Autour du Lac du Bourget

15 – 17 mai 2006
Université de Savoie - Le Bourget du Lac

Actes du colloque

Edité par **Jacquet *et al.***

Autour du Lac du Bourget

Actes du colloque pluridisciplinaire
Le Bourget du lac, 15 – 17 Mai 2006

Edités par :
Stéphan JACQUET
Isabelle DOMAIZON
Jérôme POULENARD
Fabien ARNAUD

Les Editions de la Page Blanche

Nos remerciements vont à tous les acteurs et participants de ce colloque

Le Comité scientifique :

ARNAUD Fabien	Laboratoire EDYTEM CNRS Université de Savoie, Le Bourget du Lac
CACHERA Sébastien	CISALB, Chambéry
DOMAIZON Isabelle	UMR CARRTEL Université de Savoie, Le Bourget du Lac
DORIOZ Jean-Marcel	UMR CARRTEL INRA, Thonon-les-Bains
JACQUET Stéphan	UMR CARRTEL INRA, Thonon-les-Bains
JALINOUX Renaud	CISALB, Chambéry
PAOLINI Gérard	CALB, Aix-les-Bains
POULENARD Jérôme	UMR CARRTEL Université de Savoie, Le Bourget du Lac

En guise de préambule

Extrait de l'allocution prononcée par Michel DANTIN

Conseiller communautaire de l'agglomération de Chambéry

Président du comité de bassin versant du lac du Bourget

Président du Comité de bassin RMC (depuis juillet 2008)

Président du CISALB (depuis mai 2008)

Une des missions des scientifiques est d'accumuler des données, de les interpréter et de conclure. C'est en procédant ainsi que dans les années 1970, les scientifiques nous ont alerté sur le niveau d'eutrophisation du lac du Bourget et sur le niveau d'urgence à intervenir.

C'est donc au bord d'un lac restauré – devrais-je dire en convalescence -, que nous nous retrouvons aujourd'hui. Durant 3 jours, vous allez être nombreux à nous présenter vos données, à exposer vos interprétations pour que nous, élus, prenions les bonnes décisions.

Si nous savons tous ce qu'est une eau propre à la consommation ou à la baignade, nous sommes moins nombreux à être en mesure d'expliquer ce qu'est un lac en bon état écologique. Pourtant, c'est cet objectif de bon état que nous devrons atteindre en 2015.

Evaluer l'état écologique d'un lac aussi grand que celui du Bourget est complexe du fait de la diversité des organismes vivants, de leurs multiples interactions et de l'inertie des réponses biologiques. Le niveau trophique de l'écosystème aquatique, sa capacité à produire de la vie, à assimiler des substrats minéraux, à dégrader des substrats organiques, à les recycler, peuvent être caractérisés par des indicateurs portant sur l'eau, les sédiments, la flore et la faune.

C'est en partageant régulièrement les observations scientifiques que nous pourrons bâtir ensemble des indicateurs fiables sur l'état de ces immenses réserve d'eau et de biodiversité. Et ce sont ces indicateurs qui guideront demain une action publique durablement efficace.

Je salue la belle initiative de Stéphan Jacquet de l'INRA de Thonon et le travail du comité d'organisation dont le CISALB pour avoir proposé et réussi à organiser ce colloque, le premier du genre, mais sans doute pas le dernier.

Michel Dantin

Intérets et Objectifs du colloque

A l'origine de ce colloque, une volonté essentielle était d'organiser la rencontre entre scientifiques, gestionnaires, utilisateurs, et élus locaux concernés par ce site exceptionnel que représente le lac du Bourget.

Cette rencontre a eu lieu sous forme de conférences, de posters mais aussi de témoignages et de discussion-débats, afin de faire un bilan sur les connaissances portant sur le lac et de son bassin versant, et de prendre conscience de l'intérêt d'approches multidisciplinaires permettant d'avoir une vison plus integrative du fonctionnement et de l'évolution de cet écosystème ayant un role central pour le développement local.

L'objectif était de poser les grandes questions liées à la gestion et l'utilisation d'un écosystème fragile et de tenter 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. Un effort a été réalisé pour assurer le lien entre recherche fondamentale et appliquée, entre informations et discussions, entre acteurs et utilisateurs.

In fine, cette manifestation a permit de :

- réaffirmer l'excellence et le dynamisme de la recherche locale sur les questions de l'étude et de la gestion de l'environnement ainsi que le rayonnement au sein de la communauté scientifique internationale ;
- 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 des orientations concernant la recherche et la gestion du lac du Bourget d'ici à 2015, date proposée dans le cadre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau pour atteindre le bon état écologique des systèmes aquatiques ;
- découvrir ou redécouvrir certaines activités de recherche comme l'archéologie typiquement.

Un colloque scientifique interdisciplinaire autour du lac du Bourget

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, ils 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). Néanmoins, ils connaissent aujourd'hui des situations contrastées, rendant l'analyse comparative pertinente.

Diverses études scientifiques, actions de gestion et de préservation ont été menées autour de et pour ce site. 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 puis de la CALB depuis 1980, ainsi que les suivis lourds (1996-1997 et 2004-2005) ayant mobilisés les compétences de scientifiques de divers domaines (Université de Savoie, CERGRENE, INRA). En 2004, 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, CARRTEL 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 environ 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 est de constater toujours ce trop peu d'échange d'informations entre les scientifiques de ces différentes disciplines (biologistes, limnologues, écologues, sédimentologues, archéologues) qui évoluent comme souvent dans des réseaux parallèles. 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.

Un espace de rencontre et dialogue entre scientifiques, gestionnaires et utilisateurs

Les espaces de rencontre entre scientifiques et gestionnaires sont bien trop rares, et le colloque multidisciplinaire « Autour du lac du Bourget » souhaitait offrir la possibilité de cet espace d'échanges. Il s'est agit pour les scientifiques de 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), problèmes liés à la prolifération d'espèces (cyanobactéries, puce du canard). Un véritable dialogue et une forte interaction entre scientifiques et gestionnaire autour de « l'objet lac du Bourget » semblait en particulier pertinente actuellement dans le cadre de l'évolution en cours des modes de gestion de cet espace. En effet, la mise en place progressive du projet "grand lac", et notamment la programmation du contrat de bassin versant du lac du Bourget ont permis d'améliorer et de mieux définir les politiques de gestion globale du lac et de son bassin. Le colloque « Autour du lac du Bourget » a permit aux gestionnaires (CISALB, CCLB, Conservatoire….) de faire le point et d'informer (notamment les scientifiques) sur les actions mises en place et leurs premiers résultats.

