

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2006



AVRIL 2007



Contact du responsable scientifique

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

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC DU BOURGET

ANNEE 2006

Ce rapport qui présente le suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2006 a été rédigé par :

- Isabelle DOMAIZON (Université de Savoie : Boucle microbienne)
- Jean-Claude DRUART (INRA : Phytoplancton)
- Cyrille GIREL (CISALB : Météorologie, Suivi des rivières)
- Jean-François HUMBERT (INRA & IP : *Planktothrix rubescens*, Toxines)
- Stéphane JACQUET (INRA : Boucle microbienne, Coordination, Corrections, Mise en forme et Edition, Introduction, Perspectives, Ce qu'il faut retenir, Dossiers divers)
- Jérôme LAZZAROTTO (INRA : Chimie)
- Gérard PAOLINI (CCLB : Physique, Sonde bbe)
- Marie-Elodie PERGA (INRA : Zooplancton)
- Pascal PERNEY (INRA : chlorophylle *a*, Sonde bbe, Toxines)

Sébastien PERSONNIC (thésard) a fourni les données cytométriques. Leslie LAINÉ (technicienne) a fourni les données zooplanctoniques



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 de Communes du Lac du Bourget
1500, Boulevard Lepic
73100 Aix les Bains
Tél : 04 79 35 00 51

Citation du rapport

Jacquet, S., G. Paolini, J. Lazzarotto, M. Perga, I. Domaizon, J.-C. Druart, J.-F. Humbert, P. Perney, C. Girel, et L. Laine. 2007. Suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget pour l'année 2006. Rapport 2007. 110 pp

« Le lac du Bourget est une vaste coupe de montagnes toute ébréchée où brille, une goutte d'eau bleue comme ne l'est aucune eau dans le monde. Vu du haut de la Dent du Chat, ce lac est là comme une turquoise égarée. Ce lac est le seul où l'on puisse faire une confidence de coeur à coeur. On y pense et on aime. Mais c'est surtout le lac des souvenirs ; il les favorise en leur donnant la teinte, miroir où tout vient se réfléchir. »

Honoré de Balzac

Carte d'identité du Lac du Bourget

Nom

Lac du Bourget, né il y a 19 000 ans des fontes glaciaires

Caractéristiques principales

Longueur totale	18 Km
Largeur maximale	3,4 Km
Surface	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



Autres caractéristiques

Orientation Nord-Sud

Temps de séjour des eaux inconnu (entre 7 et 10 ans)

Alimentation par trois rivières

La Leysse (68% des apports) au sud qui traverse la commune de Chambéry

Le Sierroz (14% des apports) et le Tillet à l'est qui traversent la commune d'Aix-les-Bains

Signe particulier

Une santé qui s'améliore

L'année 2006

Exceptionnelle à bien des égards (Voir rapport !)



Sommaire

En guise d'introduction	6
Ce qu'il faut retenir pour l'année 2006	7
Etudes portant sur la physico-chimie	10
Etudes portant sur la boucle microbienne	36
Etude relative au phytoplancton	49
Etude de la concentration en chlorophylle <i>a</i>	59
Etudes portant sur la cyanobactérie <i>P. rubescens</i>	66
Etude relative au zooplancton	70
Météorologie	77
Etude des apports par les rivières	81
Etude portant sur la qualité sanitaire	100
Quelques perspectives	103
Bibliographie	106
Dossiers divers : des annexes	108
Le comité scientifique	
La liste complète du phytoplancton en 2006	
Le bilan du colloque « Autour du lac du Bourget »	
Le programme PROLIPHYC	
Les médias	

EN GUISE D'INTRODUCTION

Le Lac du Bourget est un écosystème complexe de part sa taille, qui dépend non seulement du fonctionnement de ses composantes internes, mais aussi des contraintes locales (apports de son bassin versant) et plus globales (climat).

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, 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 a permis par détournement des eaux traitées de diminuer de 50% les apports en phosphore et de 70% les apports en azote en deux décennies. Dans les années 1990 (1991 et 1993 notamment), de nouvelles stations d'épuration ont été mises en fonctionnement (Sierroz et au Bourget du lac) et certaines considérablement améliorées. 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 2007 fait suite au rapport de l'étude lourde effectuée en 2004 et 2005, commandé par le CISALB. Il constitue le premier rapport pour le suivi scientifique allégé du lac du Bourget, confié à l'INRA mais élaboré par l'ensemble des partenaires INRA, CCLB et CISALB. 2006 a également marqué les esprits avec l'organisation du 1^{er} colloque national intitulé « autour du lac du Bourget », animé par SJ.

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

CE QU'IL FAUT RETENIR

L'année 2006 a été globalement une année chaude et sèche par rapport aux moyennes historiques mais caractérisé également par un hiver d'abord froid suivi d'une période de « canicule », une fin d'année douce, sèche et bien ensoleillée. Dans le détail, les mois de janvier, février, mars et août ont été plus froids que la moyenne. Inversement ceux de juin, juillet, septembre, octobre et novembre ont été particulièrement chauds.

L'hiver 2005-2006 relativement froid a permis un brassage total des eaux du lac, ce qui a permis une réoxygénation assez satisfaisante par rapport aux années précédentes (depuis 2001, c'est la cinquième année successive qui montre une augmentation de la réoxygénation hivernale). Inversement, les températures douces relevées de septembre à décembre 2006 ont permis de maintenir une stratification thermique soutenue et des températures de l'épilimnion élevées (plus de 2,5°C qu'en 2005) jusqu'au mois de décembre.

Avec 1 004 mm de pluie mesuré à la Station météo de Voglans (sud du lac) et un déficit pluviométrique de 21%, 2006 s'affiche comme la 5^{ème} année la plus sèche de ces 30 dernières années devant 2005.

Le débit moyen de la Leysse (4,43 m³/s) est bien inférieur au module interannuel (6,63 m³/s). Sur le Sierroz, le débit moyen (1,68 m³/s en 2004) est également inférieur au module (2,46 m³/s). La Leysse est conforme à la DCE 98% alors que Le Sierroz n'est conforme que 37% du temps (les déclassements pour ce dernier étant dus essentiellement aux teneurs en nitrates (63%) et matières en suspension (37%).

L'année 2006 apparaît 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 observé une concentration moyenne de 24 µgP/L en phosphore total et 16 µgP/L en phosphate, soit une diminution de plus d'un tiers par rapport à 2005, alors que le stock variait faiblement depuis les années 1990. Jamais un stock en phosphore aussi faible n'a été observé depuis le début du suivi du lac du Bourget. Les apports totaux au lac sont estimés à 21 tonnes de phosphore total et de 3,7 tonnes d'orthophosphate (275 tonnes pour les nitrates et 446 tonnes pour l'azote total). 70 à 96% des apports en phosphore et en azote sont véhiculés par les crues et plus particulièrement par les 3 plus importantes observées cette année. La diminution des apports et du stock semble pouvoir être expliquée par un très faible relargage sédimentaire en 2005-2006. Cette baisse exceptionnelle n'apparaît pas dans les autres lacs alpins, typiquement au Léman, lac de statut trophique comparable et situé dans une même éco-région.

Durant 40 jours en 2006, le courant du Rhône s'est inversé et il a été un tributaire du lac du Bourget. Pour autant sa contribution au stock des nutriments reste négligeable (0,3 tonne de phosphore total, 0,11 de phosphate, 2,65 de nitrate et 4,05 d'azote total).

En 2006, 124 espèces phytoplanctoniques ont été recensées dans le lac. Cette valeur est en très forte baisse par rapport à celles enregistrées au cours des périodes précédentes (173 taxons en 1995-1996 et 176 taxons en 2004-2005). Globalement la diversité spécifique de toutes les classes d'algues a sensiblement diminué, en particulier les diatomées. Mais ces dernières montrent aussi une formidable augmentation de leur effectif, les espèces principales étant *Cyclotella* spp et *Stephanodiscus* spp, petites espèces dominant pour la première fois, à hauteur de 35%, le peuplement phytoplanctonique au lac du Bourget. Juste derrière elles, avec 11% de la population algale totale, *Planktothrix rubescens* reste l'espèce cyanobactérienne dominante de la communauté phytoplanctonique du Bourget. En 2006, la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton dans le lac du Bourget (4346 mg/m³) est toujours en augmentation par rapport à l'année précédente (3180 mg/m³). Le développement massif du phytoplancton se fait encore très tôt dans l'année ; et les algues microplanctoniques de grande taille, encore en forte proportion, ne sont que peu broutés par les organismes zooplanctoniques ou les poissons planctonophages. S'Il semble donc y avoir un lien marqué entre la baisse du P et la baisse du nombre de taxons en 2006, l'augmentation de la biomasse ne va à l'évidence pas dans ce sens.

2006 reste marquée par des concentrations élevées (comme en 2001) de *P. rubescens* dans le lac avec des valeurs dépassant 70 000 cell.ml⁻¹ associées à des fortes concentrations en microcystines (24 µg/L). La réduction de concentrations observée lors des années précédentes n'est donc plus vraie en 2006. Les paramètres climatiques pourraient être à l'origine des variations observées lors de ces dernières années, et en particulier les températures relativement élevées en automne et en hiver. En effet, le Léman a aussi connu en 2006 des épisodes avec de fortes concentrations en *P. rubescens* et ce en dépit d'une dynamique des nutriments significativement différente. Le contexte actuel de réchauffement des eaux semble donc être une piste particulièrement pertinente pour expliquer la dynamique de cette cyanobactérie. S'il se confirme, par une analyse globale de la série de données, que les hivers doux favorisent la croissance de *P. rubescens*, cette information pourrait alors avoir des conséquences importantes dans le cadre actuel des changements climatiques qui devraient se traduire, dans les années à venir, par des hivers moins rigoureux.

Le zooplancton présente une taxonomie et une dynamique typique des lacs péri-alpins de statut méso-eutrophe. Quelques taxons, plutôt minoritaires tels que le cladocère *Eubosmina longispina*, les larves veligères de *Dreissena*, ou les rotifères, montrent des fortes variations inter-annuelles, à la fois dans leur abondance ainsi que dans leur dynamique saisonnière, qui leur confèrent un fort potentiel d'indicateurs fonctionnels. En 2006, 12 taxons de zooplancton crustacéen ont été identifiés contre 15 en 2004-2005, la communauté zooplanctonique restant dominée par les copépodes. Si certains liens ne font aucun doute entre zooplancton – phytoplancton - phase des eaux claires, nous ne savons encore rien d'autres types de relations trophiques qui jouent sans nul doute un rôle important dans la structure des communautés et le fonctionnement global du lac du Bourget. C'est le cas par exemple des interactions entre la boucle microbienne et le zooplancton, un sujet auquel il faudrait s'intéresser dans un proche avenir.

Aucun événement remarquable n'a été constaté concernant les fortes abondances et la dynamique des différentes composantes de la boucle microbienne (virus, bactéries, picocyanobactéries, flagellés et ciliés). 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. Comme cela avait été conclu lors de l'étude complète en 2004-2005, les organismes caractéristiques de la boucle microbienne jouent un rôle très important dans le fonctionnement écologique du lac du Bourget.

La période dite des eaux claires a été bien marquée et a duré près d'un mois, étalé sur mai-juin. Cette période correspond à la consommation du phytoplancton par le zooplancton caractérisé par un pic marqué de l'ensemble de ces composantes. La transparence estivale pour l'année 2006 avec 7,2 mètres présente la valeur la plus élevée de la chronique de valeurs depuis 1981 et s'inscrit normalement dans la tendance croissante de ce paramètre constatée 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.

ETUDES PORTANT SUR LA PHYSICO-CHIMIE DU LAC

Le rapport de 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 les 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 des eaux du lac du Bourget est le point B situé au centre du lac avec une profondeur maximale de 147 m. Les campagnes ont eu lieu 2 fois par mois en moyenne, soit 20 campagnes en 2006. 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 dites 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 ; matières en suspension MEST). Le second type de campagne (en début de mois) 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 de bouteilles cylindriques NISKIN et un treuil avec une poulie compteuse. Les échantillons sont analysés par le laboratoire de chimie 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
MeST	Filtration sur filtres fibres de verre	NF EN 872
Orthophosphates	Colorimétrie Murphy et Riley (Molybdate Sb tartrate et réd. acide ascorbique)	NF EN 1189
pH	Electrométrie	NF T 90-008
Conductivité à 25 °C	Correction de température automatique	NFEN2788/ISO7888
Phosphore total	Minéralisation au peroxodisulfate en milieu acide	NF EN 1189
Azote ammoniacal	Bleu d'indophénol	NF T90-015
Azote nitrique	Colorimétrie réduction Cd	NF EN ISO 26777
Carbone organique total (COT)	détection IR Minéralisation Persulfate à chaud 80°C	FDT 90-102

Avec une fréquence plus importante que les campagnes de prélèvement, des mesures *in situ* sont également effectuées. il s'agit de profils verticaux de température et d'oxygène dissous obtenus à l'aide d'une sonde multiparamètres immergeable, ainsi que des profils verticaux réalisés avec une sonde spectrofluorimétrique (voir détails plus loin) permettant de déterminer la composition des principales classes algales de la colonne d'eau. La profondeur de la transparence est mesurée quant à elle avec un disque de SECCHI. Au total, 35 profils sonde et mesure de la transparence ont été obtenus en 2006.

II. EVOLUTIONS SAISONNIERES DES DIFFERENTS PARAMETRES

Les évolutions saisonnières des principaux paramètres (température, oxygène, azote nitrique, phosphate, silice, carbone organique total) sont représentés par les graphiques 3D ci-dessous.

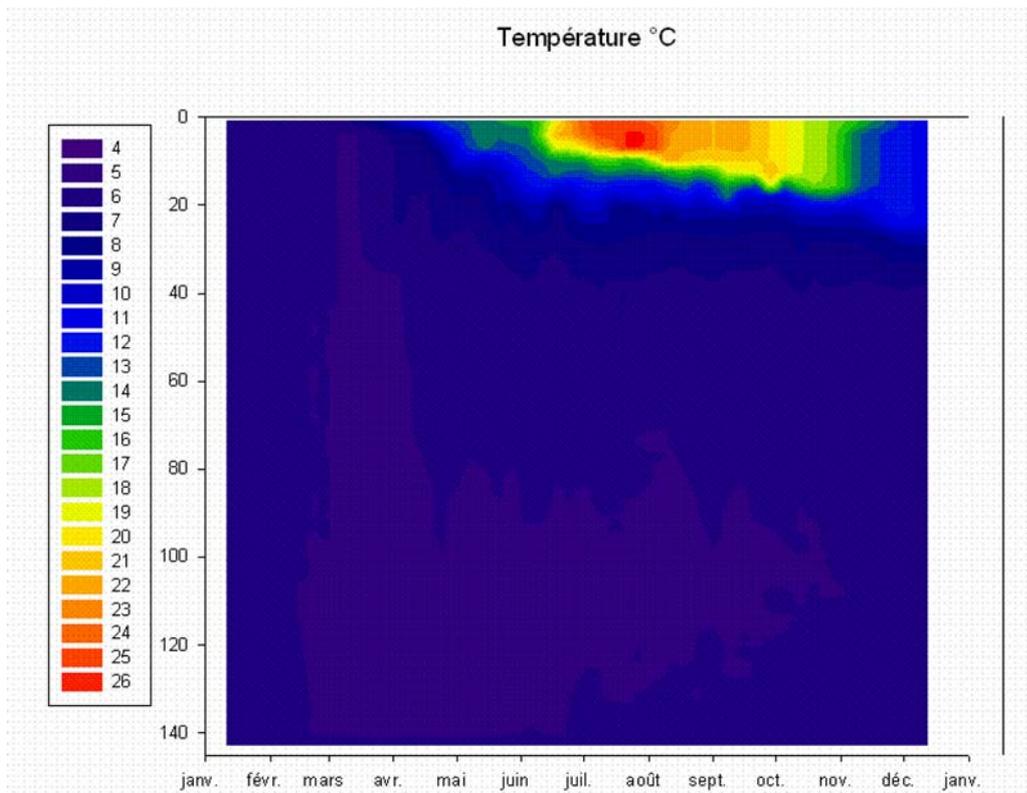


Figure I Evolution des températures du lac en 2006

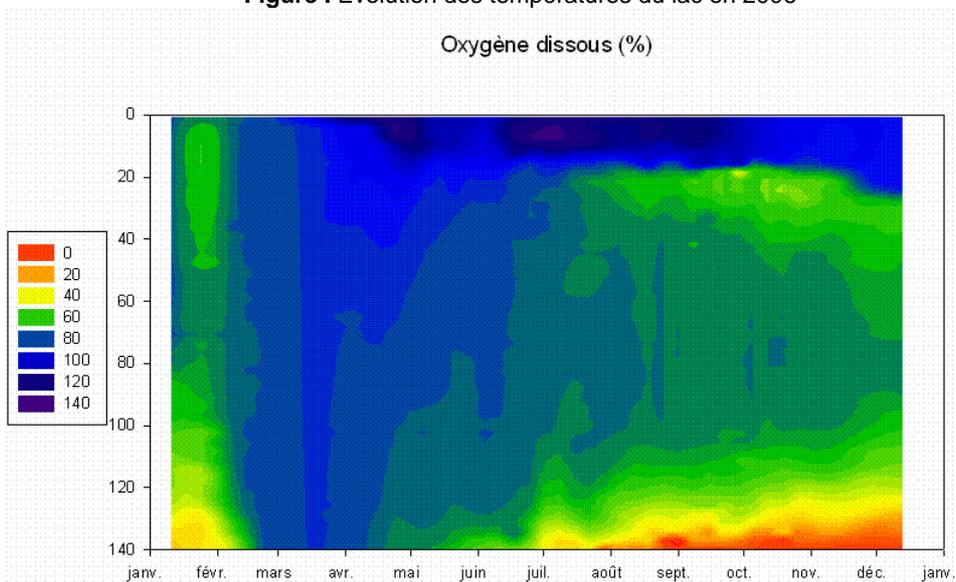


Figure II Evolution des concentrations en oxygène dissous du lac en 2006

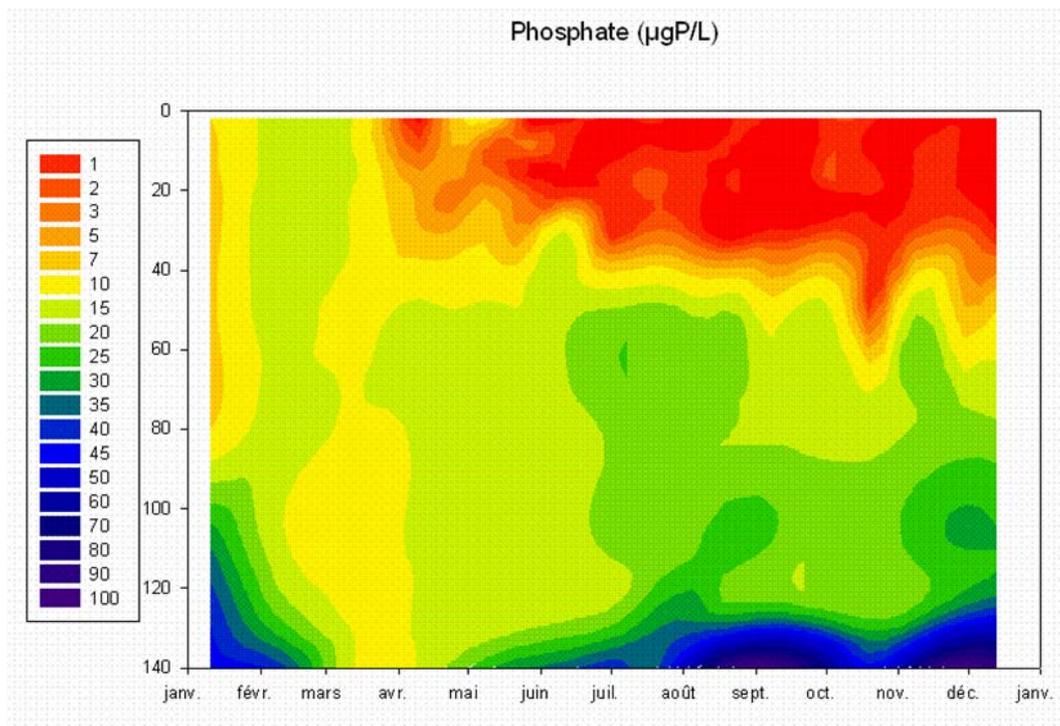


Figure III Evolution des concentrations en Phosphate du lac en 2006

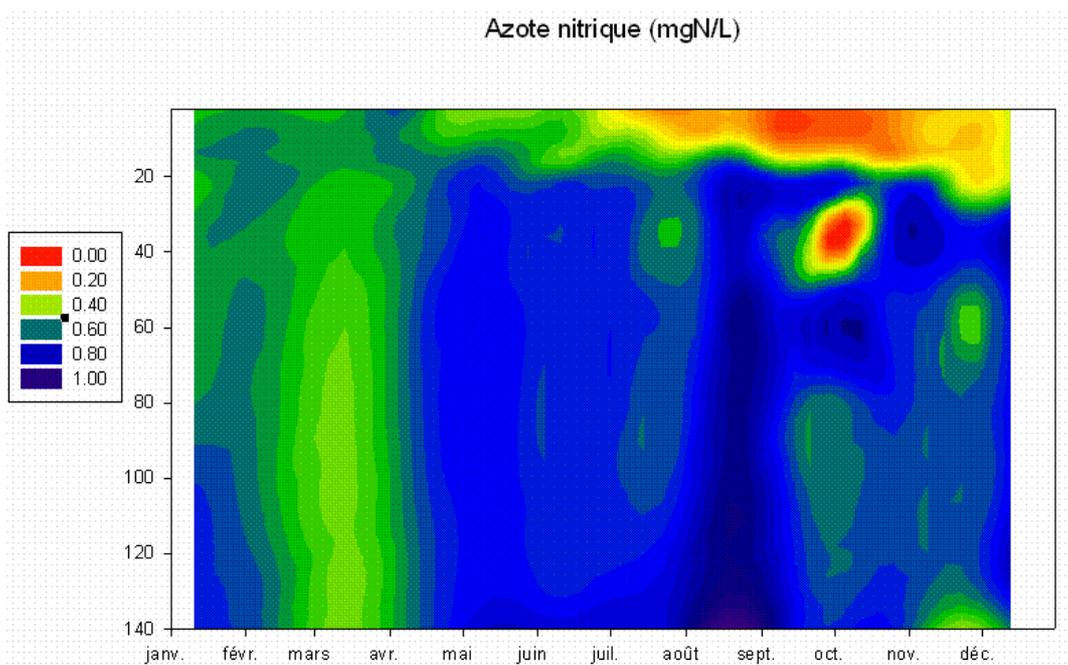


Figure IV Evolution des concentrations en Nitrate du lac en 2006

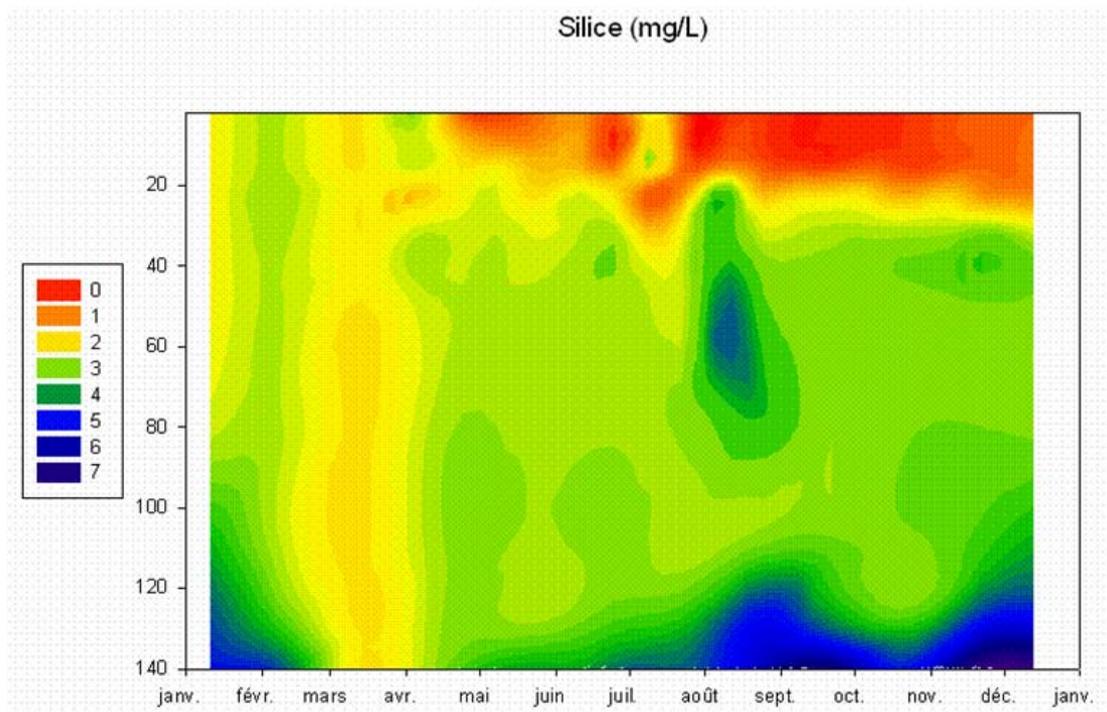


Figure V Evolution des concentrations en Silice du lac en 2006

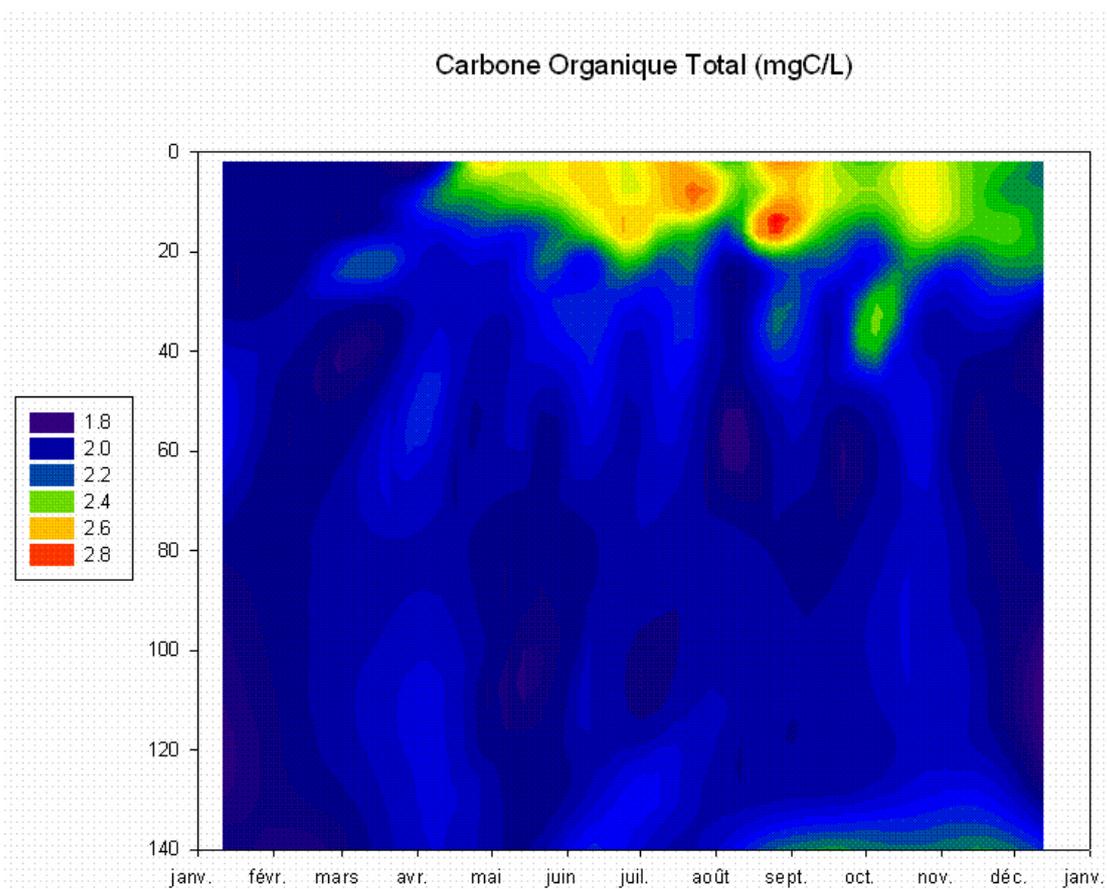


Figure VI Evolution des concentrations en carbone organique total du lac en 2006

II.1. TEMPERATURE ET OXYGENE

En 2006 la distribution verticale de l'oxygène reste de type clinograde au mois de janvier, bien que la réoxygénation du fond (140 m) ait déjà commencé (4% de saturation le 12/12/2005, 30% le 11/01/2006). Un gradient en oxygène est observé à partir de 80 mètres de profondeur (de 75% à 80 m à 52% à 120 m). Le maintien d'un gradient thermique bien que faible (de 5,59 à 5,27 °C) reste suffisant pour ralentir l'homogénéisation complète des couches d'eau. Par la suite, la réoxygénation progresse lentement vers les couches profondes d'autant plus lentement que l'on observe en 2006 l'apparition, de fin janvier à février, d'une petite stratification thermique inverse après 80 m (température plus froide en surface). Par la suite, les températures de l'air restent froides, c'est l'ensemble de la colonne d'eau qui se refroidit jusqu'au 15 mars et elles vont permettre la poursuite de l'oxygénation de l'ensemble de la masse d'eau.

La température d'homogénéisation est en dessous de 5°C, ce qui est exceptionnel et lié à un hiver froid (Tableau II). La distribution verticale de l'oxygène devient orthograde en mars avec une concentration en oxygène entre 10,83 et 10,76 mg.L⁻¹ le 15 mars soit environ 84 % de la saturation. Le mélange apparaît alors complet. La dynamique de ce brassage est très singulière avec une température très basse et une réoxygénation importante avant le brassage complet.

Tableau II Températures d'homogénéisation et températures maxima observées au point B de 2003 à 2006

Année	Température homogénéisation (°C)	Date	Température maximum à 2 m (°C)	Date
2003	5,89	18/02/03	26,18	12/08/03
2004	5,98	17/02/04	24,88	11/08/04
2005	5,35	24/02/05	24,97	28/06/05
2006	4,99	7/03/06	26,74	26/07/06

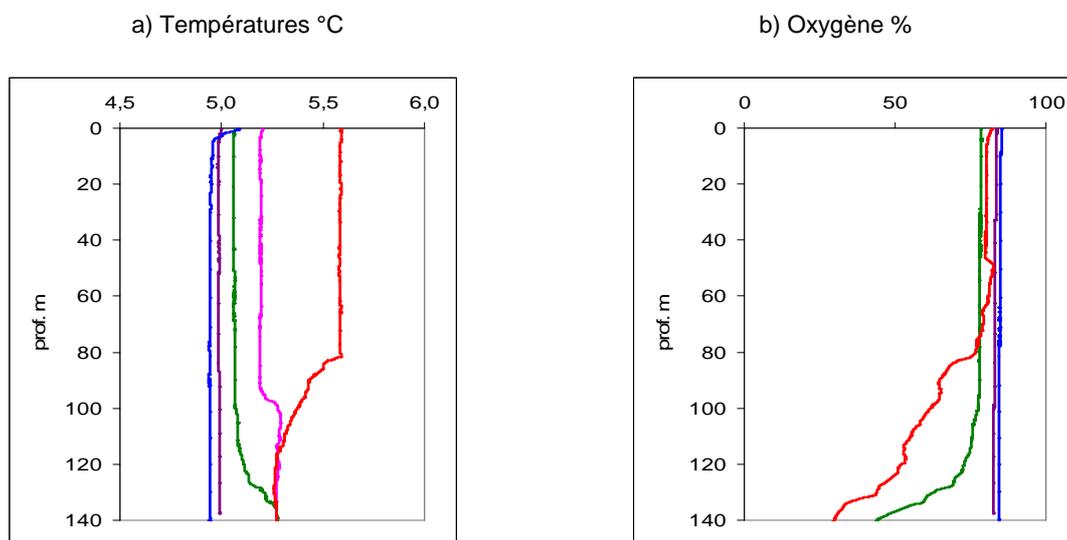


Figure VII Distributions verticales des températures (°C) et de l'oxygène (% saturation) au point B au début de l'année 2006 (11/01 —, 30/01 —, 08/02 —, 07/03 —, 15/03 —)

Dès le mois de mars et surtout au mois d'avril, l'élévation des températures de l'air et l'augmentation des durées d'insolation favorisent la mise en place d'un début de stratification thermique en surface et un démarrage de l'activité photosynthétique du phytoplancton. La production primaire démarre

significativement début avril avec des conséquences en surface sur la transparence, les concentrations en nutriments et les concentrations en oxygène. D'avril à septembre, la distribution verticale de la température entraîne une stratification de l'oxygène présentant des concentrations différentes:

- Dans les couches superficielles (0 à 10 m), une sursaturation en oxygène apparaît, conséquence d'une activité photosynthétique active. Cette sursaturation, d'abord présente en surface, s'enfonce progressivement avec l'épaississement de l'épilimnion ;
- Autour d'une vingtaine de mètres de profondeur apparaît un minimum d'oxygène qui va s'accroître progressivement, atteindre une valeur minimale de 5,93 mg.L⁻¹ (soit 50% de la saturation) au mois d'octobre et se maintenir jusqu'en décembre ;
- de 50 à 110 m, la distribution verticale de l'oxygène est assez homogène autour de 75% de la saturation ;
- Au fond, à 120 m, il y a déficit d'oxygène. Les concentrations sont d'autant plus faibles que l'on se rapproche du fond, du fait de la consommation d'oxygène par les bactéries pour la décomposition de la matière organique (attention, nous n'avons aucune donnée sur cette dernière affirmation).

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 25 mètres d'épaisseur au mois de décembre avec pour conséquence :

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

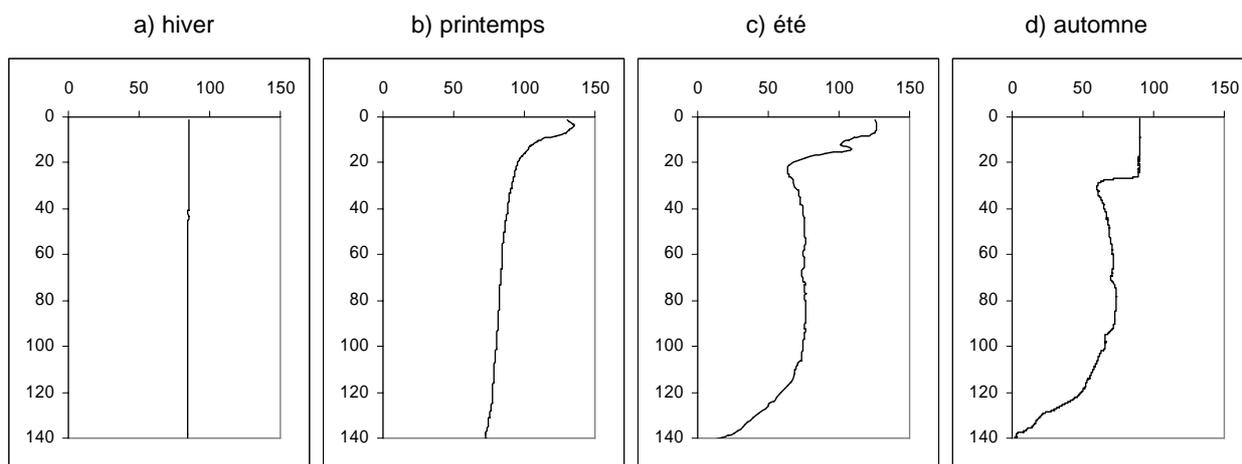


Figure VIII Distributions verticales des concentrations en oxygène (% sat) au point B en 2006

L'hiver très froid à un moment donné a permis un brassage total. Inversement, les températures douces relevées de septembre à décembre 2006 à la station météorologiques de Voglans ont permis de maintenir une stratification thermique soutenue et des températures de l'épilimnion élevées (plus de 2,5°C qu'en 2005) jusqu'au mois de décembre.

Tableau III Comparaison des températures de l'épilimnion (°C) entre 0 et 25 m au point B au mois de décembre 2005 et 2006

Date	Températures de l'épilimnion
12/12/2005	7,53 – 7,46
13/12/2006	10,22 – 10,10

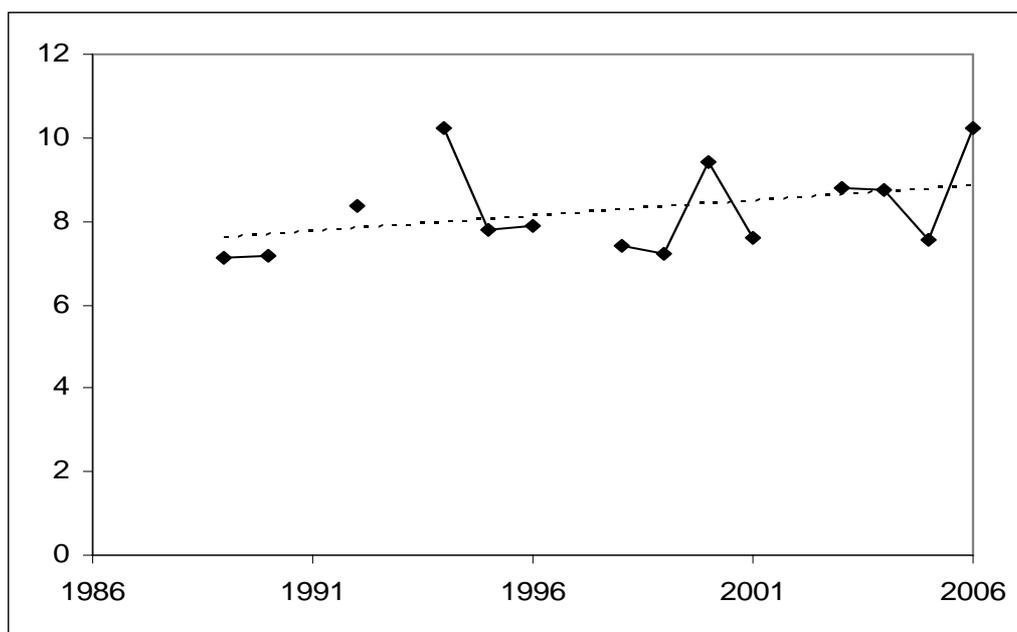


Figure IX Températures moyennes et tendance des mois de décembre à 2 m de profondeur au point B de 1989 à 2006

La variation saisonnière en oxygène dans la couche trophogène au niveau du métalimnion laisse supposer deux périodes de production distinctes comme pendant l'année 2003:

- la première, assez courte, présente un maximum le 25/04 avec $14,96 \text{ mg.L}^{-1}$ soit 135 % de saturation ;
- la seconde, plus étalée dans le temps, de juin à septembre avec des concentrations variant entre 10 et $13,6 \text{ mg.L}^{-1}$ soit entre 110 et 151 % de la saturation.

A partir du mois de septembre les concentrations en oxygène de cette couche diminuent progressivement jusqu'à la fin de l'année.

En raison des effets cumulés de la minéralisation de la matière organique et des difficultés d'échanges des éléments dissous dus à la stratification thermique, nous observons des sous saturations en oxygène dans les couches plus profondes.

Dans la partie basse du métalimnion, on observe une sous saturation en oxygène entre 18 et 25 mètres de profondeur jusqu'au début du mois de novembre puis le minimum s'enfonce avec l'érosion de la thermocline jusqu'à une trentaine de mètres en décembre.

En 2006, cette sous saturation commence le 21 juin, et passe par un minimum le 17 octobre avec une valeur de $5,93 \text{ mg.L}^{-1}$.

Le minimum d'oxygène métalimnique diminue progressivement jusqu'au mois de décembre à la suite du refroidissement automnal qui entraîne une homogénéisation de l'épilimnion sur plus de 30 m d'épaisseur (érosion de la thermocline).

En profondeur, à 130 m, l'intensité de la minéralisation de la matière organique et la qualité de la réoxygénation hivernale peuvent s'estimer à partir de l'analyse des variations saisonnières des valeurs en oxygène dans les zones profondes.

La réoxygénation des couches profondes n'est pas totale mais importante. Le maximum est atteint au mois de mars avec $10,77 \text{ mg.L}^{-1}$ le 15/03 correspondant à plus de 84 % de la saturation. La phase de circulation des eaux ayant été suffisamment intense, l'homogénéisation de toute la colonne d'eau est donc observée au début de l'année comme les deux dernières années.

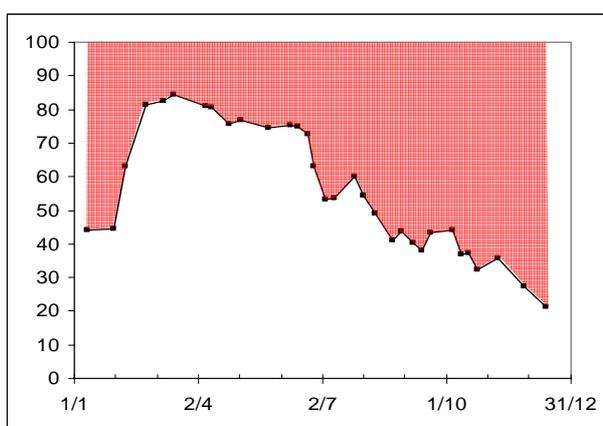


Figure X Variation saisonnière des concentrations en oxygène (%) à 130 m au point B en 2006

Après la mise en place de la stratification thermique et donc l'isolement de l'hypolimnion, les concentrations en oxygène diminuent progressivement jusqu'en décembre ($2,69 \text{ mg.L}^{-1}$). Cette consommation d'oxygène est probablement la conséquence de l'activité des microorganismes dans les processus de minéralisation de la matière organique.

II.2. TRANSPARENCE

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 déterminée par l'abondance du phytoplancton.

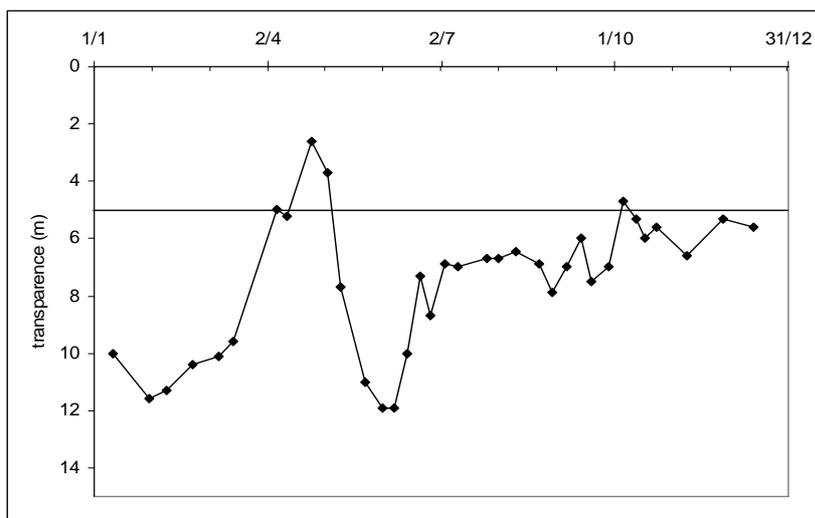


Figure XI Variation saisonnière de la Transparence (m) au disque de Secchi au point B en 2006

L'évolution de la transparence permet de distinguer la production primaire printanière, suivie de la phase des eaux claires. L'activité phytoplanctonique est ensuite soutenue le reste de l'année. De janvier à mars la transparence se situe entre 10 et 11,6 m et reste conforme aux valeurs relevées les années précédentes en période hivernale. Du 15 mars au 25 avril nous observons une diminution rapide des valeurs (9,6 à 2,6 m en 40 jours) correspondant à une augmentation de biomasse phytoplanctonique printanière (augmentation de la concentration en chlorophylle *a* avec un maximum le 25/04 avec $13,23 \mu\text{g.l}^{-1}$ associé à une consommation rapide des nutriments (phosphates et silice) par les organismes photosynthétiques dans l'épilimnion. La période d'eaux claires est bien marquée et dure près d'un mois. Elle apparaît au début du mois de mai, la transparence passe alors de 2,6 à 11,9 m et présente un maximum le 07/06 avec 11,9 m. Cette période correspond à la consommation du phytoplancton par le zooplancton (voir plus loin). Pendant la période estivale, la transparence diminue progressivement jusqu'au mois de décembre elle passe de 7 m à environ 5 m indiquant une activité phytoplanctonique soutenue.

II.3. NUTRIMENTS

II.3.1. BRASSAGE ET DISTRIBUTIONS VERTICALES

La distribution verticale des nutriments reste semblable aux années précédentes. Pendant la période hivernale (période de circulation des eaux), les concentrations en nutriments montrent une relative homogénéité sur toute l'épaisseur de la colonne d'eau, entre $0,56$ et $0,64 \text{ mg.L}^{-1} \text{ N}$ pour les nitrates, entre $0,013$ et $0,017 \text{ mg.L}^{-1} \text{ P}$ pour les phosphates, entre $0,022$ et $0,025 \text{ mg.L}^{-1} \text{ P}$ pour le phosphore total, entre $2,12$ et $2,21 \text{ mg.L}^{-1}$ pour la Silice et entre $1,91$ et $2,02 \text{ mg.L}^{-1}$ pour le Carbone total.

Au cours du réchauffement printanier, l'établissement d'une stratification thermique dans le lac conduit à la séparation des eaux superficielles et des eaux profondes. En conséquence, on observe l'apparition d'une stratification chimique liée à l'isolement des deux compartiments : l'épilimnion et l'hypolimnion.

Dans les eaux de surface, la prédominance de la photosynthèse entraîne une consommation des nutriments par les organismes autotrophes se traduisant par une diminution progressive des concentrations:

- Les concentrations en nitrates restent faibles autour de $0,10 \text{ mgN.l}^{-1}$ entre 0 et 6 mètres de profondeur pendant le mois de septembre, à 10 mètres de profondeur pendant près de deux mois (août à octobre).
- les phosphates restent inférieurs à $5 \mu\text{g.l}^{-1}$ de mai à décembre entre 0 et 20 m de profondeur puis jusqu'à 30 m à partir de juillet jusqu'en décembre.
- La silice entre 0 et 10 m montre des concentrations inférieures à 1 mg.L^{-1} du mois de juin à novembre.

Dans les eaux profondes et dans un premier temps, les réactions d'oxydation de la matière organique sont prépondérantes. L'augmentation des concentrations des nutriments en fonction de la profondeur traduit les réactions de minéralisation et de relargage benthique.

