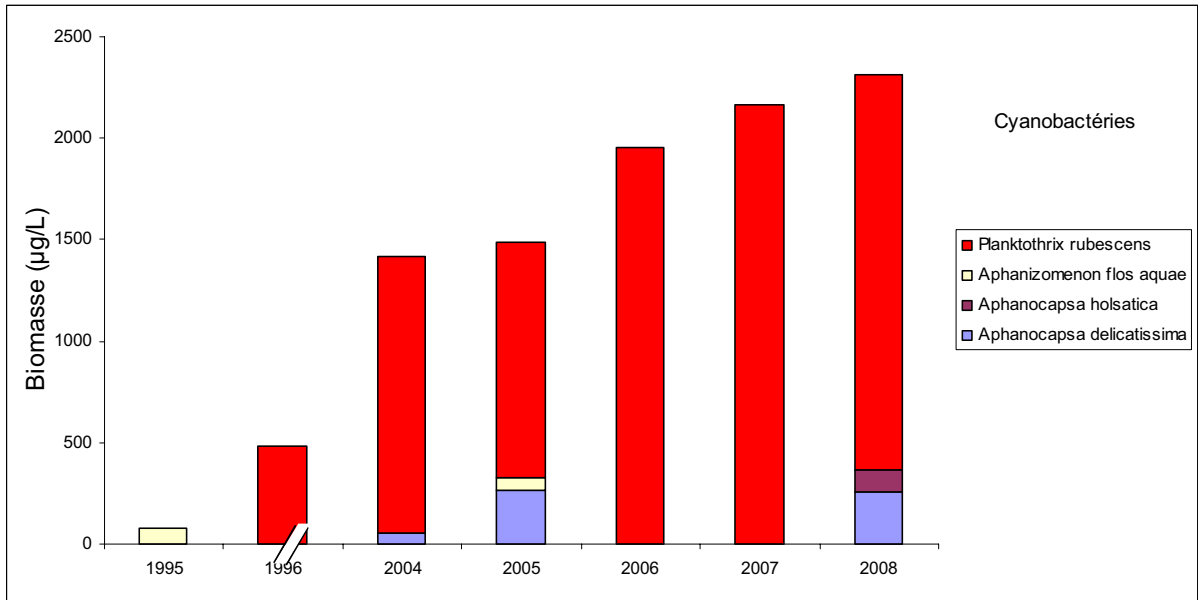


Figure 8 Evolution de la dynamique interannuelle des Cyanobactéries

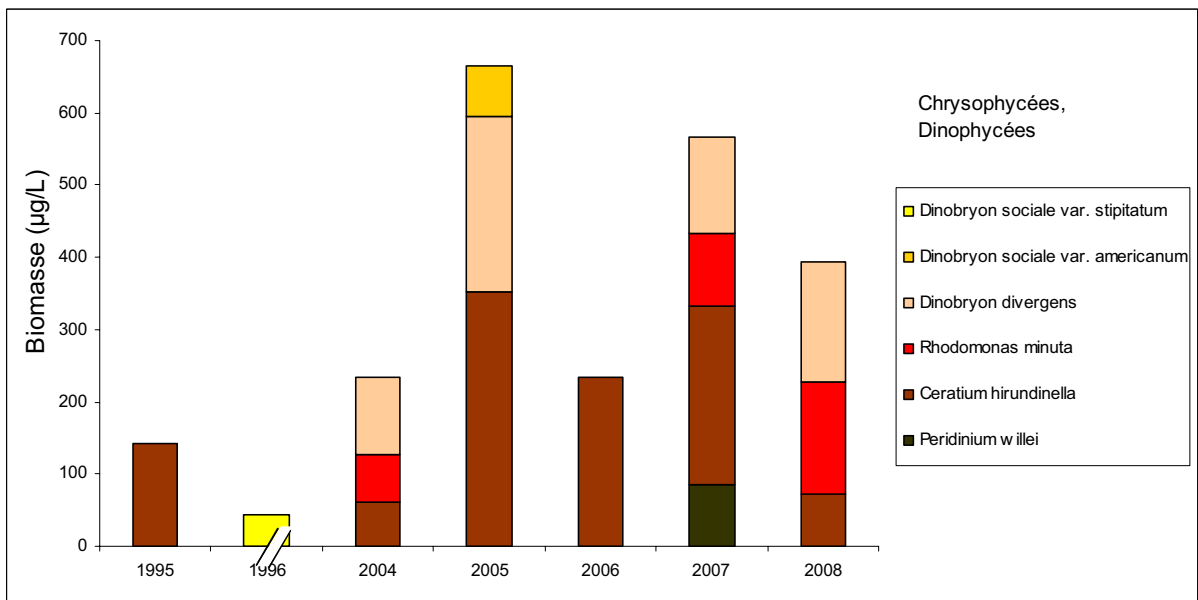


Figure 9 Evolution de la dynamique interannuelle des Dinophycées et Chrysophycées

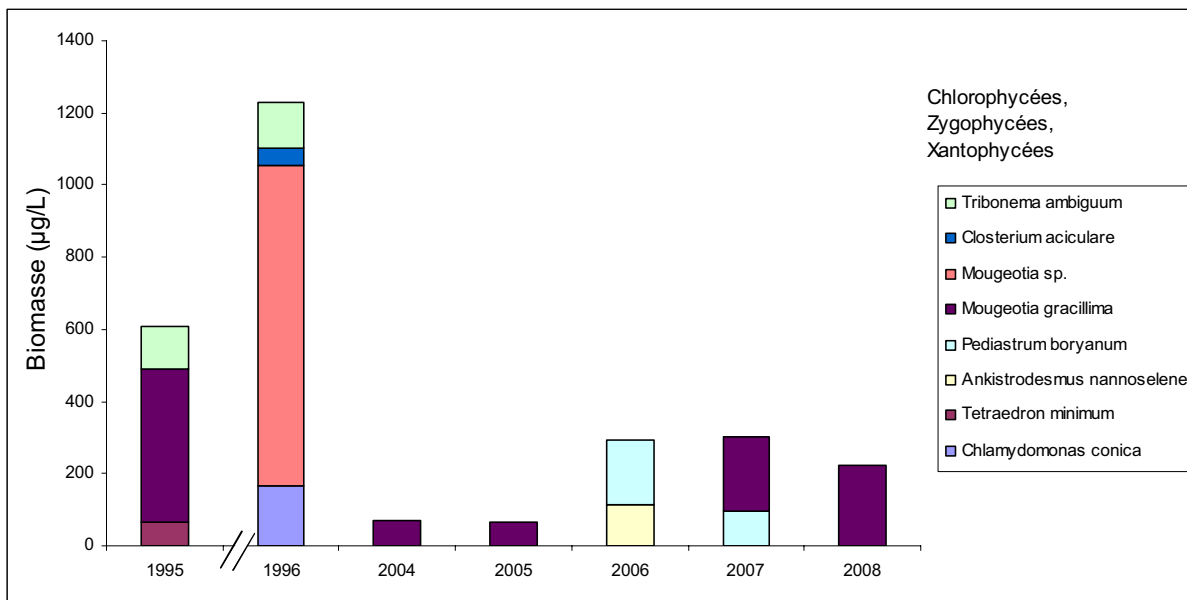


Figure 10 Evolution de la dynamique interannuelle des Chlorophycées, Xanthophycées et Zygothryx

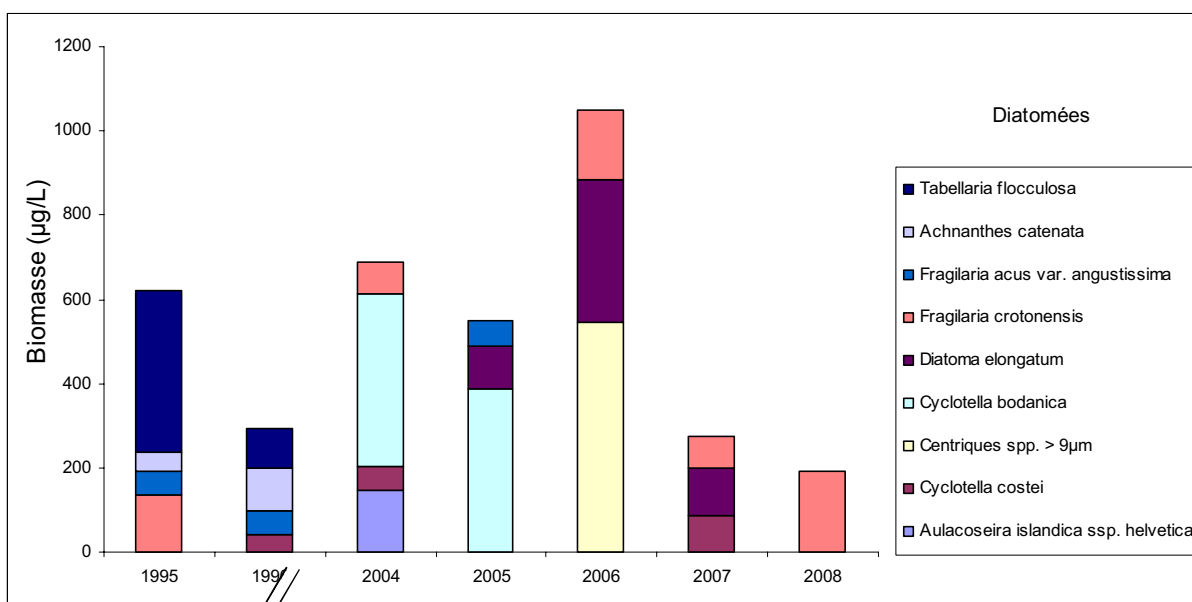


Figure 11 Evolution de la dynamique interannuelle des Diatomées

L'évolution la plus nette de 1995 à 2008 est celle des Cyanobactéries et en particulier celle de *Planktothrix rubescens* qui va dominer largement le compartiment phytoplanctonique. Inversement, les Chlorophycées, les Xanthophycées et les Zygothryx voient leur biomasse se réduire nettement. C'est le cas des *Mougeotia* spp. et dans une moindre mesure de *Tribonema ambiguum* qui présentaient des biomasses importantes en 1995 et 1996 et qui ont vu leurs biomasses se réduire fortement voire disparaître certaines années après 2004.

En comparant les années 1995 et 1996 par rapport à la période 2004-2008, on observe une plus forte biomasse des *Dinobryon* spp. ces taxons tolèrent des faibles concentrations en nutriments grâce à leur capacité mixotrophes. Ces taxons sont typiques des milieux oligotrophes (Domaizon *et al.* (2003)).

L'évolution interannuelle pour les diatomées est assez anarchique et ne semble pas présenter de tendance très claire si l'on se réfère aux taxons dominant cette classe d'algues.

Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

Plusieurs indices basés sur la composition phytoplanctonique ont été développés par différents auteurs ces dernières années pour évaluer le niveau trophique des lacs. Ces différents indices ont fait l'objet de tests sur les trois grands lacs péri-alpins suivis par l'INRA (Kaiblinger (2008), Anneville and Kaiblinger (2009)), et c'est l'indice de Brettum (1989) modifié par Wolfram *et al.* (2007) et Wolfram and Dokulil (2007) qui a présenté les meilleurs résultats (meilleure discrimination du niveau trophique des différents lacs testés). 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	1 (valeur min)
5	5–8 µg.L ⁻¹	oligotrophe	2
4	8–15 µg.L ⁻¹	oligo-mesotrophe	3
3	15–30 µg.L ⁻¹	mésolo/faiblement eutrophe	4
2	30–60 µg.L ⁻¹	eutrophe	5
1	>60 µg.L ⁻¹	hypertrophe	6 (valeur max)

On observe sur la figure 12 une augmentation interannuelle progressive de l'indice Brettum, suggérant ainsi une amélioration de la qualité trophique du lac. La valeur pour l'année 2008 est de 3.9 (classe méso/faiblement eutrophe).

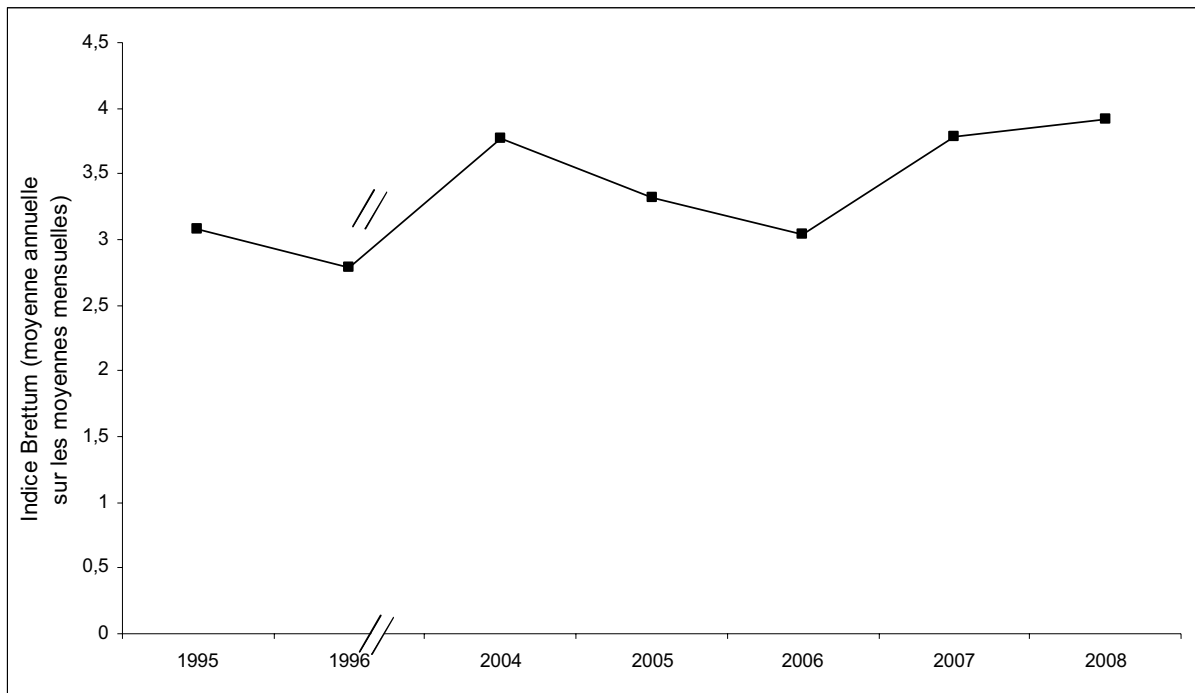


Figure 12 Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

Evolution du micro et nanophytoplancton

Le Tableau 2 reprend l'évolution de la proportion des compartiments nano et du microphytoplanctoniques de 1995 à 2008, la figure 13 donne cette évolution en biomasse.

Tableau 2 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
Microplancton	66,2	73,1	89,9	90,1	81,0	91,4	90,2
Nanoplancton	33,8	26,9	10,1	9,9	19,0	8,6	9,8

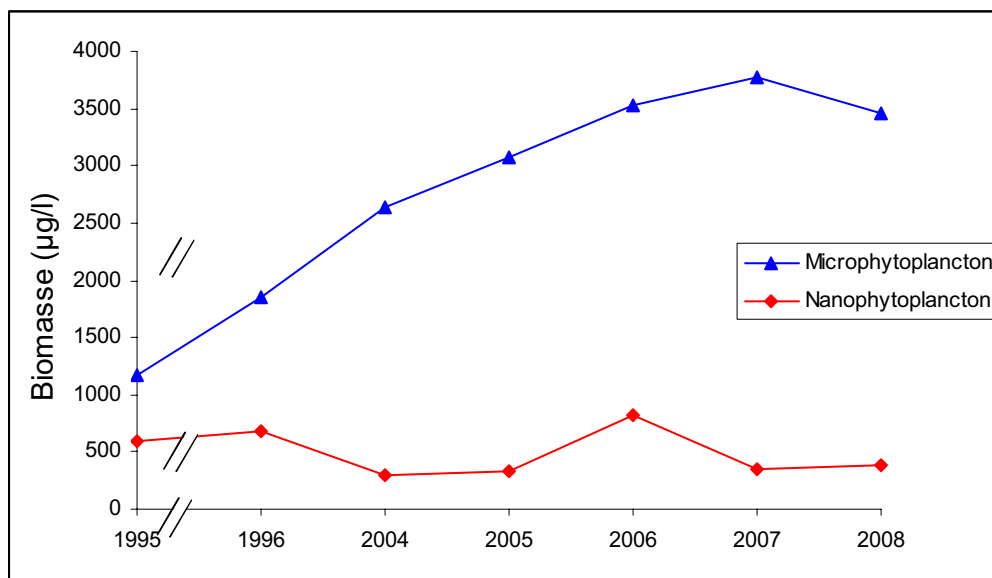


Figure 13 Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro et nanophytoplanktoniques

On observe une augmentation du compartiment microphytoplanktonique de 1995 à 2008 (et qui est principalement le fait de *Planktothrix rubescens*), le compartiment nanophytoplanktonique est par contre stable.

II.3 Conclusions

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2008 peut être résumé de la manière suivante :

- Une phase allant de janvier à fin avril, caractérisée par des biomasses faibles et dominées par des diatomées centriques et des Cryptophycées.
- Une phase intermédiaire du 29 avril au 10 juin avec une augmentation rapide de la biomasse algale. Le compartiment phytoplanctonique voit l'apparition de *Dinobryon* spp., signe d'une réduction de la concentration en nutriments à cette période de l'année. Pendant cette phase la biomasse de *Planktothrix rubescens* augmente fortement. Dans la classe des diatomées, les petites centriques sont remplacées par des diatomées pennées, plus adaptées à la stratification des eaux.
- Le prélèvement du 10 juillet présente une chute importante de la biomasse algale. A la suite de ce prélèvement, la biomasse en *Planktothrix rubescens* augmente à nouveau jusqu'à début décembre et va représenter plus de 66% de la biomasse du 4 août au 1^{er} décembre. La proportion en Chrysophycées se réduit progressivement jusqu'à devenir nulle en fin d'année.
- Le dernier prélèvement de l'année (15 décembre) présente une baisse globale de la biomasse algale.

L'évolution interannuelle est marquée par l'augmentation de la biomasse des Cyanobactéries et de *Planktothrix rubescens* en particulier. Ce taxon filamenteux toxique semble avoir remplacé à partir de 2004 d'autres taxons filamenteux mais appartenant à la classe des Zygothécées et qui présentaient également des biomasses importantes en 1995-1996, il s'agit de *Mougeotia* spp.. Dans une moindre mesure, *Tribonema ambiguum* (Xanthophycée) a suivi la même dynamique que *Mougeotia* spp. *Planktothrix rubescens*, *Mougeotia* spp. et *Tribonema ambiguum* ont la particularité de préférer les habitats profonds et d'être capables de s'adapter à de faibles luminosités (d'après les groupes fonctionnels définis par Reynolds *et al.* (2002)). Leurs différences écologiques se situent plus dans la sensibilité à une déficience en nutriment pour *Mougeotia* spp.

et *Tribonema ambiguum*, tandis que *Planktothrix rubescens* serait plutôt sensible à une instabilité de la masse d'eau (Reynolds *et al.* (2002), Jacquet *et al.* (2005)). L'augmentation interannuelle de la biomasse des *Dinobryon* spp. en particulier et des autres Chrysophycées indique que les eaux du lac vont dans le sens d'une réduction interannuelle de leurs concentrations en nutriments et/ou une augmentation de la fréquence du stress en nutriments à certaines périodes de l'année. Cette observation tend à indiquer une réduction de la concentration en nutriments dans le lac.

Annexe 1 Détail 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 ml 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. Enfin le biovolume algal par espèce est calculé de la façon suivante :

$$\text{Biovolume} = N \times \text{biovolume spécifique } (\mu\text{m}^3)$$

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.

Table 1: Trait-separated functional groups of phytoplankton (updated from Reynolds, 1997)

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	<i>Urosalpinx</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>Synechtrix acus</i> , <i>Nitzschia</i> spp, <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabeoidea</i> , <i>Cosmarium</i> , <i>Stauroneis</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>Planktonivox agardhii</i> , <i>Limnothrix redikeri</i> , <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> , <i>Arthrospira</i> , <i>Raphidocelis</i>	light deficient conditions	flushing
S ₃	warm mixed layers	<i>Cylindrocapsa</i> , <i>Anabaena minutissima</i>	light, nitrogen deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	<i>Synechococcus</i> prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	<i>Kolella</i> , <i>Chrysooccus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Flagellonema</i> , <i>Chrysochromulina</i>	stratification	mixing filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankistrodesmus</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>Makomonas</i> (Synura)	low nutrients (react to mixotrophy)	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Botryococcus</i> , <i>Pseudosphærocystis</i> , <i>Coenochloris</i> , <i>Oocystis lutea</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>Coleastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanotheca</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocales	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocales of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermannii</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light
U	summer epilimnia	<i>Uroglea</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L ₀	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Pediastrum</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopedia</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L _{1a}	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C ₂	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocolum</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

Annexe 3 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

N_i : biomasse de l'espèce algale i

N : somme de la biomasse des espèces algales

Annexe 4 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. Ce gradient est divisé en 6 classes trophiques (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 , ($T_1 = 6, T_2=5, T_3=4, T_4=3, T_5=2, T_6=1$)

Annexe 5 Détail des comptages phytoplanctoniques exprimés en biovolumes (µg/L)

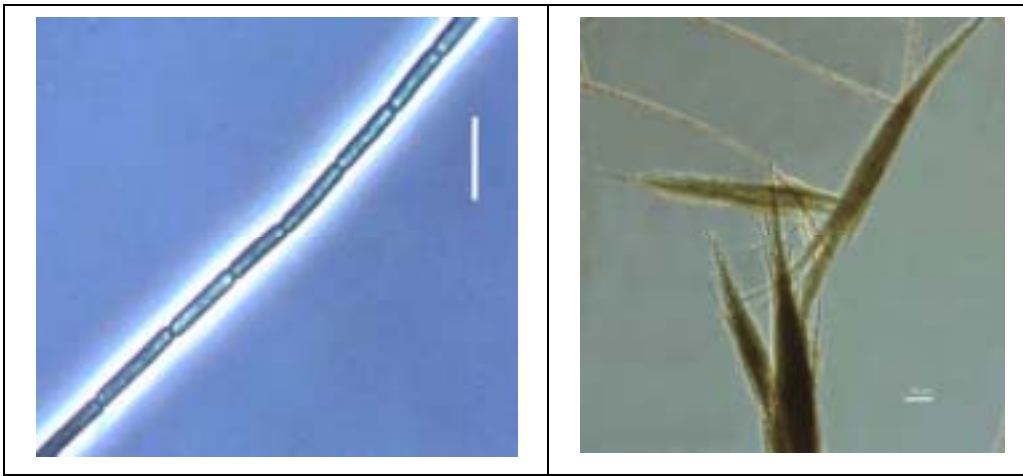
BOURGET 2008		Date:	17/01/08	07/02/08	13/03/08	01/04/08	16/04/08	29/04/08	13/05/08	29/05/08	10/06/08	25/06/08
CLA	CODE	ESPECE	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CYA	10810	Aphanizomenon flos aquae	14,83328	22,24992	0	0	29,66656	0	177,99936	74,1664	29,66656	0
CYA	10670	Aphanocapsa delicatissima	59,4088	178,2264	831,7232	0	0	594,088	118,8176	237,6352	118,8176	237,6352
CYA	11711	Aphanocapsa elachista	2,38392	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CYA	10261	Aphanocapsa planctonica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CYA	10675	Aphanocapsa holstica	0	20,812	20,812	166,496	83,248	104,06	41,624	0	124,872	0
CYA	10310	Aphanothece clathrata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CYA	10910	Planktothrix rubescens	635,712	752,2592	360,2368	762,8544	720,4736	720,4736	2076,6592	1949,5168	2203,8016	2881,8944
CYA	11035	Pseudanabaena catenata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CYA	11010	Pseudanabaena galeata	1,05952	1,05952	0	4,23808	0	0	0	0	0	0
CYA	10940	Pseudanabaena limnetica	12,71424	22,24992	16,95232	16,95232	25,42848	10,5952	0	0	2,11904	0
CYA	11310	Synechococcus elongatus	0	0	0	0	0	0	0	0	1,453056	0
CYA	11311	Synechococcus sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CYA	11312	Synechococcus nidulans	0	0	0	0	0,158928	0	0	0	0	0
CYA	11321	Synechocystis parvula	0,0124872	0,0102168	0,0272448	0,022704	0	0,136224	0,1226016	0,0158928	0,022704	0,0181632
CYA	11324	Synechocystis sp. 2 µm	0	0	0,030272	0	0,181632	0	0	0	0,060544	0
DIN	20410	Ceratium hirundinella	0	0	0	0	0	0	0	0	302,72	0
DIN	20120	Gymnodinium helveticum	0	23,4608	0	93,8432	0	93,8432	46,9216	46,9216	93,8432	0
DIN	20200	Gymnodinium lantzschii	1,58928	1,58928	0	3,17856	0,039732	1,58928	1,58928	0	0	0
DIN	20110	Gymnodinium simile	0	0	0	0	0	9,588656	0	0	0	0
DIN	20131	Gymnodinium purpureum	0	0	0	0	0	34,85064	0	0	0	0
DIN	20100	Gymnodinium sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIN	20910	Katodinium fungiforme	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIN	20520	Peridiniopsis cunningtonii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIN	20260	Peridinium aciculiferum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIN	20220	Peridinium inconspicuum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIN	20240	Peridinium willi	0	0	0	0	0	0	0	499,488	0	0
CRY	30100	Cryptomonas sp.	5,1084	15,3252	20,4336	61,3008	40,8672	20,4336	30,6504	61,3008	81,7344	40,8672
CRY	30120	Cryptomonas marsonii	0	0	0	0	0	0	0	0	9,0816	0
CRY	30210	Rhodomonas minuta	84,23184	94,25944	393,08192	553,52352	770,11968	124,34224	28,07728	8,02208	0	16,04416
CRY	30220	Rhodomonas minuta var. nannoplanctonica	10,33032	14,03864	17,48208	87,94016	109,13056	4,23808	5,2976	43,97008	0	37,0832
CHR	50920	Bicosoeca ovata	0	3,0272	0	0	0	0	0	0	0	0
CHR	50110	Bitrichia chodatii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHR	51110	Codosiga botrytis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHR	50710	Chrysolyx planctonicus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHR	51000	Desmarella brachyalyx	0	0	0	0	0	0	6,296576	0,968704	0	0
CHR	50395	Dinobryon bavaricum	0	0	0	0	0	0	1,1352	0	0	2,2704
CHR	50330	Dinobryon divergens	6,0544	9,0816	0	0	0	108,9792	230,0672	0	0	2203,8016
CHR	50390	Dinobryon elegantissimum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	34,056
CHR	50350	Dinobryon sociale var. americanum	0	0	0	0	0	90,816	278,5024	0	0	205,8496
CHR	51200	Erkenia subaequiliata	0,39732	0,92708	7,15176	9,53568	52,976	7,9464	9,53568	5,03272	12,97912	11,12496
CHR	54001	Kephyrion sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	2,49744	0
CHR	54002	Kephyrion sp. 2	0	0	0	0	0	0	0	3,10288	0	6,20576
CHR	54102	Kephyrion littorale	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHR	55001	Stelaxomonas dichotomus	0	0	0	0	0	0	0	0	0,423808	0
CHR	57101	Pseudokephyrion blatnense	1,600632	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHR	54500	Pseudopedinella sp.	0	0	0	0	1,483328	0,741664	0	0,741664	0,370832	0,741664
CHR	50520	Mallomonas acrokomos	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHR	50530	Mallomonas elongata	0	0	0	0	0	0	1,00276	0	40,1104	0
CHR	50500	Mallomonas sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHR	52000	Ochromonas sp.	3,44344	0,73788	3,44344	2,95152	0,98384	3,44344	196,768	5,41112	11,80608	1,96768
CHR	50630	Salpingoeca frequentissima	0	0	0	0	0	0	0	0,90816	0	14,53056
CHR	50920	Bicoeca ovata	0	0	0	0	0	0	0	33,2992	0	0
CHR	56100	Stichogloea olivacea	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIA	71110	Achnanthes minutissima	0	0	0	0	0	0	0	0	0	47,6784
DIA	70710	Asterionella formosa	2,95152	6,88688	66,90112	27,54752	3,93536	0	0	3,93536	0	0
DIA	70201	Cyclotella cycloponcta	29,91252	93,59724	604,03992	177,54528	57,8952	7,71936	3,85968	0	5,78952	3,85968
DIA	71381	Cymbella minuta	0	0,41624	0,83248	0	0	0	0	0	0	0
DIA	71775	Cymbella lanceolata	0	0	0	0	370,832	0	0	0	0	0
DIA	70410	Diatoma tenuis	0	0	0	0	0	289,81656	0	0	0	0
DIA	70800	Fragilaria ulna var. acus	0	2,11904	4,23808	16,95232	0	16,95232	8,47616	0	0	0
DIA	70620	Fragilaria crotonensis	58,57632	37,42376	48,8136	247,32224	0	16,2712	42,30512	1402,57744	397,01728	0
DIA	70820	Fragilaria ulna	0	0	37,84	0	0	0	0	0	0	0
DIA	70810	Fragilaria ulna var. angustissima	18,1632	9,0816	145,3056	181,632	0,45408	72,6528	18,1632	0	0	0
DIA	71800	Gomphonema sp.	3,67048	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIA	71910	Nitzschia acicularis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIA	71109	Planothidium lanceolatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
DIA	70330	Stephanodiscus alpinus	105,5736	40,8672	81,7344	0	0	40,8672	0	0	0	0
DIA	70310	Stephanodiscus neocraea	102,9248	51,4624	154,3872	0	0	0	0	0	0	0
CHL	80910	Ankyra judayi	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHL	80950	Ankyra lanceolata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHL	89900	Stichococcus bacillaris	0,355696	0	0,355696	0,711392	2,134176	5,33544	0	12,44936	28,45568	21,34176
CHL	80120	Chlamydomonas globosa	0	0	0	0	42,7592	0	0,855184	0	1,710368	0
CHL	80131	Chlamydomonas conica	0	0	0	25,42848	0	0	0	0	0	0
CHL	80100	Chlamydomonas sp.	11,5412	34,6236	69,2472	276,9888	138,4944	0	161,5768	0	0	0
CHL	83110	Chlorella vulgaris	0,4449984	0,3814272	0,8899968	2,224992	5,403552	2,8924896	1,1442816	2,1614208	0	5,0221248
CHL	80003	Chlorophycées indéterminées	0	0	0,22704	0,90816	0	0	0	0,11352	0	0
CHL	86300	Choricystis minor	0	0,17028	0,204336	9,53568	16,074432	7,628544	4,495392	1,907136	0	1,770912
CHL	82810	Eiakathrix gelatinosa	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHL	85610	Flagelle diam 5-10µm	0,635712	0	0,953568	3,17856	18,435648	0	32,421312	7,9464	8,582112	0
CHL	81313	Nephrocytium limneticum	0	0	0	0	0	0	0	0	13,58456	0
CHL	81810	Micractinium pusillum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHL	81754	Monoraphidium arcuatum	0,128656	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHL	81790	Monoraphidium circinale	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHL	81795	Monoraphidium convolutum	1,014112	0,507056	0	0	0	0	0	0	0	0
CHL	81720	Monoraphidium minutum	0,49192	1,47576	0,98384	0	0	1,96768	0	0,98384	0	0
CHL	81701	Monoraphidium tortile	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
CHL	81210	Oocystis lacustris	0	0	0	0	0	0	2,15688	0	0	0
CHL	80610	Pandorina morum	0	0	0	428,3488	0	0	0	0	0	0
CHL	80310	Phacotus lendneri	0	0	0	0	0	0	3,10288	0	3,10288	6,20576
CHL	80210	Tetraselmis cordiformis	4,27592	8,55184	17,10368	0	17,10368	34,20736	0	8,55184	0	0
CHL	80221	Carteria sp.	0	0	0	0	0	7,235008	0	0	0	0
CHL	80710	Pseudosphaerocystis lundii	0	0	0	0	0	92,3296	369,3184	276,9888	0	0
CHL	86600	Planktonema lauterbornii	0	0	0	0	0	3,042336	0	0	0	0
CHL	83526	Ulothrix limnetica	0	0	0	0	10,474112	0	0	0	0	0
CON	90410	Cosmarium depressum var. planctonicum	0	0	0	96,8704	0	0	0	0	0	0
CON	90200	Mougeotia gracillima	34,96416	0	0	139,85664	23,30944	46,61888	1188,78144	978,99648	839,13984	256,40384

BOURGET 2008			Date:		10/07/08	25/07/08	04/08/08	08/09/08	24/09/08	08/10/08	20/10/08	04/11/08	01/12/08	15/12/08
CLA	CODE	ESPECE	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20		
CYA	10810	Aphanizomenon flos aquae	44,49984	0	0	0	14,83328	0	44,49984	59,33312	14,83328	7,41664		
CYA	10670	Aphanocapsa delicatissima	0	0	0	594,088	831,7232	237,6352	831,7232	118,8176	356,4528	0		
CYA	11711	Aphanocapsa elachista	0	0	0	0	4,76784	0	0	2,38392	0	0		
CYA	10261	Aphanocapsa planctonica	0	0	0	0	253,45232	0	0	253,45232	0	0		
CYA	10675	Aphanocapsa holotica	249,744	790,856	249,744	437,052	0	0	20,812	0	0	0		
CYA	10310	Aphanothece clathrata	39,65632	0	0	79,31264	79,31264	0	39,65632	0	0	0		
CYA	10910	Planktothrix rubescens	911,1872	1907,136	2839,5136	2267,3728	2945,4656	2797,1328	3051,4176	3729,5104	3538,7968	2436,896		
CYA	11035	Pseudanabaena catenata	0	0	0	0	0	0	3,0272	1,5136	1,5136	0		
CYA	11010	Pseudanabaena galeata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CYA	10940	Pseudanabaena limnetica	2,11904	0	0	0	2,11904	4,23808	6,35712	29,66656	25,42848	18,01184		
CYA	11310	Synechococcus elongatus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CYA	11311	Synechococcus sp.	0	0	0	0	0,015136	0,015136	0,015136	0	0	0		
CYA	11312	Synechococcus nidulans	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CYA	11321	Synechocystis parvula	0	0	0,0181632	0,0136224	0	0,0658416	0,0317856	0,0158928	0,0385968	0		
CYA	11324	Synechocystis sp. 2 µm	0	0	0	0	0,060544	0	0	0	0	0		
DIN	20410	Ceratium hirundinella	0	605,44	0	0	7,568	0	0	0	0	302,72	0	
DIN	20120	Gymnodinium helveticum	0	0	93,8432	1,17304	46,9216	46,9216	0	0	187,6864	70,3824	0	
DIN	20200	Gymnodinium lantzschii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
DIN	20110	Gymnodinium simile	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
DIN	20131	Gymnodinium purpureum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
DIN	20100	Gymnodinium sp.	7,49232	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
DIN	20910	Katodinium fungiforme	0	0	2,19472	0	0	0	0	0	0	0		
DIN	20520	Peridiniopsis cunningtonii	0	0	0	66,5984	0	0	0	0	0	0		
DIN	20260	Peridinium aciculiferum	0	0	469,216	0	0	0	0	0	0	0		
DIN	20220	Peridinium inconspicuum	0	0	0	28,7584	28,7584	0	0	0	0	0		
DIN	20240	Peridinium williei	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CRY	30100	Cryptomonas sp.	10,2168	0	61,3008	30,6504	102,168	102,168	30,6504	10,2168	0,25542	35,7588		
CRY	30120	Cryptomonas marsonii	0	0	0	0	0	18,1632	0	0	0	0		
CRY	30210	Rhodomonas minuta	20,0552	24,06624	16,04416	425,17024	48,13248	160,4416	72,19872	80,2208	52,14352	56,15456		
CRY	30220	Rhodomonas minuta var nannoplanctonica	48,20816	55,09504	44,49984	5,82736	30,19632	45,55936	34,4344	34,4344	26,488	14,83328		
CHR	50920	Bicoeca ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHR	50110	Bitrichia chodatii	13,6224	0	0	11,352	6,8112	2,2704	0	0	0	0		
CHR	51110	Codosiga botrytis	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19,44976		
CHR	50710	Chrysoykos planctonicus	0	0	5,90304	0	2,95152	0	0	0	0	0		
CHR	51000	Desmarella brachycalyx	0	0,968704	0	7,26528	0,968704	0,968704	0	0,484352	1,937408	0		
CHR	50395	Dinobryon bavarium	4,5408	124,872	54,4896	4,5408	2,2704	7,9464	38,5968	3,4056	1,1352	2,2704		
CHR	50330	Dinobryon divergens	575,168	60,544	96,8704	30,272	12,1088	6,0544	6,0544	0	0	0		
CHR	50390	Dinobryon elegantissimum	0	102,188	22,704	5,676	0	0	0	0	0	0		
CHR	50350	Dinobryon sociale var americanum	96,8704	193,7408	36,3264	0	0	0	0	0	0	0		
CHR	51200	Erkenia subaequicollata	2,11904	8,47616	6,88688	20,92552	5,82736	4,50296	8,47616	0,79464	0,26488	0,6622		
CHR	54001	Kephyrion sp. 1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHR	54002	Kephyrion sp. 2	1,55144	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHR	54102	Kephyrion littorale	0	0	1,619552	0	0	0	0	0	0	0		
CHR	55001	Stelexomonas dichotomus	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHR	57101	Pseudokephyrion blattense	3,201264	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHR	54500	Pseudopedinella sp.	0,370832	0	0	0,370832	0	0	0,370832	0,370832	0	0		
CHR	50520	Mallomonas acromos	0	0	0	4,69216	0	0	0	0	0	0		
CHR	50530	Mallomonas elongata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHR	50500	Mallomonas sp.	6,0544	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHR	52000	Ochromonas sp.	0,98384	0	5,90304	21,64448	1,96768	6,88688	33,94248	12,298	1,96768	0,49192		
CHR	50630	Salpingoeca frequentissima	0,90816	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHR	50920	Bicoeca ovata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHR	56100	Stichogloea olivacea	0	0	47,6784	0	0	0	0	0	0	0		
DIA	71110	Achnanthes minutissima	30,99096	47,6784	4,76784	0	2,38392	0	0	2,38392	2,38392	0		
DIA	70710	Asterionella formosa	49,192	39,3536	15,74144	0	0	0	3,93536	76,73952	1,96768	21,64448		
DIA	70201	Cyclotella cyclopuncta	13,50888	0	247,01952	30,87744	34,73712	9,6492	36,66696	34,73712	19,2984	8,68428		
DIA	71381	Cymbella minuta	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
DIA	71775	Cymbella lanceolata	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
DIA	70410	Diatoma tenuis	0	0	0	0	0	0	0	0	242,81928	7,83288		
DIA	70800	Fragilaria ulna var. acus	25,42848	127,1424	0	4,23808	8,47616	8,47616	8,47616	0	0	0		
DIA	70620	Fragilaria crotonensis	68,33904	305,89856	1269,1536	0	0	3,25424	48,8136	0	71,59328	47,18648		
DIA	70820	Fragilaria ulna	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
DIA	70810	Fragilaria ulna var. angustissima	0	0	0	0	0	54,4896	18,1632	36,3264	0	0		
DIA	71800	Gomphonema sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
DIA	71910	Nitzschia acicularis	0	0	0	0	0	4,23808	2,11904	2,11904	0	0		
DIA	71109	Planohidium lanceolatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3,5948		
DIA	70330	Stephanodiscus alpinus	13,6224	68,112	40,8672	0	0	0	0	20,4336	6,8112	0		
DIA	70310	Stephanodiscus neocastreae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHL	80910	Ankyra judayi	0	0	0	0	0	0	0,45408	0	0	0		
CHL	80950	Ankyra lanceolata	0	0	0	2,361216	0	0	0	0	0	0		
CHL	89900	Stichococcus bacillaris	6,402528	2,845568	2,845568	2,845568	1,422784	3,912656	4,268352	1,422784	0	0,711392		
CHL	80120	Chlamydomonas globosa	0	0	1,710368	0	0	0	0,855184	0	0	0		
CHL	80131	Chlamydomonas conica	12,71424	0	0	0	12,71424	0	0	0	0	0		
CHL	80100	Chlamydomonas sp.	0	0	46,1648	23,0824	0	23,0824	0	0	23,0824	0		
CHL	83110	Chlorella vulgaris	2,8924896	4,132128	1,0171392	4,8949824	3,019632	0,8582112	1,4939232	0,8582112	0,8264256	0,4291056		
CHL	80003	Chlorophycees indeterminées	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHL	86300	Choricystis minor	0,544896	2,72448	1,36224	0,476784	0	0,068112	0,34056	0,136224	0,068112	0,068112		
CHL	82810	Elakatothrix gelatinosa	0	0	15,136	0	0	0	0	0	0	0		
CHL	85610	Flagellé diam 5-10µm	0	0	0	1,271424	0,317856	0,953568	0,635712	0	1,58928	1,748208		
CHL	81313	Nephrocystium limneticum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHL	81810	Micractinium pusillum	0	0	0	43,8944	0	0	0	0	0	0		
CHL	81754	Monoraphidium arcuatum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHL	81790	Monoraphidium circinale	0	0	0	7,568	0	0	0	0	0	0		
CHL	81795	Monoraphidium convolutum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHL	81720	Monoraphidium minutum	1,96768	0	1,96768	0	0	0	0	0	0	0		
CHL	81701	Monoraphidium tortile	0	0	0	0	0	0	0,03784	0	0	0		
CHL	81210	Oocystis lacustris	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHL	80610	Pandorina morum	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHL	80310	Phacotus lendneri	34,13168	18,61728	6,20576	6,20576	3,10288	6,20576	0	3,10288	0	0		
CHL	80210	Tetraselmis cordiformis	0	0	0	0,213796	8,55184	0	8,55184	0	0	0		
CHL	80221	Carteria sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHL	80710	Pseudosphaerocystis lundii	0	0	0	0	0	0	92,3296	0	0	46,1648		
CHL	86600	Planctonema lauterbornii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CHL	83526	Ulothrix limnetica	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		
CON	90410	Cosmarium depressum var. planctonicum	0	0	0	0	0	0	48,4352	0	0	0		
CON	90200	Mougeotia gracillima	46,61888	69,92832	0	0	0	0	0	46,61888	34,96416	5,82736		

Annexe 6 Photographies de quelques espèces

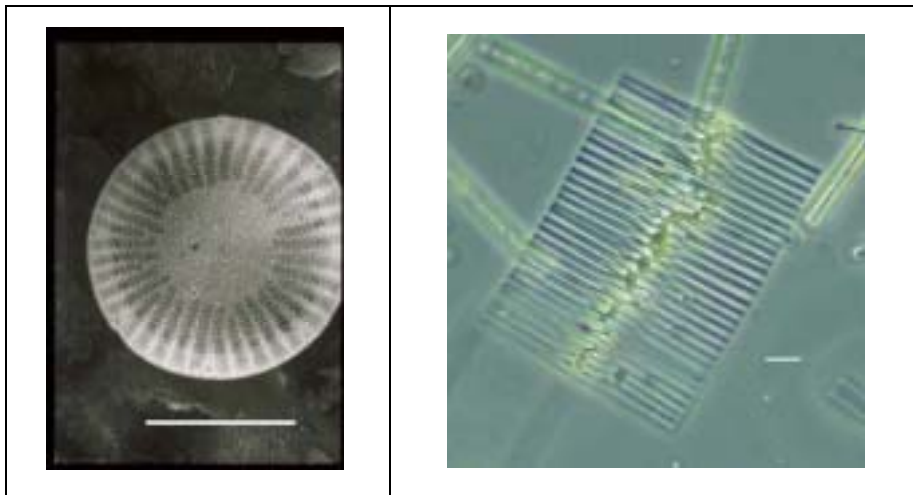


Planktothrix rubescens



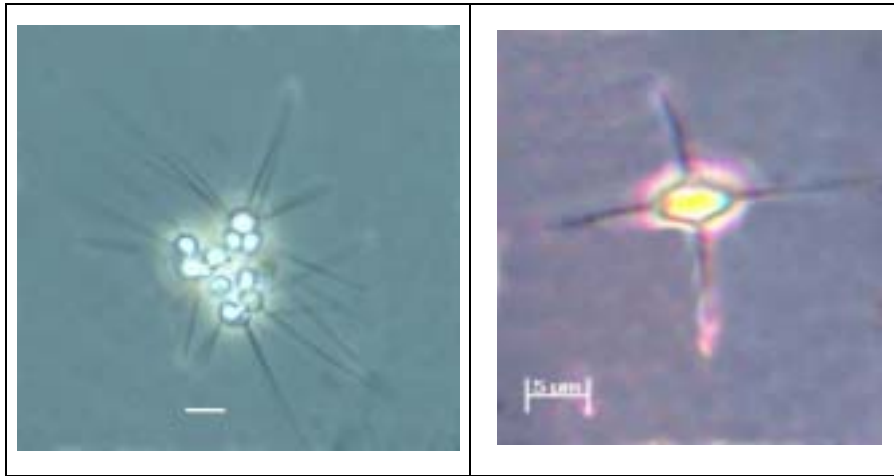
Pseudanabaena limnetica

Aphanizomenon flos aquae



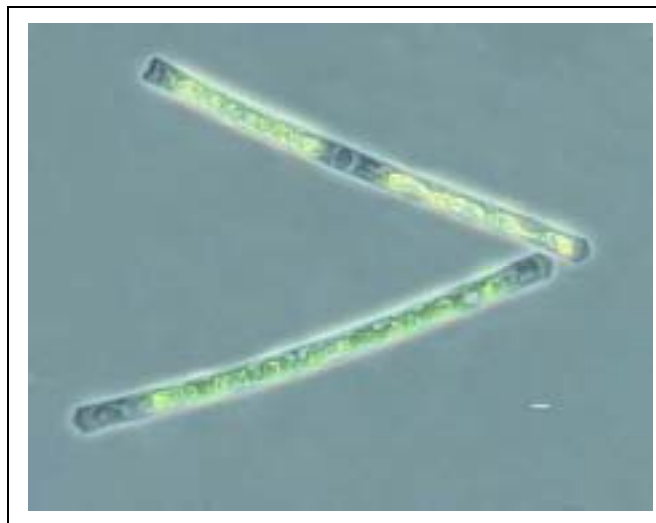
Cyclotella cyclopuncta

Fragilaria crotonensis



Micractinium pusillum

Lagerheimia wratislaviensis



Mougeotia gracillima

ETUDE DE LA CONCENTRATION EN CHLOROPHYLLE A

Les valeurs de chlorophylle *a* correspondent aux concentrations mesurées sur un échantillon intégré dans la couche euphotique (0 à 20 m), l'indice retenu pour le suivi étant la moyenne pondérée. Les échantillons ont été filtrés sur papier Whatman GFC (1,2 µm). Le dosage de la chlorophylle a été réalisé par le laboratoire de l'INRA à Thonon suivant la méthode normalisée NFT 90-117 (methode de Laurenzen).

La teneur en chlorophylle *a* de l'eau d'un lac est considérée comme un indice d'abondance du phytoplancton. 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.