Quelques informations à propos du lac du Bourget

Le lac du Bourget constitue le plus grand lac naturel français (44,5 Km^2 et 3,6 milliards de m^3 d'eau). Situé dans les Alpes (Savoie), le lac du Bourget s'est formé il y a environ 19000 ans. Il correspond aujourd'hui au reste d'un lac d'origine glaciaire plus vaste. En se retirant, les glaciers ont laissé en amont comme en aval du lac, des espaces plans mal remblayés: la plaine de la Leysse en amont, le marais de la Chautagne et de Lavours en aval.

La nature essentiellement calcaire du substrat géologique du bassin versant conditionne la composition des eaux, bicarbonatés et calciques.

Caractéristiques géographiques et morphométriques :

Altitude : 231,5 m (orientation nord-sud)
Longueur maximale : 18 Km
Largeur maximale : 3,4 Km
Surface du plan d'eau : 44,5 km^2
Profondeur maximale : 147 m
Profondeur moyenne : 81 m
Temps de renouvellement de ses eaux : 8,5 ans
Superficies du bassin versant : 560 Km^2 (hors lac)
Altitudes maximale et moyenne BV : 1845 et 700 m

Le lac est alimenté principalement par trois affluents, la Leysse (65% des apports, débit annuel moyen variant depuis 2004 entre 4,26 et 7,36 m^3/s) au sud qui traverse la commune de Chambéry, le Sierroz (25% des apports, débit annuel moyen total variant depuis 2004 entre 1,34 et 2,2 m^3/s) et le Tillet à l'est (10% des apports) qui traverse la commune d'Aix-les-Bains. La durée de renouvellement des eaux du lac est de l'ordre de 8,5 ans pour un volume de 3,6 milliards de m^3. Le lac se déverse au nord dans le Rhône par le canal de Savière (3,5 Km), en bordure du marais de Chautagne, 10 mois sur 12 avec un débit moyen de 25 $m^3.s^{-1}$. Faute d'une pente suffisante, le cours de cet émissaire se renverse lorsque le Rhône est en crue : le niveau du lac s'élève alors et les apports de la Leysse peuvent amplifier ce mouvement qui atteint parfois plusieurs mètres. Ce phénomène se produit généralement lorsque la fonte printanière des neiges coïncide avec une phase pluvieuse. Historiquement, le canal de Savière a été creusé au $19^{ème}$ siècle pour établir le contact entre le lac et le Rhône afin d'amortir les crues du Rhône.

Le lac du Bourget constitue une réserve en eau potable très importante (égale à la consommation domestique française sur un an). Aujourd'hui, environ 30000 $m^3.j^{-1}$ sont pompés directement dans le lac pour alimenter les municipalités de Tresserve, Aix-les-Bains et Hautecombe. Par ailleurs, le lac du Bourget est l'un des rares lacs français perpetuant une activité de pêche professionnelle : 80 tonnes de poisson sont péchées par an en moyenne, générant un chiffre d'affaire de 300 000 Euros, valorisé dans les nombreux restaurants locaux.

Le lac du Bourget représente un lieu de villégiature important et favorise de nombreux usages récréatifs. En effet, plus de 450 000 personnes se rendent sur les plages chaque année ; de nombreux sports nautiques (aviron, voile, ski nautique, planche à voile, plongée subaquatique) sont proposés ainsi que la navigation de plaisance avec environ 2 500 places d'amarrage, sans oublier les activités récréatives périphériques : cyclotourisme, promenade, escalade, pêche amateur, etc... Le site du lac du Bourget est donc un lieu touristique prisé en particulier au cours de la période estivale. Outre l'accroissement périodique de la population durant la saison estivale, une pression démographique croissante depuis 30 ans (+ 60%) est observée sur le bassin versant. Le bassin chambérien, autour du lac, abrite dans un espace restreint la moitié de la population du département de la Savoie. Par ailleurs il est situé sur un axe international de circulation entre l'Europe du Nord et l'Italie.

Les principaux risques de pollution pour les eaux du bassin versant et du lac du Bourget sont :

- les rejets domestiques et industriels ;
- les pollutions diffuses d'origines agricole et urbaine ;
- les pollutions accidentelles liées aux infrastructures de communication.

On comprend mieux dès lors tout l'intérêt de l'étudier et de protéger de toutes ces agressions externes. C'est l'ambition du projet grand lac résumé ci-dessous.

Le lac du Bourget et sa région avoisinante jouissent d'une politique locale exceptionnelle en terme d'aménagement, de développement et de protection régionale. Le contrat de bassin versant n'a pas été le fruit d'une soudaine et brutale prise de conscience. De nombreuses initiatives ont été prises depuis 25 ans avec des résultats très probants. Toutefois, si l'aménagement du territoire prend davantage en compte les enjeux de la gestion durable de la ressource en eau, il n'en est pas de même pour les milieux aquatiques. Ainsi, alors que la qualité des eaux du lac du Bourget s'améliorait à partir de la fin des années 80, les zones urbaines s'étendaient, asphyxiant l'espace de liberté des rivières, banalisant les zones humides et certaines rives du lac. Près de 200 réunions de travail ont été nécessaires pour assurer le pilotage des 45 études conduites dans la phase d'élaboration du contrat (montant des études: 1,47 millions d'euros). Les études préalables ont permis de :

o Caractériser les différentes pollutions (domestique, agricole, artisanale, industrielle, routière, etc.), appréhender les causes et identifier les actions à entreprendre. A cette occasion, les schémas directeurs d'assainissement des 65 communes ont été réalisés et un programme innovant a été conçu pour maîtriser les pollutions d'origine artisanale et industrielle.

o Dresser l'état des écosystèmes aquatiques (rivières, zones humides et lac), d'évaluer les travaux de restauration, d'entretien et de gestion nécessaires pour garantir durablement leur diversité biologique.

o Apporter des éléments de réponses aux problématiques sanitaires récemment apparus (cyanobactéries et dermatite cercarienne).

o Elaborer une stratégie de communication et d'actions pédagogiques en direction des scolaires.

Les enjeux pour le lac sont bien sûr de garantir une qualité d'eau compatible avec les usages et fonctions qui lui sont associés. Il s'agit également d'assurer à la zone littorale un équilibre durable entre activités humaines et espaces naturels. Les enjeux pour le bassin versant sont l'eau, sa qualité et sa quantité, et les milieux aquatiques. Dans ces domaines, beaucoup reste à faire. Les solutions à mettre en œuvre viseront à reconquérir des axes de vie en rivières, à préserver, restaurer et gérer les zones humides, à garantir le développement autonome de la faune indigène et enfin, à assurer la protection des personnes et des biens contre les crues. Fort de cette analyse, le comité de bassin versant du Lac du Bourget a défini, pour les quatre thèmes généraux suivants, des objectifs qualitatifs et quantitatifs :

- Réduire les flux de pollution pour améliorer la qualité de l'eau ;
- Restaurer, entretenir et gérer les écosystèmes aquatiques ;
- Réduire l'exposition des personnes et des biens vis-à-vis des crues ;
- Gérer de manière concertée et durable en associant la population et en évaluant les actions conduites.