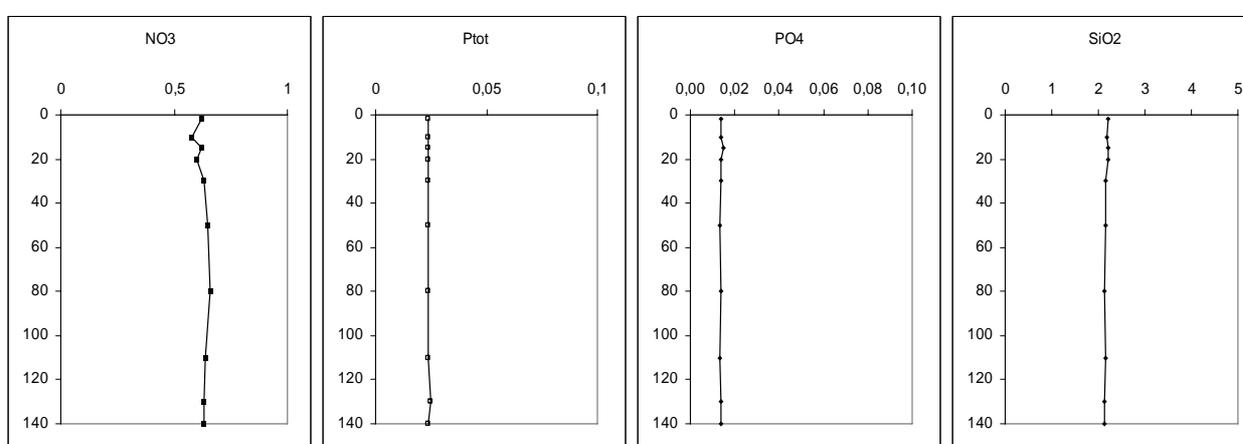


Figure XII Distributions verticales des concentrations en nutriments au point B en fin de période hivernale le 15/03/2006 ($\text{NO}_3 \text{ mg.L}^{-1}\text{N}$, $\text{P}_{\text{tot}} \text{ mg.L}^{-1}\text{P}$, $\text{PO}_4 \text{ mg.L}^{-1}\text{P}$, $\text{SiO}_2 \text{ mg.L}^{-1}$)

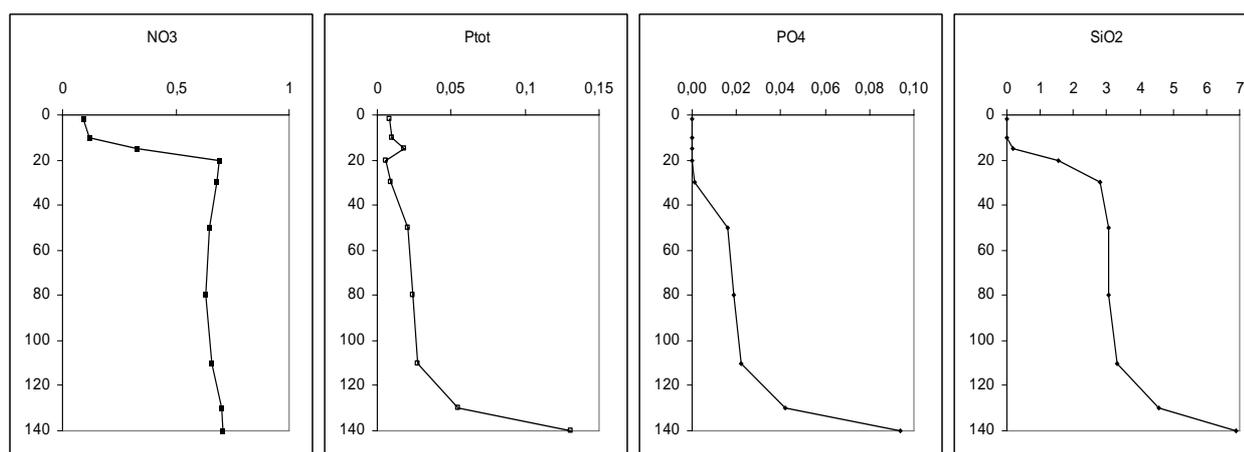


Figure XIII Distributions verticales des concentrations en nutriments (mg.L^{-1}) au point B en période de stratification thermique le 19/09/2006. ($\text{NO}_3 \text{ mg.L}^{-1}\text{N}$, $\text{P}_{\text{tot}} \text{ mg.L}^{-1}\text{P}$, $\text{PO}_4 \text{ mg.L}^{-1}\text{P}$, $\text{SiO}_2 \text{ mg.L}^{-1}$)

Les concentrations mesurées tout au long de l'année permettent de suivre les évolutions saisonnières des différents nutriments dans les différentes couches comme on peut le voir avec les graphiques 3D en début de rapport.

II.3.1.A. Nitrates

Les concentrations en nitrates à 2 mètres de profondeur sont maximales en hiver pendant la période de faible croissance phytoplanctonique (0,62 mgN.l⁻¹ le 12 avril). Par la suite ces concentrations diminuent progressivement, l'azote nitrique étant consommé par les organismes jusqu'au mois de septembre (0,09 mg.L⁻¹N le 06/09). Les concentrations sont les plus basses (\approx 0,10 mg.L⁻¹ N) pendant le mois de septembre. Ces concentrations augmentent de nouveau en automne avec le refroidissement et l'enfoncement de la thermocline (de 0,09 à 0,39 mg.L⁻¹N entre les mois de septembre et de décembre).

A 15 mètres, les concentrations restent relativement constantes autour d'une valeur de 0,58 mg.L⁻¹ N jusqu'au mois d'août, puis elles diminuent pour atteindre 0,19 mg.L⁻¹ N le 23/10 et remontent lentement (0,40 mg.L⁻¹ N) en fin d'année avec l'enfoncement de la thermocline.

Les évolutions saisonnières des concentrations en nitrates entre 80 et 140 mètres de profondeur restent assez semblables au cours de l'année 2006. Le minimum est enregistré au moment du mélange des eaux au mois de mars (0,46 à 0,46 mg.L⁻¹ N), puis les concentrations augmentent de mars à mai entre 0,47 et 0,81 mg.l⁻¹ N du fait de la minéralisation puis restent relativement stables jusqu'au mois d'octobre. À partir du mois d'octobre, avec l'aggravation des déficits en oxygène mesurés à proximité du fond, les concentrations en nitrates à 140 m présentent des valeurs plus faibles par rapport à celles des niveaux supérieurs du fait de la réduction des formes de l'azote par les microorganismes (non démontré).

D'une manière générale la consommation des nitrates en 2006 est moins intense et arrive plus tard dans la saison. On n'observe pas de consommation au début du printemps (avril) en surface :

	2005	2006
[NO ₃] < 0,01 mg.L ⁻¹	de juillet à septembre	Septembre
Début de consommation	mai	Juin

II.3.1.B. Phosphates

De 2 à 20 mètres de profondeur, les variations saisonnières suivent une évolution relativement similaire. Les concentrations, maximales au moment de la phase d'homogénéisation des eaux (18 µg.l⁻¹ P), présentent une diminution assez rapide dès le mois de mars. Elles passent de 14 à 1 µg.l⁻¹P en 28 jours entre le 15/03 et le 12/04, illustrant ainsi la consommation des phosphates par les organismes chlorophylliens lors de la phase de production printanière marquée par la poussée des diatomées.

Les concentrations remontent ensuite pratiquement aussi rapidement le 10 mai jusqu'à 11 µg.l⁻¹P concomitantes au début de la phase des eaux claires liée au broutage par le zooplancton. On constate :

- la diminution de la biomasse phytoplanctonique et donc la réduction de la consommation des nutriments ;
- l'augmentation de la minéralisation de la matière organique.

A partir de la fin du mois de mai, les concentrations restent relativement faibles jusqu'au mois de décembre (<5 µg.l⁻¹P) avec la reprise de l'activité phytoplanctonique.

Au début de l'année les concentrations en phosphates sont élevées en lien avec la persistance d'une légère stratification thermique qui n'a pas encore permis le mélange et la réoxygénation des eaux profondes

(0,048 mgP.l⁻¹ à 140 m), le fond étant concentré en phosphore du fait de la désoxygénation et de la remise en suspension des sédiments riches en phosphore. Au moment de la phase de circulation des eaux, au mois de mars, les concentrations sont homogènes dans tout l'hypolimnion entre 0,016 et 0,014 mgP.l⁻¹ P.

A partir du mois de mai et même d'avril pour la profondeur de 140 m, les concentrations ont tendance à augmenter jusqu'à la fin de l'année, l'augmentation est d'autant plus importante que l'on se rapproche du fond, ce phénomène étant directement lié à l'apparition du déficit en oxygène. La désoxygénation à l'interface des sédiments entraîne la réduction du fer et du manganèse par les microorganismes en anaérobie. De ce fait le phosphore adsorbé et lié aux sédiments est remis en suspension par cette réduction. Les concentrations augmentent comme suit :

- 0,022 mg.L⁻¹ P à 80 mètres
- 0,030 mg.L⁻¹ P à 110 mètres
- 0,056 mg.L⁻¹ P à 130 mètres
- 0,107 mg.L⁻¹ P à 140 mètres.

Les maxima en 2006 sont inférieurs à ceux des années précédentes du fait des concentrations plus faibles au moment du brassage hivernal respectivement.

II.3.1.C. Silicates

L'évolution temporelle des concentrations est assez comparable à celle des autres nutriments :

- Maximum pendant la phase de circulation des eaux à 2,86 mg.L⁻¹
- Diminution rapide fin mars - début avril liée au développement printanier des diatomées
- Pic en juillet entre 2,56 et 3,0 mg.L⁻¹ après la phase des eaux claires
- A partir de fin juillet et jusqu'au mois de novembre, les concentrations restent inférieures à 0,5 mg.L⁻¹ (jusqu'à 0) puis remontent légèrement à la fin de l'année autour de 0,90 mg.L⁻¹.

Dans l'hypolimnion, des valeurs importantes sont observées avec un maximum en fin d'année. A partir du mois de juillet, les concentrations sont d'autant plus grandes que l'on se rapproche du fond, respectivement de 3,95, 5,27 et 8,08 mg.L⁻¹ à 110, 130 et 140 m de profondeur du fait de la minéralisation de la matière organique et de la remise en suspension des sédiments contenant des diatomées.

Depuis quelques années, de juillet à décembre, nous observons à 30 m une diminution des phosphates ([Ortho P] <5 µg.l⁻¹ P) tandis que les concentrations en nitrates (et en silice) restent quasiment constantes (0,75mg.L⁻¹ N). La consommation des orthophosphates à 30 m de profondeur ne peut s'expliquer par une activité photosynthétique directe importante du fait de l'absence de lumière, mais par des phénomènes physico-chimiques (diffusion, ondes interne...) et biologiques (déplacement des microorganismes). La présence de la communauté hétérotrophique (bactéries et eucaryotes) pourrait également jouer un rôle clef dans l'utilisation de cette ressource.

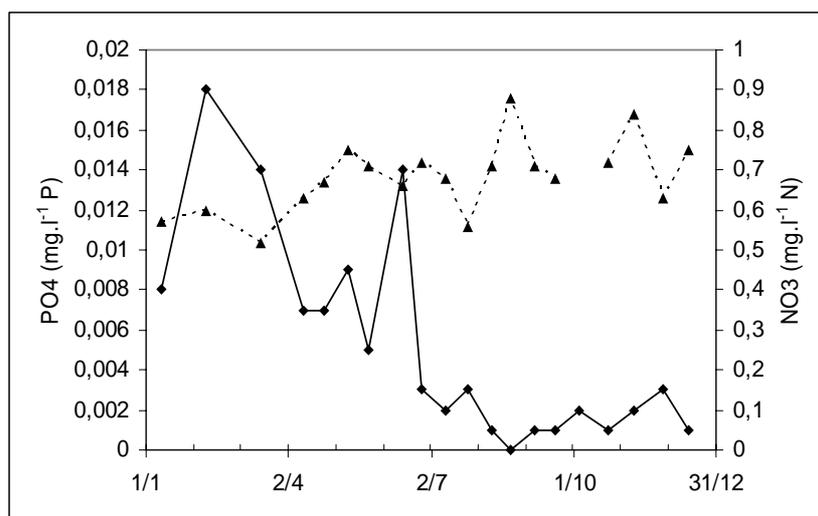


Figure XIV Comparaison de l'évolution des concentrations en phosphates mg.L^{-1} P (—◆—) et en nitrates mg.L^{-1} N (- -▲- -) au point B à 30 m de profondeur en 2006

II.3.1.D. Carbone organique total

Le COT indique principalement la présence des algues par une augmentation d'environ 1mgC/L de sa concentration dans les couches superficielles (jusqu'à 20 m) de mai à décembre. Sa concentration augmente aussi dans le fond du lac entre septembre et décembre du fait de la remise en suspension des sédiments contenant la matière organique. La contribution des microorganismes à ce COT est inconnue.

II.3.2. STOCKS ET SUIVI LONG TERME

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

- ⇒ Teneur en nutriments au moment du brassage hivernal: l'azote nitrique en mgN.l^{-1} et le phosphore total en mgP.l^{-1}
- ⇒ Transparence moyenne estivale en mètres
- ⇒ Concentration moyenne annuelle en chlorophylle *a* (en $\mu\text{g.l}^{-1}$)
- ⇒ Sursaturation en oxygène à 2 mètres (en mg.L^{-1})
- ⇒ Sous saturation maximale en oxygène dans le métalimnion (en mg.L^{-1})
- ⇒ Sous saturation en oxygène à 130 mètres (en mg.L^{-1})
- ⇒ Le déficit à l'origine et le déficit maximal en oxygène hypolimnique (en mg.L^{-1})
- ⇒ La consommation journalière et annuelle de l'oxygène hypolimnique respectivement en mg.L^{-1} et en $\text{mg.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$.

II.3.2.A. 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 A/T (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.

De 1985 à 2006, 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. On notera que l'année 2006 présente une réoxygénation assez satisfaisante par rapport aux années précédentes. En effet, depuis 2001 c'est la cinquième année successive qui montre une augmentation de la réoxygénation hivernale. Dans la chronique des valeurs depuis 1985, elle se situe à des niveaux comparables aux années 1996, 1999 et 2005.

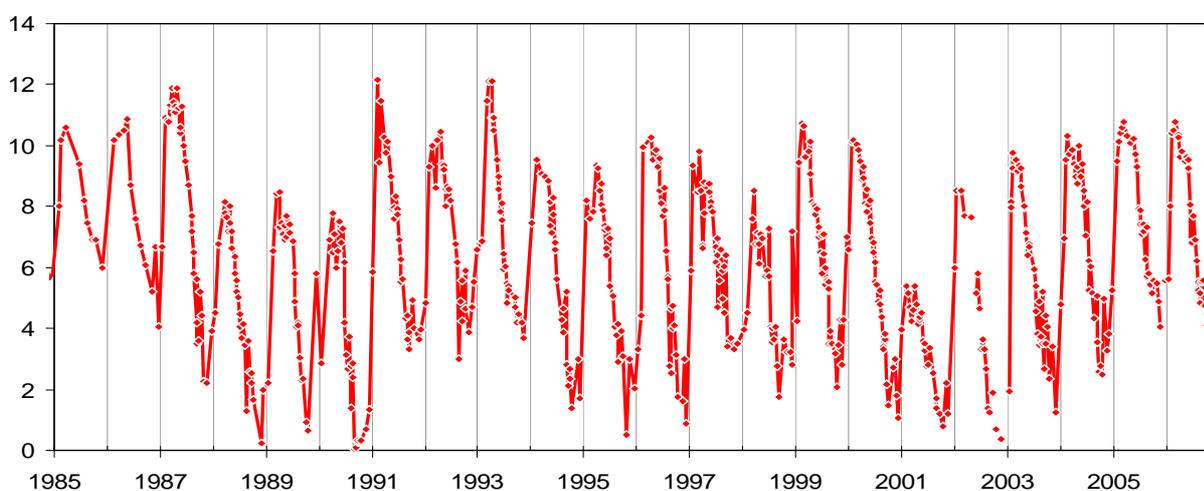


Figure XV Evolution des teneurs en oxygène en mg.L^{-1} de saturation à 130 mètres au point B de 1985 à 2006

Nous devons souligner l'influence prépondérante qu'exercent les facteurs externes, notamment les aléas climatiques, sur le calcul des indices de sursaturation épilimnique et de sous-saturation métalimnique et hypolimniques. 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.

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. L'activité photosynthétique commence dès le début du mois d'avril et nous observons une augmentation de la concentration en oxygène et une sursaturation apparaît en surface le 1^{er} avril. La sursaturation maximale en oxygène qui se situait plutôt autour de 2 m apparaît plus profondément dans le métalimnion (10 - 12 m) depuis 1998, laissant supposer une amélioration de la transparence et la modification des abondances relatives des espèces du phytoplancton par exemple les cyanobactéries. Si la différence des indices de sursaturation moyenne en oxygène entre les profondeurs de 2 m et celle du maximum d'oxygène (10 – 12 m) reste peu importante jusqu'en 2000, elle semble augmenter en 2001 et 2003 puis revenir à des valeurs relativement faibles. Toutefois, nous préférons suivre ce dernier niveau que nous pensons plus représentatif des conséquences de l'activité photosynthétique que nous souhaitons mettre en évidence.

La sursaturation en oxygène à 2 m en 2006 s'élève à 1,82 mg.L⁻¹ et montre une certaine stabilité depuis 1999, entre 1,40 et 2 mg.L⁻¹. 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.L⁻¹.

Tableau IV Evolution des sursaturations en oxygène (mg.L⁻¹) à 2 m et maximales au point B de 1981 à 2006

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
max	3,3	2,6	1,9	1	1,7	2,8	3,5	3	2,27	2,65	2,62	2,15	1,95	2,39
.2 m	3,3	2,6	1,9	1	1,7	2,8	3,5	3	2,27	2,65	2,62	2,15	1,95	2,39
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006		
.max	2,76	3,22	2,42	2,34	1,49	2,06	3,18		3,13	1,80	2,21	2,27		
.2 m	2,57	3,09	1,92	2,05	1,41	1,84	1,65	1,88	1,80	1,53	2,02	1,82		

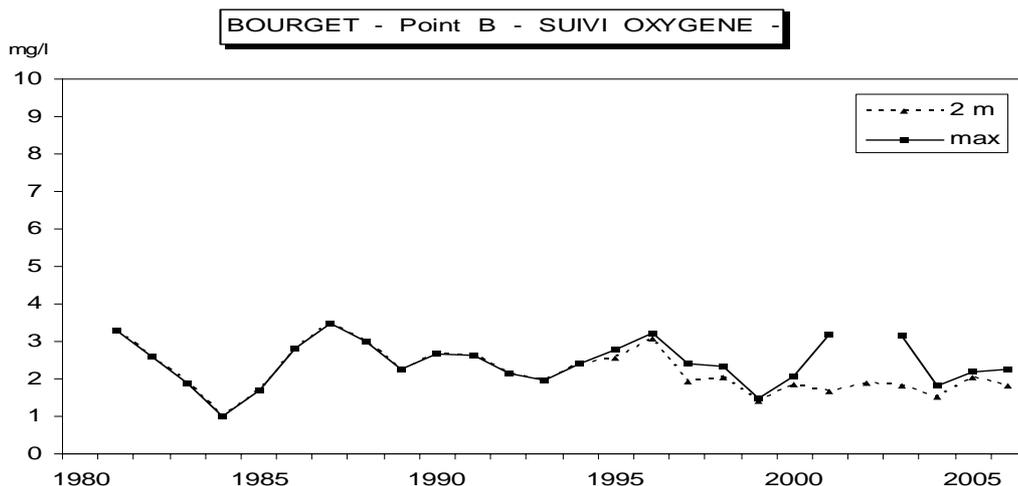


Figure XVI Evolution des indices moyens annuels de sursaturation en oxygène (mg.L⁻¹) à 2 m et maxi au point B de 1981 à 2006

En 2006, la sous saturation moyenne annuelle en oxygène dans le métalimnion se monte à 4,02 mg.L⁻¹. Si l'on a pu observer une augmentation de ce paramètre entre 1981 et 1992 (de 3,3 à 6 mg.L⁻¹), et même

s'il présente en 2006 une valeur la plus basse depuis l'année 2000, il semble montrer, depuis 1993, une certaine stabilité autour d'une valeur moyenne de 5 mg.L⁻¹.

Tableau V Evolution de la sous saturation en oxygène (mg.L⁻¹) au métalimnion au point B de 1981 à 2006

	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		
Moyenne	5,2	5,2	6,2	5,6	3,6	4,6	5,2		4,77	5,1	4,9	4,0		

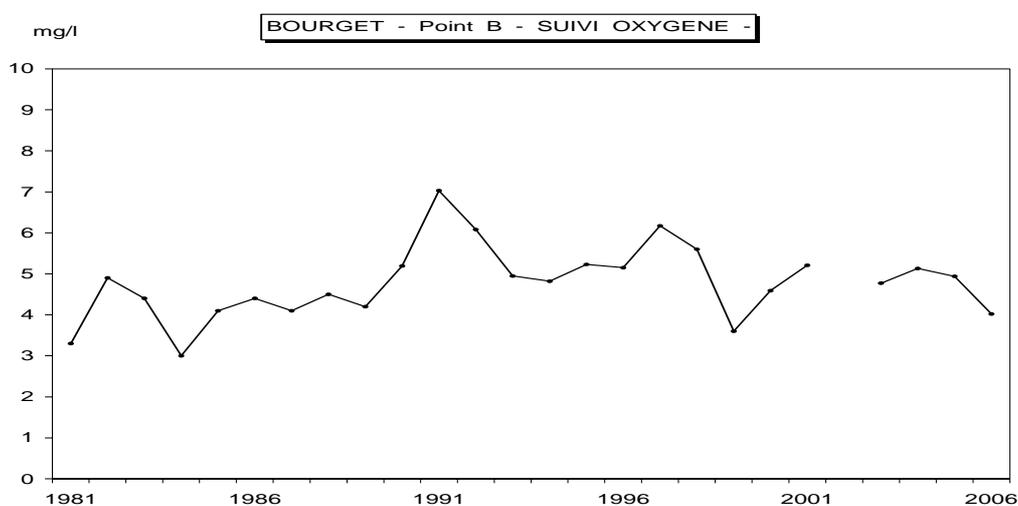


Figure XVII Evolution des indices moyens annuels de sous saturation en oxygène (mg.L⁻¹) entre 15 et 35 m au point B de 1981 à 2006

Les niveaux de sous saturation du fond (à 130 m) dépendent de l'intensité de la minéralisation et donc des quantités de matière organique à dégrader et de la réoxygénation du précédent brassage. Une augmentation régulière de l'indice constitue un signe d'eutrophisation ainsi qu'un paramètre aggravant car favorisant le relargage du phosphore des sédiments.

Tableau VI Sous saturations moyennes annuelles en oxygène à 130 mètres (mg.L⁻¹) au point B, de 1981 à 2006

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Moyenne		4,80	5,37	4,70	3,80	4,20	4,50	7,90	7,12	8,36	5,16	4,82	5,48	6,07
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006		
Moyenne	6,35	6,10	5,52	7,14	5,49	5,92	8,96	7,20	6,17	5,33	4,28	5,07		

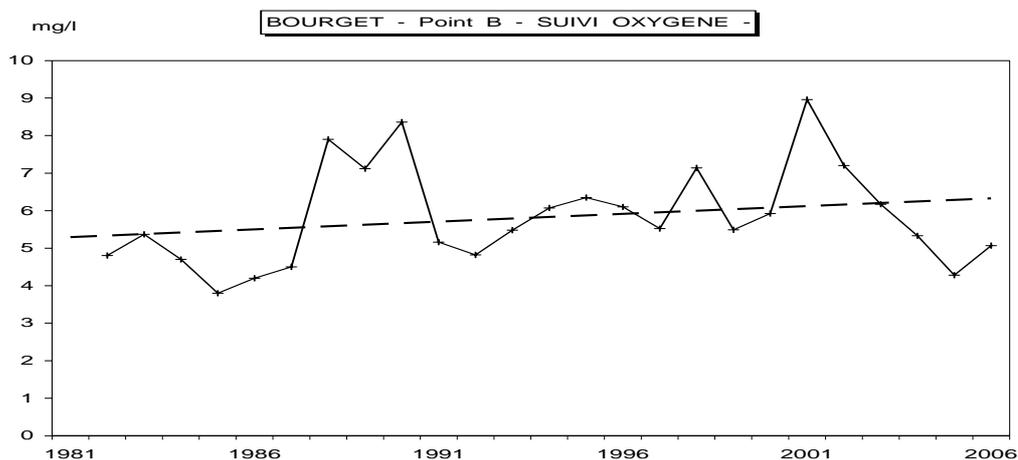


Figure XVIII Evolution de l'indice de sous saturation moyen annuel en oxygène (mg.L⁻¹) à 130 mètres au point B de 1981 à 2006

L'indice de l'année 2006 est légèrement supérieur à celui de l'année précédente mais reste cohérent avec le sens d'évolution déjà constaté avec les données antérieures. D'une manière globale, on n'observe pas d'évolution significative. L'évolution de cet indice semble gouvernée plus par l'intensité de la réoxygénation hivernale 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, 1989, 1990 et 2001).

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 VII Oxygène hypolimnique au point B en 2006, 2005 et 2004 – déficits et consommations

		2006	2005	2004
Déficit à l'origine	mg.L ⁻¹	1,55	0,81	1,92
Déficit maximum	mg.L ⁻¹	4,91	4,54	5,29
Consommation hypolimnique annuelle	mg.L ⁻¹	3,36	3,73	3,37
Consommation hypolimnique journalière	mg.m ⁻³ .j ⁻¹	12,31	13,71	14,22

Les déficits en oxygène calculés en début et en fin de stratification thermique sont légèrement supérieurs aux valeurs de 2005 ; ils restent cependant globalement du même ordre de grandeur que les années précédentes.

Les consommations hypolimniques globales et journalières sont respectivement de 3,36 mg.L⁻¹ et 12,31 mg.m⁻³.j⁻¹ comparables aux données de la chronique 1984 – 2005.

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.L^{-1} et de $17 \text{ mg.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$ et demeurent à des niveaux qui peuvent être considérés comme modérés.

L'évolution des consommations en oxygène dans l'hypolimnion n'indique pas de dégradation du niveau trophique et un système plus stable qu'avant 1996.

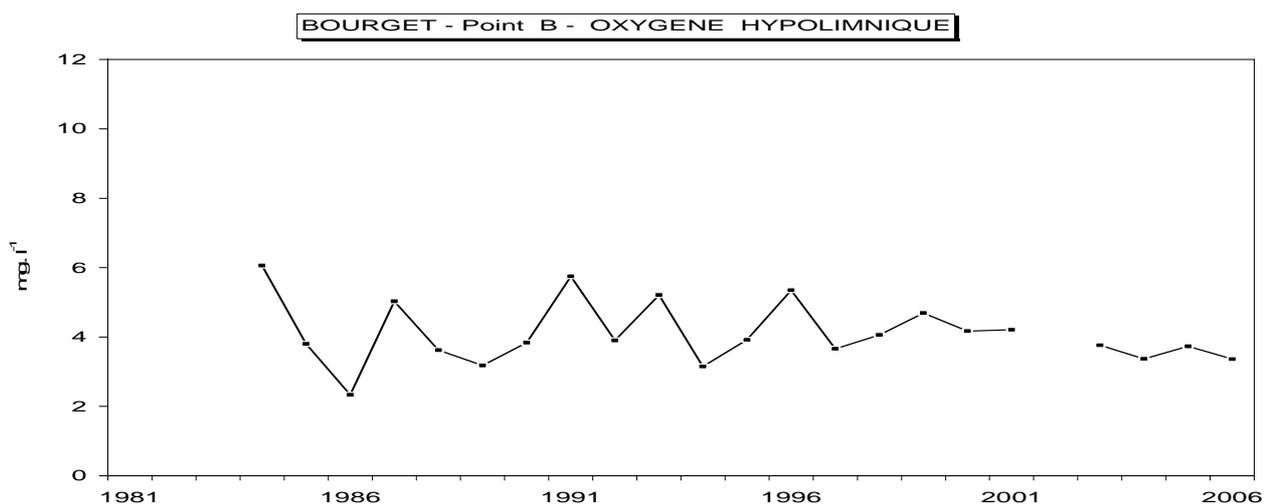


Figure XIX Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation annuelle au point B de 1984 à 2006 (mg.L^{-1})

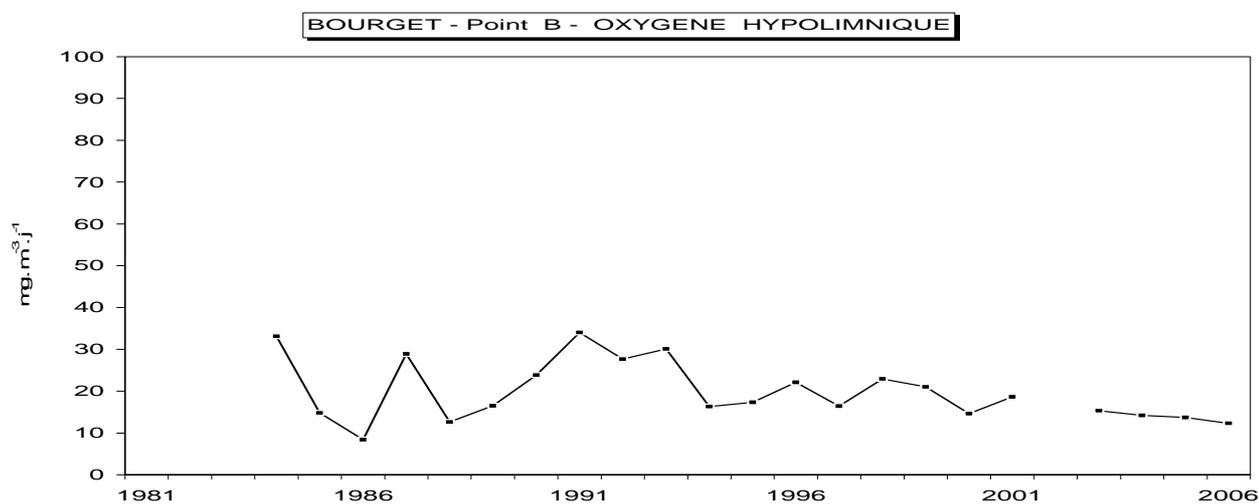


Figure XX Oxygène hypolimnique - Evolution de la consommation journalière au point B de 1984 à 2006 ($\text{mg.m}^{-3}.\text{j}^{-1}$)

II.3.2.B. Moyenne annuelle de 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 où la transparence a peu de relation avec l'activité biologique.

La transparence estivale pour l'année 2006 avec 7,20 mètres présente la valeur la plus élevée de la chronique de valeurs depuis 1981 (phase des eaux claires bien marquée, transparence minimale à 2,60 m) mais s'inscrit normalement dans la tendance croissante de ce paramètre constatée 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 VIII Evolution de la transparence moyenne estivale au disque de Secchi (m) au point B de 1981 à 2006

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
Tr	2,85	3,11	3,48	3,67	4,17	3,89	3,30	4,28	4,52	4,47	4,61	4,49	4,57	4,67
	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006		
Tr	4,74	3,52	4,95	4,45	4,42	4,66	5,89	6,04	5,31	6,70	4,75	7,20		

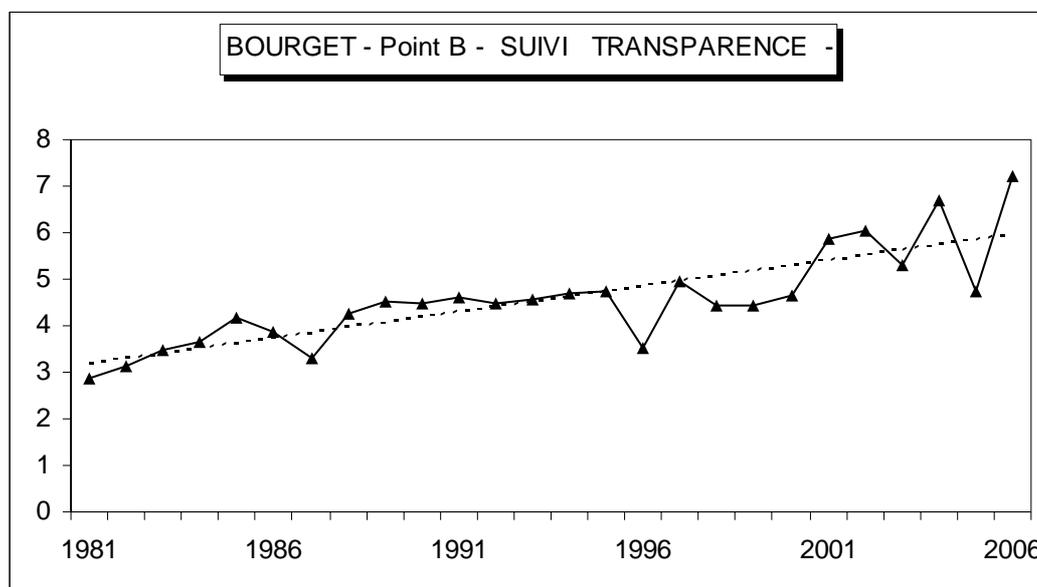


Figure XXI Evolution des transparences moyennes estivales (m) au disque de Secchi au point B de 1981 à 2006

II.3.2.C. Teneurs moyennes en nitrates et phosphates

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, calculées selon le protocole du suivi allégé, constituent un indicateur de l'évolution des stocks disponibles pour le développement algal. Ces concentrations sont inférieures aux valeurs de 2005.

Tableau IX Concentrations moyennes hivernales en nutriments au point B en 2006, 2005 et 2004

	unité	2006	2005	2004
Nitrates	mg.L ⁻¹ N	0,58	0,65	0,72
Phosphates	mg.L ⁻¹ P	0,016	0,024	0,029
Phosphore total	mg.L ⁻¹ P	0,024	0,031	0,033
SiO ₂	mg.L ⁻¹	2,17	3,35	2,95
COT	mg.L ⁻¹	1,95	1,91	2,07

La concentration moyenne en azote nitrique est de 0,58 mgN.l⁻¹ en 2006. Après un léger pic en 2004, on retrouve une valeur comparable à celle de l'année 2003. L'azote nitrique indique une relative stabilité de autour d'une valeur moyenne de 0,62 mgN.l⁻¹.

L'azote total est principalement composé d'azote nitrique lors du brassage du fait de la faible activité phytoplanctonique à cette époque. Les évolutions de l'azote nitrique et de l'azote total sont donc liées. Les sources d'azote sont les apports du bassin versant et la minéralisation de la matière organique remise à disposition en surface par le brassage. Les apports de la Leyse et du Sierroz sont aussi relativement constants depuis 2004. Les apports du Rhône doivent aussi être considérés car durant 40 jours en 2006, le courant du Rhône s'est inversé et il a été un tributaire du lac du Bourget, sa contribution à l'apport total d'azote du lac est cependant faible (de l'ordre de 1%). Les apports totaux au lac en 2006 sont donc de 278 tonnes de N en azote nitrique et 450 tonnes de N d'azote total.

Tableau X Nitrates - Concentrations hivernales maximales et moyennes (mg.L⁻¹N) et Stock hivernal (tonne N) au point B entre 1981 et 2006

NO3	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Max mg.L ⁻¹ N	0,88	0,85	0,80	0,77	0,75	0,70	0,70	0,70	0,72	0,68
Moyenne mg.L ⁻¹ N	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 mg.L ⁻¹ N	0,68	0,68	0,65	0,74	0,81	0,70	0,65	0,76	0,61	0,77
Moyenne mg.L ⁻¹ N	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				
Max mg.L ⁻¹ N	0,68	0,65	0,67	0,76	0,74	0,66				
Moyenne mg.L ⁻¹ N	0,59	0,60	0,57	0,72	0,65	0,58				
Stock (t N)	2061	2096	1991	2515	2270	2026				

Tableau XI Apports en azote par la Leyse et le Sierroz (estimés de 1974 à 1996 et mesurés depuis 2004)

	1974	1983	1995-96	2004	2005	2006
NO₃⁻ (tonne N)	1500	580	450	327	252	275
Ntot (tonne N)				552	361	446

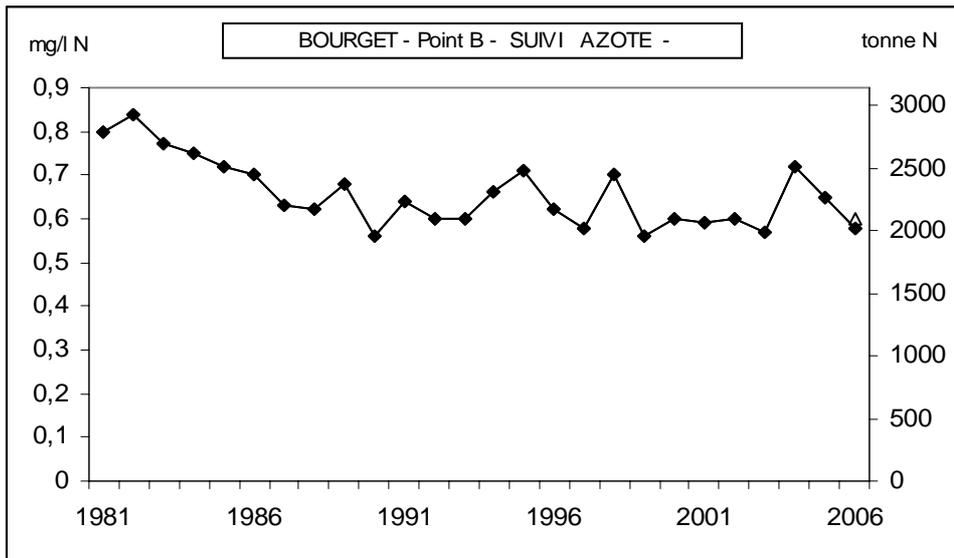


Figure XXII Concentrations moyennes hivernales (mg.L⁻¹ N) et stocks hivernaux (tonne N) en nitrates —◆— et azote total —△— au point A de 1981 à 2006

En 2006, nous observons une concentration moyenne de 24 µgP/L en phosphore total et 16 µgP/L en phosphate, soit une diminution de plus d'un tiers par rapport à 2005, alors que le stock variait faiblement depuis les années 1990. Le stock ainsi disponible de phosphore est considérablement plus faible que les années précédentes. il a été de 56 tonnes de P, soit une baisse de 28 tonnes de P depuis le brassage de 2005, une baisse plus importante qu'entre les brassages 2004 – 2005 (17 tonnes de P de diminution).

Les apports de la Leyse et du Sierroz n'ont pas diminué depuis 2005, et de la même manière que pour l'azote, le Rhône a faiblement contribué aux apports du lac (3% en orthophosphate et 1,5% en phosphore total). La totalité des apports au lac sont ainsi de 21 tonnes de P de phosphore total et 3,7 tonnes de P d'orthophosphate. Les autres apports potentiels (Belle Eau, Tillet...) sont estimés comme faibles et ne changent pas l'ordre de grandeur de la totalité des apports. Ainsi les apports ne permettent pas d'expliquer la diminution de 28 tonnes de P du lac.

Une hypothèse de cette diminution et ce stock exceptionnels est que deux relargages particuliers consécutifs ont eu lieu lors des brassages de 2005 et 2006. Le brassage singulier de 2006 et le plus faible relargage qu'il a entraîné à la suite du relargage du brassage de l'hiver 2004-2005 apparaissent comme les raisons principales de cette diminution importante de stock de phosphore. De 2004 à 2006, le relargage a été estimé respectivement à 21 tonnes de P, 14 tonnes de P et 13 tonnes de P en 2006. Ainsi lors du brassage de l'hiver 2006, le relargage était plus faible de l'ordre de 7 tonnes de P. Cependant cette estimation considère l'excès de phosphore dans les couches profondes en hiver par rapport au moment du brassage, alors que la majorité du relargage effectif, c'est-à-dire la remise à disposition du phosphore dans l'ensemble de la colonne d'eau à partir des sédiments, a lieu lors du brassage suivant. Ainsi la dynamique du brassage influe de manière importante sur le devenir de cet excès : il peut être entièrement redistribuer dans le lac ou précipiter et retourner dans les sédiments.

Durant le brassage 2006, les dynamiques d'oxygénation et de brassage étaient très distinctes et laissent supposer qu'une partie du phosphore relargué par les sédiments a eu le temps de re-sédimer

avec les hydroxydes de fer avant que le brassage n'ait tout homogénéisé. Chaque année commence avec les conditions de départ induites par le brassage de l'année précédente, ainsi deux années consécutives avec un faible relargage entraîne un impact important sur le stock total du lac comme pour ces deux années et pour 1998-1999. La consommation importante du phosphore durant l'année 2005 dans les couches de surface (jusqu'à 50 m) et la sédimentation de la matière organique contenant le phosphore favorisent l'appauvrissement du milieu si le brassage ne permet pas la remise à disposition de ce phosphore autochtone.

L'ensemble de ces phénomènes (plus faible relargage en 2005, consommation importante du phosphore et sédimentation de la matière organique, dynamique spéciale du brassage favorisant l'oxygénation du fond avant l'homogénéisation) peut expliquer la forte diminution du stock de phosphore. Cette baisse est donc exceptionnelle et n'apparaît pas dans les autres lacs alpins. Jamais un stock en phosphore aussi faible n'a été observé depuis le début du suivi du lac du Bourget. Le stock peut cependant remonter de façon importante l'année suivante selon le brassage et la remise à disposition du phosphore relargué qu'il entraînera. Pour une meilleure compréhension de l'évolution du stock de phosphore, il paraît important d'étudier le phénomène de relargage ainsi que l'homogénéisation lors du brassage, mais aussi l'importance du relargage et du stock de l'année n-1.

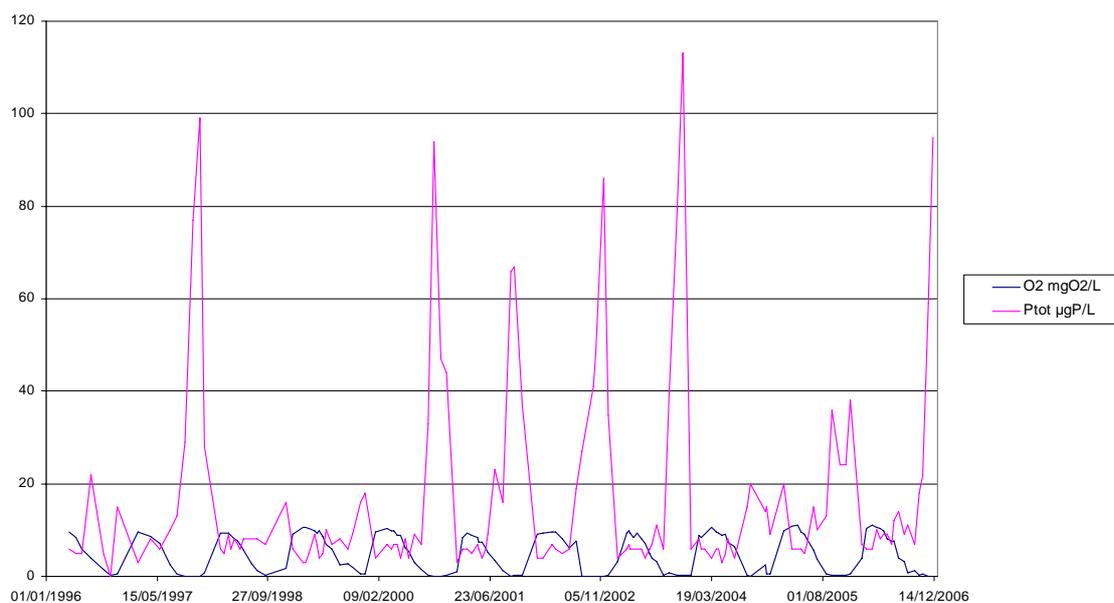


Figure XXIII Phosphore et oxygène dissous à 140 m depuis 1996

Tableau XII Phosphates - Concentrations maximales et moyennes hivernales (mg.L⁻¹ P) et Stock hivernal (tonne P) - au point B de 1981 à 2006

PO4	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Maximum (mg.L ⁻¹ P)	0,15	0,12	0,13	0,12	0,09	0,08	0,08	0,07	0,1	0,08
Moyenne (mg.L ⁻¹ P)	0,120	0,110	0,120	0,100	0,080	0,070	0,065	0,070	0,060	0,040
Stock (t P)	419	384	419	349	279	244	227	244	210	140
PO4	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Maximum (mg.L ⁻¹ P)	0,06	0,067	0,059	0,051	0,052	0,073	0,036	0,042	0,021	0,042
Moyenne (mg.L ⁻¹ P)	0,045	0,048	0,036	0,034	0,035	0,030	0,033	0,028	0,020	0,023
Stock (t P)	157	168	126	119	122	105	115	98	70	80
PO4	2001	2002	2003	2004	2005	2006				
Maximum (mg.L ⁻¹ P)	0,078	0,05	0,033	0,030	0,027	0,017				
Moyenne (mg.L ⁻¹ P)	0,023	0,024	0,023	0,029	0,024	0,016				
Stock (t P)	80	84	80	101	84	56				

Tableau XIII Phosphore total - Concentrations moyennes hivernales (mg.L⁻¹ P) et Stock hivernal (tonne P) - au point B de 1981 à 2006

Ptot	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Moyenne (mg.L ⁻¹ P)	0,150	0,144						0,076	0,067	
Stock (t P)	524	503						272	234	
Ptot	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
Moyenne (mg.L ⁻¹ P)					0,049	0,038				
Stock (t P)					171	133				
Ptot	2001	2002	2003	2004	2005	2006				
Moyenne (mg.L ⁻¹ P)			0,031	0,033	0,031	0,024				
Stock (t P)			108	115	108	84				

Tableau XIV Apports en phosphore par la Leysse et le Sierroz (estimés de 1974 à 1996 et mesurés depuis 2004)

	1974	1983	1995-96	2004	2005	2006
PO₄³⁻ (tonne P)	140		18	5,1	3,5	3,6
Ptot (tonne P)	300	150	94	41	21	21

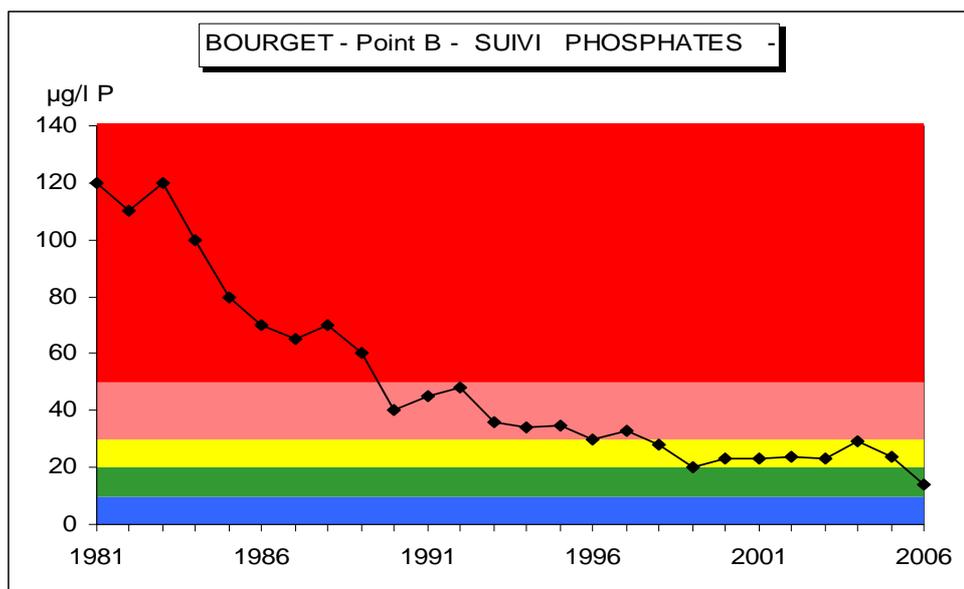


Figure XXIV Evolution des concentrations moyennes hivernales en phosphates ($\text{mg.L}^{-1}\text{P}$) au point B de 1981 à 2006. et comparaison avec les classes de qualité du SEQ eau

La comparaison avec la grille du SEQ eau montre que, pour la première fois, la valeur de la moyenne hivernale passe dans la classe de qualité "bonne" (vert) mais reste à confirmer les années à venir. Sur la base des modèles OCDE d'évaluation de la catégorie trophique, cette valeur confère au lac un niveau mésotrophe.