Les différentes phases de production de biomasse se traduisent par une succession de pics chlorophylliens. L'évolution des concentrations en 2008 révèle deux phases de production bien individualisées :

- La première, au mois de mai, correspond au développement des diatomées, les concentrations de chlorophylle passent par un maximum le 29 mai avec 11,42 µg.L⁻¹ cohérentes avec la consommation de la silice en surface, les concentrations passent de 2,18 à 0,12 mg.L⁻¹ entre le 13 et le 29 mai.
- La seconde en juillet avec un maximum à 11,79 µg.L⁻¹ correspondant au début de la croissance des cyanobactéries

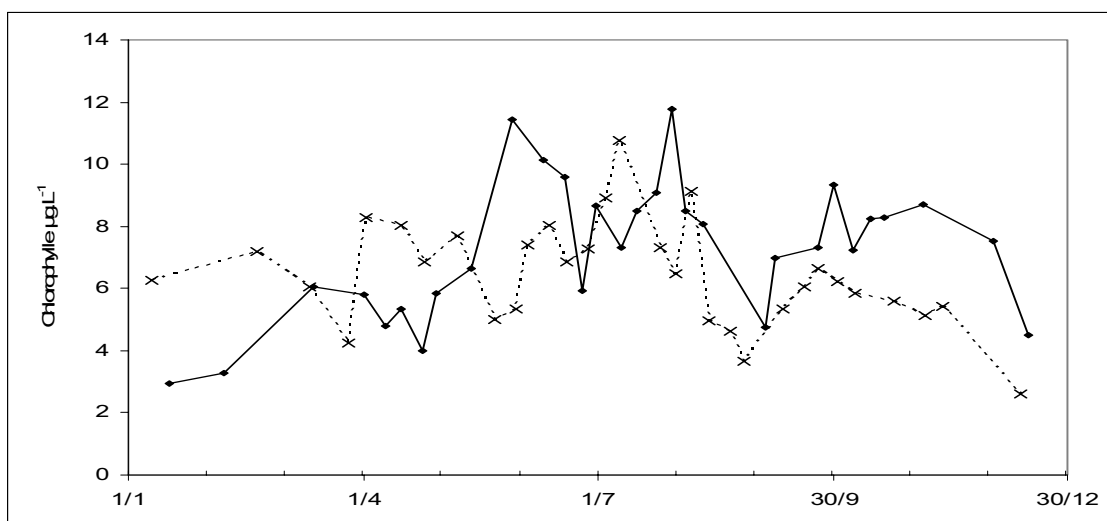


Figure 1 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle *a* (µg.L⁻¹) sur la couche trophogène 0 – 20 m, au point B ; comparaison 2008 (—◆—) et 2007 (----x--)

Par rapport à 2007 les concentrations sont légèrement inférieures au début de l'année (3 vs 6 µg.L⁻¹) et supérieures à la fin de l'année (8 vs 5 µg.L⁻¹) attestant d'une différence de biomasse de cyanobactéries. En effet pendant ces périodes le peuplement phytoplanctonique est dominé par *P.rubescens* et les comptages montrent respectivement des valeurs plus faibles en janvier et février (5000 vs 9000 à 16000 cell.mL⁻¹) et plus élevées en décembre (20000 vs 10000 cell.mL⁻¹).

Cette année encore la concentration moyenne annuelle en chlorophylle avec $6,95 \mu\text{g.L}^{-1}$ montre une valeur légèrement supérieure à celles des trois années précédentes.

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.

Tableau I Evolution des concentrations maximales et moyennes annuelles ($\mu\text{g.L}^{-1}$) en chlorophylle a sur la couche trophogène au point B de 1987 à 2008

Chloro $\mu\text{g.L}^{-1}$	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Max							62,8	18,4	42,8	34,5
Moyenne			8,3				9,2	4,9	7,2	6,8
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
max	49,4	26,7	26,8	28	15,4	12,6	17,7	12,7	19,1	18,9
Moyenne	8,3	6,4	7,9	8,5	5,9	5,6	4,4	5,1	6,6	5,9
	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008		
max	35,1	14	13,5	6,3	12,2	13,23	10,75	11,8		
.Moyenne	7,3	4,7	5,0		3,2	4,9	6,3	6,9		

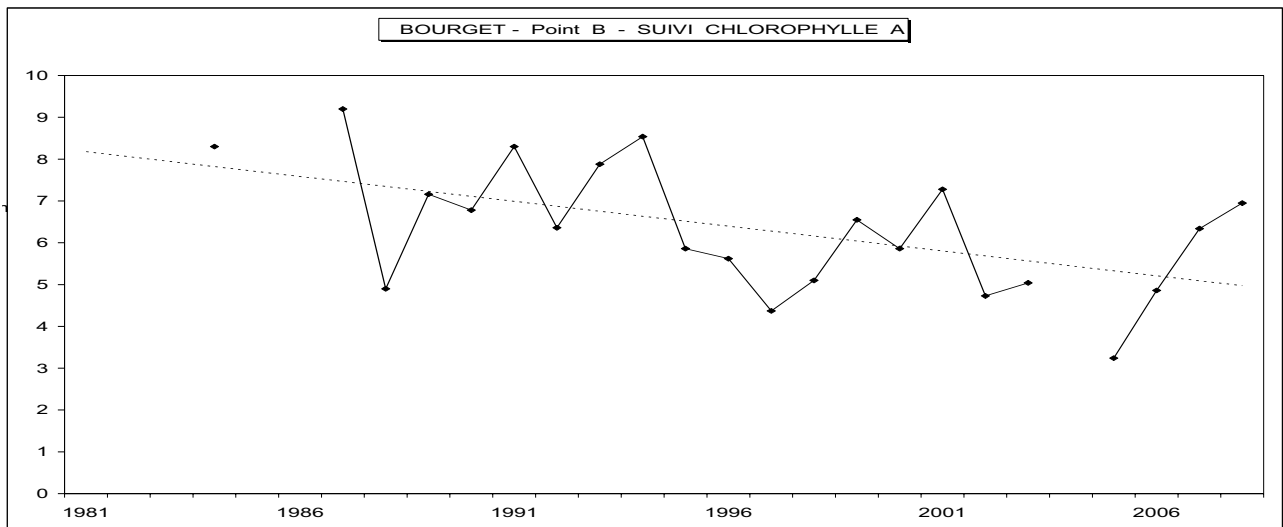
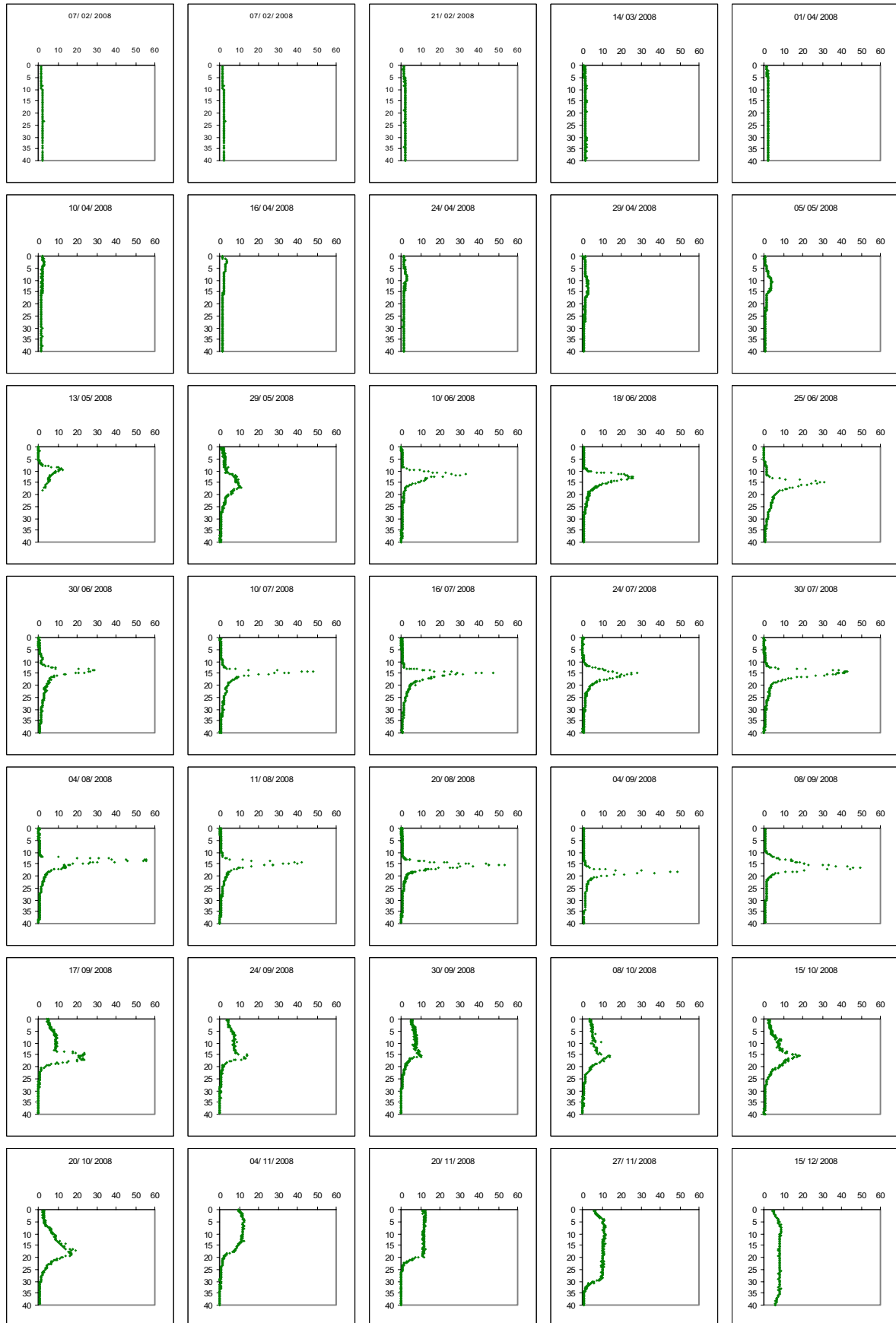


Figure 2 Evolution des concentrations moyennes annuelles en chlorophylle a ($\mu\text{g.L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2008

Annexe 1. Profils de la sonde bbe en 2008



ETUDE PORTANT SUR *P. 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.

I. METHODOLOGIE

I. 1. Comptages cellulaires

Les échantillons d'eau brute obtenus à 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m ont été fixés au lugol et préparés selon la technique d'Utermöhl. Un sous-échantillon de 25 ml est versé dans un cylindre surmontant une chambre de sédimentation et laissé à sédimenter pendant 24 heures à l'abri de la lumière (le lugol se dégrade à la lumière et perd son effet conservateur) et de la chaleur. Ce laps de temps permet aux algues, même les plus légères, de sédimenter au fond de la cuvette. On glisse ensuite 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 ZEISS AXIOVERT 135 afin de procéder à l'examen qualitatif et quantitatif du phytoplancton. Les abondances sont exprimées en nombre de cellules de cyanobactéries par millilitre d'eau brute.

I.2. Dosages des toxines

Les concentrations en microcystines intracellulaires (filtration de un litre d'eau au minimum, puis extraction des toxines dans les cellules retenues sur le filtre) ont été déterminées par un dosage en HPLC-DAD en utilisant la méthode décrite dans Briand *et al.* (2005). Comme précisé dans cet article, trois microcystines différentes sont présentes dans le *Planktothrix* du Bourget. Les concentrations de ces trois microcystines sont d'abord converties en équivalent microcystine-LR (pour pouvoir être comparées à la norme OMS et aux données de la littérature) puis elles sont sommées. Ces microcystines sont des toxines hépatiques synthétisées par plusieurs genres de cyanobactéries et souvent impliquées dans des intoxications animales et même humaines (Puschner et Humbert 2007).

II. RESULTATS

II.1. Dynamique de *P. rubescens*

L'année 2008 a été marquée par un très fort développement de la population de *P. rubescens* dans le lac du Bourget, notamment en été où un pic métallimnique record d'abondance a été observé (> 170000 cellules/mL) (Figure 1). Cette valeur est la plus forte jamais relevée dans le lac du Bourget.

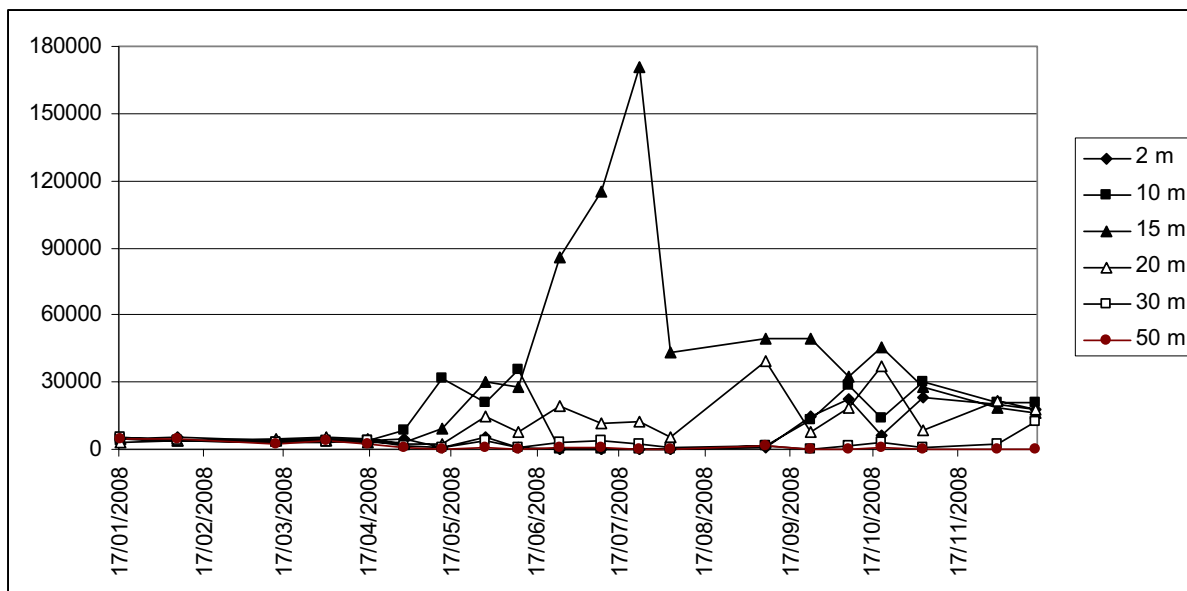


Figure 1 Variations des concentrations cellulaires (exprimées en cellules/ml) de *P. rubescens* dans le lac du Bourget lors de l'année 2008 aux diverses profondeurs étudiées

Pendant tout l'hiver 2007-2008, la population s'est maintenue sur les 50 premiers mètres de la colonne d'eau du lac à des concentrations se situant entre 3 et 4000 cellules/mL, ce qui a permis, au printemps, de constituer un bon inoculum dans le métalimnion lors de la mise en place de la stratification thermique dans la colonne d'eau.

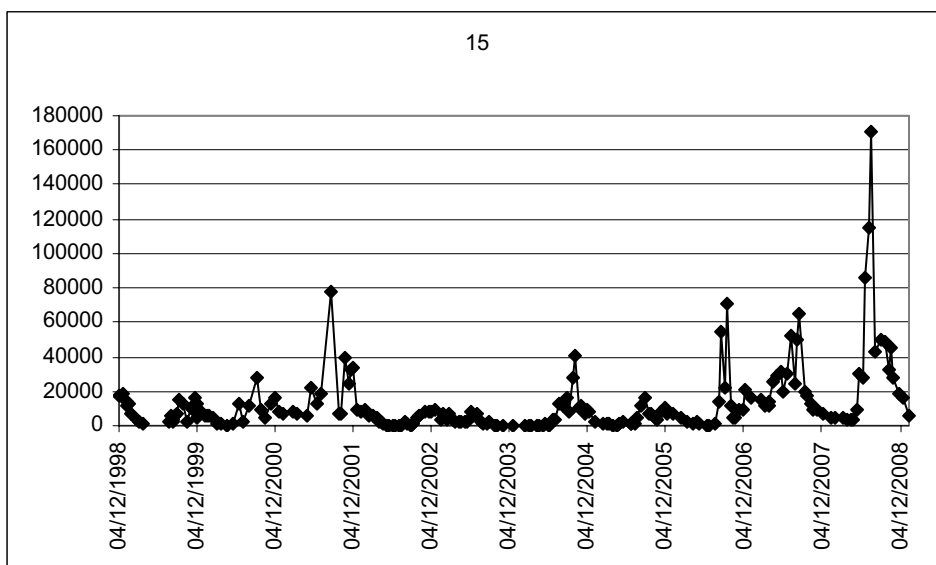
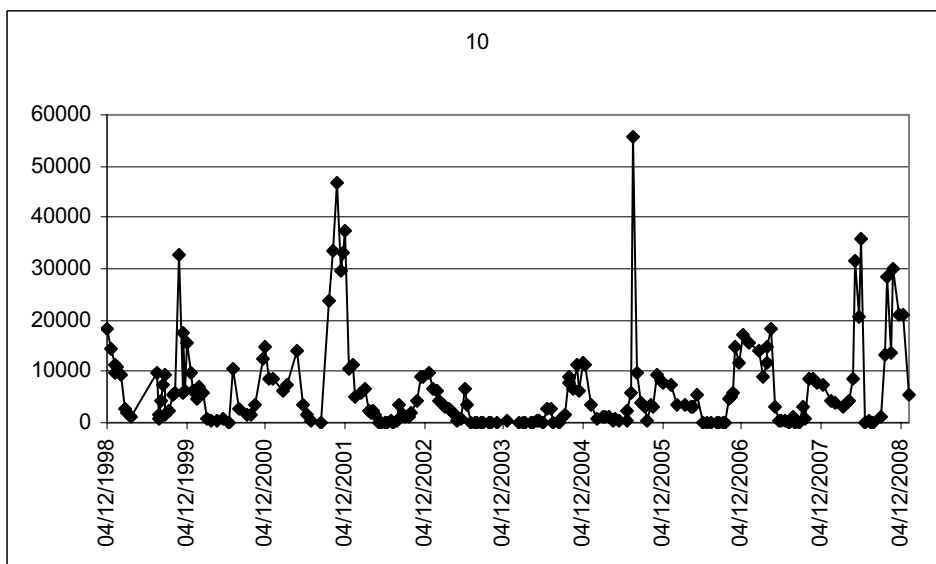
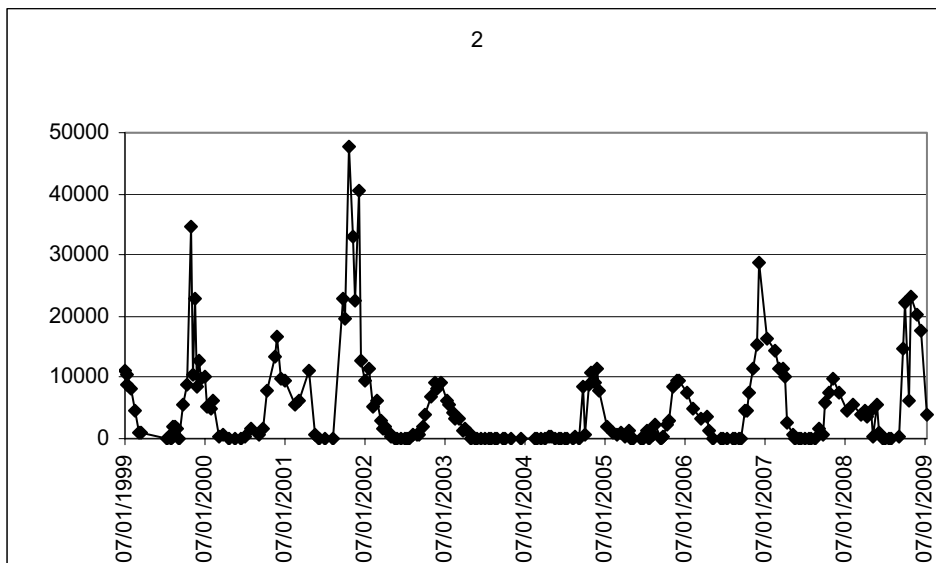
Comme déjà évoqué ci-dessus, l'été 2008 a été marqué par une croissance très importante de *P. rubescens* au niveau du métalimnion, la forte hétérogénéité dans les comptages réalisés à 10, 15 et 20 m de profondeur s'expliquant probablement par le passage d'ondes internes qui déplaçaient verticalement le pic de cyanobactéries (Jacquet *et al.* 2004).

P. rubescens a ensuite gagné l'épilimnion à la fin du mois de septembre comme cela est observé chaque année et elle s'est localisée dans les 20-25 premiers mètres de la colonne d'eau jusqu'au début décembre. Les concentrations cellulaires étaient alors de 20 à 30000 cellules par mL. Enfin, ce n'est qu'à partir de la mi-décembre qu'elle est retrouvée en quantité importante à 30 m de profondeur et ensuite, à 50 m de profondeur.

Une comparaison des résultats de l'année 2008 avec les années précédentes confirme tout d'abord l'importance du développement estival de *P. rubescens* dans le métalimnion en 2008 (Figure 2). L'analyse de la série de données montre aussi que si les années 2002 et 2003 pouvaient laisser croire que cette espèce était en voie de diminution, les années qui ont suivi ont complètement infirmé cette hypothèse. Ceci est bien visible, en particulier, sur l'évolution des abondances cellulaires enregistrées à 15 et 20 m de profondeur pendant toute la période d'étude.

L'analyse de l'évolution des concentrations cellulaires de *P. rubescens* montre cependant que si celles-ci ont été très élevées lors de l'été 2008, il n'en a pas été proportionnellement de même, en revanche, à l'automne et en hiver dans l'épilimnion. On constate en effet qu'à 2 m de profondeur, les valeurs de l'année 2008 sont bien moindres que celles observées en 2001 et même en 2007. De même, à 30 m de profondeur, les valeurs obtenues au début de l'hiver 2008 ne sont pas exceptionnelles si on les compare aux années précédentes. Ces deux observations traduisent le fait que si la croissance de *P. rubescens* a été très importante dans le métalimnion de la fin du printemps à l'été, en revanche cette croissance a été beaucoup

plus faible à l'automne et au début de l'hiver dans l'épilimnion, contrairement à ce qui avait été observé en 2001 ou même en 2007. Cette observation est sans doute à relier avec les conditions climatiques rencontrées pendant l'automne et l'hiver 2008, conditions qui ont sans doute limitées la croissance de *P. rubescens* à cette période de l'année.



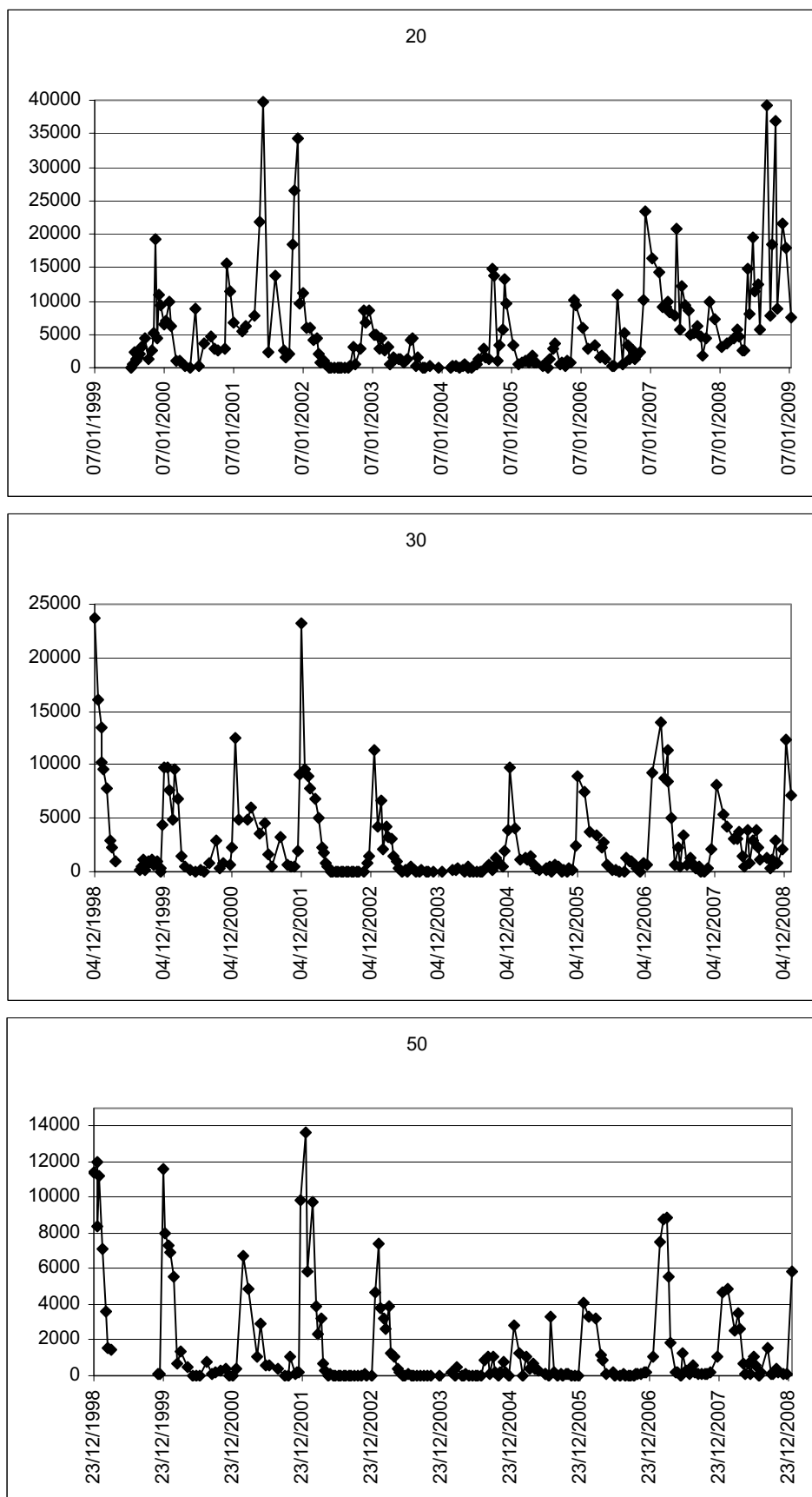


Figure 2 Evolution, depuis 1998, des concentrations cellulaires (nombre de cellules / mL) de *P. rubescens* à 6 profondeurs différentes (2, 10, 15, 20, 30 et 50 m) dans le lac du Bourget

De cette analyse pluriannuelle, il ressort tout d'abord que la cyanobactérie toxique, *P. rubescens*, n'est pas en voie de disparition, et même de diminution, dans le lac du Bourget. Par ailleurs, cette analyse comparée semble aussi confirmer l'hypothèse émise l'an passé sur le rôle des températures hivernales dans le

développement annuel de *P. rubescens*. Il apparaît en effet que les hivers doux permettent à un nombre de cellules important de se maintenir pendant cette saison et de constituer ainsi un inoculum important pour le métalimnion au moment de la mise en place de la stratification de la colonne d'eau.

II.2. Production de toxines

En liaison avec le développement important de *P. rubescens* dans le métalimnion du lac du Bourget observé lors de l'été 2008, deux pics très importants de concentrations en microcystines ont aussi été relevés en juillet 2008 (Figure 3). Le caractère ponctuel de ces très fortes valeurs de concentrations en microcystines est dû au fait que, comme pour les concentrations cellulaires, les ondes internes ont un impact important sur des prélèvements qui sont réalisés à profondeurs fixes. Il est probable que si les échantillons avaient été prélevés systématiquement dans le pic de biomasse sans tenir compte de sa profondeur, des valeurs beaucoup plus élevées que celles rapportées dans la figure auraient été observées.

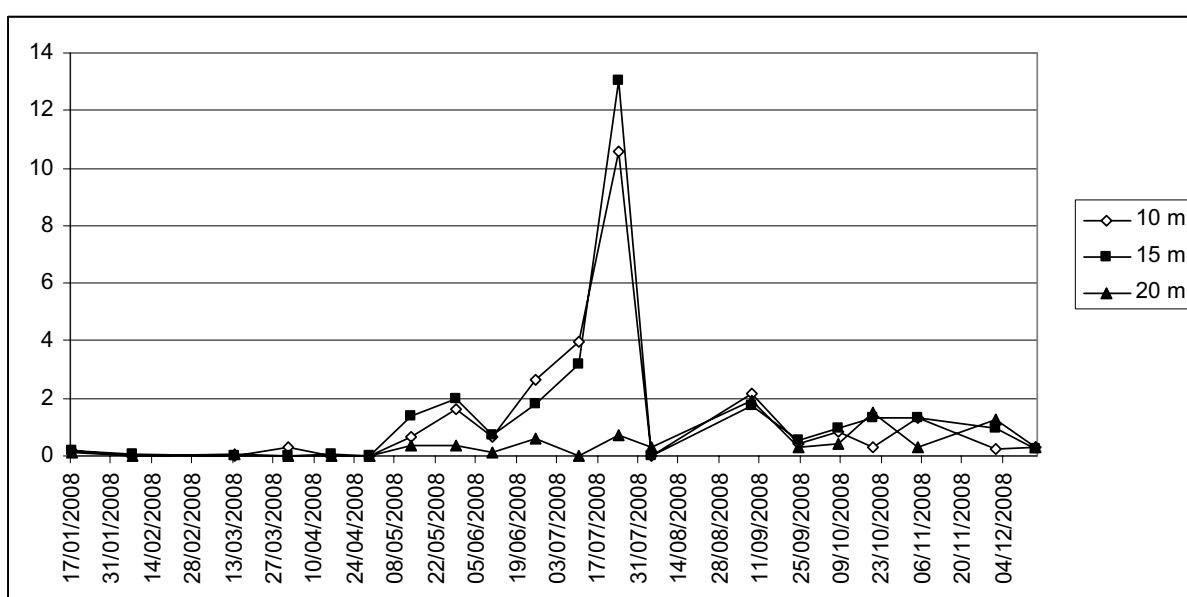


Figure 3 Variations des concentrations en microcystines intracellulaires de *P. rubescens* (axe des ordonnées exprimé en $\mu\text{g/l}$ d'équivalent microcystine LR) dans des échantillons prélevés en 2008 à 10, 15 et 20 m de profondeur

Une comparaison des valeurs en microcystines obtenues depuis 2006 (Figure 4) montre que ces dernières sont plus élevées lors des deux dernières années, en relation avec les biomasses en *P. rubescens* beaucoup plus fortes observées lors des années 2007 et 2008.

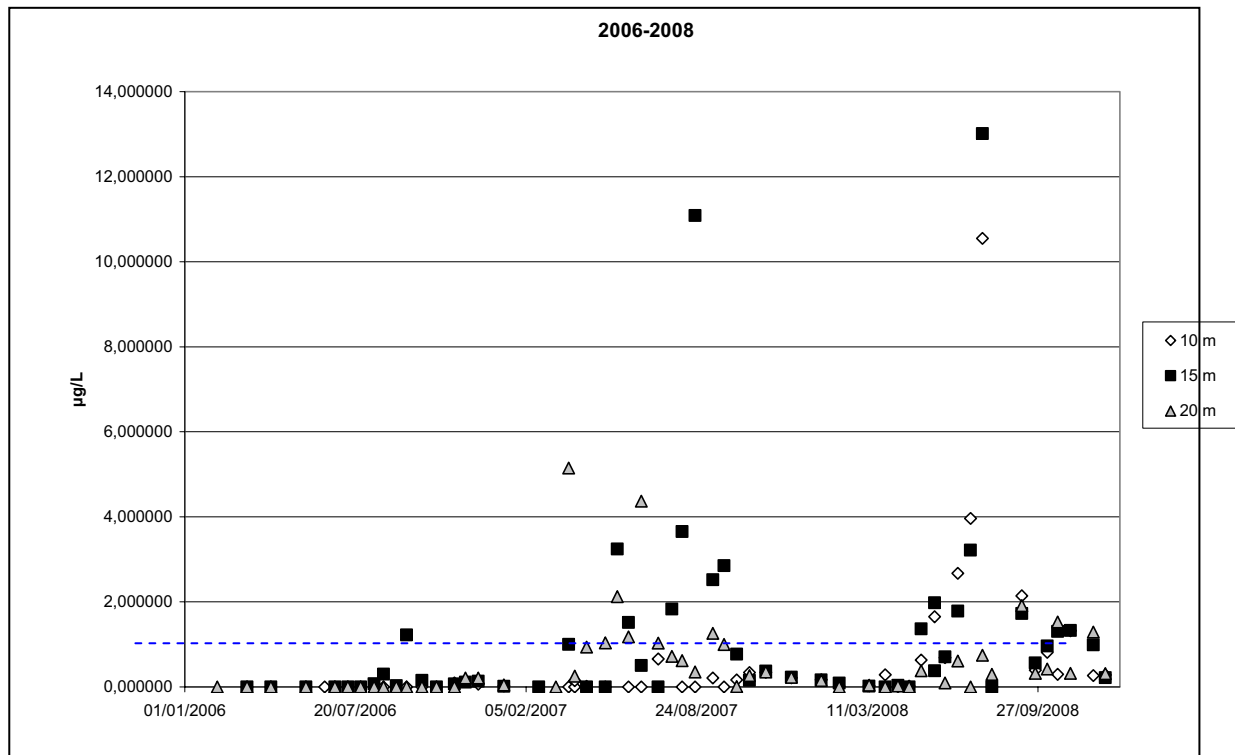


Figure 4 Evolution entre 2006 et 2008 des concentrations en microcystines totales ($\mu\text{g/L}$) aux trois profondeurs d'échantillonnage (10, 15 et 20 m). La ligne pointillée bleue correspond à la valeur seuil de $1 \mu\text{g/L}$ de microcystines

Sur l'ensemble des trois années, près de 23% des valeurs des concentrations en microcystines sont supérieures ou égales à $1 \mu\text{g/L}$, qui constitue le seuil retenu pour la consommation d'eau potable contaminée par les microcystines. Cette proportion de valeurs supérieures à $1 \mu\text{g/L}$ est de 30 % si l'on ne considère que les deux dernières années (2007 et 2008).

Ce nombre élevé de valeurs supérieures au seuil indique qu'il existe un risque toxique potentiel lié à la présence de *P. rubescens* dans le lac du Bourget. Cependant, ce risque s'avère en fait très minime car les fortes valeurs de concentrations en microcystines sont observées en été, lorsque les biomasses se localisent bien au dessus des profondeurs auxquelles sont réalisés les pompages d'eau (et bien en dessous des baigneurs) et car ces valeurs de concentrations concernent l'eau brute, avant son traitement. Il reste néanmoins à évaluer comment ces toxines pourraient se concentrer le long de la chaîne trophique, les perches par exemple étant potentiellement fortement assujéties à ces toxines car se distribuant dans le pic des cyanobactéries (voir en Annexe le projet d'Orlane Anneville).

III. CONCLUSIONS

Pour conclure, il apparaît que l'année 2008 a été une année très productive pour la cyanobactérie *P. rubescens* dans le lac du Bourget. Des concentrations cellulaires record ont en effet été observées dans le métalimnion pendant la période estivale et ces concentrations cellulaires élevées se sont accompagnées de concentrations en microcystines (toxines hépatiques) elles-aussi ponctuellement très élevées dans l'eau brute.

Une analyse plus globale de l'ensemble de la série de données disponibles montre qu'il n'y a pas de tendance à la diminution globale de la présence de la cyanobactérie dans le lac du Bourget depuis qu'elle prolifère de façon importante en 1999. En revanche, de fortes variations interannuelles dans l'importance de ces proliférations peuvent être observées, en liaison avec des paramètres climatiques. Une donnée qui semble

inquiétante dans le contexte actuel du réchauffement climatique est que les hivers doux, de plus en plus fréquents, semblent favoriser les développements estivaux de *P. rubescens* dans le métalimnion.

ETUDE PORTANT SUR LES DONNEES FOURNIES PAR LA SONDE BBE

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) sur la base de leurs caractéristiques pigmentaires propres (Moldaenke 2002).

Les algues d'un même groupe phytoplanctonique, contiennent une qualité et quantité de pigments photosynthétiques similaires. Ainsi, leur spectre d'excitation (avec une longueur d'onde d'émission fixée à 680 nm) est significatif pour chaque classe algale. Il est donc possible de différencier les différents groupes d'algues par leur fluorescence respective et d'obtenir leur concentration, en μg équivalent de chl a /L , en continu le long de la colonne d'eau. La fluoroprobe utilise 5 diodes émettant à différentes longueurs d'onde (450 nm, 525 nm, 570 nm, 590 nm et 610 nm) pour l'excitation de pigments accessoires propres à chaque groupe phytoplanctonique (Tableau I). Chaque classe microalgale ayant une empreinte spécifique, 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

Lors de l'acquisition des données sur le terrain, les informations apparaissent quasi instantanément sur l'écran de l'ordinateur rattaché en surface à la sonde. Les données peuvent être sauvegardées dans la sonde ou transférées sur un ordinateur. Les profils de fluorescence totale obtenus lors de l'année 2008 sont donnés plus loin.

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 <i>a, b</i> , caroténoïde	450 nm
Cyanobactéries	Chl <i>a</i> , phycocyanine	610 nm
Diatomées	Chl <i>a, c</i> , xanthophylle, fucoxanthépidine	525 nm
Cryptophycées (+ cyanobactéries riches en phycoérythrine, typiquement <i>Planktothrix rubescens</i>)	Chl <i>a, c</i> , phycoérythrine	570-590 nm

A partir des profils réalisés et de la Figure ci-dessous, et en focalisant plus particulièrement sur le signal des Cryptophycées + Cyanobactéries rouges, nous pouvons faire les commentaires suivants :

- De février à avril : les concentrations se situent autour de $2 \mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chloro *a* et sont réparties de façon homogènes sur la verticale.
- De mai à septembre : les cyanobactéries se concentrent dans la colonne d'eau au niveau du métalimnion grâce à leurs aptitudes physiologiques (utilisation de faibles intensités lumineuses, utilisation du phosphore, capacité d'adapter leur flottabilité... Jacquet *et al.* 2005). Les concentrations augmentent progressivement autour de 15 m de profondeur pour passer par un maximum au mois d'août avec près de $60 \mu\text{g.L}^{-1}$. La stratification des cyanobactéries apparaît dès la fin avril, comme en 2007 et contrairement aux années 2004, 2005 et 2006 où elle s'installait plutôt en juillet. Apparition précoce de la stratification des cyanobactéries dès la fin avril, comme en 2007 et contrairement aux années 2004, 2005 et 2006 où le début de la stratification des cyanobactéries se situait plutôt en juillet. Pendant la période de stratification, la profondeur du maximum de biomasse varie entre 9,3 et 18,5 m entre le 29/04 et le 20/10. Il se positionne à des niveaux comparables aux années précédentes.
- D'octobre à décembre : dans un premier temps, les cyanobactéries gagnent l'épilimnion, puis sont entraînées progressivement vers les couches profondes avec le refroidissement des eaux de surface et l'érosion de la thermocline. A noter un début d'homogénéisation vers le haut à la fin du mois de septembre lié à une baisse des températures, suivie d'une restratification en novembre puis d'une homogénéisation complète sur la couche 0 – 30 m avec disparition du pic de biomasse.

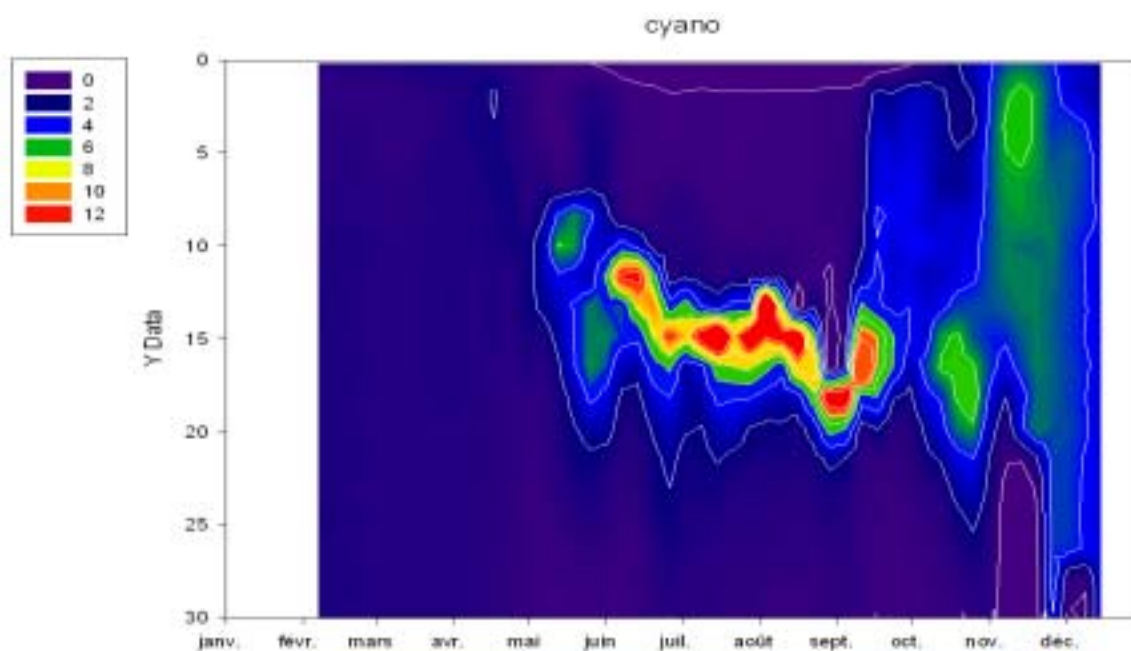


Figure 1 Distributions des concentrations en cyanobactéries ($\mu\text{g.L}^{-1}$ eq Chloro *a*) au point B au cours de l'année 2008

Tableau II Périodes de stratification de *P. rubescens* et profondeurs des maxima de biomasse au point B de 2004 à 2007

	Période de stratification		Profondeur (m) du maximum de biomasse	
	début	fin	mini	maxi
2004	30/06	05/10	11,5	15,6
2005	26/07	26/09	10	15
2006	26/07	12/10	14	17
2007	17/04	10/10	12,2	16,7
2008	24/04	20/10	9,3	18,5

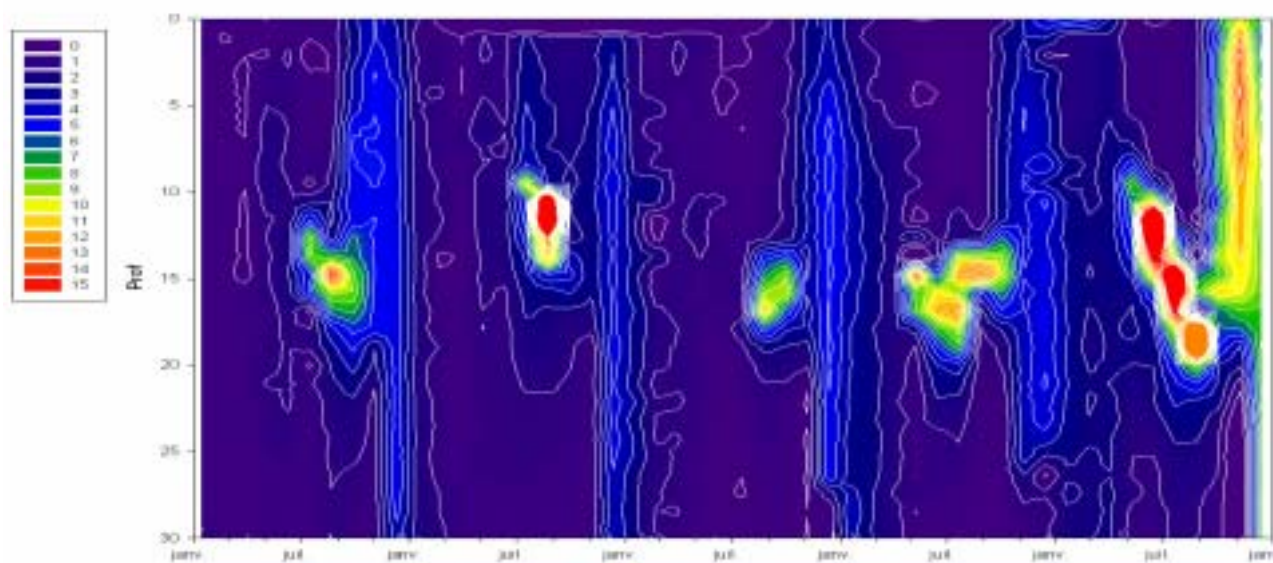


Figure 2 Distribution de la biomasse du groupe algal riche en phycoérythrine (*P. rubescens* + cryptophycées) au lac du Bourget au point B de 2004 à 2008

Conséquences sur les pompages en eau potable :

Ces différences de répartition verticale de la biomasse des cyanobactéries ont des conséquences différentes sur les pompages d'eau potable. En été, la présence d'une biomasse importante au niveau de la thermocline ne pose pas de problème puisque les stations de pompage puisent l'eau à 25 m, profondeur supérieure à celle où se trouvent les cyanobactéries. En revanche, en décembre, le risque va devenir plus important car les cyanobactéries colonisent les milieux plus profonds. Elles se trouvent alors en quantité importante au niveau des points de pompage des stations d'alimentation en eau potable des communes d'Aix-les-Bains et de Tresserve. Pendant cette période critique, des contacts réguliers avec la DDASS permettent de prévenir et d'éviter que les cyanobactéries ne posent un problème dans les réseaux de distribution.

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

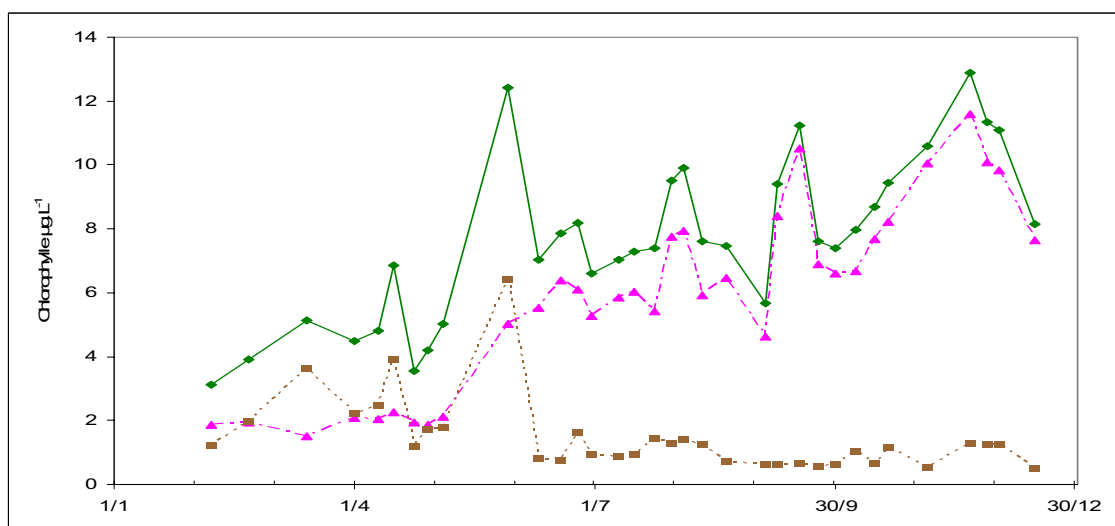


Figure 3 Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle a ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B en 2008 (—◆— choro tot, - -■ - - "diatomées", —▲— "cyanobactéries")

La Figure ci-dessus 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.

A partir des profils réalisés avec la sonde BBE et du graphe ci-dessus, nous pouvons faire les commentaires suivants :

- La persistance des cyanobactéries ($2 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ de chlorophylle équivalent à environ 3 à 5000 $\text{cell}\cdot\text{mL}^{-1}$) en hiver qui va permettre leur développement très tôt (dès le mois de mai)
- Un premier pic en mai qui correspond au développement printanier des diatomées et au début du bloom de cyanobactéries. Ces observations sont logiques avec la mesure du pic de chlorophylle associé à la consommation de la silice le 29/05 et aux comptages de *P. rubescens* à 15 m qui passent de 9000 à 30000 $\text{cell}\cdot\text{mL}^{-1}$ entre le 13/05 et le 29/05.
- à partir de juin le peuplement phytoplanctonique est dominé par les cyanobactéries et leur biomasse augmente plus ou moins régulièrement jusqu'à fin novembre.

- Présence le 20/10 d'un pic de biomasse à 17 m mais l'érosion de la thermocline commence à redistribuer les cyanobactéries vers les couches supérieures. Le 20/11, la biomasse des cyanobactéries est quasiment homogène sur une épaisseur de 20 m. Par la suite, elles vont continuer à s'enfoncer et atteindre une profondeur de 35 m en décembre.