Les problèmes liés à l'eutrophisation ont représenté un enjeu majeur dans la gestion de cet écosystème. Aujourd'hui l'état de santé du lac s'est largement amélioré de ce point de vue là. Au cours des années 1970, de grands travaux ont été réalisés par les communes du bassin versant afin d'assainir le lac du Bourget en proie à l'eutrophisation. Cette pollution se manifestait en surface par un excès de matières organiques vivantes (microalgues) qui, se déposant ensuite au fond, 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 du Bourget, car dès 1972 une étude approfondie révélait que la seule

construction de stations d'épuration ne serait pas suffisante pour stopper le problème et encore moins l'enrayer. 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 (à Sierroz et au Bourget du lac) et d'autres ont été considérablement améliorées (déphosphatation). Parallèlement à ces mesures qui continuent avec le projet de développement durable « Grand lac », la qualité des eaux du lac du Bourget a été suivie et continue de l'être pour déterminer l'évolution du stock du phosphore et de l'azote, de la transparence des eaux, de la teneur en 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 de Thonon les Bains participe à cette évaluation et l'équipe d'Ecologie Microbienne Aquatique a notamment porté une attention plus particulière ces dernières années à la prolifération d'une cyanobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens*, bien connue localement sous le vocable de « sang des bourguignons ».

Sommaire

Chapitre I.....15
Le lac du Bourget : archive du passé 15
10 000 ans de crues du Rhône dans le Lac du Bourget 16
Les environnements sédimentaires récents du lac du Bourget 27
Le cadre climatique et chronologique des habitats lacustres préhistoriques 35
Les stations littorales de l'âge du Bronze final : perception et évaluation d'un patrimoine - subaquatique.....49

Chapitre II.....55
Fonctionnement physique et biogéocimique du lac du Bourget.....55
Ondes internes et mélange turbulent dans le lac du Bourget.....56
Fonctionnement biogéochimique du lac du Bourget: phosphore, phytoplancton, calcite et flux de sédimentation.....65
Le suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget 75

Chapitre III.....81
Le lac et son bassin versant.....81
La Directive-Cadre sur l'Eau et le "Bon Etat" : 82
Le système de transfert du phosphore à l'échelle du bassin versant : ordres de grandeurs, propriétés et relations avec les activités humaines. 90
Origine des sédiments et propriétés du phosphore particulaire dans le bassin versant de l'Albenche (BV du lac du Bourget) : résultats préliminaires.....102
Eutrophisation : contribution des rivières 109

Chapitre IV 115
Fonctionnement biologique du lac 115
Les réseaux trophiques microbiens structure et facteurs de contrôle dans le lac du Bourget.....116
Dynamique et rôle régulateur des virus aquatiques : Le cas du lac du Bourget 141
La prolifération d'une cyanobactérie toxique dans le lac du Bourget en réponse à sa restauration : un paradoxe ?.....147
Quelques données sur le zooplancton et autres microorganismes du lac du Bourget.....155
L'échantillonnage du peuplement pisciaire d'un grand lac : le cas du lac du Bourget 168
Etude spatio-temporelle de la reproduction du brochet dans le lac du Bourget.....175
Caractéristiques, abondance et distribution spatiale de la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) sur la zone eu-littorale du lac du Bourget 184
La pénétration du Hotu, *Chondrostoma nasus*, dans le lac du Bourget.....189

Chapitre V 196
De la connaissance à la gestion du lac.....196
Peuplement piscicole du lac du Bourget : les clés d'une gestion durable.....197
La dermatite du baigneur au lac du Bourget 207
La flore du lac du Bourget : patrimoines et enjeux 216
Les macrophytes du lac du Bourget : Valeur patrimoniale et bioindication.....223
Évolution de l'avifaune du lac du Bourget depuis 40 ans : richesse patrimoniale et enjeux de gestion 232
Restauration des roselières du lac du Bourget: renaturation des niveaux d'eau et génie écologique 240
Espèces exotiques envahissantes et aménagements riverains 248

Compte-rendu des sessions.....259

Organisation.....272

Chapitre I

Le lac du Bourget : archive du passé

« 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. »
Honoré de Balzac (1799-1850)

10.000 ans de crues du Rhône dans le Lac du Bourget

10,000 years of river Rhône floods in Lake Bourget

F. Arnaud

UMR CNRS 5204, EDYTEM, Université de Savoie, F-73376 Le Bourget du Lac

Résumé. Une carotte de 13,5 m, prélevée dans la fosse nord du lac du Bourget, par 100 m de fond, datée par 12 âges ^{14}C a fait l'objet de mesures géochimiques à haute résolution (tous les 5 mm). Le signal ainsi obtenu est le reflet des apports détritiques du Rhône dans le Lac du Bourget au cours des derniers 10.000 ans. Nos données confirment l'hypothèse de la fin des apports directs du Rhône dans le lac vers 10.000 cal. BP. A partir de cette date, la sédimentation détritique devient minoritaire et largement diluée par une fraction carbonatée d'origine biogène. L'interprétation du signal détritique en tant que marqueur paléohydrologique est confirmée par l'étude détaillée de la dernière oscillation climatique « naturelle » : l'alternance Petit Optimum Médiéval (POM) / Petit Age Glaciaire. Nous confirmons notamment le caractère aride du POM en confrontant les données du Bourget à des indices locaux indépendants. A l'échelle des derniers 3500 ans, le caractère climatique du signal détritique est également conforté par la comparaison avec les fluctuations du glacier d'Aletsch en Suisse. A la transition culturelle Bronze/Fer la recrudescence des crues rhodaniennes coïncide avec l'abandon des berges du lac par les populations locales. Cet exemple démontre l'intérêt de coupler études paléoenvironnementales et archéologiques.