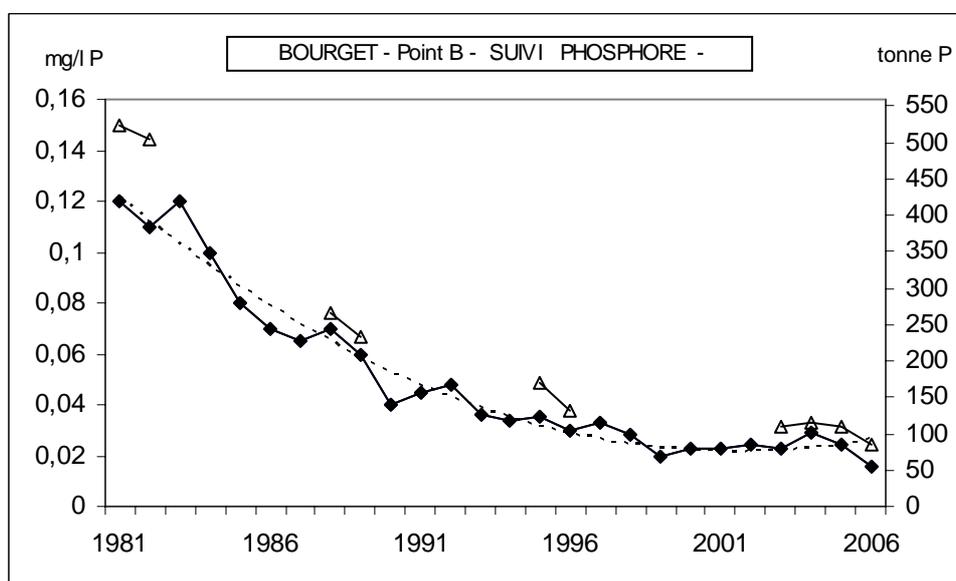


Figure XXV Evolution des concentrations moyennes hivernales en phosphates ($\text{mg.L}^{-1}\text{P}$) —◆— et du phosphore total —△— ; correspondance avec les stocks hivernaux (tonne P) au point B de 1981 à 2006

Tableau XV Rapport NO₃/PO₄ au point B de 1981 à 2006

	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990
. NO₃/PO₄	6,67	7,64	6,42	7,50	9,00	10,0	9,6	8,9	11,3	14,0
	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
. NO₃/PO₄	14,2	12,5	16,7	19,4	20,3	20,7	17,6	25,0	28,0	26,1
	2001	2002	2003	2004	2005	2006				
. NO₃/PO₄	25,7	25,0	24,8	24,8	27,1	36,3				

Avec toutes les précautions quant à l'utilisation du rapport N/P pour définir quel est du phosphore ou de l'azote le facteur limitant, nous pouvons cependant observer l'évolution du rapport nitrate/phosphate pendant la période de mélange depuis 1981. Ce rapport montre, de 1981 à 1999, une augmentation assez rapide puis oscille autour d'une valeur moyenne de 25,5 de 1999 à 2005. Cette année, il atteint 36 grâce aux concentrations particulièrement basses des orthophosphates. Il semble conférer plus au phosphore le rôle d'élément limitant. En effet, les phosphates s'épuisent plus rapidement que les nitrates dans l'épilimnion lors de la poussée phytoplanctonique printanière. Le phosphore apparaît donc comme le nutriment limitant la production primaire.

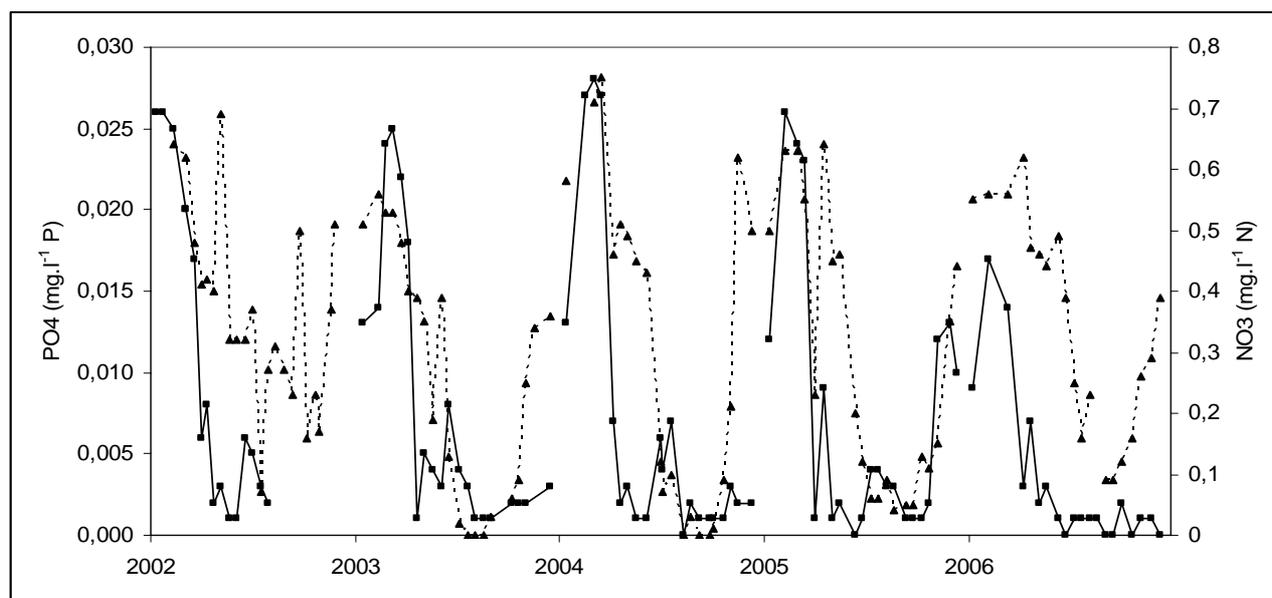


Figure XXVI Comparaison de l'évolution des concentrations en phosphates mg.L⁻¹ P (—◆—) et en nitrates mg.L⁻¹ N (- - ▲ - -) au point B à 10 m de profondeur de 2002 à 2006

Pour la silice et le COT, Les concentrations hivernales restent du même ordre de grandeur que celles des années 2003, 2004 et 2005.

Tableau XVI Concentrations maximales et moyennes hivernales en SiO₂ et COT (mg.L⁻¹) au point B de 2003 à 2006

SiO₂	2003	2004	2005	2006
.Maximum mg.L⁻¹	3,50	3,91	4,40	2,21
.Moyenne mg.L⁻¹	2,76	2,95	3,35	2,17

COT	2003	2004	2005	2006
.Maximum mg.L⁻¹	2,04	2,16	2,02	2,19
.Moyenne mg.L⁻¹	1,7	2,07	1,91	1,95

III. CONCLUSION

Le brassage de l'hiver 2004-2005 et la dynamique exceptionnelle du brassage de l'hiver 2005-2006 avec une faible température ont fortement limité le relargage du phosphore à partir des sédiments. Le stock de phosphore du lac a donc subi une forte baisse. Le phosphore a été consommé dans les couches de surface à partir du mois de mars et est resté très faible tout le long de l'année avec une phase des eaux claires marquée. La silice, l'azote et le carbone ne présentent pas d'évolutions particulières. Les différents indicateurs confirment l'amélioration de l'état du lac et un stade mésotrophe.

ETUDE PORTANT SUR LA BOUCLE MICROBIENNE

Ce chapitre est consacré à l'étude de la structure et du fonctionnement de la boucle microbienne du lac du Bourget. Il y est surtout question de l'état et de l'évolution des abondances des organismes bactériens, flagellés, ciliés ainsi que des virus. Dans le précédent rapport relatif à l'étude lourde (Humbert *et al.* 2006), un effort avait été fait pour définir la boucle microbienne aquatique et montrer son importance. Une revue de la littérature portant sur les données succinctes du lac du Bourget y était également fournie. Dans le précédent rapport, il avait été tenté de répondre aux questions fondamentales suivantes :

- Quelles sont les abondances et la dynamique des communautés microbiennes (virales, bactériennes, picocyanobactériennes, flagellés et ciliés auto- et hétérotrophes) ?
- Quelle est la diversité des communautés microbiennes (bactériennes, flagellés et ciliés) ?
- Quels sont les liens trophiques entre ces différentes communautés ?
- Quelles sont les activités enzymatiques et de production de la communauté des bactéries ?
- Une ou plusieurs composantes de la boucle microbienne peut elle rendre compte de l'état trophique et servir de bio-indicateur (de changement) d'état trophique ?

Le lecteur intéressé pourra donc s'y référer.

I. METHODOLOGIE

Les paramètres étudiés, lors du suivi 2006, ont été les suivant :

- Virus (abondance et diversité cytométrique) ;
- Bactéries (abondance totale) ;
- Pico- et nanophytoplancton (abondance) en particulier les picocyanobactéries ;
- Protistes (identification et abondance des flagellés et ciliés) ;

Les profondeurs échantillonnées ont été de 2, 10, 15, 20, 30, et 50 mètres pour l'abondance des virus, bactéries et picophytoplancton. La profondeur de 6 m n'est donc plus considérée pour alléger les campagnes d'échantillonnage et car n'apportant pas plus d'informations que le prélèvement réalisé à 2 m. Les abondances des organismes flagellés et ciliés ont été déterminées pour les profondeurs 2, 15, 30, et 50 mètres.

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.

II. RESULTATS ET INTERPRETATION

III.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 et 2006 sont rapportées dans le Tableau I.

Tableau I Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations des différents compartiments de la boucle microbienne entre 0 et 50 m obtenues en 2004, 2005 et 2006. nd = non déterminé.

		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	$3,4 \times 10^5$	$2,4 \times 10^4$
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	$8,6 \times 10^5$	$8,2 \times 10^6$	$3,1 \times 10^6$
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	$2,1 \times 10^7$	$3,9 \times 10^8$	$6,2 \times 10^7$
Flagellés hétérotrophes (cell/ml)	2004	18	$2,6 \times 10^3$	644
	2005	36	$8,7 \times 10^3$	$1,2 \times 10^2$
	2006	27	$2,8 \times 10^3$	$8,5 \times 10^2$
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	$1,4 \times 10^4$	$8,9 \times 10^2$
Ciliés (cell/ml)	2004	1	74	16
	2005	0	94	16
	2006	1	44	14
Héliozoaires (cell/ml)	2004	0	145	4
	2005	0	90	2
	2006	nd	nd	nd

L'abondance des bactéries hétérotrophes co-varie généralement avec la productivité des écosystèmes, dit autrement la biomasse (et l'abondance) est croissante le long d'un gradient trophique. La comparaison du lac du Bourget avec le lac d'Annecy (oligotrophe) révèle en effet pour 2006 des valeurs moyennes ($3,1$ vs. $1,9 \times 10^6$ cell.ml⁻¹) et maximales ($8,2$ vs. $5,1 \times 10^6$ cell.ml⁻¹) significativement supérieures pour le lac du Bourget. Sur la période cumulée 2004-2005, le lac du Bourget présentait des valeurs moyennes et maximales supérieures au lac d'Annecy de 18% et 111%. Le même type de tendance est donc enregistré en 2006. 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. A l'échelle de l'année toutefois, la valeur moyenne de la concentration des bactéries

hétérotrophes pour le lac du Bourget est significativement supérieure à celles des années 2004 et 2005, et ce en dépit d'une forte baisse des concentrations en phosphore.

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. La comparaison entre les lacs d'Annecy et du Bourget révèlent des valeurs moyennes ($1,7$ vs. $2,4 \times 10^4$) et maximales en 2006 significativement supérieures ($1,5$ vs. $3,4 \times 10^5$) pour le lac du Bourget. La valeur moyenne de la concentration des picocyanobactéries au lac du Bourget est similaire à celle enregistrée en 2004 et significativement inférieure à celle trouvée en 2005. En théorie, il est généralement 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. C'est ce qui semblait être le cas pour les abondances en 2004-2005 mais cette tendance ne semble pas confirmée en 2006.

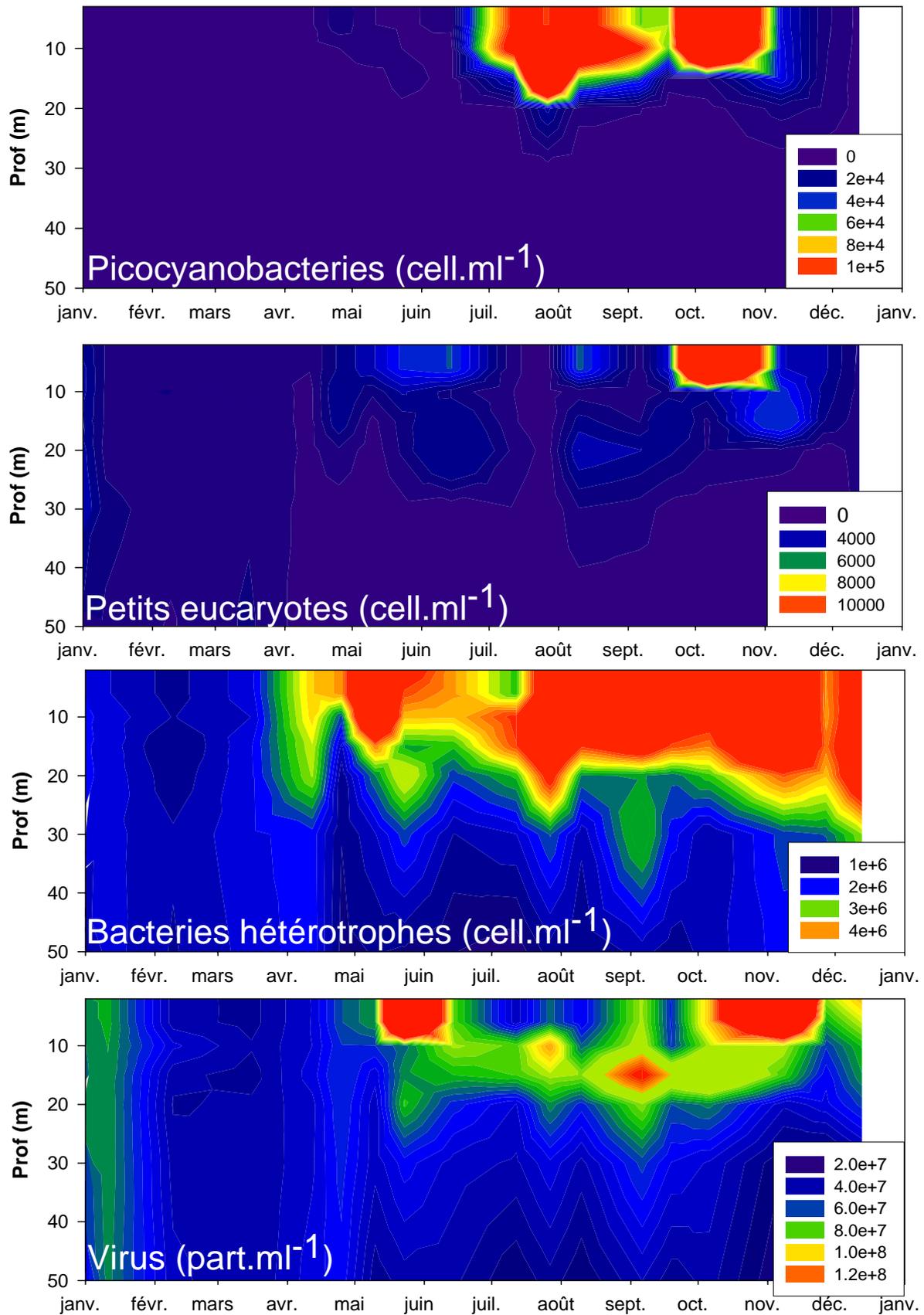
Les picocyanobactéries sont majoritairement représentées dans le lac du Bourget par le genre unicellulaire *Synechococcus* riche en phycoérythrine (de couleur rose à rouge). Ce résultat est en accord avec la littérature ayant montré que cette forme pigmentaire est en effet caractéristique des lacs oligo- 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. Cette distribution 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.

L'abondance des flagellés hétérotrophes, dans les strates 0-50m, est en moyenne pour l'année 2006 de $8,5 \times 10^2$ cell.ml⁻¹. Des valeurs comparables d'abondance minimum, maximum et moyennes avaient été observées au cours de l'année 2004. Comme cela a été observé au cours des années précédentes, les valeurs d'abondances des flagellés hétérotrophes décroissent avec la profondeur, passant de 14×10^2 cell.ml⁻¹ (valeur moyenne à 2 m) à 3×10^2 cell.ml⁻¹ (valeur moyenne à 50 m). Toutefois leur proportion relative par rapport aux flagellés totaux augmente avec la profondeur, la part des hétérotrophes atteignant 75 et 82% de l'abondance totale, respectivement à 30 et 50 m.

Les flagellés pigmentés, parmi lesquels certains organismes potentiellement mixotrophes sont recensés, ont une abondance moyenne au cours de l'année 2006 (toutes profondeurs confondues) de $8,9 \times 10^2$ cell.ml⁻¹. La dynamique saisonnière des flagellés pigmentés est marquée par trois pics repérables en zone épilimnique, le plus important étant le pic printanier repéré dans les couches superficielles (145×10^2 cell.ml⁻¹ à 2 m en avril).

Une abondance moyenne des Ciliés comparable à celle des années précédentes est observée en 2006 (14 cell.ml⁻¹), toutefois, le maximum d'abondance est largement inférieur (44 en 2006 contre 94 cell.ml⁻¹ en 2005).

Enfin, la concentration moyenne des virus apparaît relativement stable dans le temps, entre 2005 et 2006, mais avec semble-t-il une légère diminution depuis 2004.



2006

Figure I Evolution des concentrations de picocyanobactéries, petits autotrophes, bactéries hétérotrophes et virus entre 0 et 50 m pour l'année 2006

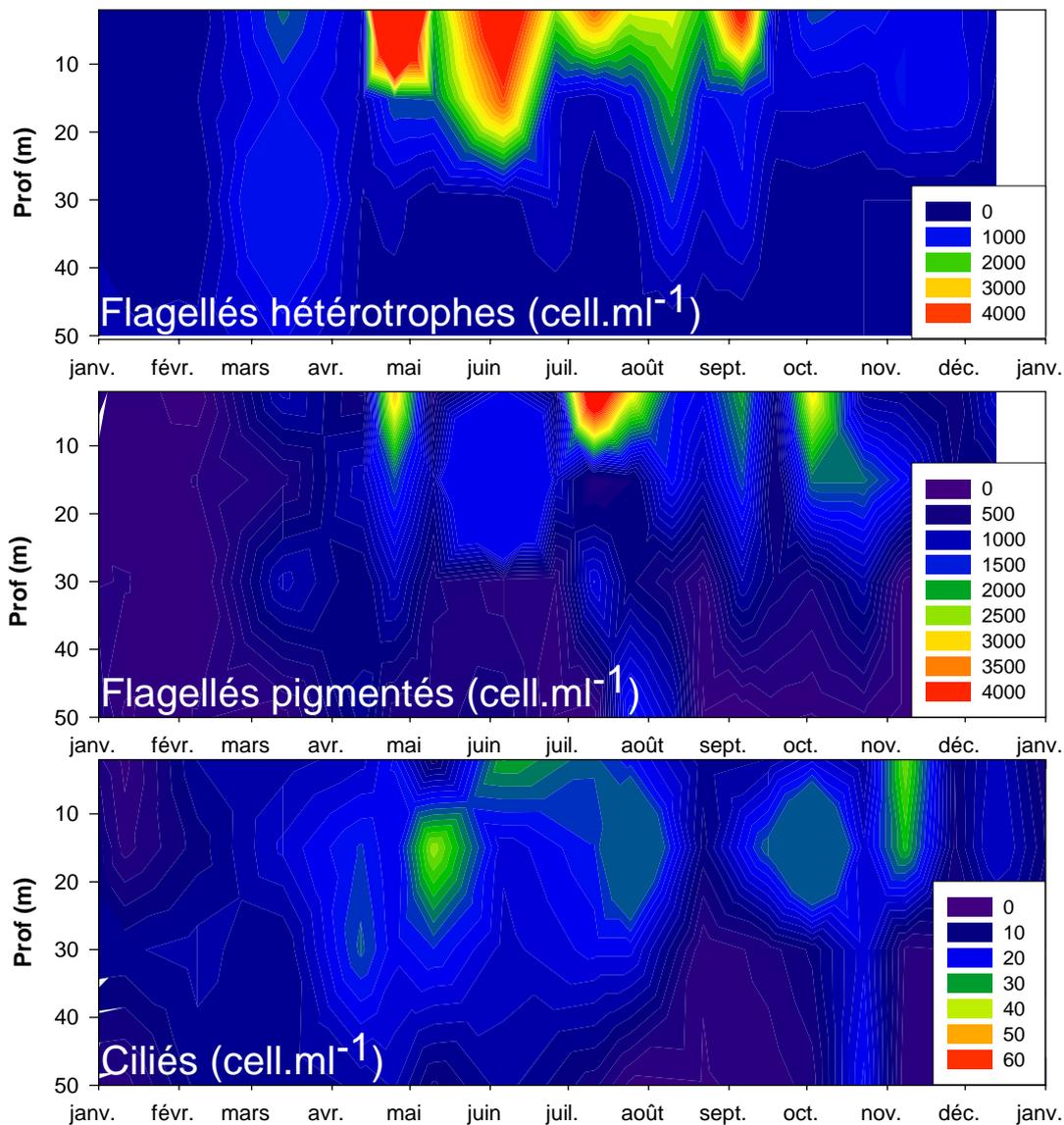
La dynamique des picocyanobactéries est caractérisée par des pics d'abondance marqués en été (juillet - août), et en automne (octobre) avec une séparation relativement marquée entre ces deux périodes au mois de septembre, plus particulièrement dans les eaux proches de la surface, en lien avec une augmentation de la communauté des flagellés hétérotrophes notamment. Le même type de dynamique avait été observé les années précédentes. 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 I décrivant la dynamique des picocyanobactéries, l'essentiel de la biomasse est concentrée entre 0 et 15 m de profondeur avec une « descente » à 20 m à la fin du mois de juillet. Les valeurs maximales ont été enregistrées en 2006 à 2 et 6 m ($2,5$ à $3,5 \times 10^5$ cell.ml⁻¹) à la fin juillet et au début du mois d'octobre à 2 m ($2,7 \times 10^5$ cell.ml⁻¹). 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 le parasitisme 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 », apparaissent 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 et autres) qui semblent bénéficier de la ressource fournie par ce compartiment picoplanctonique autotrophe.

Les eucaryotes photosynthétiques tels que la cytométrie en flux les a révélés présentent une dynamique différente de celle des picocyanobactéries avec un seul pic marqué dans les eaux proches de la surface (entre 0 et 10 m) au mois d'octobre et des concentrations avoisinant les 10^3 cell.ml⁻¹.

Une dynamique 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, en 2006, est enregistré sans lien observable net avec les autres communautés, au mois de mai avec des concentrations maximales de $8,15 \times 10^6$ cell.ml⁻¹. Avant cela, la mise en place de la stratification thermique et le premier développement phytoplanctonique permet également une augmentation significative de la concentration des bactéries au mois de mars. De très fortes concentrations sont alors enregistrées par la suite entre juillet et décembre avec des concentrations variant entre 3 et 7×10^6 cell.ml⁻¹. Il est également à noter que les fortes concentrations se trouvent de plus en plus profondément au fur et à mesure que l'on s'avance dans l'année.

Les virus constituent également une communauté marquée par des variations importantes au niveau des abondances au cours de l'année 2006. Quatre pics d'abondance très localisés proche de la surface (en mai et en octobre-novembre) ou s'étalant plus en profondeur (en été) sont enregistrés. Cette dynamique était surtout expliquée par le groupe V1, majoritaire et assimilé aux bactériophages (voir plus bas). Les concentrations maximales ($>10^8$ part.ml⁻¹) sont enregistrés au cours de l'été et de l'automne et montrent

une très forte corrélation avec les bactéries hétérotrophes. Les plus faibles concentrations virales, en lien avec l'ensemble de la biologie, sont enregistrées entre février et mars.



2006

Figure II Evolution des concentrations de flagellés hétérotrophes, flagellés pigmentés et des ciliés entre 0 et 50 m en 2006

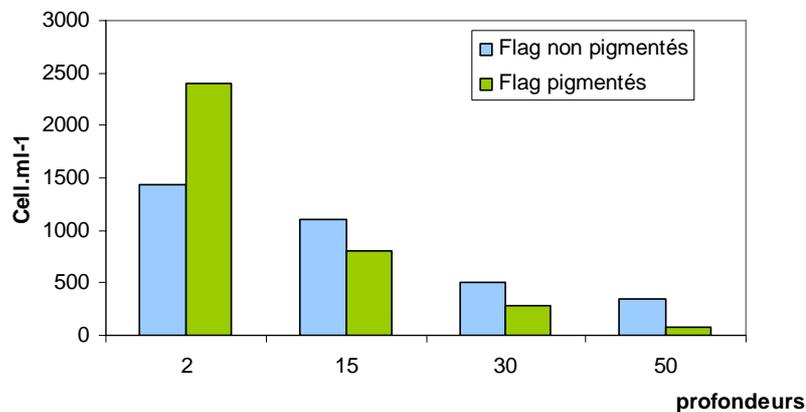


Figure III Concentrations moyennes des flagellés, par strate, en 2006

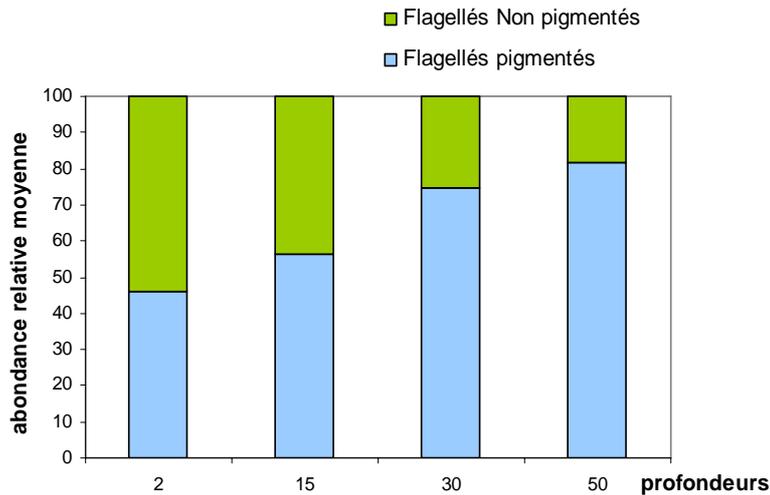


Figure IV Abondance relative des flagellés pigmentés et des flagellés non pigmentés, par strate, en 2006

La dynamique saisonnière observée pour les flagellés (Figure II) au cours de l'année 2006 est comparable à celles des années précédentes. La période printanière est marquée par une augmentation d'abondance (avril à juin selon la profondeur considérée), et des valeurs relativement élevées sont maintenues dans l'épilimnion, jusqu'à un pic estival et de fin d'été. Durant ces périodes de fortes abondances, ces organismes sont susceptibles d'exercer une plus forte régulation sur le bacterioplancton dans la zone épilimnique. La valeur maximale était mesurée en juillet à 2 m avec $53 \times 10^2 \text{ cell.ml}^{-1}$, au moment où plus de 95% des flagellés hétérotrophes étaient représentés par des taxons de taille $< 5 \mu\text{m}$ uni- ou bi- flagellés ayant une forte activité bactérivore. A ce moment là, on enregistrait en effet une baisse significative de la concentration des bactéries en surface.

Très logiquement, en raison de la diminution de la quantité d'énergie lumineuse disponible, la proportion de flagellés pigmentés diminue avec la profondeur. Les 2 grands groupes sont en effectifs comparables au niveau de l'épilimnion et du métalimnion, tandis que les flagellés pigmentés représentent moins de 20% de l'abondance totale à 50 m de profondeur. Les taxons pigmentés présents à cette profondeur 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. Les valeurs les plus élevées d'abondance à 50 m pour ces flagellés pigmentés sont enregistrées au cours du mois de mars, alors qu'il avait été relevé en juillet au cours des années précédentes.

La dynamique saisonnière des Ciliés est moins marquée, les amplitudes de variations d'abondance étant moindres. On note des abondances plus élevées en été (juin-juillet) et au début de l'autonome (fin octobre, début novembre) à des périodes où tous les types de proies potentiels (picocyanobactéries, bactéries, flagellés) sont bien représentés. Les pics de développement sont plus clairement observés en été (juillet-août) en zone épilimnique pour les 2 années d'étude précédentes. Le développement des ciliés est à rapporter à la disponibilité des ressources (picophytoplancton, bactéries) expliquant en général bien la

dynamique de ces organismes, une régulation liée à l'accroissement des ressources a précédemment été observée dans le cas du lac du Bourget. Les ciliés présentent des abondances décroissantes avec l'augmentation de la profondeur, toutefois ce gradient est moins marqué qu'il l'était en 2004 et 2005.

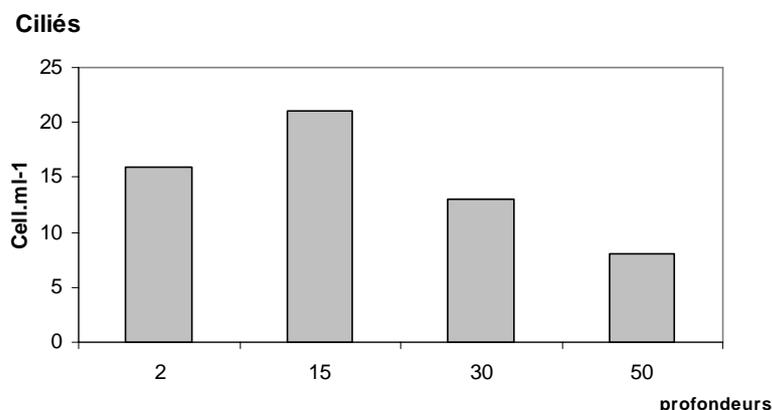


Figure IV Concentration moyenne de ciliés, par strate, en 2006

II.2. DIVERSITE DES COMMUNAUTES MICROBIENNES

II.2.1. Diversité cytométrique des virus

Comme en 2004-2005, la cytométrie en flux a permis de révéler l'existence de 2 à 4 groupes de virus, discriminables sur des critères de fluorescence et de taille. Les abondances minimales, maximales et moyennes pour ces différents groupes sont données dans le Tableau II ci-dessous. Comme on peut le constater, le groupe V1 constitue l'essentiel de la communauté virale totale et on l'assimile aux bactériophages. L'identité des groupes V2 et V3 est plus délicate et l'hypothèse que nous émettons est que ces derniers soient plutôt spécifiques d'autres bactéries auto- et hétérotrophes. Enfin le groupe V4 serait spécifique des microalgues (Duhamel *et al.* 2006).

Comme cela a déjà été spécifié plus haut, on observe, pour le groupe V1, un pic marqué à la mi-mai entre 2 et 10 m (10^8 part.ml⁻¹) mais c'est surtout de juillet à novembre que les plus fortes abondances sont enregistrées avec $1,35 \times 10^8$ part.ml⁻¹. En 2005, quelques fortes abondances étaient enregistrées en surface début avril ($8,3 \times 10^7$ part.ml⁻¹), puis fin juin ($1,1 \times 10^8$ part.ml⁻¹) mais c'est surtout en octobre et en novembre que les maxima étaient aussi observés ($1,9 \times 10^8$ part.ml⁻¹) sur une plus grande profondeur. Seul le groupe V1 présentait de fortes concentrations en dessous des 20 m comparativement aux autres groupes. Il semble qu'au sein des lacs péri-alpins, une forte relation existe entre les virus et leurs hôtes bactériens au début de l'automne. Cette caractéristique a retenu toute notre attention et a fait le lieu d'une publication (Personnic *et al.* 2007).

Le groupe V2 présente de fortes concentrations à la fin de l'été (en août vers 10-15 m) et à la fin de l'automne plus en surface avec des valeurs ne dépassant pas 10^7 part.ml⁻¹. Les concentrations sont comparativement beaucoup plus faibles pendant la période hivernale de janvier à mai, ce qui était déjà enregistré lors des deux années précédentes aussi bien en 2004 qu'en 2005. Une corrélation marquée semble exister entre la dynamique des picocyanobactéries et de ce groupe viral.

Le groupe V3 présentait une dynamique très similaire au groupe précédent, les concentrations maximales atteignant $2,8 \times 10^6$ part.ml⁻¹.

Enfin, le groupe V4 était caractérisé par une dynamique plus hétérogène avec un étalement plus marqué tout le long de l'année de ses concentrations maximales. Une différence notable avec les autres groupes est l'observation de fortes concentrations dès la fin avril entre 2 et 10 m et apparaissant de manière rapide, suite au premier bloom phytoplanctonique. Les concentrations maximales enregistrées sont alors de $2,2 \times 10^6$ part.ml⁻¹. V4 est relativement absent pendant toute la période hivernale.

Tableau II Valeurs minimales, maximales et moyennes des concentrations des différents groupes viraux détectés par cytométrie en flux entre 0 et 50 m obtenues en 2004, 2005 et 2006

		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	$2,1 \times 10^7$	$3,9 \times 10^8$	$6,2 \times 10^7$
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	$2,0 \times 10^7$	$3,7 \times 10^8$	$5,7 \times 10^7$
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	$6,6 \times 10^5$	$1,4 \times 10^7$	$3,6 \times 10^6$
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	$5,7 \times 10^4$	$2,8 \times 10^6$	$6,8 \times 10^5$
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	$6,9 \times 10^4$	$2,2 \times 10^6$	$5,7 \times 10^5$

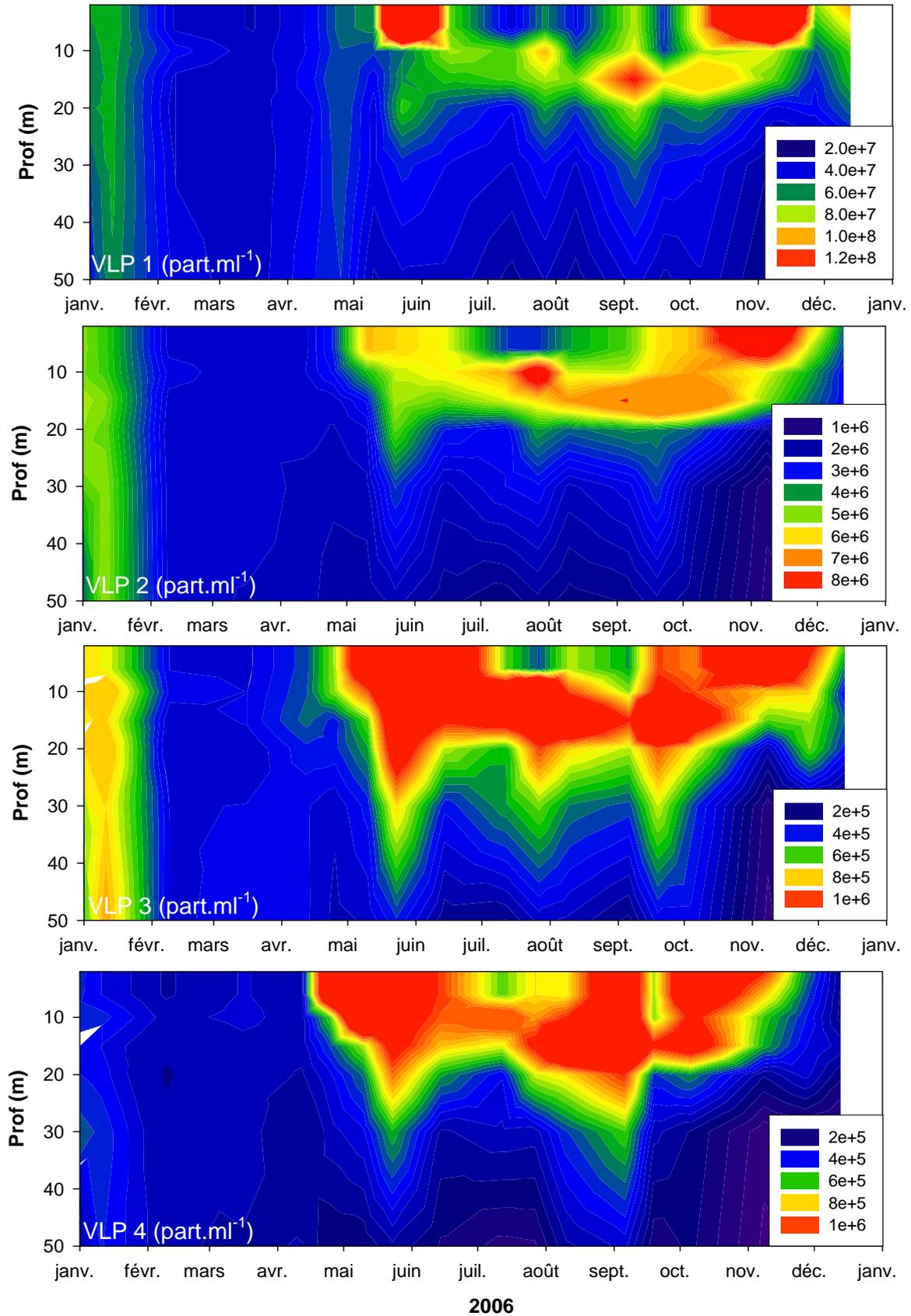


Figure IV Evolution des concentrations des différents groupes viraux entre 0 et 50 m en 2006

II.2.2. Diversité des flagellés

L'analyse en microscopie, nous a permis de repérer, parmi les flagellés (pigmentés et non pigmentés), 15 à 20 morphotypes différents. Parmi ces taxons beaucoup ont été identifiés au niveau du genre, toutefois, d'autres, notamment les flagellés hétérotrophes de tailles inférieures à 5 µm, ne présentent pas toujours de caractéristiques morphologiques suffisantes, et n'ont pas pu être systématiquement identifiés de manière certaine. Parmi les flagellés hétérotrophes, les genres dominants en nombre appartiennent aux grands groupes des Chrysomonades (*Spumella*) des Cryptophyta et/ou Katablepharida (*Katablepharis* et autres Katablepharidae) des Bicosoecida (*Cafeteria*), des Choanoflagellida, et de nombreuses cellules de type oikomonas sont également observées (cellules uniflagellées < 3µm)

Le pic d'abondance printanier est marqué par la présence des choanoflagellés (essentiellement bactérivores) et des katablepharidae (algivores et secondairement bactérivores) mais également de cellules de petites tailles (type oikomonas).

Les choanoflagellés fixés sur des micro-algues tirent profit du développement phytoplanctonique printanier et automnal qui leur fournit des algues-suppôts. On trouve une quantité non négligeable de ces bactérivores à toutes en juin et octobre novembre, puisque ces organismes demeurent fixés non seulement sur les micro-algues physiologiquement actives, mais également sur des algues en cours de sédimentation notamment les diatomées.

Le second pic d'abondance des flagellés hétérotrophes, en été, était caractérisé, comme c'était le cas au cours des années précédentes par la présence dominante de petits uniflagellés (taille 2 à 4 µm) appartenant notamment aux morphotypes *Oikomonas* de position systématique incertaine, mais proches au niveau systématique des Chrysomonadines.

On note une forte dominance des flagellés hétérotrophes de petites tailles (<5 µm, principalement bactérivores).

Les nanoflagellés pigmentés observés en microscopie sont principalement représentés par les *Cryptophytes* *Cryptomonas*, *Rhodomonas*, les Chrysophytes *Dinobryon*, *Chrysidalis*. Parmi ces flagellés pigmentés, certains 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. La présence du genre *Dinobryon* a été enregistrée de manière très ponctuelle cette année (essentiellement au cours du mois de juillet).

II.2.3. Diversité des ciliés

Nous avons recensé dans les strates 0-50 m une trentaine de genres de ciliés, ce qui correspond à une richesse taxonomique relativement élevée. Les groupes dominants en nombre, notamment en zone épi- et métalimnique, étaient les Oligotriches, les Prostomates 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'équilibraient avec notamment une bonne représentation des sous classes Scuticociliés et Haptorides.

III. CONCLUSION

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. Les protistes flagellés et ciliés ainsi que le petit zooplancton sont les prédateurs préférentiels du picoplancton. L'étude 2004-2005 avait clairement permis de mettre en évidence des liens trophiques, notamment entre les proies picoplanctoniques (bactéries, picoplancton autotrophe) et les protistes flagellés et ciliés. Le même type de relations semble persister en 2006 et révéler le caractère toujours mésotrophe du lac du Bourget. Une analyse détaillée du rôle parasitaire des virus et de prédation des protozoaires, qui va bien au delà de ce rapport, devrait permettre de déterminer avec précision leur rôle potentiel dans le fonctionnement global du lac.

Dans l'avenir, il semble qu'il serait pertinent d'affiner notre analyse en :

- étudiant les eaux de fond pour lesquelles aucune donnée n'existe concernant les abondances et activités des micro-organismes, en lien avec les processus de désoxygénation-réoxygénation ainsi que la dynamique du phosphore ;
- étudiant la diversité des bactéries et des virus qui jouent sans nul doute un rôle majeur dans ces processus ;
- étudiant les relations de type proie-prédateur notamment le lien existant entre boucle microbienne et métazooplancton dans le transfert de la matière vers les maillons trophiques supérieurs et aussi les interactions de type proie-parasite qui jouent sans nul doute un rôle clef dans le fonctionnement écologique du lac du Bourget.

ETUDE RELATIVE AU PHYTOPLANCTON

I.1. METHODES D'ETUDE DU PHYTOPLANCTON

Après un premier suivi en 1995-1996 (Gayte et *al.* 1998) et un second en 2004-2005 (Humbert et *al.* 2006), un nouveau programme annuel a été réalisé dans le lac du Bourget (point B) entre janvier et décembre 2006. Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-20 m avec un appareil intégrateur développé par Pelletier et Orand (Brevet INRA, 1978). Après la récolte, les échantillons ont été immédiatement fixés au lugol, réactif iodo-ioduré, 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 (1958). Un sous-échantillon de 50 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 (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. Puis on a glissé la partie cylindrique sur le côté de la chambre pour la remplacer par une lamelle de couverture en verre. Enfin, la lame a été déposée délicatement sur un microscope inversé ZEISS AXIOVERT 135 afin de procéder à l'examen qualitatif et quantitatif du phytoplancton.



Photo 2 Chambre de sédimentation (Photo A. Rolland)

Les abondances sont exprimées en nombre de cellules algales ou de colonies par millilitre d'eau brute, puis transformées en biomasse (mg.m⁻³). La valeur arbitraire de 0,2 donnée à quelques taxons indique la présence d'organismes rencontrés en dehors des dénombrements.

I.2.1. RICHESSE SPECIFIQUE DU PHYTOPLANCTON

Les nombres de *taxons** recensés dans le lac du Bourget sont répartis pour 2006 par groupes systématiques dans le Tableau I (le détail des listes taxonomiques se trouve en annexe).

**taxon = unité d'identification (genre, espèce ou variété)*

Tableau I Nombre de taxons phytoplanctoniques observés en 95-96, 04-05 et 2006

	1995-1996	2004-2005	2006
Cyanobactéries	15	19	12
Dinophycées	13	13	9
Cryptophycées	6	5	5
Chrysophycées	16	14	11
Diatomophycées	62 (13)	58 (13)	34 (10)
Chlorophycées	45	55	42
Conjuguées	15	10	11
Euglénophycées	0	2	0
Xanthophycées	1	0	0
Total	173	176	124

() diatomées centriques

En 2006, 124 espèces (voir liste complète en annexe) ont été recensées dans le lac. Cette valeur est en très forte baisse par rapport à celles enregistrées au cours des périodes précédentes (173 taxons en 1995-1996 et 176 taxons en 2004-2005).

Globalement la diversité spécifique de toutes les classes d'algues a sensiblement diminuée. Celle des classes à valeurs numériques faibles a peu évolué. Les chlorophycées sont les plus représentées (42 taxons) contre 58 en 2004-2005. Les diatomées, avec 34 taxons, ont le plus régressé (58 taxons en 2004-2005). Viennent ensuite dans l'ordre, les cyanobactéries (12 taxons contre 19 l'année précédente), les conjuguées (11 contre 10) et les chrysophycées (11 contre 14), les dinophycées (9 contre 13) et cryptophycées (5 contre 5). Les euglénophycées et les xanthophycées sont absentes cette année.

I.2.2.1. EVOLUTION DE L'ABONDANCE DES DIFFERENTES CLASSES

Les observations les plus remarquables sont analysées dans la couche 0-20 m (Figure I).

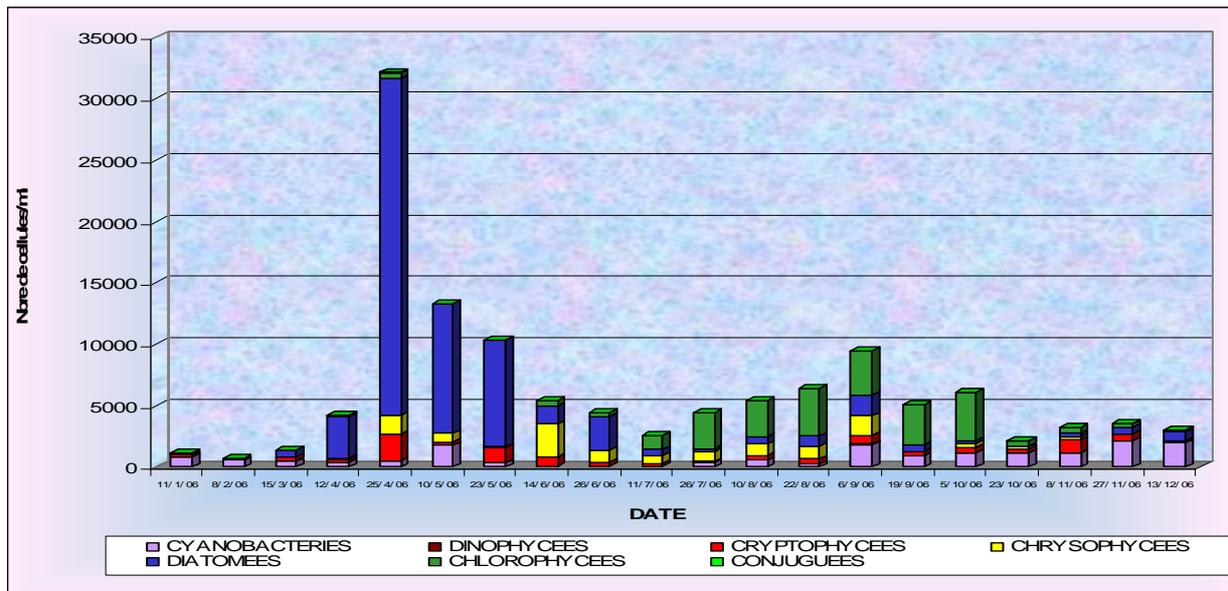


Figure I Variations saisonnières de l'abondance du phytoplancton (nombre de cellules par ml) dans la strate 0-20 m dans le lac du Bourget

CYANOBACTERIES

Représentées par 12 espèces dans le lac, l'abondance relative des cyanobactéries, qui avait montré un fort développement en 2004-2005 (16,4% de l'abondance totale) est en régression cette année (avec 13,1%). Avec 11,2% de la population algale totale, *Planktothrix rubescens* est l'espèce dominante de la communauté phytoplanctonique du lac du Bourget. Elle est présente toute l'année avec des pics le 10 mai (1390 filaments/ml) et le 27 novembre (2102 filaments/ml).



Photo 3 Filaments de *Planktothrix rubescens*

Pseudanabaena limnetica est l'espèce qui vient en deuxième position avec près de 2%.

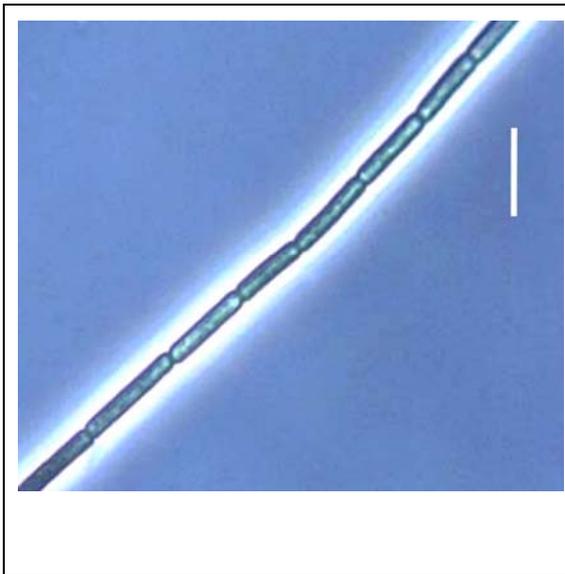


Photo 4 *Pseudanabaena limnetica*

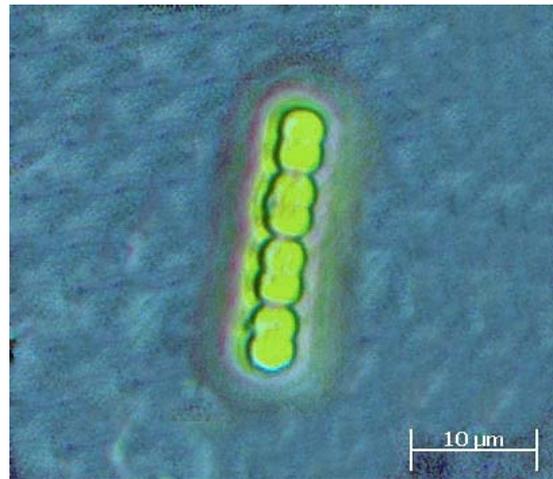


Photo 5 *Kormophoron constricta*

Une nouvelle espèce de cyanobactérie est apparue cette année dans cette classe : *Kormophoron constricta*.