Les données de la sonde bbe ont donc reproduit très correctement la distribution de la cyanobactérie *P. rubescens*. Cette affirmation a été analysée plus finement comme indiquée ci-dessous.

Nous avons comparé en 2008 les comptages cellulaires et les données de la sonde. La Figure ci-dessous illustre le résultat. A noter que si l'on retire le point de comptage le plus élevé, la relation devient très hautement significative avec $r^2=0,9$.

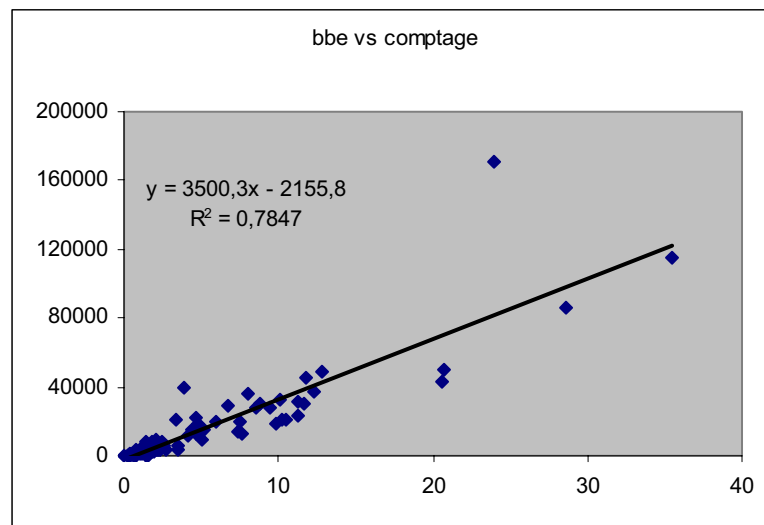


Figure 4 Relation entre les données issues de la sonde bbe CCLB et du comptage de *P. rubescens* en 2008

Nous avons également comparé les comptages cellulaires et les données relatives à la sonde entre 2004 et 2008. Pour rappel, les comptages ont été réalisés aux profondeurs discrètes de 2, 10, 15, 20, 30 et 50 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. La Figure 2 ci-dessous illustre la relation entre les données de la sonde et du comptage. Aucune valeur n'a été enlevée.

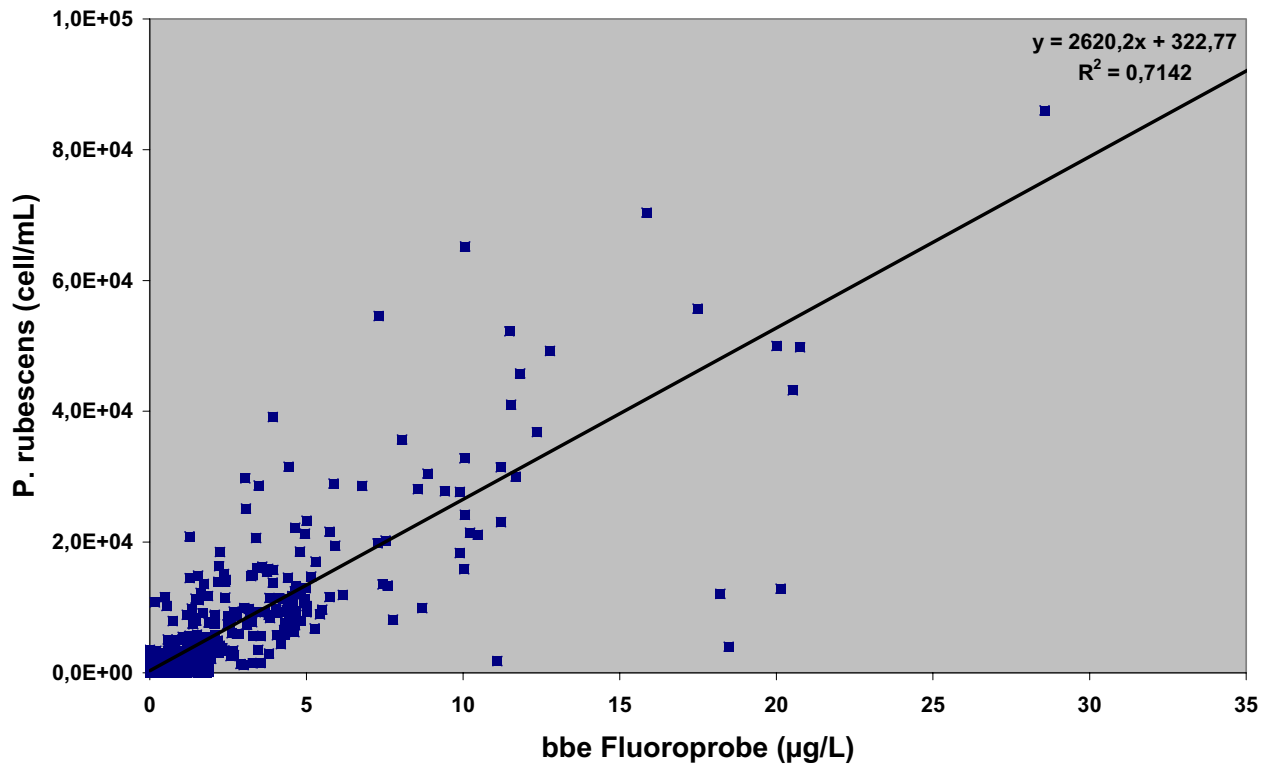


Figure 2 Relation entre les données issues de la sonde bbe CCLB et du comptage de *P. rubescens* sur la période 2004-2008

Les autres populations phytoplanctonique susceptibles d'expliquer le signal obtenu par la sonde sont les Cryptophycées et les picocyanobactéries riches en phycoérythrine. Les données du suivi phytoplanctonique ont en effet révélé que les Cryptophycées peuvent à certains moments avoir une abondance relativement élevée, et elles sont globalement présentes toute l'année. La stratégie d'échantillonnage opérée pour le phytoplancton et la sonde ne permet pas de comparer facilement ces données. Par contre, une telle comparaison était possible avec les picocyanobactéries analysées comme *P. rubescens* aux différentes profondeurs 2, 10, 15, 20, 30 et 50 m. Les picocyanobactéries fortement représentées tout au long de l'année comme cela est évoqué dans la partie relative à la boucle microbienne ont donc également été comparés au signal de la sonde comme défini ci-dessus pour *P. rubescens*. La Figure ci-dessous montre la relation entre les données de la sonde CCLB et du comptage.

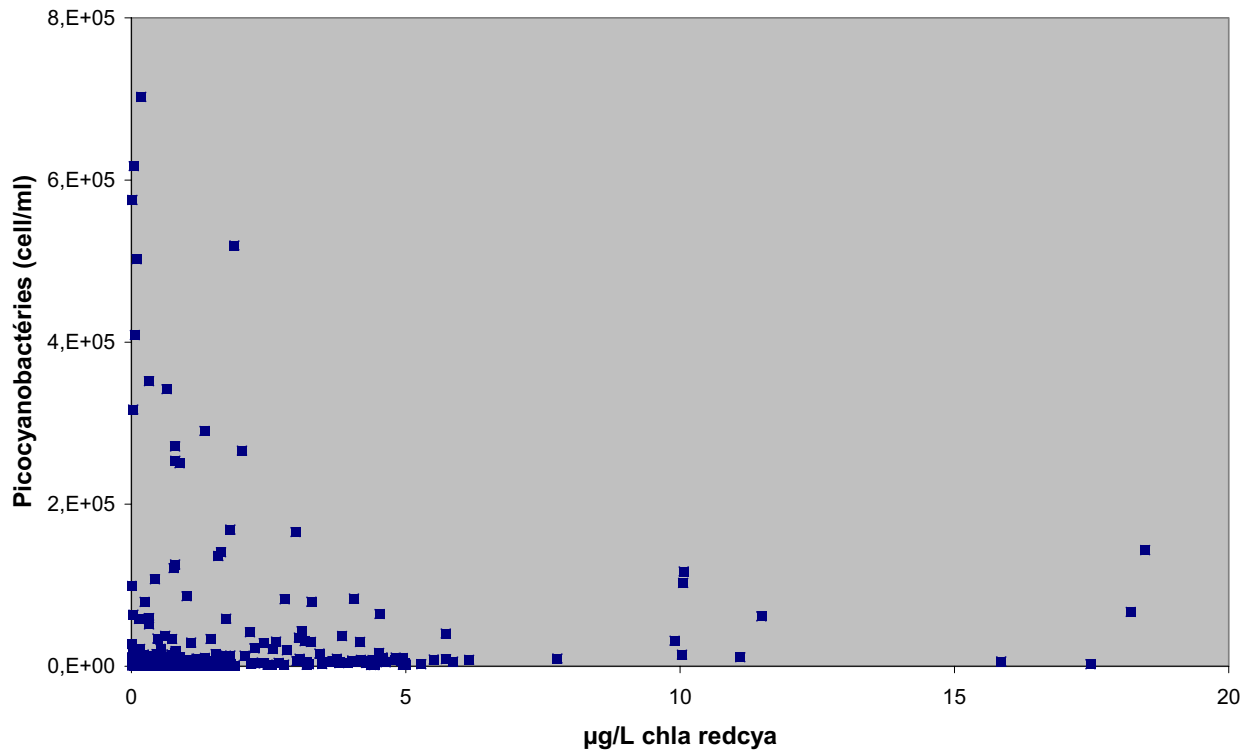


Figure 3 Relation entre les données issues de la sonde bbe et du comptage des picocyanobactéries sur la période 2004-2008

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*.

ETUDE RELATIVE AU ZOOPLANCTON

Dans ce chapitre seront présentées les données du suivi global de la communauté zooplanctonique du lac du Bourget pour l'année 2008. La première partie traite de la composition spécifique et des abondances moyennes de cette communauté, en relation avec les résultats des années précédentes du suivi (2004-2008). Sont ensuite décrites les dynamiques saisonnières des branchiopodes et copépodes, observées au cours de l'année 2008, en relation avec la dynamique phytoplanctonique.

I. METHODOLOGIE

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2008 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). 18 prélèvements ont pu, cette année, être analysés.

II. COMPOSITION SPECIFIQUE DE LA BIOCENOSE CRUSTACEENNE

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 les calanoïdes.

Lors des deux premières années du suivi régulier portant sur le zooplancton (2004-2005), 15 taxons de zooplancton crustacéen avaient été identifiés contre 12 en 2006 et 13 en 2007 et 2008. Ces 15 taxons étaient composés d'une seule espèce de copépode calanoïde (*Eudiaptomus gracilis*), 6 taxons de copépodes cyclopoïdes (*Acanthocyclops robustus*, *Cyclops prealpinus* + *vicinus*, *Cyclops* sp., *Megacyclops viridis*, *Mesocyclops leuckartii*, *Thermocyclops crassus*) et 8 taxons branchiopodes (*Bosmina longirostris*, *Bythotrephes longimanus*, *Chydorus sphaericus*, *Daphnia hyalina*, *Daphnia* spp. + *galeata*, *Diaphanosoma brachyurum*, *Eubosmina longispina* et *Leptodora kindtii*). Toutefois, *C. sphaericus*, *M. viridis*, *C. prealpinus* et *B. longirostris*, espèces déjà rares en 2004-2006, n'ont pas été observés en 2007 et 2008. Aucun individu de *A. robustus*, observé au cours d'une unique date en 2007, n'a pu être identifié au cours de l'année 2008. Par contre, une espèce de Bosmine (*Bosmina coregonii*) qui n'avait jamais été rapportée dans les échantillons 2004-2007 a pu être observée à deux occasions.

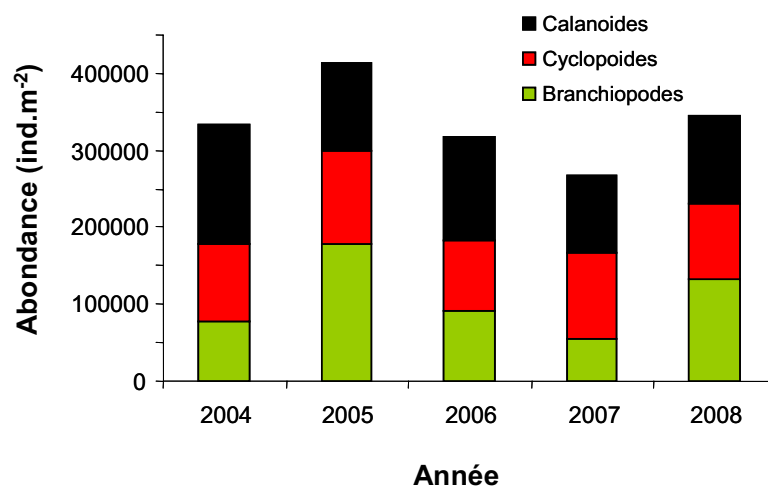


Figure 1 Abondances moyennes annuelles des différents taxons crustacéens du zooplancton du Lac du Bourget sur la période 2004-2008

L'abondance annuelle du zooplancton crustacéen est relativement élevée et avec 345 000 ind.m⁻², se place en 2^{ème} position dans la série 2004-2008 (Figure 1). Alors que les abondances des deux taxons copépodes, cyclopoïdes et calanoïdes, sont relativement stables d'une année sur l'autre (entre 210 et 250 000 ind.m⁻²), les différences annuelles de l'abondance moyenne du zooplancton crustacéen dépend essentiellement des variations interannuelles de l'abondance des branchiopodes, qui varie de 54 000 en 2007 à 178 000 en 2005.

Comme au cours des années précédentes (2004-2007), la communauté zooplanctonique est dominée par les copépodes en 2008, qui représentent 62% de la communauté crustacéenne. Au sein de la communauté des copépodes (Figure 1), l'unique espèce de calanoïdes *E. gracilis*, représente 54 % des copépodes. Les copépodes cyclopoïdes sont largement dominés par *C. prealpinus* en 2008, les autres espèces (*T. crassus* et *Cyclops* sp.) ne représentant que 6% des cyclopoïdes.

En 2008, la contribution des taxons branchiopodes est relativement élevée, avec une proportion de 38%, contre 20% en 2007 et 28% en 2006 et comparable à celle de 2005 (43%). Les années de faible abondance de cladocères (2004-2006-2007), la communauté est très largement dominée par *D. hyalina*, et l'espèce *E. longispina* est très largement sous-représentée (3-17% de la communauté des branchiopodes). Les années de forte représentation des branchiopodes au sein de la communauté zooplanctonique (2005 et 2008) correspondent à des années de fort développement de l'espèce *E. longispina* qui contribue à 46-47% de l'abondance des branchiopodes.

Les trois espèces les plus abondantes dans la communauté zooplanctonique (*E. gracilis*, *C. prealpinus* et *D. hyalina*) sont présentes et coexistent tout au long de l'année. Les 10 autres espèces, plus rares, apparaissent de façon plus exceptionnelle ou à des saisons plus particulières. Ainsi, *D. brachyurum* et *T. crassus* ne sont observées, à la station de prélèvement, qu'en fin d'été, comme au cours des années précédentes.

III. DYNAMIQUE SAISONNIERE DU ZOOPLANCTON CRUSTACEEN

Calanoïdes et Cyclopoïdes montrent, en 2008, des dynamiques saisonnières unimodales (un unique pic, au printemps (01/04)), tandis que les branchiopodes suivent une dynamique bimodale avec un pic tardif, en fin de printemps, le 29/05 et un pic plus modeste d'été, le 25/7 (figure 2). Le pic de printemps précoce des copépodes correspond à la reprise de croissance phytoplanctonique (cf dynamique phytoplanctonique dans le Lac du Bourget en 2008), marquée par une contribution relativement importante d'algues de petite taille telles que la diatomée *Cyclotella cyclopuncta* et la cryptophycée *Rhodomonas minuta*. Ce pic phytoplanctonique printanier n'a cependant pas conduit à stimuler la croissance des branchiopodes, dont les effectifs restent faibles pour cette même période. Le broutage intensif des algues de petite taille et facilement ingérables par les calanoïdes conduit à la raréfaction du nanoplancton puis à la décroissance rapide de l'abondance de ces copépodes herbivores, conduisant à la phase des eaux claires, au cours du mois de Mai. Les abondances de calanoïdes se maintiennent ensuite entre 50 000 et 100 000 ind.m⁻² jusqu'à la fin de l'année.

Si le pic d'abondance des cyclopoïdes était relativement faible au printemps (<230 000 ind.m⁻²), il se maintient du début du printemps jusqu'au début de l'été. Ensuite, les effectifs diminuent progressivement tout au long de l'été pour atteindre des effectifs de 50-70 000 ind.m⁻² au cours de l'automne. Ainsi, la dynamique des cyclopoïdes, taxons omnivores, ne semble pas directement liée à la dynamique phytoplanctonique.

Après la phase des eaux claires, la reprise de la croissance phytoplanctonique, dominée par les espèces de grande taille, telles que *Planktothrix rubescens*, *Fragilaria crotonensis* et *Mougeotia gracillima*, a lieu dès le début du mois de juin et conduit au premier pic d'abondance des cladocères, avec des valeurs exceptionnelles de 730 000 ind.m⁻², qui surpassent largement ceux des calanoïdes et cyclopoïdes.

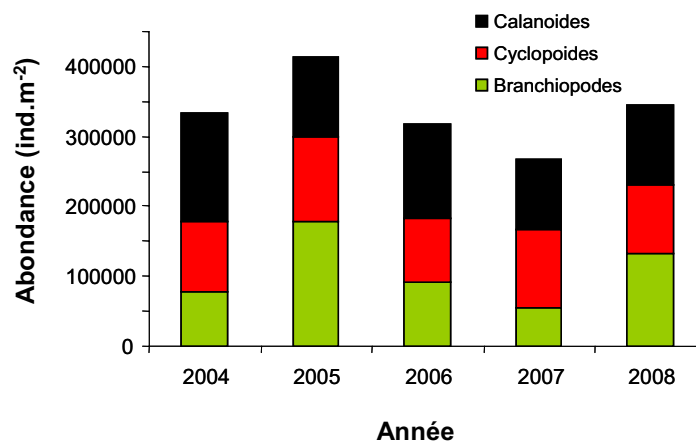


Figure 2 Evolution saisonnière des classes de microcrustacés zooplanctoniques en 2008

Les effectifs de branchiopodes diminuent rapidement à la suite du 2^{ème} pic phytoplanctonique mais montrent un second pic, transitoire et plus modeste, correspondant au troisième pic phytoplanctonique, avec des espèces d'algues typiques de fin d'été.

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 2008 résultent de la dynamique des deux espèces majoritaires, *D. hyalina* et *E. longispina* (Figure 3).

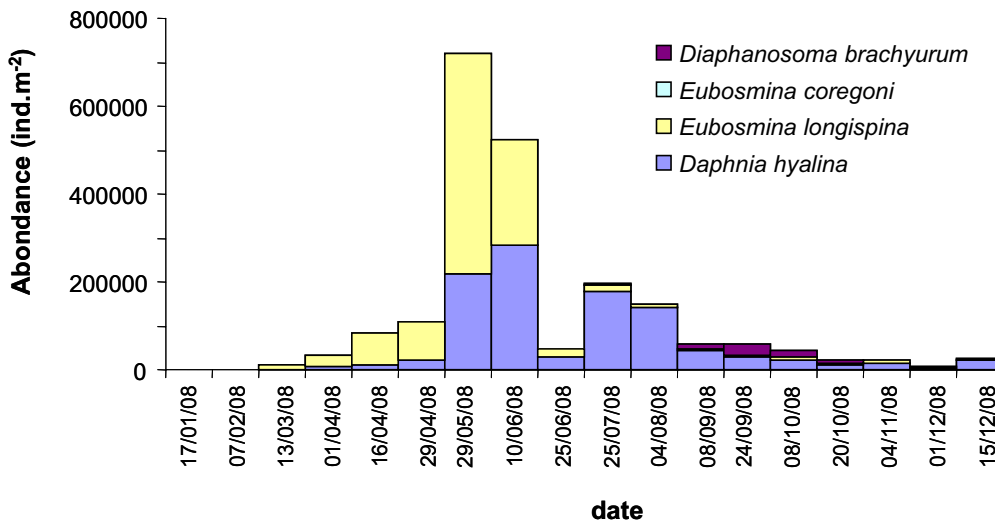


Figure 3 Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores en 2008

Le pic tardif des branchiopodes au printemps correspond à des pics d'abondance synchrones de *D. hyalina* et d'*E. longispina*. Le pic d'abondance des Daphnies au printemps est un processus caractéristique dans les lacs alpins mesotrophes (Sommer *et al.* 1986). Au contraire, la présence d'*E. longispina* est beaucoup moins typique, et ses abondances extrêmement variables d'une année sur l'autre. Après la phase des eaux claires, la communauté phytoplanctonique est dominée par des espèces de grande taille, difficilement ingérable pour le zooplancton, même pour les Daphnies. Au contraire, *E. longispina* serait capable d'ingérer les grandes algues filamenteuses, ce qui expliquerait les fortes abondances de cette espèce typique de milieux eutrophes en cette année 2008 marquée par des très fortes abondances d'algues filamenteuses.

Le second pic de cladocères est quasiment exclusivement représenté par *D. hyalina*. *D. brachyurum* est une espèce qui nécessite des températures supérieures à 18°C pour son développement embryonnaire (Anneville *et al.* 2004). Elle apparaît par conséquent en fin d'été, avec la poussée phytoplanctonique automnale.

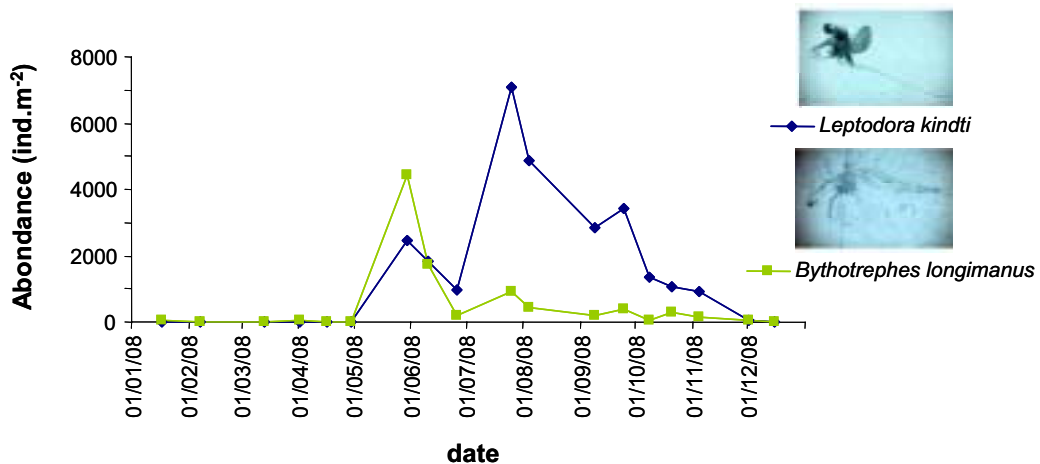


Figure 4 Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs en 2008

Les effectifs des cladocères *Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus* sont environ 20 fois plus faibles que celles des cladocères herbivores, mais en raison de leur grande taille, ces espèces représentent des biomasses non négligeables. 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 et Comoli 1995).

Les cladocères prédateurs n'apparaissent dans la communauté qu'en fin de printemps. 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 4), lorsque leurs proies sont abondantes (Anneville *et al.* 2004). Les *Leptodora* sont moins abondants que les *Bythotrephes*. Les abondances maximales de *L. kindtii* (5000 ind.m⁻²) sont globalement plus faibles en 2008 qu'au cours des années précédentes (22 000 ind.m⁻² en 2004, 19 000 ind.m⁻² en 2005, 14 000 ind.m⁻² en 2006, 10000 en 2007) et diminuent rapidement dès la fin du printemps. *B. longimanus* présente un pic modeste au printemps pendant le mois de mai (figure 4) avec des effectifs similaires d'une année sur l'autre (de l'ordre de 3-4000 ind.m⁻²) et un second pic estival élevé. Les effectifs de *B. longimanus* prédateurs sont restés relativement élevés jusqu'en fin d'automne 2008.

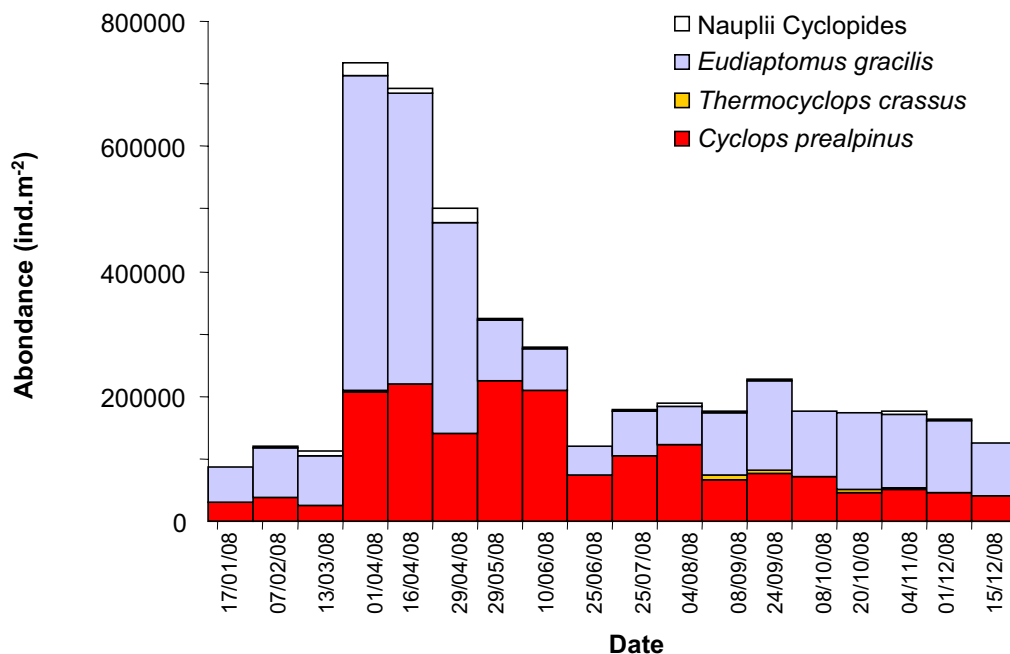


Figure 5 Evolution saisonnière de la composition des copépodes en 2008

La dynamique des communautés de copépodes est similaire à celle des années précédentes et ne montre pas de succession spécifique très marquée (Figure 5). Le calanoïde *E. gracilis* et le cyclopoïde *C. prealpinus* dominent tout au long de l'année la communauté des copépodes. Le pic d'abondance printanier est très marqué pour *E. gracilis* mais les effectifs diminuent rapidement après le pic printanier de nanoplancton. La dynamique du calanoïde semble donc très dépendante de la présence d'algues phytoplanctonique de petite taille. *C. prealpinus* est une espèce prédatrice du zooplancton et sa dynamique est plutôt dépendant de l'abondance des autres espèces de crustacées (Gliwicz 1969). D'autres espèces coexistent, mais n'apparaissent qu'en abondance très faible au cours de l'année 2008.

IV. 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.

* Rotifères

Les rotifères observés dans les prélèvements sont de grandes espèces (*Asplanchna*, *Kellicottia*, *Conochilus*, *Notholca*)(Figure 6).

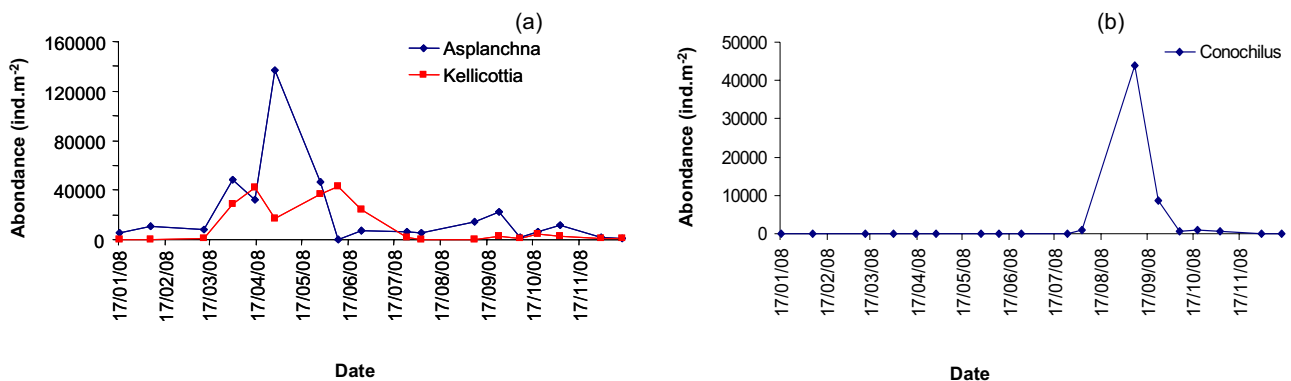


Figure 6 Evolution saisonnière des abondances de rotifères a) *Asplanchna* et *Kellicottia* et b) *Conochilus* en 2008

En 2008 comme en 2007, 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.

Asplanchna a montré une dynamique unimodale en 2008, qui reproduit celle de l'ensemble des crustacés zooplanctoniques, avec un pic en fin de printemps (140 000 ind.m⁻²), globalement d'abondance plus faible qu'au cours des années précédentes. La dynamique de *Kellicottia* reproduit celle des années précédentes avec des effectifs proches de 50 000 ind.m⁻² au printemps.

Conochilus a été très peu représenté au cours de l'année 2008, avec un pic d'abondance automnal 20 fois plus faible qu'en 2007.

V. CONCLUSION

Si la dynamique et les abondances moyennes de copépodes sont relativement stables d'une année sur l'autre dans le lac du Bourget, celles des cladocères dépendent plus fortement de la qualité du phytoplancton. Il semblerait que la phase des eaux claires soit essentiellement le résultat du broutage du phytoplancton printanier par les calanoïdes en 2008, les cladocères n'ayant repris leur croissance que plus tard dans le printemps. La dynamique des calanoïdes semble étroitement liée à celle du nanophytoplancton. Le pic de cladocères est marqué par une forte abondance de *E. longispina*, espèce caractéristique de conditions

eutrophes (Hofmann 1986). Cette caractéristique est à relier avec les abondances en algues filamenteuses, encore plus élevées qu'au cours des années 2006-2007, dans le phytoplancton du lac du Bourget en 2008. Ces grandes algues sont difficilement ingérables par le zooplancton herbivore, excepté *E. longispina*. Leur biomasse ne peut ainsi être régulée, par contrôle descendant, par le broutage de la part du zooplancton herbivore. Ainsi, en dépit d'une forte production primaire, la biomasse d'algues de petite taille susceptible de nourrir la population de crustacés herbivores reste faible. Il est donc possible que la croissance de la population de Daphnies et des calanoïdes soit limitée par la quantité de nourriture effectivement disponible une fois le pic de nanoplancton printanier terminé.

Annexe 1

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).

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

La température moyenne de l'année 2008 (11,69 °C) est supérieure à la moyenne interannuelle sur la période 1974-2008 (11,3 °C).

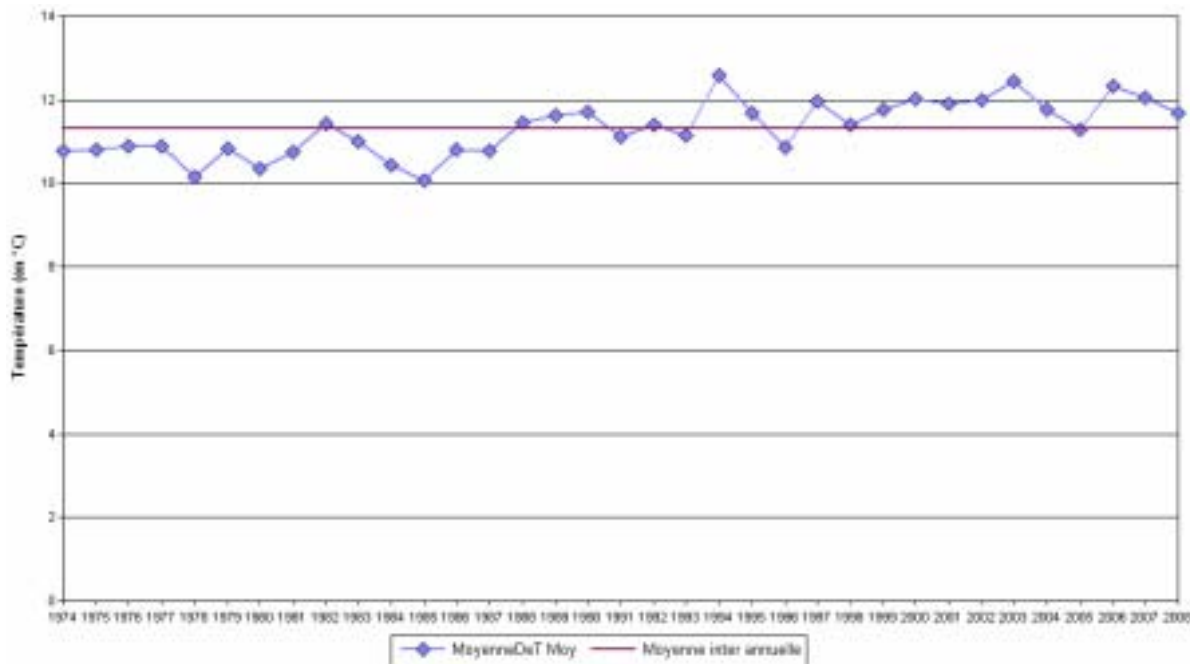


Figure 1 Evolution de la moyenne annuelle des températures entre de 1974 et 2008

Les mois de janvier, février et mai ont été plus chauds que la moyenne. Inversement, les mois de septembre et décembre ont été légèrement plus froids que la moyenne. En définitive, les températures de l'année 2008 fluctuent autour de la moyenne interannuelle.

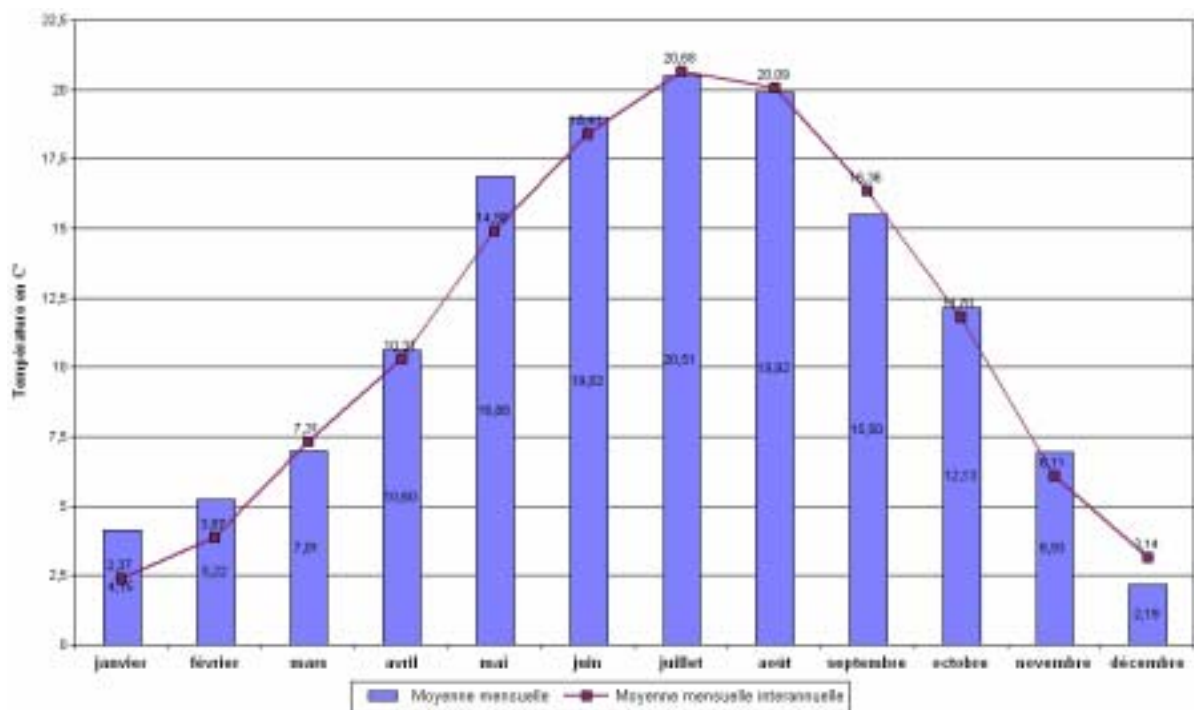


Figure 2 Evolution de la moyenne mensuelle des températures entre 1974 et 2008

I.2. Précipitations

Avec un cumul de 1 214 mm, l'année 2008 présente un léger déficit d'environ 4% par rapport à une année normale (1.260 mm).

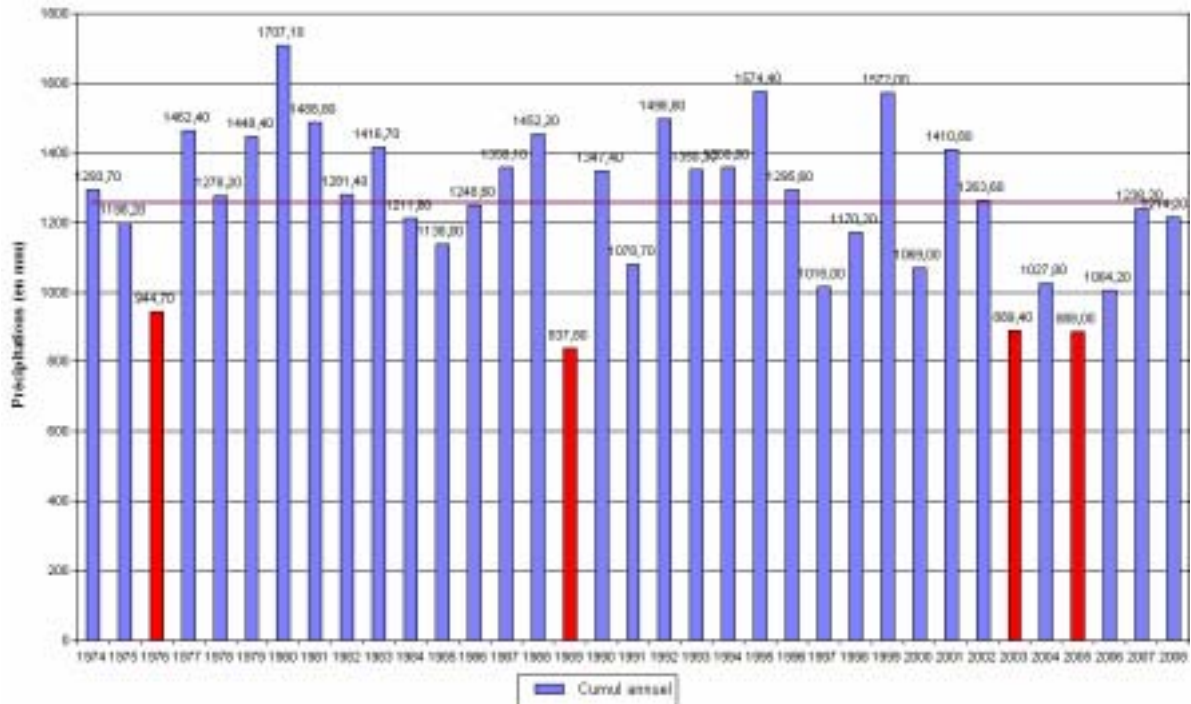


Figure 3 Evolution de la moyenne annuelle des précipitations entre 1974 et 2008

Une hétérogénéité mensuelle des précipitations est tout de même présente :

- les mois de février (- 65%), mai, août et la fin de l'année sont déficitaires,
- le mois de septembre enregistre une pluviométrie excédentaire de 78%.

En revanche, la répartition mensuelle de la pluviométrie est davantage conforme à la moyenne par rapport à l'année 2007.

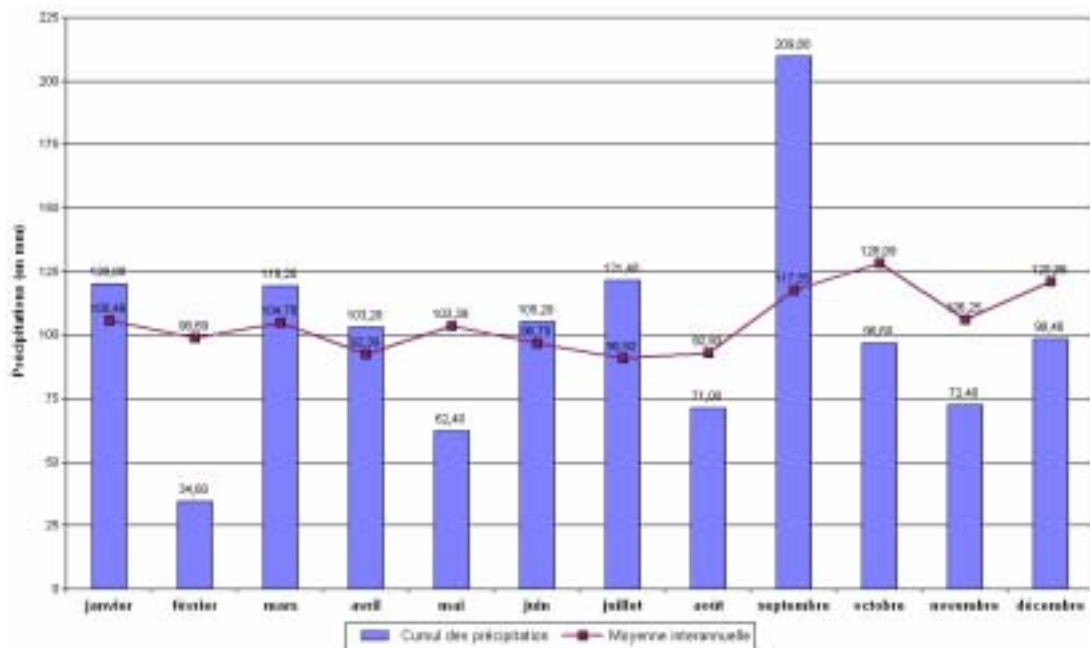
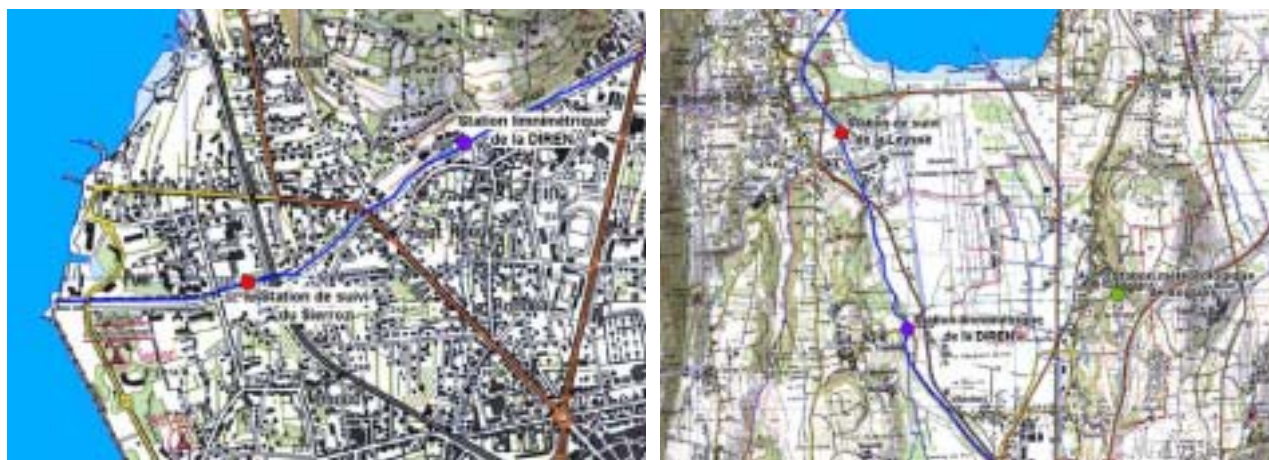


Figure 1 Evolution de la moyenne mensuelle des précipitations entre 1974 et 2008

II. DONNEES HYDROLOGIQUES

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



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

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

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

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

		Leysse (280 Km ²)	Sierroz (133 Km ²)
débit biennal	m ³ /s	110	53
module	m ³ /s	6,35	2,46
Q _{mna5}	m ³ /s	0,53	0,19

(source DIREN)

II.1. Hydrologie de la Leysse en 2008

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi donne un aperçu clair de l'hydrologie de la Leysse durant cette année 2008. Ce graphique appelle plusieurs constats :

- La plus forte crue s'est produite en septembre (80 m³/s), soit en dessous de la crue biennale (110 m³/s).
- Les débits enregistrés en période estivale sont supérieurs au QMNA5.

- Le volume transité en 2008 est de 190 Mm³ pour un débit moyen de 5,98 m³/s ;
- le débit a été inférieur au module pendant 66% (67% en 2007) du temps et jamais inférieur au Qmna5 contre 1 à 9% lors des années 2004 à 2006.

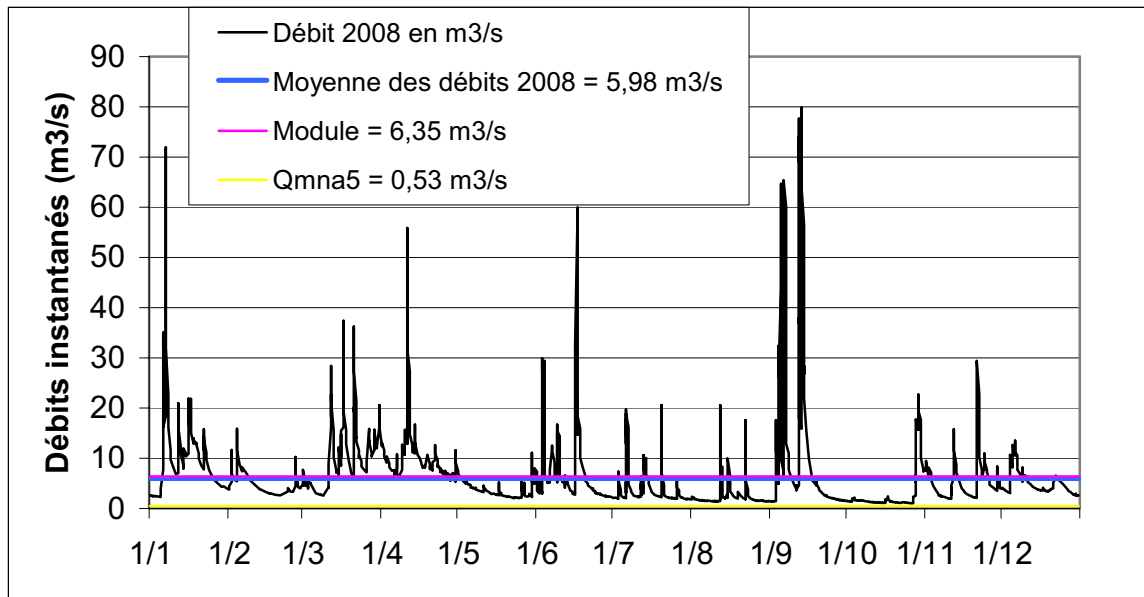


Figure 5 Chronologie des débits sur la Leyse en 2008 (source DIREN)

II.2. Hydrologie du Sierroz en 2008

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi appelle plusieurs remarques :

- La plus forte crue s'est produite en juin (68 m³/s) le débit maximum est supérieur à la crue biennale (53 m³/s) ;
- Le volume transité en 2008 est de 76 Mm³ pour un débit moyen de 2,37 m³/s ;
- Le débit a été inférieur au module pendant 67% du temps (73% en 2007) et jamais inférieur au Qmna5 contre 2,5 à 12% les années 2004-2006.