Mots-clés : Lac du Bourget, géochimie, holocène, crues, rhône

Abstract. A 13.5m-long core, taken in Lake Bourget northern basin, dated by 12 14C dates, had been scanned for major elements at high resolution (5mm). The signal hence obtained reflects the River Rhône detrital inputs in Lake Bourget over the last 10,000 years. Our data confirm the hypothesis of the end of direct Rhône input in Lake Bourget around 10,000 cal. BP. Since then the detrital sedimentation is widely diluted by a carbonaceous fraction of biogenic origin. The interpretation of the detrital signal as a paleohydrological proxy is supported by the detailed study of the last "natural" climatic oscillation : the alternation Medieval Warm period (MWP) / Little Ice Age. We confirm the aridity of the MWP confronting the data from Bourget to local independent data. Over the last 3,500 years, the climatic significance of the detrital signal is also confirmed by the comparison with Glacier Aletsch (Switzerland) fluctuations. At the Bronze/Iron cultural transition, the increasing frequency of Rhône floods coincide together with the abandonment of lake shores by local populations. This supports the interest of coupling paleoenvironmental and archaeological studies.

Keywords : Lake Bourget, geochemistry, holocene, floods, rhone

1. Introduction

Dans le cadre des interrogations sur les conséquences futures du changement climatique observé depuis quelques décennies, il est apparu essentiel de se tourner vers le passé pour à la fois, comparer les changements d'origine anthropique à la variabilité naturelle du climat et valider les modèles climatiques chargés d'estimer les changements climatiques futurs. Un effort scientifique considérable a ainsi été réalisé pour reconstituer les

variations climatiques qui ont affecté la période interglaciaire dans laquelle nous vivons : l'*Holocène*, soit les derniers 11.500 ans.

Les études portant sur la température ont montré des variations ténues, de l'ordre du ℃, arguant pour une relative stabilité du climat h olocène (Davis et al., 2003). Cette image de stabilité doit être relativisée si l'on considère les changements d'ordre hydrologique. En Europe Occidentale, les variations d'intensité des vents d'ouest qui apportent l'humidité de l'Océan Atlantique, pourrait ainsi être le moteur d'oscillations climatiques naturelles suffisamment importantes pour avoir eu une incidence sur les peuplements humains (Magny, 2004). En se basant sur des enregistrements climatiques situés sur un gradient de latitude allant de la Norvège à l'Espagne, Magny et al. (2003) ont proposé que la diminution des vents des vents d'ouest provoquent une relative sécheresse sur l'Europe du « centre » (~ 45° de latitude), alors que parallèlement l'Europe du nord et du sud reçoivent des précipitations accrues. A l'inverse lors des périodes où les vents d'ouest sont relativement renforcés, les précipitations se trouvent concentrées autour de 45° de latitude nord.

Dans les Alpes, les oscillations climatiques de l'Holocène sont partiellement masquées dans les paysages par l'empreinte de la dernière des variations de taille des glaciers qui semble avoir été la plus importante. Cette période d'extension maximale des glaciers, communément appelée *Petit Age Glaciaire* (PAG) a couvert la majorité du II^{ème} millénaire de notre ère (~1350-1900 ap. J.-C.). Bien que la fin de cette période coïncide avec le début du réchauffement observé au XX^{éme} siècle, les études paléoenvironnementales montrent qu'elle ne saurait être prise *ex abrupto* comme référence du « climat naturel » holocène en ceci qu'elle représente une situation extrême. En effet, les travaux de géomorphologues suisses notamment, ont montré que les glaciers alpins ont occupé une position en retrait de leur front du Petit Age Glaciaire pendant au moins la moitié de l'Holocène (Holzhauser et al., 2005 ; Joerin et al. 2006). Ainsi les variations de taille de glaciers indiquent que les Alpes ont connu d'importants changements climatiques, alors que les études de paléotempératures ne montrent pas de changement de plus de 1℃ en moyenne saisonnière aux moyennes latitudes de l'Europe occidentale (Davis et al., 2003). Dans le cas du PAG, Vincent et al. (2005) ont montré que le retrait des glaciers à la fin du XIXème siècle s'expliquait par une diminution de 15% des précipitations hivernales. Par analogie, c'est donc vers les variations hydrologiques que nous devons porter notre effort de reconstitution du climat passé pour établir l'histoire des variations climatiques de l'Holocène.

Au front des Alpes nord occidentales, l'étude paléohydrologique la plus complète est celle menée depuis plusieurs décennies par Michel Magny sur les variations de niveau des lacs du Jura et des Préalpes françaises du nord, dont une synthèse a été récemment publiée (Magny, 2004). Cette étude est particulièrement robuste car elle concerne un grand nombre de sites indépendants, largement répartis spatialement et en général bien datés par la présence de vestiges archéologiques permettant des datations radiocarbone et dendrochronologiques. Toutefois cette méthode reste relative en ceci qu'elle ne permet d'identifier que des périodes de « haut » ou « bas » niveau lacustre sans qu'il soit possible de déterminer si telle phase de « haut niveau » est plus ou moins importante que telle autre. Obtenir une courbe paléohydrologique à haute résolution temporelle demeure ainsi un défi à relever.