DINOPHYCEES OU PERIDIINIENS

Ces algues brunes présentes toute l'année, mais en faible quantité avec 9 espèces, régressent elles aussi. Elles représentent 0,2% de la population algale, valeur légèrement inférieure à celle de l'année dernière (0,5%).

CRYPTOPHYCEES

Cette classe enregistre une diversité très faible (5 espèces en 2006 contre 6 en 2005), et elle montre une abondance relativement faible (8,4%). Cette valeur est inférieure à celle enregistrée en 2005 (11,5%). Les petites espèces qui la composent sont présentes toute l'année et montrent un fort développement le 8 novembre avec 33% de la population algale totale. *Rhodomonas minuta* var. *nannoplanktonica* avec 7,7% de l'abondance totale du phytoplancton, est le taxon le plus représenté au sein de cette classe.

CHRYSOPHYCEES

Avec 11 taxons rencontrés, la diversité taxonomique de cette classe est plus faible qu'en 2005 (14 taxons). Son abondance est en forte régression (9,3% contre 22% en 2005). Ses diverses composantes (*Erkenia subaequiciliata*, *Dinobryon* spp entre autres) se développent tout au long de l'année mais principalement au début de l'été (14 juin) où elle montre un pic de 50% de l'abondance totale. On observe également une croissance conséquente entre le mois d'octobre et décembre (environ 30%). *Erkenia subaequiciliata* est majoritaire au sein de cette classe et représente 3,8% du peuplement algal annuel. *Ochromonas* sp, avec 19,4% des chrysophycées le 14 juin, a montré une poussée fugace mais importante.

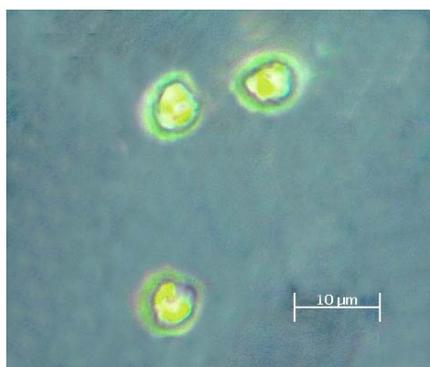


Photo 6 *Ochromonas* sp

DIATOMOPHYCEES (ou diatomées)

Contrairement aux années précédentes, ces algues brunes n'arrivent qu'en 2^{ème} position derrière les chlorophycées. Avec 34 taxons dont 10 de diatomées centriques en 2006 contre 58 en 2005 et 49% du peuplement phytoplanctonique, cette classe montre, malgré une baisse de sa diversité, une formidable augmentation de ses effectifs (49,1% en 2006 contre 18,3% en 2005). On les rencontre tout au long de l'année mais de façon plus importante au printemps entre le 23 mars (83,5%) et le 12 avril (85,4%). Les espèces principales sont *Cyclotella* spp et *Stephanodiscus* spp (indéterminables en microscopie optique) avec 34,5%. C'est la première fois que ces petites espèces dominent le peuplement phytoplanctonique au lac du Bourget. *Fragilaria crotonensis* (6,1%), et *Diatoma tenuis* (5,3%) arrivent loin derrière.

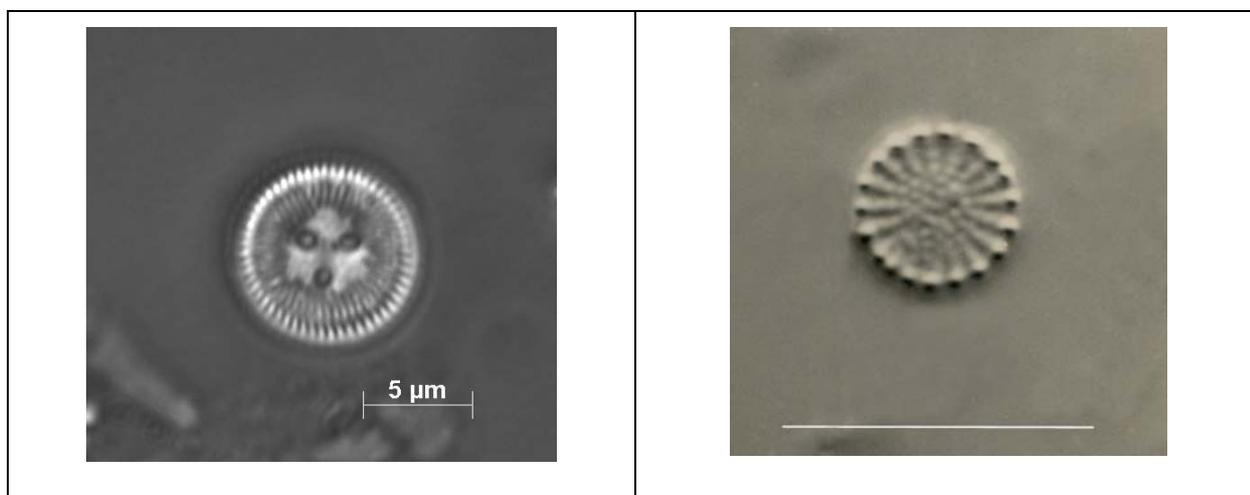


Photo 7 *Cyclotella ocellata*

Photo 8 *Stephanodiscus minutulus*

CHLOROPHYCEES

Avec 42 taxons rencontrés en 2006, l'abondance de cette classe a chuté cette année (55 taxons en 2005). On observe son maximum en été, entre le 11 juillet (44%) et le 5 octobre (65%). Le pic maximum est observé le 26 juillet (88% et 2583 cell/ml) avec un groupe de petites cellules difficiles à séparer *Choricystis minor* et *Chlorella vulgaris* qui représente 5,4% de l'abondance totale. *Chlorella vulgaris* est l'espèce dominante dans cette classe (5,8%) mais qui peut être parfois confondue avec la petite chlorophycée *Choricystis minor* dans certains prélèvements. Il est à noter un développement important et fugace d'*Ankistrodesmus nannoselene* le 22 août avec 3099 cell/ml.

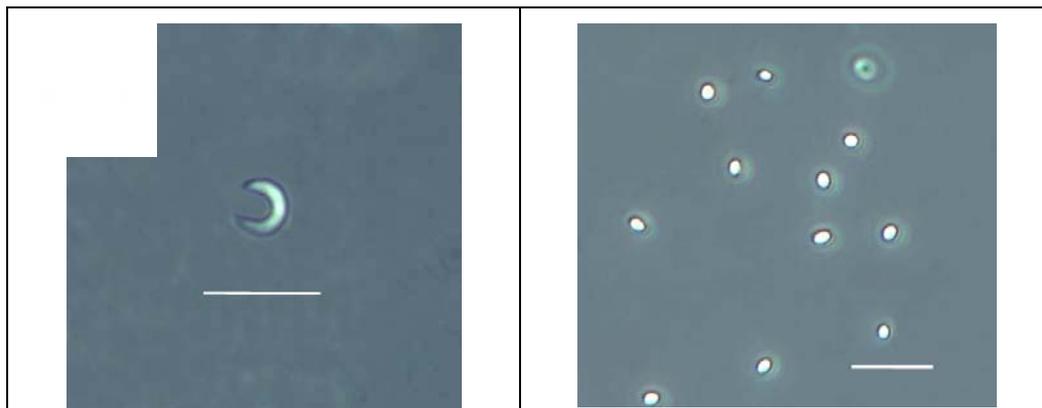


Photo 9 *Ankistrodesmus nannoselene*

Photo 10 *Choricystis minor* (échelle 10µm)

ZYGOPHYCEES (= Conjuguées ou Desmidiacées)

Avec 11 taxons (10 en 2005), cette classe a une diversité et une abondance faibles (0,1%) en légère baisse par rapport à 2005 (1,2%).

EUGLENOPHYCEES et XANTHOPHYCEES

Ces deux classes sont absentes de nos investigations cette année.

La figure II ci-dessous présente l'abondance relative des principales espèces présentes dans le lac.

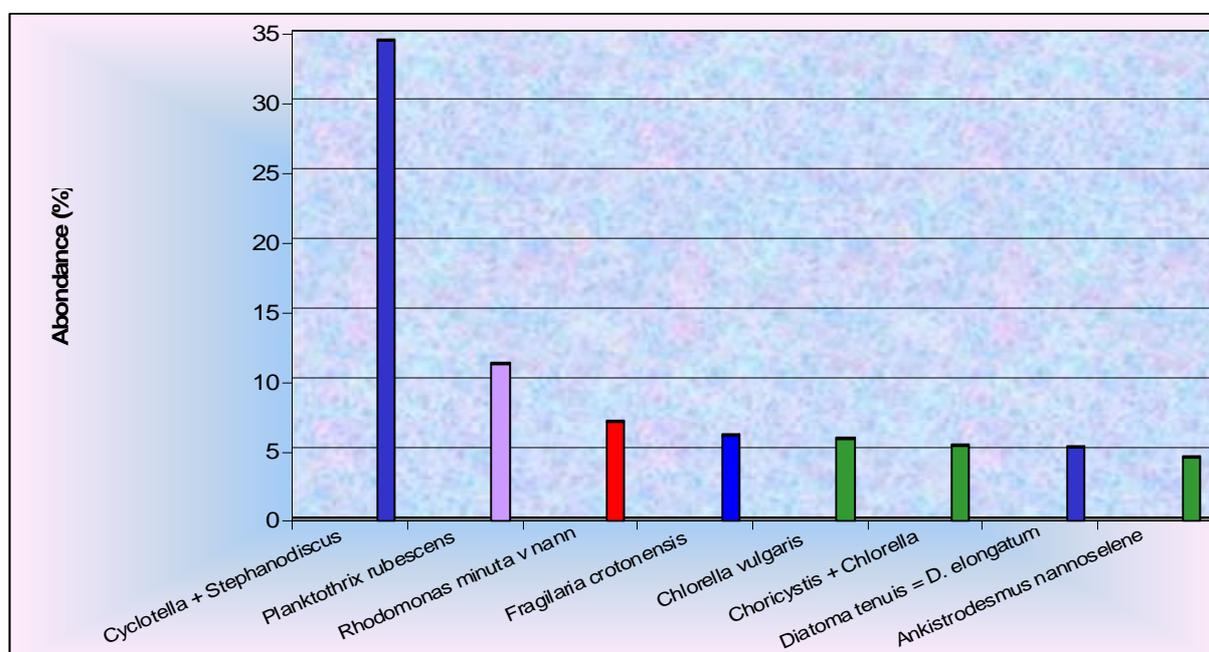


Figure II Abondance relative des espèces capitalisant près de 80% du peuplement du lac du Bourget en 2006

En 2006, sur 124 taxons recensés dans le lac du Bourget, 8 constituent près de 80% du peuplement phytoplanctonique et 2 espèces représentent, à elles seules, plus de 45% de l'abondance totale du

phytoplancton. C'est le groupe des petites diatomées centrées *Cyclotella* spp et *Stephanodiscus* spp, qui compose en majorité cette communauté (34%), et *P. rubescens*.

I.2.2.2. BIOMASSE DU PHYTOPLANCTON DANS LE LAC DU BOURGET

L'estimation de la biomasse globale du phytoplancton peut résulter du dosage de la concentration en chlorophylle dans un volume d'eau déterminé (biomasse pigmentaire), mais elle ne peut être qu'approximative en raison de la plus ou moins grande richesse en chlorophylle des différentes espèces phytoplanctoniques. L'évaluation des biovolumes cellulaires* conduit à une meilleure connaissance de cette biomasse.

$$*Biovolume\ d'une\ espèce = volume\ cellulaire \times nombre\ d'individus\ dénombrés$$

A partir d'une masse volumique du phytoplancton voisine de l'unité, la connaissance des biovolumes individuels permet l'évaluation de la biomasse de chaque espèce, puis par cumul celle des diverses classes du phytoplancton : classes de taille (nano- et microplancton) et classes taxonomiques des algues planctoniques.

Les normes adoptées pour le Léman par la CIPEL (Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman) définissent le nanoplancton comme l'ensemble des espèces dont la longueur et le volume de la cellule ou de la colonie sont inférieurs respectivement à 20 µm et 10.000 µm³. Le microplancton est constitué d'algues de plus grande taille, bien que visibles seulement au microscope. Ces limites de taille pour distinguer le nano- du microplancton ont été changées pour tenir compte de l'abondante littérature parue sur cette question (WETZEL, 2001). D'après les études faites sur les biomasses d'autres lacs (Léman et Annecy), il y a environ 15% d'écart entre des biomasses calculées à partir du nanoplancton à 20 µm.

I.2.2.2.1 Biomasses du nano- et du microplancton

Cette année, la proportion du microplancton est légèrement inférieure à celle enregistrée en 2005 et donc la proportion du nanoplancton légèrement supérieure. Du fait du nouveau calcul de ces biomasses, cette proportion doit être moindre par rapport aux années antérieures.

Tableau II Evolution en % du microplancton et du nanoplancton dans la couche 0-20m dans le lac du Bourget

	1995-1996	2004-2005	2006
Microplancton	79	90	81
Nanoplancton	21	10	19

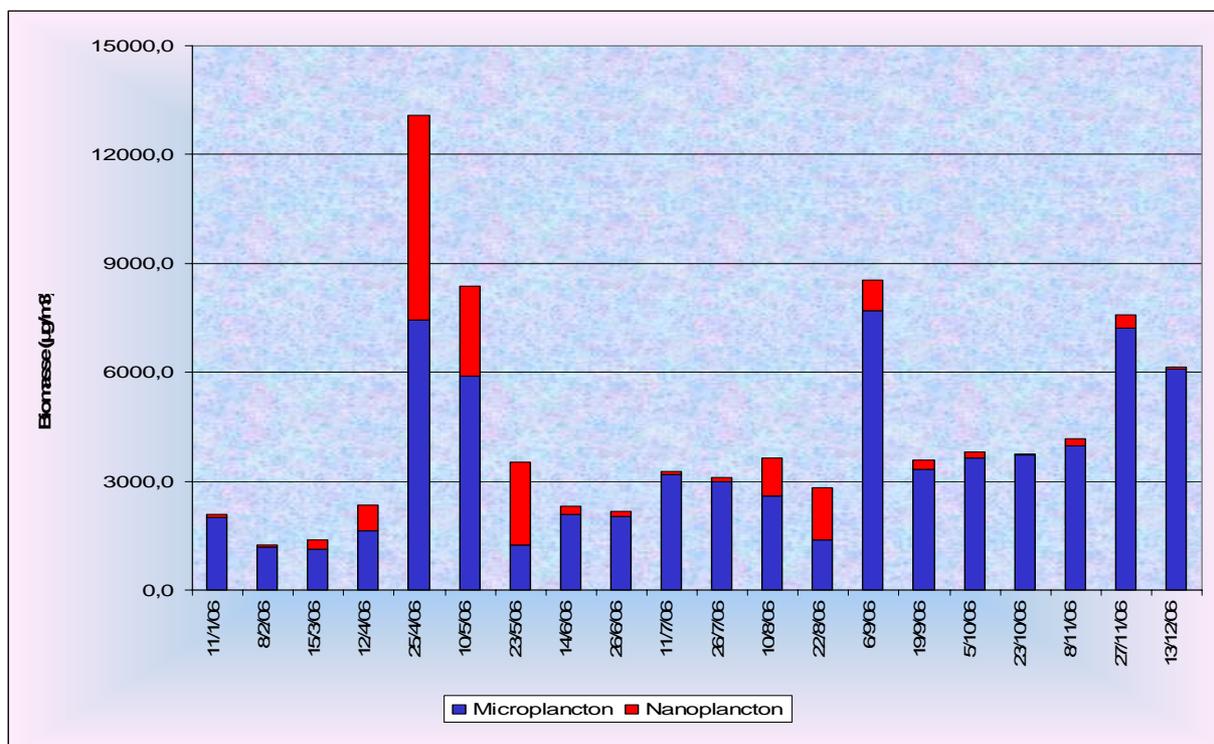


Figure III Evolution en % de la biomasse par classes de taille dans le Lac du Bourget

Le nanoplancton (19%) est surtout représenté par le groupe *Cyclotella/Stephanodiscus* (13%) et *Ankistrodesmus nannoselele* (2,6%). Il se développe surtout au printemps avec un pic le 25 avril de *Cyclotella/Stephanodiscus*.

Avec 81% (90% en 2005), le microplancton, dominant toute l'année, est surtout composé par la cyanobactérie filamenteuse *Planktothrix rubescens* (13%), la diatomée *Diatoma tenuis* (8%) (anciennement *Diatoma elongatum*) et la dinophycée *Ceratium hirundinella* (5.4%). Si on compare à 2005 (Humbert et al. 2006), la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* a fortement régressé, passant de 40% de la biomasse totale algale en 2005 à seulement 13% en 2006.

1.2.2.2 Importance relative des différentes classes d'algues.

La biomasse annuelle moyenne phytoplanctonique est en très légère augmentation cette année (2117 mg/m³ contre 2033 mg/m³ en 2004). Comme les années précédentes, elle est dominée par les diatomées (58%). Les dinophycées arrivent en deuxième position avec 20%, puis suivent les chrysophycées (18%), les cryptophycées (1,5%), les chlorophycées (1,1%). Contrairement à l'année dernière, les cyanobactéries et les desmidiacées ont une part inférieure à un pourcent (en 2004, 6% et 5% respectivement).

1.2.2.3 Les principales espèces et leur biomasse relative

En 2005, sur 83 espèces (97 en 2004), 4 espèces constituent environ 66% (46 % en 2004) de la biomasse totale dont une espèce nanoplanctonique (*Cyclotella cyclopuncta*) et trois espèces microplanctoniques (*Asterionella formosa*, *Dinobryon sociale* var. *stipitatum* et *Ceratium hirundinella*). L'annexe I donne la liste de toutes les espèces composant la biomasse totale du phytoplancton.

I.2.2.2.4 Variations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique

On peut distinguer plusieurs phases dans les variations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique (Figure IV) :

*la **phase hivernale** à faible production phytoplanctonique (minimum hivernal le 8 février : 1232 mg/m³) s'étend du 11 janvier au 25 avril. Cette année la phase hivernale semble être un peu plus longue que les années précédentes. Cette période est dominée par la cyanobactérie *Planktothrix rubescens*.

*la **phase printanière** observée du 25 avril au 26 juin est caractérisée par une augmentation de la biomasse totale. La valeur maximale est enregistrée le 25 avril (13073 mg/m³), biomasse obtenue par deux espèces : la diatomée *Diatoma tenuis* (6415 mg/m³) et le groupe des diatomées (*Cyclotella/Stephanodiscus* (5344 mg/m³). Cette valeur printanière est nettement supérieure à celle enregistrée en 2005 (3180 mg/m³).

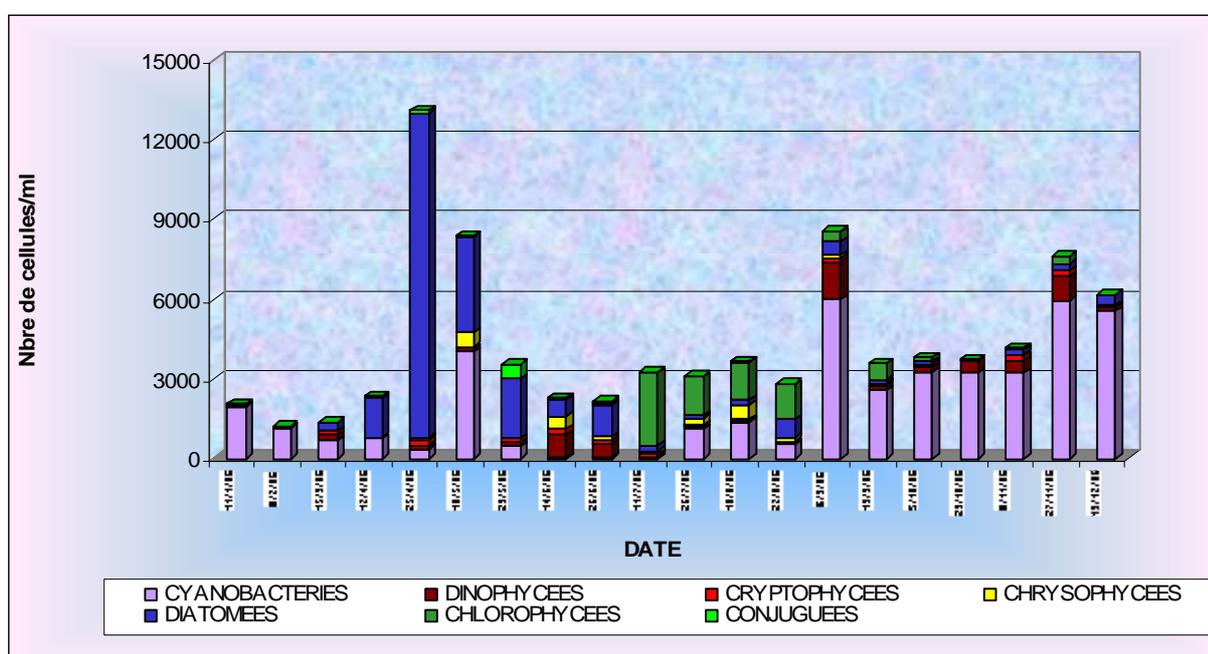


Figure IV Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton (matière fraîche) par classes d'algues dans le lac du Bourget en 2006.

La **phase des eaux claires**, pendant le printemps, a pour caractéristiques d'avoir une biomasse minimale pour une transparence maximale. Cette année la phase des eaux claires est très difficile à déterminer du fait de la non concordance des données de chlorophylle *a*, biomasse algale et transparence.

Tableau III Valeurs de la transparence, de la chlorophylle *a*, des biovolume algal et du zooplancton dans le lac du Bourget au cours de la phase des eaux claires

	Transparence	Chlorophylle a	Biovolume algale	Zooplancton
23 mai 06	11m	1.92	3536 mg/m ³	862 ind/m ²
1 ^{er} juin 06	11.9m	1.44		
14 juin 06	10m	3.6	2300 mg/m ³	299 ind/m ²

D'après le tableau ci-dessus, il semble que la phase des eaux claires ait eu lieu le 1^{er} juin (transparence 11,9 m, chlorophylle *a* 1,44 µg/l). La biomasse algale encadrant cette date est également concordante. De plus, on observe un maximum de zooplancton le 23 mai (862 ind/m²) alors que la valeur de la date suivante est nettement plus faible.

* la **phase estivale et la phase automnale** sont difficiles à séparer du fait d'une alternance de valeurs de biomasse moyenne à forte. La biomasse atteint son maximum le 10 août (3638 mg/m³) et le 6 septembre (8549 mg/m³). A partir du 6 septembre, on enregistre de fortes valeurs de la biomasse des cyanobactéries, entre 70 et 90% de la biomasse algale totale.

En 2006, la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton (4346 mg/m³) est en forte augmentation par rapport à l'année précédente (3180 mg/m³ en 2005). La biomasse printanière moyenne (4575 mg/m³) est elle aussi en forte augmentation par rapport à 2005 (1630 mg/m³). La biomasse printanière maximale (13073 mg/m³) est également très forte et est passée de 3704 mg/m³ en 2005 à 13073 mg/m³ en 2006. La biomasse estivale moyenne (4223 mg/m³) est très forte et proche de la biomasse printanière moyenne (4575 mg/m³). La biomasse estivale maximale est de 8549 mg/m³, une valeur très forte à comparer à celle de 2005. Le développement massif du phytoplancton se fait encore très tôt dans l'année et le rapport BP/BE (Biomasse Printanière moyenne/Biomasse Estivale moyenne) le confirme puisqu'il est de 1,08 contre 0,44 en 2005. Il est proche de celui de la période 1995-1996. Il a pour conséquence que ces algues microplanctoniques de grande taille, ne sont que peu broutés par les organismes zooplanctoniques ou les poissons planctonophages.

Tableau IV Biomasse phytoplanctoniques (mg/m³) dans les lacs Annecy, Bourget et Léman

	Bourget 95-96 0-20 m	Bourget 2004-2005 0-20 m	Bourget 2006 0-20 m
Biomasse annuelle moyenne	2051	3180	4346
Biomasse printanière moyenne (BP)	2277	1630	4575
Biomasse estivale moyenne (BE)	2142	3704	4223
BP/BE	1.06	0.44	1.08
Biomasse printanière maximale (mois)	2295(3)	3970(4)	13073(4)
Biomasse estivale maximale (mois)	7843 (8)	4522(8)	8549(9)
Biomasse nanoplanctonique annuelle moyenne	428	318	826
Biomasse microplanctonique annuelle moyenne	1624	3180	3520

BP = biomasse moyenne de janvier à la phase des eaux claires exclue
 BE = biomasse moyenne de la phase des eaux claires incluse à décembre
 (..) = mois où le phénomène s'est produit

II. CONCLUSION

En 2006, la diversité spécifique du phytoplancton (124 espèces) a été plus faible qu'en 2005 (176 taxons). Quelques taxons nouveaux ont été recensés. La seule analyse de l'eau brute est une limite également à une liste plus étoffée du phytoplancton, certaines espèces se trouvant à des strates différentes de celles analysées dans notre méthode d'étude du phytoplancton du lac du Bourget.

En 2006, le phytoplancton est dominé par les chlorophycées (42 taxons), les diatomées (34 taxons), les cyanobactéries (12 taxons), les conjuguées (11 taxons), les dinophycées (9 taxons) et es cryptophycées (5 taxons).

En 2006, la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton dans le lac du Bourget (4346 mg/m³) est toujours en augmentation par rapport à l'année précédente (3180 mg/m³). La biomasse printanière et estivale moyenne est sensiblement identique (4575 mg/m³ pour la première et 4223 mg/m³ pour la seconde). Si la biomasse printanière maximale se rencontre toujours au mois d'avril, la biomasse estivale maximale est décalée dans le temps et se rencontre en septembre. Si durant la période comprise entre les mois de septembre et de décembre, l'espèce dominante est toujours la cyanobactérie *Planktothrix rubescens*, les biomasses de cette espèce ont fortement régressées passant de 40% en 2005 à 13% en 2006. Il est à noter aussi le développement fugace mais important de deux taxons à des périodes différentes : une petite chrysophycée *Ochromonas* sp entre le 14 juin et le 22 août et une petite chlorophycée *Ankistrodesmus nannoselene* entre le 10 août et le 19 septembre 06.

	1995	1996	2004	2005	2006
Orthophosphate (µg/l)	35	30	29	24	16
Phosphore total (µg/l)	-	34	33	31	21
Biovolume phytoplanctonique moyen (mg/m ³)	2051		3180		4346

La concentration en phosphore ayant encore fortement diminué en 2006 (16 µg/L de PO₄ contre 24 en 2005) et allant dans le sens d'une réoligotrophisation du lac du Bourget, on devrait s'attendre à terme à une réduction des biomasses algales. Aujourd'hui ce n'est pas le cas, puisqu'on constate, que les biomasses algales augmentent encore (4346 mg/m³ contre 3180 en 2005). On constate que ce phénomène est identique dans le Léman. Il faudra attendre que les stocks de phosphore contenus dans le lac aient diminué de façon importante pour que l'on enregistre une réduction des développements algaux, mais sans les faire disparaître, tout au moins dans un premier temps. Les espèces indésirables (*Planktothrix rubescens*, *Diatoma tenuis* et *Mougeotia gracillima* entre autres) devraient être de celles-là. A suivre !

ETUDE DE LA CONCENTRATION EN CHLOROPHYLLE A ET DES DONNEES GENEREES PAR LA SONDE SPECTROFLUORIMETRIQUE BBE

I. 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. 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 primaire se traduisent par une succession de pics chlorophylliens. On observe en 2006 trois périodes de biomasse différentes (Figure I) :

- la première très courte en avril avec $13,23 \mu\text{g.l}^{-1}$
- une deuxième de juin à septembre avec une succession phases de croissance phytoplanctonique (maximum de $6,71 \mu\text{g.l}^{-1}$)
- la troisième vers la fin de l'année qui passe par un maximum à $11,23 \mu\text{g.l}^{-1}$.

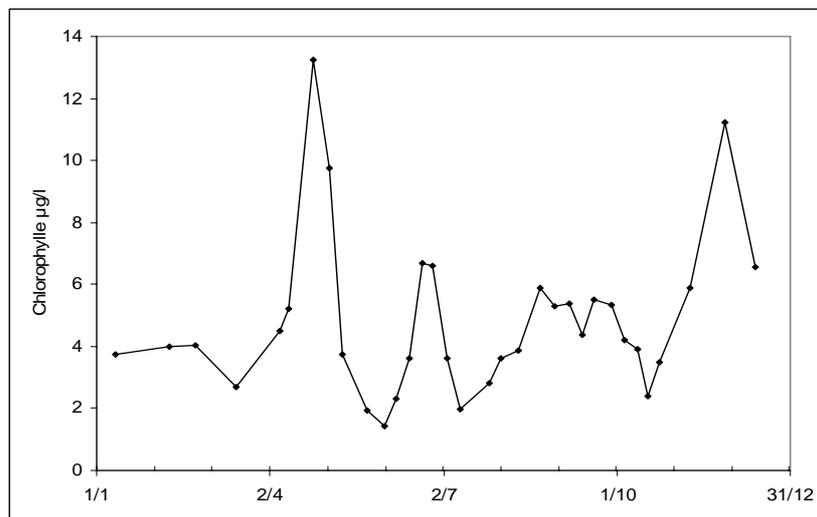


Figure I Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle a ($\mu\text{g.l}^{-1}$) sur la couche trophogène 0 – 20 m au point B en 2006

Avec $4,86 \mu\text{g.l}^{-1}$ de concentration moyenne annuelle en chlorophylle, l'année 2006 montre une valeur légèrement supérieure à celle de 2005, qui peut s'expliquer en partie par le fait que les prélèvements cette année se sont effectués systématiquement sur une épaisseur de 20 m par rapport aux prélèvements antérieurs qui étaient réalisés sur une épaisseur variable (2,5 fois la valeur du secchi, OCDE 1982). Nous avons opté à partir de 2006 pour cette nouvelle stratégie permettant de comparer les analyses date à date.

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 2006

Chloro a $\mu\text{g.l}^{-1}$	1981	1982	1983	1984	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994
max							62,8	18,4	42,8	34,5	49,4	26,7	26,8	28
.Moyenne			8,3				9,2	4,9	7,16	6,78	8,3	6,36	7,88	8,54

Chloro a $\mu\text{g.l}^{-1}$	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
max	15,4	12,6	17,7	12,7	19,1	18,9	35,1	14	13,5	6,3	12,2	13,23
.Moyenne	5,86	5,62	4,37	5,1	6,55	5,86	7,28	4,73	5,04		3,24	4,86

La distribution interannuelle des concentrations moyennes de chlorophylle *a* reste assez hétérogène tout en permettant de dégager une tendance à la baisse qui traduit une évolution favorable de cet indice. En effet, les valeurs moyennes passent de $8 \mu\text{g.l}^{-1}$ en 1983 à environ $4,5 \mu\text{g.l}^{-1}$ en 2006 (Figure II).

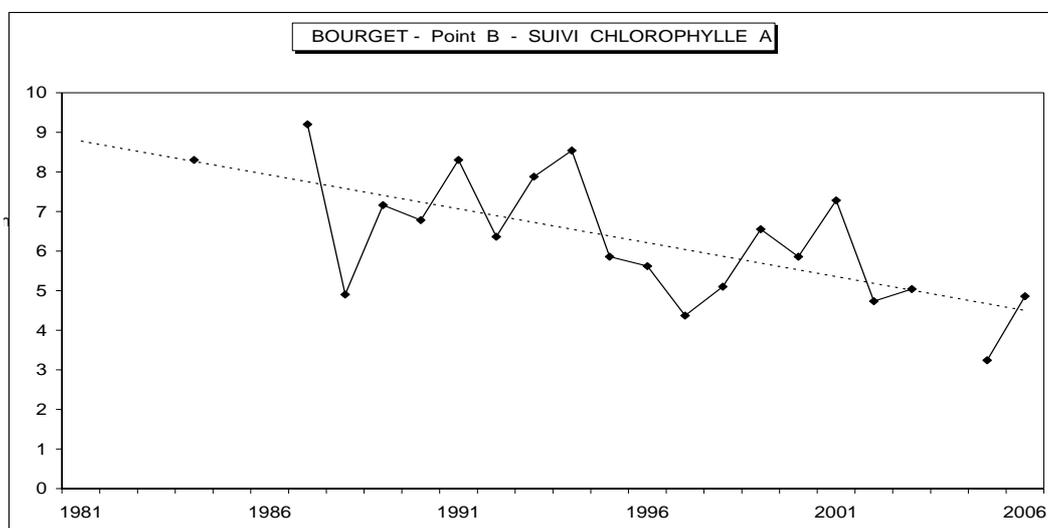


Figure II Evolution des concentrations moyennes annuelles en chlorophylle a ($\mu\text{g.l}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B de 1981 à 2006

II. DONNEES DE LA SONDÉ BBE

La sonde bbe spectrofluorimétrique instrument 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).



Photo 1 La sonde spectrofluorimétrique prête à l'emploi

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 II). 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).

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

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.

Pour étudier l'évolution saisonnière de la biomasse phytoplanctonique à partir des profils de sonde spectrofluorimétrique ; chaque profil a été 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.

La Figure III résume les différentes phases de production primaire qui se traduisent par une succession de pics chlorophylliens. La Figure III permet également d'observer les différentes phases de production de biomasse et de définir quels sont les groupes algaux qui y participent. Nous retrouvons les trois phases observées précédemment :

- la première très courte en avril qui correspond au développement printanier des diatomées.
- une deuxième plus modeste en valeur absolue que la précédente mais scindée en 2 parties constituée en juin plutôt d'algues "jaunes" (diatomées et dinophycées) et au mois d'août plutôt constituées d'algues "rouges" (cyanobactéries, cryptophytes).
- une troisième en automne correspondant en majorité à la croissance des cyanobactéries qui prennent de plus en plus d'importance relative au fur et à mesure que l'on avance dans l'année pour représenter à la fin, la quasi-totalité du peuplement phytoplanctonique.

Par rapport à l'année 2005, compte tenu des conditions météorologiques particulièrement douce des mois de novembre et décembre 2006, les concentrations en chlorophylle *a* restent élevées en fin d'année et liées à la persistance des cyanobactéries en quantité importante dans tout l'épilimnion (cf. comptage).

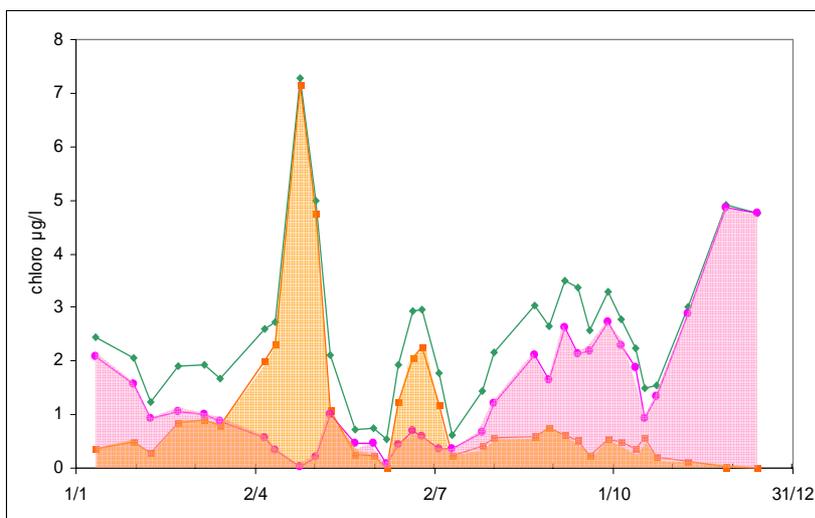


Figure III Variation saisonnière des concentrations moyennes en Chlorophylle *a* ($\mu\text{g.l}^{-1}$) sur la couche trophogène au point B en 2006 (—◆— choro tot, - -■ - - "diatomées", —▲— "cyanobactéries")

CYANOBACTERIES

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

La sonde fluorimétrique a permis d'apprécier la répartition verticale de *P. rubescens*. Elle est caractérisée par la succession de trois phases distinctes illustrées ci-dessous et se rapproche de ce que nous avons pu observer dans les années 1999, 2000, 2001, 2002.

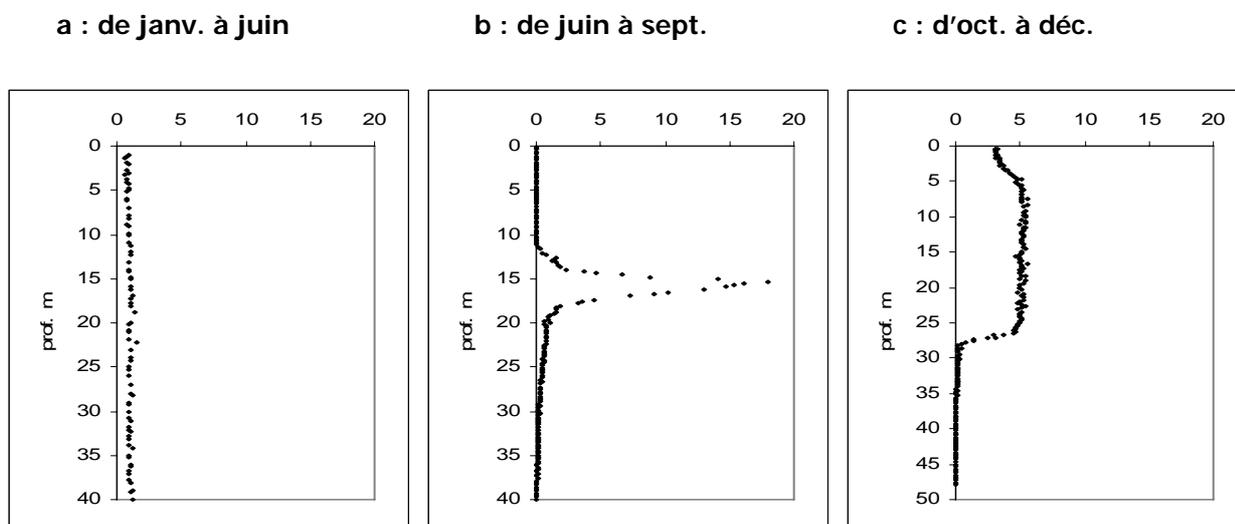


Figure IV Exemple de distributions des concentrations en cyanobactéries ($\mu\text{g.l}^{-1}$ eq Chloro *a*) au point B au cours de l'année 2006

- De février à juin : les concentrations restent faibles autour de $1 \mu\text{g.l}^{-1}$ eq Chloro *a* et pratiquement homogènes sur la couche 0-40 m.
- De juin à septembre : les cyanobactéries se concentrent dans la colonne d'eau au niveau du métalimnion grâce à leur aptitudes physiologiques (utilisation de faibles intensités lumineuses, utilisation du phosphore, capacité d'adapter leur flottabilité...). Les concentrations augmentent progressivement autour de 15 m de profondeur pour passer par un maximum le 13/09 avec plus de $30 \mu\text{g.l}^{-1}$.
- 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.

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 (Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales) et les gestionnaires des stations permettent de prévenir et d'éviter que les cyanobactéries ne posent un problème dans les réseaux de distribution.

La comparaison entre 2005 et 2006 révèle que la profondeur du maximum de biomasse pendant la période de stratification s'est faite du 26/07 au 12/10, le maximum se situant entre 17 et 14 m de profondeur. En 2005, c'était du 26/07 au 26/09 entre 10 et 15 m.

Pour apprécier les variations de la biomasse au cours de l'année 2006, nous pouvons utiliser les concentrations cellulaires comptées à 6 profondeurs différentes (2, 10, 15, 20, 30, 50) et les données fournies par les profils de sonde fluorimétrique. La Figure V montre l'augmentation des concentrations cellulaires à la fin de l'année pour atteindre plus de 20000 cell.ml⁻¹ au mois de décembre à 20 m de profondeur et donc proche des niveaux de pompage des stations d'alimentation en eau potable.

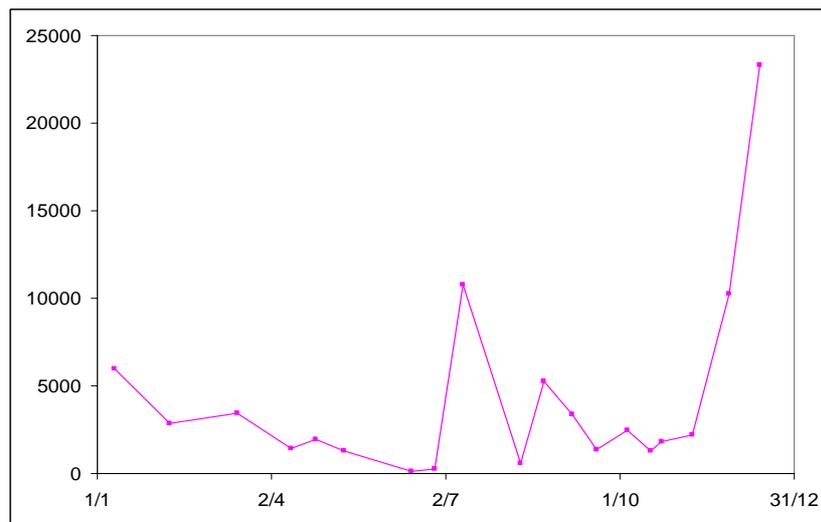


Figure V Dynamique saisonnière de *P. rubescens* à 20 m de profondeur (cell/ml) au point B au cours de l'année 2006

Chaque profil de sonde fluorimétrique, intégré sur une colonne d'eau 0-30 m (Figure VI), correspond à la couche d'eau où se retrouvent les cyanobactéries pendant la majeure partie de l'année. Cette intégration permet de quantifier les évolutions sur l'ensemble de la colonne d'eau et d'amortir les variations des profils dues à des déformations verticales de la colonne (Yon 2004).

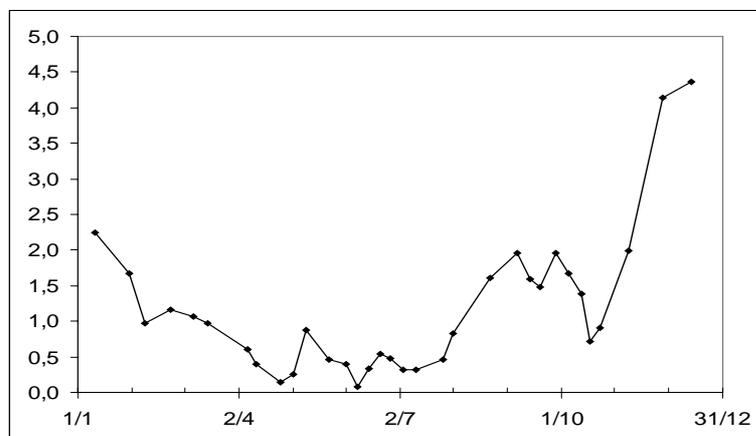


Figure VI. Evolution de la biomasse en cyanobactéries (µg.l⁻¹ eq Chlora) au point B sur une colonne 0-30 m au cours de l'année 2006

Après une diminution de janvier à avril la distribution saisonnière présente deux pics de biomasse en septembre et en décembre avec des valeurs absolues différentes : le deuxième présentant des valeurs sont deux fois plus importantes mais surtout leur répartition verticale est différente :

- en août l'essentiel de la biomasse se situe entre 17 et 15 mètres de profondeur
- en décembre elle est également répartie sur une épaisseur de plus de 25 mètres

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 sa dynamique de populations qu'au niveau des quantités de microcystines produites. La seule différence par rapport aux années précédentes est désormais l'absence de données pour la profondeur 6 m.

I. METHODOLOGIES

Comptages cellulaires : Les échantillons d'eau brute fixés au lugol sont 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.

Dosages des toxines : Les concentrations en microcystines intracellulaires (filtration d'un litre d'eau 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 (Briand *et al.* 2003).

II. RESULTATS

II.1. Dynamique de *P. rubescens*

La dynamique de *P. rubescens* dans le Bourget en 2006 est marquée par un fort développement dans le métalimnion lors de l'été comme le révèle la Figure I. Ainsi, des concentrations cellulaires dépassant 70000 cellules/ml ont été observées en septembre. Au début du mois d'octobre, la cyanobactérie a gagné l'épilimnion pour connaître une nouvelle phase de croissance après la dilution initiale due au fait qu'elle se répartissait sur une plus grande profondeur. C'est ainsi qu'entre 20000 et 30000 cell/ml étaient présentes en décembre 2006 dans les 20 premiers mètres de la colonne d'eau.

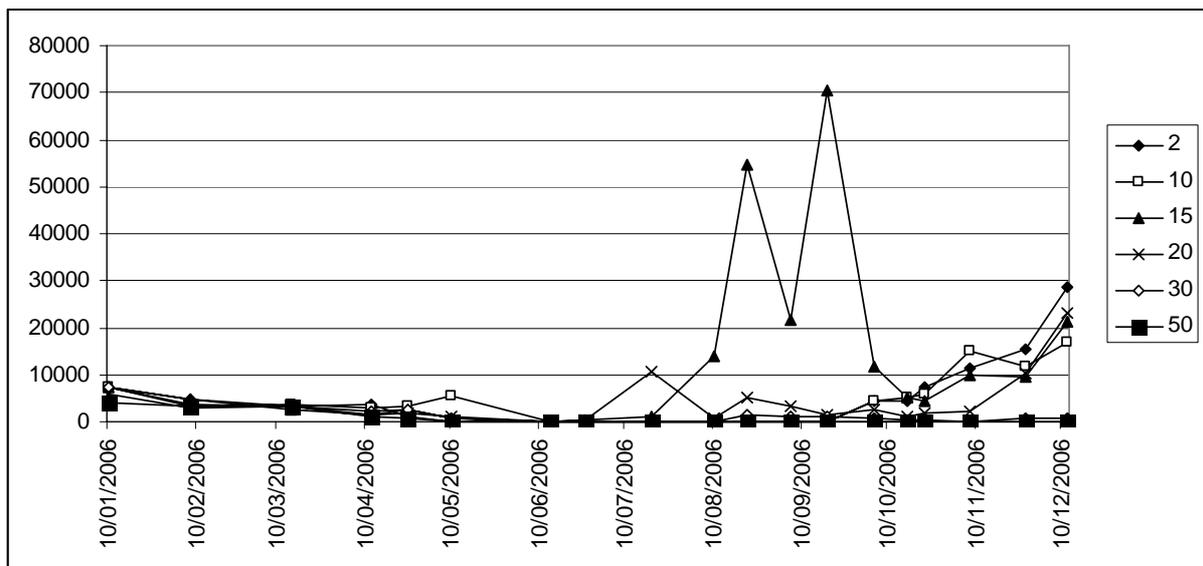


Figure I Variations des concentrations cellulaires (exprimées en cellules/ml) de *P. rubescens* dans le lac du Bourget lors de l'année 2006 aux diverses profondeurs étudiées (2, 10, 15, 20, 30 et 50m).

La Figure II présente la dynamique de *P. rubescens* dans le lac du Bourget depuis 1999. Sur cette figure on peut constater qu'alors qu'il semblait que les proliférations de cette espèce étaient en diminution depuis 2002, cette année 2006 marque une forte reprise dans la dynamique de cette espèce qui connaît des concentrations cellulaires comparables à celles observées lors des années 2000 et 2001. Ce phénomène est particulièrement évident sur les valeurs automnales. En effet les comptages estivaux sont plus aléatoires car les cyanobactéries sont stratifiées sur une très faible épaisseur (1 m) au niveau du métalimnion. Compte tenu du fait que les ondes internes déplacent en permanence ce pic de biomasse dans la colonne d'eau, les valeurs de comptage obtenues dépendent donc beaucoup de la probabilité des prélèvements à se situer au milieu du pic ou au contraire, juste au dessus ou juste en dessous. En revanche, en automne, les cyanobactéries sont réparties dans tout l'épilimnion et donc moins soumises à ces aléas ce qui permet d'avoir une estimation plus fiable de leurs concentrations.