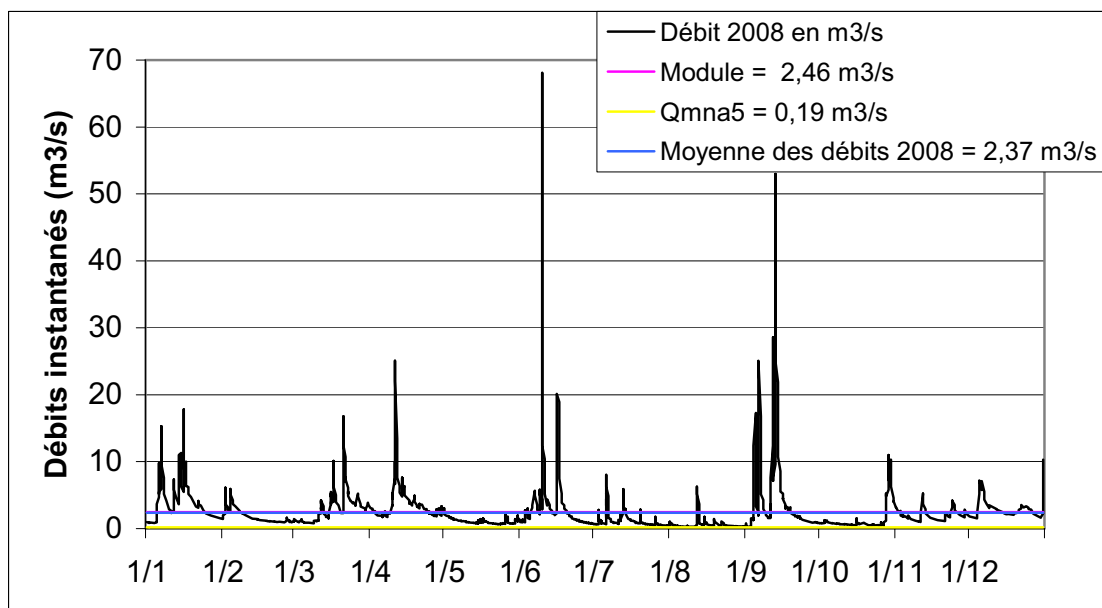
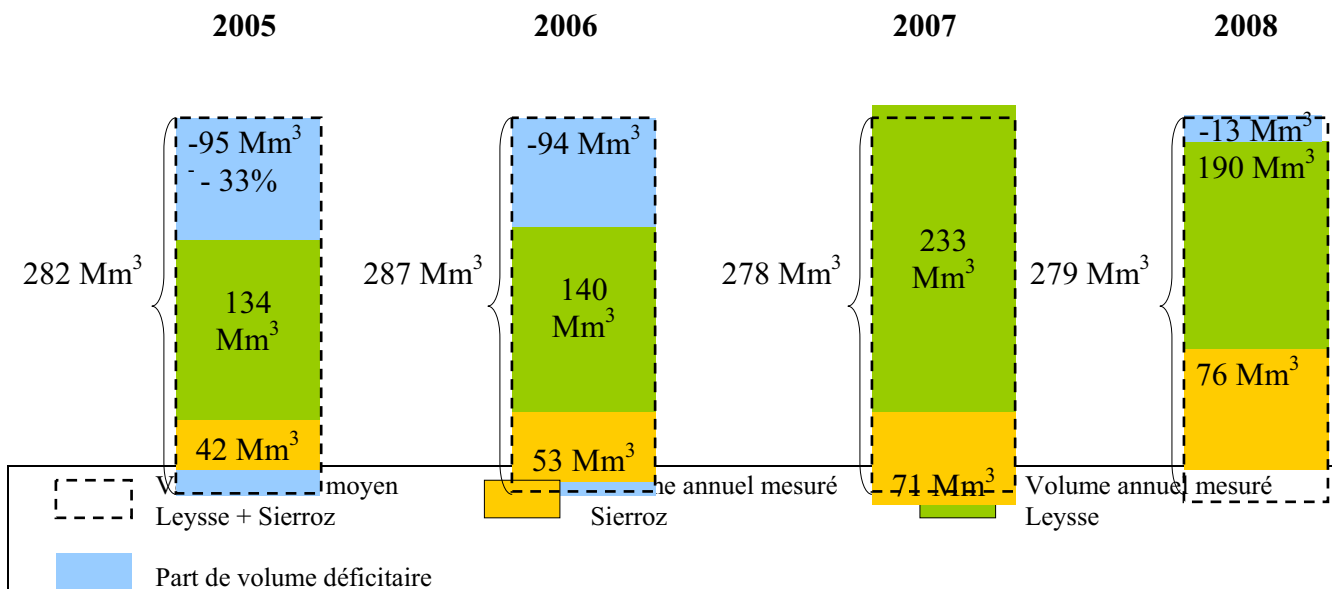


Figure 2 Chronologie des débits sur le Sierroz en 2008 (source DIREN)

II.3. Bilan hydrologique

Le volume moyen mesuré sur la Leyse et le Sierroz en 2008, est à nouveau déficitaire : **266 Mm³** mesurés pour 279 Mm³ théoriques (apport moyen théorique des deux bassins versants, calculé avec les modules des deux rivières).



Le bilan négatif de l'année 2008 (13 Mm³) résulte d'un déficit de la Leyse. En effet, la Leyse a apporté 190 Mm³ contre environ 201 Mm³ théoriques.

II.4. La qualité des cours d'eau

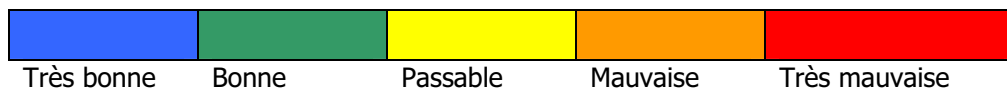
La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) vise l'atteinte du bon état écologique des cours d'eau à l'horizon 2015.

Ce qui signifie :

- une bonne qualité physicochimique en regard de l'usage de l'eau.
- une bonne qualité biologique du cours d'eau (IBGN, Indice poisson,...).
- une bonne qualité physique du cours d'eau.

Ces trois compartiments sont généralement examinés à un pas de temps annuel. Un des objectifs du suivi en semi-continu est de mesurer le compartiment physicochimique 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 2008 sur la grille de notation précédente.

Remarque :

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 (non conformité vis-à-vis de la DCE) ;
- chaque barre du graphique correspond à une analyse : ainsi, les traits grossis indiquent une juxtaposition de résultats identiques.

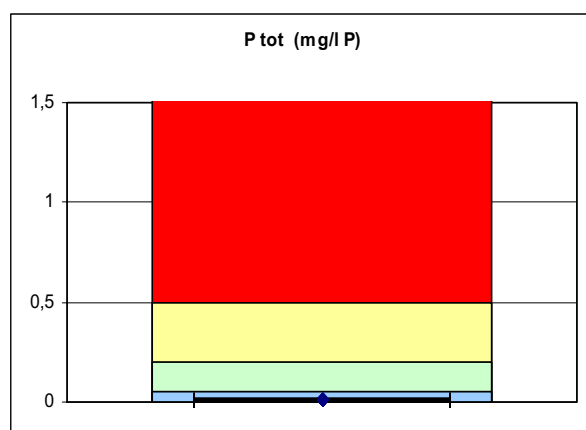
II.4.1. La Leysse

Au cours de l'année 2008, ce sont 93 analyses qui ont été effectuées sur la Leysse dont 34 en régime hydrologique établi.

Répartition des résultats par classe de qualité

Le phosphore (ortho P, Ptot)

La figure suivante présente la distribution des concentrations mesurées en phosphore total (Ptot) et orthophosphates (PO₄) sur les échantillons de l'année 2008.

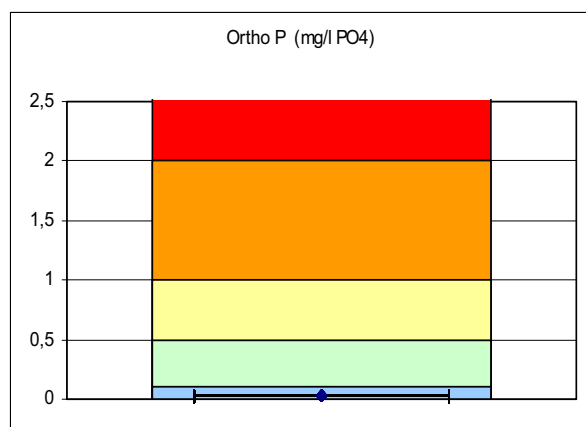


En période de régime hydrologique établi, les concentrations en Ptot présentent peu de variabilité.

Concentration moyenne pondérée :

0,011 mg/l P

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



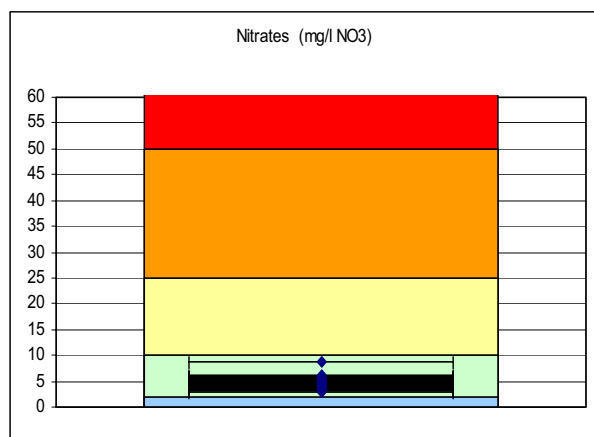
Les concentrations en PO₄ ne présentent aucun déclassement et sont donc conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

0,0095 mg/l P

Figure 7 Classement SEQ des concentrations en phosphore dans la Leysse en 2008

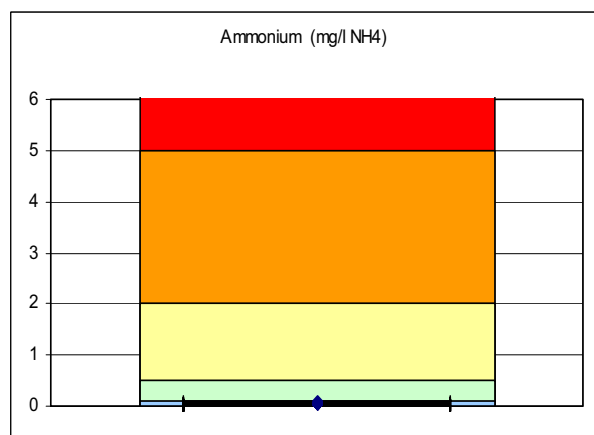
L'azote (nitrates, ammonium, azote kjeldahl)



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

Concentration moyenne pondérée :

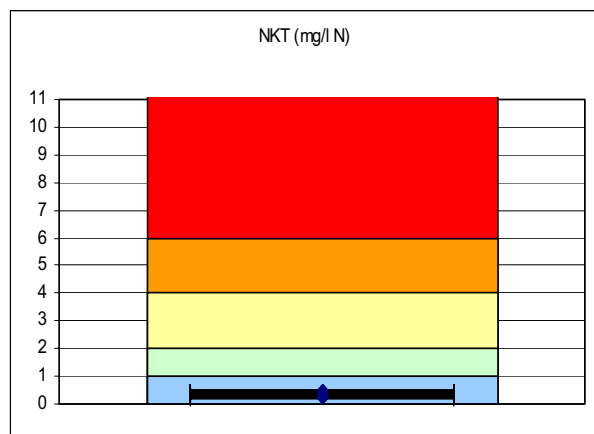
1,04 mg/l N



Les concentrations en NH₄ ne présentent aucun déclassement et sont donc conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

0,025 mg/l N



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

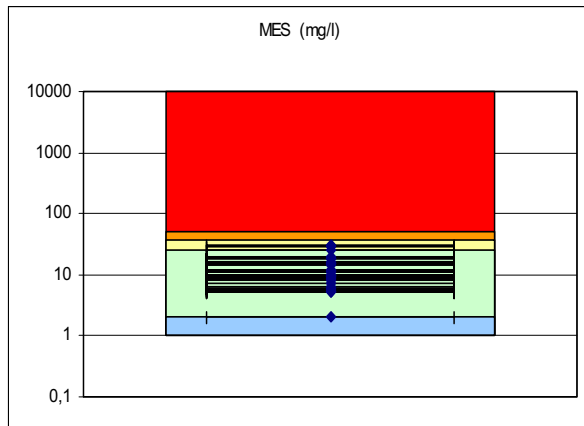
Concentration moyenne pondérée :

0,36 mg/l

Figure 8 Classement SEQ des concentrations en azote dans la Leyse en 2008

Les MEST (matières en suspension totales)

Les concentrations en MES présentent trois déclassements (jaune):



- 31 et 29 mg/l mesurés en juillet. La période considérée correspond au ressuyage de la crue du 20 juillet.
- 26 mg/l mesuré en septembre. La période correspond au ressuyage de la crue du 13 septembre (crue la plus forte de l'année).

Concentration moyenne pondérée :

11,3 mg/l

Les concentrations en MES sont conformes aux objectifs de la DCE pour 92,3% du temps mais en recul par rapport à 2007.

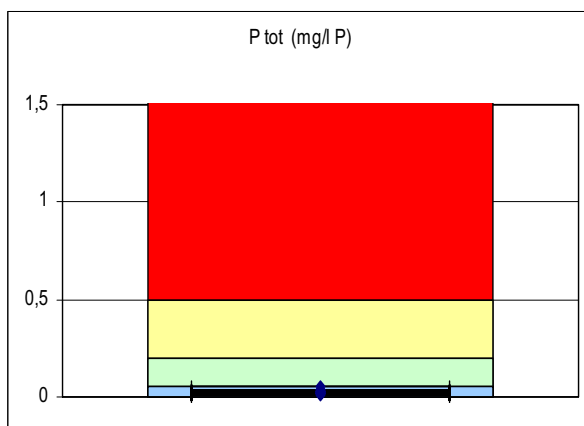
Figure 9 Classement SEQ des concentrations en MEST dans la Leysse en 2008

II.4.2. Le Sierroz

Au cours de l'année 2008, ce sont **79 analyses** qui ont été effectuées sur le Sierroz dont **28 en régime hydrologique établi**.

Répartition des résultats par classe de qualité.

Le phosphore (ortho P, Ptot)



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

Concentration moyenne pondérée :

0,022 mg/l P

Les concentrations moyennes pondérées sont en baisse depuis 2004 même si la tendance stagne cette année.

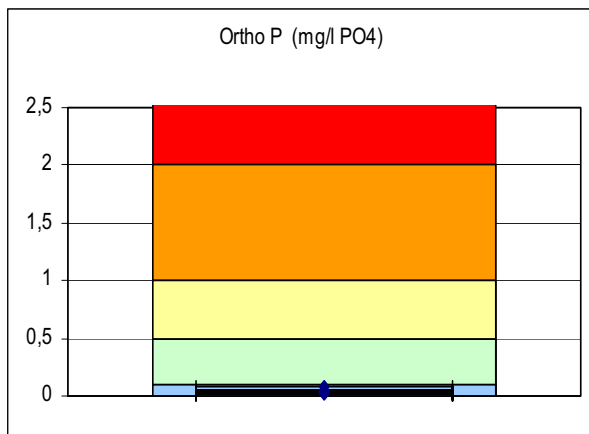


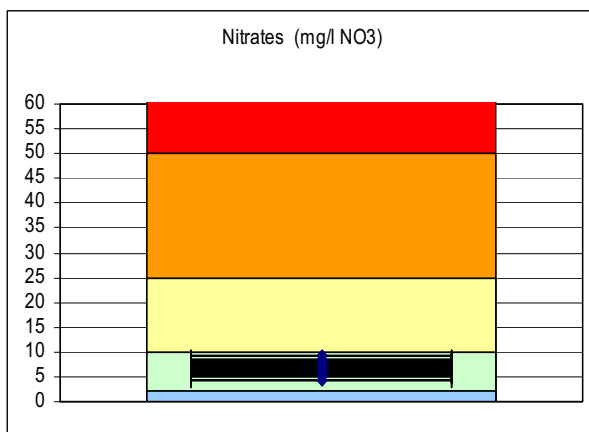
Figure 10 Classement SEQ des concentrations en phosphore dans Le Sierroz en 2008

Les concentrations en PO_4 ne présentent aucun déclassement (classe bleue) et sont donc conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps.

Concentration moyenne pondérée :

0,01 mg/l P

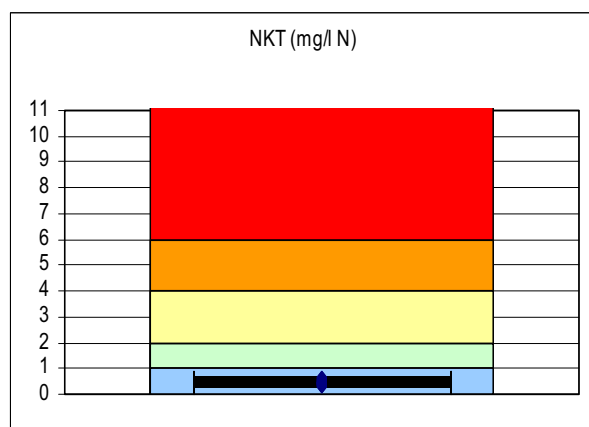
L'azote (nitrates, ammonium, azote kjeldahl)



Les concentrations en NO_3 ne présentent aucun déclassement et sont donc conformes aux objectifs de la DCE pour 100% du temps contre 89% du temps en 2007.

Concentration moyenne pondérée :

1,55 mg/l N



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

Concentration moyenne pondérée :

0,44 mg/l

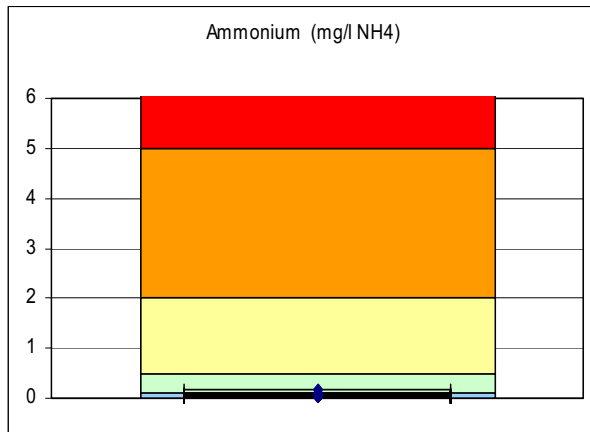


Figure 11 Classement SEQ des concentrations en azote dans le Sierroz en 2008

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

Concentration moyenne pondérée :

0,033 mg/l N

Les MEST (matières en suspension totales)

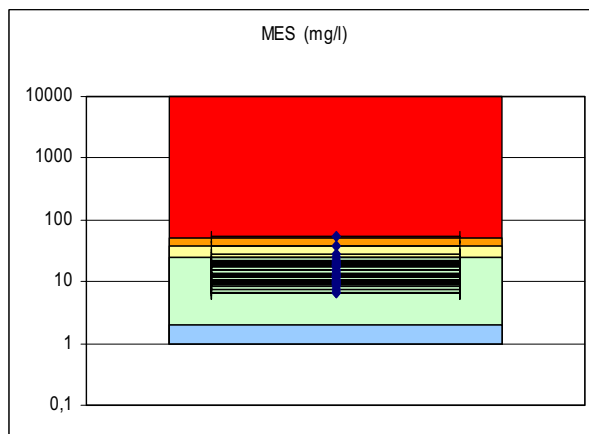


Figure 12 Classement SEQ des concentrations en MEST dans le Sierroz en 2008

Les concentrations en MES présentent 3 déclassements dont un en rouge de 53 mg/l mesuré durant le ressuyage de la crue de mi juin (crue la plus forte de l'année).

Concentration moyenne pondérée :

17,51 mg/l

Les concentrations en MEST sont conformes aux objectifs de la DCE pour 89,3 % des analyses et 87% du temps, en hausse par rapport à 2007.

II.4.3. Conclusions et perspectives

Les paramètres azotés n'engendrent aucun déclassement en régime stabilisé.

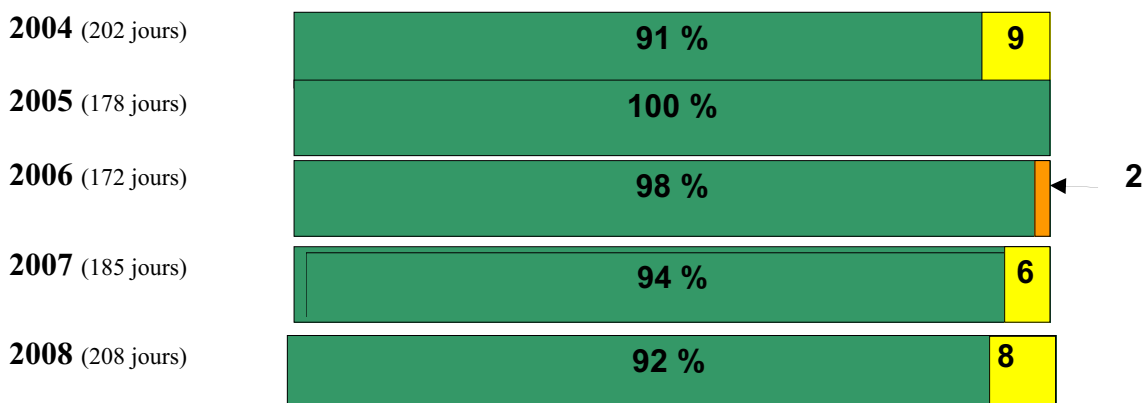
Les paramètres phosphorés continuent une amélioration tant en concentration moyenne pondérée qu'en conformité vis-à-vis de la DCE.

Les concentrations mesurées en régime établi ne varient que faiblement au cours de l'année, une diminution importante des prélèvements est envisagée pour l'année 2009. Cela permettra de réaliser plus de mesures en temps de pluie, en abaissant le seuil de déclenchement des prélèvements en mode crue (1 tous les ¼ d'heure contre 1 par heure en régime stabilisé).

II.5. Conformité vis-à-vis de la DCE et comparaison avec les années précédentes

II.5.1. La Leysse

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

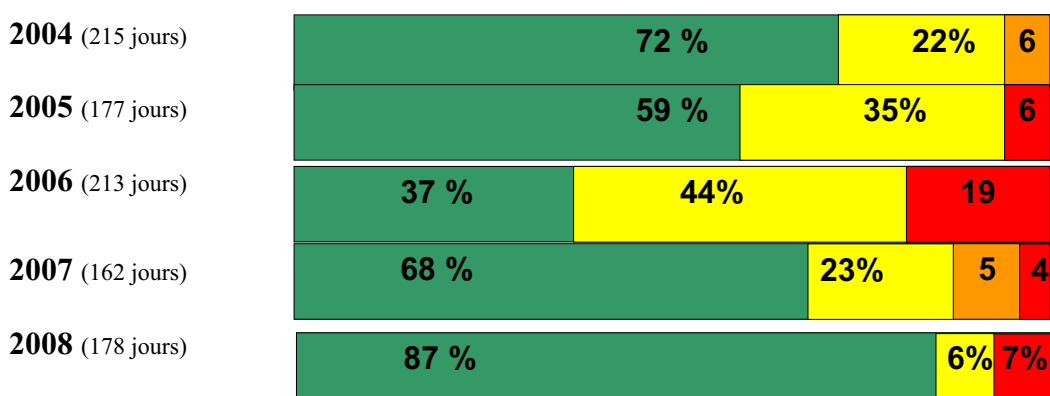


On notera qu'en 2008 :

- la Leysse est conforme à la DCE 92% du temps en régime établi ;
- Au cours des 92% du temps pendant lequel la Leysse est conforme, le paramètre déterminant la classe verte est à 43% les nitrates et 57% les MES.
- les 8% du temps pendant lequel la Leysse est déclassée en jaune correspond à trois déclassements liés aux MES.

II.5.2. Le Sierroz

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



On remarque que :

- Le Sierroz est conforme à la DCE 87% du temps en régime établi.
- Au cours des 87% du temps pendant lequel le Sierroz est conforme, le paramètre déterminant la classe verte est à 53,5% les nitrates et 46,5% les MES.

- Au cours des 6% du temps pendant lequel le Sierroz est déclassé en jaune, le paramètre déclassant est à 100% les MES.
- Les concentrations en MES sont responsables de 7% du temps de déclassement en rouge du Sierroz.

En 2007, les nitrates et les MES étaient les paramètres déclassant majoritaires. Cette année, aucun déclassement lié aux nitrates n'a été mesuré.

II.5.3. Le Canal de Savières

L'interprétation suivante porte sur les 27 prélèvements ponctuels réalisés au cours de l'année 2008 et sur la chronique des débits horaires, fournie par la CNR.

Le canal de Savières étant l'exutoire du lac du Bourget, la notion de régime hydrologique stabilisé n'intervient pas, par contre une distinction peut être faite entre le mode de fonctionnement classique d'exutoire du lac (Rhône < Lac) et les périodes pendant lesquelles le débit s'inverse et où le Rhône devient un affluent du lac (Rhône > Lac).

Au cours de l'année 2008, comme l'indique le graphique ci-dessous, le régime hydrologique du Canal de Savières s'est réparti ainsi :

- 340 jours en fonctionnement Lac > Rhône pour un volume de 437,7 Mm³ transités.
- 26 jours en fonctionnement Rhône > Lac pour un volume de 3,2 Mm³ transités.

Le graphique suivant permet de visualiser les prélèvements sur l'hydrogramme et de les situer par rapport aux deux régimes hydrologiques du canal de Savières.

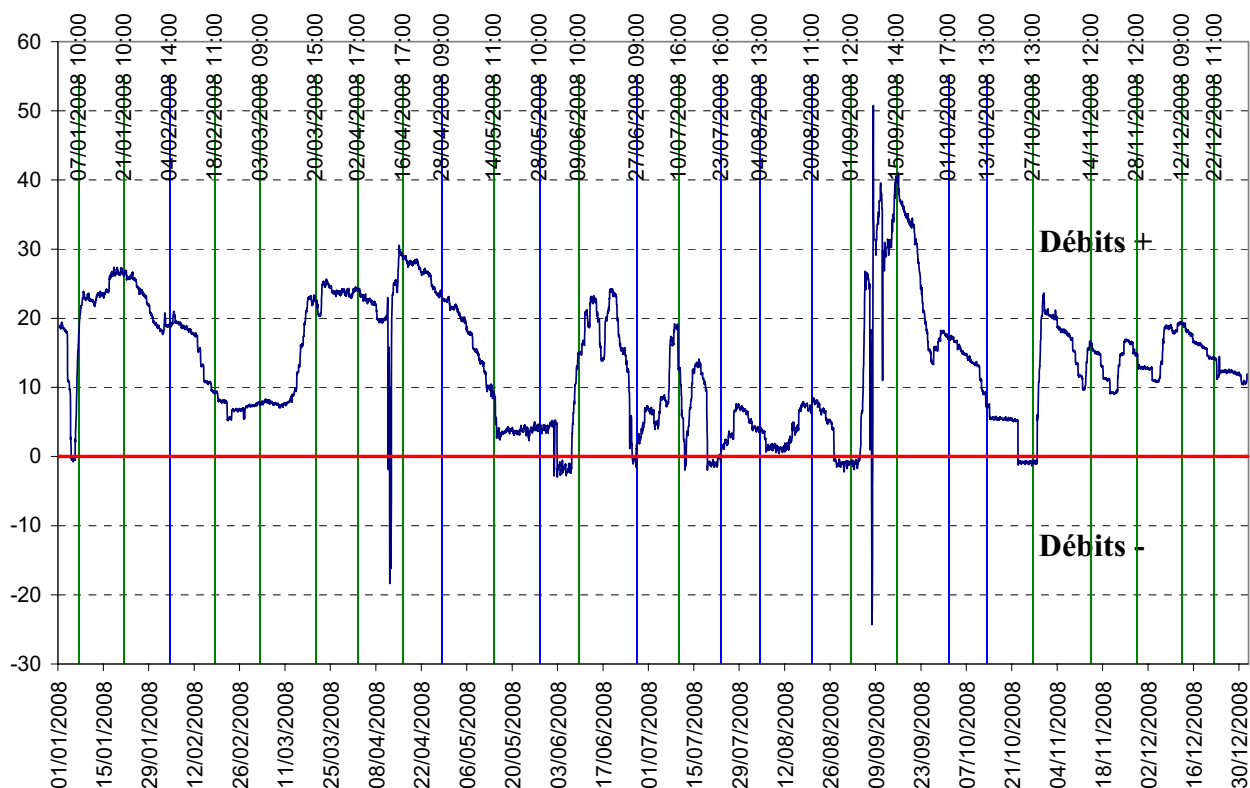


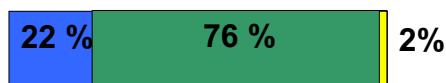
Figure 13 Positionnement des prélèvements ponctuels sur l'hydrogramme du canal de Savières

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

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

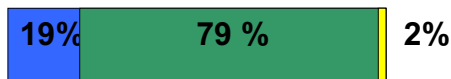
2007

(365 jours, 26 prélèvements)



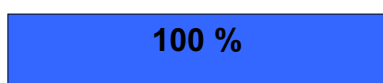
2007 Rhône < Lac

(323 jours, 24 prélèvements)



2007 Rhône > Lac

(43 jours, 2 prélèvements)



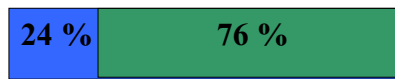
2008

(366 jours, 27 prélèvements)



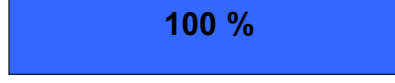
2008 Rhône < Lac

(340 jours, 25 prélèvements)



2008 Rhône > Lac

(26 jours, 2 prélèvements)



On remarque qu'aucun déclassement n'a été mesuré sur le canal de Savières au cours de l'année 2008.

II.6. Ce qu'il faut retenir

La Leysse est restée en classe verte du SEQ V2 sur 92% du régime établi. Les 8% de déclassements en MES étant influencés par des ressuyages de crues, et ces conditions hydrologiques n'étant pas à proprement parlé du régime établi, on peut considérer que la Leysse est conforme à la DCE sur l'ensemble du régime établi.

Le Sierroz présente des déclassements liés aux MES pour 13% du régime établi. L'origine de ces déclassements étant la prise en compte de prélèvements lors des ressuyages dans le régime établi, on peut conclure, comme pour la Leysse, que le Sierroz est conforme à la DCE sur l'ensemble du régime établi. Contrairement aux années précédentes, au cours desquelles les nitrates représentaient au minimum 11% des déclassements en jaune du Sierroz, cette année, aucun déclassement par les nitrates n'a été mesuré.

En 2008, le Canal de Savières a été conforme aux objectifs physico-chimiques de la DCE. Le déclassement de 2007 était intervenu alors que le débit dans le canal de Savières était presque nul et favorisait la désoxygénation et la formation d'ammonium. Or cette année aucun prélèvement n'a été effectué dans ces conditions.

II.7. Evolution des concentrations tous régimes confondus

Par paramètre

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

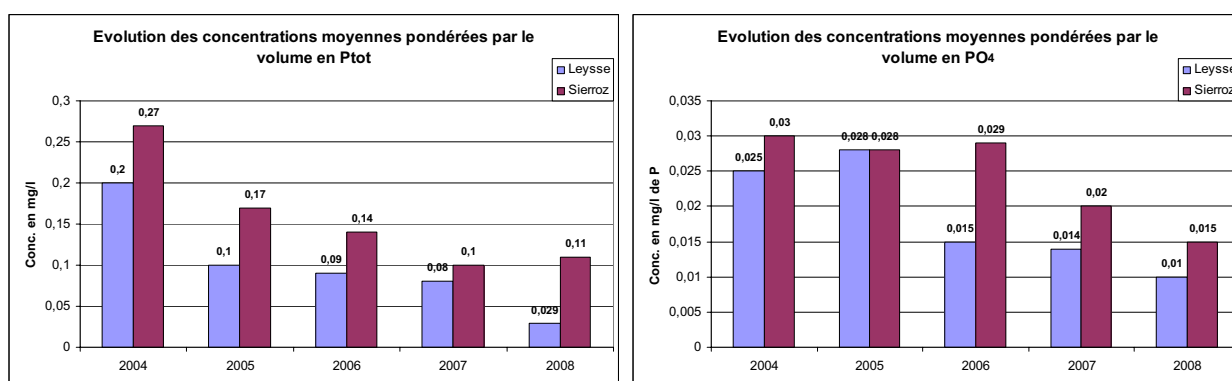
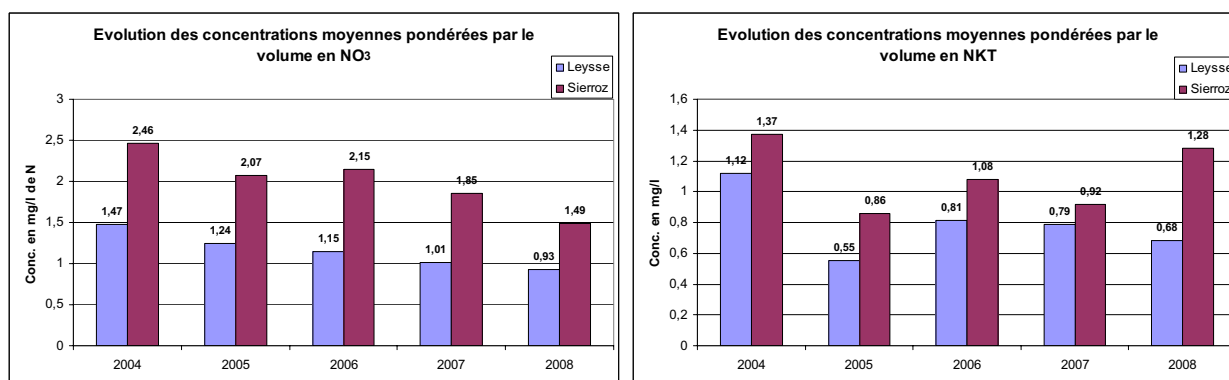


Figure 3 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en Ptot et PO₄

Mise à part la légère augmentation observée en 2008 sur le Sierroz, les concentrations en Ptot sont en diminution depuis 2004 sur les deux cours d'eau. La concentration en Ptot dans la Leysse présente la plus forte baisse, de tous les paramètres, avec -64% en un an et plus de -85% entre 2004 et 2008. La relative stabilité des concentrations mesurées en régime établi entre 2007 et 2008 sur la Leysse (respectivement 0,014 et 0,011 mg/l), met en évidence le rôle majeur du temps de pluie dans cette diminution des concentrations moyennes pondérées.

Excepté une augmentation constatée en 2006 sur le Sierroz et 2005 sur la Leysse, les concentrations en PO₄ sont en baisse continue depuis 2004. On remarque qu'en 2005 la concentration dans les deux cours d'eau est identique. Entre 2005 et 2006, la concentration en PO₄, substance dissoute, a presque été divisée par deux dans la Leysse, pour un volume transité équivalent.

De manière générale, les concentrations en éléments phosphorés sont plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse mais celles-ci sont en baisse dans les deux cours d'eau entre 2004 et 2008.



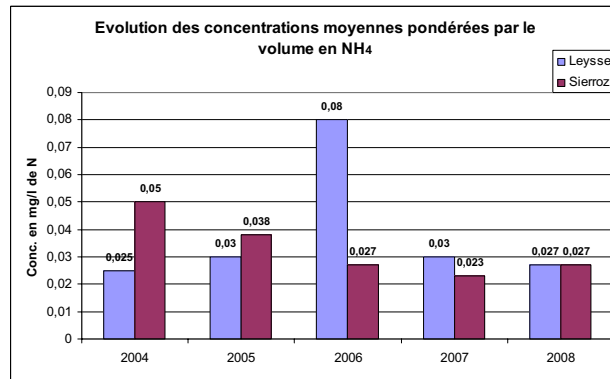


Figure 4 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en NO₃, NKT et NH₄

La situation est plus contrastée pour les éléments azotés. En effet, seul le NO₃ présente des concentrations plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse et en diminution dans les deux cours d'eau entre 2004 et 2008. La concentration moyenne pondérée, calculée en régime établi pour les deux affluents, est, supérieure à celle calculée tout régime confondu. Cela conforte encore l'origine ponctuelle des apports et le phénomène de dilution des nitrates en temps de pluie (substance dissoute).

Les concentrations en NKT restent supérieures dans le Sierroz mais aucune tendance globale ne peut être mise en évidence. Les valeurs les plus faibles sont mesurées en 2005, année la moins pluvieuse du suivi et dont les débits moyens annuels sont les plus faibles.

En 2004 et 2005, les concentrations en 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 importants d'ammonium lors de la réalisation de travaux dans la galerie de l'Épine. En effet, entre le 2 et 12 mai les effluents traités de l'UDEP de Chambéry Métropole ont été rejetés dans la Leysse en amont du point de prélèvement. Durant cette période le flux déversé a représenté 63% des apports 2006 en NH₄ de la Leysse soit 7 T. Ce qui est plus que les apports annuels de 2007 et de 2008.

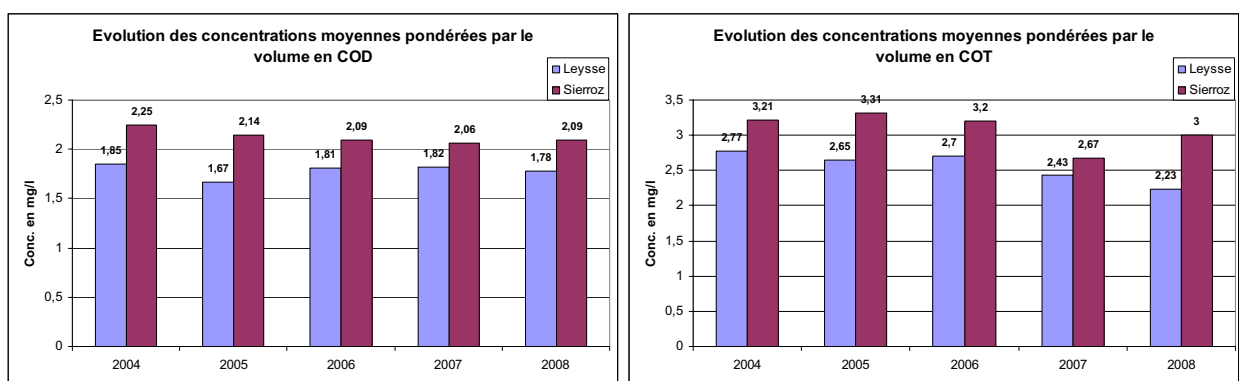


Figure 5 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en COD et COT

Les paramètres carbonés du suivi présentent également des concentrations plus élevées dans le Sierroz que dans la Leysse. On constate une diminution des concentrations entre 2004 et 2008 dans les deux cours d'eau.

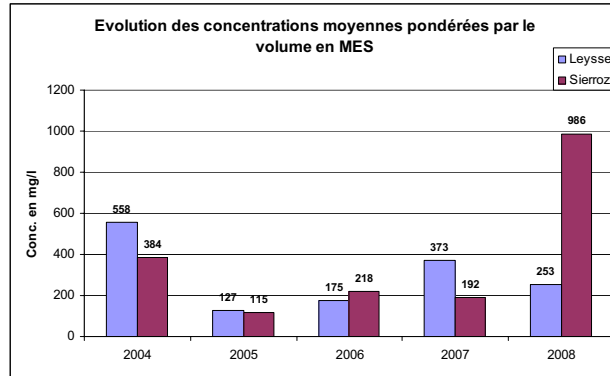


Figure 6 Evolution des concentrations moyennes pondérées par le volume en MES

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 Lysse. 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 12,4 et 11,3 mg/l) 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 crue torrentielles apparus à plusieurs reprises cette année sur la Meunaz, affluents du Sierroz, est à l'origine de ces apports excédentaires.

Ce qu'il faut retenir

Pour l'année 2008, le Sierroz présente des concentrations toujours plus élevées que la Lysse.

Au cours de l'année 2008, la totalité des substances mesurées dans la Lysse sont en baisse par rapport à 2007. La concentration en Ptot présente la plus forte diminution avec -64% en un an et plus de 85% entre 2004 et 2008.

Le Sierroz présente une hausse de 400% de sa concentration moyenne pondérée en MES. Cette augmentation provient du temps de pluie et plus précisément des crues du 10 juin et du 13 septembre.

III. BILAN DES APPORTS AU LAC

L'objectif de cette partie est de déterminer 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).

III.1. Estimation des flux entrants de l'année 2008

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 Apports annuels de la Leysse et du Sierroz en 2008

	Année 2008				
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)	
Volume transité (Mm ³)	266	190	71%	76	29%
Ortho P (Tonnes de P)	3	1,9	63%	1,1	37%
Ptot (Tonnes)	14	5,6	40%	8,4	60%
NO ₃ (Tonnes de N)	290	177	61%	113	39%
NH ₄ (Tonnes de N)	7,3	5,2	71%	2,1	29%
COD (Tonnes)	498	339	68%	159	32%
COT (Tonnes)	652	424	65%	228	35%
MES (Tonnes)	122 938	48 195	39%	74 743	61%
NKT (Tonnes)	226	129	57%	97	43%

Le tableau suivant présente l'évolution des apports de 1974 à 2008 (en tonnes). A partir de 2006 ont pu être mesurés les apports de la Leysse, du Sierroz + du DO des Biâtres.

Tableau Chronologie des apports au lac depuis 1974

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

Les apports en Ptot de la Leysse et du Sierroz mesurés en 2008 (14 T) sont très nettement inférieurs aux années antérieures et notamment à 2007 (27 T), seule année comparable tant pour le cumul des précipitations que pour les seuils d'analyses.

Le tableau suivant détaille les écarts entre les apports 2007 et 2008.

Tableau Ecart des apports de la Leysse et du Sierroz en 2007 et 2008

	Leyse			Sierroz		
	2008	2007	Ecart en %	2008	2007	Ecart en %
Volume transité (Mm ³)	190	233	-18	76	71	7
Ortho P (Tonnes de P)	1,9	3,4	-44	1,1	1,7	-35
Ptot (Tonnes)	5,6	19,7	-72	8,4	7,2	16
NO ₃ (Tonnes de N)	177	237	-25	113	131	-14
NH ₄ (Tonnes de N)	5,2	7	-26	2,1	1,7	23
COD (Tonnes)	339	426	-20	159	146	9
COT (Tonnes)	424	568	-25	228	189	20
MES (Tonnes)	48 195	87 055	-45	74 743	13 654	447
NKT (Tonnes)	129	185	-30	97	65	49

La baisse des apports en Ptot provient uniquement de la Leyse (-14T) et n'est proportionnelle ni au volume transité, ni à la quantité de MES.

L'année 2008 est également marquée par des apports du Sierroz au lac plus importants en Ptot et MES que la Leyse. L'origine du surplus de MES dans le Sierroz (+447 %) a été identifiée et provient d'un phénomène de crue torrentielle sur la Meunaz. En effet lors des crues du 10 juin et du 13 septembre, le Sierroz a apporté respectivement 19 744 T et 36 360 T de MES soit 75% des apports en MES de l'année. Le même constat peut être fait concernant les apports en Ptot, puisque ces deux crues apportent 4,3 T de P soit 50% du total. La crue du 10 juin représente 44% des apports totaux du Sierroz en Ptot.

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 26 jours en 2008.

Tableau Apports au lac du canal de Savières

	2008		
	Rhône > Lac		TOTAL LAC
Volume transité (Mm ³)	3,2	1,2%	269,2
Ortho P (Tonnes de P)	0,03	1%	3,03
Ptot	0,06	0,4%	14,06
NO ₃ (Tonnes de N)	0,76	0,26%	290,7
NH ₄ (Tonnes de N)	0,11	1,5%	7,4
COD	6,70	1,3%	504,7
COT	7,88	1,2%	659,9
MES	7,31	0%	122 945
NKT	1,50	0,66%	227,5

Le calcul des flux transitant par le canal de Savières est fondé sur des prélèvements instantanés effectués tous les 15 jours.

Quelles que soient les incertitudes engendrées par les analyses ponctuelles, on constate que les apports par le Rhône via le canal de Savières sont très faibles (inférieur à 1,5 %) en comparaison avec ceux de la Leysse et du Sierroz. On peut néanmoins constater qu'en 2008, le canal de Savières a fonctionné moins longtemps dans le sens Rhône vers lac qu'en 2007 (26 jours contre 43) mais le volume transité est supérieur (3,2Mm³ en 2008 pour 2,6 Mm³ en 2007).

Afin de compléter le bilan des apports au lac, il faut tenir compte des apports du Tillet, du Belle-Eau, du canal de Chautagne qui sont inconnus et également des apports consécutifs à des déversements directs au lac :

- d'eau mixte par le réseau unitaire d'Aix-les-Bains au déversoir des Biâtres (4 T de Ptot),
- d'eaux usées traitées par l'UDEP d'Aix-les-Bains dans le cadre des travaux de la RD 1201 du 14 au 24 novembre (0,13 T).

La visite d'inspection technique de la galerie de l'Epine n'ayant pas eu lieu cette année, aucun déversement d'eaux usées traitées n'a eu lieu en aval du point de mesure sur la Leysse.

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

Tableau Synthèse des apports connus au lac

	2008										
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)		DO Aix		Savières		Travaux Séselets	
Volume transité (Mm ³)	270	190	70,4%	76	28,1%	0,72	0,3%	3,2	1,2%	0,14	0%
Ortho P (Tonnes de P)	3	1,9	63%	1,1	36%			0,03	1%		%
Ptot (Tonnes)	18,1	5,6	31%	8,4	46,4%	3,91	21,6%	0,06	0,3%	0,13	0,7%
NO ₃ (Tonnes de N)	290	176,6	60,9%	112,7	38,9%			0,76	0,2%		
NH ₄ (Tonnes de N)	22,1	5,2	23,5%	2,1	9,5%	13,43	60,7%	0,11	0,5%	1,3	5,8%
COD (Tonnes)	504,7	339	67,2%	159	31,5%			6,70	1,3%		
COT (Tonnes)	659,9	424	64,3%	228	34,5%			7,88	1,2%		
MES (Tonnes)	123 100	48 195	39%	74 743	61%	152,7	0,1%	7,31	0%	1,7	0%
NKT (Tonnes)	257	130	50,6%	97	37,7%	26,52	10,3%	1,5	0,6%	2	0,8%

Ce tableau de synthèse amène plusieurs remarques :

- L'objectif de moins de 30 T d'apports de Ptot au lac est atteint pour la première fois au cours d'une année pluviométrique moyenne.
- Les apports en nutriments du Sierroz restent inférieurs à ceux de la Leysse, hormis pour le Ptot et les MES. Mais la part relative du Sierroz est en progression.
- La part des apports en Ptot du Sierroz est en légère augmentation par rapport à 2007 et aux années précédentes (en lien avec les apports en MES) mais également pour la première fois supérieure aux apports en Ptot de la Leysse. Cependant cette dernière tendance est consécutive à une baisse exceptionnelle des apports de la Leysse.

- Le déversoir des Biâtres représente 4 T soit 21 % des apports en Ptot (contre 6 T en 2007) et 10% des apports en NKT pour 0,3% du volume total. Les flux de NH₄ déversés représentent 60% des apports totaux. La forte concentration des rejets en azote ammoniacal est liée à la nature même des effluents mixtes. En effet dans un réseau unitaire, le phénomène d'ammonification (transformation de l'azote organique en NH₄) crée une forte teneur en NH₄.
- Les effluents rejetés sont chargés (eaux usées + eaux de ruissellement de chaussée et toitures) et le déversoir des Biâtres a connu 32 épisodes de rejets qui se sont déroulés sur 183 jours. La création d'un Bassin de Stockage Décantation Surverse (BSDS) en amont du déversoir des Biâtres devrait nettement améliorer la situation. En effet le bassin projeté permettra la rétention des effluents pour une pluie de retour annuel. Pour l'année pluviométrique moyenne, cela reviendrait à réduire les flux déversés au lac de 78% pour le Ptot à 82% pour les MES.