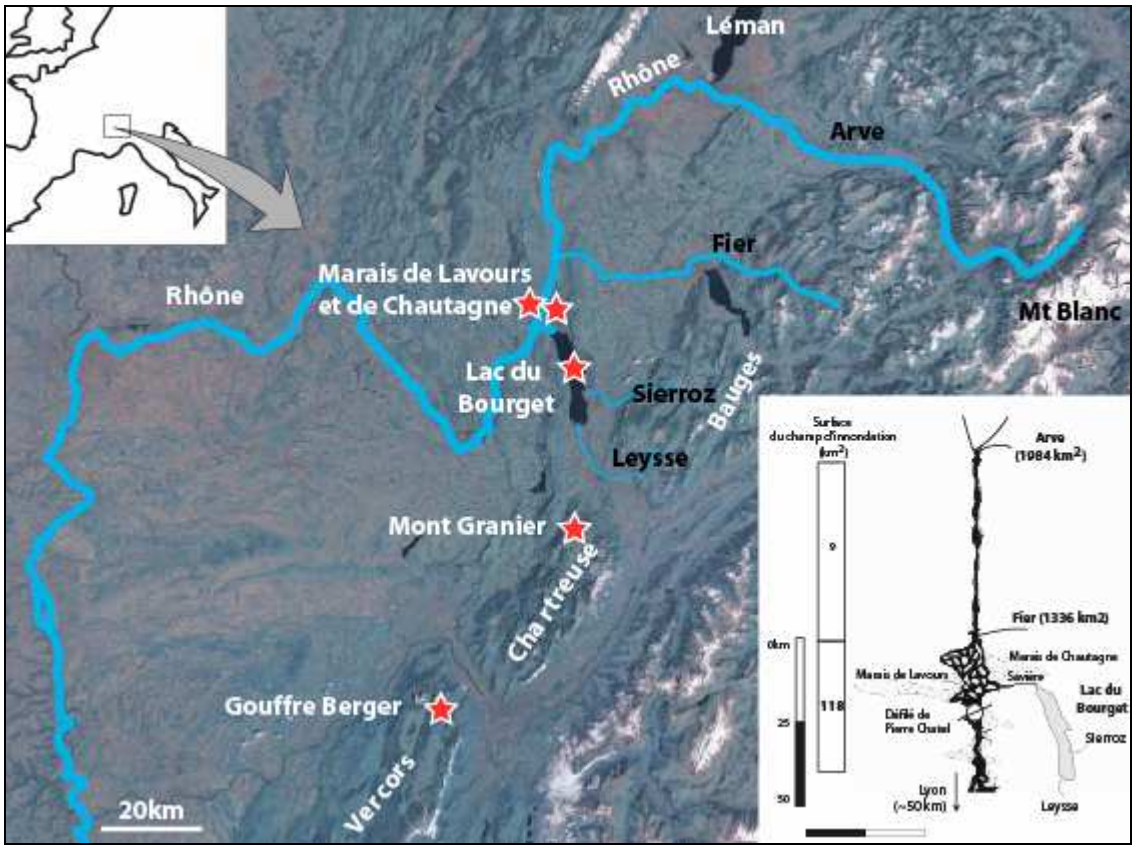


Figure 1. Localisation du Lac du Bourget et des archives naturelles détaillées dans le texte. L'encart en bas à droite présente la surface du champ d'inondation du Rhône aux abords du Lac du Bourget (modifié d'après Bravard, 1987). L'augmentation de cette surface à la hauteur des marais de Chautagne permet le débordement des crues du Rhône qui se déversent alors dans le lac, apportant une fraction minérale spécifique que nous pourrons identifier dans les sédiments.

Situé au débouché du cours alpin du Rhône (Fig. 1), le Lac du Bourget fonctionne tel un écrêteur naturel des crues de ce dernier, ce qui confère aux sédiments du Lac du Bourget la qualité d'archive naturelle des crues du Rhône. C'est cette particularité que les travaux menés à l'Université de Savoie par le Laboratoire de Géodynamique des Chaînes Alpines (LGCA), puis par le laboratoire Environnement Dynamique et Territoires de Montagne (EDYTEM) ont contribué à mettre en évidence et à exploiter en terme de reconstitution paléoenvironnementale (Chapron, 1999 ; Chapron et al., 1999 ; Chapron et al., 2002 ; Arnaud, 2003 ; Arnaud et al., 2004 ; Debret, 2004 ; Arnaud, 2005 ; Arnaud et al., 2005 ; Chapron et al., 2005 ; Debret, 2004 ; Revel-Rolland et al., 2005 ; Chapron et al., in press ; Chapron, ce volume). Nous détaillons ici quelques aspects de l'apport de ce travail à la connaissance des fluctuations climatiques passées et discutons de leur influence potentielle sur les populations humaines ayant vécu autour du Lac du Bourget.

2. Comment reconstituer l'évolution des crues du Rhône dans le Lac du Bourget ?

Les travaux d'imagerie acoustique et l'étude spatiale des sédiments du Lac du Bourget ont permis d'identifier les différents environnements sédimentaires qui le caractérisent. Il a ainsi été possible d'identifier les zones où se dépose une partie de la charge en suspension du Rhône lors des épisodes d'inversion du courant dans le canal de Savière (cf. la synthèse d'Emmanuel Chapron dans ce volume). Sur la base de la cartographie de ces dépôts, deux carottes de sédiments de 9 et 13,5 m ont été prélevées en 2001 et 2004 dans le sous-bassin nord du Lac du Bourget afin de reconstituer leur évolution.

2.1. Reconnaître la signature du Rhône dans les sédiments du Lac du Bourget

Dans les carottes de sédiments du Lac du Bourget, la signature des crues du Rhône est visible à l'œil nu sous la forme de lamines sombres s'intercalant au sein d'un sédiment présentant une lamination floue. Ce faciès, nommé « faciès interflow » par Chapron (1999) caractérise l'unité 1 du Lac du Bourget (Arnaud, 2003), soit environ les 3,5 premiers mètres de sédiment. Le « faciès interflow » disparaît en profondeur, laissant place à un faciès plus clair et dénué de dépôts de crues individualisés qui caractérise l'unité 2 (Arnaud, 2003). L'unité 3 (Debret, 2004) est marquée par un retour de couleurs sombres. Ainsi par une simple description visuelle, il est possible de distinguer une évolution depuis une période ancienne où l'influence du Rhône est prépondérante (unité 3), puis les crues du Rhône deviennent relativement rares (unité 2) et enfin, les crues redeviennent plus fréquentes au cours de la période la plus récente (unité 1). Mais l'objectif de nos études étant de reconstituer à haute résolution temporelle l'activité hydrologique du Rhône, nous avons cherché à quantifier la signature rhodanienne dans les sédiments du Lac du Bourget.

2.1.1. De quoi sont constitués les sédiments du Lac du Bourget ?

A l'instar de tous les grands lacs du sillon molassique (Léman, Neuchatel, Constance etc.), le Lac du Bourget est un lac dit « d'eau dure » en contexte climatique tempéré. Il est le siége d'une sédimentation authigène caractérisée par la précipitation saisonnière de carbonates sous l'influence de l'activité biologique. L'activité photosynthétique en surface tend à diminuer le pH ce qui induit la précipitation saisonnière de calcite authigène. Ce bruit de fond carbonaté est plus ou moins dilué par les apports détritiques des débordements du Rhône. Le rapport entre les carbonates authigènes et les silicates détritiques détermine un « signal détritique » que nous interprétons comme un reflet de l'activité hydrologique du Rhône.

2.1.2. Quels marqueurs caractérisent le signal détritique rhodanien ?

Dans le cas du lac du Bourget, l'établissement d'un signal détritique est facilité par le fait que les fractions authigènes et détritiques sont minéralogiquement différentes. Cette différence minéralogique se reflète également dans la composition chimique du sédiment. En ce qui concerne les éléments majeurs nous avons montré que l'ensemble des éléments mesurés covarient avec le silicium, à l'exception du calcium qui évolue en anti-phase (Fig. 2 ; Arnaud, 2003).