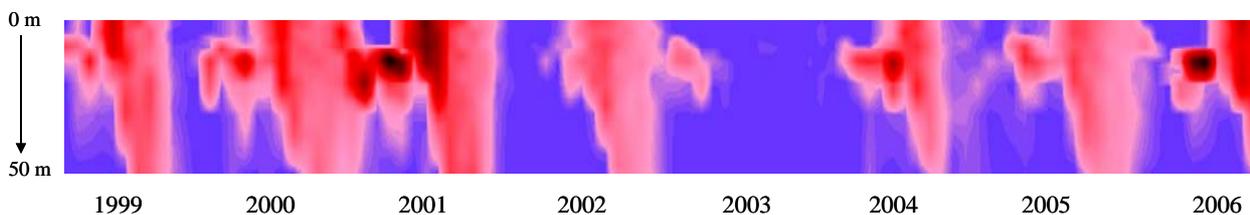


Figure II Dynamique de *P. rubescens* dans les 50 premiers mètres de la colonne d'eau du lac du Bourget depuis 1999. Plus la couleur rouge est prononcée et plus les concentrations son élevées

La bonne croissance de *P. rubescens* en été est peut être liée aux conditions climatiques du mois d'août qui ont été peu propices au développement du phytoplancton dans l'épilimnion. Des analyses sur l'ensemble de la série permettront de confirmer si une telle hypothèse est valide. Pour ce qui est de la croissance automnale et hivernale, il est probable aussi que les conditions climatiques particulièrement douces aient favorisé la croissance de *P. rubescens*. Il faut se rappeler que les trois hivers précédents avaient été beaucoup plus froids et qu'en revanche les hivers 2000 et 2001 avaient été doux comme en 2006.

S'il se confirme, par une analyse globale de la série de données, que les hivers doux favorisent la croissance de *P. rubescens*, cette information pourrait alors avoir des conséquences importantes dans le cadre actuel des changements climatiques qui devraient se traduire, dans les années à venir, par des hivers moins rigoureux.

II.2. Production de toxines

La Figure III montre que de très fortes concentrations en équivalent microcystines LR ont été enregistrées dans l'eau brute en 2006. Conformément aux valeurs de concentrations cellulaires rapportées dans la Figure I, c'est à 15 m de profondeur que les plus fortes quantités de microcystines ont été mesurées (près de 24 µg/l) en début d'automne. A partir du mois d'octobre, lorsque les cyanobactéries ont gagné l'épilimnion, ces concentrations se situent alors autour de 5 µg/l ce qui va imposer des mesures et une grande vigilance aux traiteurs d'eau pour que ces valeurs soient ramenées, dans l'eau distribuée, à un seuil se situant en dessous de 1 µg/l en conformité avec les directives du Ministère de la Santé.

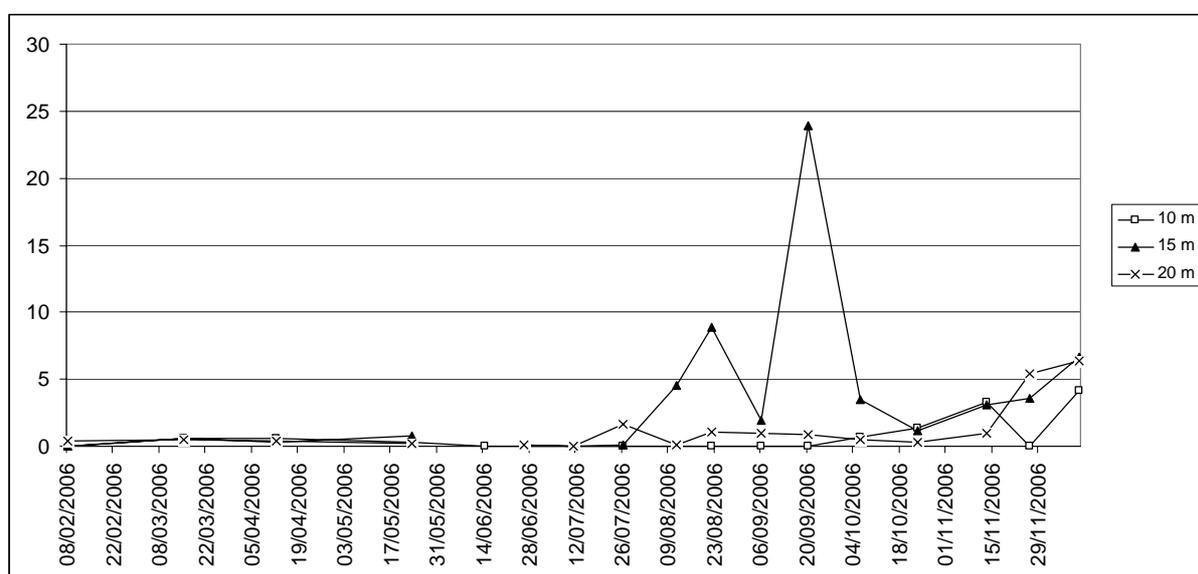


Figure III Variations des concentrations en microcystines intracellulaires de *P. rubescens* (axe des ordonnées exprimé en µg/l d'équivalent microcystine LR) dans des échantillons prélevés en 2006 à 10, 15 et 20 m de profondeur

Une analyse de corrélation montre qu'il existe une relation linéaire ($r^2 = 0,85$) entre la quantité de toxines estimées dans 1 litre d'eau et les concentrations cellulaires de *P. rubescens* (Figure IV). Ce même type de relation avait déjà été observé lors de nos travaux antérieurs. Cependant la pente de cette relation semble différente de celle estimée précédemment (Briand *et al.* 2005) et elle traduit le fait que la quantité de toxines contenue par cellule est apparemment plus élevée en 2006 que lors des enquêtes précédentes. Il faut cependant être prudent avec ce résultat car il est très dépendant de la forte concentration mesurée en septembre 2006 (près de 24 µg/l).

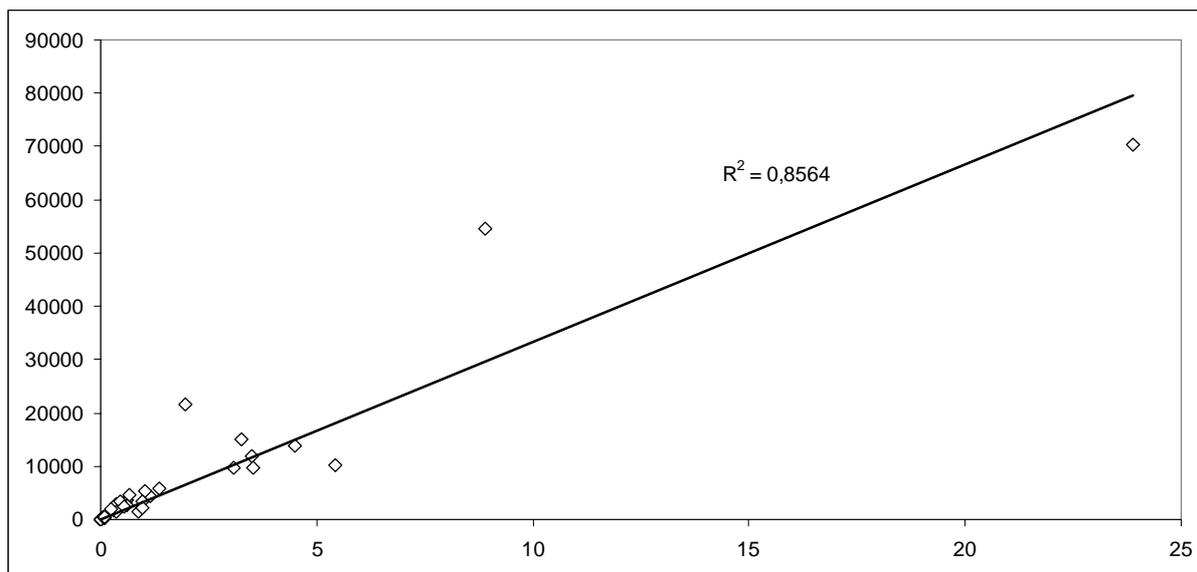


Figure IV Corrélation entre les concentrations en microcystines exprimées en µg/l d'équivalent microcystine LR (axe horizontal) et les concentrations cellulaires de *P. rubescens* exprimées en cellules/l (axe vertical).

III. CONCLUSIONS

Pour conclure ce chapitre, il apparaît que l'année 2006 a été marquée par une forte présence de la cyanobactérie toxique *P. rubescens* dans le lac du Bourget. A ces fortes concentrations cellulaires ont été associées des fortes concentrations en microcystines. Alors que la dynamique de *P. rubescens* semblait marquée ces trois dernières années par une diminution de son importance, l'année 2006 montre que tel n'est pas le cas et que cette espèce peut encore atteindre de très fortes biomasses. Des paramètres climatiques sont sans doute à l'origine des variations observées lors de ces dernières années, et en particulier les températures moyennes en hiver. Il faut noter que le lac Léman a connu, lui aussi, un très fort développement automnal de cette espèce ce qui est pourtant beaucoup moins fréquent dans cet écosystème et ce qui renforce l'idée que les paramètres climatiques de notre automne et du début d'hiver jouent sans doute un rôle important dans ce phénomène.

ETUDE RELATIVE AU ZOOPLANCTON

Dans ce chapitre seront présentées les données du suivi global de la communauté zooplanctonique du lac du Bourget en 2006. La première partie traite de la composition spécifique de cette communauté. Sont ensuite décrites les dynamiques saisonnières des branchiopodes et copépodes, observées au cours de l'année 2006. Les résultats sont interprétés en relation avec ceux de 2004 et 2005.

I. METHODOLOGIE

Le protocole d'échantillonnage du zooplancton crustacéen en 2006 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 (point B) à l'aide d'un filet de vide de maille de 200 μm , lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface.

Les échantillons sont fixés au formol à 5%. 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. Initialement, 20 dates de prélèvement avaient été prévues. Suite à une difficulté technique sur les filets, les prélèvements de mars et de la première quinzaine d'avril n'ont pu être réalisés, réduisant à 17 le nombre d'échantillons pour cette année 2006.

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 années d'échantillonnage 2004-2005, 15 taxons de zooplancton crustacéen avaient été identifiés. Ces 15 taxons sont composés d'une 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*). Les espèces *B. longirostris*, *A. robustus* et *M. viridis*, présentes mais peu abondantes pendant les étés 2004 et 2005, n'ont pas été observées en 2006, réduisant à 12 le nombre de taxons identifiés.

Comme au cours des années précédentes (2004-2005), la communauté zooplanctonique est dominée par les copépodes en 2006. Le calanoïde *E. gracilis* est l'espèce la plus abondante en 2006, suivie du

groupement des cyclopoïdes *C. prealpinus + vicinus*. Ces taxons constituent, respectivement, en moyenne d'abondance, 38% et 23% de la communauté crustacéenne en 2006. Les taxons branchiopodes sont essentiellement représentés par *D. hyalina*, *D. brachyurum* et *E. longispina* (respectivement 19%, 8% et 6% de la communauté zooplanctonique) en 2006. Si les abondances observées de *D. hyalina* et *D. brachyurum* sont relativement similaires à celles des années précédentes, celle de *E. longispina* semble subir des variations inter-annuelles plus fortes, puisque cette espèce était quasiment absente en 2004 alors qu'elle dominait la communauté branchiopode en 2005.

Les trois espèces les plus abondantes dans la communauté zooplanctonique (*E. gracilis*, *C. prealpinus+ vicinus* et *D. hyalina*) sont présentes et coexistent tout au long de l'année. Les 9 autres espèces, plus rares, apparaissent de façon plus exceptionnelle ou à des saisons plus particulières. Ainsi, *D. brachyurum*, *C. sphaericus* 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

Les trois classes de microcrustacés zooplanctoniques montrent une dynamique saisonnière bimodale, typique des lacs subalpins de statut trophique mésotrophe (Figure I). Le premier pic d'abondance zooplanctonique a lieu au printemps (25/4), à la suite du premier pic de production primaire, essentiellement constitué de diatomées de petite taille. Les abondances de calanoïdes atteignent alors des valeurs proches de 300 000 ind. m⁻². Ce maximum est du même ordre de grandeur que celui atteint en 2004 et 2005 lors des pics printaniers. Les maxima printaniers des branchiopodes et cyclopoïdes ont lieu un mois plus tard (23/5), et correspondent chacun à des abondances de 300 000 ind.m⁻², valeurs intermédiaires à celles de 2004 et 2005. Ce décalage temporel entre les pics de calanoïdes et de branchiopodes + cyclopoïdes avait déjà été observé au cours de l'année 2005.

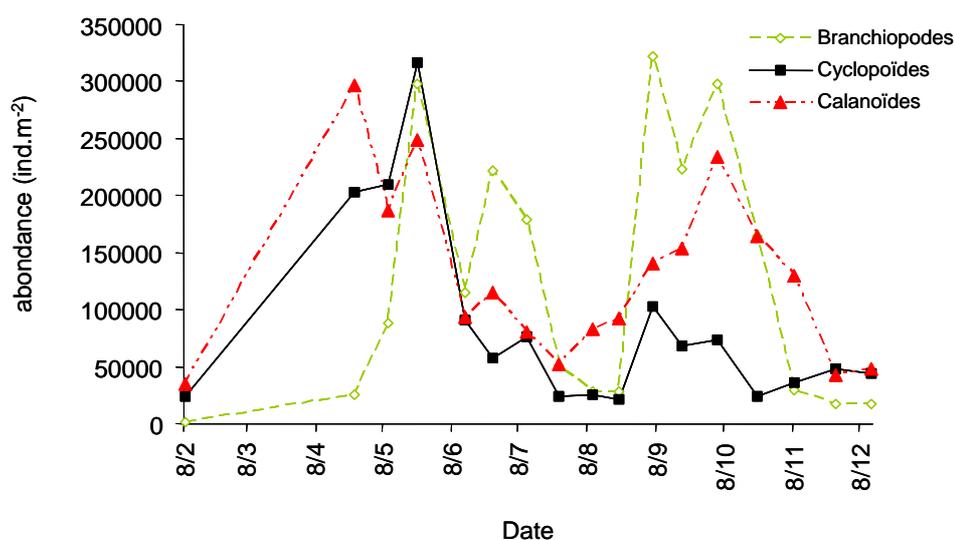


Figure I Evolution saisonnière des classes de microcrustacés zooplanctoniques en 2006

Les abondances de copépodes diminuent ensuite rapidement pour se maintenir entre 50 000 et 100 000 ind.m⁻² à partir du 14/6. L'abondance des cyclopoïdes conserve des valeurs relativement homogènes jusqu'à la fin de l'année tandis que, à partir de l'automne, l'abondance des calanoïdes montre un deuxième maximum transitoire à 250 000 ind.m⁻² au 5/10.

A la suite au pic de printemps, l'abondance des brachiopodes reste élevée (au-delà de 100 000 ind.m⁻²) jusqu'à la mi-juillet (fin de la phase des eaux claires). Les faibles abondances de brachiopodes en milieu et fin d'été (< 50 000 ind.m⁻²), observées aussi en 2004 et 2005 sur le lac du Bourget, résultent de la prédation intense de la part des jeunes stades de poissons à cette période ainsi qu'à une diminution de la production primaire à la suite de l'appauvrissement des couches superficielles en nutriments. A partir du 6/9, l'abondance des brachiopodes subit un deuxième maximum, avec des valeurs proches de 300 000 ind.m⁻², similaires à celles de 2004 et 2005. Le pic automnal des consommateurs primaires que sont les calanoïdes et la plupart des brachiopodes correspond à une nouvelle poussée phytoplanctonique, cette fois-ci dominée par des espèces phytoplanctoniques de plus grande taille.

Au-delà de novembre, les abondances de toutes les classes de crustacés retrouvent des valeurs inférieures à 50 000 ind.m⁻². Une approche plus spécifique révèle une dynamique saisonnière différente des espèces au sein même des différentes classes zooplanctoniques.

Les pics d'abondances des branchiopodes herbivores au cours de l'année 2006 résultent de la succession des trois espèces majeures de branchiopodes au cours du temps (Figure II).

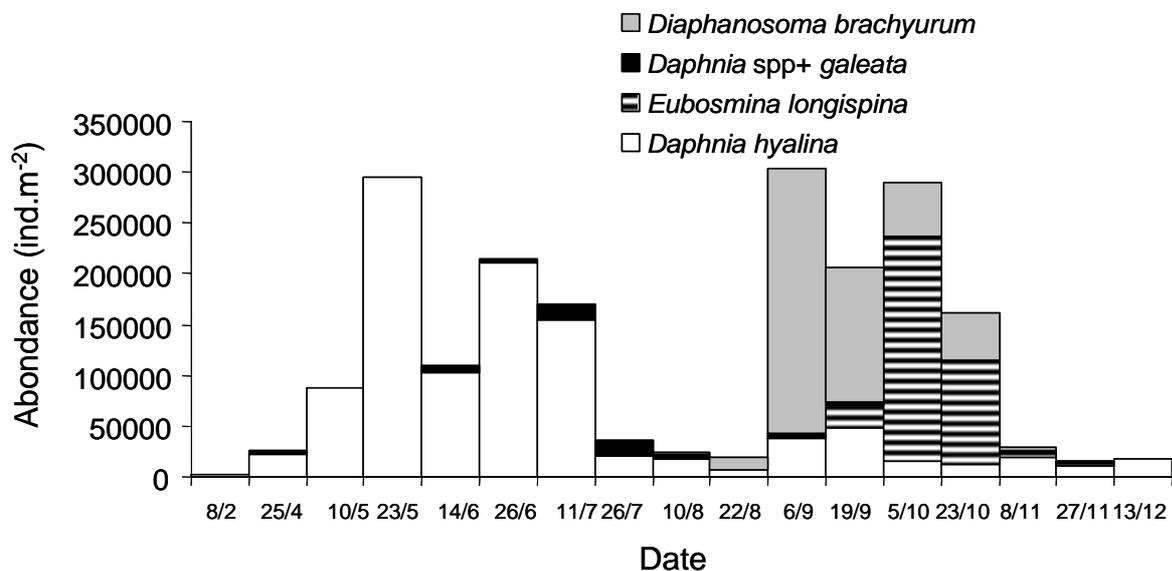


Figure II Evolution saisonnière de la composition des branchiopodes herbivores en 2006

Le pic d'abondance printanier correspond quasi-exclusivement à des individus de l'espèce *D. hyalina*, qui dominant alors la population branchiopode jusqu'à la fin de la phase des eaux claires (10/6). Le pic d'abondance automnal correspond en fait à deux pics successifs d'abondances d'espèces différentes. En début d'automne, *D. brachyurum* constitue 80% de la communauté des branchiopodes, avec des effectifs atteignant 250 000 ind.m⁻². La dominance de *D. Brachyurum* est transitoire puisque dès le mois suivant (5/10), *E. longispina* observe un pic d'abondance (200 000 ind.m⁻²), représentant 75% de la population totale des branchiopodes. La phénologie des espèces de branchiopodes herbivores en 2006 est assez proche

de celle de 2004 et suit le schéma assez typique des lacs mésotrophes. Les pics de Daphnies, observés en avril 2004 comme en 2006, résultent de la stimulation des taux de natalité d'une population pérenne, suite au retour de conditions thermiques et nutritives favorables associés au pic de diatomées du printemps. *D. brachyurum* est une espèce qui nécessite des températures supérieures à 18°C pour son développement embryonnaire. Elle apparaît par conséquent en fin d'été, avec la poussée phytoplanctonique automnale. Enfin, *E. longispina*, espèce plus typique de conditions eutrophes, se substitue à *D. brachyurum*, dès le mois d'octobre.

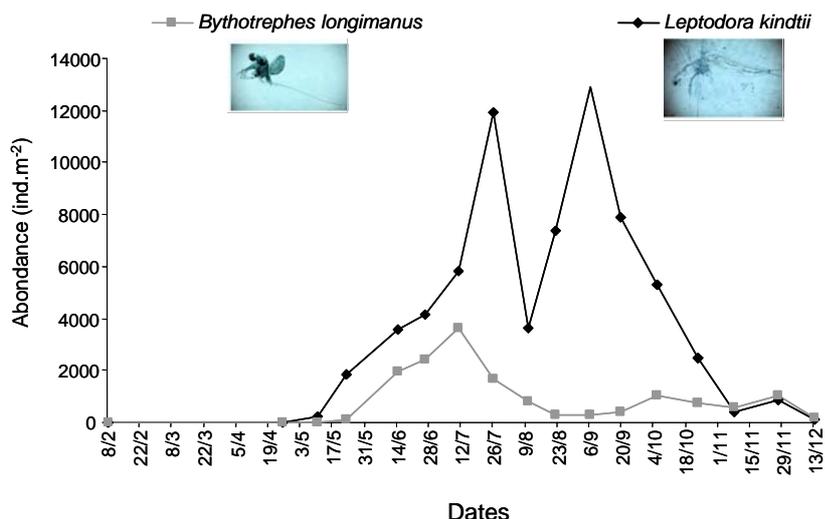


Figure III Evolution saisonnière de l'abondance des deux espèces de branchiopodes prédateurs

Les effectifs des cladocères *Leptodora kindtii* 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.

Les cladocères prédateurs n'apparaissent dans la communauté qu'au 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 III), lorsque leurs proies sont abondantes. Les *Leptodora* sont plus abondants que les *Bythotrephes*. Les abondances maximales de *L. kindtii* (14000 ind.m⁻²) sont globalement plus faibles en 2006 qu'au cours des années précédentes (22 000 ind.m⁻² en 2004 et 19 000 ind.m⁻² en 2005). *B. longimanus* présente un pic au printemps pendant le mois de juin (Figure III) avec des effectifs similaires d'une année sur l'autre (de l'ordre de 4000 ind.m⁻²). En 2006, contrairement à 2005, aucun pic automnal n'a pu être observé.

Contrairement aux branchiopodes herbivores, les copépodes ne montrent pas de succession spécifique très marquée (Figure IV). Le calanoïde *E. gracilis* et le cyclopoïde *C. prealpinus* dominent tout au long de l'année la communauté copépode. L'abondance de ces deux espèces augmente en mai avec la poussée phytoplanctonique printanière mais le pic d'abondance automnal est plus marqué pour *E. gracilis* que pour *C. prealpinus*. Ces espèces majeures coexistent à certaines saisons avec d'autres à apparition plus transitoire

telles que *C. vicinus* dont l'abondance atteint 88 000 ind. m⁻² lors du pic printanier (23/5) ou *T. crassus*, avec 30 000 ind.m⁻² en début d'automne (19/9).

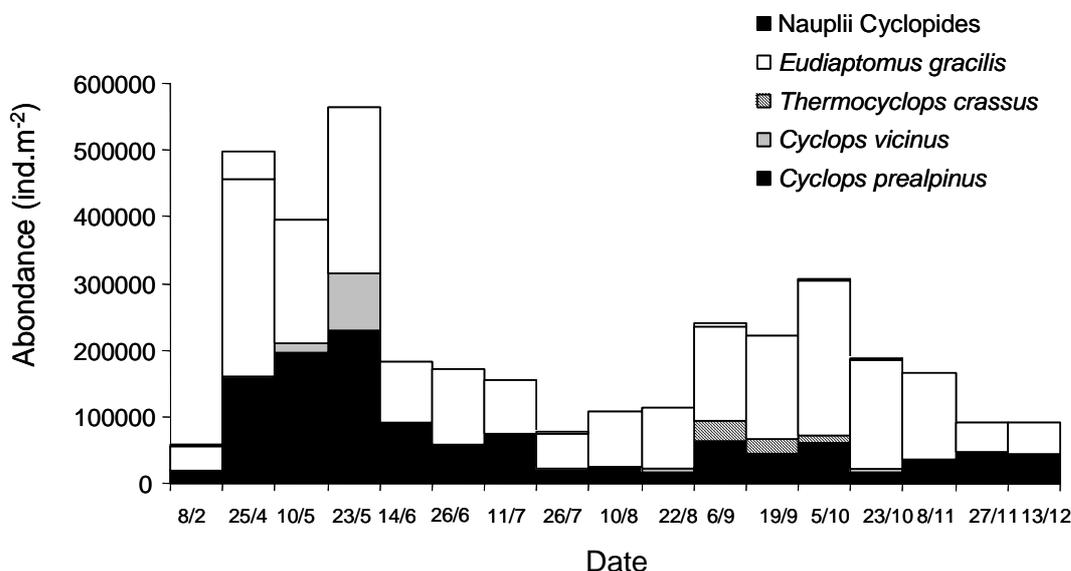


Figure IV Evolution saisonnière de la composition des copépodes en 2006

IV. AUTRES GROUPES PLANCTONIQUES

* Mollusques : *Dreissena polymorpha*

Les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce sont 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 et 1800 ind.m⁻² en 2005. En 2006, l'abondance maximale, intermédiaire entre celles de 2004 et 2005, est atteinte fin juillet, avec 12 000 ind. m⁻² (Figure V).

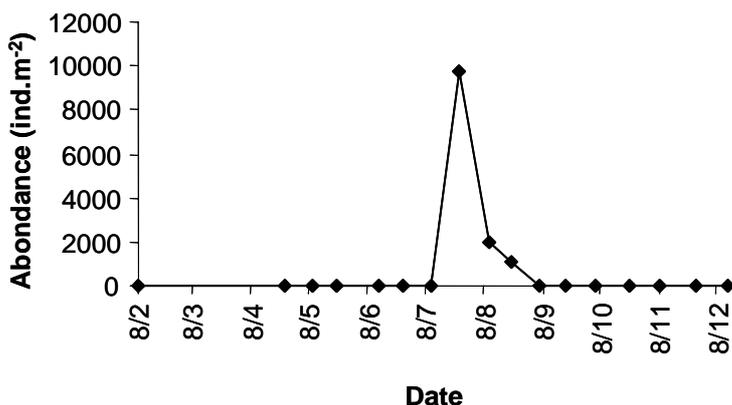


Figure V Evolution saisonnière de l'abondance des larves véligères de moules zébrées en 2006.

* Rotifères

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. Les

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

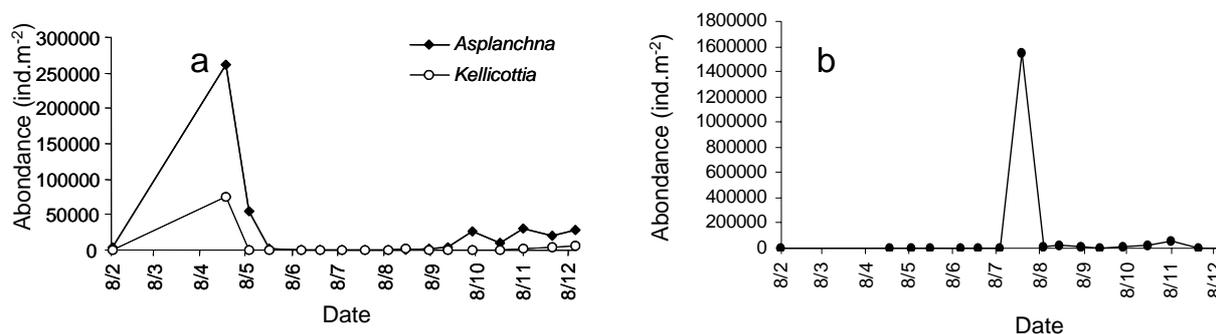


Figure VI Evolution saisonnière des abondances de rotifères a) *Asplanchna* et *Kellicottia* et b) *Conochilus* en 2006

En 2006, les rotifères du genre *Notholca* n'ont été observés qu'à une seule occasion (25/04) avec des abondances faibles (6300 ind.m⁻²), comme en 2004.

Comme pour les années précédentes, les abondances d'*Asplanchna* atteignent leurs maxima lors de la poussée phytoplanctonique printanière (250 000 ind.m⁻²). En 2006, les abondances sont cependant sensiblement plus faibles qu'en 2004 et 2005. Par contre, contrairement aux années précédentes, les abondances d'*Asplanchna* sont restées faible tout le reste de l'année et aucun maximum automnal n'a pu être observé.

Enfin, *Conochilus* est le taxon de rotifères qui a été le plus représenté dans les prélèvements en 2006, avec un pic d'abondance remarquable (1 550 000 ind. m⁻²) atteint le 26/7. Les abondances maximales de *Conochilus* étaient 5 fois plus faibles en 2005 et 50 fois plus faibles en 2004.

V. CONCLUSIONS

La dynamique saisonnière du zooplancton du lac du Bourget en 2006 suit un schéma assez classique qui correspond à celle observée dans les lacs péri-alpins, à savoir :

- de faibles effectifs en hiver et des fortes abondances lors de la stratification thermique, i.e. au moment du développement phytoplanctonique ;
- une très bonne correspondance dans les dates des pics printaniers des cladocères herbivores et les minima printaniers de phytoplancton. Ces dates correspondent à la phase des eaux claires. Un phénomène classiquement observé dans les lacs à statut eutro-mésotrophe et principalement dû à la pression de broutage exercée par les cladocères herbivores sur les formes comestibles qui dominent alors la communauté phytoplanctonique.

Même si la série de données temporelles reste encore relativement courte, il semble que, d'une année sur l'autre, les mêmes taxons dominent invariablement la communauté zooplanctonique (le calanoïde *E. gracilis*, les cyclopoïdes *C. prealpinus*+ *vicinus* et le branchiopode *D. hyalina*) et ce malgré des variations inter-annuelles de conditions environnementales et thermiques du lac du Bourget. Les variabilités inter-

annuelles de l'abondance de ces taxons dominant la communauté restent faibles et limitent leur potentielle utilisation en tant qu'indicateur fonctionnel. Par contre, d'autres taxons, plutôt minoritaires en terme d'abondance moyenne dans la communauté, tels que le cladocère *Eubosmina longispina*, les larves veligères de *Dreissena*, ou les rotifères, montrent des fortes variations inter-annuelles, à la fois dans leur abondance ainsi que dans leur dynamique saisonnière, qui leur confèrent un fort potentiel d'indicateurs fonctionnels.

METEOROLOGIE

I. CONDITIONS CLIMATIQUES

La météorologie est l'un des principaux facteurs de contrôle des transferts du bassin versant au lac et de la biologie du lac. L'analyse des données météorologiques est nécessaire pour situer les caractéristiques des années étudiées par rapport aux données historiques. Les données proviennent de la station météorologique de Voglans située à proximité du lac du Bourget. Le présent rapport n'est pas une analyse météorologique exhaustive mais donne une indication de l'environnement climatique dans lequel le lac du Bourget se situe pour l'année d'étude (température, précipitations, insolation).

I.1. TEMPERATURES

Variations saisonnières

Tableau I Températures moyennes mensuelles de l'air en °C, année 2006 ; comparaison avec la moyenne des années 1974 – 2006

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
2006	1,5	2,7	6,9	11,3	15,5	20,3	24,2	18,2	19,1	14,7	8,6	4,3
74-06	2,2	3,8	7,3	10,2	14,8	18,4	20,7	20,1	16,4	11,8	6,1	3,2
Δ 2006/moy %	-32,8	-28,1	-5,5	11,2	4,7	10,5	16,9	-9,5	16,5	24,6	40,8	35,1

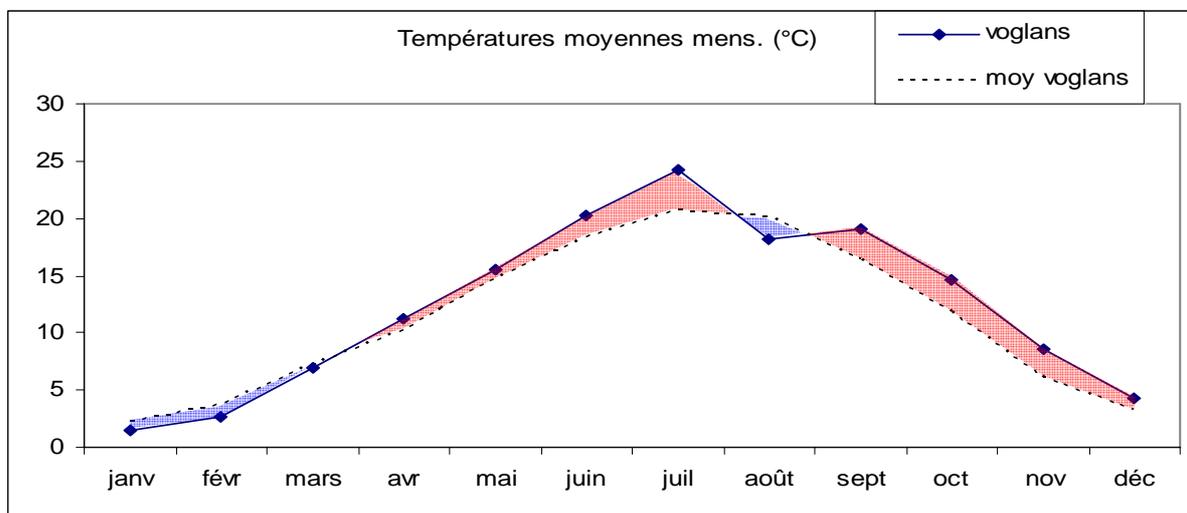


Figure I Comparaison des moyennes mensuelles de la température de l'air en 2006 et des moyennes historiques sur la période 1974 - 2006

Les variations saisonnières pendant l'année 2006 fluctuent autour des valeurs moyennes tout au long de l'année entre -30 et +40 %.

L'hiver 2005-2006 se situe parmi les hivers les plus froids depuis 1975. Il se situe au troisième rang en prenant en compte les 32 jours présentant des températures moyennes journalières inférieures ou égales à

zéro entre les mois de novembre et mars, au 5ème rang si nous prenons en compte les valeurs moyennes mensuelles de novembre à mars.

Les températures froides notamment des mois de janvier et février ont été particulièrement favorables au processus d'homogénéisation des eaux du lac pendant cette période.

L'été apparaît significativement plus chaud que la tendance des dernières années mais le mois d'août indique un refroidissement significatif.

Moyenne annuelle

Tableau II Températures moyennes annuelles en °C

Année	Temp moy °C
2006	12,28
1974-2006	11,24

Après 2005 qui indiquait une valeur proche de la moyenne, l'année 2006 retrouve une température annuelle supérieure à la moyenne annuelle historique. Elle présente même la troisième valeur la plus élevée de ces 30 dernières années.

La tendance de ces 20 dernières années reste à une légère augmentation.

I.2. PRECIPITATIONS

Variations saisonnières

Tableau III Précipitations mensuelles en mm, année 2006 - comparaison avec la moyenne des années 1974 – 2006

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	mai	juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
2006	34,0	72,8	189,4	70,4	101,4	47,2	65,0	163,4	53,8	76,2	69,2	61,4
74-06	105,3	98,3	103,1	94,7	103,2	96,3	89,3	92,5	115,8	132,3	108,6	120,8
Δ %	-67,7	-25,9	83,8	-25,7	-1,8	-51,0	-27,2	76,7	-53,5	-42,4	-36,3	-49,2

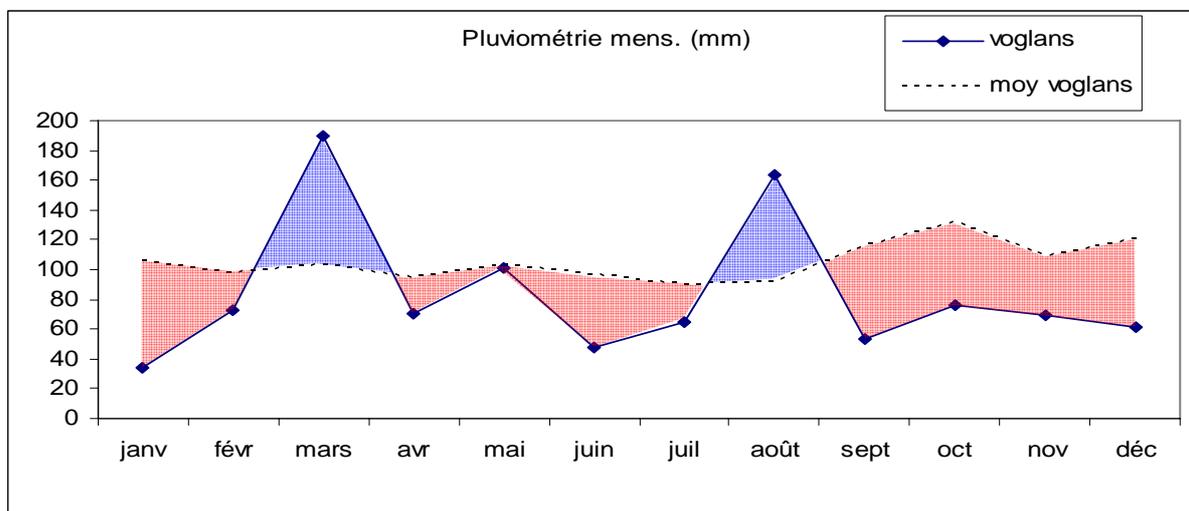


Figure II Comparaison des précipitations mensuelles (mm) en 2006 et des moyennes historiques sur la période 1974 - 2006

Pour l'année 2006, l'évolution saisonnière de la pluviométrie montre un déficit hydrique significatif 9 mois sur 12 entre -2% et -68 % par rapport à la moyenne sur trente ans.

Seuls les mois de mars et d'août présentent des valeurs fortement excédentaires (+84 et +77%).

Cumul annuel

Tableau IV Précipitations annuelles en mm

Année	Pluviométrie mm
2006	1004
1974-2006	1260
Δ %	-250 (-20%)

C'est la quatrième année consécutive qui présente un déficit hydrique. De 2003 à 2006, le déficit moyen s'élève à -256 mm (-20%).

I.3. DUREE DE L'INSOLATION

Variations saisonnières

Tableau V Durée d'insolation mensuelle (h), année 2006 ; comparaison avec la moyenne des années 1974–2006

	Janv.	Févr.	Mars	Avril	Mai	Juin	Juillet	Août	Sept	Oct.	Nov.	Déc.
2006	93	76	107	168	198	293	311	183	173	159	115	108
74-06	78	99	145	167	198	241	271	241	184	123	80	65
Δ %	18,3	-22,9	-26,3	0,6	0,2	21,6	14,8	-24,0	-5,9	29,7	44,2	67,1

Au cours de l'année 2006, l'insolation de l'année suit la tendance historique avec des valeurs mensuelles oscillant entre -26% et +67% autour des valeurs moyennes. La Figure 3 indique des périodes contrastées avec une succession de déficits et d'excédents de la durée d'insolation tout au long de l'année.

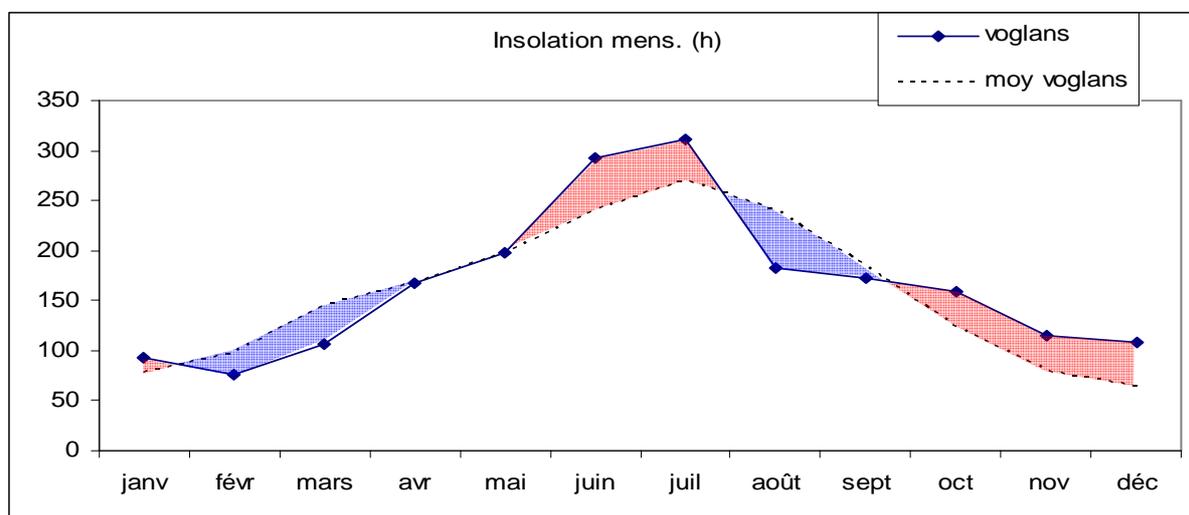


Figure III Comparaison des durées d'insolation mensuelle (h), année 2006 avec la moyenne des années 1974–2006

Le réchauffement climatique se manifeste à la fois sur les températures de l'air et sur la pluviométrie. La tendance depuis le début des années 1990 est à la fois à une augmentation des températures moyennes annuelles et à une diminution de la pluviométrie. Si des années exceptionnellement peu arrosées ont déjà été observées dans le passé, on constate cependant que celles-ci se sont multipliées au cours de la dernière décennie.

Cumul annuel

Tableau VI Insolation annuelle en heures

Année	Insolation heures
2006	1984
1974-2006	1890
Δ %	4,9

L'année 2006 reste proche de la moyenne historique et sensiblement identique à l'année 2005, elle présente un excédent d'environ 5%.

I.4. Synthèse météorologie

L'année 2006 reste globalement encore chaude et sèche par rapport aux moyennes historiques et on peut la caractériser par

- un hiver froid et long ;
- une canicule en été ;
- une fin d'année douce, sèche et bien ensoleillée.

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

I. METEOROLOGIE ET HYDROLOGIE DE L'ANNEE 2006

I.1. Données météorologiques

Les données exploitées dans le présent rapport proviennent de la station Météo France de Voglans (situé dans la partie sud du lac).

I.1.1. Températures

La température moyenne de l'année 2006 (12,33 °C) est supérieure à la moyenne interannuelle sur la période 1974 – 2006 (11,28 °C). Les mois de janvier, février, mars et août ont été plus froids que la moyenne. Inversement ceux de juin, juillet, septembre, octobre et novembre ont été particulièrement chauds.

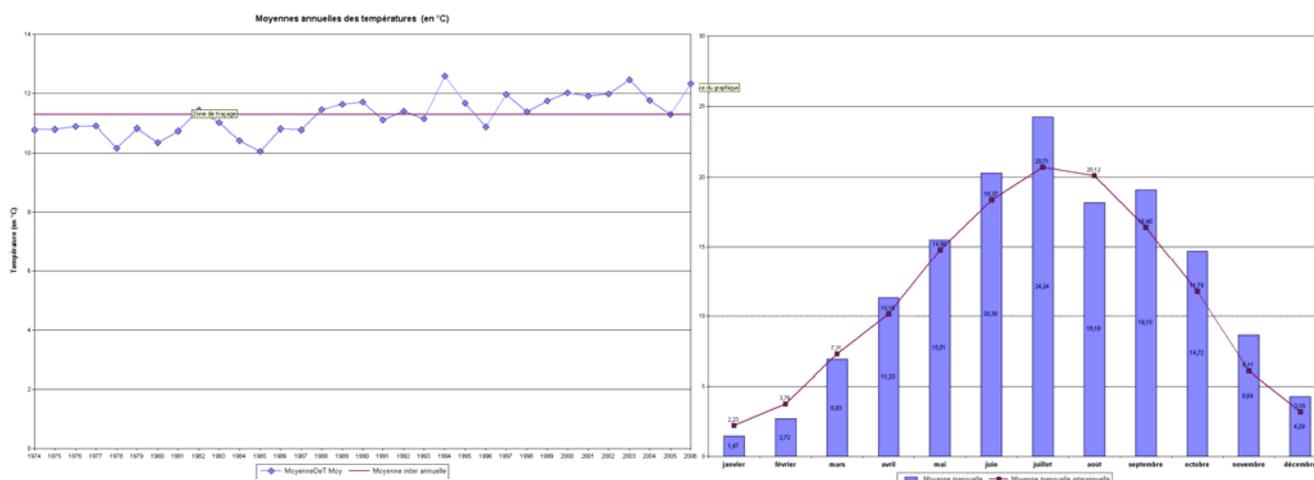


Figure I Evolution de la moyenne annuelle et mensuelle des températures entre 1974 et 2006

I.1.2. Précipitations

Avec un cumul de 1 004 mm, l'année 2006 présente un déficit de 21 % par rapport à une année normale (1.260 mm). 2006 s'affiche comme la 5^{ème} année la plus sèche de ces 30 dernières années. Le cumul annuel des précipitations est comparable à l'année 2004 (1 027 mm). Les mois de mars et août ont été particulièrement pluvieux avec un excès de plus de 80% pour le mois de mars alors que le déficit atteint 70% pour le mois de janvier.

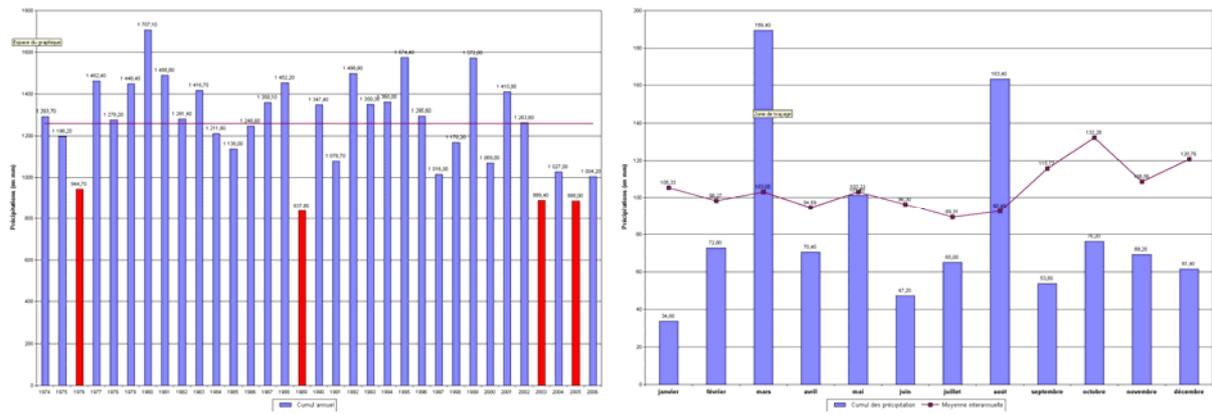
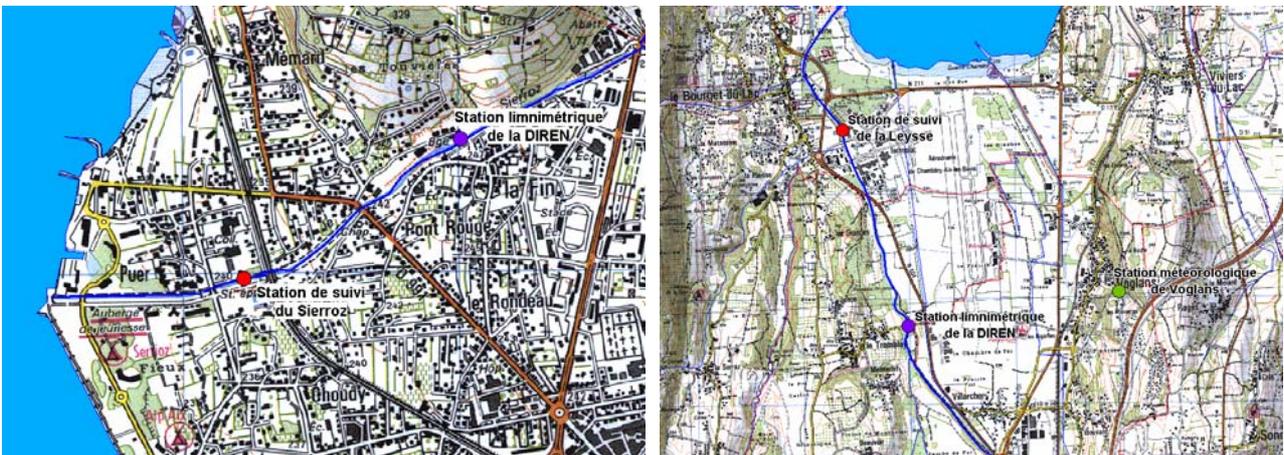


Figure II Evolution de la moyenne annuelle et mensuelle des précipitations entre 1974 et 2006

I.2. Données 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 (source : DIREN) rappelle les modules, débits d'étiage et débits biennaux des deux rivières :

	Leysse (280 Km ²)	Sierroz (133 Km ²)
débit biennal (m ³ /s)	110	56
Module (m ³ /s)	6,63	2,46
Q _{mna5} (m ³ /s)	0,51	0,19

I.2.1. Hydrologie de la Leysse en 2006

La chronologie des débits enregistrés à la station de suivi donne un aperçu clair de l'hydrologie de la Leysse durant cette année 2006. Ce graphique appelle plusieurs constats :

- La plus forte crue s'est produite en avril (83 m³/s), équivalente à celle de janvier 2005 ;
- Le volume transité en 2006 est de 140 Mm³ pour un débit moyen de 4,43 m³/s ;
- le débit a été inférieur au module pendant 81% du temps et inférieur au Q_{mna5} durant 1% du temps contre 6% en 2005.