III.2. Estimation des flux sortants

Le suivi du canal de Savières (exutoire du lac) a permis d'estimer les flux sortants pour l'année 2008. Le canal de Savières a fonctionné dans le sens exutoire du lac durant 340 jours. Le tableau suivant présente les résultats du suivi des flux sortants :

Tableau Flux sortants par le canal de Savières

	2008	
	Flux annuels sortants du lac	% par rapport aux apports totaux
Volume transité (Mm ³)	437,7	162%
Ortho P (Tonnes de P)	4,2	140%
Ptot (Tonnes)	6,48	36%
NO ₃ (Tonnes de N)	167,4	58%
NH ₄ (Tonnes de N)	8,6	39%
COD (Tonnes)	844	167%
COT (Tonnes)	993	150%
MES (Tonnes)	1 774	2%
NKT (Tonnes)	191,8	75%

Globalement les flux sortants du lac sont très variables selon les paramètres. Ils représentent de 167% des apports totaux au lac de COD à 36 % pour le Ptot ou encore à 2% pour les MES. On peut remarquer qu'il sort plus de Ptot par le canal de Savières qu'il n'en rentre par la Leysse.

III.3. Bilan des nutriments dans le lac pour l'année 2008

Le suivi réalisé au cours de l'année 2008 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 faudra, à terme, approfondir.

Le tableau suivant présente le bilan entrée / sortie des nutriments dans le lac pour l'année 2008 :

Tableau Bilan des nutriments dans le lac

	2008		
	ENTREES	SORTIES	BILAN
Volume transité (Mm ³)	270	437,7	-167,7
Ortho P (Tonnes de P)	3	4,2	-1,2
Ptot (Tonnes)	18,19	6,48	11,7
NO ₃ (Tonnes de N)	290	167,4	122,6
NH ₄ (Tonnes de N)	22,1	8,6	13,5
COD (Tonnes)	505,3	844	-338,7
COT (Tonnes)	660	993	-333
MES (Tonnes)	123 101	1 774	121 327
NKT (Tonnes)	257	191,8	65,2

On remarque en priorité qu'il sort plus d'eau du lac que ce qu'il n'en rentre. Il existe plusieurs raisons à cela :

- seuls la Leysse et le Sierroz parmi les affluents du lac sont suivis, on sous estime donc le volume d'eau apporté au lac ;
- 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.

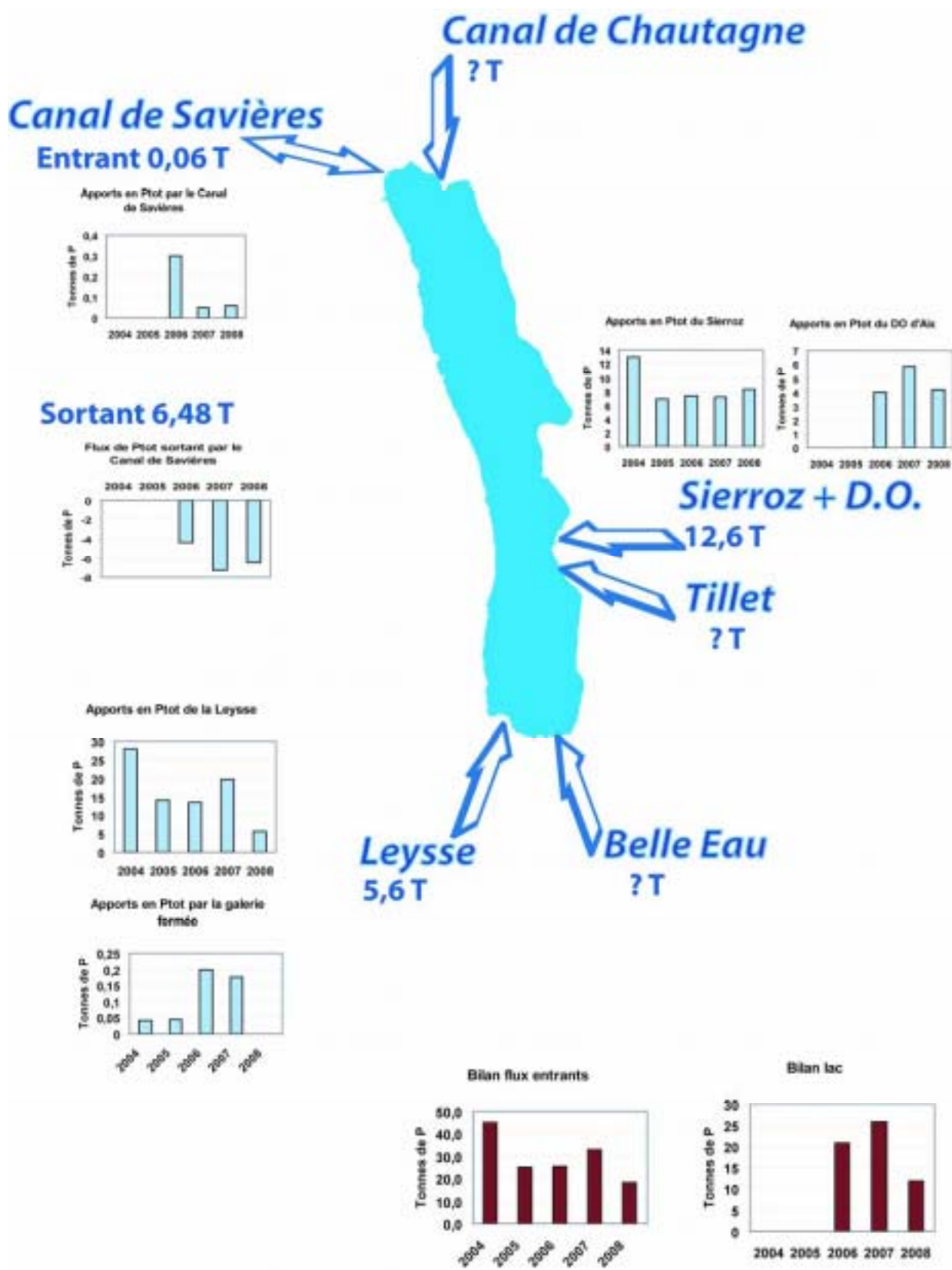
La part des flux sortants est plus importante pour les formes dissoutes que pour les formes particulières. Ce constat s'explique par le faible taux de sortie en MES et le volume important véhiculé du lac vers le Rhône. En effet, les MES apportées au lac précipitent au fond et ne sont donc pas transportées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

Le solde négatif pour PO₄ est proportionnel à la différence de volume entrant et sortant. En effet la concentration moyenne pondérée de la Leysse et du Sierroz est égale à la concentration moyenne mesurée dans le canal de Savières.

Les paramètres Ptot, NO₃ et NKT ont un solde positif. Il est à noter qu'entre 2007 et 2008, la quantité de ces nutriments, d'origine externe, présents dans le lac a été divisée par 2.

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 2008, on peut résumer le bilan du lac ainsi :



IV. 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).

IV.1. La Leysse

IV.1.1. Le rôle du temps de pluie dans la diminution des apports

Le régime de temps de pluie de la Leysse s'étale sur 160 jours soit 44% 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 Apports en temps de pluie de la Leysse

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité (Mm ³)	128,9	68%
Ortho P (Tonnes de P)	1,36	72%
Ptot (Tonnes)	4,96	88%
NO ₃ (Tonnes de N)	112,7	64%
NH ₄ (Tonnes de N)	3,7	71%
COD (Tonnes)	254,8	75%
COT (Tonnes)	323,5	76%
MES (Tonnes)	47 503	99%
NKT (Tonnes)	107,1	83%

64 à 99% 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 baisse de 10% par rapport à 2007 sauf pour les paramètre MES et NKT. La durée étant également en diminution d'environ 10%, l'impact du temps de pluie sur les apports totaux de la Leysse reste proportionnel aux années antérieures.

Le tableau suivant présente la différence des apports totaux et des apports de temps de pluie entre 2007-2008.

Tableau Différence entre 2007 et 2008 des apports totaux et de temps de pluie

	Différence 2007-2008	
	Apports annuels	Apports de temps de pluie
Volume transité (Mm ³)	43	51
Ortho P (Tonnes de P)	1,45	1,45
Ptot (Tonnes)	14	13,9
NO ₃ (Tonnes de N)	60,6	64
NH ₄ (Tonnes de N)	1,79	2
COD (Tonnes)	87,05	105
COT (Tonnes)	143,57	157
MES (Tonnes)	38 859	38 896
NKT (Tonnes)	55,19	52,8

Ce tableau permet de conclure que la diminution des apports de la Leysse est liée exclusivement au temps de pluie.

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

Pour l'année 2008, 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 évalués. 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, ils ne sont pas qualitativement suivis. 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). Ces estimations, présentées en vert dans les tableaux suivants, ne sont qu'indicatives d'un ordre de grandeur.

Tableau flux rejetés par les DO et by pass dans la Leysse en 2008 (mesure et estimations)

	2008					
	DO2	By pass	DO5	DO6	TOTAL	
						% tps de pluie
Nombre de jours avec déversement	45	68	33	89		
Durée de déversement (heures)	96		87	338		
Volume rejeté (m ³)	242 915	309 270	46 904	130 993	730 082	0,5%
Ortho P (Tonnes de P)	0,34	0,15			0,49	36%
Ptot (Tonnes)	0,82	0,37	0,33	0,34	1,19	24%
NO ₃ (Tonnes de N)	0,13	0,16			0,29	0,2%
NH ₄ (Tonnes de N)	2,6	4,2			6,8	183%
MES (Tonnes)	41	17,8			58,8	0,1%
NKT (Tonnes)	5,4	7			12,4	11,5%

Le coefficient de transfert du phosphore dans la Leysse 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 16% des apports en Ptot de temps de pluie de la Leysse. En ajoutant le by pass, la part des rejets directs s'élève à 24% du Ptot.

Si l'on prend en compte également les résultats issus des estimations pour les DO 5 et 6, les rejets sont responsables de 37% des apports en Ptot de la Leysse en période de pluie.

Le tableau suivant présente les résultats partiels issus de l'autosurveillance 2007.

Tableau flux rejetés par les DO et by pass dans la Leyse en 2007 (mesure et estimations)

	2007			
	DO2	By pass	DO5	DO6
Nombre de jours avec déversement	71	82	52	96
Durée de déversement (heures)	114		104	447
Volume rejeté (m ³)	383 265	387 257		
Ortho P (Tonnes de P)		0,19		
Ptot (Tonnes)	1,28	0,42		
NO ₃ (Tonnes de N)		0,53		
NH ₄ (Tonnes de N)		5,8		
MES (Tonnes)		19,6		
NKT (Tonnes)		9,6		

L'estimation du flux rejeté par le DO2 en 2007 montre que les rejets de temps de pluie dans la Leyse ne peuvent expliquer à eux seuls la baisse de 14 T d'apports en Ptot, en période de pluie. Il faut donc chercher ailleurs l'origine de cette diminution. La partie suivante du rapport essayera à travers l'étude des principales crues de déterminer l'importance de celles-ci et surtout d'estimer leur rôle dans la baisse des apports en Ptot au lac.

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

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

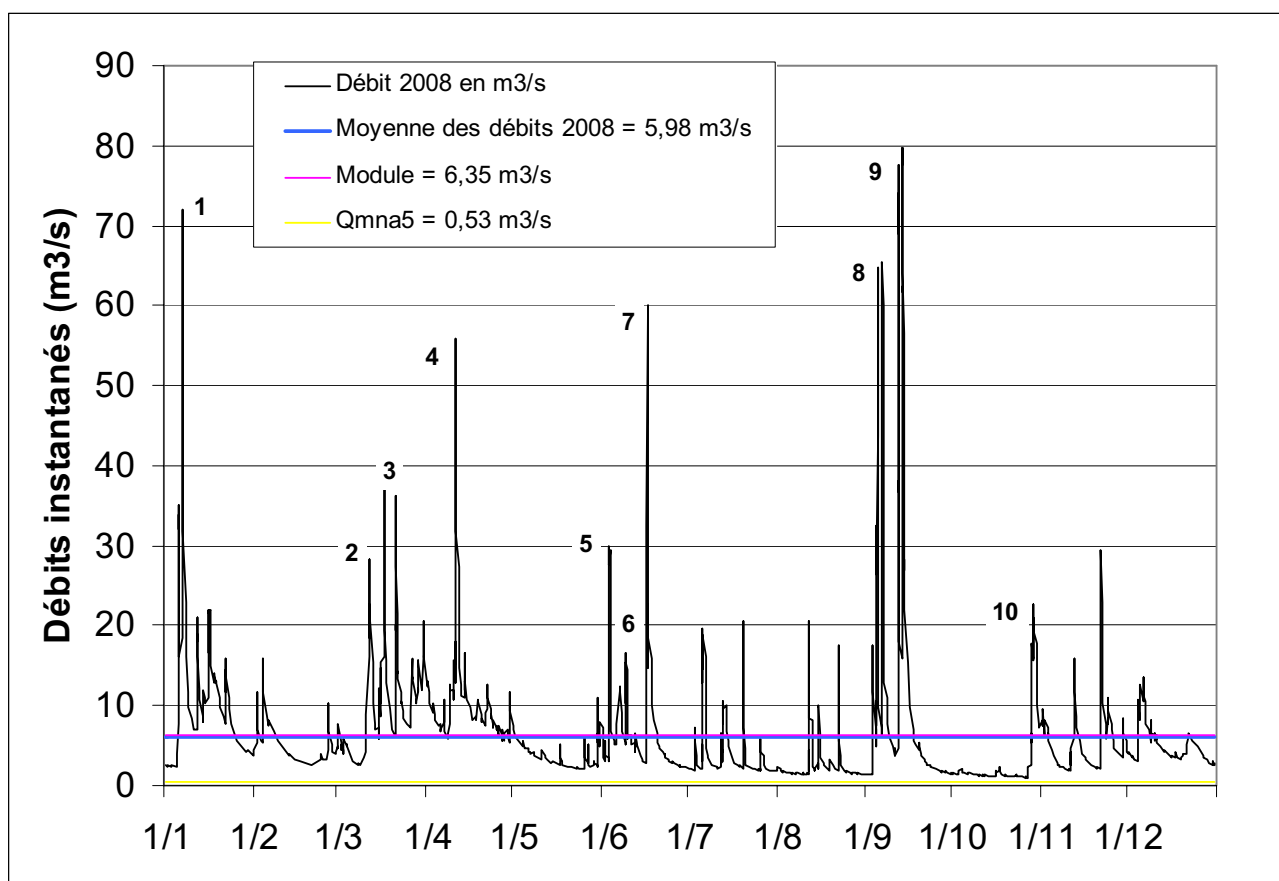


Figure Positionnement des principales crues de la Leysse

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 Apports des principales crues de la Leysse.

	Apports des 10 crues principales	
Durée (jours)	43	27%
Volume transité (Mm ³)	57,7	45%
Ortho P (Tonnes de P)	0,67	49%
Ptot (Tonnes)	3,46	70%
NO ₃ (Tonnes de N)	47,5	42%
NH ₄ (Tonnes de N)	1,4	38%
COD (Tonnes)	138,2	54%
COT (Tonnes)	182,4	56%
MES (Tonnes)	43 110	91%
NKT (Tonnes)	73,2	68%

Les 10 principales crues de l'année ne sont plus à l'origine que de 38 à 91% des apports de temps de pluie en 2008 contre 73 à 94% en 2007. Les apports en éléments dissous sont proportionnels au volume sauf pour le COD.

Le déficit des apports en Ptot s'explique à 90% par les 10 principales crues. En effet en 2007 elles étaient responsables de 16,3T d'apports en Ptot contre 3,46T en 2008 soit une différence de 12,8T.

Entre 2007 et 2008, la baisse des volumes transités dans la Leysse (133 Mm³ contre 58 Mm³) et des apports en NH₄, COD, COT est proportionnelle à la durée totale des crues prises en compte (94 jours contre 43). La diminution des apports en PO₄ et Ptot est plus importante. Les paramètres MES et NKT montrent quant à eux une baisse proportionnellement moins forte.

Cela signifie qu'à durée et volume équivalents les crues de 2008 auraient apporté moins de matières phosphorées et de nitrates, mais plus de MES.

Si l'on ne regarde que les 5 crues (1, 4, 7, 8 et 9) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on remarque qu'elles sont responsables de seulement 52% des apports en Ptot de temps de pluie (contre 71% en 2007) et 83% des MES (contre 75% en 2007) pour 32% du volume transité.

L'impact de ces 5 crues principales sur les apports de la Leysse est plus faible en 2008 qu'en 2007. Elles expliquent 77% du déficit en Ptot entre 2007 et 2008.

En s'attardant sur les apports en Ptot de chaque crue, on observe que les plus mobilisatrices ont été celles de janvier et de septembre mais aucune ne dépasse la tonne d'apport (0,8T en janvier et 0,95 en septembre pour deux crues successives).

Or en 2007, chacune des 5 crues principales dépassaient la tonne d'apport en Ptot (de 1,1T en juin à 8,7 pour la double crue de juillet).

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 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 T	
									m ³	%	m ³	%
1	34 361	0,024	21 800	0,06	3 311		6 723		66 195	0,7	0,084	10
4	14 029	0,005	7 349	0,018	19				21 397	0,3	0,023	6
7	19 461	0,028	17 347	0,13	2 750		8 910		48 468	0,9	0,16	34
8	64 533	0,074	40 788	0,12	8 055		17 958		131 334	1,2	0,19	56
9	13 732	0,014	44 132	0,13	15 223		23 484		96 571	0,8	0,14	23
Total									363 965	0,8	0,6	23

% est exprimé en % de la ou des crues.

Les apports générés par les rejets des DO sont très importants lors des crues majeures. 23% des apports en Ptot lors des crues de la Leysse sont issus des rejets du DO2 et du Bypass. Pendant la crue du 3 au 12 septembre 2008, les rejets enregistrés au DO2 et au by pass ont même représenté 56% des apports de Ptot au lac.

Il ressort qu'au cours de ces 5 crues ce sont environ 150 000 m³ qui ont été déversés à la Leysse par le by pass. Ce volume est identique à celui mesuré en 2007. Les DO5 et 6 ont rejetés 86 500 m³ en

2008 contre 50 000 m³ en 2007. Le DO2 rejette quant à lui 131 400 m³. Pendant cette même période, ce sont 41 Mm³ qui ont transité dans la Leysse.

Les rejets en Ptot du DO2, seul déversoir « suivi qualitativement », participe à hauteur de 16% des apports en Ptot sur le temps de pluie mais son impact lors des fortes crues peut s'élever à 35% des apports de la Leysse sur la période.

Globalement, les rejets de temps de pluie ont un impact modéré sur les apports annuels de la Leysse ainsi que sur les apports de temps de pluie (33% environ). Par contre, lors des crues principales, les quantités de nutriments rejetées dans la Leysse, peuvent atteindre plus de 56% des apports et être à l'origine d'un véritable choc de pollution.

IV.1.4. La charge en P des sédiments : une piste de réflexion

Le graphique suivant représente les apports cumulés en Ptot sur les hydrogrammes des années 2007 et 2008.

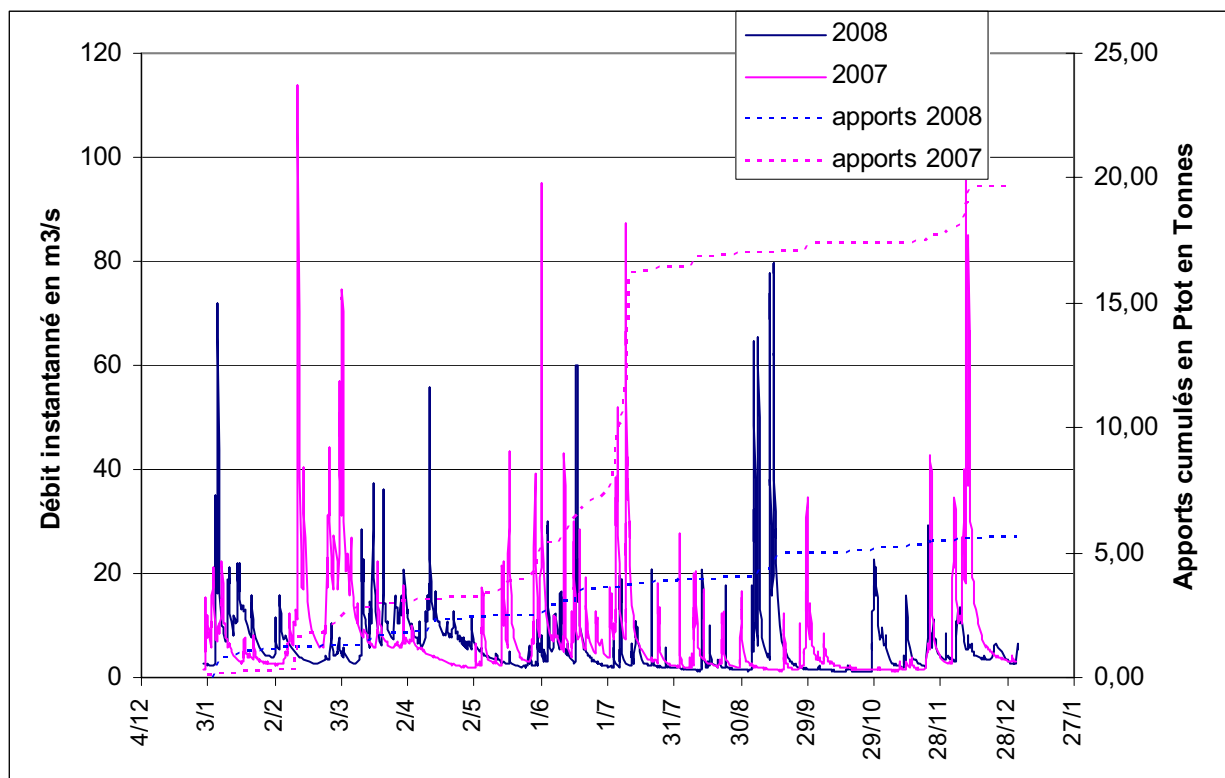


Figure Hydrogramme et apports cumulés en Ptot de la Leysse en 2007 et 2008

La chronologie des apports cumulés en Ptot corrobore les conclusions du paragraphe précédent. Ce sont 5 à 10 crues principales qui déterminent la quantité de phosphore annuelle apportée au lac par la Leysse. Le déficit 2008 se crée essentiellement entre les mois de juin à septembre et dans une moindre mesure entre les mois de janvier à février. En effet en 2007, la période de juin à septembre représente 13T de Ptot pour 26 000 T de MES alors qu'en 2008 on obtient respectivement 2,5T (dont 0,9 en provenance du by pass + DO2) pour 35 600T (dont 30 en provenance du by pass + DO). Les graphiques suivants présentent les apports cumulés de MES et de Ptot.

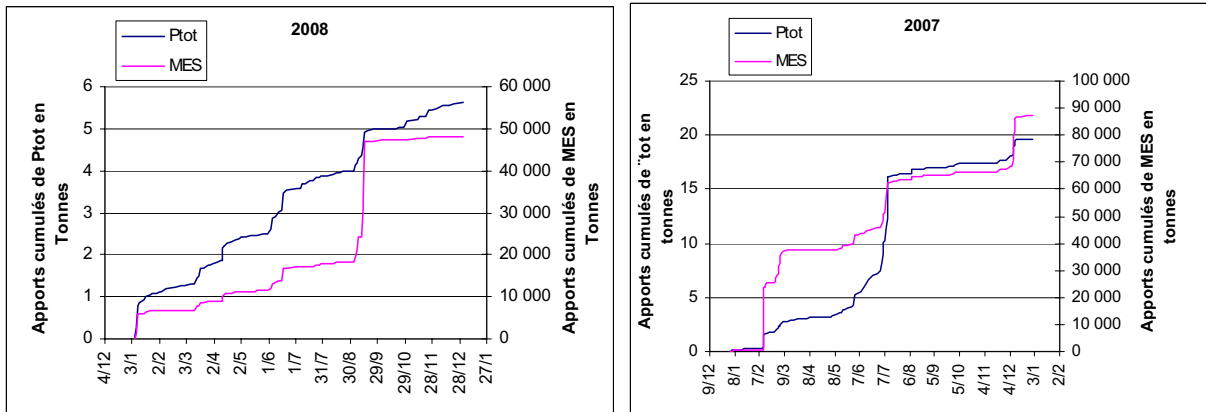


Figure Apports cumules de Ptot et MES en 2007 et 2008

Puisque les rejets de temps de pluie ne peuvent expliquer à eux seules ces différences et que le Ptot est adsorbé aux particules, on peut conclure des données et graphiques précédents que les sédiments « internes » mobilisés lors de la crue de juillet 2007 sont très chargés en Ptot alors que ceux de la crue de septembre 2008 le sont peu.

En effet, la recharge des sédiments internes se fait par adsorption du P contenu dans le PO_4 de l'eau. Si l'on isole la crue la plus mobilisatrice de MES précédant celle qui apporte le plus de Ptot et que l'on calcule le flux de PO_4 transitant dans le laps de temps séparant ces deux crues, on obtient les résultats suivants :

En 2007, la crue la plus mobilisatrice de MES précédant celle de juillet (8,7 T de Ptot) se produit en mars. Le flux de PO_4 transitant entre les deux crues est de 0,89 T de P.

En 2008, la dernière crue ayant pu lessiver la Leyse des sédiments en place avant celle de septembre (0,95 T de Ptot) a eu lieu fin juin. Le flux de PO_4 transitant entre les deux crues est de 0,17 T de P.

En 2007, la durée séparant les deux crues est plus longue et le flux de PO_4 transitant n'en est que plus important. Les sédiments de la Leyse se sont donc plus fortement chargés en P.

IV.2. Le Sierroz

IV.2.1. Le rôle du temps de pluie dans la hausse des apports

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 191 jours soit 52% de l'année.

67 à 99,5% des apports sont consécutifs à un événement pluvieux. La durée du régime de temps de pluie a diminué de 5% entre 2007 et 2008. Cela se traduit, comme pour la Leyse, par une diminution de 5% de la part du temps de pluie sur les apports totaux sauf pour les paramètres MES et Ptot.

Tableau Apports en temps de pluie du Sierroz.

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total Sierroz
Volume transité (Mm ³)	55	72%
Ortho P (Tonnes de P)	0,92	81%
Ptot (Tonnes)	7,9	94%
NO ₃ (Tonnes de N)	80	71%
NH ₄ (Tonnes de N)	1,4	67%
COD (Tonnes)	125	79%
COT (Tonnes)	187	82%
MES (Tonnes)	74 378	99,5%
NKT (Tonnes)	88	90%

Le tableau suivant présente la différence des apports totaux et des apports de temps de pluie entre 2007-2008.

Tableau Différence entre 2007 et 2008 des apports totaux et de temps de pluie

	Différence 2007-2008	
	Apports annuels	Apports de temps de pluie
Volume transité (Mm ³)	4	-0,38
Ortho P (Tonnes de P)	-0,6	-0,55
Ptot (Tonnes)	1,1	1,22
NO ₃ (Tonnes de N)	-18,8	-23
NH ₄ (Tonnes de N)	0,4	0,14
COD (Tonnes)	12	3,6
COT (Tonnes)	38	29
MES (Tonnes)	61 089	60 999
NKT (Tonnes)	31	29

L'augmentation des apports en Ptot et MES du Sierroz est intégralement liée au régime de temps de pluie.

La figure suivante présente les apports cumulés de MES et l'hydrogramme du Sierroz :

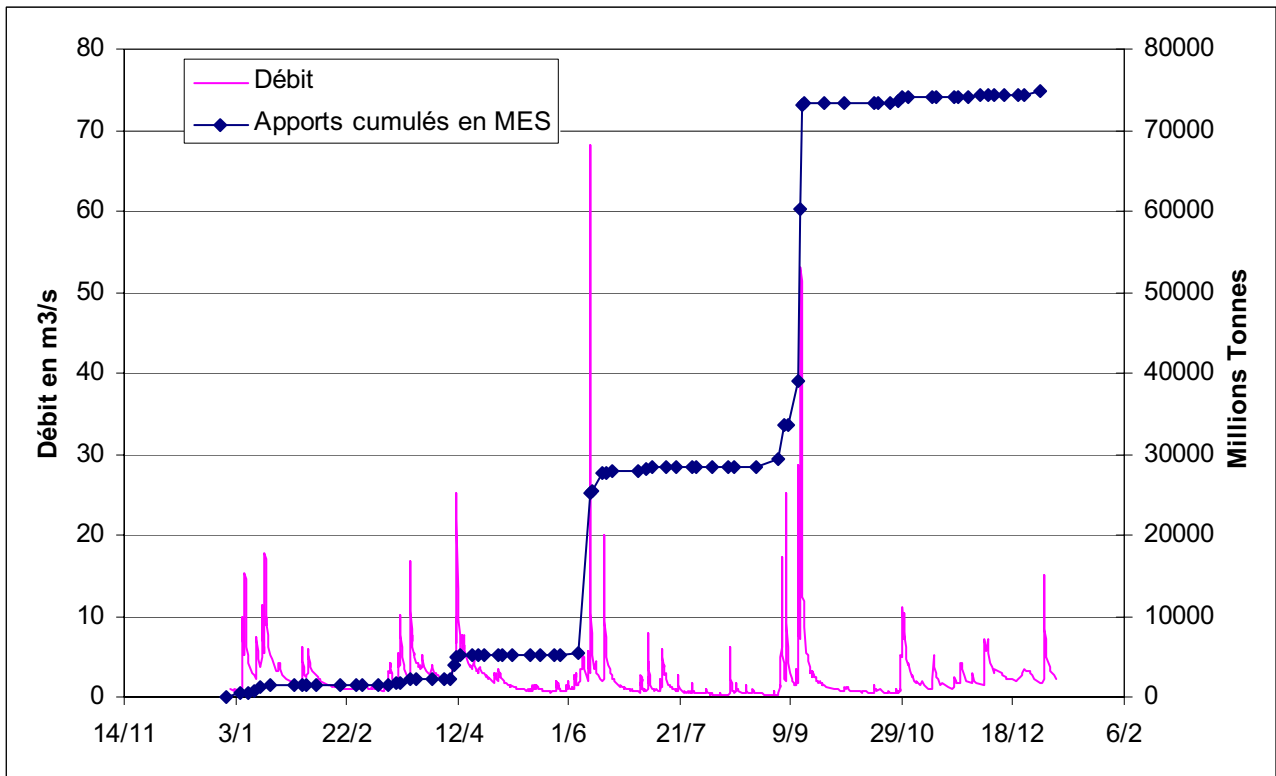


Figure Hydrogramme et apports cumulés en MES du Sierroz en 2008

Lors des crues du 10 juin et du 13 septembre, dont le débit de pointe dépasse $50 \text{ m}^3/\text{s}$, le Sierroz a apporté respectivement 19 744 T et 36 360 T de MES soit 75% des apports en MES de l'année.

En 2007, 4 crues dépassaient $20 \text{ m}^3/\text{s}$ mais aucune n'a dépassé les $50 \text{ m}^3/\text{s}$, or ces deux crues comblent à elles seules la différence entre 2007 et 2008.

Le régime torrentiel des crues de la Meunaz est à l'origine de tout ou partie de ce surplus de MES. En effet il a été constaté à plusieurs reprises une couleur laiteuse et une forte charge en MES dans la Meunaz peu après ces deux épisodes. Il en est ressorti des déclassements du Sierroz en MES lors des campagnes d'analyses du SEQ en aval de la confluence avec la Meunaz (rouge à l'aval immédiat de la confluence puis jaune sur les deux points plus à l'aval).

Le même constat peut être établi concernant les apports en Ptot, puisque ces deux mêmes crues apportent 4,3 T de Ptot soit plus de 50% du total. La crue du 10 juin représente 44% des apports totaux du Sierroz.

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

Le graphique suivant présente les 10 principales crues du Sierroz.

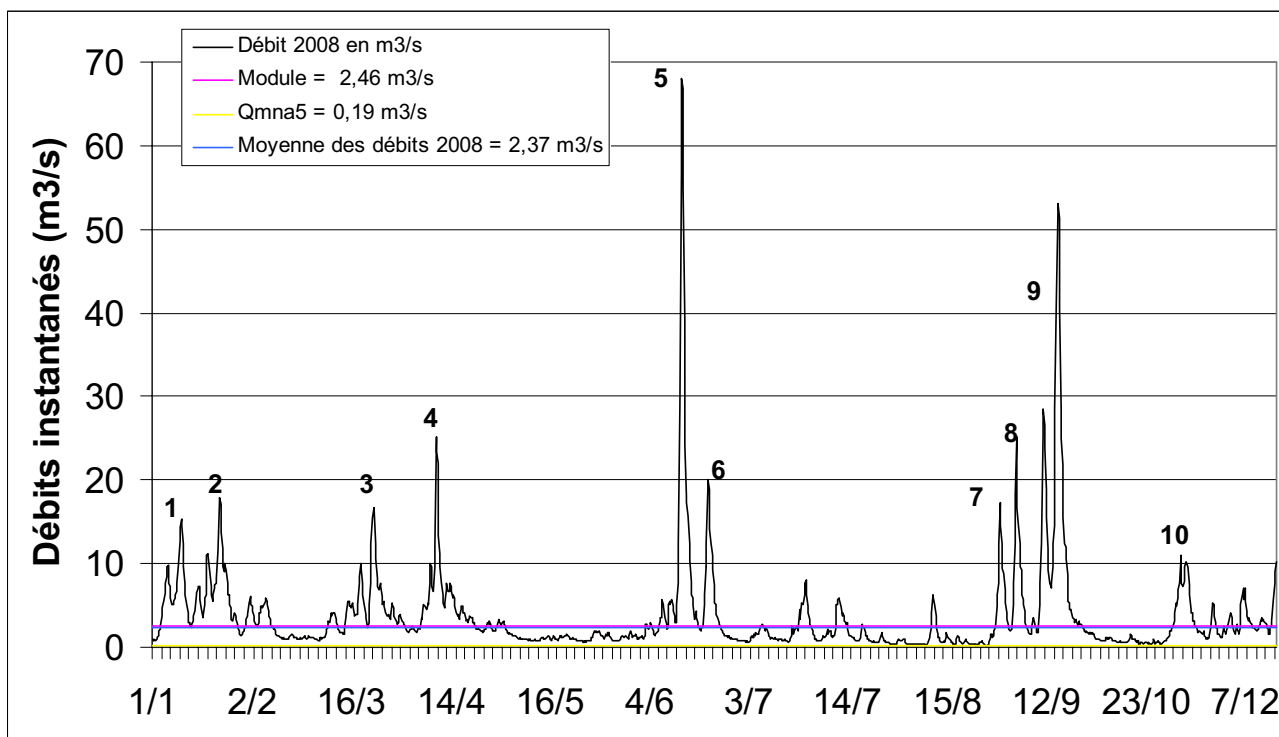


Figure Positionnement des principales crues du Sierroz

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 Apports des principales crues du Sierroz

	Apports des 10 crues principales	
Durée (jours)	79,6	42%
Volume transité (Mm ³)	34,3	62%
Ortho P (Tonnes de P)	0,64	69%
Ptot (Tonnes)	6,7	85%
NO ₃ (Tonnes de N)	50,6	63%
NH ₄ (Tonnes de N)	0,8	57%
COD (Tonnes)	84,3	67%
COT (Tonnes)	133,8	71%
MES (Tonnes)	71 459	96%
NKT (Tonnes)	70,5	80%

L'analyse des résultats montre que celles-ci sont à l'origine de 57 à 96% des apports. Les apports en éléments dissous sont proportionnels au volume. Si l'on ne regarde que les 5 crues (3, 4, 5, 6 et 9) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on remarque qu'elles sont responsables de 73% des apports en Ptot de temps de pluie, et 87% des MES pour 34% du volume transité. A elle seule, la crue 5

(débit de pointe de 68m³/s, le plus élevé de l'année) qui s'est déroulée entre le 10 et 12 juin a apporté 3,7 T de Ptot soit 47% du temps de pluie contre 26% pour les MES. Cela indique que le stock de sédiments mobilisé lors de cette crue était particulièrement chargé en P. Cette crue du Sierroz correspond à l'événement de crue torrentiel de la Meunaz.

IV.3. Bilan 2008 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). 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 Apports par la Leysse et le Sierroz au lac par temps de pluie.

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	184,62	68%
Ortho P (Tonnes de P)	2,28	76%
Ptot (Tonnes)	16,77	92%
NO ₃ (Tonnes de N)	192,7	66%
NH ₄ (Tonnes de N)	18,53	84%
COD (Tonnes)	379,8	75%
COT (Tonnes)	510,5	77%
MES (Tonnes)	122 034	99%
NKT (Tonnes)	221,6	86%

Le temps de pluie apporte 16,8 tonnes de Ptot au lac dont 1,8 tonnes proviennent des rejets directs du réseau de Chambéry (DO et by pass) et 4,2 du déversoir des Biâtres sur le réseau d'Aix-les-Bains. 66 à 92% des apports en phosphore et en azote sont consécutifs à un événement pluvieux. Le bruit de fond apporte moins de 10% du phosphore total au lac.

SUIVI DE LA CONCENTRATION EN PCB DES SEDIMENTS ET DES POISSONS DU LAC DU BOURGET

I. INTRODUCTION

En 2006, un règlement européen a modifié la norme en vigueur concernant la teneur maximale en Polychlorobiphényles (PCB), plus connu sous le nom de pyralène, tolérée dans les aliments et notamment dans les poissons. Cette nouvelle norme (8 pgTEQ/g) est 6 à 7 fois plus restrictive que celle de l'ancien arrêté de 1988. Elle a donc impliqué la conduite de nouvelles campagnes d'analyses sur les poissons des fleuves et des lacs nationaux.

Sur le lac du Bourget, la Direction départementale des services vétérinaires de la Savoie a mené une série d'analyses au cours de l'année 2008 ayant conduit à la prise d'un arrêté préfectoral interdisant la consommation et la commercialisation de l'omble chevalier, du lavaret, du gardon et de l'anguille. Si les concentrations obtenues pour l'omble chevalier sont sans appel (88 % de dépassement de la norme), celles du lavaret et du gardon sont plus variables et oscillent autour de la valeur seuil. Le lavaret étant la deuxième espèce d'intérêt halieutique du lac et une espèce bio-indicatrice, le CISALB a décidé de conduire une deuxième série d'analyses sur cette espèce afin de vérifier le niveau de contamination et le degré de variabilité des résultats en fonction notamment des saisons. L'espèce la plus touchée par la pollution aux PCB, l'omble chevalier, a, pour sa part, fait l'objet d'une analyse d'un lot d'alevins afin de contrôler leur teneur initiale.

En parallèle et dans le même temps, plusieurs analyses de sédiments ont été pratiquées dans les affluents et les ports du lac afin de mesurer leurs teneurs en PCB et HAP. Les résultats étant positifs pour un certain nombre de sites et dans un souci de compréhension et de connaissance de la pollution, le CISALB a donc entrepris de nouvelles recherches cette fois dans les sédiments de 5 secteurs littoraux du lac.

II ANALYSES FAITES SUR LES POISSONS

II.1. Rappel des résultats antérieurs

En mai 2008, la Direction départementale des services vétérinaires de la Savoie a prélevé avec l'aide des pêcheurs professionnels du lac du Bourget plus de 90 poissons afin de pratiquer une analyse de la concentration en PCB contenue dans leur chair. La recherche de PCB s'est portée sur les molécules suivantes : 7 PCB indicateurs, 12 PCB dioxin-like et 17 PCDD/F (dioxines et furanes). La norme concernant la somme de ces composés est fixée depuis 2006 à 8 pg/g de poids frais. La Figure 1 présente les résultats obtenus pour les 5 espèces étudiées : l'omble chevalier, le lavaret, le gardon, le brochet et la perche.

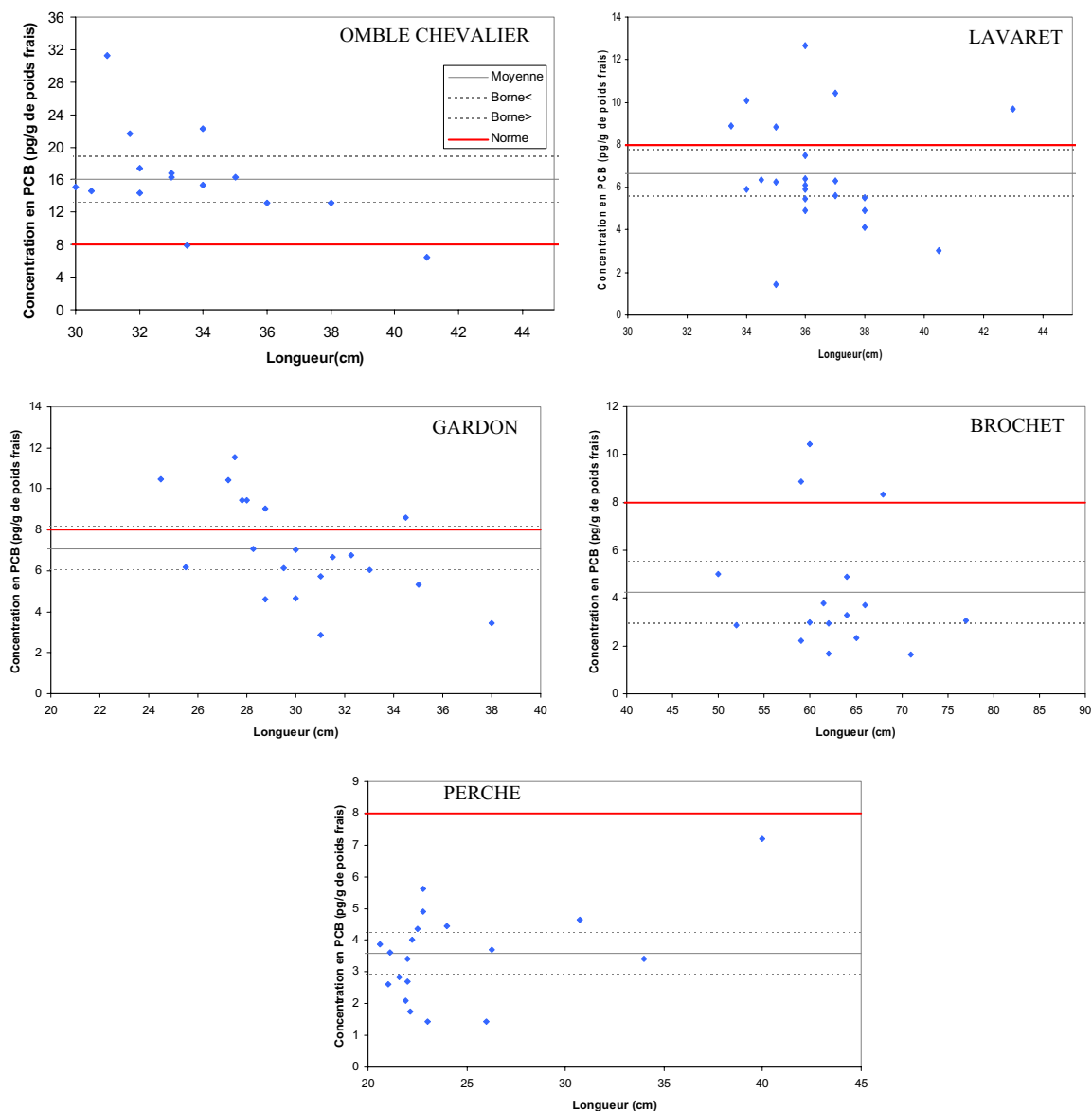


Figure 1 Concentrations en PCBdl+dioxines+furanés des 5 espèces de poissons échantillonnées sur le lac du Bourget en mai 2008 par la DDSV73

II.2. Extraits des conclusions de l’AFSSA concernant les analyses de mai 2008

« ...les poissons du lac du Bourget (espèces analysées), à l’exception des perches et des brochets, apparaissent au regard du critère défini par l’AFSSA (borne supérieure de l’intervalle de confiance de la moyenne de contamination) ...comme globalement en moyenne non-conformes au regard de la limite réglementaire. » L’AFSSA conclut également à l’absence de variabilité des résultats en fonction des zones de prélèvements et de la taille des poissons. Seule la variable « espèce » est significative. « ...Il n’est donc pas possible d’établir des estimations de contamination par espèce sur la base de leur taille et de déterminer des tailles maximales à ne pas dépasser... ». « Compte tenu du caractère fortement bio-accumulateur en PCB des anguilles et des non conformités observées pour les espèces moins bio-accumulatrices, il n’apparaît pas utile de réaliser des analyses complémentaires d’anguilles que l’on peut considérer comme très probablement non-conformes. »

L’AFSSA préconise enfin de disposer d’informations complémentaires liées aux spécificités environnementales du lac du Bourget, aux sources de pollution en PCB et d’étudier les modalités de

contamination des poissons du lac étant donné les variations des résultats au sein d'une même espèce à poids constant (contrairement à ce qui est observé sur les deux autres lacs alpins du Léman et d'Annecy).

Ces résultats ont amené le préfet à prendre un arrêté le 11 juillet 2008 interdisant la pêche en vue de la consommation et de la commercialisation des poissons appartenant aux espèces omble chevalier, lavaret, gardon et anguille du lac du Bourget.

II.3. Analyses complémentaires pratiquées sur certains poissons

II.3.1. Analyses portant sur le lavaret

L'arrêté a eu un impact direct sur l'activité pêche du lac et notamment sur la pêche professionnelle. Si l'omble chevalier représente une faible part du chiffre d'affaires de cette profession, il n'en va pas de même du lavaret qui représente 24 % des captures. De plus, c'est une espèce emblématique du lac, bio-indicatrice dont la population est en phase finale de restauration.

La concentration moyenne des échantillons de lavaret se situant à 6,6 pg/g, donc sous le seuil réglementaire, et le nombre de poissons dépassant cette norme étant faible, le CISALB a souhaité lancer rapidement une nouvelle série d'analyses sur cette espèce afin de vérifier la robustesse de cette valeur moyenne et l'éventuelle variabilité des résultats en fonction de la période de prélèvement (le secteur de pêche et la taille du poisson ne semblant pas un critère déterminant du degré de contamination). Cette seconde campagne d'analyses sur le lavaret va de plus dans le sens des préconisations de l'AFSSA qui demande des informations complémentaires sur les modalités de contamination de certaines espèces, notamment celles qui présentent des variabilités importantes.

Le CISALB a donc réalisé avec un pêcheur professionnel des prélèvements de lavarets en juillet puis en septembre. La relève des filets s'est opérée sous le contrôle d'un agent du CISALB et d'un agent de la DDSV73 afin de garantir la provenance du poisson. Pour chacune des périodes, 10 lavarets ont été échantillonnés. Les échantillons ont été transférés au laboratoire de la DDSV73 puis mis sous scellés avant d'être envoyés au LABERCA de Nantes, laboratoire de référence pour l'analyse des PCB dans les poissons. La figure 2 présente les résultats obtenus au cours de la 2^{ème} campagne d'analyses des lavarets.