La mesure d'un élément majeur autre que le calcium est dès lors suffisante pour établir un signal détritique. C'est ce que nous avons fait à haute résolution en utilisant un scanner de carottes XRF qui permet de mesurer les concentrations en élément majeurs avec un pas de 5 à 10 mm, soit dans le Bourget, une résolution de 3 à 8 ans sur une période de plus de 10.000 ans (Fig. 3). Il est à noter que d'autres marqueurs à haute résolution tels que la susceptibilité magnétique (Arnaud et al., 2005) ; les paramètres d'aimantation rémanente des sédiments (Arnaud, 2003) ou encore la couleur du sédiment, dont Maxime Debret a montré qu'elle permettait de quantifier à haute résolution la quantité de carbonates (Debret, 2004), ont été utilisés. Nous ne détaillerons ici que les résultats d'abondance du titane mesurée à haute résolution sur le scanner de carotte du Marum Center à l'Université de Brême en Allemagne.

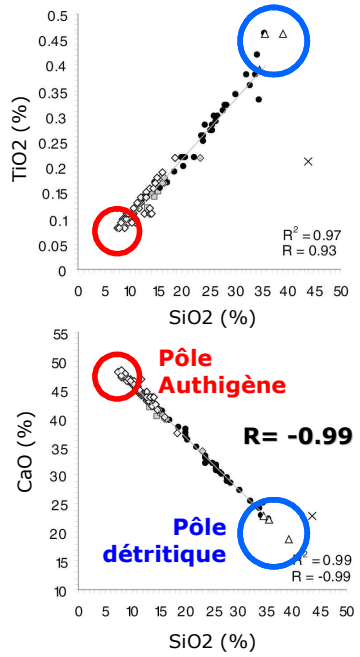


Figure 2. Composition en éléments majeurs du sédiment du lac du Bourget.

2.2. Les grands traits de l'évolution holocène de la décharge détritique du Rhône

L'établissement d'un signal détritique dans les sédiments du Lac du Bourget, couplé à la datation de ces sédiments par la méthode du radiocarbone, nous a permis d'obtenir une image de l'évolution holocène de la décharge détritique des crues du Rhône au pied des Alpes (Fig. 3). Nos données montrent notamment une chute drastique des apports sédimentaires à la transition entre les unités 3 et 2, vers 10.400 cal. BP[1] (8450 av. J.-C.). Cette donnée conforte l'hypothèse communément admise de l'abandon du lac du Bourget par le Rhône au Préboréal[2] (Bravard, 1987). La datation de cet événement dans les sédiments du lac du Bourget aux alentours 10.000 cal BP est confortée par deux âges ^{14}C obtenus à la base des remplissages des arrière-marais tourbeux de Lavours (10.000 +/- 200 cal. BP ; Arlette Laplace-Dolonde et Jenny Schulz, com. pers.) et de Chautagne (10.060 +/- 150 cal. BP) qui se sont mis en place au moment de l'abandon du lac par le Rhône.

[1] Cal. BP : années calendaires avant 1950
[2] Préboréal : 14000-10500 cal. BP

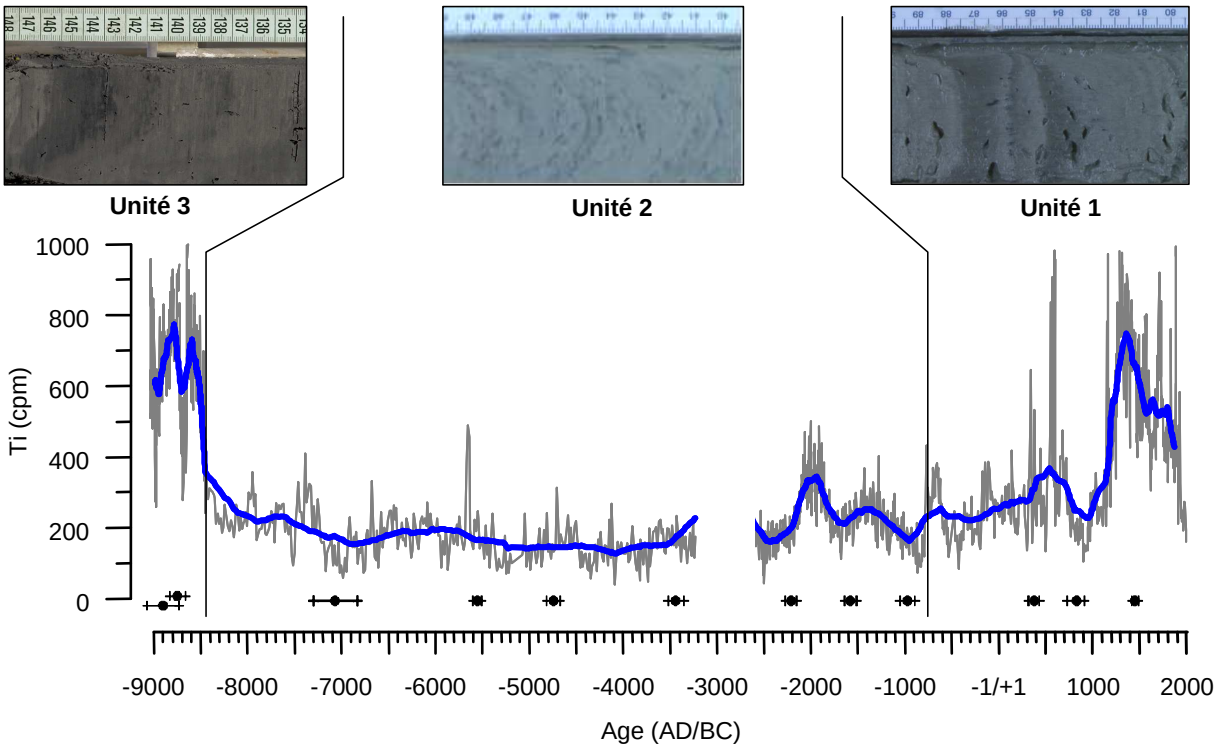


Figure 3. Images représentatives des trois unités reconnues dans les sédiments du lac du Bourget et signal détritique (abondance du titane) des derniers 11.000 ans représenté en fonction du temps (années calendaires avant et après Jésus-Christ).

Suite à l'abandon du Rhône, le Lac du Bourget reçoit des flux détritiques très faibles. Il est à noter q'un événement majeur a probablement remanié les sédiments correspondant aux 500 premières années de cette sédimentation majoritairement carbonatée. Ce sujet est encore en cours d'étude (cf. Chapron, ce volume), mais il est probable que la période 9.500-10.000 ne soit pas représenté ici en continuité stratigraphique. Cette portion de la courbe ne doit donc pas être considérée comme représentative de l'histoire des crues du Rhône.