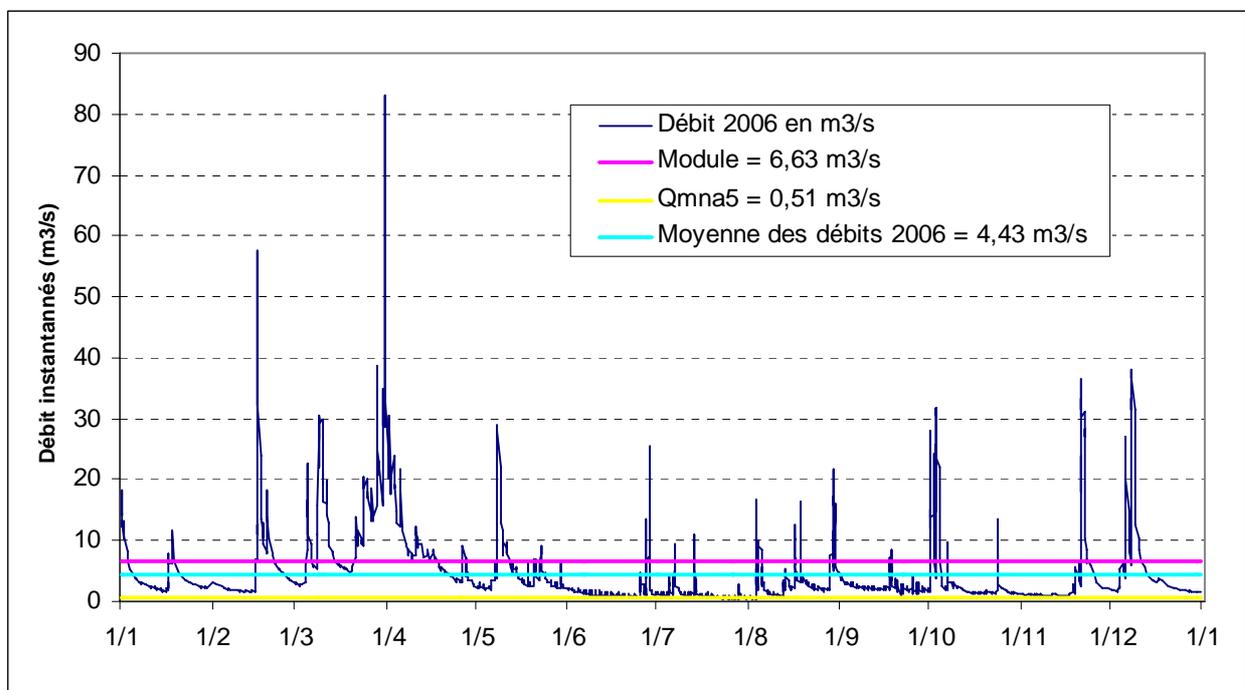


Figure III Chronologie des débits sur la Leysse en 2006 (source DIREN)

I.2.2. Hydrologie du Sierroz en 2006

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

- La plus forte crue s'est produite en avril (29 m³/s);
- Le volume transité en 2006 est de 53 Mm³ pour un débit moyen de 1,68 m³/s ;
- le débit a été inférieur au module pendant 80% du temps et inférieur au Q_{mna5} pendant 2,5% du temps contre 12% en 2005.

Ces résultats attestent du caractère plus pluvieux de l'année 2006 par rapport à l'année 2005.

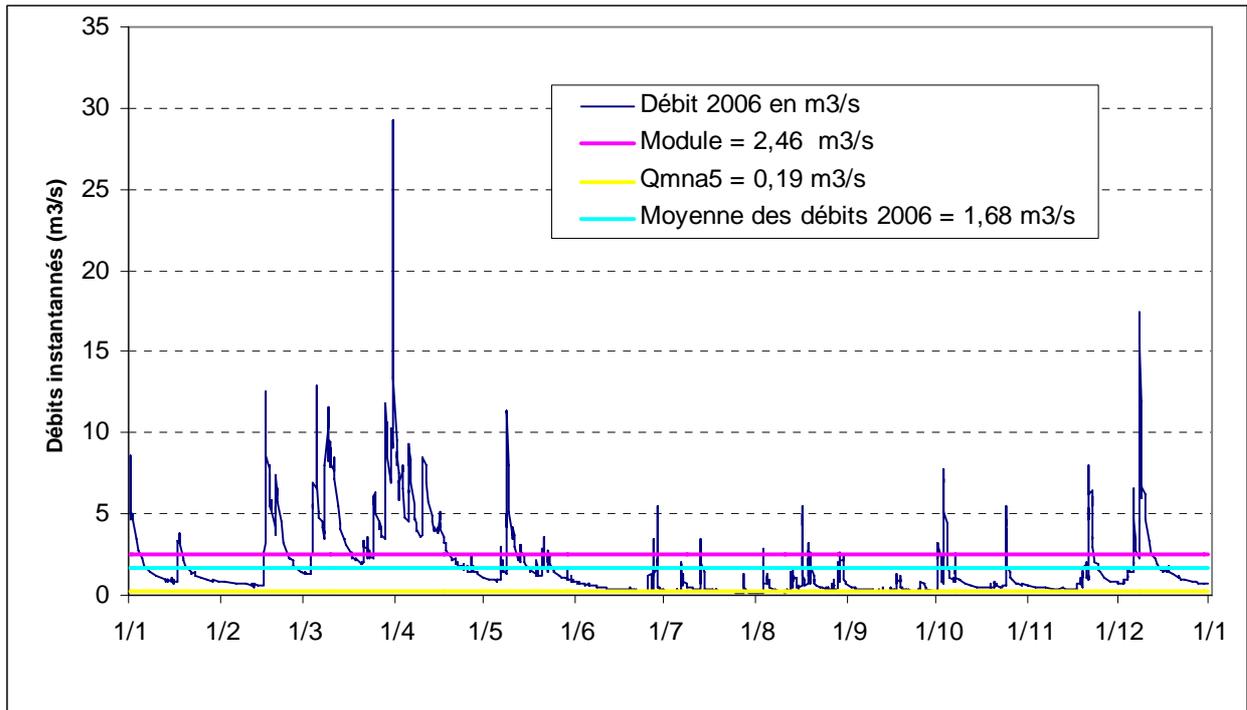
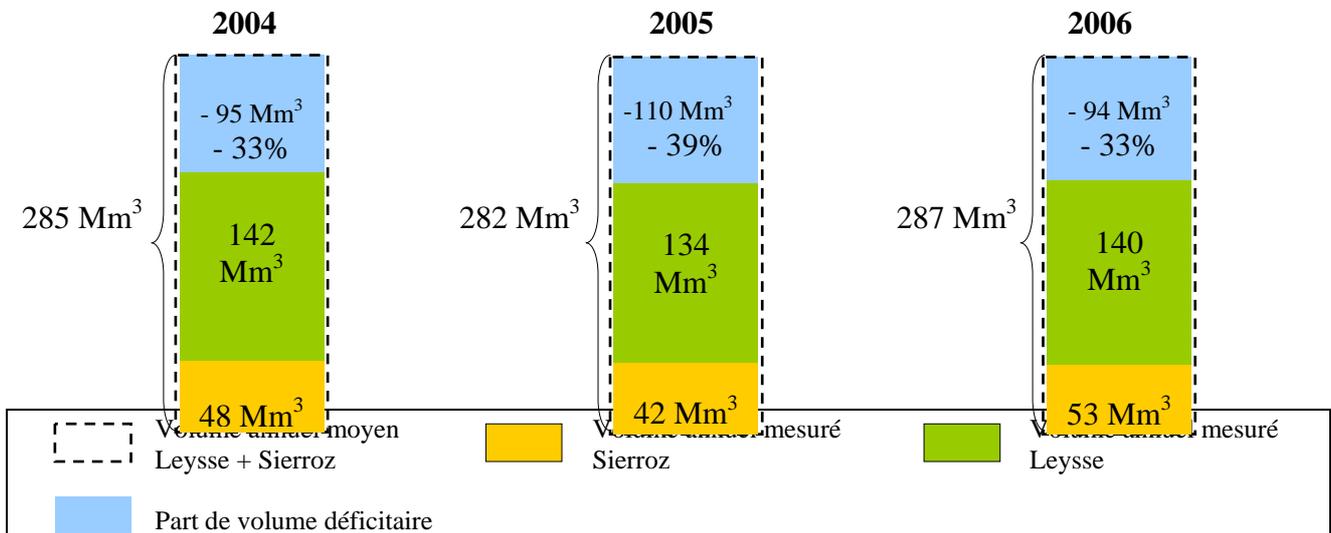


Figure IV Chronologie des débits sur le Sierroz en 2006 (source DIREN)

I.2.3. Bilan hydrologique

Les volumes moyens annuels observés ces dernières années sur la Leysse et le Sierroz sont très déficitaires. Si l'on compare avec les volumes théoriques (calculées à partir du module des deux rivières calculées depuis 1974), on constate un déficit régulier d'au moins 30%.



Le cumul des déficits hydrologiques (volume moyen annuel – volume réel) de ces 3 dernières années atteint le volume d'une année hydrologique. Entre 2004 et 2006, années dont le volume total est comparable, on remarque que la contribution de la Leysse diminue alors que celle du Sierroz augmente.

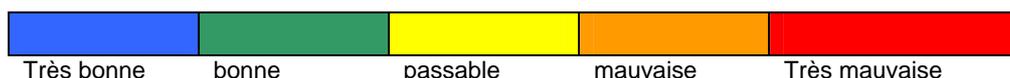
I.3. La qualité des cours d'eau

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 stabilisé (critère du SEQ).

L'objet du présent chapitre est de constater le classement des analyses 2006 sur la grille de notation précédente.

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

- les couleurs correspondent aux classes de qualité du SEQ Eau dans sa version 2 ;
- on parle de déclassement dès lors que la notation est jaune, orange ou rouge (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.

I.3.1. La Leyse

Au cours de l'année 2006, ce sont 94 analyses qui ont été effectuées sur la Leyse dont 30 en régime hydrologique stabilisé.

I.3.1.1. Le phosphore (ortho P, Ptot)

La figure suivante présente la distribution des concentrations mesurées en orthophosphates (PO_4) et en phosphore total (Ptot) sur les échantillons de l'année 2006.

En période de régime hydrologique stable, les concentrations en Ptot présentent une faible variabilité. Un seul déclassement est constaté mi juillet.

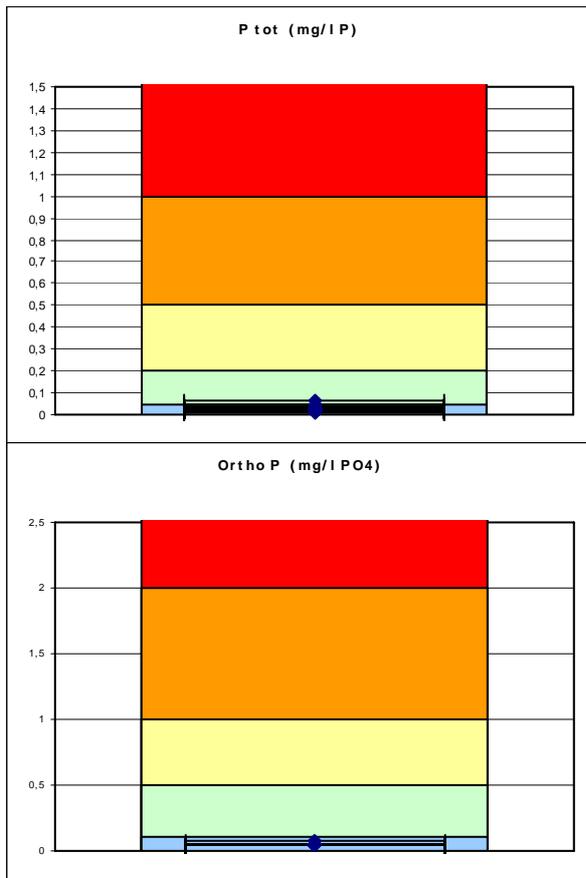
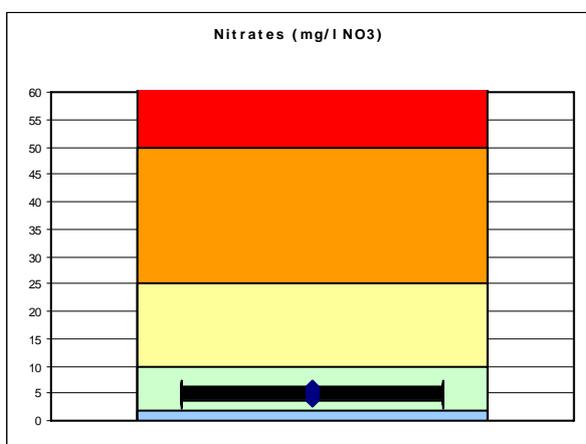


Figure V Classement SEQ des concentrations en phosphore dans la Leysse en 2006

1.3.1.2. 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. Les concentrations restent très stables, entre 3,8 et 6,2 mg/l NO_3 .



Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,02 mg/l P (seuil de détection)
- Tout régime : 0,09 mg/l P contre 0,1 mg/l en 2005 et 0,2 mg/l en 2004

Les concentrations en P_{tot} sont conformes aux objectifs de la DCE pour 97% des analyses et 99% du temps.

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

La concentration la plus élevée (0,07 mg/l régime stable) a été également mi juillet.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,012 mg/l P
- Tout régime : 0,015 mg/l P contre 0,028 mg/l P en 2005 et 0,025 mg/l P en 2004

Concentration moyenne pondérée :

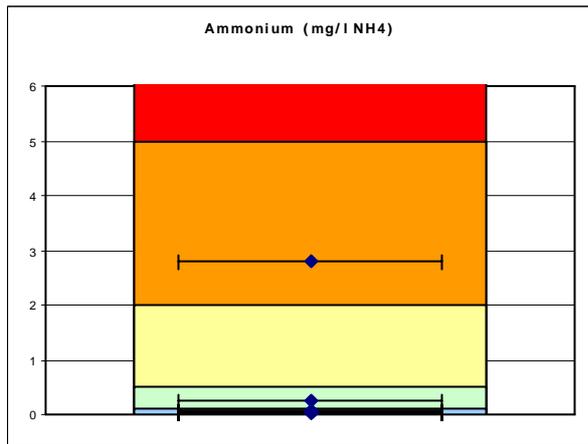
- En régime stable : 1,12 mg/l N
- Tout régime : 1,15 mg/l N contre 1,24 mg/l N en 2005 et 1,47 mg/l N en 2004

Un seul déclassement pour NH_4 est constaté sur le prélèvement du 1/05 au 04/05 2006. Cette période correspond à la coupure de la galerie de l'épine et donc au rejet des effluents traités de CMCA dans la Leysse.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,06 mg/l N.

- Tout régime : 0,08 mg/l P contre 0,03 mg/l N en 2005 et 0,025 mg/l N en 2004

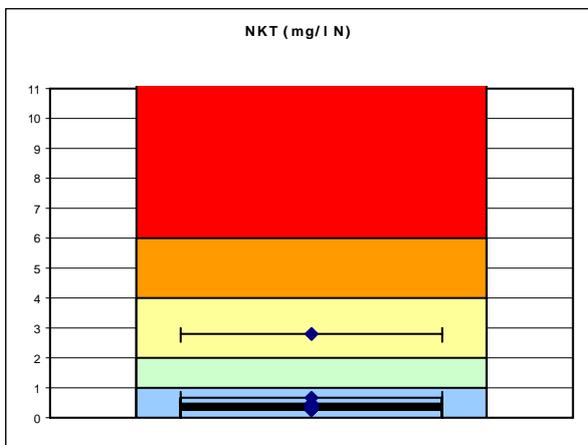


Les concentrations en NH_4 sont conformes aux objectifs de la DCE pour 93% des analyses et 97% du temps.

Un seul déclassement pour NKT est constaté sur le prélèvement du 1/05 au 04/05 2006. Cette période correspond à la coupure de la galerie de l'épine et donc au rejet des effluents traités de CMCA dans la Leysse.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,38 mg/l
- Tout régime : 0,81 mg/l contre 0,55 mg/l en 2005 et 1,12 mg/l en 2004

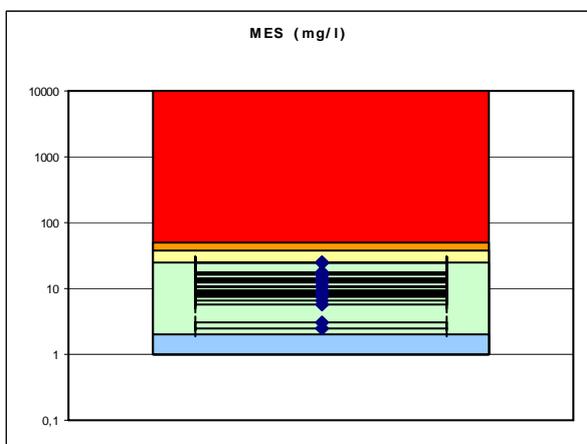


Les concentrations en NKT sont conformes aux objectifs de la DCE pour 97% des analyses et 98% du temps.

Figure VI Classement SEQ des concentrations en azote dans la Leysse en 2006

1.3.1.3. Les MEST (matières en suspension totales)

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



Concentration moyenne pondérée :

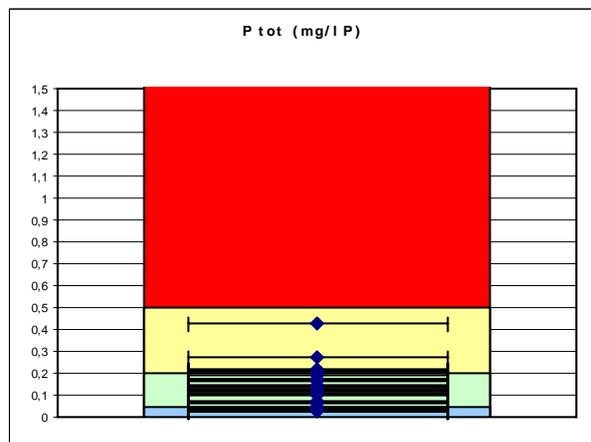
- En régime stable : 11,9 mg/l
- Tout régime : 175 mg/l contre 127 mg/l en 2005 et 558 mg/l en 2004

Figure VII Classement SEQ des concentrations en MEST dans la Leysse en 2006

I.3.2. Le Sierroz

Au cours de l'année 2005, ce sont 91 analyses qui ont été effectuées sur le Sierroz dont 35 en régime hydrologique stabilisé.

I.3.2.1. Le phosphore (ortho P, Ptot)

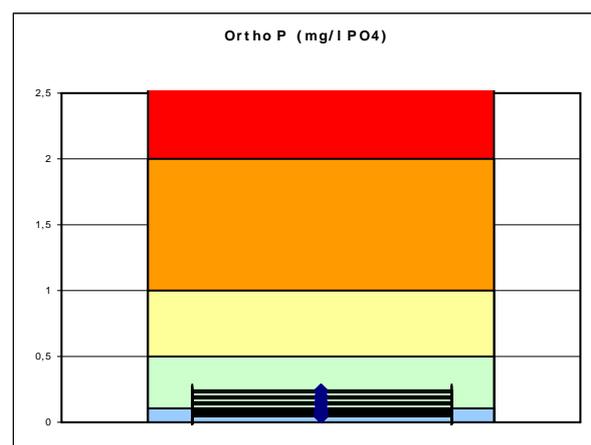


En période de régime hydrologique stable, les concentrations en Ptot présentent 5 déclassements qui font suite à un épisode pluvieux.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,07 mg/l P
- Tout régime : 0,14 mg/l P contre 0,17 mg/l en 2005 et 0,27 mg/l en 2004

Les concentrations en Ptot sont conformes aux objectifs de la DCE pour 86% des analyses et 91% du temps.



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

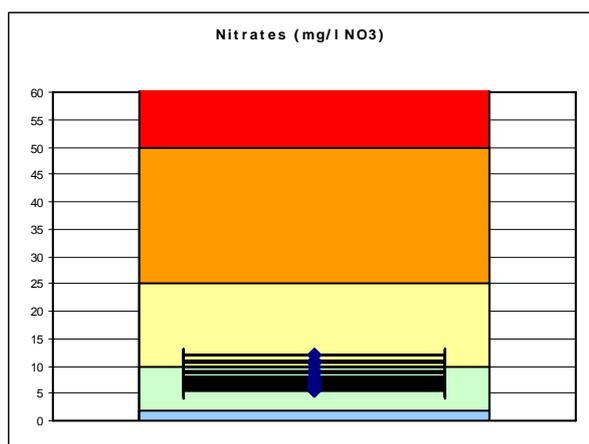
Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,024 mg/l P
- Tout régime : 0,029 mg/l P contre 0,028 mg/l P en 2005 et 0,03 mg/l P en 2004

Figure VIII Classement SEQ des concentrations en phosphore dans Le Sierroz en 2006

I.3.2.2. L'azote (nitrates, ammonium, azote kjeldahl)

Les concentrations en NO₃ présentent 8 déclassements en période de régime hydrologique stabilisé.



Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 2,12 mg/l N
- Tout régime : 2,15 mg/l N contre 2,07 mg/l N en 2005 et 2,46 mg/l N en 2004

Les concentrations en NO₃ sont conformes aux objectifs de la DCE pour 77% des analyses et 73% du temps.

Les concentrations en NKT présentent 1 déclassement (2,56 mg/l, classe jaune) fin août – début septembre.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,57 mg/l
- Tout régime : 1,08 mg/l contre 0,86 mg/l en 2005 et 1,37 mg/l en 2004

Les concentrations en NKT sont conformes aux objectifs de la DCE pour 97% des analyses et 99% du temps.

Les concentrations en NH₄ ne présentent pas de déclassements et restent stables sur le Sierroz : de 0,03 à 0,15 mg/l.

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 0,03 mg/l N
- Tout régime : 0,027 mg/l N contre 0,038 mg/l N en 2005 et 0,05 mg/l N en 2004

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

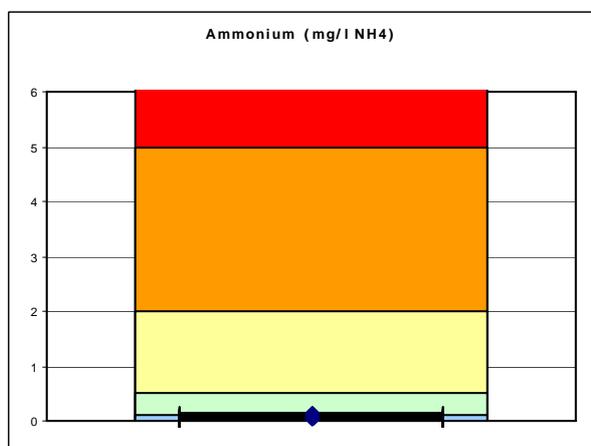
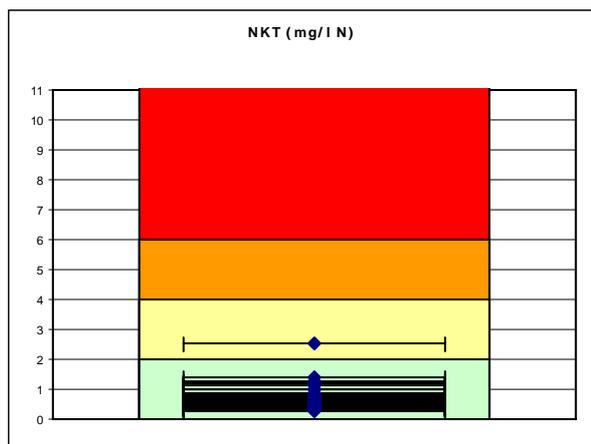


Figure IX Classement SEQ des concentrations en azote dans le Sierroz en 2006

1.3.2.3. Les MEST (matières en suspension totales)

Contrairement à la Leyse, même en régime stabilisé les concentrations en MEST sont très variables, de 3 à 280 mg/l.

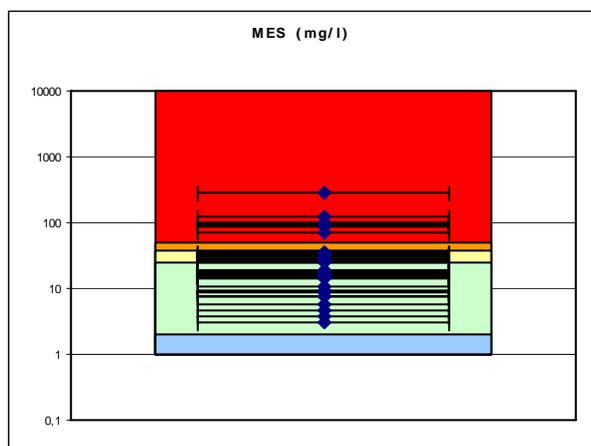


Figure X Classement SEQ des concentrations en MEST dans le Sierroz en 2006

Concentration moyenne pondérée :

- En régime stable : 26 mg/l
- Tout régime : 218 mg/l contre 115 mg/l en 2005 et 384 mg/l en 2004

Les concentrations en MEST sont conformes aux objectifs de la DCE pour 63% des analyses et 64% du temps.

I.3.3. Conformité vis-à-vis de la DCE et comparaison avec 2004 et 2005

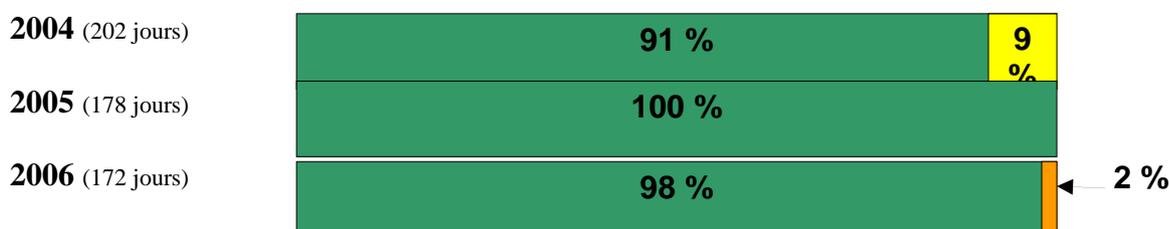
Le tableau suivant présente les concentrations moyennes annuelles pondérées par le volume.

		Leysse (296 Km ²)			Sierroz (133 Km ²)		
		2004	2005	2006	2004	2005	2006
Débit moyen	m³/s	4,51	4,26	4,43	1,51	1,34	1,68
Ptot	mg/l	0,2	0,1	0,09	0,27	0,17	0,14
PO₄	mg/l(P)	0,025	0,028	0,015	0,03	0,028	0,029
NO₃	mg/l(N)	1,47	1,24	1,15	2,46	2,07	2,15
NKT	mg/l	1,12	0,55	0,81	1,37	0,86	1,08
NH₄	mg/l(N)	0,025	0,03	0,08	0,05	0,038	0,027
COD	mg/l	1,85	1,67	1,81	2,25	2,14	2,09
COT	mg/l	2,77	2,65	2,70	3,21	3,31	3,2
MES	mg/l	558	127	175	384	115	218

Pour l'année 2006, le Sierroz présente des concentrations plus élevées que la Leysse sauf pour le paramètre ammonium. La période de fortes concentrations en NH₄ dans la Leysse, suite au rejet des eaux épurées de CMCA au mois de mai semble être le facteur prépondérant de la hausse de la concentration moyenne pondérée. En effet si l'on enlève ces valeurs, la moyenne pondérée s'abaisse à 0,03 mg/l. Dans la Leysse, les concentrations en Ptot, PO₄, NO₃ sont en baisse entre 2004 et 2006. Les autres paramètres (sauf NH₄) présentent des concentrations intermédiaires par rapport à 2004 et 2005. Le Sierroz présente des concentrations en Ptot, NH₄ et COD en diminution depuis 2004. Le paramètre PO₄ est très stable sur le Sierroz entre 2004 et 2006.

La Leysse :

- Qualité en ne prenant en compte que les échantillons prélevés en régime établi :



On remarque qu'en 2006 :

- la Leysse est conforme à la DCE 98% du temps en régime établi ;
- Au cours des 98% du temps pendant lequel la Leysse est conforme, le paramètre déterminant la classe verte est à 51% les nitrates et 49% les MES.
- les 2 % du temps pendant lesquels la Leysse est déclassée en orange correspond à la période de rejet des eaux épurées de CMCA dans le cours d'eau.

Le Sierroz :

- Qualité en ne prenant en compte que les échantillons prélevés en régime établi :



2006 (213 jours)



On remarque que :

- le Sierroz est conforme à la DCE 37% du temps en régime établi ;
- Au cours des 37% du temps pendant lequel le Sierroz est conforme, le paramètre déterminant la classe verte est à 68% les nitrates et 32% les MES.
- Au cours des 44% du temps pendant lequel le Sierroz est déclassé en jaune, le paramètre déclassant est à 63% les nitrates et 37% les MES.
- Les concentrations en MES sont responsables des 19% du temps de déclassement en rouge du Sierroz.

En 2005 également, les nitrates et les MES étaient les paramètres déclassants majoritaires.

Mis à part les résultats liés aux MES, on notera que les concentrations mesurées en nitrates ne permettent pas l'atteinte du bon état écologique pour le Sierroz.

Le Canal de Savières :

L'interprétation suivante porte sur les 18 prélèvements ponctuels réalisés entre le 9 février et le 2 octobre 2006, période pour laquelle les données de débit nous ont été transmises 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). 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.

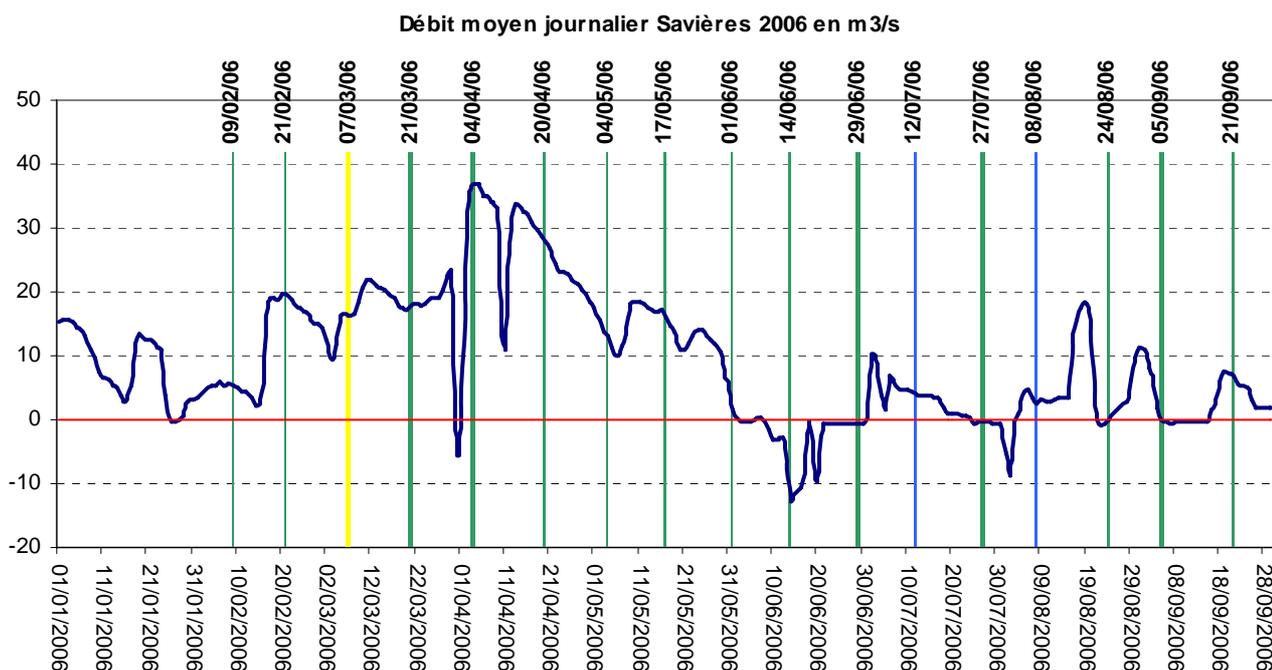


Figure XI Positionnement des prélèvements ponctuels sur l'hydrogramme du canal de Savières

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

2006

(242 jours, 18 prélèvements)



2006 Rhône < Lac

(202 jours, 15 prélèvements)



2006 Rhône > Lac

(40 jours, 3 prélèvements)



On remarque que :

- Le seul déclassement (classe jaune) s'est produit lors du fonctionnement Rhône < Lac du canal en mars 2006. L'altération déclassante est « matières azotées » et le paramètre déterminant est l'azote kjeldhal ;
- Lorsque le canal fonctionne dans le sens Rhône > Lac, aucun déclassement n'a été mesuré.

Le canal de Savières est donc conforme aux objectifs de bon potentiel de la DCE durant 94% du temps entre le 9 février et le 2 octobre 2006.

Le tableau suivant présente la comparaison des concentrations moyennes dans le canal de Savières en fonctionnement Rhône < Lac et à la surface du lac en période thermiquement stratifiée et en période de température uniforme. Ces deux périodes peuvent être distinguées en étudiant les profils de température et de concentration en oxygène dissous réalisés dans le cadre du suivi allégé du lac.

		lac stratifié		lac uniforme	
		Canal de Savières	Lac	Canal de Savières	Lac
Ptot	mg/l	0,029	0,008	0,022	0,023
PO₄	mg/l(P)	0,014	0,001	0,014	0,011
NO₃	mg/l(N)	0,23	0,24	0,55	0,58
COT	mg/l	2,35	2,5	2,73	1,97

Le tableau précédent permet de formuler les quelques remarques et comparaisons suivantes :

- En période de lac uniforme, les concentrations en nutriments (N et P) du canal de Savières et du lac ne présentent pas d'écart important ;
- En période de lac stratifié, les concentrations en Ptot et PO₄ présentent des écarts importants (70% pour le Ptot et 99% pour PO₄).

Les écarts de concentrations constatés entre le canal de Savières et le lac en période stratifiée ne permettent pas l'utilisation des données recueillies dans le cadre du suivi allégé du lac pour mesurer les flux de nutriments à l'exutoire. En effet cela entraînerait une sous estimation des flux de l'ordre de 300% à 1 400%.

II. BILAN DES APPORTS AU LAC

L'objectif de cette partie est de déterminer les apports en nutriments au lac par la Leysse et le Sierroz et de les comparer avec les données existantes.

II.1. Estimation des flux entrants de l'année 2006

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.

	Année 2006			
	TOTAL	Leysse (296 Km ²)		Sierroz (133 Km ²)
Volume transité (m ³)	193 Mm ³	140 Mm ³	72%	53 Mm ³ 28%
Ortho P (Tonnes de P)	3,6 T	2,1 T	58%	1,5 T 42%
Ptot	20,8 T	13,4 T	64%	7,4 T 36%
NO ₃ (Tonnes de N)	275 T	161 T	58%	114 T 42%
NH ₄ (Tonnes de N)	12,5 T	11 T	88%	1,5 T 12%
COD	365 T	254 T	69%	111 T 31%
COT	548 T	378 T	69%	170 T 31%
MES	36 042 T	24 486 T	68%	11 556 T 32%
NKT	171 T	113 T	66%	58 T 34%

En 2006, la Leysse et le Sierroz ont apporté au lac :

	Estimation 1974	Estimation 1983	Estimation 1995-1996	Résultats 2004	Résultats 2005	Résultats 2006
Ptot	300 T	150 T	94 T	41 T	21 T	21 T
PO ₄	140 T		18 T	5,11 T	3,5 T	3,6 T
NO ₃	1.500 T	580 T	450 T	327 T	252 T	275 T
NO ₃ + NKT				552 T	361 T	446 T

La diminution globale des apports constatée depuis 2005 se confirme en 2006. Cette diminution est liée d'une part au caractère sec de ces dernières années et d'autre part à la diminution des concentrations dans les cours d'eau entre 2004 et 2006. En effet l'année 2006 présente un cumul des précipitations proche de l'année 2004 or les apports sont en nette diminution.

Le NKT étant l'azote organique + l'ammonium, on peut évaluer à 160 tonnes environ les apports en azote organique. Son origine peut être la décomposition des déchets organiques, les rejets organiques humains ou animaux. Comme le NH₄, la présence d'azote organique est souvent le signe de pollution par les eaux usées.

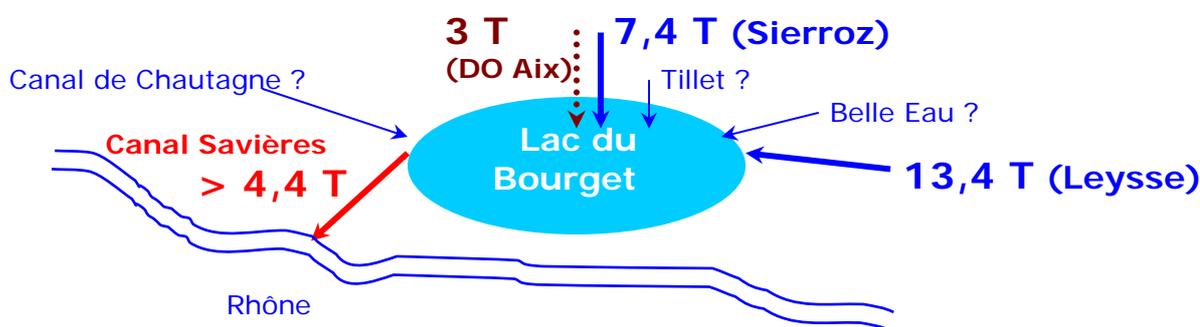
A ces apports doivent être ajoutés les apports du Rhône par le canal de Savières, lorsque le courant s'inverse, ce qui s'est produit durant 40 jours entre février et octobre 2006.

	février à octobre 2006	
	Rhône > Lac	TOTAL LAC
Volume transité (m ³)	7 Mm ³	3,6% 200 Mm³
Ortho P (Tonnes de P)	0,11 T	3% 3,7 T
Ptot	0,3 T	1,5% 21,1 T
NO ₃ (Tonnes de N)	2,65 T	1% 278 T
NH ₄ (Tonnes de N)	0,3 T	2,5% 12,8 T
COD	7,5 T	2% 372,5 T
COT	12,3 T	2,2% 560,3 T
MES	23,3 T	0,06% 36 065 T
NKT	1,4 T	0,8% 172,4 T

Le calcul des flux transitant par le canal de Savières est fondé sur des prélèvements ponctuels effectués tous les 15 jours. Une incertitude de calcul existe donc pour le calcul des flux. Un calcul d'incertitude a été fait pour évaluer l'incidence du débit moyen retenu pour le calcul du flux (ce débit peut être calculé sur les 15 jours précédant l'analyse, sur les 15 jours suivant l'analyse ou sur une période hydrologiquement cohérente). Cette incertitude est évaluée à 5% sur le canal de Savières.

Quelles que soient les incertitudes, on constate que les apports en Ptot par Rhône via le canal de Savières sont faibles (0,3 T) en comparaison avec ceux de le Leyse (13,4 T) et du Sierroz (7,4 T).

Enfin, on notera que les autres apports au lac par le Tillet, le ruisseau de Belle-eau et le canal de Chautagne ainsi que le déversoir d'orage de l'UDEP d'Aix-les-Bains (apports estimés à 4 T en 2006) devront être estimés afin d'affiner le bilan entrée – sortie en Ptot. Pour 2006, on peut résumer le bilan du lac ainsi :



II.2. Estimation des flux sortants

Le suivi du canal de Savières (exutoire du lac) a permis d'estimer les flux sortant sur la période de février à octobre 2006 soit pour 202 jours. Le tableau suivant présente les résultats du suivi des flux sortants :

Volume transité (m ³)	203 Mm ³
Ortho P (Tonnes de P)	3,2 T
Ptot	4,4 T
NO ₃ (Tonnes de N)	88 T
NH ₄ (Tonnes de N)	5 T
COD	462 T
COT	542 T
MES	702 T
NKT	131 T

Globalement les flux sortants ne sont pas négligeables. Ils représentent entre 2% MES, 28% Ptot, 44% NO₃ et 144% pour le volume des flux entrant sur la même période.

II.3. Bilan des nutriments dans le lac sur la période 9 février / 2 octobre

Le suivi mis en place pour l'année 2006 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. Le tableau suivant présente le bilan entrée / sortie des nutriments dans le lac de février à octobre 2006 :

	Février à octobre 2006		
	ENTREES	SORTIES	BILAN
Volume transité (m ³)	141 Mm ³	203 Mm ³	- 62 Mm ³
Ortho P (Tonnes de P)	2,6 T	3,2 T	- 0,6 T
Ptot	15,5 T	4,4 T	11 T
NO ₃ (Tonnes de N)	196 T	88 T	108 T
NH ₄ (Tonnes de N)	11 T	5 T	6 T
COD	263 T	462 T	- 199 T
COT	402 T	542 T	- 140 T
MES	27 855 T	702 T	27 153 T
NKT	131 T	131 T	0 T

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 ;
- le suivi exprimé ci-dessus n'englobe qu'une partie de l'année.

Les affluents non pris en compte doivent nécessairement avoir un impact notamment en terme de volume d'eau apporté au lac.

Le manque de connaissance sur le cycle des différents paramètres dans le lac ne permet pas de faire d'hypothèse quant aux raisons du solde positif ou négatif.

Toutefois quelques remarques peuvent être faites :

- 2 paramètres sur 3 qui apparaissent en solde négatifs sont des formes dissoutes des nutriments, leur flux est essentiellement lié au volume ;
- il sort plus de COT (formes particulières) qu'il n'en rentre mais proportionnellement moins que du COD ;
- les eaux de l'exutoire sont peu chargée en MES, en effet les particules en suspension ont tendance à sédimenter « rapidement » dans le lac ;
- hormis PO₄ les paramètres azotées et phosphorées ont un solde positif, or, les concentrations dans le lac sont en diminution. Une partie importante des nutriments entrant dans le lac est donc, soit consommée rapidement dans le lac soit précipitée au fond du lac. Ces nutriments précipités s'ajoutent au stock interne dont une part reste potentiellement biodisponible.

III. 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).

III.1. La Leysse

Le régime de temps de pluie de la Leysse s'étale sur 193 jours soit 53% de l'année. Le tableau suivant présente les apports de temps de pluie et le pourcentage par rapport aux apports totaux de la Leysse.

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	112 Mm ³	80%
Ortho P (Tonnes de P)	1,8 T	83%
Ptot	12,8 T	96%
NO ₃ (Tonnes de N)	129 T	80%
NH ₄ (Tonnes de N)	9,3 T	84%
COD	217 T	85%
COT	327 T	86%
MES	24 148 T	98%
NKT	102 T	90%

80 à 96% des apports en phosphore et en azote sont consécutifs à un événement pluvieux.

Le graphique suivant indique les 9 principales crues de la Leysse. Est défini comme crue principale une crue dont le débit maximal et/ou les apports générés sont élevés au regard des autres crues de l'année.

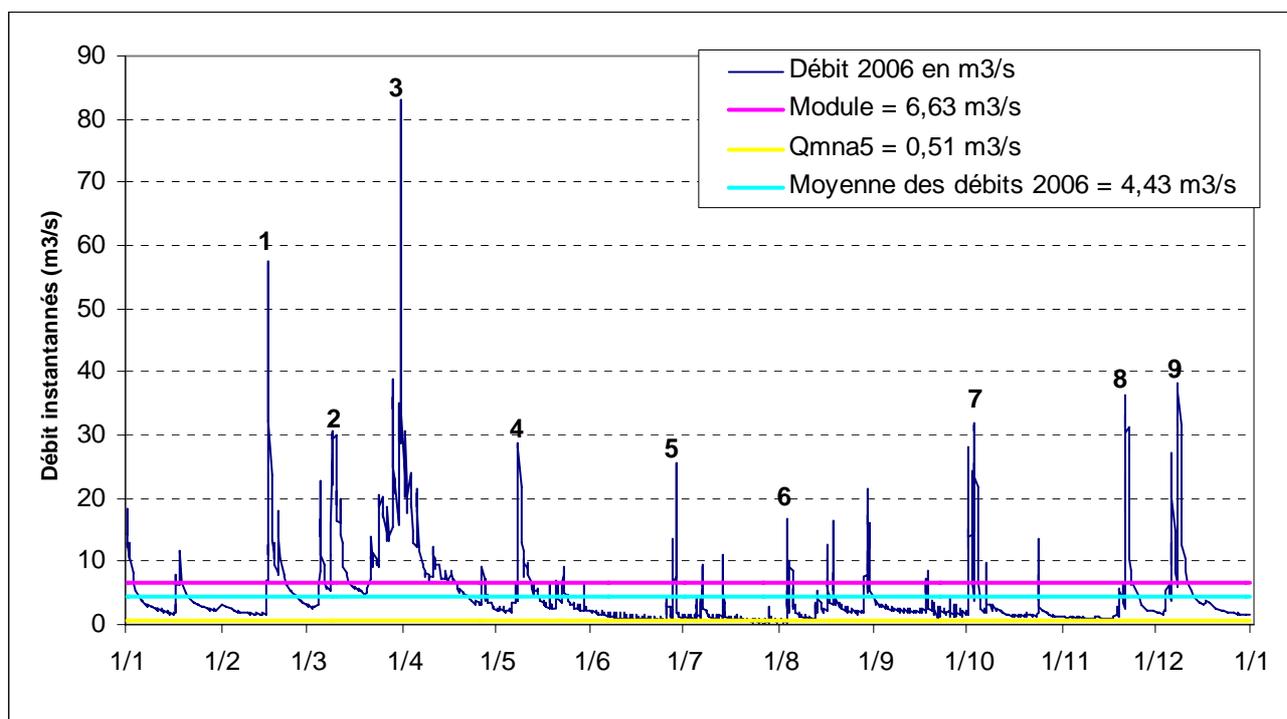


Figure XII positionnement des principales crues de la Leysse

Dans les tableaux suivants, il est fait une distinction entre les apports liés à ces crues avec ou sans prendre en compte le tarissement. Le tarissement d'une crue est décrit dans la figure suivante :

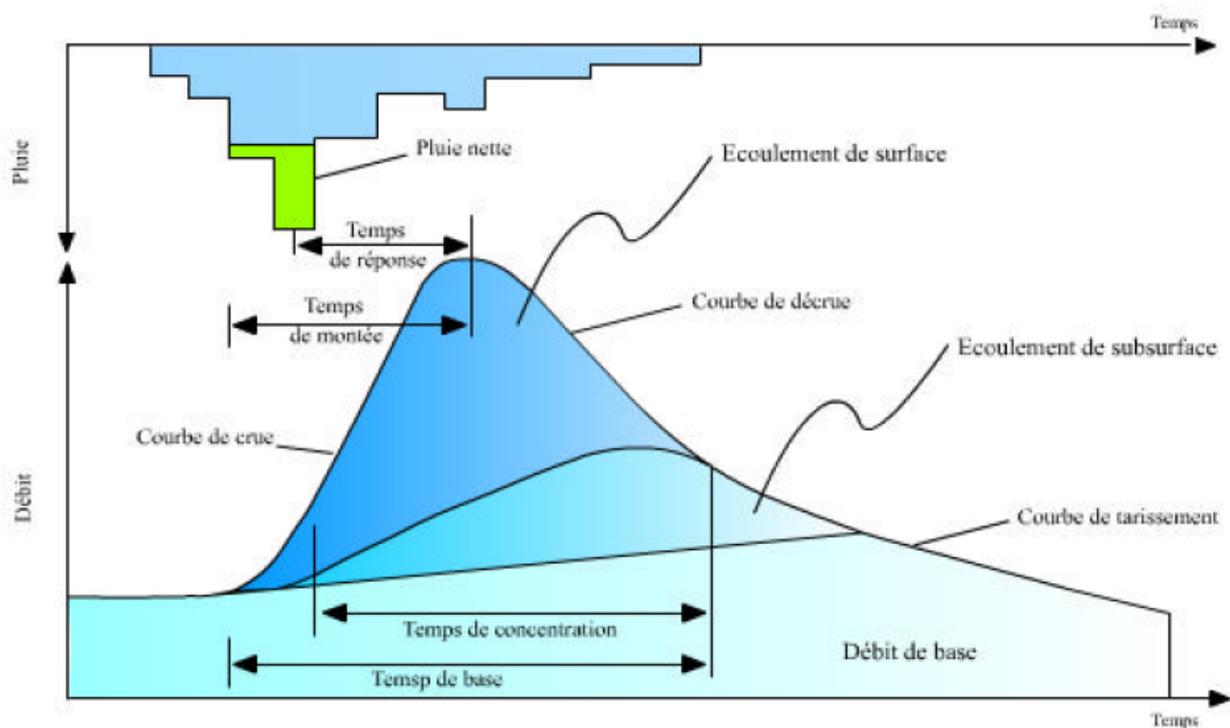


Figure XIII Les paramètres descriptifs d'un hydrogramme de crue

Le tableau suivant présente les apports résultants des 9 principales crues de la Leyse et le pourcentage que ces apports représentent par rapport au total des apports de temps de pluie :

	Apports des 9 crues principales			
	Tarisement pris en compte		Tarisement non pris en compte	
Durée (jours)	100,5 J	52%	32 J	17%
Volume transité	69,5 Mm ³	62%	34,8 Mm ³	31%
Ortho P (Tonnes de P)	1,25 T	69%	0,74 T	41%
Ptot	10,3 T	81%	8,5 T	66%
NO ₃ (Tonnes de N)	80,5 T	62%	41 T	32%
NH ₄ (Tonnes de N)	8 T	85%	2,25 T	24%
COD	142 T	65%	80 T	37%
COT	231 T	70%	152 T	46%
MES	21 515 T	89%	18 700 T	77%
NKT	81 T	79%	55 T	54%

L'analyse détaillée des crues de l'année montre que les 9 crues principales de la Leyse sont à l'origine de 62 à 89% des apports. La différence entre « tarisement pris en compte » et « tarisement non pris en compte » permet de mettre en évidence l'importance de ce phénomène sur les apports en PO₄, NH₄, NO₃. En effet le tarisement représente, pour ces paramètres dissous, environ 30% des apports de temps de pluie. Si l'on ne regarde que les 3 crues (1, 3 et 7) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on remarque qu'elles sont responsables de plus de 65% des apports en Ptot de temps de pluie et 71% des MES pour 53% du volume transité.