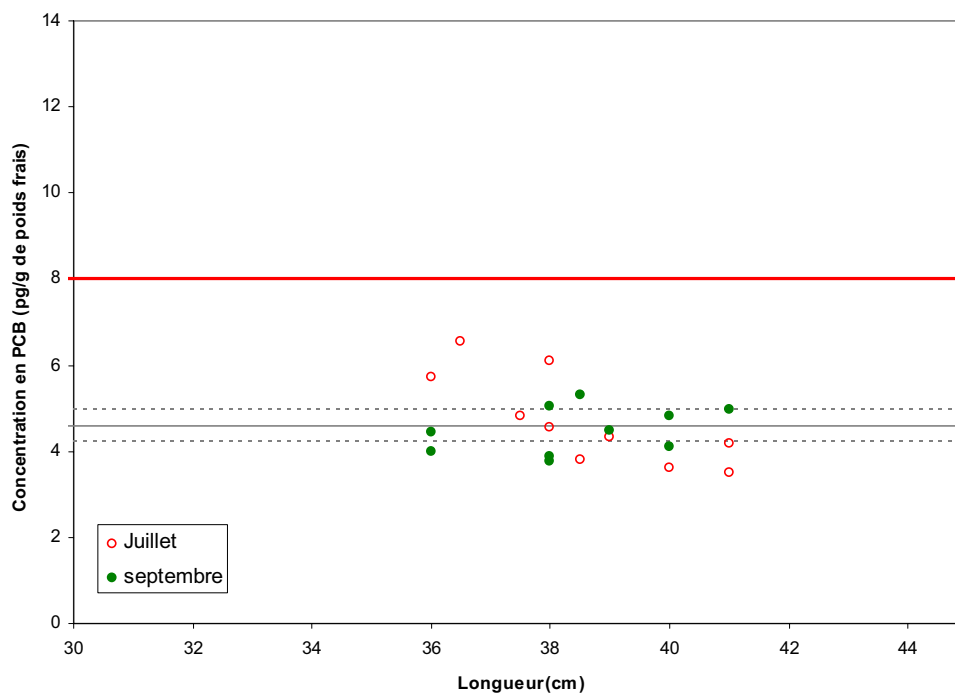


Figure 2 Concentrations en PCBdl+dioxines+furanés des 20 lavarets échantillonnés en juillet et en septembre 2008 sur le lac du Bourget

L'analyse menée en été montre des résultats très différents de la campagne du mois de mai. En effet, alors que la teneur moyenne était proche de 6,5 pg/g lors de la 1^{ère} analyse et que la variabilité était importante (entre 2 et 13 pg/g), l'ensemble des valeurs de la 2^{ème} campagne se situent dans un intervalle compris entre 3 et 7 pg/g. Aucun poisson ne présente une concentration en PCB supérieure à la norme de 8 pg/g.

Dans un premier temps, nous avons bien vérifié qu'il s'agissait de poissons de la même taille et du même âge, prélevés sur des secteurs similaires (même s'il ne s'agit pas d'un critère pertinent), renfermant le même taux de graisse.

La variabilité des résultats sur une courte période est peut-être à mettre en relation avec le régime alimentaire du lavaret. En effet, à la sortie de l'hiver et pendant le printemps, celui-ci se nourrit exclusivement de larves d'invertébrés qui vivent dans les sédiments. Or, on pressent que la contamination des poissons passe par ces organismes benthiques puisque le PCB est stocké dans les sédiments. Dès le mois de juin, le lavaret s'oriente vers sa nourriture de prédilection, le plancton, et abandonne complètement la nourriture benthique. Il est surprenant cependant de constater qu'en l'espace de 2 mois, la concentration moyenne en PCB des lavarets est passée de 6,6 à 4,6 pg/g. Il est possible que dans le même temps s'opère une recombinaison des graisses chez cette espèce relative à la constitution des organes sexuels. Au cours de l'été, le lavaret ralentit sa croissance et alloue une partie de son énergie à la confection des gonades mâles ou femelles en puisant dans son stock de graisse.

Ces explications restent toutefois des hypothèses qu'il conviendra de vérifier par la suite. Néanmoins, la variabilité inter saisonnière est avérée et ces résultats ont permis de réviser l'arrêté préfectoral et d'autoriser à nouveau la consommation et la commercialisation du lavaret sur le lac du Bourget (arrêté du 18 novembre 2008).

II.3.2. Analyse portant sur l'omble chevalier

L'omble chevalier étant l'espèce qui concentre le plus le PCB au lac du Bourget, il nous a semblé intéressant d'analyser un lot de jeunes alevins de cette espèce afin de connaître le niveau de contamination « initial » de l'omble. Pour cela, un lot de 200 alevins issus du pacage lacustre de 2008 a été envoyé pour analyse au LABERCA de Nantes. Ces alevins ont la particularité d'être issus de parents vivant dans le Bourget mais ils n'ont jamais connu les eaux du lac puisqu'ils sont issus d'une reproduction artificielle et donc nés en pisciculture. Le lot a été constitué juste avant leur déversement au lac et les alevins sont donc âgés de 6 mois.

Le lot analysé présente une concentration de 0,9 pg/g. Il est difficile de tirer des conclusions sur un seul résultat mais il montre que l'omble chevalier présente des traces de PCB dès sa première année de vie.

III. ANALYSES FAITES SUR LES SEDIMENTS

III.1. Rappel des résultats antérieurs

En juin 2007, une campagne d'analyses des PCB indicateurs dans les sédiments superficiels des ports a été effectuée dans le cadre de l'étude portant sur le curage des ports. Les résultats mettent en évidence une contamination des sédiments du petit port et du secteur du port des 4 chemins (Tableau 1). La marina ouest du petit port présente la concentration la plus élevée. L'origine supposée de ces déclassements est la suivante :

- le port des 4 chemins reçoit les eaux du canal de Terre Nue et du Belle Eau par lesquels transitent les lixiviats de l'ancienne décharge du Viviers-du-Lac. En effet des résultats récents concernant les canaux ceinturant la décharge montrent une contamination des sédiments par les PCB.
- la marina du petit port quant à elle reçoit occasionnellement les eaux du Tillet par surverse. Or comme l'a montré la campagne de juin 2008 menée sur les affluents du lac, celui-ci est également contaminé par les PCB (présence historique d'un fabricant de transformateurs au pyralène sur le bassin versant).

La contamination des sédiments par les HAP est quant à elle généralisée dans les ports.

Dans le cadre de l'observatoire 2008 de la qualité des cours d'eau mené par le CISALB, des analyses de PCB ont été réalisées sur les sédiments des affluents directs du lac. Il en ressort que seuls le Tillet et le Belle-Eau présentent des concentrations déclassantes en PCB (Tableau 1).

La contamination des sédiments par les HAP est également généralisée dans les affluents.

Tableau I Concentrations en PCB indicateurs et HAP des sédiments superficiels. Les couleurs correspondent aux classes de qualité du SEQ V2

Site		PCB (7 indicateurs) mg/kg	HAP (8 inscrits dans la DCE) mg/kg
PORTS	Grand Port – Charcot	0,061	0,43
	Grand Port – Tabarly	0,041	0,44
	Mémard	0,057	0,26
	Petit Port - Sud	0,132	0,69
	Petit Port - Tillet	0,135	0,22
	Petit Port – Ouest Marina	0,780	0,9
	Bourdeau	<seuil	0,78
	Leyse – Bras mort	0,083	0,95
	Charpignat	0,044	0,28
	Mirandelles	<seuil	0,16
	Brison Délaissé	<seuil	1,8
	Brison – Lac	0,059	1,3
	Grésine	<seuil	2,3 à 3
	Chanaz	<seuil	0,33
	Châtillon	<seuil	0,03
	Conjux	<seuil	0,1
	Terre Nue	0,041	0,23
4 Chemins	0,396	1,6	
Affluents	Grand Canal	<seuil	0,9
	Sierroz aval	<seuil	0,1
	Tillet	1,1	3,8
	Leyse aval	0,057	0,046
	Belle Eau	0,097	0,23

III.2. Analyses complémentaires pratiquées sur les sédiments du lac

En parallèle au suivi des PCB dans les poissons, une campagne d'analyse des PCB et HAP a été menée en 2008 sur 5 sites « représentatifs » du lac (figure 3). Les résultats présentés ci-dessous montrent que seul le site de Mémard présente un déclassement pour les HAP (benzo(a)pyrène et somme des HAP). Les sédiments superficiels des sites prélevés ne sont en revanche pas contaminés par les PCB.

Tableau II Concentrations en PCB indicateurs et HAP des sédiments superficiels (campagne 2008). Les couleurs correspondent aux classes de qualité du SEQ V2

Site		PCB (7 indicateurs) mg/kg	HAP (8 inscrits dans la DCE) µg/kg
Lac	Portout	<seuil	0,046
	Grésine	<seuil	<seuil
	Mémard	<seuil	0,2
	Poète	<seuil	0,045
	Sud Lac	Présence	0,036

Les campagnes de suivi réalisées en 2007 et 2008 présentent des résultats contrastés. Les ports et les affluents sont globalement contaminés par les HAP alors que, dans le lac, les secteurs littoraux ne montrent qu'un déclassement pour Mémard. Les analyses effectuées en 2008 sur les sédiments du lac ne présentent pas de déclassement pour le paramètre PCB alors que les résultats obtenus dans les ports mettaient clairement en évidence une contamination du petit port et du port des 4 chemins. Parmi les affluents seuls le Tillet et le Belle-Eau sont contaminés par les PCB. L'origine supposée de la contamination repose sur la présence historique d'un fabricant de transformateur électrique sur le bassin versant du Tillet et sur les lixiviats de l'ancienne décharge du Viviers-du-lac pour le Belle Eau.

IV. PERSPECTIVES

L'analyse complémentaire des lavarets a révélé une importante variabilité des teneurs en PCB dans la chair du poisson. Des hypothèses concernant l'alimentation et l'utilisation des graisses sont avancées pour expliquer ce phénomène. Afin de mieux comprendre les mécanismes impliqués, des analyses seront conduites en 2009 sur plusieurs périodes. Il serait intéressant de prélever quelques lavarets au cours de chacun de leur cycle d'alimentation, c'est-à-dire au printemps, en été puis en automne et d'étudier la variabilité des teneurs en PCB. Pour cela, la recherche des 7 PCB indicateurs devrait suffire et permettrait de réduire les coûts d'analyse. Les résultats obtenus sur les sédiments des affluents révèlent une contamination de certains d'entre eux. Afin d'évaluer le degré de contamination de la chaîne alimentaire de ces écosystèmes, une analyse de poissons de rivière tels que la truite fario devrait être réalisée au même titre que celle qui a été menée sur les poissons lacustres.

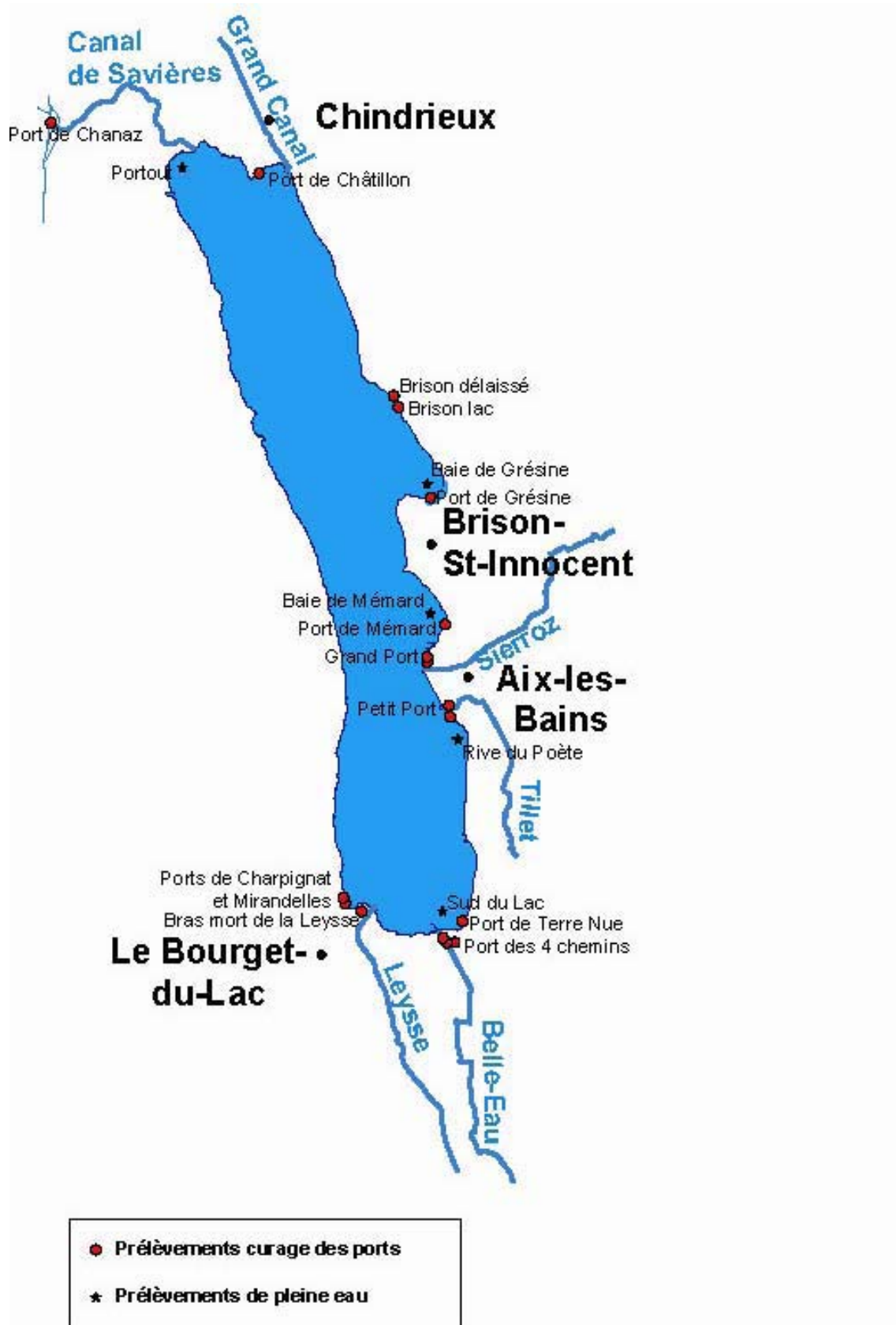


Figure 3 Carte de localisation des points de prélèvements de sédiments

ETUDES PORTANT SUR LA QUALITE SANITAIRE

Tout comme 2006 et 2007, il nous a paru important d'inclure dans ce rapport les données 2008 demandées et fournies par la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales (DDASS) de la Savoie puisque répondant aussi à la problématique de la qualité des eaux du lac du Bourget. Il s'agit de données analytiques, issues du programme de contrôle sanitaire réglementaire, examinées avec l'aide et l'accord de Françoise Kerrien et Alain Guilloud du service Santé-Environnement de la DDASS Savoie portant sur la qualité des eaux de consommation et sur celle des eaux de baignade.

I. QUALITE DES EAUX DE CONSOMMATION PROVENANT DES DIFFERENTS POMPAGES DU LAC

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

- du pompage de la baie de Mémard qui alimente en eau potable la ville d'Aix-les-bains et également plusieurs communes de la CALB (Communauté d'Agglomération du Lac du Bourget) ;
- du pompage de Tresserve qui alimente les communes de Tresserve et du Viviers du Lac ;
- 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 Santé-Environnement de la DDASS. 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 2008, 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 200 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, 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 grâce à internet sur le site de la préfecture de la Savoie (www.savoie.pref.gouv.fr, rubrique Environnement) ou sur le site de la Direction Régionales des

Affaires Sanitaires et Sociales (<http://rhone-alpes.sante.gouv.fr/>, rubrique Santé-Environnement / eaux d'alimentation).

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 2008 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 16 ou 17 °F ; elle contient peu de nitrates avec des concentrations voisines de 3 mg/l ; aucune trace de pesticides n'a été mise en évidence dans les analyses effectuées en 2008. Concernant la recherche des microcystines, la concentration maximale détectée dans l'eau brute a été de 0,1 µg/l, aucune concentration quantifiable n'a été détectée dans l'eau distribuée.

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 2008 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 de l'aminotriazole (0,05 µg/l), de l'atrazine (0,023 µg/l) et de l'atrazine déséthyl (0,021 µg/l), aucune concentration quantifiable n'a été détectée dans l'eau distribuée. Concernant la recherche des microcystines, la concentration maximale détectée dans l'eau brute a été de 0,4 µg/l, aucune concentration quantifiable n'a été détectée dans l'eau distribuée.

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

L'eau provenant du pompage de l'abbaye de Hautecombe a été de qualité bactériologique satisfaisante en 2008 avec un pourcentage de conformité mesuré à 83,3 % après traitement. L'eau est peu dure avec des valeurs de TH comprises entre 14 et 16° F ; elle contient très peu de nitrates avec des concentrations comprises entre 2 et 7 mg/l. Concernant les pesticides, la présence de glyphosate à une concentration de 0,11 µg/l légèrement supérieure à la limite de qualité fixée à 0,10 µg/l, ainsi que des traces d'AMPA non quantifiables ont été détectées dans l'eau brute du pompage lors d'un prélèvement. Les analyses de recherche de microcystines en eau brute n'ont donné aucune concentration détectable lors des prélèvements effectués.

D'une manière globale, les eaux pompées dans le lac du Bourget distribuées en 2008 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 pour des valeurs inférieures à la limite de qualité, exception faite d'un prélèvement, ainsi que la présence de toxines de cyanobactéries pour des valeurs inférieures à la limite de qualité fixée à 1 µg/l.

II. QUALITE DES EAUX DE BAINNADE

II.1. Eléments concernant le contrôle sanitaire

La qualité des eaux de baignade nous intéresse un peu plus puisqu'il s'agit ici d'un suivi analytique réalisé uniquement sur les 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).

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 des germes témoins de contaminations fécales, en l'occurrence *Escherichia coli* et Coliformes totaux.

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, on distinguera les valeurs impératives (à ne pas dépasser) fixées à 2000 *E. Coli* et 10 000 coliformes totaux dans 100 ml d'eau, et les valeurs guide (dont il faut se rapprocher) fixées à 100 *E. Coli* et 500 coliformes totaux dans 100 ml d'eau de baignade.

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.

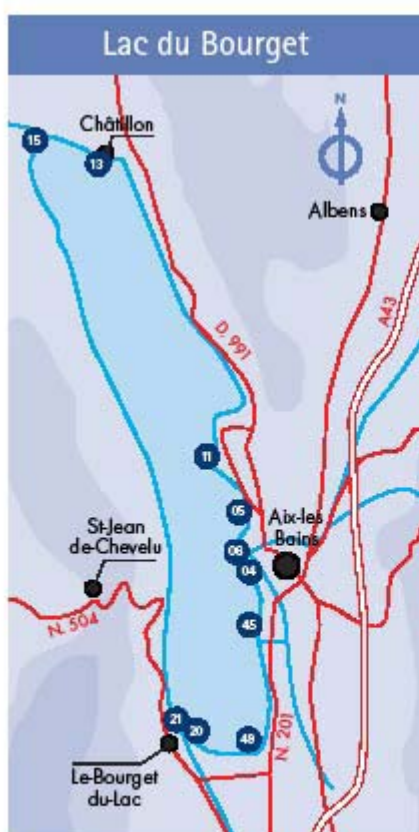
II.3. Conformité des plages du lac du Bourget

Le bilan de la qualité des plages du lac du Bourget de 2005 à 2008 est donné dans la figure ci-dessous. On constate qu'entre 2007 et 2008, 7 plages ont vu leur qualité s'améliorer et sont passées du statut d'« eaux de qualité moyenne » à celui d'« eaux de bonne qualité ». Seule une plage, sur les dix plages situées autour du lac du Bourget, a connu l'évolution inverse. 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

Qualité des eaux de baignade au lac du Bourget

N°	Commune	Plage	2005	2006	2007	2008
04	Aix-les-Bains	plage du Rowing	B	A	B	A
05	Aix-les-Bains	plage Mémard	B	A	B	A
06	Aix-les-Bains	plage municipale	B	B	B	A
11	Brison-St-Innocent	plage municipale	A	B	A	A
13	Chindrieux	plage de Châtillon	A	B	A	B
15	Conjux	plage municipale	A	A	A	A
20	Le Bourget-du-Lac	camping «Ile aux cygnes»	A	A	B	A
21	Le Bourget-du-Lac	plage municipale	A	A	B	A
45	Tresserve	plage du Lido	B	A	B	A
49	Viviers du Lac	plage des Mottets	A	B	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 temporarily polluted

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

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. Ref Type: Report
- Bourelly, P. 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. 1-572pp.
- Bourelly, P. 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. 1-517pp.
- Bourelly, P. 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. 1-606pp.
- Brettum, P. Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. 1-102. 1989. Norsk Institutt for vannforskning NIVA. Ref Type: Report
- Beutler M., K H. Wilshire, B. Meyer, C. Moldaenke, C. Lüring, M. Meyerhöfer, H.P. Hansen and H. Dau. 2002. A fluorimetric method for the differentiation of algal populations in vivo and in situ. *Photosynth. Res.* 72:39-53.
- Briand, J.-F., S. Jacquet, C. Flinois, C. Avois-Jacquet, C. Maisonnette, B. Leberre and J.-F. Humbert. 2005. Variations in the microcystins production of *Planktothrix rubescens* (cyanobacteria) assessed by a four years in situ survey of Lac du Bourget (France) and by laboratory experiments. *Microb. Ecol.* 50:418-428
- Callieri, C. 2008. Picocphytoplankton in freshwater ecosystems: the importance of small-sized phototrophs. *Fresh. Rev.* 1:1-28.
- Callieri, C. and J.G. Stockner. 2002. Freshwater autotrophic picoplankton: a review. *J. Limnol.* 61:1-14.
- Clasen, J.L., S.M. Brigden, J.P. Payet and C.A. Suttle. 2008. Evidence that viral abundance accross oceans and lakes is driven by different biological factors. *Fresh. Biol.* 53 :1090-1100.
- Comte, J., S. Jacquet, S. Viboud, D. Fontvieille, G. Paolini and I. Domaizon. 2006. Microbial community structure and dynamics in the largest natural French lake (Lake Bourget, Savoie, February to July 2002). *Microb. Ecol.* 52:72-89.
- Domaizon, I., Viboud, S., and Fontvieille, D. 2003 Taxon-specific and seasonal variations in flagellates grazing on heterotrophic bacteria in the oligotrophic Lake Annecy - importance of mixotrophy. *Fems Microbiology Ecology* 46: 317-329.
- Druart, J. C. and Rimet, F. Protocles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. INRA. 1-200. 2008. Thonon les Bains. Ref Type: Report
- Gasol, J. M. 1994. A framework for the assessment of top-down vs bottom-up control of heterotrophic nanoflagellate abundance. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 113:291-300.
- Gliwicz Z.M. 1969. Studies on the feeding of pelagic zooplankton in lakes with varying trophy. *Ekologia Polska* 17: 663-708.
- Hofmann W. 1986, Developmental history of the Grosser Ploener See and the Schoehsee (north Germany): Cladoceran analysis, with special reference to eutrophication. *Arch. Hydrobiol., Supplement [ARCH. HYDROBIOL., SUPPL.]*. Vol. 74, no. 3, pp. 259-287

Jacquet, S., B. Leberre, G. Paolini and J.-F. Humbert. Variations in the spatial distribution of *Planktothrix rubescens* in lac du Bourget (France). 6th International Congress on Toxic Cyanobacteria, Bergen, Norway, June 2004.

Jacquet, S., Briand, J. F., Leboulanger, C. et al. 2005 The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae* **4**: 651-672.

Kaiblinger, K. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). Rapport I.L. 277/08;DEC0470, 1-45. 2008. INRA Thonon. Ref Type: Report

Laurenzen

Leboulanger, C., U. Dorigo, S. Jacquet, B. Le Berre, G. Paolini & J. F. Humbert, 2002. Application of a submersible fluorometer for rapid monitoring of freshwater cyanobacterial bloom: a case of study. *Aquatic Microb. Ecol.* 30:83-89

Lepère C., Boucher D., Jardillier L., Domaizon I. & Debroas D. 2006. Succession and regulation factors of small eukaryote community composition in a lacustrine ecosystem (Lake Pavin). *Applied Environ. Microbiol.* 72:2971-2981

Lymer, D., E. S. Lindstrom and K. Vrede. 2008. Variable importance of viral-induced bacterial mortality along gradients of trophic status and humic content in lakes. *Fresh. Biol.* 1101-1113.

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.

Moldaenke 2002. The bbe Fluoroprobe. Software manual .31 pp

Pelletier, J. P. and Orand, A. 1978 Appareil de prélèvement d'un échantillon dans un fluide. Brevet d'invention 76.08579.

Personnic, S., I. Domaizon, U. Dorigo, L. Berdjeb and S. Jacquet. Seasonal and spatial variability of virio, bacterio- and picophytoplanktonic abundances in three peri-alpine lakes. *Hydrobiologia* (sous presse)

Puschner, B et J.-F. Humbert. 2007. Cyanobacterial (blue-green algae) toxins. In *Veterinary toxicology: basic and clinical principles*, pp 714-724.

Reynolds, C. S., Huszar, V., Kruk, C., Naselli-Flores, L., and Melo, S. 2002 Toward a functional classification of the freshwater phytoplankton. *J. Plankton Res.* 24: 417-428.

Sommer U., Gliwicz Z.M., Lampert W. and Duncan A. 1986. The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. *Arch. Hydrobiol.* 106: 433-471.

Utermohl, H. 1958. Towards the improvement of the quantitative phytoplankton method. *Mitteilungen-Internationale Vereinigung fur Limnologie*, 9:1-38

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. Ref Type: Report

Wetzel, R. G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Third edition, Academic Press, San Diego

Wolfram, G. and Dokulil, M. Leitfaden zur erhebung der biologischen qualitatselemente. Teil B2 - Phytoplankton. 1-50. 2007. Lebensministerium, Austria. Ref Type: Report

Wolfram, G., Dokulil, M., Pall, K. et al. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). 2007. Vienna - Ispra. Ref Type: Report

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

Intervenants

C. GIREL (CISALB)

R. JALINOUX (CISALB)

G. PAOLINI (CALB)

S. JACQUET (INRA Thonon)

Christian GILET (INRA)

Jean GUILLARD (INRA)

J.M. DORIOZ (INRA Thonon) ou son représentant

Conseillers scientifiques extérieurs

T. PELTE (Agence de l'eau)

F. RAPIN (CIPEL)

I. DOMAIZON (Université de Savoie)

Conseiller politique

M. DANTIN (Président du Comité de Bassin versant du Lac du Bourget)

Le Contrat de bassin versant du lac du Bourget est un programme technique et financier qui a été signé en septembre 2002 pour une durée de 7 ans. Le CISALB (<http://www.cisalb.org>) assure la coordination du contrat. Ce plan d'actions 2003-09 traite :

- de la dépollution de l'eau ;
- de la restauration des milieux aquatiques ;
- de la gestion des crues ;
- de l'action pédagogique ;
- et du suivi environnemental.

DOSSIERS DIVERS

Annexe II

L'outil informatique SISE-Eaux

Le texte suivant prend sa source sur les sites : http://164.131.244.17/hm/actu/eaux_alim/sise_e.htm et <http://www.pescadoo.net/eau/index.html>

Les DDASS (Directions Départementales des Actions Sanitaires et Sociales) se livrent à des contrôles permanents de la qualité des eaux de baignade. Peu connu du public, qui en est pourtant le bénéficiaire, c'est un travail d'envergure qui donne une connaissance détaillée de la pollution des eaux et de son évolution.

Ces données servent à informer, en temps-réel, les communes qui à leur tour ont l'obligation d'informer le public (affichage obligatoire sur site et en mairie). Elles sont ensuite utilisées par le Ministère de la Santé et de ... (ce que lui adjoignent les gouvernements successifs) pour produire des rapports de synthèse reflétant la situation nationale

Cette surveillance produit une masse considérable de données qui représentent un savoir précieux (ainsi que coûteux) et conservées dans SISE-EAUX, système national d'information sanitaires sur les eaux.

SISE EAUX intéresse en principe les collectivités et professionnels de l'eau. C'est un outil administratif auquel le public n'a pas accès. Cependant y figurent des données que la loi oblige à porter à la connaissance du public

Anciennement disponibles par Minitel (3615 IDEAL puis 3615 INFOPLAGE), les données sujettes à publication sont aujourd'hui accessibles par l'interface web <http://baignades.sante.gouv.fr/> (Ministère de la Santé).

L'outil SISE-Eaux se compose pour chaque DDASS d'une base de données sur serveur UNIX et de postes de gestion fonctionnant en client-serveur.

C'est un système cohérent de définition des données administratives, techniques et analytiques de la distribution d'eau en France reconnu par les partenaires de l'eau.

En effet, le modèle de données permet une description homogène à l'échelle nationale de toutes les installations de captage, de traitement et de distribution d'eau d'alimentation et des analyses qui s'y rapportent. Il permet donc l'exploitation des données à tous les échelons: régional de bassin, hydrographique et national. A ce jour toutes les DDASS ont créé dans SISE-Eaux leurs données descriptives et 90 d'entre elles gèrent au quotidien le contrôle sanitaire avec SISE-Eaux.

Ce modèle de données a servi de base à la réalisation d'un format national d'échange de données informatisée adopté par les principaux acteurs du domaine de l'eau, notamment es Agences de Bassin et les Sociétés exploitantes (Lyonnaise des Eaux, Compagnie générale des Eaux, Sté d'Aménagement Urbain et Rural etc..) dans le cadre du Réseau National des Données sur l'Eau piloté par le ministère de l'environnement.

SISE-Eaux permet la gestion sécurisée des données d'intérêt national, mais il permet aussi la gestion de propriétés complémentaires dont la définition est laissée aux soins des DDASS afin qu'elles puissent tenir compte et décrire les spécificités locales des installations de distributions sans altérer la cohérence nationale.

SISE-Eaux est accompagné d'un ensemble d'applicatifs périphériques qui permettent d'automatiser de nombreuses tâches départementales à savoir: édition et diffusion des bulletins d'analyses, gestion de la facturation des prélèvements, organisation des tournées de prélèvement, mise en forme de rapports de synthèse destinés notamment à l'information des élus, des professionnels et du public etc...

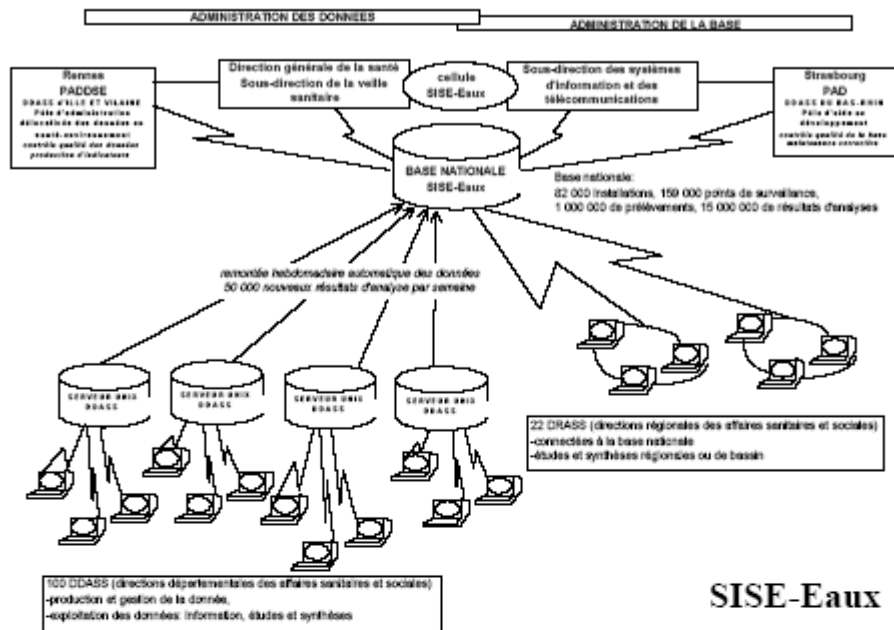
Il est aussi lié à toute une gamme de logiciels appropriables et paramétrables par les utilisateurs, ouvrant toutes les possibilités d'étude, d'expertise et d'aide à la décision à partir des données brutes pour produire et suivre des indicateurs de synthèse y compris sous forme graphique ou cartographique.

La Direction Générale de la Santé mais aussi les DRASS et les DRASS coordonnatrices de bassin disposent maintenant d'informations complètes et actualisées (il se passe environ un mois entre l'opération de prélèvement sur le terrain et la remontée de l'information dans la base nationale) qu'elles mettaient auparavant plusieurs mois à collecter.

Ceci permettra de suivre les tendances et une intervention en temps utile, de répondre aux situations de crise, de simuler les conséquences d'évolutions réglementaires, de fournir aux autres acteurs du domaine de l'eau les informations de synthèse dont ils ont besoin pour définir et évaluer leur politique.

La base nationale a été constituée en novembre 1997. Elle comporte donc l'ensemble des données descriptives de la France entière y compris donc les départements d'outre-mer et contient, en juin 1998, près d'un million de prélèvements saisis depuis quelques années, représentant environ 12 millions de résultats analytiques. Sa mise à jour s'effectue par une procédure hebdomadaire automatique. Elle s'enrichit actuellement à un rythme d'environ 50 000 résultats analytiques par semaine, pour les seuls nouveaux prélèvements, sans compter les récupérations progressives d'historiques qui pour certaines DRASS remontent déjà à plus de 10 années.

Il est intégré dans l'architecture informatique générale du ministère et bénéficie donc à ce titre, de tous les avantages de la mise en réseau de l'ensemble des services déconcentrés et de l'administration centrale, notamment: gestion à distance des déploiements de nouvelles versions, dépannage, assistance et contrôle technique par les services informatiques du ministère, circulation sécurisée des données que ce soit pour la mise à jour des référentiels nationaux sur les serveurs départementaux ou à l'inverse pour la remontée des données départementales vers le serveur national ou vers les serveurs régionaux..



SISE-Eaux

DOSSIERS DIVERS

Annexe III

COMPTE-RENDU DE LA REUNION SCIENTIFIQUE

OBSERVATOIRE DE RECHERCHE LACS PERI-ALPINS

Mardi 25 novembre 2008

Université de Savoie, Le Bourget du lac

(Salle Agora, Espace EVE, bâtiment de la Scolarité)

Présents :

Christian AMBLARD ; Orlane ANNEVILLE ; Fabien ARNAUD ; Didier AZAM ; Thierry BILLET ; Gudrun BORNETTE ; Thierry CAQUET ; Isabelle DOMAIZON ; Jean-Marcel DORIOZ ; Nicole GALLINA ; Xavier GAYTE ; Daniel GERDEAUX ; Alexis GROLEAU ; Valérie GUICHARD ; Jean GUILLARD ; Stéphan JACQUET ; Renaud JALINOUX ; Jean-Luc LOIZEAU ; Frédéric MARCHAND ; André MIQUET ; Ghislaine MONET ; Bernard MONTUELLE ; Emmanuel NAFFRECHOUX ; Marie-Elodie PERGA ; François RAPIN ; Daniel ROYBIN ; Rémy TADONLEKE ; Bruno TASSIN ; Damien ZANELLA

Excusés :

Martin BENISTON ; Gérard BLAKE ; Nathalie CHEVRE ; Jean-Claude DRUART ; Brigitte VINCONLEITE ; Eric VIOLLIER ; Thierry WINIARSKI

La réunion est ouverte à 9h par S. JACQUET.

Tour de Table : présentation rapide des porteurs du projet, des partenaires et des gestionnaires

Rappel des objectifs de la journée :

- faire l'état des lieux en ce qui concerne l'observatoire et ses partenaires et entendre l'avis et les attentes des gestionnaires.
- faire émerger des thématiques de recherche prioritaires pour les années à venir
- échanger avec l'ORE Petits fleuves côtiers (EFPA Rennes)

I. Etat des lieux

1- « Dynamiques écologiques de grands lacs péri-alpins, sous influences anthropiques » Jean-Marcel DORIOZ présente l'observatoire de recherche OR « lacs péri-alpins », contenu du projet et base de données disponible.

2- Position et attente du département EFPA (INRA) représenté par Thierry Caquet.

Rappel sur :

- l'objectif des OR et l'importance de ce type de dispositif structurant pour le département EFPA
- leur utilité pour le développement de la recherche finalisée, scénarios de gestion ou méthodes, outils de gestion (d'où l'intérêt d'un partenariat avec les gestionnaires), ...
- les fondamentaux des OR : acquisition de données, base de données ouverte sur le monde, expérimentations *in-situ*, rencontres pluri-disciplinaires, rencontres entre gestionnaires et recherche, dissémination non académique...

II. Présentation rapide des différents laboratoires partenaires

1- EDYTEM (Fabien Arnaud) :

Le laboratoire « Environnements, Dynamiques et Territoires de la Montagne » comprend 3 équipes s'intéressant aux i) archives environnementales des milieux de montagne, ii) dynamiques actuelles des milieux de montagne et iii) ressources patrimoniales, vulnérabilités et recomposition des territoires de montagne. L'**approche paléolimnologique** constitue une spécificité d'EDYTEM et permet de replacer les changements environnementaux dans une perspective historique. Permet d'allonger les chroniques de fonctionnement et de diversifier les perturbations étudiées. Un projet ANR est en cours et concerne les lacs Léman, d'Annecy, du Bourget et d'Aiguebelette.

Attentes /OR : EDYTEM recherche les compétences de l'observatoire pour développer un suivi environnemental dont le but serait d'apporter des connaissances sur les dynamiques actuelles pour mettre en évidence des « sondes » qui aident à comprendre et reconstituer les dynamiques passées. EDYTEM pose aussi la question du lien avec la demande sociétale, de la plus value possible pouvant être rendue par un tel observatoire.

2- CEREVE futur LGUEH (Bruno Tassin) :

Ce laboratoire travaille sur le **milieu urbain** en liaison avec son environnement. Les centres d'intérêt concernent l'analyse du cycle de l'eau en liaison avec l'environnement et les politiques de gestion de l'environnement. Le CEREVE réalise des observations dans le cadre de OPUR (Observatoire des polluants urbains), Hurrbis (Réseau français des observatoires en hydrologie urbaine) et Effluves. Les attentes vis-à-vis de l'OR-lacs sont d'ordre scientifique, politique de recherche, diffusion et valorisation :

- Connaissances sur les lacs : comparaison des systèmes, jeux complets et cohérents de données, réponses aux pressions anthropiques et modélisation ;
- Connaissances sur les lacs en liaison avec leurs bassins versants : approche globale avec une composante socio-économique et politique publique, approche multidisciplinaire ;
- Soutien logistique ; centralisation, organisation et mutualisation des données ; test et évaluation/calibration des matériels de mesure ;
- Réseau de recherche (et base de données) sur les systèmes lacustres pour rationaliser et structurer l'offre de recherche au plan national et européen, réaliser une coordination et des synergies dans les programmes de recherche pluridisciplinaires ;
- Comparaison et échanges sur les lacs de l'observatoire et d'autres lacs périalpins européens ;
- Diffusion des connaissances et des résultats (site Internet...),
- Animation scientifique et organisation de colloques, comme celui organisé par le CARTELL en 2006 (« autour du lac du Bourget »);

3- Université de Clermont-Ferrand (Christian Amblard) :

Le laboratoire « Microorganismes : Génome et Environnement » étudie les microorganismes procaryotes et eucaryotes et virus à différents niveaux d'intégration. Ces microorganismes sont analysés en tant qu'organismes modèles de fonctionnement cellulaire intégré, modèles pour l'étude des relations « hôte-parasite » et acteurs essentiels du fonctionnement des écosystèmes aquatiques et terrestres. Les spécificités du laboratoire résident dans l'association des compétences et des approches en génétique, génomique et post-génomique, et au niveau de la biologie des populations et des

écosystèmes et de l'écologie. Les objectifs sont de rapprocher le génome et l'environnement, aller vers une **connaissance intégrée des systèmes complexes**.

Les attentes vis-à-vis de l'OR sont multiples :

- Réflexion sur les questions scientifiques d'intérêt général à traiter sur les lacs et réponses concertées à des appels d'offre ;
- Organisation de la mise en commun de compétences pluridisciplinaires autour de projets ;
- Réflexion sur l'intégration des connaissances disciplinaires pour passer de la pluridisciplinarité à l'interdisciplinarité et comprendre le fonctionnement intégré des lacs ;
- Organiser un fonctionnement en réseau autour de l'objet « lac » ;
- Faire de l'animation scientifique sur l'objet « lac » qui est un « bon modèle d'écosystème ».

4- LGE (Alexis Groleau) :

La thématique principale de recherche du « Laboratoire de Géochimie des Eaux » concerne l'étude du **fonctionnement biogéochimique des écosystèmes aquatiques continentaux**. Un intérêt particulier est porté aux flux de matières à l'interface eau/sédiment, aux interactions entre matière organique et métaux dissous et à la transformation du carbone dans la colonne d'eau. Ce dernier point est abordé dans le lac du Bourget par le groupe de recherche « suivi en continu de la dynamique du carbone dans les lacs et rivières ».

5- ZABR (Bernard Montuelle) :

La « Zone Atelier Bassin du Rhône » est un dispositif de recherche pluridisciplinaire qui a pour mission principale l'étude des **interactions entre le milieu fluvial et péri-fluvial rhodanien**, les sociétés qui s'y développent et leurs effets à l'échelle du bassin versant. Il permet une mise en réseau des laboratoires pour favoriser les synergies (acteurs publics et privés) et favorise le transfert des résultats de la recherche et de leur accessibilité. L'organisation scientifique est structurée en 3 axes de recherche: i) « flux, formes, habitats, biocénoses », ii) « polluants, hydrosystèmes, santé », iii) « changements climatiques et ressources en eaux », et un axe transversal sur « l'observation sociale du fleuve et gouvernance ». L'OR Lacs péri-alpins est rattaché à cette structure régionale et les questions de recherche développées sur ce site atelier, concernent les axes ii et iii.

Les attentes/OR sont donc des solutions et actions pour aller au-delà d'un simple affichage, une réflexion sur les **relations lacs-Rhône**, l'exploitation des compétences scientifiques et territoriales apportées par l'Observatoire (application des acquis sur la dynamique des petits bassins versant autour des lacs à d'autres petits bassins versants des affluents du Rhône, apport de l'expérience de suivis à long terme des lacs alpins pour la mise en place de suivis identiques sur certains systèmes rhodaniens, ...).

6- Université Claude Bernard - LyonI (Gudrun Bornette) :

Le laboratoire « Ecologie des Grands fleuves » s'intéresse au **fonctionnement des grands fleuves et de leurs bassins versants**. Il a comme objectif l'étude des impacts des pressions anthropiques et climatiques sur ces écosystèmes. Les équipes travaillent sur des thématiques diverses telles que les indicateurs biologiques de fonctionnement des systèmes lotiques, le fonctionnement et la conservation des populations (amphibiens et vertébrés), la connectivité du paysage et dynamique des populations, la biologie souterraine, l'écologie végétale en zones humides et l'impact des altérations anthropiques, les changements globaux concernant les variations thermiques et les invasions biologiques.

7- ORE Petits fleuves côtiers (Didier Azam) :

Cet ORE a pour but d'étudier l'évolution du **fonctionnement écologique des petits fleuves côtiers** sous contraintes anthropiques (pressions locales et changement global). Les objectifs sont d'analyser la réponse de certaines espèces de poissons amphihalins et de leur environnement au forçage thermique et flux de MES, d'élaborer des outils permettant de réaliser un diagnostic de l'évolution à long terme de populations d'espèces sentinelles et, indirectement, de la structure et du fonctionnement écologique de ces systèmes. L'ORE s'organise en 2 volets : collecte de données dans 3 réseaux hydrographiques

(L'Oir en Basse-Normandie, le Scorff en Bretagne et la Nivelle en Pays-Basque) et expérimentations ponctuelles devant déboucher sur la proposition de nouveaux descripteurs à inclure dans le volet « observation ».

Les attentes vis-à-vis de l'OR Lacs péri-alpins lacs alpins sont d'ordre technico-scientifiques. Elles concernent la gestion et la propriété des données, le partage des acquis et des connaissances en terme d'acquisition de données et l'approche par rapport aux demandes des gestionnaires.

II. Présentation et attente des différents syndicats gestionnaires

1- CIPEL (François Rapin) :

Présentation de la « Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman » et description des objectifs du suivi écologique du Léman.

Les attentes de la CIPEL vis-à-vis de l'OR Lacs péri-alpins sont : un apport de connaissances pour mieux comprendre les réactions du vivant face à la **réoligotrophisation et aux changements climatiques**, mais aussi dans l'avenir le devenir et l'impact sur le fonctionnement biologique du lac des **micropolluants** de diverse nature.

2- SILA (Thierry Billet) :

Présentation du « Syndicat mixte du lac d'Annecy » et énumération des différentes actions à long-terme (suivi physico-chimique et biologique ; suivi de la dermatite, implication dans la gestion piscicole du lac d'Annecy) et ponctuelles (Climasilac, qualité des affluents, micropolluants).

Les attentes du SILA concernent les **micropolluants** (connaissances sur leurs impacts écologiques, quantification des flux actuels et modélisation des apports futurs, historique des contaminations), l'exploitation des ressources piscicoles (impact des changements climatiques, niveaux de production futurs) et les aspects quantitatifs concernant les affluents et le lac (impact des changements climatiques et usages en eau potable, liens avec les ressources souterraines...). Il y a également une volonté de formaliser un **réseau des lacs alpins** au niveau des élus, sous forme par exemple d'une réunion annuelle pour parler de gestion. Enfin, T.B. demande une gouvernance dans le but de faire le **lien entre scientifiques et usagers**, un effort de médiatisation, d'explications ou de réponses scientifiques aux interrogations.

3- CISALB (Renaud Jalinoux) :

Présentation du « Comité intersyndical pour l'assainissement du lac du Bourget » qui présente un fort caractère opérationnel (programmes sur les roselières, poissons, ressource en eaux, ...) mais assure également un suivi de la qualité des eaux.

Les attentes/OR concernent 4 niveaux :

- réglementation **DCE** : quid des apports externes, stock et remobilisation des toxiques, reprise des éléments toxiques dans le réseau trophique, retombées atmosphériques ?
- relations environnement/biologie : relargage du phosphore, apports externes, réchauffement climatique, baisse du régime hydrique
- biologie : évolution du **peuplement piscicole**, évolution des roselières, **restauration d'espèces** endémiques, réoligotrophisation
- l'humain : lien entre gain écologique et bien être de la population

4- Communauté de communes du lac d'Aiguebelette (Daniel Roybin) :

Présentation du lac (qui est privé), de sa gestion (qui est publique) et du développement souhaité.

Les attentes vis à vis de l'OR Lacs péri-alpins sont :

- La volonté d'intégrer le réseau notamment pour développer des connaissances sur les **outils de suivi** et renforcer la capacité de suivi (limnologiques et poissons) ;
- Comprendre les effets des **changements climatiques** sur l'état et l'évolution du lac ;
- la dynamique du phosphore dans le lac, charge critique
- Définition du « **bon état** » ;

- Evolution de la végétation aquatique littorale ;
- Gestion piscicole (introduction d'espèces pour la pêche sportive) ;
- Communication sur l'état du milieu, responsabilisé les habitants par rapport au lac (projet « Maison du lac » faisant le lien entre connaissance scientifique et pédagogie) ;
- Analyse et recherche sur les liens entre lac et bassin versant (mitage peri-urbain).

5. Conservatoire du Patrimoine Naturel de Savoie

Pour **Xavier Gate** les attentes vis-à-vis de l'OR Lacs péri-alpins concernent :

- Les liens entre bassin versant et lac, thème qui n'est pas assez développé. Des descripteurs de bassin versant sont attendus (besoin d'anticipation);
- la **Directive Cadre sur l'eau** qui demande des résultats, en particulier sur la composante littorale et herbier et sur l'analyse de leur « bon état » ;
- Rôle de la **biodiversité** dans la qualité et l'évolution des milieux naturels ;
 - Base de données internationales sur la biogéographie des espèces et leurs valeurs (« coût de l'espèce ») ;
 - La mise en réseau avec le projet de l'observatoire « Zone humide Rhône Méditerranée Corse »,

III-Discussions :

D'après JMD, il ressort de ces exposés :

- une préoccupation particulière et relativement nouvelle pour des questions se rapportant à des approches « sciences humaines » ; une réflexion pour le développement d'un volet « socio-économie » ou « relation lacs-sociétés », serait à engager.
- l'importance des connaissances de base en limnologie et en biologie des organismes-clés pour comprendre les dynamiques macroscopiques (exemple dynamique et bilan du phosphore, réoligotrophisation) et la dispersion des polluants persistants dans le système (et conséquences de celle-ci pour la gestion des ressources naturelles associées au lac).
- des nouvelles questions ou des questions à renforcer : l'état du littoral, la biologie de la conservation de certaines populations, les dynamiques du bassin versant notamment dans le contexte de la péri-urbanisation.