Quelques oscillations vers plus de détritisme apparaissent au sein de l'unité 2, notamment 4200 cal. BP, mais gloabalement les flux détrtiques restent faibles jusque vers 2750 cal. BP. La transition entre les unités 2 et 1 est contemporaine de la transition culturelle Bronze / Fer. Elle se traduit par une augmentation importante et durable du flux détritique qui passe de 12 mg/cm^2/a en moyenne au cours de l'Holocène moyen à ~40 mg/cm^2/a, avec un pic à 59 mg/cm^2/a en moyenne au cours du PAG (Arnaud, 2003).

La période qui débute vers 2750 cal. BP est parfois qualifiée de *néoglaciation* par certains auteurs. Au vu des sédiments du lac du Bourget, elle apparaît à tout le moins marquée par un renforcement de la décharge détritique du Rhône. Cette période n'est toutefois pas uniformément « détritique » et présente des oscillations dont la plus récente constitue un cycle sec/humide constitué de la période dit du Petit Optimum Médiéval (800 – 1100 ap. J.-C.) et du PAG au sens large (1350 – 1850 ap. J.-C.).

3. La série du Bourget est-elle représentative de l'évolution du climat alpin ?

Plutôt que d'énumérer la liste des périodes « sèches » et « humides », identifiées dans les sédiments du Bourget et reliées à des événements climatiques globaux, nous détaillons dans ce paragraphe deux exemples qui replacent ces résultats au sein d'un cadre géographique plus vaste.

3.1. Le dernier « cycle » Optimum Médiéval / Petit Age Glaciaire (800 – 1850 ap. J.C.)

Le signal détritique du lac du Bourget indique une période de flux détritiques faibles entre 700 et 1100 ap. J.-C., avec un minimum autour de 900 ap. J.-C., suivie par une période d'augmentation drastique des flux détritiques qui ne se termine que vers le milieu du XX^{ème} siècle (Fig. 4). Cette oscillation entre conditions sèches et humides correspond à deux périodes connues sous le nom de Petit Optimum Médiéval (POM) et Petit Age Glaciaire (PAG). Localement et régionalement de nombreux arguments paléoenvironnementaux confortent l'idée d'une période sèche du VIII^{ème} à la fin du XI^{ème} siècle. On peut citer notamment :

- la découverte d'une forêt fossile dans le lit majeur actuel du Rhône à Serrières, en bordure du Marais de Chautagne dont deux troncs ont été datés 720 +/- 60 ap. J.C. et 870 +/- 90 ap. J.-C. (Jean-Paul Bravard, com. pers.) ;
- la découverte de troncs fossilisés par une accumulation de glace encore présente dans un gouffre du Mont Granier, dont deux ont été datés 705 +/- 75 et 870 +/- 100 (Hobléa, 1999) ;
- l'existence d'une période de déficit hydrologique dans le Vercors entre 600 et 1200 ap. J.-C. (maximum entre 900 et 1000 ap. J.-C.), mise en évidence dans une stalagmite du Gouffre Berger (Perrette, 2000).

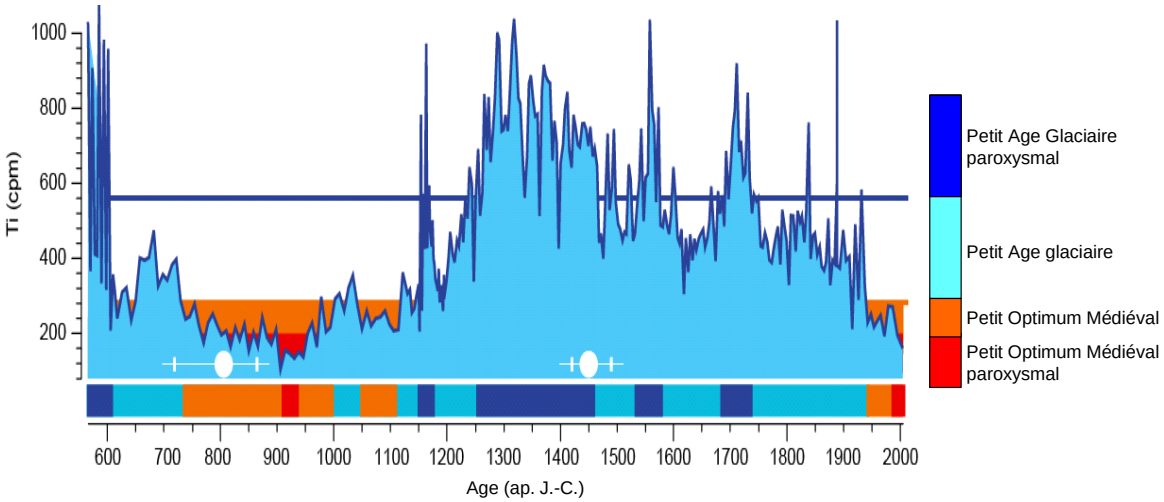


Figure 4. Zoom sur le signal détritique du Bourget en 600 et 2004 ap. J.-C. Le signal est ici calibré par rapport à l'alternance POM / PAG : 4 régimes ont ainsi été identifiés en fonction des seuils ainsi définis.

L'ensemble de ces observations atteste l'existence d'une période sèche dans l'avant-pays alpin du VIII^{ème} au XII^{ème} siècle de notre ère. Il s'agit d'informations robustes qui valident l'interprétation de la série du Bourget en tant qu'image de la paléohydrologie rhodanienne. Ainsi validée, notre série à haute résolution permet d'aller plus loin dans la description du climat médiéval, avec la mise en évidence d'une phase de reprise hydrologique au XIème siècle et d'une première « crise hydrologique » qui, dès 1150 ap. J.-C, préfigure des conditions qui régneront au cours du PAG.

L'étude d'une période climatique relativement bien documentée telle que l'alternance POM / PAG nous a permis de calibrer le signal détritique du lac du Bourget. Nous avons ainsi défini des seuils de détritisme correspondant aux conditions de type POM ou PAG ainsi qu'aux phases paroxysmales de chacun de ce deux régimes de décharge détritique (fig. 4). La série holocène peut alors être interprétée en fonction de ces seuils et comparée à d'autres séries paléohydrologiques.

3.2. Paléohydrologie et fluctuations glaciaires depuis 3500 ans

Les fluctuations de la langue des glaciers constituent une des empreintes les plus spectaculaires des variations climatiques dans les Alpes. Une étude récente a fait la synthèse des variations de taille des glaciers suisses au cours des derniers 3500 ans, ce qui nous de comparer les résultats acquis au Bourget avec l'évolution connue de la dynamique glaciaire (Figure 5).