III.2. Le Sierroz

Le régime de temps de pluie du Sierroz représente 152 jours soit 42% de l'année.

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	37 Mm ³	70%
Ortho P (Tonnes de P)	1,2 T	76%
Ptot	6,3 T	85%
NO ₃ (Tonnes de N)	81 T	71%
NH ₄ (Tonnes de N)	1 T	67%
COD	83 T	75%
COT	132 T	78%
MES	11 148 T	96%
NKT	49 T	84%

70 à 96% des apports en phosphore et en azote sont consécutifs à un événement pluvieux.

Le graphique suivant présente les 8 principales crues du Sierroz.

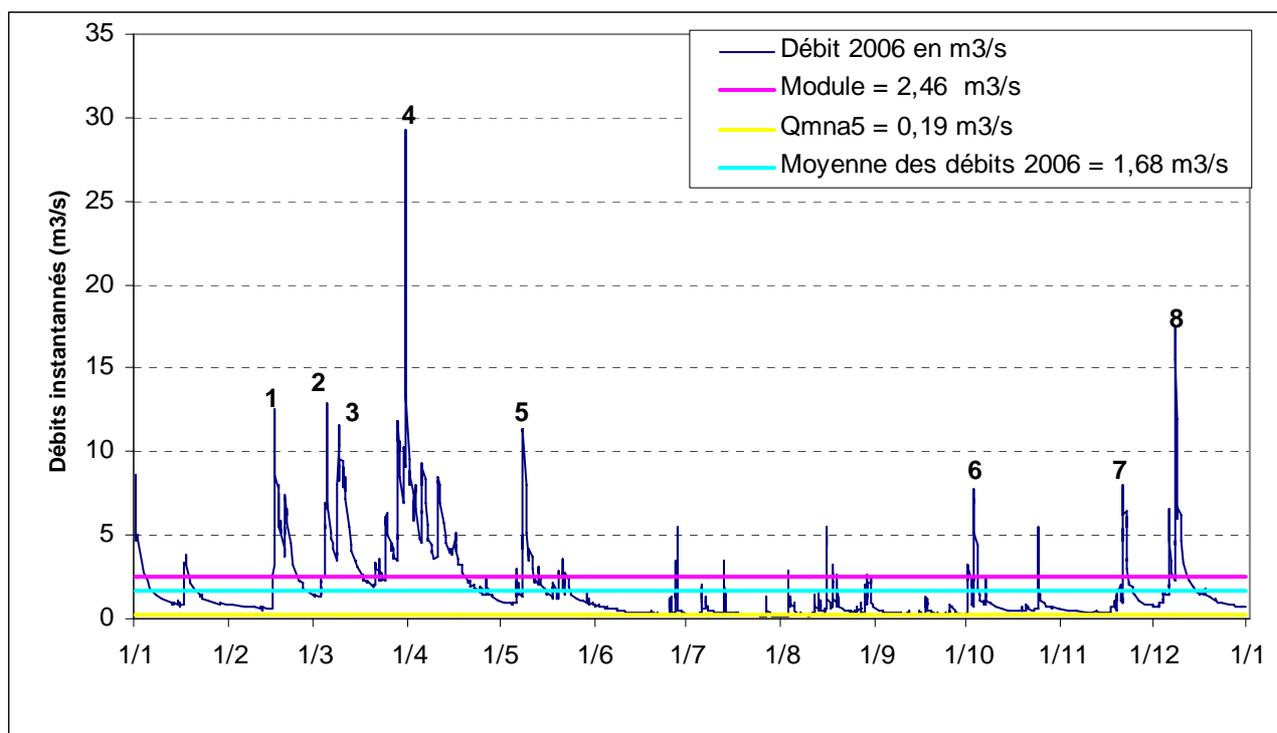


Figure XIV Positionnement des principales crues du Sierroz

Le tableau suivant présente les apports résultants des 8 principales crues du Sierroz et le pourcentage que ces apports représentent par rapport au total des apports de temps de pluie :

	Apports des 8 crues principales			
	Tariissement pris en compte		Tariissement non pris en compte	
Durée (jours)	64 J	42%	24 J	16%
Volume transité	22 Mm ³	60%	12 Mm ³	33%
Ortho P (Tonnes de P)	0,67 T	57%	0,43 T	36%
Ptot	4 T	64%	2,9 T	47%
NO ₃ (Tonnes de N)	52 T	65%	28,7 T	36%
NH ₄ (Tonnes de N)	0,53 T	53%	0,32 T	32%
COD	53 T	64%	32,3 T	39%
COT	88 T	66%	57 T	43%
MES	9 681 T	87%	8 576 T	77%
NKT	35 T	72%	27 T	56%

L'analyse détaillée des crues de l'année montre que les 8 crues principales du Sierroz sont à l'origine de 53 à 87% des apports. Le tarissement représente pour le Sierroz entre 20 et 30% des apports dissous de nutriments en temps de pluie.

Si l'on ne regarde que les 3 crues (février, avril, mai) dont les flux de Ptot générés ont été les plus importants, on remarque qu'elles sont responsables de 43% des apports en Ptot de temps de pluie, 45% du NKT et 67% des MES pour 31% du volume transité. La crue de décembre 2006, a apporté sur une durée de 9 jours 10% des apports en NO₃ et NKT du temps de pluie.

III.3. Bilan 2006

Le tableau suivant présente la part du temps de pluie sur les apports de la Leysse et du Sierroz au lac.

	Apports en temps de pluie	% de l'apport total
Volume transité	149 Mm ³	77%
Ortho P (Tonnes de P)	2,9 T	81%
Ptot	19 T	91%
NO ₃ (Tonnes de N)	210 T	76%
NH ₄ (Tonnes de N)	10 T	80%
COD	300 T	82%
COT	459 T	84%
MES	35 296 T	98%
NKT	151 T	88%

76 à 98% des apports en phosphore et en azote sont consécutifs à un événement pluvieux. Le bruit de fond n'apporte qu'un peu plus de 20% des nutriments au lac. Et un nombre limité de crues apportent environ 50% des nutriments liés au temps de pluie.

ETUDES PORTANT SUR LA QUALITE SANITAIRE

Il nous a paru important d'inclure dans ce rapport les données fournies par la Direction Départementale des Affaires Sanitaires et Sociales de la Savoie puisque répondant aussi à la problématique de la qualité des eaux du lac du Bourget. Il s'agit de quelques données analytiques examinées avec l'aide et l'accord de Françoise Kerrien du service environnement de la DDASS portant sur la qualité des eaux de boisson et de baignade.

I. Qualité des eaux de pompage, après traitement et au robinet pour l'alimentation en eau de consommation

Plusieurs pompages au lac sont utilisés pour l'alimentation en eau de consommation :

- le pompage de la Baie de Mémard (alimentation publique de la commune d'Aix-les-Bains et de plusieurs communes voisines) ;
- le pompage de Tresserve (alimentation publique des communes de Tresserve et du Viviers-du-lac) ;
- le pompage de l'Abbaye de Hautecombe (alimentation privée)

Le contrôle sanitaire de ces eaux est organisé par le service santé environnement de la DDASS.

Les analyses sont réalisées par le laboratoire SAVOIE-LABO agréé par le Ministère de la santé et concernent les paramètres suivants :

- la bactériologie avec la recherche de germes témoins de contaminations fécales tels que les coliformes totaux, les *Escherichia Coli**, les entérocoques ou encore les salmonelles. Chaque espèce possède une limite ou une référence de qualité, en l'occurrence cette limite est une absence de germe dans 100ml d'eau distribuée pour les entérocoques et E. Coli ;
- la dureté de l'eau mesurée en degrés français et qui n'est soumise à aucune limite ni référence de qualité, le critère étant qu'en dessous de 20°F les eaux sont considérées comme douces et au-delà de 30°F comme dures ;
- la concentration en nitrates dont la limite de qualité est fixée à 50 mg/l ;
- la concentration en fluor dont la limite de qualité maximale est fixée à 1,5 mg/l ;
- la concentration en pesticides avec la recherche d'environ 200 molécules et dont la limite de qualité maximale est fixée à 0,1 µg/l par molécule recherchée et à 0,5 µg/l pour le total des molécules recherchées ;
- d'autres toxiques divers (plomb, hydrocarbures, HAP, PCB, microcystines, etc)

Les prélèvements sont réalisés à la source (lac), en production après traitement (sortie de réservoir), et en distribution (robinet du consommateur).

L'eau du robinet doit satisfaire à des exigences de qualité de deux types : des limites de qualité pour les paramètres dont la présence dans l'eau peut induire des risques sanitaires à court ou à long terme et des références de qualité pour des paramètres indicateurs de pollution ou de fonctionnement des installations.

Le nombre d'analyses effectuées dépend du nombre d'habitants desservis et des débits de production. Tous les résultats d'analyse sont répertoriés dans la base nationale de données SISE-Eaux.

I.1. Bilan qualité à l'eau du robinet en provenance du pompage de l'abbaye de Hautecombe

L'eau est de bonne qualité bactériologique avec un pourcentage de conformité mesuré de 94,7% après traitement. L'eau peut être qualifiée de peu dure avec des valeurs mesurées minimales et maximales de 15 et 26°F. Pour les nitrates, les concentrations varient entre 1 et 12 mg/l, l'eau est donc qualifiée comme contenant peu ou pas de nitrates. L'eau ne présentait aucune trace détectable de pesticide.

I.2. Bilan qualité à l'eau du robinet en provenance du pompage d'Aix-les-Bains

L'eau est de bonne qualité bactériologique avec un pourcentage de conformité mesuré de 100% après traitement. L'eau peut être qualifiée de moyennement dure avec des valeurs mesurées minimales et maximales de 16 et 31°F. Pour les nitrates, les concentrations varient entre 0 et 14 mg/l et l'eau est qualifiée comme contenant peu ou pas de nitrates. L'eau ne présente aucune trace détectable de pesticide et elle est peu fluorée avec des concentrations variant entre 0 et 100 µg/l.

I.3. Bilan qualité à l'eau du robinet suite au pompage de Tresserve

L'eau est de bonne qualité bactériologique avec un pourcentage de conformité mesuré de 100%. L'eau peut être qualifiée de peu dure avec des valeurs mesurées minimales et maximales de 15 et 26°F. Pour les nitrates, les concentrations varient entre 2 et 3 mg/l et l'eau est qualifiée comme contenant peu ou pas de nitrates. L'eau ne présente aucune trace détectable de pesticide et l'eau est peu fluorée avec des concentrations variant entre 0 et 110 µg/l.

I.4. Ce qu'il faut retenir pour la qualité sanitaire de l'eau

L'eau distribuée au robinet au cours de l'année 2006 a été de bonne qualité bactériologique et elle est restée conforme aux limites de qualité fixées par la réglementation en vigueur pour les paramètres chimiques recherchés.

Dans les eaux brutes en revanche, on peut noter la présence de certains éléments (des bactéries par exemple) qui disparaissent après traitement.

II. Qualité des eaux de baignade

La qualité des eaux de baignade nous intéresse un peu plus puisqu'il s'agit ici d'un suivi analytique réalisé uniquement sur l'eau brute du lac. Différents paramètres sont mesurés entre fin juin et fin août inclus pour

les principales plages autour du lac (Bourget du lac, Lido, Rowing, Mémard, Chindrieux, Conjux, Aix, etc) à raison d'une analyse tous les 15 jours en l'absence de contamination.

Les paramètres considérés sont à la fois visuels, olfactifs, et analytiques avec là encore des mesures bactériologiques pour la recherche de germes témoins de contamination fécale des eaux (*E. Coli*, coliformes totaux).

Les normes de qualité en vigueur sont d'une part des **valeurs impératives** (à ne pas dépasser) fixées à 2000 *E. Coli* et à 10 000 coliformes pour 100 ml litre d'eau, et d'autre part des **valeurs guide** (dont il faut se rapprocher) fixées à 100 *E. Coli* et à 500 coliformes totaux pour 100 ml d'eau de baignade.

11.1. La conformité des plages

La qualité des eaux de baignade des plages du lac du Bourget n'a pas subi de déclassement au cours de l'année.

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

QUELQUES PERSPECTIVES

L'analyse de la qualité des eaux du lac du Bourget au travers des descripteurs présentés dans cette étude soulève encore de nombreuses questions faisant le lieu dans les pages qui suivent de propositions en termes de perspectives de recherche. Elles ne sont qu'informatives.

Les variations des concentrations en oxygène dans les eaux du fond du lac du Bourget sont liées à divers processus d'ordre physique (effet de la température), chimiques (réactions rédox) et biologiques (l'activité des microorganismes). A ce jour, aucune donnée n'est disponible sur les concentrations des organismes procaryotes et leur activité en dessous de 50 m pour le lac du Bourget. En regard des questions relatives à la dynamique du phosphore dans les eaux profondes, il apparaît comme critique d'affiner les profils à l'échelle du lac pour tenter d'estimer de manière fiable le relargage (et la resédimentation) du P dans les couches profondes et son influence sur le stock global lors du brassage hivernal ainsi que l'action des microorganismes vis-à-vis de ce P. Cette affinage supposera d'échantillonner de nombreuses stations et réaliser de nombreux profils verticaux à haute fréquence temporelle. Ce projet est en cours de validation pour l'année 2007-2008 (projet RELAX tiré du projet OFSHORE). L'idéal serait donc de coupler:

- des profils verticaux détaillés des concentrations en oxygène, du phosphore total et du phosphore dissous biodisponible ;
- la mesure des concentrations en bactéries hétérotrophes et en virus ;
- la mesure de la diversité procaryotique (bactérienne et archée) ;
- la mesure de l'activité cellulaire et du comportement physiologique procaryotique vis-à-vis du phosphore.

Notre connaissance de la dynamique du P serait aussi grandement améliorée en tentant de valider l'estimation du relargage au moyen d'un bilan global du P à l'échelle du lac (au moyen de mesures des entrées et des sorties de P et en prenant en compte la qualité désormais accessible des débits des principaux affluents et du Rhone).

D'autres phénomènes encore inexplicables sont enregistrés dans les eaux de fond comme le fait que la concentration en nitrates à 140 m présente des valeurs plus faibles par rapport à celles des niveaux supérieurs. A partir du mois de juillet, les concentrations en carbone organique total sont d'autant plus grandes que l'on se rapproche du fond. Les processus sous-jacents (minéralisation de la matière organique, remise en suspension des sédiments contenant des diatomées, réduction des formes de l'azote par les microorganismes, contribution des microorganismes au pool de la matière organique, etc) constituent là encore une très belle perspective de recherche pour mieux comprendre la biogéochimie des eaux de fond. Là encore, il faudrait opérer via une opération de campagnes d'échantillonnage à haute fréquence.

Plus proche de la surface, une diminution importante des phosphates jusqu'à 30 m de profondeur est enregistrée depuis plusieurs années de l'été à l'hiver tandis que les concentrations en nitrates restent quant à elles relativement constantes. La consommation des orthophosphates à 30 m de profondeur ne semble pas pouvoir être expliquée par une seule activité photosynthétique directe importante du fait de la réduction importante voire l'absence de lumière. Cette diminution pourrait être liée à des phénomènes physico-chimiques (diffusion, ondes internes, adsorption sur des particules organiques en sédimentation) et biologiques (déplacement des microorganismes, production/respiration de la communauté hétérotrophique bactérienne et eucaryote). La part prise par chacun de ces processus n'a encore jamais été évaluée.

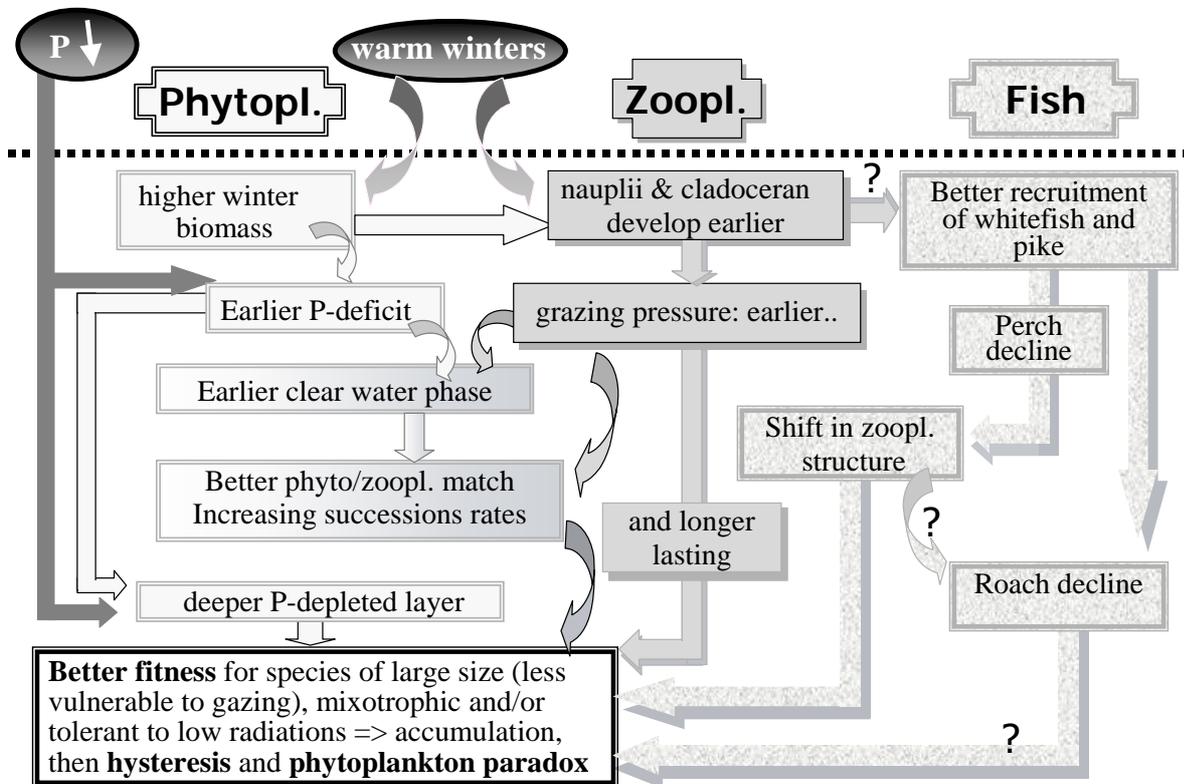
Il est également constaté que les concentrations en P remontent rapidement après la phase des eaux claires sur un laps de temps court. La question de la part imputable à l'action du métazooplancton, des protozoaires unicellulaires et des virus sur la redistribution de cet élément serait particulièrement intéressante à traiter.

Le rôle potentiellement négatif de la cyanobactérie toxique *P. rubescens* dans le fonctionnement du lac du Bourget mériterait une attention particulière si l'on en croit les études récentes réalisés sur le lac de Amerense par des collègues allemands et ayant montré l'impact négatif de ce micro-organisme sur la physiologie du corégone (*Coregonus lavaretus*), espèce emblématique des lacs péri-alpins (Ernst *et al.* 2001, 2006, 2007). L'étude précise des 10 années de données (depuis 1998) sur l'abondance et la distribution de cette cyanobactérie au point B en lien avec les différents paramètres limnologiques à notre disposition en plus de la météorologie locale pourrait également permettre d'affiner la compréhension de sa dynamique et proposer des scénarii d'évolution. Les hivers doux enregistrés ces dernières années pourraient en effet être favorables à la survie et même au développement de *P. rubescens*, influençant le stock initial qui va pouvoir se développer sur le métalimnion le printemps suivant. Cet effort d'analyse est en cours.

Si certains liens ne font aucun doute entre zooplancton – phytoplancton - phase des eaux claires, nous ne savons encore rien d'autres types de relations trophiques qui jouent sans nul doute un rôle important dans la structure des communautés et le fonctionnement global du lac du Bourget. C'est le cas par exemple des interactions entre la boucle microbienne et le métazooplancton, un sujet auquel nous aimerions nous intéresser dans un proche avenir.

Le fonctionnement écologique du lac du Bourget est encore loin d'avoir révélé encore tous ses secrets. On peut très largement s'inspirer de ce qui suit, rendu possible par des séries chronologique à long-terme issues des données du suivi de la qualité des eaux du Léman (Anneville & Gerdeaux 2003) et permettant de justifier s'il le fallait l'intérêt à ce que perdure le suivi du lac du Bourget le plus longtemps possible.

Modèle conceptuel expliquant l'évolution du phytoplancton au Léman depuis 1974 et les modifications observées dans la communauté piscicole de ce lac sous les effets synergiques de la réoligotrophication et du réchauffement (Anneville & Gerdeaux 2003).



La synthèse des résultats obtenus pour les différents compartiments trophiques étudiés conduit au modèle conceptuel suivant: la diminution du phosphore induit un changement dans la répartition verticale du phytoplancton et modifie la composition spécifique de la communauté estivale en favorisant les espèces plus adaptées aux faibles intensités lumineuses, et donc aptes à se développer à plus grande profondeur. Mais, grâce à la résistance au broutage que leur confère leur grande taille, ces algues ont tendance à s'accumuler et provoquer des nuisances. Par ailleurs, ce changement induit par une cause anthropique (la diminution du phosphore) entre en synergie avec une cause météorologique. Les hivers et printemps plus doux de ces dernières années favorisent le développement du plancton. Cela conduit à un épaissement précoce du phosphore de la couche euphotique. Ces hivers doux induisent également un développement plus précoce du zooplancton, ce qui accélère le déclin phytoplanctonique printanier. La précocité de développement du zooplancton pourrait également favoriser celui des poissons et, par effet de cascade, limiter par prédation le zooplancton estival et donc sa pression de broutage sur le phytoplancton (Angeli et al. 2001). Par ailleurs, la précocité de développement du zooplancton pourrait favoriser le recrutement du corégone et du brochet en raison d'un meilleur match-mismatch entre larves et proies zooplanctoniques. Ce dernier point, ajouté au modèle initial par Angeli et Gerdeaux, expliquerait les changements observés dans la communauté piscicole du Léman. La synergie intervenant entre ces phénomènes explique l'effet paradoxal de la diminution du phosphore sur l'évolution des biomasses phytoplanctoniques.

BIBLIOGRAPHIE

- Angeli, N., L. Cretenoy et D. Gerdeaux. 2001. Importance du peuplement piscicole dans la qualité des eaux : les biomanipulations. Dans : Gestion piscicole des grands plans d'eau (Ed. D Gerdeaux, INRA Editions). pp. 35-74
- Anneville, O. and D. Gerdeaux. 2003. Workshop LIMPACS « long-term lake response to reduced nutrient loading », 2003)
- 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. Bernard and J.-F. Humbert. 2003. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. *Vet. Res.* 34:1-17.
- Duhamel, S., I. Domaizon, S. Personnic and S. Jacquet. 2006. Assessing the microbial community dynamics and the role of bacteriophages as mortality agents in Lake Geneva. *J. Water Sci.* 19:115-126
- Ernst, B., B. Hitzfeld and D. Dietrich. 2001. Presence of *Planktothrix* sp. and cyanobacterial toxins in lake Ammersee, Germany and their impact on whitefish (*Coregonus lavaretus* L.). *Environ. Toxicol.* 16:483-488
- Ernst, B., S. J. Hoeger, E. O'Brien and D. R. Dietrich. 2006. Oral toxicity of the microcystine-containing cyanobacterium *Planktothrix rubescens* in European whitefish (*Coregonus lavaretus*). *Aquat. Toxicol.* 79:31-40
- Ernst, B., S. J. Hoeger, E. O'Brien and D. R. Dietrich. 2007. Physiological stress and pathology in European whitefish (*Coregonus lavaretus*) induced by subchronic exposure to environmentally relevant densities of *Planktothrix rubescens*. *Aquat. Toxicol.* 82:15-26
- Gayte, X., D. Fontvieille, B. Vinçon-Leite, B. Tassin, P. Blanc, J.-C. Druart, G. Balvay, J. Pelletier et G. Paolini. 1998. Analyse de l'évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget (1995-96) : rapport final. Université de Savoie (GRETI) - Ecole Nationale des Ponts et chaussée (CERGRENE)- INRA (SHL Thonon) et cellule Technique du lac du Bourget. 346 pp
- Humbert, J.-F. 2001. Mise en place d'un protocole de surveillance des cyanobactéries dans le lac du Bourget - rapport d'étude CISALB, 35 pp
- Humbert, J.-F., S. Jacquet, O. Anneville, D. Fontvieille, J. Iazzarotto, I. Domaizon, J.-C. Druart et G. Paolini. 2006. Etude lourde du lac du Bourget (2004-2005): rapport final. UMR-CARTEL de Thonon, 200 pp
- Jacquet, S., J. F. Briand, C. Leboulanger, C. Avois-Jacquet, L. Oberhaus, B. Tassin, B. Vinçon-Leite, G. Paolini, J. C. Druart, O. Anneville and J. F. Humbert. 2005. The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French Lake (Lac Bourget). *Harm. Algae* 4:651-672
- 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
- Moldaenke 2002. The bbe Fluoroprobe. Software manual .31 pp
- Personnic, S., I. Domaizon, U. Dorigo and S. Jacquet. 2007. Seasonal and spatial variability of virio, bacterio- and picophytoplankton in three peri-alpine lakes. *Fresh. Biol. (en revision)*

- Utermohl, H. 1958. Towards the improvement of the quantitative phytoplankton method. *Mitteilungen-Internationale Vereinigung für Limnologie*, 9:1-38
- Wetzel, R. G. 2001. *Limnology: Lake and River Ecosystems*. Third edition, Academic Press, San Diego
- Yon, V. 2004. *Mesure en continu de l'oxygène dissous dans le lac du Bourget (Savoie), relation avec la production phytoplanctonique*. DEA Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie Filière Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives. Laboratoire de Géochimie des eaux, Paris VII, IGP ; 70 pp

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 (CCLB)
S. JACQUET (INRA Thonon)
J. LAZZAROTTO (INRA Thonon)
J.M. DORIOZ (INRA Thonon) ou son représentant

Conseillers scientifiques extérieurs

T. PELTE (Agence de l'eau)
B. TASSIN (CEREVE)
F. RAPIN (CIPEL)
I. DOMAIZON (Université de Savoie)

Conseiller politique

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

DOSSIERS DIVERS

Annexe II

La liste des algues inventoriées au lac du Bourget en 2006

Embranchement Protocaryotes

Sous-embranchement Cyanoschizophytes

Sous-classe Coccogonophycidées

Ordre Chroococcales

Famille Synechococcacées

Aphanocapsa Nägeli, 1849.

A. delicatissima W. et G.S. West = *Microcystis delicatissima* W. et G.S. West.

A. holsatica (Lemmermann) Cronberg et Komarek = *Microcystis incerta* f. *holsatica* (Lemmermann) Elenkin.

Famille Microcystacées

Aphanothece Nägeli, 1849.

A. clathrata W. et G.S. West.

Ordre Nostocales

Famille Nostocacées

Aphanizomenon Morren, 1838.

A. flos-aquae (Linné) Ralfs. .

Famille Oscillatoriacées

Oscillatoria Vaucher, 1803.

O. limnetica Lemmermann.

O. limosa Agardh

O. sp

Famille Borziacées

Komvophoron (Anagnostidis et Komarek, 1988).

K. constrictum (Szafer) Anagnostidis et Komarek

Famille Pseudanabaenacées

Pseudanabaena Lauterborn, 1914-1917.

P. galeata Böcher. [

Famille Phormidiacées

Phormidium Kützing, 1843.

P. mucicola Huber-Pestalozzi et Naumann.].

Planktothrix (Anagnostidis et Komarek, 1988) (nouveau genre).

P. rubescens De Candolle = *Oscillatoria rubescens* De Candolle

Embranchement Eucaryotes

Sous-embranchement Pyrrhophytes

CLASSE Dinophycées

Ordre Peridinales

Famille Gymnodiniacées

Gymnodinium Stein, 1888.

G. helveticum Penard. *G. lantzschii* Utermöhl.

Gymnodinium sp.

Famille Péridiniacées

Peridinium Ehrenberg, 1832.

P. inconspicuum

P. willei Huitfeldt-Kaas.

Peridiniopsis Lemmermann, 1904.

P. cunningtonii Lemmermann. *P. elpatiewskyi* (Ostenfeld) Bourrelly. A.

Famille Gonyaulacacées

Gonyaulax Diesing, 1865.

G. apiculata (Penard) Entz = *Peridinium apiculatum* Penard.

Famille Ceratiacées

Ceratium Schrank, 1793.

C. hirundinella (O.F. Müller) Bergendhal = *C. macroceros* Schrank = *C. reticulatum* Imhof.

CLASSE Cryptophycées

Ordre Cryptomonadales

Famille Cryptomonadacées

Cryptomona Ehrenberg, 1838.

C. marsonii Skuja.

C. rostratiformis Skuja.

Cryptomonas spp.

Rhodomonas Karsten, 1898.

R. minuta Skuja.

R. minuta var. *nannoplanctonica* Skuja.

Sous-embranchement Chromophytes

CLASSE Chrysophycées

Ordre Isochrysidales

Ordre Stichogloeales

Famille Stichogloeacées

Bitrichia Woloszynska, 1914.

B. chodati (Reverdin) Hollande = *Diceras chodati* Reverdin.

Ordre Chromulinales

Famille Chrysococcacées

Kephyrion Pascher, 1911

K. sp

Ordre Ochromonadales

Famille Ochromonadacées

Ochromonas Wyssotzki, 1887.

Ochromonas sp.

Erkenia Skuja, 1949.

E. subaequiciliata Skuja.

Famille Dinobryacées

Dinobryon Ehrenberg, 1835.

D. bavaricum Imhof = *D. stipitatum* Stein = *D. elongatum* Imhof.
D. divergens Imhof.
D. elegantissimum (Korshikof) Bourrelly = *D. elegans* Korshikof.
D. sociale Ehrenberg = *D. stipitatum* var. *lacustre* Chodat.
D. sociale var. *americanum* (Brunth.) Bach = *D. campanuliforme* Reverdin.
D. sociale var. *stipitatum* Stein.

Ordre Monosigales

Famille Monosigacées

Desmarella Kent, 1880.

D. brachycalyx var. *minor* Skuja.

Famille Salpingoecacées

Salpingoeca Clark, 1868.

S. frequentissima (Zachmann) Lemmermann = *Diplosiga frequentissima* Zachmann

CLASSE Diatomophycées (= Bacillariophycées)

Sous-classe Centrophycidées

Ordre Coscinodiscales = Eupodiscales

Famille Coscinodiscacées

Melosira C. Agardh, 1824.

M. varians Agardh

Aulacoseira Thwaites, 1848.

A. islandica subsp. *helvetica* O. Müller = *Melosira islandica* subsp. *helvetica* O. Müller.

Cyclotella Kützing, 1834.

C. bodanica Eulenstein = *C. comta* var. *bodanica* Grunow. *C. cyclopuncta* Hakansson et Carter.

C. ocellata Pantocsek.

C. radiosa (Grunow) Lemmermann = *C. comta* (Ehrenberg) Kützing = *C. comta* var. *radiosa* Grunow.

Cyclostephanos Round in Theriot *et al.*, 1987.

B. dubius (Fricke) Round = *Stephanodiscus dubius* (Fricke) Hustedt

Stephanodiscus Ehrenberg, 1845.

S. alpinus Hustedt = *S. astraea* var. *minutula* (Kützing) Grunow = *Cyclotella operculata* var. *minutula*

S. neoastraea Hakansson et Hickel = *S. rotula* (Kützing) Hendey.

Sous-classe Pennatophycidées

Ordre Diatomales (= Araphidées)

Famille Diatomacées (= Fragilariacées)

Diatoma Bory de St Vincent, 1824.

D. ehrenbergii Kützing = *D. vulgaris* var. *ehrenbergii* Kützing Grunow.

D. tenue Agardh = *D. tenue* Agardh = *D. tenue* var. *elongatum* Lyngbye = *D. elongatum* (Lyngbye) Agardh.

D. vulgaris Bory.

Fragilaria Lyngbye, 1819.

F. crotonensis Kitton = *F. crotonensis* var. *prolongata* Grunow = *Nitzschia pecten* Brun.

F. ulna (Nitzsch) Lange-Bertalot. [Brun 1884]. *S. ulna* Ehrenberg. A

F. ulna var. *acus* (Kützing) Lange-Bertalot = *Synedra acus* Kützing.

F. ulna var. *angustissima* (Kützing) Lange-Bertalot = *Synedra acus* var. *angustissima* Grunow.

Asterionella Hassal, 1855.

A. formosa Hassal = *A. formosa* var. *gracillima* (Hantzsch) Grunow = *A. gracillima* (Hantzsch) Heiberg = *A. gracillima* fo. *gracillior* Chodat

Ordre Achnanthes (= Monoraphidées)

Famille Achnanthesacées

Cocconeis Ehrenberg, 1838.
C. pediculus Ehrenberg.
C. placentula Ehrenberg.

Achnanthes Bory, 1822.
A. minutissima Kützing.

Rhoicosphenia Grunow, 1860.
R. abbreviata (C. Agardh) Lange-Bertalot = *R. curvata* (Kützing) Grunow.

Ordre Naviculales

Sous-ordre Naviculinéés

Famille Naviculacées

G. scalproïdes (Rabenhorst) Clève = *Pleurosigma scalproïdes* (Rabenhorst) Cleve.

Navicula Bory de St Vincent, 1822.
N. reinhardtii Grunow.].
N. scutelloïdes W. Smith
N. tripunctata (O.F. Muller) Bory

Amphora Ehrenberg, 1840.
A. pediculus Kützing.
B.

Cymbella Agardh, 1830.
Cymbella sp.

Gomphonema Ehrenberg, 1824.
Gomphonema sp.

Sous-ordre Surirellinéés

Famille Nitzschiacées (=Bacillariacées)

Nitzschia Hassal, 1845.
N. acicularis W. Smith.
Nitzschia sp

Famille Surirellacées

Cymatopleura W. Smith, 1851.
C. solea (Brébisson) W. Smith

Embranchement Chlorophytes (= Chlorophycophytes)

CLASSE Euchlorophycées

Ordre Volvocales

Famille Tétraselmiacées

Tetraselmis Stein, 1878.
T. cordiformis Stein = *Carteria cordiformis* (Carter) Dill.

Famille Chlamydomonadacées

Chlamydomonas Ehrenberg, 1833.
C. conica Dangeard.
Chlamydomonas sp.

Famille Phacotacées

Phacotus Perty, 1852.
P. lendneri Chodat = *P. lenticularis* (Ehrenberg) Stein.

Famille Volvocacées

Eudorina Ehrenberg, 1831.
E. elegans Ehrenberg.

Ordre Chlorococcales

Famille Chlorococcacées

Tetraedron Kützing, 1845.

T. minimum (A. Brown) Hansg.

Ankyra Fott, 1957

A. inerme Reymond et Druart

A. judayi (G.M. Smith) Fott.

A. LANCEOLATA (KORSIKOV) FOTT = *A. SPATULIFERA* (KORSIKOV) FOTT.

Famille Palmellacées

Sphaerocystis Chodat, 1897.

S. schroeteri Chodat = *S. schroeteri* var. *palmellacea* R. et F. Chodat.

Famille Oocystacées

Chlorella Beijerinck, 1890.

C. vulgaris Beyerinck.

Oocystis Nägeli, 1855.

O. lacustris Chodat.

O. solitaria Wittrock.

Nephrochlamys Korsikov, 1953.

N. subsolitaria (G.S. West) Korsikov.

Ankistrodesmus Corda, 1838.

A. nannoselene Skuja.

Chlorolobion Korchikoff, 1953.

C. braunii (Näg.) Kom.

Monoraphidium Komarkovae-Legnerova, 1969.

M. arcuatum (Korsikov) Hindak.

M. contortum (Thurpin in Brébisson) Komarkovae-Legnerovae = *Hyaloraphidium contortum*.

M. circinale (Nygaard) Nygaard.

M. komarkovae Nygaard.

M. minutum (Naegeli) Komarkovae-Legnerovae.

Choricystis (Skuja) Fott, 1976.

Choricystis sp

Famille Scenedesmacées

Crucigenia Morren, 1930.

C. quadrata Morren.

C. tetrapedia (Kirchner) W. et G.S. West.

Willea Schmidle, 1900.

W. irregularis (Wille) Schmidle = *Crucigenia irregularis* var. *pyrenogera* Chodat = *W. wilhelmii* (Fott) Komarkovae.

Tetrachlorella Korsikov, 1953.

T. alternans (G.M. Smith) Korsikov.

Tetrastrum Chodat, 1895.

T. staurogeniaeforme

Dydimocystis Korsikov, 1953.

D. planctonica Korsikov

Scenedesmus Meyen, 1829.

S. acuminatus (Lägerheim) Chodat.

S. acutus (Meyen) Chodat

S. bicaudatus Dedus

S. ecornis (Ralfs) Chodat

S. linearis Komarkovae..

S. quadricauda (Turpin) Brébisson = *S. variabilis* var. *cornutum* Wille

Pediastrum Meyen, 1829.

P. boryanum (Turpin) Menegh = *P. glanduliferum* Bennet.

Famille Elakatothricacées

Elakatothrix Wille, 1898.

E. gelatinosa Wille.

CLASSE Ulothricophycées

Ordre Ulothricales

Famille Ulothricacées

Ulothrix Kützing, 1836.

Ulothrix sp.

CLASSE Zygothricacées

Ordre Zygnematales

Famille Zygnematacées

Zygnema Agardh, 1817.

Zygnema sp.].

Mougeotia C.A. Agardh, 1824.

M. gracillima (Hassel) Wittrock

Closterium Nitzsch, 1817.

C. acutum]

C. limneticum Lemmermann.

C. parvulum Nägeli.

Cosmarium Corda, 1834.

C. laeve Rabenhorst..

Staurodesmus Teiling, 1948.

Staurodesmus sp.

Staurastrum Meyen, 1829.

S. cingulum (W. et G.S. West) G.M. Smith.

Staurastrum sp.

DOSSIERS DIVERS

Annexe III

Le bilan du 1er colloque national dédié au plus grand lac naturel français

« Autour du lac du Bourget »

Le lac du Bourget est le plus grand lac naturel français. Ce simple constat justifiait à lui seul qu'un colloque événement soit entièrement consacré à cet écosystème exceptionnel à moins que ce ne soit son statut de source intarissable des plus grands auteurs et poètes français. Comme nous allons le voir dans les pages qui suivent, il y avait bien sur beaucoup d'autres raisons.

L'originalité de cet événement a reposé sur le fait que scientifiques, gestionnaires, utilisateurs, élus ont pu se rencontrer et partager ensemble, sous la forme de conférences, de posters mais aussi de témoignages et de discussion-débats, les connaissances actuelles portant sur le lac et son bassin versant. Un effort a été réalisé pour que soient posées les grandes questions liées à la gestion et l'utilisation d'un écosystème fragile et nous avons tenté de faire partager à toutes et tous l'enthousiasme pour les grandes questions scientifiques traitées dans ce site atelier. Cette rencontre a donc permis aux différents acteurs et chercheurs travaillant pour, avec et dans le lac du Bourget de faire le point sur l'état d'avancement de leurs travaux dans les domaines de l'observation de la qualité de cet écosystème lacustre, de la biodiversité, de l'évolution du climat, du fonctionnement hydrologique du lac, des relations bassin versant - lac, etc.

Ce colloque a été remarquable par le simple fait qu'il a été le premier du genre, avec comme objectif annoncé (et tenu) de promouvoir la réunion de scientifiques, gestionnaires, utilisateurs et élus locaux, une démarche qui nous apparaissait comme incontournable pour appréhender le fonctionnement, le rôle et l'intérêt d'un écosystème aquatique comme le lac du Bourget dans le cadre d'un développement durable. Ceci était d'autant plus vrai si l'on se place dans le cadre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau qui a pour ambition notamment d'atteindre le bon état écologique en 2015.

Cette manifestation a permis de :

- réaffirmer l'excellence et le dynamisme de la recherche locale sur les questions de la dynamique et de la gestion de l'environnement et de son rayonnement au sein de la communauté scientifique internationale ;
- promouvoir la science et son essor en interaction forte avec la demande sociétale ;
- établir ou consolider des liens (partenariats, collaborations de recherche, échanges avec les décideurs) permettant d'engager dans l'avenir des projets de recherche d'intérêt commun ;
- proposer un ou plusieurs schémas directionnels de ce que devra être la recherche et la gestion du lac du Bourget d'ici à 2015.

Si l'objectif de ce colloque était de permettre aux scientifiques de disciplines très différentes travaillant sur le lac du Bourget, d'échanger informations et expériences entre eux mais aussi avec les gestionnaires et utilisateurs de cet espace naturel, notre

sentiment est d'avoir réussi ce contrat moral. De plus, ce colloque a permis aux acteurs locaux évoluant trop souvent dans des réseaux parallèles de se rencontrer afin d'envisager pour l'avenir une gestion concertée des orientations de recherche en articulant harmonieusement recherche fondamentale et recherche finalisée. En tout 140 personnes se sont inscrites pour participer à ce colloque et chaque jour, entre 55 et 75 personnes ont été présentes physiquement.

Comme nous l'avons spécifié plus haut, le lac du Bourget constitue l'objet ou le support de recherches dans de très nombreuses disciplines (hydrobiologie, physico-chimie, sédimentologie, archéologie...). Il fait partie, avec les lacs Léman et d'Annecy, des 3 lacs péri-alpins profonds constituant les plus grandes réserves naturelles d'eau douce en France. Par ailleurs, ces lacs fournissent des sites d'études exemplaires caractérisés, à la fois par un retour plus ou moins rapide et complet à l'état oligotrophe résultant de progrès dans la gestion environnementale du phosphore, et par l'intensification des perturbations directes et indirectes liées à l'anthropisation des milieux (typiquement l'urbanisation du bassin versant et le réchauffement climatique). Ils connaissent néanmoins aujourd'hui des situations contrastées, rendant l'analyse comparative pertinente. Diverses études scientifiques, actions de gestion et de préservation ont été menées autour et pour ce site. C'est ce que résume le bilan global suivant, proposé par les différents animateurs de session. On peut citer notamment, le suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget réalisé par la Cellule Technique de l'Aquarium du lac du Bourget depuis 1980, ainsi que les suivis lourds (1996-1997 et 2003-2005) ayant mobilisés les compétences de scientifiques de divers domaines (Université de Savoie, CERGNE, INRA). Plus récemment, le projet DYLACHEM a eu pour objectif de quantifier les flux de nutriments (carbone, azote, phosphore) et les principaux éléments associés (Fe, Mn, S) entre les compartiments sédimentaire, hypolimnique, et épilimnique de ce système lacustre en liaison avec son fonctionnement physique, chimique et biologique (LSCE, CEREVE, LGE, Ecole des Mines, Université Orléans, CARTEL INRA Université de Savoie, Université Blaise Pascal). Depuis une dizaine d'années, c'est également l'histoire géologique et environnementale de la région qui est étudiée dans le lac du Bourget. Ces études, fondées sur la caractérisation des sédiments déposés depuis quelques 16000 ans sur le fond du lac, ont permis notamment de comprendre la dynamique du retrait glaciaire au front des Alpes, la mise en place du paysage du lac du Bourget tel que nous le connaissons aujourd'hui ou les fluctuations climatiques naturelles des derniers 10000 ans, mais également l'influence de l'Homme sur cet écosystème, que ce soit par les pollutions métalliques ou par l'eutrophisation. Toutefois, force était de constater avant la mise en place de ce colloque le peu d'échange d'informations entre les scientifiques de ces différentes disciplines (biologistes, limnologues, écologues, sédimentologues, archéologues). L'ambition de ce colloque interdisciplinaire a été de réunir l'ensemble des scientifiques et non scientifiques travaillant sur le lac du Bourget dans le but de mieux intégrer leurs recherches au sein d'une dynamique globale et concertée. L'avenir nous dira si cette ambition voit jour.

Les espaces de rencontre entre scientifiques et gestionnaires sont aujourd'hui bien trop rares ou sous forme de réunions restant souvent obscures. Le colloque autour du « Lac du Bourget » a souhaité offrir la possibilité de cet espace d'échange. Les scientifiques ont pu présenter les dernières connaissances acquises concernant tous les compartiments physiques et biologiques du lac et de montrer à quel point les études menées dans cet espace naturel particulier ont une portée scientifique dépassant largement le cadre local. Les gestionnaires et utilisateurs ont pu prendre connaissance de ces derniers développements mais aussi faire part aux scientifiques de leur propres expériences du milieu et de leurs interrogations face aux problématiques de gestion durable de

l'environnement : eutrophisation, gestion des espèces emblématiques (corégone, cistude), gestion et aménagement des espaces (herbiers), problèmes liés à la prolifération d'espèces (cyanobactéries, puce du canard), etc. Le colloque a aussi permis de mettre en avant les questions auxquelles il nous faudra répondre dans l'avenir. Parmi elles, citons celles concernant le phosphore :

- Quel est le stock de phosphore emprisonné dans les sédiments du lac ?
- Comment se fait le relargage de ce phosphore et comment profite-t-il à la production biologique ?
- Quelle est l'origine et l'identité du phosphore issu du bassin versant ?