Mais certaines de ces questions débordent du cadre de notre OR. Il est prévu de se focaliser sur une question scientifique (SJ, DG). L'OR n'est pas un projet type zone atelier. Il n'a pas en particulier les compétences en interne, pour faire le lien avec les sciences sociale et humaine (CA). L'observatoire pourrait cependant être un catalyseur (SJ) et servir de base pour faire émerger et aborder des recherches connexes, par exemple sur la perception des usagers, sur les mécanismes de développement des « crises », sur la structuration du territoire par la problématique eau, etc. Ce type de connaissances sont utiles pour aider à concevoir la « pédagogie du lac » souhaitée par certains élus (JMD).

IV-EXPOSES THEMATIQUES

Après la pause déjeuner, reprise de la réunion avec une série d'exposés :

- Exposé de **Nicole Gallina** sur « les changements climatiques : contraintes sur l'environnement alpin ».
- Exposé de **Bruno Tassin** sur l'« Evolution de certains contaminants urbains ; analyse au travers de carottes de sédiments du lac du Bourget, Bilan et perspectives ».
- Exposé d'**Alexis Groleau** sur les mesures en continu en point fixe dans les lacs (résultats à mi-parcours du projet PROLIPHYC pour la détection des blooms de cyanobactéries) : « Proliphyc, Système opérationnel pour la surveillance et l'alerte en temps réel des proliférations phytoplanctoniques - application aux cyanobactéries ».
- Exposé d'**André Miquet** sur « Le suivi des héliophytes et hydrophytes sur le lac du Bourget ».

V-DISCUSSION GENERALE-CONCLUSIONS

Les discussions mettent en évidence quelques évolutions souhaitables et ouvrent sur quelques décisions opérationnelles.

Au plan du contenu scientifique :

L'OR Lac est un dispositif voué à l'étude d'écosystèmes modèles, les lacs, et de systèmes modèles, l'ensemble lac-bassin versant, dans une perspective de contribuer à un fond de connaissances scientifiques utilisable pour la gestion (DCE...). Dans l'état actuel de l'OR lac, cette vocation serait renforcée si se développaient des recherches plus approfondies ou nouvelles sur les thèmes suivant : la charge interne de polluants et nutriments, les flux et la dispersion des polluants persistants (POP), les relations climat-lac et lac-dynamique des bassins versants, surtout dans un contexte d'urbanisation et péri-urbanisation ; la conservation de la biodiversité.

La discussion entre les participants montre que ces développements bénéficieraient largement d'ouvertures scientifiques permettant :

1. **d'allonger les durées d'observation** ; c'est l'apport particulier des données paléolimnologiques qui donnent accès à des chroniques décrivant une plus grande diversité de forçages, de dynamiques pressions réponses (FA). Les investigations paléo et actuelles fournissent des données complémentaires sur les fonctionnements et les états associés (question de l'état initial) ainsi que sur les mécanismes de l'anthropisation des écosystèmes lacustres.
2. **de mieux prendre en compte la diversité et complexité spatiale des écosystèmes grands lacs profonds** en intégrant des observations sur les zones littorales et benthiques. La prise en compte du Lac Aiguebelette s'inscrirait dans la même perspective.
3. **de mieux intégrer le volet piscicole** (biologie de la conservation, dynamique de populations).

L'étude de certains aspects des « relations grands lacs-sociétés » est une autre ouverture scientifique probablement pertinente, surtout dans un contexte d'urbanisation croissante et du Grenelle de l'Environnement. L'existence de l'OR lac comme manifestation d'une intense et ancienne activité scientifique traitant des écosystèmes lacs devrait favoriser l'émergence de telles approches (qui débordent le cadre de l'OR actuel).

Par ailleurs, la volonté de contribuer à la gestion suppose une certaine **capacité d'anticipation** qui repose certes sur l'analyse des dynamiques passées ou en cours, mais aussi sur des expertises qui amèneraient à faire évoluer les variables observées. Le cas des hyperfluorés (produits associés au développement de l'électronique grand public et d'ores et déjà détectés dans le poisson (et dont on ne connaît ni la dynamique ni les conséquences sur la santé humaine) est évoqué (FR, DG). Cet exemple souligne la nécessité de évoluer les variables observées ; l'apport de la modélisation pour identifier les priorités (SJ) est alors probablement décisif car on ne peut pas tout mesurer, les polluants du passé, persistant mais dont la caractérisation évolue (comme les POP) et ceux du futur. On pourrait peut être envisager (JMD) de travailler bien plus à l'amont sur les produits domestiques et industriels en cours (cycle de vie...).

En terme d'organisation du dispositif OR:

1 ; Faire de l'OR le point de départ d'une mise en réseau de recherches sur les lacs

L'OR donne accès aux **bases de données** (= variables limnologiques décrivant l'état des lacs) sous réserve d'une procédure simple (= demande écrite validée par la Direction du CARTELE, sous couvert de l'accord du gestionnaire).

L'OR Lacs péri-alpins peut aussi servir à **rationaliser l'offre de recherche** sur les grands Lacs (CA, BT)

- plateforme pour l'élaboration de projets de réponse commune à des appels d'offre ou pour des réponses concertées ;
- catalyseur facilitant le développement de nouvelles recherches interdisciplinaires.

La **mutualisation de suivis** (nouvelles variables à la demande de partenaire) et de capteurs est également envisageable. Dans le même ordre d'idée une réflexion sur la mise en place de mésocosmes spécifiques pourrait être envisagée (MEP, SJ, RT).

2 ; Faire de l'OR le point de départ de co-constructions avec les partenaires

C'est une **plus value importante** pour tous et qui permet de définir des questions de recherches finalisées et des applications. Cela sera systématiquement un point fort de la réunion annuelle prévue par l'OR.

Une diffusion pédagogique est à envisager (TB).

Un tableau de bord type pourrait être un autre projet commun.

Décisions opérationnelles

1. circulation de l'information en interne

- Etablir la **liste bibliographique** des partenaires : En effet il serait souhaitable de faire rapidement circuler les références bibliographiques (2007-2008) et ainsi de prendre connaissance des travaux concernant les lacs étudiés. ***Merçi donc de faire parvenir au plus vite la liste de vos publications, comprenant aussi la littérature grise.*** Cette liste biblio sera publiée sur le site internet (liste à faire parvenir à notre documentaliste Véronique Mottin (mottin@thonon.inra.fr);

- **Rencontre annuelle** faisant office d'animation scientifique (gestionnaires-élus, OR porteurs projets).
Objet : faire apparaître des problématiques de recherche à construire en commun et des pistes de projets finalisés. ***Prochaine réunion en novembre 2009 , Annecy selon suggestion (TB), invitation probable de collègues s'intéressant à d'autres grands Lacs européens.*** (En 2010, la réunion pourrait profiter des Journées Internationales de Limnologie, Thonon, octobre 2010, contact SJ)

- Développer un site web avec la bibliographie et de l'information. Ceci serait à rajouter à la page « observatoire » du site de l'UMR CARRTEL ou développer un site propre ;

2. diffusion-pédagogie, un travail commun ?

Edition d'un ouvrage grand public portant sur les lacs péri-alpins. : l'ouvrage « Rhône en 100 questions » qui pourrait être un modèle à suivre pour les lacs péri-alpins, (SJ) : *à voir avec ZABR (pourrait contenir un premier point Lacs Rhône !)* Une initiative dans ce sens sera prise dès le premier trimestre par les animateurs de l'OR. Soyez donc prêts à répondre à notre proposition à venir !

La contribution à la « maison du lac » se situe dans ce contexte (*demande à affiner, confirmer*)

3. informations, formations techniques :

Mise en place d'un ou de plusieurs groupes de travail traitant de questions techniques (capteurs, suivi, données etc...). Une première journée technique dès 2009 en collaboration avec l'ORE Petit Fleuves et avec appui de EFPA (capteurs suivis environnementaux) pouvant aboutir à un guide méthodologique.

4. de nouvelles variables ? de nouveaux dispositifs ?

L OR lac est susceptible d'intégrer -dans la mesure du possible- des variables nouvelles identifiées à partir des études ponctuelles et des discussions avec les gestionnaires ; ces besoins seront à discuter dans le cadre des échanges annuels ; les demandes spécifiques des membres de l'OR sont recevables.

La demande de suivi d'Aiguebelette est à affiner et confirmer (DR).

Rappel final : évaluation de l'OR Lacs péri-alpins à l'échéance de 4-5 ans après la labélisation (activité et productivité issus de cette activité)

Clôture de la séance à 17h avec en guise de remerciements la distribution à tous les participants d'un ouvrage édité par S. Jacquet, I. Domaizon, J. Poulenard & F Arnaud intitulé « Autour du lac du Bourget, Actes du colloque pluridisciplinaire, 15-17 mai 2006 ».

JANV 2009 O ANNEVILLE, JM DORIOZ, S JACQUET

DOSSIERS DIVERS

Annexe IV

Le projet « Influence des efflorescences de cyanobactéries toxiques sur la distribution spatiale et le régime alimentaire de populations de poissons »

Porteur du projet financé par l'INRA : Orlane Anneville

Dans le projet présenté, il s'agira d'évaluer l'impact des efflorescences de cyanobactéries toxiques (*Planktothrix rubescens*) sur la population de perches (*Perca fluviatilis*) au Lac du Bourget. Ce grand lac naturel a de multiples usages tels que la production d'eau potable, le tourisme et les ressources piscicoles. Il a connu une période d'eutrophisation au cours de laquelle les concentrations en phosphore ont atteint $120 \mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$, ce qui a motivé un programme de restauration impliquant le traitement des eaux usées et la dérivation des eaux polluées. Ces mesures de protection ont permis un retour à des concentrations en phosphore de l'ordre de $30\mu\text{gP}\cdot\text{L}^{-1}$, et caractéristiques des états mésotrophes (OCDE, 1982). Toutefois, l'amélioration de la qualité en terme de charge en phosphore, s'est accompagnée de la recrudescence de la cyanobactérie *P. rubescens* (Jacquet *et al.*, 2005), potentiellement toxique pour les mammifères (Puschner et Humbert, 2007) et les poissons (Ernst *et al.*, 2006). Ce schéma de ré-oligotrophisation n'est pas propre au Lac du Bourget et s'observe dans plusieurs lacs péri-alpins (Sas, 1989; Anneville *et al.*, 2004). En effet, dans ces lacs, le retour à des concentrations en phosphore indicatrices de milieux mésotrophes semble favoriser le développement de *P. rubescens* (Anneville *et al.*, 2004, Jacquet *et al.*, 2005). Par ailleurs, l'augmentation des températures liée au changement climatique semble également favorable au développement des cyanobactéries (Pearl et Huisman, 2008). Ainsi dans un contexte de réchauffement global, les cyanobactéries deviennent un problème majeur en terme de gestion de la qualité des eaux et des écosystèmes.

Un des premiers points fondamentaux pour la connaissance et les prédictions de l'impact des efflorescences de cyanobactéries toxiques sur l'état de santé écologique et économique des écosystèmes aquatiques, serait d'estimer les conséquences de telles proliférations algales sur les communautés piscicoles exploitées.

Suite à l'arrêté préfectoral de Savoie du 11 juillet 2008 qui interdit la pêche du corégone dans le Lac du Bourget, la perche est devenue la principale espèce exploitée. Outre le rôle écologique que joue cette espèce dans le réseau trophique, sa forte valeur économique justifie aujourd'hui une étude ciblée qui permettra d'accroître les connaissances sur la dynamique des populations de cette espèce en vue d'optimiser sa gestion.

Les proliférations de cyanobactéries toxiques sont potentiellement dangereuses pour la santé animale et peuvent également engendrer des dysfonctionnements environnementaux (Hudnell, 2007). Les mécanismes par lesquelles les cyanobactéries perturbent le fonctionnement de l'écosystème sont divers. Ils sont directement liés à leur toxicité, à leur production de substances allélopathiques. Ils peuvent aussi provenir de la production de fortes biomasses qui induisent une diminution de l'oxygène dans le milieu ou une augmentation de la compétition pour la lumière avec les autres micro-organismes phototrophes. Ils peuvent également découler d'interférences physiques pour les organismes filtreurs ou les prédateurs visuels; interférences générées en raison de la morphologie et de l'abondance de ces organismes. Les efflorescences de cyanobactéries diminuent ainsi le taux de prédation de certains poissons zooplanctonophages en réduisant la visibilité et/ou en obstruant les branchies. (Engström-Öst

et al., 2006). En raison d'une baisse de l'alimentation ou d'une réaction aux toxines, le taux de croissance des larves de poisson est alors réduit (Malbrouck et Kestemont, 2006; Karjalainen et al., 2007). L'influence directe des toxines de cyanobactéries a souvent été considérée et mise en relation avec les fortes mortalités de poissons observées pendant les efflorescences. Des dommages au foie ont été observés à des concentrations supérieures à 10 µg/g AFDW (poids sec sans cendre) chez les perches (*P. fluviatilis*) lors de proliférations de *Microcystis aeruginosa* et *Planktothrix agardhii* (Ibelings et al., 2005), et chez les corégones (*Coregonus lavaretus*) en présence d'un pic métalimnétique de *Planktothrix spp* (Ernst et al., 2001). A l'inverse, les efflorescences de cyanobactéries peuvent aussi servir de refuge au zooplancton ou petits poissons (Engström-Öst et al., 2006; Karjalainen et al., 2007). Certaines espèces se nourrissent efficacement d'espèces potentiellement toxiques et sont capables de détoxification. D'autres vont voir les toxines s'accumuler dans le foie ou le muscle sans pour autant affecter leur taux de croissance ou mortalité (Zhao et al., 2006).

Les cyanobactéries toxiques ont donc un rôle complexe dans le fonctionnement de l'écosystème. Elles influencent la composition des communautés planctoniques et piscicoles en agissant directement via leur toxicité et indirectement en modifiant le comportement des organismes (Baganz et al., 1998) et les relations trophiques. Beaucoup d'études traitant de l'influence des proliférations de cyanobactéries toxiques ont été menées sous conditions expérimentales. Ces résultats sont difficiles à transposer en milieu naturel, ce qui justifie que désormais soient entreprises des approches de terrain. Le programme de recherche proposé se place donc dans le cadre d'une réflexion générale sur l'impact des cyanobactéries sur le recrutement d'espèces piscicoles exploitées. Il s'agit de vérifier l'impact des efflorescences de cyanobactéries sur la population de perches au Lac du Bourget.

Dans ce lac, on observe depuis la fin des années 90, des efflorescences de la cyanobactérie filamenteuse hépatotoxique, *P. rubescens* à partir de la fin du printemps et jusqu'en hiver (Jacquet et al., 2005). A certaines époques de l'année (juillet à décembre), les concentrations en microcystines peuvent atteindre des valeurs élevées, souvent supérieures à la concentration seuil de microcystine LR définie par l'OMS (1µg/l) pour consommer l'eau (Druart et Humbert, 2006). Si la localisation de la cyanobactérie au niveau du métalimnion pendant la période estivale limite le danger vis à vis des activités récréatives ou de la production en eau potable, on peut toutefois s'interroger sur l'impact de ces efflorescences pour les organismes qui ont l'habitude de se localiser dans ce même métalimnion, ce qui est le cas de certaines espèces piscicoles (Guillard et al., 2006b) et le zooplancton.

La perche est un poisson qui pendant sa période de croissance passe une partie de sa vie dans la strate qui correspond à la zone affectée par *P. rubescens*, les individus sont donc susceptibles d'être affectés par les efflorescences de cyanobactérie. Il s'agit également de l'espèce cible pour la pêche amateur et professionnelle. Ce poisson sera donc notre modèle clé pour l'étude.

Les proliférations de cyanobactéries toxiques sont potentiellement dangereuses pour la santé animale et peuvent également engendrer des dysfonctionnements environnementaux (Hudnell, 2007). Les mécanismes par lesquelles les cyanobactéries perturbent le fonctionnement de l'écosystème sont divers. Ils sont directement liés à leur toxicité, à leur production de substances allélopathiques. Ils peuvent aussi provenir de la production de fortes biomasses qui induisent une diminution de l'oxygène dans le milieu ou une augmente la compétition pour la lumière avec les autres micro-organismes phototrophes. Ils peuvent également découler d'interférences physiques pour les organismes filtreurs ou les prédateurs visuels; interférences générées en raison de la morphologie et de l'abondance de ces organismes. Les efflorescences de cyanobactéries diminuent ainsi le taux de prédation de certains poissons zooplanctonophages en réduisant la visibilité et/ou en obstruant les branchies. (Engström-Öst et al., 2006). En raison d'une baisse de l'alimentation ou d'une réaction aux toxines, le taux de croissance des larves de poisson est alors réduit (Malbrouck et Kestemont, 2006; Karjalainen et al., 2007). L'influence directe des toxines de cyanobactéries a souvent été considérée et mise en relation avec les fortes mortalités de poissons observées pendant les efflorescences. Des dommages au foie ont été observés à des concentrations supérieures à 10 µg/g AFDW (poids sec sans cendre) chez les perches (*P. fluviatilis*) lors de proliférations de *Microcystis aeruginosa* et *Planktothrix agardhii* (Ibelings et al., 2005), et chez les corégones (*Coregonus lavaretus*) en présence d'un pic métalimnétique

de *Planktothrix spp* (Ernst *et al.*, 2001). A l'inverse, les efflorescences de cyanobactéries peuvent aussi servir de refuge au zooplancton ou petits poissons (Engström-Öst *et al.*, 2006; Karjalainen *et al.*, 2007). Certaines espèces se nourrissent efficacement d'espèces potentiellement toxiques et sont capables de détoxification. D'autres vont voir les toxines s'accumuler dans le foie ou le muscle sans pour autant affecter leur taux de croissance ou mortalité (Zhao *et al.*, 2006).

Les cyanobactéries toxiques ont donc un rôle complexe dans le fonctionnement de l'écosystème. Elles influencent la composition des communautés planctoniques et piscicoles en agissant directement via leur toxicité et indirectement en modifiant le comportement des organismes (Baganz *et al.*, 1998) et les relations trophiques. Beaucoup d'études traitant de l'influence des proliférations de cyanobactéries toxiques ont été menées sous conditions expérimentales. Ces résultats sont difficiles à transposer en milieu naturel, ce qui justifie que désormais soient entreprises des approches de terrain. Le programme de recherche proposé se place donc dans le cadre d'une réflexion générale sur l'impact des cyanobactéries sur le recrutement d'espèces piscicoles exploitées. Il s'agit de vérifier l'impact des efflorescences de cyanobactéries sur la population de perches au Lac du Bourget.

Dans ce lac, on observe depuis la fin des années 90, des efflorescences de la cyanobactérie filamenteuse hépatotoxique, *P. rubescens* à partir de la fin du printemps et jusqu'en hiver (Jacquet *et al.*, 2005). A certaines époques de l'année (juillet à décembre), les concentrations en microcystines peuvent atteindre des valeurs élevées, souvent supérieures à la concentration seuil de microcystine LR définie par l'OMS (1µg/l) pour consommer l'eau (Druart et Humbert, 2006). Si la localisation de la cyanobactérie au niveau du métalimnion pendant la période estivale limite le danger vis à vis des activités récréatives ou de la production en eau potable, on peut toutefois s'interroger sur l'impact de ces efflorescences pour les organismes qui ont l'habitude de se localiser dans ce même métalimnion, ce qui est le cas de certaines espèces piscicoles (Guillard *et al.*, 2006b) et le zooplancton.

La perche est un poisson qui pendant sa période de croissance passe une partie de sa vie dans la strate qui correspond à la zone affectée par *P. rubescens*, les individus sont donc susceptibles d'être affectés par les efflorescences de cyanobactérie. Il s'agit également de l'espèce cible pour la pêche amateur et professionnelle. Ce poisson sera donc notre modèle clé pour l'étude.

Les cyanobactéries toxiques ont un effet direct, via les toxines, sur la survie des poissons et indirect en affectant leur taux de prédation et/ou la qualité nutritive du zooplancton. Cette étude s'intéresse essentiellement aux effets indirects. Ces derniers ont probablement un fort impact en terme de croissance mais sont généralement peu documentés en milieu naturel où les études menées mettent généralement l'accent sur les effets directs à savoir des dosages de toxines ou les lésions de tissus (Chen *et al.*, 2006; Qiu *et al.*, 2007; Ibelings et Havens, 2007; Wilson *et al.*, 2008). L'objectif de ce projet sera donc de déterminer si les proliférations de *P. rubescens* influencent le comportement (distribution spatiale), l'état sanitaire et la croissance des juvéniles de perche de l'année dans le Lac du Bourget.

Le projet proposé sera conduit selon 2 volets complémentaires qui chercheront à tester différentes hypothèses sur l'influence des proliférations de *P. rubescens* sur la survie et la croissance des juvéniles de perche de l'année dans le Lac du Bourget. Tout d'abord, il s'agira d'évaluer l'influence de la présence de la cyanobactérie sur la migration et la distribution spatiale (verticale et horizontale) des jeunes poissons de l'année.

Cette étape permettra de constater si les jeunes poissons se localisent dans le pic de cyanobactéries (pic d'une épaisseur de 1 à 2m) ou si au contraire ils l'évitent. Les informations issues de cette étape apporteront des éléments essentiels pour identifier la nature des relations entre les cyanobactéries et les jeunes poissons. Nous estimerons aussi l'impact indirect qui découle d'un stress nutritionnel pouvant être lié à la réduction de la prédation et/ou à la qualité nutritive des proies.

1^{er} volet: Impact sur le comportement du poisson et sa distribution spatiale

L'étude sur la répartition spatiale du poisson permettra de mesurer le degré de contact entre les cyanobactéries et les perches. L'objectif est de savoir si le poisson est en contact direct avec les cyanobactéries ou s'il a tendance à éviter le pic, au quel cas, les risques d'ingestion et d'intoxication

seraient limités. En effet, la perche est un organisme mobile qui effectue des migrations journalières (Guillard *et al.*, 2006a). Pendant la journée, les poissons se situent habituellement au niveau de la thermocline (Guillard *et al.*, 2006a) dans la zone où se concentre aussi *P. rubescens* (Druart et Humbert, 2006). La co-localisation de ces deux organismes dans le même espace pourrait donc favoriser l'absorption des toxines par ingurgitation d'eau et des cellules et ainsi augmenter le risque potentiel en terme de dommages cellulaires.

La gêne visuelle que peut occasionner les efflorescences laissent supposer que les poissons peuvent éviter ces zones, ou au contraire les utiliser comme zone refuge (Engström-Öst *et al.*, 2006; Karjalainen *et al.*, 2007) générant ainsi un changement dans leur comportement de migration. Ces comportements de migrations étant fortement liés à une activité trophique, des modifications sont donc susceptibles de perturber la concordance spatiale qui existe entre la position du zooplancton et celle du poisson et, de ce fait, générer un changement dans le comportement alimentaire ou un stress alimentaire lié à la réduction du taux de prédation (point développé dans le deuxième axe).

Répondre à la question de l'impact des blooms sur la distribution spatiale des poissons nécessite un protocole d'échantillonnage adapté. L'utilisation d'une sonde spectrofluorimétrique BBE (Leboulanger *et al.*, 2002) permettra d'estimer la distribution spatiale des cyanobactéries. L'hydroacoustique nous permettra de décrire de façon fine, tant sur l'échelle verticale qu'horizontale, la répartition des poissons par rapport aux couches de cyanobactéries. En effet le positionnement de chaque banc de poissons, les perches juvéniles étant en bancs pendant la journée (Guillard *et al.*, 2006a), sera mesuré précisément à l'échelle du lac, en relation avec une description fine du positionnement des couches de cyanobactéries par la sonde. Cette approche *in situ* réalisée pendant les périodes de bloom permettra de bien cerner si il y a des interactions directes ou non des poissons avec ces algues. Cette approche hydroacoustique sera aussi couplée au crépuscule, périodes d'alimentation (Masson *et al.*, 2001), avec des captures par chalutage (cf volet 2).

2^{ème} volet : Un effet indirect via la ressource alimentaire

L'objectif de cette partie sera d'estimer dans quelle mesure les efflorescences de *P. rubescens* peuvent modifier la qualité et la quantité de ressource alimentaire des jeunes poissons, et ainsi constituer un stress nutritionnel. Cette étape comprendra l'analyse des contenus stomacaux pour identifier le type de proie et leur abondance. Les résultats ainsi obtenus donneront une indication directe sur le taux et l'efficacité de prédation des jeunes poissons avant, pendant et après la période d'efflorescences algales. Mais, l'analyse des contenus stomacaux ne donnant qu'une vision ponctuelle sur l'alimentation des poissons, on s'intéressera également aux traceurs trophiques tels que les signatures isotopiques carbone et azote ainsi qu'aux compositions lipidiques. L'analyse des lipides est envisagée dans ce volet sous deux aspects : (1) les lipides sont source d'énergie, et peuvent être utilisés, en combinaison avec le coefficient de condition (rapport taille vs poids), comme indicateurs d'état nutritionnel et permettre d'identifier des stress liés à un manque ou une insuffisance de nourriture ; (2) les acides gras constituent des traceurs trophiques permettant d'identifier les producteurs primaires à la base de la chaîne trophique menant aux jeunes poissons (Perga *et al.*, sous presse). Cette approche constitue donc une méthode originale et encore peu exploitée dans un tel contexte en lacs péri-alpins. L'état de stress nutritionnel des poissons sera estimé par des mesures de lipides totaux avant, pendant et après les efflorescences de *P. rubescens*. Enfin, l'analyse de l'évolution des structures en taille des juvéniles servira d'approche complémentaire pour détecter la présence d'arrêts de croissance chez les jeunes poissons en période d'efflorescences algales.

Le projet proposé devrait se réaliser comme suit :

1) *Fin printemps- Été 2009* : Les campagnes acoustiques et l'échantillonnage se feront de juin à fin septembre à un pas de temps bi-mensuel. Les campagnes acoustiques seront couplées à des mesures à la sonde BBE permettant de localiser et quantifier *P. rubescens*. Des prélèvements de phytoplancton (à la bouteille) et du zooplancton (au filet) seront destinés aux mesures isotopiques, au dosage des acides gras et à l'estimation de l'abondance de la communauté phytoplanctonique (microscope inversé) et zooplanctonique (microscope). Les prélèvements de poissons (filet bongo puis chalut) devront fournir

suffisamment d'individus (un minimum de 150 à 200) pour réaliser des distributions en taille afin de mettre en évidence l'évolution des structures en taille en ajustant des modèles de croissance. Les poissons feront l'objet d'analyse des contenus stomacaux et des signatures isotopiques afin de déterminer leur régime alimentaire et l'abondance des proies ingérées. Enfin, les acides gras seront dosés sur des poissons entiers. Les échantillons d'acides gras seront stockés pour être analysés en 2010.

2) *Printemps 2010* : L'analyse des acides gras (des échantillons prélevés en été 2009) et l'ajustement du modèle pour étudier l'évolution des structures en taille des juvéniles de perche sont prévus pour 2010.

DOSSIERS DIVERS

Annexe V

Le projet « Bilan du pacage lacustre (ou repeuplement de juvéniles en lac) de l'omble chevalier et du corégone au lac du Bourget »

Porteur du projet financé par le CISALB : Alexis Champigneule

Le présent travail s'insère dans le cadre plus vaste d'une opération du Contrat de Bassin Versant du lac du Bourget, Volet « pêche et milieux aquatiques » intitulée : « Mise en place d'une gestion durable de la ressource piscicole sur le lac du Bourget (B1d-5) ».

L'étude porte sur les populations et pêcheries de corégone (*Coregonus lavaretus*) et d'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*). La thématique plus particulière du travail est l'évaluation du mode de gestion par pacage lacustre (repeuplement de juvéniles en lac). Les approches seront menées grâce à des campagnes de marquage et à des analyses comparées de statistiques de repeuplement et de capture.

Les données seront replacées dans le contexte général de réoligotrophisation du lac. Par ailleurs la situation nouvelle consécutive à la problématique PCB soulevée courant 2008 sera prise en compte, même de façon préliminaire, dans l'analyse prospective sur le devenir pacage.

Un bilan des savoirs faire concernant le pacage lacustre au lac du Bourget et son évolution est un des attendus de l'étude.

LE LABORATOIRE dispose des savoirs faire (ex. : marquage de masse des juvéniles de poissons par fluoromarquage des otolithes, scalimétrie) et des équipements (microscopie à épifluorescence) pour mener à bien les aspects ichthyologiques de ce projet.

Le présent contrat a pour objet d'établir une collaboration entre LE CISALB et LE LABORATOIRE et de définir les droits et obligations des parties pendant la collaboration, puis sur les résultats obtenus.

Le travail visera à évaluer et à faire le bilan dans les pêcheries de la contribution actuelle et passée du pacage lacustre. Lors d'années-tests récentes, l'analyse est rendue possible par la mise en œuvre par l'INRA du marquage massal (fluoromarquage des otolithes à l'alizarine red S) de l'ensemble des alevins relâchés. La contribution du pacage sera également évaluée au stade de reproducteurs.

L'âge (et donc la cohorte de naissance) des individus examinés sera systématiquement déterminé par scalimétrie.

Grâce aux campagnes de marquage pour lesquelles tous les alevins déversés ont été marqués, il sera possible d'adopter les équivalences suivantes: 1) poisson marqué = poisson issu du repeuplement et poisson non marqué = poisson issu du recrutement naturel. Tirant partie de ce dernier aspect, les caractéristiques (croissance, structure d'âge, distribution spatio-temporelle) des individus issus du recrutement naturel et celles des individus issus du pacage lacustre seront évaluées et comparées.

Complémentairement aux évaluations par des campagnes de marquage/ recapture, une analyse de l'évolution comparée des relâchers et des captures sera également réalisée.

Les données récentes (collaboration CISALB-INRA) sur le pacage ainsi que sur la croissance et les structures de taille et d'âge seront comparées aux suivis plus anciens réalisés depuis 1987 par l'INRA (contexte APERA). En particulier, les campagnes de marquage récentes (suivi achevé en 2008) seront analysées et comparées aux données des campagnes de marquage de la fin des années 80 et du début des années 90 qui seront revisitées. L'approche permettra de caractériser les évolutions temporelles dans le contexte de réoligotrophisation du lac du Bourget.

Les données de composition en âge des captures par pêche de même que les déclarations de capture seront mises à profit pour évaluer l'ordre de grandeur des taux de recapture (en nombre ou KGs /1000 juvéniles)

Les recherches seront menées sur l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*) et le corégone (*Coregonus lavaretus*) dans le lac du Bourget ainsi qu'à la pisciculture de Rives impliquée dans la production des juvéniles repeuplés.

Un rapport pacage omble et un rapport pacage corégone seront réalisés en fin 2008 en concertation avec le chargé d'étude du CISALB. Les données recueillies seront replacées dans le contexte national et international de la thématique « repeuplement piscicole en lac » en incluant une étude bibliographique sur la thématique.

Ces documents, en fonction des résultats acquis au lac du Bourget et sur d'autres lacs, suggéreront des évolutions à mettre en place concernant l'outil pacage dans la gestion piscicole du lac du Bourget.

Une réponse sera proposée aux questions des gestionnaires du type: faut-il continuer le pacage lacustre et si oui pour quelle espèce et avec qu'elles modalités (stades, nombre, technique de relâcher) ? Peut-on l'améliorer? Peut-on envisager une baisse ou un arrêt du pacage, à quelle échéance et pour quelle espèce?

Les 2 rapports pacage apporteront une contribution à la rédaction par le CISALB de la synthèse finale de l'opération B1d5 qui reprendra les conclusions de 3 études réalisées: évaluation de l'efficacité du pacage lacustre (présente étude), cartographie et fonctionnalité des frayères à salmonidés et reproduction de la perche. Cette synthèse conduira à des propositions de plan de gestion permettant de tendre vers une gestion durable de la ressource piscicole du lac du Bourget.

DOSSIERS DIVERS

Annexe VI

Le projet « Le bilan de phosphore du bassin versant du lac du Bourget : modélisation, interprétation en terme d'impact potentiel et conséquences opérationnelles pour la maîtrise et la gestion intégrée du système lacustre »

Porteur du projet financé par l'ANRT (contrat CIFRE) : Jean-Marcel Dorioz

Le travail projeté traite de la charge externe en phosphore (P) des grands lacs. Il a pour objectif d'évaluer et caractériser les divers composants de cette charge en terme de flux et d'impact potentiel, de mettre en évidence et d'interpréter ses origines préférentielles dans les bassins versants, de comprendre et de tracer ses perspectives d'évolution en relation avec la variabilité du climat (réchauffement climatique attendu et évènements extrêmes) et avec les évolutions prévisibles du mode d'occupation des sols (urbanisation, péri-urbanisation, pratiques agricoles). La réalisation de ce travail s'appuie sur des suivis et sur le développement et l'utilisation d'un modèle adapté à ce type de problématique, conçu pour soutenir la réflexion des gestionnaires et tester des stratégies de protection ou de restauration.

OBJET d'ÉTUDE (cas concret d'application)

L'objet d'étude est le bassin du **lac du Bourget**, lac eutrophisé dans les années 80 et actuellement en cours de restauration, mais qui souffre, malgré d'importants investissements, d'apports encore excessifs de phosphore provenant de son bassin versant.

Une modélisation des flux d'eau, de matières en suspension et des différentes formes de phosphore sera mise au point, calée et validée sur quelques sous-bassins « expérimentaux » c'est-à-dire instrumentalisés et reconnus comme représentatifs de la problématique traitée. Les **mesures des flux réalisés par le CISALB** (mesures en routine déjà disponibles et compléments prévus spécifiquement en soutien du travail de thèse et évoqués ci après) seront indispensables pour le bon déroulement de ce travail.

Concrètement, un premier bassin versant expérimental sera choisi pour aborder spécifiquement les **transferts diffus en milieu rural**, point crucial et enjeu majeur de la modélisation. Pour tenir compte des changements globaux et de la géographie du bassin du lac du Bourget, un autre bassin expérimental, plus diversifié en terme de sources potentielles de phosphore pourrait aussi faire l'objet d'investigations approfondies. La perspective est de développer un modèle plus complet, avec la possibilité de retenir un **bassin rural en cours de mitage péri-urbain**.

Une reconnaissance de la diversité géographique globale du bassin du Bourget est un préalable au choix précis de ces sites (à réaliser rapidement et en concertation dès le début de thèse). L'extrapolation du (des) modèle(s) à l'ensemble du bassin versant du Bourget sera testée, une fois celui-ci calé et validé sur les sous-bassins expérimentaux.

L'ensemble des opérations prévues vise un **objectif opérationnel** particulier : fournir des références pour l'aide à la décision en matière de gestion environnementale des flux de P dans un grand bassin versant : où et comment agir pour réduire la charge en P ? Quelle est la part des sources diffuses ? Quel est l'impact potentiel ? Etc. Cette réflexion sera menée dans le contexte du bassin du lac du

Bourget avec l'ambition de définir et conforter les grandes priorités stratégiques et géographiques de l'organisme gestionnaire.

DEMARCHE

La démarche globale envisagée consiste à **interpréter le bilan en phosphore d'affluents** pour établir les relations « état du bassin versant (entrées diffuses et ponctuelles, stocks, occupation des sols)-hydrologie - régime d'exportation du P ».

La traduction des bilans en terme d'impact potentiel vis-à-vis de l'eutrophisation du lac du Bourget nécessitera de prendre en compte à la fois, la quantité et la qualité du P exportée (sa biodisponibilité et sa réactivité environnementale) et le rapport N/P (pour son impact potentiel sur le développement des cyanobactéries et sa valeur indicatrice sur l'état du bassin versant). En relation avec la finalité opérationnelle du projet, les investigations seront menées à une échelle compatible avec la gestion, c'est-à-dire pour aboutir à des synthèses applicables et prenant en compte dans la mesure du possible les dynamiques lacustres.

Une telle approche suppose en premier lieu d'identifier les fonctionnements des principales sources diffuses et ponctuelles de pollution phosphorée. Il s'agit d'analyser la diversité des situations de pertes en P pouvant exister dans un grand bassin versant rural et urbain tel que le bassin du lac du Bourget (quelques dizaines de milliers d'Ha). La connaissance exhaustive de ce système complexe de transfert du phosphore est impossible, voire inutile. Par contre un modèle validé par une reconnaissance préalable des facteurs clés et des données acquises dans des sous-bassins expérimentaux sélectionnés comme représentatifs des sources et des divers mécanismes de perte, permet de rendre compte des réponses et du bilan du système global.

Un effort particulier est à prévoir en ce qui concerne le **diffus agricole**, encore mal cadré aussi bien en terme de flux (variabilités interannuelles...), de déterminismes (poids des événements exceptionnels, des pratiques...) que de processus (érosion linéaire sous pente forte, érosion en nappe, érosions liées à ces concentration naturelles ou anthropiques du ruissellement, flux de P dissous non érosifs,...). Au niveau des zones urbaines, les fonctionnements régissant l'acquisition, le transfert et les exportations du P d'origine ponctuelle en relation avec les divers systèmes d'assainissements, sont assez bien connus. La connaissance est moins complète en ce qui concerne les sources diffuses associées au ruissellement urbain.

Les simplifications indispensables à la modélisation seront conçues pour respecter l'objectif initial de caractériser les apports des bassins versants en fonction de la sensibilité du milieu récepteur. Il s'agira de définir :

- des bilans d'exportation dont la précision est suffisante par rapport à la dynamique lacustre saisonnière et au temps de résidence des eaux dans le lac du Bourget,
- une spéciation du phosphore adoptée; elle sera très simplifiée (P-total ; PO4 libre) mais comprendra une évaluation globale de la biodisponibilité des principales origines et régimes d'exportations du P-particulaire.

La modélisation s'appuiera, en partie sur des modèles existants et disponibles dans le domaine public (exemple : modèle de bilan de masse type WEND ; modèle de transfert type SWAT et bien d'autres). On cherchera à combiner entre eux les modules les mieux adaptés aux types de sites étudiés et aux objectifs, en développant si besoin les codes informatiques permettant ce type d'assemblage. Le modèle sera développé et complété pour répondre aux besoins spécifiques du projet.

Tout ceci nécessitera un long travail préalable d'inventaire et d'analyse des modèles existants. L'évaluation de l'adéquation d'un modèle au site d'étude impose aussi des investigations de terrain sur les processus impliqués dans la mobilisation et les transferts du P, dont on connaît par ailleurs la variabilité selon le milieu physique et l'occupation des sols. Enfin, pour simuler le rapport N/P, il sera utile d'inclure et d'utiliser un module permettant de **caractériser de façon simplifiée la dynamique de l'azote**. A nouveau il est prévu de rechercher un modèle dans le domaine public.

OPERATIONS PREVUES

Trois phases de travail

- 1) **Cadrage** (phase 1). La première année du projet sera pour partie (6 à 9 mois) dédiée à : (i) une étude bibliographique relative à l'analyse comparée des modèles disponibles (ii) à l'étude de la diversité des conditions de transfert dans le grand bassin du lac du Bourget et (iii) à l'identification et la caractérisation de sous-bassins versants expérimentaux pour mettre au point et tester les modèles (variabilités et représentativités). Les choix qui résulteront de cette phase, porteront sur : le type de modèle à construire, les modules préexistants à combiner, les compléments à apporter, le détail du ou des pas de temps, le niveau de spatialisation et les mesures de terrain complémentaires à mettre en place en précisant leur fréquence d'échantillonnage et les seuils d'analyse requis, notamment en ce qui concerne la caractérisation du P-particulaire (sur ce dernier point le candidat bénéficiera d'une synthèse bibliographique réalisée en 2008 au CARRTEL).

- 2) **Investigations et modélisation**. La construction du modèle constitue la phase 2 du projet (durée : de 1 à 1.5 ans). L'hypothèse actuelle est de considérer, un module de base rendant compte des transferts diffus sur des bassins typiquement agricoles et des extensions intégrant les phénomènes de transferts spécifiques aux espaces urbains et péri-urbains. L'analyse spécifique des mécanismes du module de base de transfert diffus de phosphore agricole sera réalisée dans un sous-bassin de taille modeste à définir lors de la première année. L'aptitude de ce module à rendre compte des exportations et des bilans dans des bassins complexes sera testée à partir des données obtenues par le CISALB dans les grands bassins faisant actuellement l'objet de suivis continus. Nous envisageons d'affiner le travail en testant le modèle sur des sous-bassins en cours de mitages périurbains, ceci dans la perspective de fournir des références sur une évolution du mode d'occupation de sols typique du Bourget et des bassins de grands lacs.

- 3) **Simulations**. Les relations entre état du bassin et flux de P exportés, étant comprises dans des conditions pertinentes vis-à-vis des effets sur l'eutrophisation du lac, et reliés à une modélisation, il deviendra possible de simuler l'impact sur la charge externe du lac, des évolutions attendues ou potentielles de l'environnement bio-physique (climat, paysage) et de l'occupation humaine (système d'assainissement, usages des sols...). Ce dernier axe de travail (phase 3, environ 6 mois) suppose une construction, avec les gestionnaires de l'espace bassin versant et du lac, de scénarios destinés à alimenter une analyse prospective. Ce volet pourrait, dans la mesure du temps disponible, se baser sur une démarche formalisée en s'inspirant des méthodes prospectives mises au point par l'INRA. La connaissance des facteurs de maîtrise et des facteurs de contrôle des bilans, pourrait aussi permettre de construire un « tableau de bord » (=systèmes d'indicateurs) de l'évolution des états et des risques. Une expérience récente sur ce sujet est disponible.

Autres opérations associées au travail de thèse

- 1) **Prise en compte des facteurs de maîtrise**. Les activités humaines exerçant une pression directe ou indirecte sur la dynamique du P (sur les stocks, les flux et les états du P) et donc sur les bilans et impacts potentiels des divers bassins, constituent les facteurs de maîtrise de la charge externe. Ces facteurs prépondérants seront mis en évidence, analysés et interprétés en relation avec les informations caractérisant le cadre bio-physique et socio-économique (données en partie acquises par le CISALB, mais quelques enquêtes légères auprès d'experts, sont à prévoir).

- 2) **Campagnes de mesures spécifiques du CISALB**. Des campagnes de mesures complémentaires aux suivis réguliers déjà en place et s'étendant sur les trois années de la thèse, sont envisagées par le CISALB pour renforcer la **caractérisation des flux externes en temps de pluie**. Les résultats qui seraient ainsi mis à disposition de la thèse viendraient donc 1) compléter les connaissances sur le bilan général des apports au lac 2) fournir des sites d'applications et de calages du modèle mis au point sur les sous-bassins types. Ce complément représente un soutien décisif pour la thèse.

Concrètement il s'agirait de réaliser, (1) des prélèvements automatique d'eau en des points de mesures caractéristiques (notamment aux exutoires des bassins de la Deysse, du Sierroz, de la Leysse, de l'Hyères et aux déversoirs de Chambéry métropole, etc.), pour analyses d'échantillons moyens ;

(2) des enregistrements des hauteurs d'eau durant les crues et des jaugeages pour établir les lois H-Q de ces points de mesures.

Publications

Il est convenu que la thèse sera une thèse construite sur la base de publications régulières au fur et à mesure de l'avancement du travail de recherche, avec au moins 2 publications de rang A soumises avant la soutenance.

DOSSIERS DIVERS

Annexe VII

Le programme PROLIPHYC

Le texte qui suit est tiré du Rapport semestriel d'activité n°2 (novembre 2007) du projet ANR PROLIPHYC coordonnée par Catherine Freissinet (SOGREAH). Il concerne un système opérationnel pour la surveillance et l'alerte en temps réel des proliférations phytoplanctoniques, avec une application plus particulière portée aux cyanobactéries.

Le programme PROLIPHYC, démarré en 2007, vise au développement, à la validation et à la pré-industrialisation d'un système de surveillance (dynamique et activité) du compartiment phytoplanctonique et notamment des cyanobactéries toxiques dans le lac du Bourget. L'application de la Directive Cadre sur l'Eau et l'obligation de surveillance des proliférations de cyanobactéries dans les plans d'eau utilisés pour les activités récréatives ou la production d'eau potable entraînent une forte demande pour des systèmes d'évaluation et de suivi de la qualité de l'eau. Alors qu'en milieu côtier, des stations de suivi en temps réel sont déjà en place depuis quelques années, il n'existe pas d'équivalent pour les eaux continentales. Le projet, financé par l'Agence nationale de La Recherche, comprend la mise au point opérationnelle des éléments du système: conception et fabrication d'une bouée de mesure adaptée aux eaux continentales avec télétransmission des données, automatisation de l'intégration des données dans la modélisation prédictive, développement de procédures d'alerte (GPRS, email...), validation du système sur 3 sites représentatifs de la diversité de nombreux plans d'eau européens.

La bouée prototype DT-Insu implantée sur le lac du Bourget en juillet 2007 au point M a fonctionné de manière très satisfaisante. Elle a pu enregistrer toutes les 15 min pendant tout l'été 2007 une série temporelle de données concernant l'oxygène, la température, la conductivité et les biomasses en chlorophylle pour 4 groupes de micro-organismes photosynthétiques. D'un point de vue opérationnel la qualité des données acquises valide la conception matérielle de la station de mesure dans sa version prototype. Ces mesures sont déjà suffisantes et pertinentes pour servir au développement des premières composantes du futur système de surveillance et d'alerte. Enfin d'un point de vue scientifique, cette série de données n'a aucun équivalent dans la littérature. Son exploitation va produire des connaissances nouvelles sur la dynamique des blooms de cyanobactéries, en relation avec le fonctionnement physique et biogéochimique de l'écosystème.

Pour en savoir plus, un site internet du projet est disponible : www.proliphyc.h2o.net



Photographies de la bouée prototype DT-Insu implantée sur le lac du Bourget en juillet 2007 au point M (Baie de Mémard) (Alexis Groleau)

DOSSIERS DIVERS

Annexe VIII

Les médias (sélection)

LAC DU BOURGET La chasse au phosphore pour garantir la propreté de l'eau

Malgré le pyralène, l'eau du lac n'a jamais été aussi bonne



Gérard Paolini effectue ses traitements de relevés par air sur le lac. Avec ses collègues de l'Inra, il surveille ainsi le taux d'eutrophisation, c'est-à-dire la concentration de nutriments. Ces nutriments permettent le développement d'algues toxiques ou mortelles pour les poissons mais aussi, parfois, de pollens.

AIX-LES-BAINS

Sous ombles chevaliers sont pollues, ce n'est pas le cas de l'eucrasse du lac. Car pour l'instant, l'eucrasse a autre chose à se faire du lac. Un traitement très peu toxique et qui est peu présent dans l'eau, même s'il joue indirectement un rôle important. Un rôle tellement important qu'il peut chambouler à lui seul l'environnement des poissons et des baigneurs.

En effet, les sédiments au fond du lac contiennent naturellement du phosphore. Un "stock" naturel qui est complété par des rejets venant des agglomérations alpines et chambériennes. Ces rejets chimico-industriels représentent 80 % du phosphore présent

dans le lac il y a trente ans. Depuis, des travaux ont été faits en amont (lire en "repères") et les rejets de phosphore ont été considérablement réduits. Conséquence : la concentration en phosphore (eutrophisation) des eaux du lac a fortement chuté. De 130 microgrammes en 1980, elle est passée à 20 mg aujourd'hui, ce qui rend l'eau du lac plus transparente et plus potable qu'autrefois.