Si un véritable dialogue et une forte interaction entre scientifiques et gestionnaire autour de "l'objet lac du Bourget et son bassin versant" a toujours existé depuis la mise en place progressive du projet "grand lac", et notamment la programmation du contrat de bassin versant du lac du Bourget, il manquait à ce jour une vitrine révélant cette démarche exceptionnelle. Le colloque "Autour du lac du Bourget" a permis aux gestionnaires (CISALB, CCLB, Conservatoire....) de faire le point et d'informer (notamment les scientifiques) sur les actions mis en places et leurs premiers résultats. Et cela nous fait déjà pensé qu'un second colloque sera le bienvenu à l'horizon 2012 quand le nouveau contrat de bassin aura vu le jour !

Cet évènement a été organisé autour de demi-journées thématiques comportant :

- une conférence générale d'introduction par un conférencier invité ou un animateur de session ;
- suivie de quatre à six conférences de scientifiques (chercheurs ou gestionnaires) ;
- et conclue par une discussion-débat sur le thème de la demi-journée permettant de croiser les approches, d'échanger sur les questions des gestionnaires et utilisateurs.

Tous les résumés des communications et les présentations sous forme orale ou de poster des participants ont été mis en ligne sur le site INTERNET créé et dédié à l'évènement : <http://www.thonon.inra.fr/autourbourget/index.htm>

Les pages qui suivront résument le bilan fait par chaque animateur de session.

Seule exception à cette règle, la première demi-journée qui a permis au travers de trois conférences générales de poser les problématiques, les enjeux, les questions.

Tout d'abord **Christian Lévêque**, Directeur de recherche à l'IRD, nous a rappelé que le climat a longtemps été le principal facteur de changement à l'échelle géologique. Ainsi, le lac Léman qui était sous les glaces il y a 15 000 ans est un lac jeune, de peuplement récent sur le plan biologique comparé à d'autres lacs (Baikal, Tanganyika par exemple). Sa faune est le produit du hasard qui a permis ou non les recolonisations pour les espèces aquatiques. Le climat a joué également un rôle considérable dans la zone sahélienne et le lac Tchad a connu bien des variations liées à la pluviométrie. Le climat continue à jouer un rôle (cf l'augmentation de température dans le Léman au cours des dernières décennies), mais depuis les années 1950, l'activité anthropique est devenue un facteur planétaire affectant le fonctionnement de nombreux lacs. Ce rôle se traduit par les modifications de l'alimentation en eau (la mer d'Aral..) mais surtout de manière plus insidieuse par l'eutrophication qui est devenue un phénomène mondial. Ce phénomène a été en partie maîtrisé dans quelques cas (cf lacs alpins) au prix de gros investissements, mais il n'est pas contrôlé dans de nombreux autres cas. Le lac Victoria en est un exemple caractéristique parmi d'autres. Il en résulte des changements importants dans le

fonctionnement de ces lacs et dans la composition de leurs faunes. Reste la question des introductions d'espèces qui constitue un sujet de débat. Dans les lacs jeunes nord européens ou nord américains, il est difficile de parler de patrimoine en matière de biodiversité. La faune, notamment de poisson, ne s'est pas reconstituée par co-évolution, mais par opportunistes, ou grâce à l'homme... qui transfère depuis longtemps des espèces.

La prise de conscience des problèmes environnementaux et du rôle économique croissant des écosystèmes ont abouti progressivement à la mise en place de systèmes réglementaires visant à caractériser l'état écologique actuel des écosystèmes, et à mettre en place des mesures correctives pour restaurer leur « bon état écologique ». **Guy Oberlin**, ex Directeur de Recherche au CEMAGREF et à l'IRD, a décortiqué pour nous la directive cadre européenne sur l'eau et tenté de nous faire comprendre l'objectif de bon état écologique à atteindre d'ici à 2015. L'exposé a explicité les niches de synergie positive entre bons fonctionnements des milieux et satisfactions durables et équilibrées des usages. Il a montré combien la problématique de gestion s'est renouvelée : il ne s'agit plus seulement de réduire ou de maîtriser les effets des altérations d'origine anthropique (pollutions, altérations physiques), mais d'amener des écosystèmes, dont le niveau d'altération n'est pas forcément maîtrisé, à un bon niveau de qualité écologique, en prenant en considération le rôle de la connectivité entre écosystèmes. Les questions relatives à la biodiversité étaient bien évidemment au cœur de ces nouvelles problématiques.

Enfin, **Michel Dantin**, président du comité de bassin du lac du Bourget, a rappelé combien la pollution de l'eau, la destruction des milieux aquatiques et la disparition d'espèces endémiques ont fragilisé le territoire du lac du Bourget mais aussi que depuis le début des années 80, les initiatives se sont succédé pour corriger les erreurs passées.

Le lac du Bourget est l'une des plus grandes ressources en eau des Alpes françaises. Cette tranche d'eau scelle une archive sédimentaire qui est aussi l'une des plus étudiées. Ces sédiments contiennent les histoires conjointes de l'histoire sismique récente des Alpes, des paléoclimats et de l'impact anthropique. Six conférenciers ont présenté les résultats de leur recherche, alimentant ainsi les volets limnogéologiques et archéologiques cités ci-dessus.

Christian Beck, Professeur à L'université de Savoie, a été sollicité pour exposer le cadre géologique du lac du Bourget. Sa présentation a été l'occasion de montrer que la présence du lac, coincé entre deux chaînons jurassiens, est le résultat d'une histoire géologique complexe qui prend naissance au cœur de l'orogénèse alpine. Les reliefs actuels sont le résultat de déformations ductiles et cassantes, de plis et de failles affectant les formations géologiques mésozoïques. Alors que l'histoire alpine se terminait, des sables miocènes (formant la future molasse) se déposait au fond des synclinaux, futurs sièges des grands lacs des Préalpes. Des mesures de nivellement ainsi que des études paléosismiques ont prouvé que la géodynamique locale est encore active. Depuis plus de 20 000 ans la cuvette synclinale, branchée au Nord sur la faille de Culoz et au Sud sur celle du Chat, se remplit de sédiments. A l'occasion de tremblements de terre, les sédiments peuvent être remaniés ; ainsi, c'est au 19^{ème} siècle que se produit l'un des plus forts séismes historiques du territoire. En 1822, la Chautagne tremble et les sédiments archivent fidèlement cet événement.

Gérard Nicoud, Maître de Conférences à l'Université de Savoie, nous a fait découvrir l'histoire interglaciaire et glaciaire de la région. En effet, au cours de l'interglaciaire précédent (l'Eémien, il y a 140 000 ans), le Lac du Bourget appartenait à une vaste cuvette lacustre qui occupait notamment toute la vallée du Grésivaudan. Ces dépôts lacustres interglaciaires sont souvent visibles à l'affleurement mais largement mieux connus par forage ; c'est ainsi qu'il a été démontré que plusieurs centaines de mètres d'argiles se sont déposés au cours de cet épisode de péjoration climatique. Puis la glaciation wurmienne s'installe ; elle est polyphasée et il semble que le maximum d'avancée des glaciers alpins soit daté à 26 000 cal. BP alors que les enregistrements à caractère global (sédiments et glaces du Groenland et de l'Antarctique) fournissent un âge de 20 000 cal. BP au Dernier Maximum Glaciaire. L'histoire du Lac du Bourget débute donc au moment où les grands glaciers des vallées alpines amorçaient leur retrait. En quelques milliers d'années, les 600 mètres de glaces qui recouvraient l'actuelle dépression occupée par le lac du Bourget disparaissent.

Pieter Van Renbergen, Chercheur à l'Université de Ghent (Belgique) a étudié les remplissages sédimentaires des lacs du Bourget et d'Annecy grâce à la sismique réflexion. Ses travaux (ainsi que ceux d'Emmanuel Chapron, Chercheur à l'ETH Zurich) ont largement contribué à documenter l'histoire de ce remplissage. Un lac proglaciaire se met en place, les sédiments fluvio-glaciaires recouvrant progressivement les moraines laissées par ces glaciers. Ces unités sismiques situées à la base du remplissage ne sont connues que grâce à ces techniques géophysiques. Elles représentent à elles seules plus de 100 mètres de dépôt. Au cours de l'Interglaciaire, le Rhône se déversait alors dans le lac et il construisait un delta qui s'est comblé en quelques milliers d'années. Les apports sédimentaires sont alors gigantesques, les pentes du lac se chargent et se déstabilisent libérant soudainement une masse colossale de sédiments qualifiée d'unité déstructurée de Hautecombe. L'unité sismique la plus récente correspond au drapé holocène : 10 à 15 mètres de sédiments qui se sont déposés au cours des 10 derniers milliers d'années.

Fabien Arnaud, Chargé de Recherche au CNRS (Laboratoire EDYTEM), a évoqué cette histoire holocène, documentée par des carottages longs. Au début de l'Holocène, les étés sont plus chauds, les forêts colonisent les montagnes, le Rhône charrie de moins en moins en moins de sédiments, la tourbe apparaît en marais de Chautagne et de Lavours (au Sud du lac aussi). Commence une histoire lacustre calme, un drapage de sédiments fins, des fluctuations du niveau du lac et des occupations humaines évoluant au gré de ces variations lacustres. Puis, il y a près de 3 000 ans, le fonctionnement hydrologique du Rhône change, il déborde plus fréquemment dans le lac du Bourget, et atteint son paroxysme d'activité au cœur du Petit Age Glaciaire.

André Marguet et **Yves Billaud** sont archéologues au DRASSM d'Annecy. Depuis plus de 20 ans, ils explorent les littoraux lacustres à la recherche de palafittes. Ces habitats lacustres signent la sédentarisation de l'Homme au cours du Néolithique. Ces peuplements humains ont occupé les berges du lac au gré des transgressions et régressions qui ponctuent les 10 000 dernières années. Les datations de sites archéologiques ont permis de proposer un cadre chronologique très précis de l'occupation humaine dans le secteur du lac du Bourget.

Qu'en est-il de l'histoire récente du Lac du Bourget ? La révolution industrielle démarre à la fin du 18^{ème} siècle, les sédiments du fond du lac ne sont plus tout à fait les mêmes, du plomb y est présent, des radionucléides aussi... ! Les sédiments du Lac du Bourget sont une archive exceptionnelle de notre environnement passé ; ils documenteront le climat et les activités humaines de demain.

« Le lac est le reflet de son BV ». Cette formule imagée empruntée à Barroin (1999) dresse le constat des relations étroites entre l'état d'un système lacustre et celui de son bassin versant. La session présentée ici a comporté 5 exposés contribuant à disséquer certaines des causes et certains des effets qui justifient ce constat global.

Nous nous intéressons en particulier aux mécanismes qui pilotent les transferts de matière du bassin versant vers le lac, via les affluents, les flux intra lacs qui en résultent ou leurs succèdent, et à certaines des conditions physico chimiques et hydrodynamiques du lac qui déterminent l'intensité des mélanges et du turn-over. Les évolutions ou processus décrits ou modélisés dans cette session ont pour toile de fond l'eutrophisation du Lac du Bourget, les facteurs de développement de cette pollution par le phosphore, sa maîtrise et la restauration de la qualité des eaux (en cours). Les études traitent de pas de temps relativement courts (mois à années). Elles abordent des phénomènes relevant de dynamiques actuelles ou du passé récent (les 100 dernières années) voire des deux à la fois puisque certains flux intra-lacs actuels représentent l'effet retardé de transferts plus anciens (recyclage de la charge nutritive des sédiments du fond du lac).

Les 2 premiers exposés traitent de questions relatives au transfert du phosphore dans le bassin versant et du bassin versant vers le lac, via les affluents. Le P ainsi transféré constitue la « charge externe » du lac. C'est l'entrée dominante du P dans l'écosystème lacustre ; ses caractéristiques, spéciation, intensité et régime, contrôlent à l'aval l'impact sur l'écosystème récepteur et, à l'amont, sont contrôlées par le fonctionnement du bassin versant émetteur. **Jean-Marcel Dorioz et al** dans l'exposé intitulé « dynamiques et interactions régulant les transferts de phosphore des bassins versants aux lacs » propose une description et conceptualisation de l'objet bassin versant comme un système territorial qui importe, transforme métabolise, stocke et finalement exporte du P à son exutoire. Le fonctionnement de ce « système de transfert » produit une différenciation spatiale et temporelle qui détermine des zones actives et des épisodes critiques. Les activités humaines sont des facteurs clés de cette organisation qui régule la quantité et la qualité des flux exportés à l'exutoire.

La réduction de la charge externe a été et reste, en général, une priorité dans la lutte contre l'eutrophisation. Le travail réalisé dans ce sens depuis 20 ans sur le bassin du lac du Bourget a consisté et consiste encore, à mettre en place le traitement des eaux usées, principales origines du P transféré par les affluents. Le succès de cette opération se traduit d'ores et déjà par une réduction drastique des concentrations en P du Lac. Mais l'amélioration obtenue semble malgré tout insuffisante pour une reconquête complète et rapide de la qualité des eaux, d'où l'intérêt porté aux pollutions résiduelles (résiduelles ne signifie pas négligeables). Ces sources de P, non traitées ou non traitables dans des dispositifs d'épuration, susceptibles de limiter l'efficacité du travail de maîtrise de la pollution déjà accompli, sont associées soit aux ruissellements sur les sols, soit à des eaux usées dispersées et interagissant fortement avec les sédiments des ruisseaux et rivières. Leur spéciation est de ce fait souvent dominée par le P particulaire, type de phosphore dont la caractérisation devient donc une priorité opérationnelle et scientifique. Cette problématique du P particulaire est reprise par **Jérôme Poulenard et al** dans l'exposé « origine des sédiments et propriétés du phosphore particulaire dans le bassin versant de l'Albenche (BV du lac du Bourget) : résultats préliminaires ». Les auteurs décrivent la démarche et les méthodologies mises en place dans un sous bassin du lac du Bourget pour comprendre les origines et les propriétés du P particulaire. Les objectifs

spécifiques sont de déterminer, à partir de traçages, de piégeages et d'étude de flux effectués à divers niveaux d'organisation du bassin expérimental, la contribution des divers types de sols, celle des berges, des diverses sous-unités paysagères. Les propriétés des principales sources sont étudiées de façon à simuler les effets sur la dynamique du P dans un écosystème lacustre.

Le P de la charge externe, quelque soit son origine et son devenir dans le Lac, contribue aussi *in fine* à accroître le stock de P des sédiments. Les transferts de P entre sédiments et la colonne d'eau constituent un recyclage partiel de cet apport et le P ainsi réincorporée dans le fonctionnement de l'écosystème représente la « charge interne » du plan d'eau. La contribution de cette entrée au bilan de P d'un Lac, dépend des conditions hydrodynamiques et physico-chimiques régnant au du fond du lac. L'exposé de **Eric Viollier et al** : « biogéochimie benthique de la baie de Grésine au centre du lac du Bourget : quelles conséquences pour la colonne d'eau ? » propose une analyse détaillée de l'évolution de ces conditions pour le Bourget. Cette recherche, qui participe au projet national DYLACHEM, décrit la physico-chimie de l'interface eau-sédiment, l'échange de métabolites entre les sédiments et la colonne d'eau et leur dispersion dans la colonne d'eau. Les auteurs mettent en évidence, que la distribution d'orthophosphates dans la colonne d'eau s'explique globalement par le recyclage du P au niveau de l'interface eau-sédiment.

Les charges interne et/ou externe s'additionnent pour déterminer l'évolution de l'état trophique des plans d'eau. L'histoire récente de la plupart des grands lacs des pays développés comprend ainsi, une phase d'eutrophisation sous l'effet d'une charge externe devenue excessive dès les années 60-70 puis, à partir des années 80-90, un début de ré-oligotrophisation, résultat d'une meilleure maîtrise des eaux usées sur le bassin versant et donc de la charge externe. Mais souvent le processus de restauration la qualité des eaux ainsi enclenché est freiné, voire compromis, par un ensemble d'effets antagonistes, parmi lesquels ceux d'une trop forte charge interne.

Toutes ces évolutions laissent des traces archivées dans les sédiments récents. C'est dans ce contexte que s'inscrit le projet de recherche présenté par **Fabien Arnaud et al** : « l'eutrophisation récente du lac du Bourget : mise en perspective historique par étude paléolimnologique. L'objectif est de mieux comprendre à partir des données paléolimnologiques, les cinétiques de la phase d'eutrophisation et du début de ré-oligotrophisation du lac du Bourget. Les premiers résultats suggèrent une évolution par seuils et non par un itinéraire linéaire. Bien entendu, comme les auteurs le soulignent, tous les phénomènes biologiques impliqués dans les processus d'eutrophisation, notamment ceux évoqués dans les sessions suivantes, ne sont pas archivés ou facile d'accès dans les sédiments. Une interprétation complète supposera donc de reconstituer par modélisation, certains de ces phénomènes à partir des données actuelles sur le fonctionnement. Dans ce contexte des progrès de connaissances sont encore nécessaires, notamment en ce qui concerne les effets de certains phénomènes physiques sur les dynamiques biologiques. Vaste programme dont le dernier exposé permet d'entrevoir l'intérêt et la complexité. Cuypers *et al* (présenté oralement par **Bruno Tassin**) dans un travail intitulé « ondes internes et turbulences dans le lac du Bourget » met en évidence l'influence de l'hydrodynamique sur le fonctionnement chimique et biologique du Lac. Les auteurs présentent la caractérisation des ondes internes du lac du Bourget en établissant les périodes d'oscillation prédominantes ainsi que la répartition de l'énergie dans la colonne d'eau en fonction de la fréquence. Leurs résultats montrent que le mélange provoqué par les ondes internes, sur les rives du lac, peut contribuer à l'augmentation des flux de nutriments entre hypo- et épilimnion, en période de stratification

thermique, en raison d'une remise en suspension du sédiment et d'un relargage de nutriments dus à cette augmentation de la turbulence.

Au total, les 5 exposés de cette session fournissent des informations de nature diverse qui toutes contribuent à décrypter la complexité du système Lac du Bourget. Ceci rend possible une simplification raisonnée de celui-ci, étape indispensable à l'élaboration de réponses opérationnelles face aux grands défis à venir et annoncées : urbanisation accrue et réchauffement climatique.

Avec une surface totale de 44 km² et une profondeur d'eau moyenne de 80 m, le lac du Bourget fournit une diversité d'habitats importante pour l'ensemble des organismes, des plus petits comme les virus aux consommateurs supérieurs placés en haut de la pyramide trophique, les poissons. On sait combien, dans les systèmes aquatiques, la composition des communautés vivantes et la structure des réseaux trophiques déterminent dans une large mesure les voies de transfert de matière et d'énergie et la productivité du système lacustre. Aussi, afin de comprendre comment les changements environnementaux, tels que l'eutrophisation ou les changements climatiques, influencent le fonctionnement des systèmes aquatiques, il est nécessaire, dans un premier temps, de connaître les processus qui déterminent la structure des réseaux trophiques et l'organisation de communautés vivantes (des microorganismes aux poissons). Aussi, au cours de cette demi-journée, il a été question de faire le point sur les organismes ou compartiments biologiques qui jouent un rôle clef dans la structure et le fonctionnement du lac. Les microorganismes (virus, bactéries, phytoplancton) ont d'abord été considérés, suivis par les problèmes posés par le développement d'une « microalgue » un peu particulière. Puis, il s'est agi d'évoquer un maillon trophique intermédiaire clef au sein des réseaux trophiques pélagiques : le zooplancton, pour finir sur l'inventaire de la ressource piscicole du lac du Bourget. Un exposé introduisant l'ensemble du thème a tenté de montrer le couplage existant entre physique, chimie et biologie. La session des posters, non présentée ci-dessous, aura permis de focaliser l'attention sur certains compartiments ou espèces biologiques en particulier (la dermatite du baigneur, le Hotu, la blennie, le brochet, l'omble chevalier, le corégone, la diversité du phytoplancton, des bactéries ou des plus petits eucaryotes) ou encore sur certaines espèces invasives.

Au cours de son exposé, **Brigitte Vinçon-Leite** (Chercheuse au CERREVE) a tenté de faire la lumière sur les connaissances actuelles portant sur le fonctionnement biogéochimique du lac du Bourget. Plus précisément, le phosphore constituant le principal élément limitant la production primaire dans le lac du Bourget, les processus intervenant dans son cycle ont été étudiés, notamment la sédimentation de la matière particulaire qui constitue un mécanisme essentiel de transfert du phosphore vers le sédiment de fond. La communication a présenté les principaux résultats obtenus lors de plusieurs programmes de recherche successifs, menés sur le lac du Bourget de 1988 à 1998. La confrontation des données et des résultats de modélisation a permis de montrer que la sédimentation du phosphore particulaire constituait un processus fondamental pour la restauration du lac. Ces résultats ont été à l'origine de recherches plus détaillées sur les interactions entre le phosphore et deux types de particules dominantes de la matière particulaire autochtone du lac du Bourget, le phytoplancton et la calcite. Les interactions entre la production phytoplanctonique, la cristallisation de calcite et le cycle du phosphore dans la colonne d'eau ont été analysées en se basant sur l'étude des flux de sédimentation particulaire et les données de spéciation des différentes formes de phosphore. De plus, l'importance de l'association du phosphore et d'oxy-hydroxydes de fer et de manganèse dans

l'enrichissement des particules en phosphore minéral au cours de leur sédimentation vers le fond du lac, a été mise en évidence.

L'importance des communautés microbiennes dans le fonctionnement global des systèmes lacustres pélagiques n'est aujourd'hui plus à démontrer. C'est ce qu'**Isabelle Domaizon** (Maître de Conférences à l'Université de Savoie) a développé au cours de son exposé en appuyant son propos sur le fait que de nombreuses questions demeurent encore irrésolues concernant notamment les facteurs et processus responsables de la régulation des communautés microbiennes ainsi que les connections existant entre le réseau trophique microbien et la chaîne trophique linéaire classique. Afin de mieux appréhender les interactions et les voies de régulation s'établissant au sein du réseau trophique planctonique dans la zone pélagique du lac du Bourget, des approches écosytémiques basées sur des suivis *in situ* pluriannuels et des approches expérimentales effectuées en microcosmes sur de courts pas de temps ont été effectués et la communication a permis de donner les résultats majeurs acquis au cours de ces 4 dernières années. Parmi ceux-ci, I. Domaizon a évoqué le rôle clef joué par la boucle microbienne à la base du réseau trophique, l'importance de l'action virale, le rôle régulateur de certains protistes flagellés et ciliés, le rôle sûrement essentiel et à démontrer dans l'avenir par le parasitisme eucaryote...

S'il n'y a plus aucun doute aujourd'hui sur l'efficacité et l'importance du processus de restauration de la qualité des eaux du lac du Bourget qui s'est engagé depuis le début des années 80, force est de constater néanmoins qu'en dépit de la diminution significative des concentrations en phosphore, la biomasse phytoplanctonique est restée quant à elle à des niveaux assez élevées. **Stéphane Jacquet** (Chercheur à l'INRA), a expliqué au cours de son exposé que cela s'expliquait en partie par la prolifération d'une cyanobactérie filamenteuse toxique, *Planktothrix rubescens*, qui est régulièrement observée depuis 1996. L'exposé a présenté l'écologie de cette cyanobactérie et les scénarii les plus réalistes permettant à ce jour d'expliquer son efflorescence sur le lac du Bourget et ce que sera l'avenir. Cet exposé a permis de mettre en lumière l'importance des changements locaux (réduction de la pollution) mais que ces derniers sont aussi sous le joug de changements à une toute autre échelle et concernant tout le monde: celle de la planète toute entière (réchauffement climatique).

Le phytoplancton a un prédateur préférentiel: le zooplancton. **Gérard Balvay** (Chercheur retraité de l'INRA de Thonon-les-bains) a présenté les résultats des recherches effectuées sur le lac du Bourget entre 1883 et 2005 ayant permis de recenser 68 taxons de Rotifères, 113 microcrustacés, ainsi que *Dreissena polymorpha* et *Chaoborus flavicans*. G. Balvay a montré au cours de son intervention que la relative rareté des études, souvent de courte durée, la spécialisation des chercheurs et leur manque d'intérêt pour certains groupes (ostracodes et harpacticoïdes en particulier) font que sur les 183 organismes identifiés, seuls 83 d'entre eux ont été validés par divers auteurs alors que 39 taxons n'ont été observés qu'une seule fois. Il est difficile de confirmer la pérennité de la biocénose dans la mesure où 69 taxons seulement sont encore actuels (observés entre 1995 et 2005). Dans cette situation, G. Balvay a insisté sur le fait qu'il est selon lui pratiquement impossible de juger de l'évolution et du niveau trophique actuel du lac du Bourget.

C'est **François Degiorgi** (Maître de Conférences à l'Université de Besançon) qui a conclut ce thème portant sur la biologie du lac, en évoquant le suivi des captures des corégones, truites et ombles par les pêcheurs amateurs et professionnels effectué depuis plusieurs dizaines d'années. Cette approche, étendue depuis peu aux perches et aux brochets, a montré selon l'auteur une amélioration des capacités piscicoles, en particulier

pour le corégone dont les captures ne cessent de progresser. Au cours de son exposé, F. Degiorgi s'est appuyé sur des inventaires scientifiques réalisés au cours des deux dernières années (2004-2005) et s'étant intéressé (chose rare) à l'ensemble du peuplement. Il a confirmé une amélioration de la qualité du peuplement depuis 1984-85, date des dernières pêches scientifiques effectuées à l'aide de filets. Néanmoins, F. Degiorgi a aussi montré que la biomasse piscicole totale était encore peu abondante malgré une grande quantité de juvéniles de gardons et de perches, ainsi qu'une surabondance de poissons-chats, pourtant non électifs de ce type de plan d'eau. L'étude de l'organisation spatiale du peuplement, confortée par l'analyse partielle des contenus stomacaux de quatre espèces majoritaires, a orienté la recherche des causes de ces déséquilibres piscicoles vers des altérations insidieuses de la qualité de l'eau elles mêmes liées à la récurrence des fleurs d'eau à cyanobactéries (voir ci-dessus). Cette étude fournit un état initial qui permettra d'évaluer qualitativement et quantitativement l'évolution du peuplement piscicole du lac du Bourget suite aux efforts de dépollution menés sur son bassin versant.

Le lac du Bourget présente une réelle valeur patrimoniale qui peut-être à géométrie variable selon les espèces cibles. A travers cinq exposés et donc cinq angles d'attaque différents sur la biodiversité du lac du Bourget, il s'agissait de trouver un consensus sur les espaces et/ou les espèces à enjeux autour du lac :

- Les oiseaux qui ont un large spectre bio-indicateur et territorial ;
- Les plantes terrestres, dont la biologie permet de révéler les sites à fort enjeu ;
- Les plantes semi-aquatiques qui témoignent à la fois de la qualité des eaux et de la « naturalité » des sites ;
- Les plantes aquatiques, véritables trésors cachés de la biodiversité en lien direct avec la qualité de l'eau ;
- La blennie et la lotte en tant que bio-indicateurs des milieux littoraux.

André Miquet, Vice-Président du Centre Ornithologique Rhône-Alpes, a été sollicité pour exposer les résultats de 40 années de comptages des oiseaux d'eau du lac du Bourget. Les résultats de ces comptages qui présentent une base de données unique sur le lac ont permis de mettre en évidence des évolutions du nombre et de la diversité des espèces expliquées par :

- des facteurs externes au lac (cas des hivers doux nordiques et des sécheresses sahéliennes par exemple) qui amènent sur le lac des espèces particulières ;
- des facteurs internes au lac que l'on peut diviser en 3 catégories :
 - les ressources alimentaires où il a pu être montré l'effet de l'arrivée de la moule zébrée dans le lac du Bourget sur les effectifs de canards colverts (années 60) ou la quantité de friture sur les populations d'espèces piscivores (grèbe huppée dans les années 70) ;
 - la quantité et la qualité des herbiers en lien direct avec la qualité de l'eau qui ont vu dans les années 90 leur taille augmenter ce qui a permis au Harle Bièvre ou à la Nette rousse de revenir sur le lac du Bourget ;
 - la restauration de milieux favorables (zones humides, marais, roselières) et la mise en place concomitante de zones de tranquillité (réserve de chasse et arrêté de protection de biotope) ont permis la réapparition d'espèces (Canard souchet et Sarcelles). C'est dans ces zones (nord et sud du lac et roselières de Mémard) que se concentrent en nombre les espèces de forte valeur patrimoniale (Blongios, Courlis, Busard des roseaux. Le manque de grèves limite l'arrêt des oiseaux de passage notamment les limicoles.

Ces longues séries sont essentielles pour déterminer les facteurs clefs de l'évolution de ces populations qui sont ici les surfaces de milieux favorables, le dérangement et les ressources nutritives

Thierry Delahaye, Président de la Société Mycologique et Botanique de la Région Chambérienne, a fait la synthèse des connaissances de la flore vasculaire de la Savoie et plus particulièrement de celle des marais attenants au lac du Bourget (Chautagne et De Buttet). Sur les 522 espèces mises en évidence (sur 2651 en Savoie) :

- 29 sont vulnérables (*Euphorbia palustris*, *Gratiola officinalis*) ;
- 25 sont en danger (*Viola elator*, *Polygonum amphibium*) ;
- 13 sont en danger d'extinction (*Eleocharis acicularis*) ;
- 7 ont déjà disparues (*Sagittaria sagittifolia*).

Sur les 190 espèces protégées connues en Savoie, 34 sont recensées autour du lac du Bourget (*Senecio paludosus* par exemple). Le maintien de ces espèces et de la richesse spécifique et fonctionnelle du lac passera par :

- le rétablissement des variations saisonnières des niveaux du lac afin de redonner une dynamique hydraulique aux marais en train de s'embroussailler et de se banaliser ;
- le renforcement de la protection réglementaire notamment dans les zones très sensibles ;
- la valorisation de ces espaces par l'intermédiaire des ZIP (Zone d'Importance pour les Plantes).

André Miquet, responsable scientifique au Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie, a fait état des actions de restauration des roselières autour du lac du Bourget. Comme la plus plupart des grands lacs alpins profonds, le lac du Bourget a vu la surface des ses roselières diminuer de près de 50% en 50 ans pour essentiellement 2 raisons :

- des années 50 aux années 80, date de la mise en service de la galerie de l'Épine, la dégradation de la qualité des eaux a entraîné une première diminution de la surface des roselières par envasement et étouffement par des développements algaux en manchons autour des rhizomes ;
- des années 80, date de la mise en service des barrage hydroélectriques du Rhône et la régulation des niveaux du lac à nos jours où l'évolution des paramètres physiques (marnages, érosions, courants...) ont entraîné la poursuite de la dégradation des roselières. La diminution du marnage ayant entraîné à la fois une réduction drastique des germinations (pas de période d'assec) et une fragilisation des roselières par action de la houle concentrée sur un espace restreint.

La pérennité des roselières du lac dépend d'une renégociation des niveaux du lac qui dans les années 90 n'était pas envisageable pour des raisons socio-économiques. C'est pour cela qu'à la fin des années 90, des travaux de restauration des roselières ont été entrepris de manière à stabiliser voire inverser le phénomène de disparition, c'est ainsi que :

- 4 ha de roselières atterries en zones littorales (Mottets et Mémard) ont été remises en eau ;
- 13 ha d'anciens viviers ont été mis en eau et plantés en roselières ;
- le tout ainsi que les roselières existantes protégées par des ouvrages anti-houles (îlots d'enrochement, fascines, gabions...)

La restauration et la protection des roselières se poursuivent autour du lac (Rive du Poète, Baie de Portout) selon les mêmes recettes qui ont fait leur preuve. Les suivis de surfaces, d'états sanitaires et de richesses biologiques de ces milieux sont très positifs. Toutefois, pour nécessaire qu'ils soient, ces travaux de génie écologique ne doivent pas occulter

l'importance d'une « renaturation » des fluctuations du lac, faute de quoi, la pérennité des roselières du lac du Bourget ne sera pas assurée.

Adeline François, stagiaire au Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie a présenté l'état des connaissances et l'évolution des herbiers du lac du Bourget. L'inventaire cartographique des herbiers du lac a été réalisé en 1999 par le bureau d'études Ecotec et a pu être comparé aux données historiques de Magnin en 1904. Les résultats montrent :

- 323 ha colonisés par les herbiers sur les 635 ha potentiels de bennes lacustres ;
- 32 espèces sont présentes en 1999 (contre 27 en 1904) ;
- la valeur bio-indicatrice des herbiers montre sur les grands ensembles d'herbiers autour du lac (Baie de Portout, Rive Sud, Baie de Chatillon, Baie de Grésine, Baie de Mémard, Rive du Poète, Brison Saint Innocent) 5 secteurs où s'observent des espèces de milieux eutrophes (Terre Nue, Le Bourget du lac, Baie de Mémard, nord de Brison, baie de Chatillon) ;
- la présence de 3 espèces protégées notamment *Najas major* dans 3 secteurs du lac ;
- la richesse relativement importante des ports en herbiers (20 herbiers, 13 espèces).

La comparaison des données entre 1904 et 1999 suggère des pistes de travail en lien avec l'amélioration de la qualité globale du lac :

- le lac n'a pas ré-atteint le niveau trophique qui était le sien en 1904 (indice trophique actuel 3,4 contre 2,88 en 1904 et présence de 9,4 % d'espèces indicatrices de pollution trophique en 1999 contre 0% en 1904, 15,4% d'espèces oligotrophes en 1904 contre 0% en 1999) ;
- l'absence de marnage depuis 20 ans a éliminé des hydrophytes à feuilles flottantes ;
- des différences importantes entre le fonctionnement des herbiers « du Nord » et « du Sud ».

Ces résultats suggèrent que ce compartiment apporte des informations complémentaires par rapport aux descripteurs classiques de l'état des lacs. Il recoupe en partie les données existantes et permet également de préciser des effets ou des impacts précis. La question de l'intégration de ce compartiment dans les outils de suivi du lac au titre de la DCE se pose donc.

Jean-Claude Raymond, du Conseil Supérieur de la Pêche, a présenté une autre manière de sonder la valeur ou la qualité des zones littorales du lac du Bourget par la présence d'une espèce de fort intérêt patrimonial qu'est la blennie. Il s'agissait lors de ce travail mené en parallèle avec la diagnose piscicole du lac d'adapter la méthode d'échantillonnage à cette espèce de zones littorale car la méthode classique faisait apparaître une absence de blennies malgré le doublement des pôles d'attraction (en théorie de 90) de la méthode classique. Du fait des caractéristiques des zones littorales (très faibles profondeurs) et de la biologie des espèces cibles (peu mobiles), le protocole testé a été le suivant :

- 4 stations prospectés ;
- 60 placettes par station ;
- cadre de projection (0,64 m²) sur chaque placette et pêche électrique.

Cette technique a permis de mettre en évidence :

- 4 nouvelles espèces non trouvées dans la méthode classique (blennie, vairon, loche franche, blageon) ;
- des densités globalement semblables selon les stations même si des sites sont plus riches (Brison) que d'autres (Rive du Poète) ;

- que la blennie se concentre préférentiellement à des profondeurs de 50 cm dans les blocs et les galets.

Ce travail suggère que la qualité piscicole des zones littorales de lac doit être appréhendée par des méthodes adaptées comme celles utilisées dans le lac du Bourget.

La synthèse des présentations permet de mettre en évidence :

- la valeur du lac du Bourget du point de vue de sa richesse patrimoniale ;
- la corrélation des différents compartiments explorés témoignant de secteurs plus riches que d'autres (Sud du lac, Nord du lac, Brison) ;
- la nécessité pour les espèces présentées d'une diminution du niveau trophique du lac du Bourget (herbiers, roselières, marais) ;
- la nécessité de retrouver un marnage du lac pour permettre entre autres :
 - une minéralisation de la vase ;
 - la pérennité des roselières ;
 - l'apparition d'espèces de Limicoles et d'hydrophytes ;
 - un rajeunissement des marais.

Depuis 2003, le CISALB anime un programme d'actions de 120 M€ pour la restauration de la qualité de l'eau et des milieux aquatiques (rivières, zones humides et lac) du bassin versant. Alors que les outils d'évaluation des « masses d'eau » au regard de la DCE sont en passe d'être opérationnels, le CISALB affiche ses premiers résultats.

Pour chaque « masse d'eau », il faut satisfaire conjointement le bon état chimique et le bon état écologique. De plus, pour les « masses d'eau » soumises à des usages de type « ressource en eau potable » ou « baignade », il faut respecter les exigences de qualité spécifiées dans les directives existantes.

C'est le cas particulier du lac du Bourget qui, au-delà de l'objectif de « bon état », doit d'ores et déjà disposer d'une eau conforme aux exigences imposées par les directives eau potable et baignade.

L'exposé a montré que les paramètres renseignant la conformité de ces usages, à savoir la bactériologie, la turbidité, les concentrations en micropolluants, etc., sont généralement favorables. Pour ces deux usages, il apparaît toutefois nécessaire de consolider l'indicateur de suivi en intégrant des phénomènes spécifiques tels que l'efflorescence de cyanobactéries (libératrice de toxines) et la dermatite cercarienne.

L'exposé de **Gérard Paolini**, ingénieur à la communauté de communes du lac du Bourget et en charge du suivi du lac depuis 1980, s'est focalisé sur l'évolution de plusieurs paramètres et compartiments clés dans l'évaluation de l'état trophique du lac. Les évolutions de la concentration moyenne hivernale en phosphore, de la transparence minimale annuelle, de la concentration maximale annuelle chlorophylle A, et de la désoxygénation du fond (pour ce qui est des données physico-chimiques) ainsi que l'examen de la phénologie du phytoplancton et du zooplancton dressent un bilan mitigé de l'évolution trophique du lac.

Si les concentrations en phosphore et les transparences minimales avoisinent les valeurs indicatrices du « bon état », la forte croissance de la biomasse en cyanobactéries (15 % en 1995 contre 40% en 2005) semble mettre en évidence un dysfonctionnement biologique du lac. Au-delà de la « non atteinte du bon état », la présence des

cyanobactéries contrarie sérieusement les usages (eau potable, pêche, et accessoirement baignade).

Cyrille Girel, responsable du suivi des rivières au CISALB, a présenté les premiers résultats d'analyses provenant des deux stations de mesures en semi-continu implantées en 2003 sur la Leysse et sur le Sierroz. Ces deux rivières drainent plus de 70% du bassin versant du lac.

Ce suivi a deux objectifs à court terme : estimer les apports en nutriments au lac (notamment en phosphore) et mieux appréhender les phénomènes de pollution (notamment la part relative du temps de pluie dans les apports).

Les résultats obtenus en 2004 et 2005 mettent en évidence un apport annuel au lac de 20 à 40 tonnes de phosphore. Ces valeurs sont à comparer aux estimations successive : 300 T (1974), 150 T (1983), 94 T (1995). Toutefois, ces bons résultats sont à mettre en relation avec le déficit hydrologique de ces deux années. Rappelons que c'est en descendant sous le seuil d'apport de 30 T de P_{tot} que le lac pourra probablement atteindre un niveau mésotrophe.

On constate, en outre, que 70 à 98% des apports en phosphore et en azote sont consécutifs à un événement pluvieux. Or, en 2004 et 2005, le nombre de ces événements pluvieux a été faible en comparaison avec une année « normale ».

L'exposé a évoqué également les paramètres biologiques nécessaires à l'évaluation du « bon état » du lac. Ainsi, les compartiments végétal et animal doivent être représentés. Toute la difficulté réside dans la pertinence des indicateurs à retenir et les moyens nécessaires pour les renseigner.

Pour le compartiment végétal, on peut s'appuyer sur les recommandations de la circulaire DCE 2005/12 et axer ainsi le travail sur des métriques calculés sur la base de listes floristiques et d'abondance de taxons. Pour avancer dans ce sens, le Conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie (CPNS) a engagé un travail scientifique sur l'état sanitaire et la superficie des roselières ainsi que sur l'évolution des 4 principales espèces de characées.

Pour le compartiment animal, il est évoqué l'ambition de construire un indicateur qui examinerait la présence / absence ainsi que les conditions de vie d'espèces indigènes. Ces espèces, au nombre de 12, sont le grèbe huppé, la nette rousse, le blongios nain, la cistude, le lavaret, l'omble chevalier, la truite lacustre, l'alose, la lamproie, l'anguille, le castor et la loutre. Là encore, un travail scientifique est en cours avec les différents acteurs (CPNS, CORA et pêcheurs) pour consolider cet indicateur.

L'exposé de **Sébastien Cachera**, coordinateur pêche et milieux aquatiques au CISALB, a pointé les clés d'une gestion durable de la ressource halieutique sur le lac du Bourget. Celle-ci s'avère complexe du fait des évolutions du milieu, de la pression de pêche sur certaines espèces, des relations trophiques et des compétitions inter et intra spécifique. De fait, une gestion durable suppose une connaissance toujours accrue et la mise en place d'indicateurs pertinents. La base de cette gestion doit donc reposer sur une image globale du peuplement piscicole (obtenue à partir de campagnes ponctuelles de pêche scientifique), les statistiques annuelles de la pêche professionnelle et amateur et, enfin, sur un échantillonnage régulier des captures des professionnels et des amateurs.

L'évolution de l'exploitation halieutique du lac en terme de composition spécifique et niveaux de capture est également le reflet de l'état de santé du lac et donc des actions menées pour restaurer la qualité de l'eau et les populations sensibles de salmonidés (pacage lacustre).

En 2003-04, un dispositif d'échantillonnage des captures de la pêche amateur en bateau et de la pêche professionnelle est venu compléter ces informations. Ainsi, une quinzaine de pêcheurs amateurs et 2 pêcheurs professionnels permettent une analyse fine de leurs captures : CPUE, mensuration, pesée, prélèvement d'écaillés voire d'estomacs. Ce dernier niveau d'informations (quasi-instantanées) permet de préciser le fonctionnement des populations exploitées, d'obtenir une information qualitative et enfin, d'acquérir des indications sur les saisons de pêche à venir.

DOSSIERS DIVERS

Annexe IV

Le programme PROLIPHYC

SYSTEME OPERATIONNEL POUR LA SURVEILLANCE ET L'ALERTE EN TEMPS REEL DES PROLIFERATIONS PHYTOPLANCTONIQUES – APPLICATION AUX CYANOBACTERIES

Le projet PROLIPHYC, qui démarre 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 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.

Ce système couplé de suivi des plans d'eau et d'exploitation des données au travers d'indicateurs et d'un modèle prédictif de la croissance algale fournira tout d'abord aux gestionnaires de nouveaux outils plus fiables et plus complets. Mais ce système constitue aussi un outil de recherche de premier ordre pour mieux comprendre, à des échelles temporelles fines, la dynamique des populations phytoplanctoniques dans les écosystèmes aquatiques. Les développements scientifiques et techniques du système s'appuieront sur des réalisations antérieures des partenaires, d'une part des stations de la surveillance de la qualité des eaux estuariennes, d'autre part les résultats obtenus durant un projet RITEAU (Sacytox). Ainsi, au terme du projet PROLIPHYC, l'étape de préindustrialisation du système de surveillance complet aura été réalisée.

DOSSIERS DIVERS

Annexe V

Les médias

EAU DOUCE

Le lac du Bourget au cœur du débat

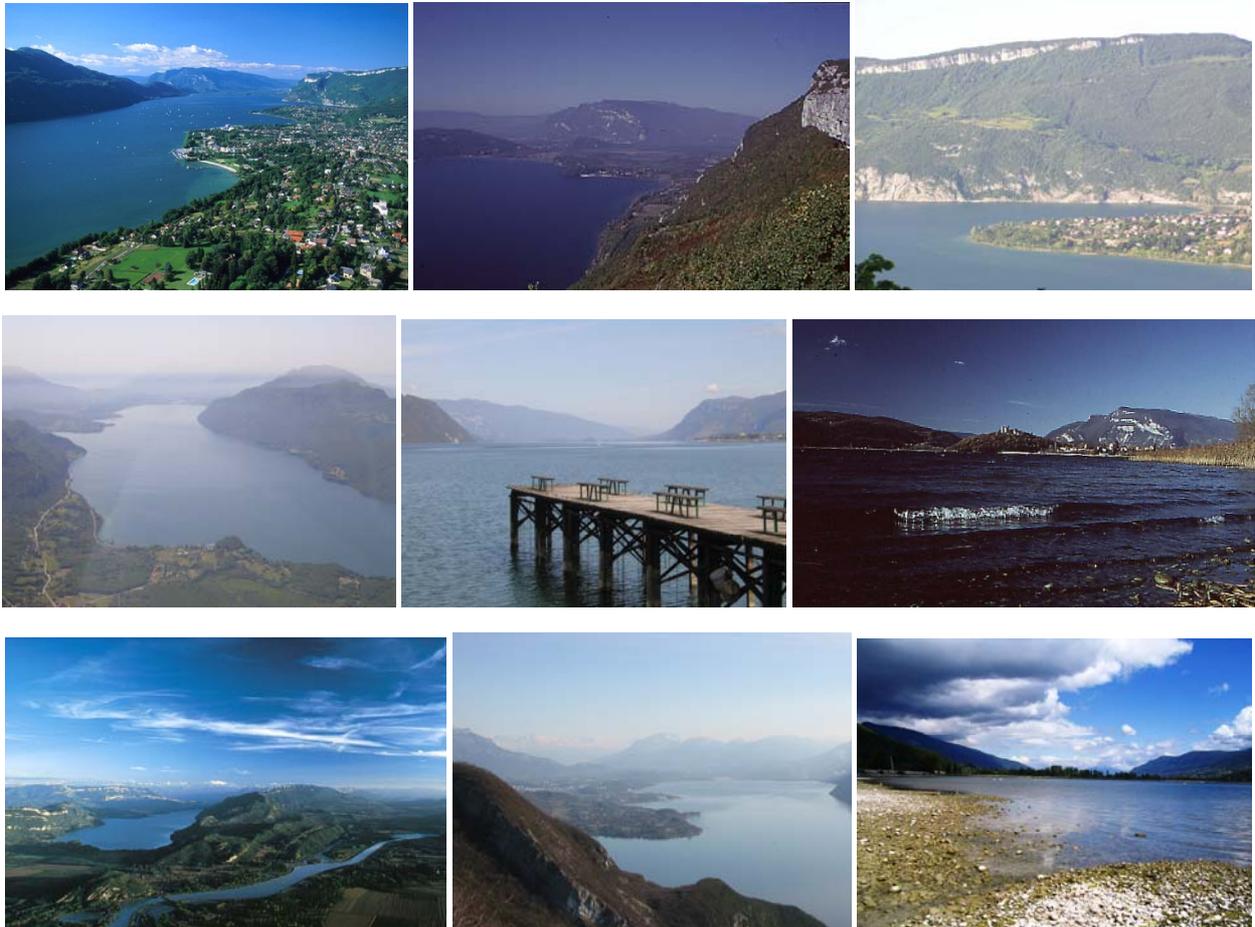
Du 15 au 17 mai, le lac du Bourget (Savoie) et son écosystème si particulier seront au cœur d'un colloque organisé par l'INRA, le CNRS, l'Université de Savoie et le CISALB. Scientifiques, gestionnaires, utilisateurs, élus pourront se rencontrer et partager ensemble et avec un public plus large, les connaissances actuelles sur le lac et son bassin versant. Les grandes questions liées à la gestion et l'utilisation d'un écosystème fragile seront abordées.

On doit cette initiative à Stephan Jacquet, collaborateur régulier de Plongée-Magazine et chercheur à l'INRA. Il travaille d'ailleurs sur le lac du Bourget.

Le contact

Stephan Jacquet, courriel :
jacquet@thonon.inra.fr ; site ;
<http://www.thonon.inra.fr/autourbourget/>

A COMPLETER



*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