Un bon point pour les baigneurs

Pour les baigneurs, ces chiffres sont de bon augure : « Plus l'eutrophisation est faible et moins il y a d'algues », explique Gérard Paolini, scientifique à la Communauté d'agglomération du

lac du Bourget. Il y a cinq classes d'eutrophie. Aujourd'hui, nous sommes dans la classe moyenne, ce qui nous permet d'avoir une biodiversité satisfaisante, tout en évitant au lac d'autres usages comme la baignade et ce, même s'il reste certaines algues telles que les cyanobactéries ».

Une question d'équilibre

En revanche, pour les poissons, c'est tout un équilibre qu'il faut maintenir. Les algues, favorisées par la présence de phosphore, sont mangées par les phytoplanctons qui, eux-mêmes, servent de repas aux zooplanctons. Ces derniers sont ensuite avalés par les poissons. Éliminer tout le phosphore du lac reviendrait donc à priver

les poissons de leur nourriture.

À l'inverse, du phosphore en trop grande quantité serait tout aussi néfaste pour la biodiversité. Les algues deviendraient plus nombreuses et plus grandes mais ne pourraient pas toutes être consommées par les phytoplanctons, qui seraient alors en quelque sorte asphyxiés.

La tâche des scientifiques est donc de maintenir un certain équilibre, tout en permettant aux poissons "envahisseurs" de recoloniser le lac. Les ombles chevaliers et les lavarets, qui avaient des problèmes de reproduction, voient leurs populations croître de nouveau depuis que l'eutrophisation est mieux contrôlée.

Jordan MÉRANT

REPÈRES

LES PRÉLÈVEMENTS

■ Trente fois par an depuis 1961, Gérard Paolini (Café) effectue des prélèvements sur le lac, au large d'Hauteville pour ce qui est du lac et le plus profond (145 mètres).

LES TRAVAUX

■ En 1980, pour réduire les rejets de phosphore domestique venant de Chambéry et Aix, les collectivités locales ont procédé à de grands travaux dont la construction d'un tunnel de 13 kilomètres de long et 5 m² de section sous le mont du Chat.

LE CAS DU PYRALÈNE

■ La pollution au pyralène qui touche les ombles chevaliers du lac est en cas à part. En effet les molécules de PCB s'accumulent dans les sédiments au fond du lac où ils restent l'été. La contamination tient au fait que le PCB se fixe dans la matière grasse des poissons, or l'omble est un poisson très gras. Voilà qui peut justifier qu'au même moment un poisson du lac soit contaminé, alors que l'eau du même lac n'a jamais été aussi bonne, potable et donc propice à la baignade.

LE LAC D'ANNÉCY

■ Sa réputation d'être le lac le plus propre d'Europe tient au fait que son eutrophie est très faible : il y a peu de nutriments, d'algues et son eau est plus transparente. Rovers de la médaille, sa population de poissons est très faible, car en l'absence de nutriments favorisant l'apparition de zooplancton, elle ne trouve rien pour se nourrir.

Quand le lac brasse ses eaux pour s'oxygéner

Pour s'oxygéner et éviter que toutes les matières organiques ne restent au fond, le lac a besoin de brasser ses eaux. Un phénomène naturel, plus ou moins

peu connu de l'huile dans un verre d'eau. L'hiver, en revanche, les températures deviennent plus homogènes. Et les dénivelés sont. Le gradient thermique re-

explique que la glace soit en surface.

Tous les ans, avec plus ou moins de force, les eaux du lac sont donc brassées. Un brassage qui se fait aussi

Des bactéries essentielles

Si le phosphore se concentre dans les sédiments, il est l'un des rares éléments à choisir le fond du lac comme lieu d'habitat. « Au fond du lac, à 145 mètres, il n'y a rien. Ombres de grand-chose », commente Gérard Paolini. Il s'agit de biologie, les poissons sont absents. Il n'y a d'ailleurs plus rien à manger à une telle profondeur. Il n'y a d'ailleurs même pas d'invertébrés. Les seuls bêtes qui vivent sont

LES LACS LÉMAN, D'ANNECY ET DU BOURGET POLLUÉS

L'omble chevalier interdit de pêche



Mal au bout de la chaîne alimentaire, l'omble chevalier n'est pas seulement un objet de choix, il est aussi une sentinelle de l'environnement. Photo: A. D.

Il n'y a pas que le Rhône qui est contaminé par les PCB. Les trois grands lacs savoyards aussi. Première victime : le poisson le plus emblématique qui a été interdit de pêche hier. L'inquiétude concernant la qualité des eaux des fleuves, rivières et lacs alpins est de plus en plus vive, alors que les Français sont sensibilisés à la préservation de l'environnement comme le montre, par ailleurs, notre enquête TNS Sofres "Dauphiné libéré". P. 2, 3, 31 et 40

POLLUTION DES LACS LÉMAN, D'ANNECY ET DU BOURGET Un symbole gastronomique frappé

Quand le pyralène s'en prend à l'omble chevalier

Les ombles chevaliers des lacs Léman, d'Anney et du Bourget sont contaminés au pyralène, aussi connu sous le nom de PCB. L'information, rendue publique hier, a fait l'effet d'une petite bombe. "C'est la seule espèce de poissons touchée. Les résultats montrent que le seul admis par les directives communautaires a été dépassé. On a donc décidé d'en interdire la pêche en vue de la consommation et de la commercialisation". C'est en tout cas ce qu'est annoncé quasi simultanément Rémi Thuau, préfet de la Savoie, et Michel Billaud, son collègue de Haute-Savoie.

C'est que l'omble chevalier est un poisson noble. Mais il est aussi et surtout emblématique de la région car on aime le déguster sur les bonnes tables. En terme de gastronomie, il est ainsi une image forte des pays de Savoie.

Cette pollution aux polychlorobiphényles avait, certes, déjà été détectée il y a trois ans par le syndicat des eaux du lac du Bourget, en Savoie, mais dans des proportions moindres. "Des petites teneurs en PCB avaient été constatées, sous forme d'un bruit de fond. On avait alors déclenché des analyses supplémentaires qu'on vient de nous révéler", détaille le préfet de Savoie. Côté Haute-Savoie, ce sont des prélèvements réalisés par la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution (C.I.P.E.L.) et par le Syndicat intercommunal du lac d'Anney (S.I.A.), dans le cadre de leur suivi de la qualité des poissons, qui ont mis à jour des teneurs supérieures aux seuils autorisés dans les données. Le lac du Bourget serait victime d'une probable contami-



L'interdiction est un coup dur pour les pêcheurs professionnels. Ceux du lac d'Anney avaient justement remis à l'eau 20 000 alevins d'omble chevalier l'été dernier. Archives Le DL / Gég 1970/MSUA

nation historique diffuse, via ses affluents, liée aux utilisations de PCB des anciennes décharges et de la présence d'une ancienne usine fabriquant des transformateurs électriques contenant ce produit nocif.

"Pas de conséquences graves pour la santé à faible consommation"

Pour l'heure, le préfet de Haute-Savoie n'est pas en mesure d'avancer une quelconque explication sur la présence de PCB dans les lacs d'Anney et du Léman. Il n'y a pas et n'a jamais eu d'usine aux abords des lacs. Qui sait, des rejets sauvages d'adju-

vants ou encore de lubrifiants...

Quant au fait que seuls les ombles chevaliers soient touchés, l'explication tient à leur mode d'alimentation. "En milieu aquatique, les molécules du PCB s'accumulent dans les sédiments. Les ombles, qui se nourrissent en profondeur, contrairement à la lotte ou la perche, sont ainsi contaminés au moment de l'alimentation. Le PCB se fixe ainsi dans la matière grasse des poissons. Or l'omble chevalier est un poisson très gras".

Concernant la santé : "À faible consommation, il n'y a pas de conséquences graves. Seule la consommation répétée de poissons contaminés peut constituer un risque potentiel pour la santé humaine", soulignent les deux préfets. Pas de soucis à avoir donc, selon eux, en cas de consommation occasionnelle d'omble chevalier, même contaminé.

Des analyses effectuées à l'initiative de la DDASS sur les eaux du lac du Bourget ont confirmé l'absence de PCB dans l'eau. "Des lors, la pêche (sans consommation de poisson), la consommation d'eau potable, la baignade et les sports nautiques ne présentent aucun risque sanitaire pour l'homme", rassure encore Rémi Thuau. Le préfet Billaud s'est voulu également rassurant sur ces points : "La solubilité des PCB dans l'eau étant très faible, il n'y a pas de risque de contamination par ruissellement de l'eau ou par ingestion".

Des investigations complémentaires sont néanmoins prévues dans les prochains mois avec l'aide de l'APSSA (Agence française de sécurité sanitaire des aliments) sur les trois lacs savoyard, haut-savoyard et franco-suisse.

Mehdi CHAMOU
et Krystal BARLÈZ

REPÈRES

LES PCB, C'EST QUOI ?

Les PCB (polychlorobiphényles) sont des dérivés chimiques chlorés, plus connus en France sous le nom de pyralènes, fabriqués depuis les années 30 pour l'industrie. À partir de 1979, ils ont été progressivement interdits, pour l'être totalement en 1987. Début 2008, un plan national PCB a été mis en œuvre. Les PCB sont classés en tant que "substances probablement cancérogènes pour l'homme". Les autres effets chroniques (expositions sur le moyen et long terme) sont des dommages du foie, des effets sur la reproduction et la croissance.

PÊCHE PAS INTERDITE CÔTÉ SUISSE

La pêche des poissons de l'espèce "omble chevalier" en vue de la consommation et de la commercialisation, dans les lacs Léman, d'Anney et du Bourget est interdite jusqu'à nouvel ordre par arrêtés préfectoraux. Mais dans les eaux suisses du Léman, aucune mesure d'interdiction n'a pour l'heure été prise.

POISSON PEU PÊCHÉ

Dans les eaux du lac du Bourget, l'omble chevalier représenterait entre 10 et 15 % des poissons pêchés. Et respectivement de 3,5 % et 1,5 % pour les lacs d'Anney et du Léman.

AILLEURS AUSSI

Pêche et commercialisation des poissons, et pas seulement les ombles chevaliers, sont interdites au fil du Rhône dans 13 départements dont l'Als, le Rhône, l'Isère, l'Ardèche, la Drôme, le Vaucluse.

Aix-les-Bains

L'omble chevalier victime des PCB

Une entreprise d'Aix-les-Bains dans le colimateur

D'après nos informations, la savoisienne de construction électrique figure parmi les responsables de la pollution aux PCB.

D'où vient cette pollution ? Les autorités avancent sur ce point avec une prudence de Sioux. Cependant une piste -ce qui n'exclut pas qu'il puisse y en avoir d'autres- mène vers Aix-les-Bains. Et plus particulièrement vers la Savoisiennaise de construction électrique, une entreprise qui livra son premier transformateur électrique en 1922, changea plusieurs fois de nom, pour devenir Areva en 2004. Il y a belle lurette alors que le pyralène présent dans les transformateurs, interdit en 1987 en France, ne transitait plus par le site. Mais selon nos informations, les autorités auraient demandé récemment d'évacuer de la terre située sur l'ancien site de la « Savoisiennaise » vers un centre de retraitement des déchets. Pour cause de résidus éventuels de pyralène ?

Areva a pris des mesures



Le lac du Bourget paie un lourd tribut aux erreurs et négligences du passé.

Areva a pris des mesures pour éviter toute contamination

Du côté du service presse AREVA ont reconnu avoir pris des mesures pour protéger le personnel et éviter toute contamination plus impor-

tante. « Dans un premier temps nous avons recouvert les sols suspectés d'être pollués pour éviter que la pollution ne se diffuse, maintenant nous évacuons les sols vers des entreprises habilitées à les retraiter ».

Deux de nos sources, concordantes, mettent au moins partiellement en cause

l'usine d'Aix-les-Bains. Michel Dantin, président du Csalb, raconte que pour se dégraisser les mains, les ouvriers les trempaient dans une solution contenant du pyralène. Ambiance d'une époque révolue : « On m'a raconté qu'un ouvrier avait pris un bain de pied dans le pyralène! » relate-t-il. Nos sources ne doutent pas qu'il y ait pu avoir des petites fuites, des pertes de pyralène, s'évacuant dans les lavabos, les égouts, et vers le ruisseau du Tillet, voisin, se jetant dans le lac du Bourget...

Un de nos interlocuteurs affirme -sans pouvoir se souvenir précisément de la date- qu'un entrepreneur avait signé un contrat avec l'entreprise d'Aix-les-Bains pour récupérer des transformateurs qui avaient été laissés ensuite dans une cuve, dans le milieu naturel. Une fuite de pyralène avait eu lieu et pollué le Sierroz. L'entrepreneur avait dû répondre de sa négligence devant la justice.

Il serait bien entendu commode de tout mettre sur le dos de l'entreprise aixoise. L'utilisation du pyralène comme lu-

brifiant dans les plastiques, encres, papiers, mérite que les autorités retracent l'historique des petites entreprises situées, avant 1987, dans l'ensemble du bassin versant du lac du Bourget.

A la lumière de cette pollution fixée sur les sédiments du plus grand lac naturel de France, d'aucuns se questionnent à nouveau sur la nature des matériaux (avec ou sans pyralène ?) qui avaient été entreposés dans la décharge (sauvage) du Viviers-du-Lac, à quelques petites centaines de mètres du lac du Bourget.

Malgré les efforts financiers colossaux entrepris dans le cadre du projet Grand Lac pour assainir les eaux qui deviennent de plus en plus transparentes, le lac du Bourget, comme le Rhône à l'aval de la Savoie, paie déjà un lourd tribut aux erreurs et négligences du passé. Dans les prochains mois on devrait mieux cerner l'ampleur de la crise écologique et économique qui affecte tant le lac du Bourget que ses homologues du nord des Alpes.

MICHEL LÉVY

De nouvelles normes européennes

► Si l'omble chevalier du lac du Bourget - comme son homologue du Léman et du lac d'Annecy - est interdit à la consommation aujourd'hui car contenant trop de PCB (pyralène), ce n'est pas dû à une pollution récente. Mais à une nouvelle approche des normes et techniques d'analyses initiée par l'Union Européenne en 2006, incluant PCB, dioxines et furanes.

Sébastien Cachérat, chargé de mission pêche au Csalb (comité intersyndical d'assainissement du lac du Bourget) explique que, sur les deux ombles pêchés et envoyés à des fins d'analyse, un contenait du PCB en quantité incontestablement supérieure aux normes, l'autre les dépassait légèrement, la marge d'erreur estimée à 20 % par le laboratoire pouvant laisser planer le doute.

Aix-les-Bains - Tour du lac

Contamination de poissons aux pyralènes

L'omble d'une inquiétude

Des analyses ont révélé que des ombles chevaliers du Lac du Bourget étaient contaminés aux PCB. Leur pêche en vue de la consommation et de la commercialisation est désormais interdite.

Mauvaise nouvelle pour les amateurs de ce délicieux poisson à la chair rose : l'omble chevalier du lac du Bourget risque de déserter l'assiette des consommateurs pour un certain temps. Des analyses, réalisées au mois de février à partir de poissons achetés à des pêcheurs professionnels, ont mis en évidence un taux en PCB suspecteur au seuil admissibles.

Quatre espèces de poissons ont été analysées par le laboratoire : la perche, le lavaret, la loche et l'omble chevalier, mais seul ce dernier est contaminé.

La décision du préfet, n'a donc pas trahi : un arrêté interdit désormais la pêche de cette espèce à des fins de consommation ou de commercialisation. La même interdiction frappe simultanément les lacs d'Annecy et du Léman.

Déjà, il y a deux ans, des analyses menées par le Csalb (Comité Interacadémique pour l'assainissement du lac du

Bourget) avaient révélé cette teneur en PCB mais elle restait alors dans des normes acceptables. L'omble chevalier est ainsi appelé « prince des lacs » ou « prince des profondeurs », cette expression expliquant d'ailleurs en partie la contamination qui le frappe. En effet, « les PCB s'accumulent dans les sédiments où ce poisson gras a l'habitude de se nourrir et il a tendance à les concentrer dans ses graisses », explique Didier Marais, directeur départemental des services vétérinaires, qui tient toutefois à dramatiser la situation.

« On ne peut conclure à une large contamination des poissons du lac, insiste-t-il, car seuls deux des ombles chevaliers analysés dépassaient la norme. »

Des risques infimes pour les consommateurs

Malgré tout, il est logique de prendre en compte les risques potentiels pour le



Rémi Thuau, préfet de la Savoie (à gauche) et Jean-Philippe Gallien, directeur de la Ddass (à droite)



consommateur, que la encore il faut relativiser, comme le rappelle Jean-Philippe Gallien, directeur des la Ddass (direction départementale des affaires sanitaires et sociales) : « Il existe un risque cancérigène uniquement dans le cas d'une consommation massive et répétée. » De nouvelles analyses seront effectuées d'ici le mois de mai et en attendant les résultats, l'arrêté préfectoral reste en vigueur.

Rémi Thuau, le préfet de la Savoie, a précisé qu'il allait étudier l'incidence de cette mesure d'interdiction sur l'activité des pêcheurs professionnels. Ils sont une dizaine autour du lac du Bourget et

l'omble chevalier représente, selon lui, entre 10 et 15% du produit de leur pêche.

De son côté, le Csalb affirme que cette contamination de l'espèce n'a pas eu de répercussion sur la qualité de l'eau du lac : autre aux analyses effectuées à l'initiative de la Ddass, aucune pollution n'a été détectée. On peut

Que sont les PCB ?

Les Polychlorobiphényles sont des dérivés chimiques chlorés plus connus sous le nom de pyralènes. Depuis les années 30, ils étaient utilisés dans l'industrie pour leurs qualités d'isolation électrique ou encore d'inflammabilité. Les PCB persistent dans l'environnement en raison de leur très lente décomposition naturelle et parce qu'ils sont peu volatiles dans l'eau. Ils se sont donc accumulés progressivement dans les sols et les sédiments. Cependant, corrigé tenu de leur effet toxique, ces substances ne sont plus produites ni utilisées depuis 20 ans, dans la fabrication d'appareils en Europe.

donc continuer à pêcher (mais en rabaissant les ombles chevaliers !) et à se baigner en toute quiétude dans le plus grand lac naturel de France.

Stéphane MARRASCHI

POLLUTION DU LAC AU PYRALÈNE Des analyses complémentaires sont en cours

Plusieurs variétés de poissons contrôlées



Les prélèvements supplémentaires ont été effectués ces derniers jours dans le lac du Bourget. 120 poissons, tous de 6 espèces, vont passer sous le microscope pour arriver à une définition plus fine du problème des PCB dans le lac du Bourget.

LAC DU BOURGET

Les captures effectuées ces derniers jours dans le lac du Bourget sont d'une ampleur jamais vue. Au total 20 poissons de 6 espèces ont été pêchés selon un protocole très précis. « Nous avons respecté les recommandations de l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments (Afssa) en établissant un échantillonnage par zone », explique le docteur Didier Mamis, directeur départemental des services vétérinaires.

Ces captures se sont faites au filet par les pêcheurs professionnels du lac et dans des conditions particulièrement surveillées. « Chaque pêcheur qui mène le filet et

fait en présence d'un agent de nos services », détaille le D^r Mamis.

« Nous n'avions jamais fait de prélèvements d'une telle ampleur. Mais là, la conjoncture nous y pousse ». Depuis l'annonce d'une contamination de l'ombre chevalier aux polychlorobiphényles (PCB), ou plus couramment pyralène, beaucoup de professionnels du lac, restaurateurs et pêcheurs en tête, demandent des explications. Ils veulent savoir si cette interdiction de pêcher cette espèce, en vue de sa commercialisation, va durer longtemps. « Aujourd'hui nous nous donnons les moyens de faire une analyse fine de la situation concernant les principaux poissons

du lac ». Les 120 poissons prélevés sont donc envoyés au Laboratoire d'étude des résidus et des contaminants dans les aliments (Liberca) de Nantes. Les résultats devraient permettre une analyse éholée « avant l'été », selon le médecin directeur des services vétérinaires.

"Le meilleur est à venir"

En attendant les résultats scientifiques, le Comité intersectoriel pour l'alimentation du lac du Bourget (Cisalb) a, de son côté, effectué un important travail de communication suite à l'arrêt préfectoral du 2 avril 2008. Tout le monde a be-

soin de l'appui de nouveaux résultats scientifiques, mais aussi d'être rassuré. « Cela va être le travail du pôle d'analyses qui s'est mis en place ; mais il était important de communiquer pour ne pas laisser la rumeur s'installer », justifie Renaud Jalinoux, responsable technique du Cisalb.

Avril et mai ont donc été mis à profit pour informer les 65 maires des communes du bassin versant du lac du Bourget et tout ceux qui vivent en liaison avec la pêche (lire ci-dessous), via un courrier plutôt rassurant. « Les résultats à venir seront plus fins donc plus représentatifs, mais dès aujourd'hui il faut bien se dire que le meilleur est à venir. Le pic de pollution aux PCB date de 1986, l'interdiction

REPÈRES

SIX ESPÈCES ÉTUDIÉES

■ Selon le D^r Mamis, les espèces sélectionnées pour la capture sont les plus pêchées, les plus consommées et celles qui sont potentiellement les plus concernées par une contamination au PCB. Six espèces vont être analysées : l'ombre chevalier, le lavaret, la perche, le bruchet, la lotte et le gardon. Au total 120 poissons ont été prélevés. Pour rappel, les analyses qui avaient conduit à l'interdiction de consommer l'ombre avaient porté sur quatre espèces (ombre chevalier, lavaret, lotte, perche) et deux spécimens pour chaque.

LE LIBERCA PLANCHE SUR LE SUJET

■ Le Laboratoire d'étude des résidus et des contaminants dans les aliments (Liberca) est installé à Nantes. C'est une unité de recherche dépendant du ministère de l'Agriculture et de la Pêche. Il est le laboratoire national de référence pour les dioxines, les hydrocarbures aromatiques polycycliques et les promoteurs de croissance en élevage. L'équipe du Liberca est composée de 25 personnes (enseignants-chercheurs, ingénieurs de recherche, ingénieurs d'étude, assistants ingénieurs, techniciens et administratifs).

de leur utilisation de 1987, et depuis 20 ans la contamination des sédiments diminue tout », affirme le scientifique. Et d'ajouter : « La question que tout le monde peut se poser aujourd'hui est de savoir si tout en que l'on consomme, et qui se trouve dans notre assiette, est aussi bien surveillé que les poissons du lac. »

Thomas LAMIER
et Ludovic FERRÉ

Le Cisalpb se veut rassurant

ans un courrier adressé aux élus du bassin versant du lac du Bourget, le Cisalpb apporte nombre de réponses aux interrogations.

Commenter par la condition faisant que seul l'omble est touché par le problème. « PCB se stockent dans les tasses et cette espèce est plus grasse des poissons du lac.

Peut-on le pêcher ? Oui, mais le poisson doit être aussitôt relâché.

À côté pollution, quelles sont les causes ? Difficile pointer du doigt les fautes, mais « les rejets peuvent provenir d'entreprises ayant construit ou utilisé ces produits (*), des décharges ayant accueilli des déchets contenant des PCB mais aussi du ruissellement de l'eau sur des sols pollués. »

Les molécules sont très stables et se dégradent difficilement.

La consommation d'eau potable, la baignade et les sports nautiques ne présentent aucun risque sanitaire

Tout cela amène aussi à des questions sur l'eau, et notamment à savoir si, elle aussi, doit craindre de la présence de ces PCB. Apparemment non.

Ces derniers, peu solubles dans l'eau, « se fixent sur les particules solides des sols et sédiments des rivières et des lacs. Les analyses faites régulièrement dans l'eau ne révèlent aucune présence de PCB. Il n'y a donc pas risque de contamination par contact avec l'eau ou ingestion : la consommation d'eau potable, la baignade et les sports nautiques ne présentent aucun risque sa-

nitaire pour l'homme ».

D'ailleurs, l'état de contamination des sédiments du lac est très variable suivant les secteurs. Les roseières du Nord et du Sud du lac sont quasiment dépourvues de PCB, le panache de l'embouchure de la Leyssie et la baie de Grésine à Brison-Saint-Innocent concentrent de faibles teneurs, les plus fortes ayant été relevées dans le canal de sortie du port des 4 chemins à Viviers-du-Lac et dans la marina du Petit-Port d'Aix-les-Bains.

La concentration en PCB dans les sédiments diminue

Pour finir, quelle évolution peut-on prévoir pour cette pollution ? Sur ce point, le Cisalpb se veut aussi rassurant, arguant que la concentration en PCB dans les sédiments superficiels du fond

du lac est en constante diminution. « Les valeurs les plus élevées se trouvent à environ 15 cm de profondeur, dans une couche compacte dépourvue d'interactions biologiques avec la vie aquatique du fond... Au fur et à mesure du comblement du lac par des sédiments de plus en plus sains, on peut raisonnablement s'attendre à une diminution des concentrations en PCB dans les poissons ».

POUR EN SAVOIR PLUS

(*) Les PCB étaient utilisés jusqu'en 1987, date de leur interdiction en France, comme isolant dans les transformateurs électriques et les condensateurs, comme lubrifiant dans les turbines et les pompes, comme composant d'huiles, de soudures, d'adhésifs, de peintures et de papiers autocopiants.

INTERDICTION DE L'OMBLE CHEVALIER Entre indifférence et amertume

Les pêcheurs amateurs sont aigris



Pierre Abello compte parmi les plus anciens pêcheurs amateurs du lac. À l'âge de quatre ans, avec son père, pêcheur professionnel occasionnel, il était mouler les filets au large de Brison-Saint-Innocent.

LAC DU BOURGET

Aix, chaque matin, les barques s'éloignent du bassin du Petit Port, avec un ou deux pêcheurs amateurs à bord. Restés à quai, d'autres les suivent des yeux, scrutant leur destination pour deviner le poisson recherché. Actuellement vécus oblige, ils deviennent unanimes pour condamner la dernière interdiction de consommation de l'omble chevalier. Cette restriction a terni leur animosité. « J'en mange une dizaine par an depuis longtemps, et je n'ai jamais été malade », dit celui-ci, alors que son voisin enchaîne en soulignant que les ombles du Léman sont comestibles s'ils sont suisses. Mais au-delà de l'interdiction actuelle, la crainte sous-jacente est de voir d'autres espèces rentrer dans la sphère des restrictions.

À une encablure de ces propos acrimonieux, l'un des plus anciens pêcheurs du lac, Pierre Abello, 77 ans, vient de rentrer d'une petite matinée de pêche. « J'ai commencé à pêcher dans le lac à l'âge de quatre ans ».

« Les écluses du Rhône ont fait du lac une mare à canards »

Pour lui, cela fait des années que le lac a perdu limpidité et fertilité. « Je n'ai rien pêché ce matin. Autrefois, il y avait des ablettes ou des rotengles. Ils nourrissaient les autres poissons ». Avec d'autres pêcheurs, l'ancien employé de la Savoissienne incrimine les écluses du Rhône. « Elles ont tué le lac, en faisant peut-être plus de dégâts que le pyralène ».

Cependant, il avoue que pendant de nombreuses années, les déchets du fleuron de l'industrie aixoise sont venus combler la décharge du

Viviers-du-Lac. « Les assurances exigeaient que les transformateurs soient refroidis avec du pyralène. Il était inflammable » poursuit-il.

Des touristes peu sensibilisés

Pour les professionnels du tourisme, la saison peine à démarrer. « La météo nous joue un plus vilain tour », confie Nora Berni, responsable du restaurant le Stromboli, au Grand Port. « Le lac n'attire pas les touristes, ils font un amalgame - Tchernobyl, marée noire, pyralène, vache folle - et ne dramatisent pas ». Ce constat est un peu similaire à l'aquarium du lac du Bourget, visité par les familles en congés. « Les présentations intéressent beaucoup, mais personne ne nous interroge sur la présence de PCB dans le lac » confie Yann Bauer, biologiste.

Banalisation d'une pollution

« C'est fait, on ne peut pas

REPÈRES

CAMPING DU SIERROZ

■ Pour le responsable du camping, Gérard Carton, la saison a bien démarré grâce aux mobile-homes. 50 % des nouveaux (2 à 3 personnes) sont déjà occupés. Les autres sont réservés. Les plus grands (19), installés l'an dernier, sont occupés à 75 %. Pour le reste des emplacements, la montée en puissance des réservations s'accroît vers les mois d'été (déjà proches de 80 % pour juillet et août).

L'UNITÉ OPÉRATION LAC

■ Stationnée à Thonon-les-Bains, l'unité est composée de quatre gardes-pêche, et dirigée par Alain Aubran. Elle a une mission de police sur les trois lacs (Annecy, Léman et Bourget). Pour le responsable, aucune consigne particulière n'a été transmise pour le contrôle de tous les pêcheurs. Programme d'intervention non modifié. Les quatre personnes ont également une mission technique (échantillonnage de poissons) sur 40 plans d'eau alpins (Aiguebelette, Roseland, Mont-Cenis...)

OUVERTURE DE PÊCHE

■ La pêche aux brochets est ouverte depuis hier. La pêche à la perche sera fermée tout le mois de mai. Un alevinage a été réalisé le 10 avril. 600 000 plvins de lavaret ont été lâchés dans le lac par l'AAAPMA.

En rivière, les repeuplements de truites arc-en-ciel se font toujours une fois par mois.

faire marche arrière de toute manière ». Fatalisme, indifférence ou impuissance : pour le public indirectement concerné, l'information semble avoir fini de traverser l'actualité. La page est tournée. Affaire suivante.

Michel GARDON

ENVIRONNEMENT Le Tillet souffre d'une "stérilisation de sa faune"

Des poissons victimes d'une pollution



Avec les pêcheurs, René Guidetty (debout à gauche) et Cyrille Girat (accroupi au centre) ont récupéré deux chevesnes. Ils devront attendre lundi ou mardi pour connaître l'origine de la pollution.

Hier matin, sur la jetée du Petit port, les pêcheurs amateurs étaient en colère. Leurs commentaires incisifs en disaient long sur leur mauvaise humeur. Une nouvelle pollution est venue trapper les rives du lac du Bourget, à proximité de l'embouchure de la rivière du Tillet. Les cannes à pêche en l'air, les pêcheurs mécontents scrutaient les eaux du lac sur lesquelles flottaient une dizaine de poissons morts. Plus en amont dans le Tillet, la même scène désolante se reproduisait.

Vers huit heures, Police nationale, Communauté d'agglomération du lac du Bourget (Calb), Association agréée pour la pêche et la protection du milieu aquatique d'Aix-les-Bains (AAPPMA), Comité intersyn-

dical d'assainissement du lac du Bourget (Cisalb), Direction des affaires sanitaires et sociales et Saur étaient venus constater l'ampleur des dégâts et prendre les premières mesures conservatoires.

« Cela ne pouvait pas tomber plus mal »

Selon René Guidetty, président de l'AAPPMA, plus de 500 mètres du cours d'eau, situés entre son embouchure et sa sortie de l'hippodrome, ont subi « une stérilisation traumatique ». Alors que dernièrement de nouvelles mesures restrictives ont été prises quant à la consommation de certains poissons du lac, René Guidetty estime que « cela ne pouvait pas tomber plus mal pour l'usage du lac. Négligence ou malveillance, on ignore pour le moment ce qui a provoqué ce

problème grave, mais c'est inadmissible ». Chevesnes, gardons, blageons ou encore goujons ont été éradiqués de cette partie de la rivière. « Tout l'écosystème du site est détruit. Il faudra de longs mois pour le régénérer », déplore Cyrille Girat, chargé de mission qualité de l'eau et assainissement au Cisalb. Cependant, Frédéric Gimond, directeur-adjoint des services à la population à la Calb, parle d'une pollution « légère ».

Des analyses effectuées par la Calb

Des prélèvements ont été effectués en différents points du lit souterrain du Tillet par les équipes de la Calb. Des poissons agonisants ont aussi été capturés. « L'ensemble sera transmis à un laboratoire spécialisé. Avec nos équipe-

REPÈRES

LES POISSONS CONCERNÉS

■ Environ cent kilos (estimation AAPPMA) : chevesnes, gardons, blageons, goujons, varons. Ces poissons ne sont pas prisés des pêcheurs ; ils sont capturés pour faire des appâts pour d'autres espèces comme le brochet.

ANALYSES

■ Une partie des prélèvements a été analysée par la Calb ; des odeurs d'eaux usées ont été perçues. Cependant, ces rejets ne sont pas suffisants pour provoquer une telle pollution. La Station nautique a été informée du problème.

RÉCUPÉRATION DES POISSONS

■ Le service des ports a procédé au nettoyage de la zone concernée avec le bateau *Pélican*.

DONNER L'ALERTE

■ Appeler le 04 79 69 93 00 (Direction départementale de l'agriculture et de la forêt) pour signaler une pollution (couleur de l'eau, odeur, poissons morts...) ou les sapeurs-pompiers (18). Fin septembre, une procédure spécifique "pollution" sera mise en place et conjuguera harmonieusement les actions de différentes institutions : Dass, Cisalb, Calb, DDAF, office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema), sapeurs-pompiers...

ments, nous avons réalisé un certain nombre de tests qui n'ont malheureusement rien donné », a indiqué Frédéric Gimond. Différents témoins avaient constaté dès jeudi la présence de poissons morts, sans pour autant donner l'alerte. Un retard à l'allumage qui rend moins évidente la détermination de l'origine de cette pollution.

Michel SANDON

La pêche professionnelle sinistrée

Gilbert Simon (à g.) pêcheur professionnel à Briançon-Biocant, et en février 2006, présentant le produit de sa pêche au chef Jean-Pierre Jacob, double étoilé au Michelin. Les quatre espèces interdites représentent 42 % du total des captures.



LA VOIE

L'omble chevalier n'est plus la seule espèce autorisée à la pêche pour la consommation au lac du Bourget. Le préfet de la Savoie, René Thuau, a révoqué l'interdiction de cette interdiction au lavaret, au ardon et à l'anguille.

Ce sont les taux de pyréthrine relevés sur ces poissons, supérieurs à la norme européenne, qui justifient la mesure administrative. Les autres espèces ne sont pas concernées.

La décision annonce un sinistre de la pêche professionnelle sur le plus grand lac naturel de France. Les quatre espèces interdites représentent 42 % du total des captures. C'est, grosso modo, la moitié de l'activité qui est contaminée pour une durée indéterminée. La carpe et le perchet (43 %

des captures des professionnels) sont, heureusement, épargnés.

« En liaison avec le ministère de l'Agriculture et de la Pêche, va être mise en place un système d'aide aux pêcheurs professionnels. En ce qui concerne le paiement de leurs cotisations sociales, d'abord. Puis, leur sera proposé un dispositif d'aide à la reconversion, ou à l'équipement en vue d'une diversification d'activité », a déjà prévu le préfet.

Comparaison n'est pas raison. Toutefois, le lac du Bourget rime à contre-sensant des autres lacs alpins. La mesure provisoire d'interdiction de pêche de l'omble a été levée ailleurs. Et cela n'est pas sans poser de questions sur la spécificité et l'origine de la pollution ici.

Les résultats des analyses de 90 échantillons prélevés après la première interdiction de l'omble, au prin-

temps, motivent cette application « de principe de précaution » par l'autorité préfectorale. Suivant la procédure imposée, les taux de PCB ont été établis par le laboratoire Leberre (Nantes) et ils ont été interprétés par l'Agence française de sécurité sanitaire des aliments.

Pas de conséquences pour l'eau potable, la baignade et le sport

Le préfet a également prévu un soutien à la Fédération des pêcheurs amateurs. Les deux AAPMA (associations agréées) de Chambéry et d'Axelles-Bains, dont les adhérents représentent le lac, comptent 4000 adhérents. « La présence de PCB est un fait incontestable, mais la pratique de la pêche sportive

n'est pas vraiment touchée », constate Jean-Claude Guillaud, président de la Fédération de Savoie. Il régit, en effet, du poissonnage en vue de la consommation qui est seul prohibé. La pêche de loisir reste tout à fait possible en no-kill (prendre et relâcher). « D'autre part, les autres espèces prises, le brochet, le perche, le sandre, la truite ne sont pas concernées ». Pas de perte substantielle d'attractivité touristique de ce côté-là.

Enfin, loin d'être négligeable en ce débat du sacro-saint, l'excellente qualité de l'eau du lac du Bourget est confirmée, d'après les services de l'Etat. Les taux de PCB détectés dans certains poissons ne compromettent en rien les pompages d'eau destinés à l'approvisionnement urbain, les activités sportives ou la baignade.

FRANÇOIS CHOLE

REPÈRES

DOX PROFESSIONNELS

■ 57 pêcheurs professionnels exercent dans les lacs alpins. 10 sur le lac du Bourget, 4 sur celui d'Annecy, 43 sur la partie française du Léman.

LA PÊCHE

■ En pourcentage de captures, pour les professionnels : omble (5 %), lavaret (corégone du léman) (24 %), gardon (13 %), brochet (5 %), perche et perchet (43 %). Pour les amateurs : omble (21 %), lavaret (5 %), brochet (48 %), perche (20 %).

PCB

■ Les Polychlorobiphényles sont des dérivés chimiques autrefois appelés pyralines. Ils ont été utilisés pour leurs propriétés isolantes et leur inflammabilité. On les retrouvait dans les transformateurs, les turbines, des huiles, des adhésifs, des peintures...

CONTAMINATION

■ Les PCB s'accumulent au fond du lac dans les sédiments, qui constituent l'alimentation des poissons comme l'omble et le lavaret. La chair grasse de ces espèces fixe la pollution. Si la consommation répétée de poisson contaminé peut constituer un risque potentiel, notamment de cancer, l'eau ne représente en revanche aucun danger.

LES ÉCHANTILLONS

■ Résultats des analyses : sur 17 ombles chevaliers 66 % des échantillons dépassaient la limite de 8 picogrammes de PCB par gramme ; sur 22 lavarets 27 % dépassaient, sur 20 perches 35 % dépassaient, sur 16 brochets 19 % dépassaient, sur 13 perchet 0 % dépassait.

DOSSIERS DIVERS

Annexe IX De la préfecture de Savoie

Communiqué de presse



Liberté • Égalité • Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE
Préfecture de la Savoie

Chambéry, le 18 novembre 2008

Le préfet de la Savoie communique :

Contamination de certains poissons du lac du Bourget par les PCB : le préfet de la Savoie lève l'interdiction de consommation des lavarets

Sur la base de nouveaux résultats d'analyses favorables obtenus tout récemment du laboratoire national de référence (LABERCA : Laboratoire d'étude des résidus et contaminants alimentaires), à la suite de prélèvements effectués à l'initiative du CISALE, le préfet de la Savoie a ré-autorisé ce jour la pêche en vue de la consommation et de la commercialisation des lavarets issus du lac du Bourget.

Cette décision s'appuie sur un avis de l'AFSSA (Agence française de sécurité sanitaire des aliments) rendu récemment indiquant que :


« Sur l'ensemble des campagnes de prélèvements 2007 et 2008 les lavarets pêchés dans le lac du Bourget apparaissent en moyenne comme conformes à l'actuelle limite réglementaire... ».

Les mesures d'interdiction engagées précédemment sur la base de résultats d'analyse qui faisaient apparaître des non conformités par rapport à la norme avaient pour objectif de prévenir tout risque de surexposition chronique des consommateurs de ces poissons aux PCB. Ces mesures n'ont plus lieu d'être aujourd'hui compte-tenu des nouveaux résultats favorables.

En dehors des omble chevaliers, des gardons de taille supérieure à 10 cm et des anguilles, dont la pêche en vue de la consommation reste interdite, les lavarets viennent rejoindre les autres poissons du lac consommables comme les perches ou les brochets.

La surveillance sanitaire des poissons du lac du Bourget se poursuit avec d'autres prélèvements en cours d'analyse sur d'autres espèces comme le sandre, la brème ou la tanche. Les mesures actuelles de protection du consommateur seront adaptées si nécessaire en fonction des résultats obtenus.

Il est rappelé que la pêche des espèces interdites (mais sans consommation du poisson), la consommation d'eau potable, la baignade et les sports nautiques ne présentent aucun risque sanitaire pour l'homme.

Le Préfet

Rémi THUILLIER

Contact presse : direction départementale des services vétérinaires, 04 79 33 89 51



Liberté - Égalité - Fraternité
RÉPUBLIQUE FRANÇAISE

PREFECTURE DE LA SAVOIE

**Arrêté préfectoral modifiant l'arrêté du 11 juillet 2008 portant interdiction de la
pêche en vue de la consommation et de la commercialisation des poissons
appartenant aux espèces
« omble chevalier » (*Salvelinus alpinus*), lavaret (*Coregonus lavaretus*), gardon
(*Rutilus rutilus*) et anguille (*Anguilla anguilla*) du lac du Bourget (Savoie)**

Le Préfet de la Savoie,
Chevalier de la Légion d'Honneur,

Vu la Charte de l'environnement ;

Vu le Code de l'environnement ;

Vu le Code de la Santé Publique, notamment son article L.1311-2 ;

Vu le Code Général des Collectivités Territoriales, notamment son article L.2215-1 ;

Vu le Code de la consommation, notamment son article L.213-1 ;

Vu le Règlement (CE) n°1831/2006 de la commission européenne du 19 décembre 2006 portant fixation de teneurs maximales pour certains contaminants dans les denrées alimentaires ;

Vu l'arrêté du 12 janvier 2004 modifié fixant les teneurs maximales pour les substances et produits indésirables dans l'alimentation des animaux ;

Vu l'arrêté préfectoral du 11 juillet 2008 modifié par l'arrêté du 2 septembre 2008 portant interdiction de la pêche en vue de la consommation et de la commercialisation des poissons appartenant aux espèces « omble chevalier » (*Salvelinus alpinus*), lavaret (*Coregonus lavaretus*), gardon (*Rutilus rutilus*) et anguille (*Anguilla anguilla*) du lac du Bourget (Savoie) ;

Considérant que des résultats d'analyses réalisés par le LABERCA, transmis le 27 octobre 2008 par le CESAUB (communauté intercommunale pour le saui) et l'assainissement du lac du Bourget) au Directeur départemental des services vétérinaires de la Savoie, révèlent des taux de contamination en dioxines et polychlorobiphényles de type dioxines (PCB-DE) inférieurs aux normes admises sur des larvets pêchés dans le lac du Bourget ;

Considérant l'avis de l'AFSSA du 14 novembre 2008,

Sur proposition de M. le Directeur départemental des services vétérinaires de la Savoie;

ARRETE

Article 1er:

L'interdiction de la pêche dans le lac du Bourget en vue de la consommation humaine et de l'alimentation animale ainsi que de la commercialisation des poissons de l'espèce lavaret (*Coregonus lavaretus*) est levée.

Article 2 :

Le présent arrêté est susceptible de recours devant le Tribunal administratif de Grenoble dans un délai de deux mois à compter de sa publication.

Article 3 et dernier :

Le Secrétaire général de la Préfecture, le Directeur régional et les services départementaux de l'ONMMA, le Directeur départemental des services vétérinaires, la Directrice départementale de la concurrence, de la consommation et répression des fraudes, le Directeur départemental des affaires civiles et sociales, le Directeur départemental de l'agriculture et de la forêt, le Directeur départemental de la sécurité publique, le commandant du groupement de gendarmerie départemental, les Maires des communes d'Aix les Bains, Thonon-les-Bains, Viviers du Lac, Le Bourget du Lac, Hordères, La Chapelle du Mont du Chat, St Pierre de Curtille, Cesjux, Chindrieux, St Germain la Chapelle, Hésin St Innocent sont chargés de l'exécution du présent arrêté qui fera l'objet d'un affichage dans les communes ci-dessus visées et sera publié au recueil des actes administratifs de la préfecture de Savoie.

Copie de cet arrêté sera également adressée à :

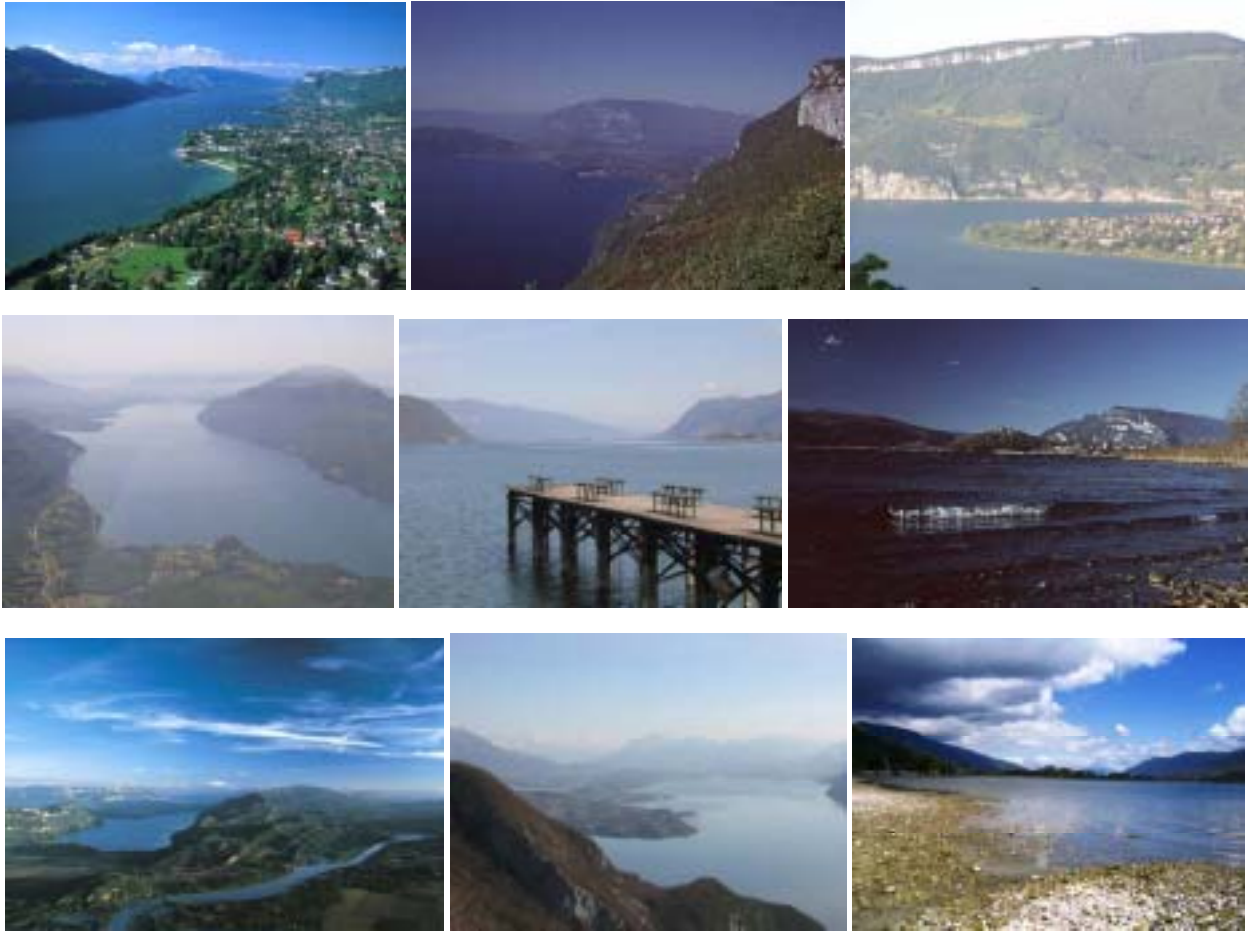
- M. le Préfet de la région Rhône-Alpes, Préfet du Rhône, Coordonnateur du bassin Rhône-Méditerranée
- M. le Directeur régional de l'environnement
- M. le Directeur régional de l'industrie, de la recherche et de l'environnement
- M. le Directeur départemental des services vétérinaires du Rhône et de la région Rhône-Alpes
- M. le Directeur de l'agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse

Fait à CHAMBERY ,

18 NOV. 2008

Rémi THURAU

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