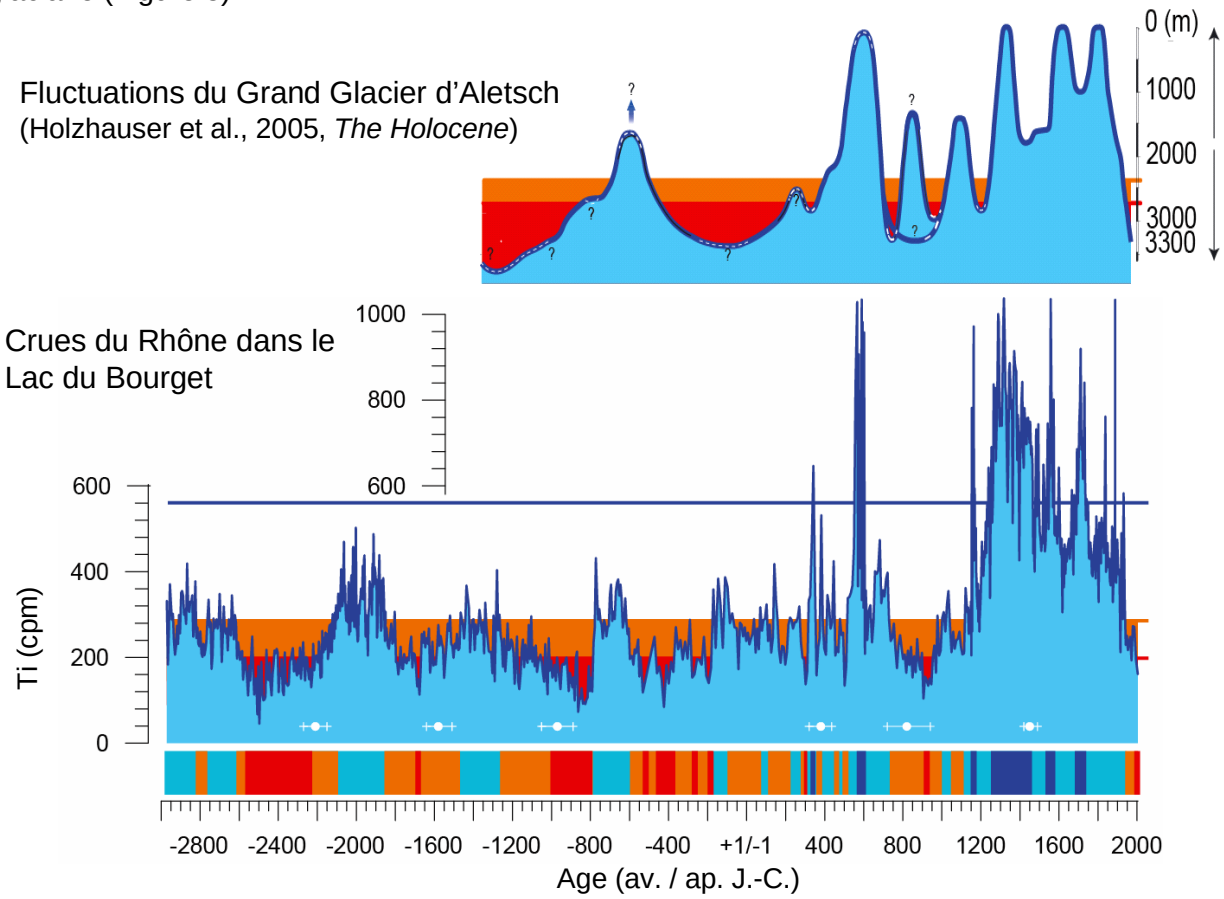


Figure 5. Zoom sur le signal détritique du Bourget pour les derniers 4800 ans. Sur la période 1200 av. – 200 ap. J.-C. il est possible de comparer ce signal aux fluctuations du Grnad Glacier d'Aletsch (Holzhauser et al., 2005).

Sur la période 3500-0 cal. BP, la plupart des phases d'avancées glaciaires ont été enregistrées dans les sédiments du Bourget sous la forme de pics de détritisme. La comparaison des courbes du glacier d'Aletsch et des crues du Rhône dans le Bourget illustre les différences de résolution entre les deux archives naturelles du climat : la série détritique du Bourget présente une variabilité à haute fréquence dont ne rend pas compte la série d'Aletsch. Ceci est du bien sur à la fréquence d'échantillonnage qui est bien supérieure dans le cas d'une série sédimentaire continue que dans celui d'une approche cartographique qui dépend de la découverte d'éléments datables, mais également au temps de réaction intrinsèque de chaque archive aux changements climatiques. La position du front d'un glacier est une donnée intégrative, qui dépend de sa position dans les années précédentes, ceci implique un temps de réponse d'autant plus longs que le glacier est imposant, ce qui est particulièrement marquant dans le cas du Glacier d'Aletsch. Par opposition le signal détritique du lac du Bourget rend compte de l'évolution de la charge en suspension du Rhône, évolution qui est directement dépendante de l'hydrologie rhodanienne, bien que modulée par l'évolution morphologique du cours d'eau. Il peut donc être considéré comme un reflet instantané de l'évolution hydrologique des Alpes.

La différence de résolution entre les archives périglaciaires et lacustres est particulièrement illustrée dans le cas de la période antique, de 200 av. à 200 ap. J.-C. Au cours de cette période, le signal détritique du Bourget présente des oscillations rapides entre des périodes sèches et humides. La courbe d'évolution du Glacier d'Aletsch ne rend pas compte de cette variabilité rapide, sans doute à cause du temps de réponse du glacier.

4. La transition Age du Bronze / Age du Fer (~ 800 av. J.-C.) : un exemple d'influence climatique sur les populations humaines du Lac du Bourget ?

L'Age du Bronze final est une des plus importantes périodes d'occupation préhistorique des berges du Lac du Bourget (Marguet et al., 2000). Ceci se traduit notamment par l'existence d'habitations périlacustres dont de nombreux restes ont été découverts et datés, notamment par les archéologues du DRASSM d'Annecy. La datation par dendrochronologie des pieux utilisés pour la construction de ces habitats fournit un calendrier d'une remarquable précision des périodes d'installation sur la beine carbonatée qui entoure le lac du Bourget et qui était alors exondée. La dernière phase de construction est ainsi datée de la toute fin IXème siècle avant J.-C. par une date d'abattage de 805 av. J.-C. Il est tentant de mettre cette date en regard de celle du début de la phase de crise détritique identifiée dans les sédiment du Bourget, autour de 795 av. J.-C. (Fig. 6).

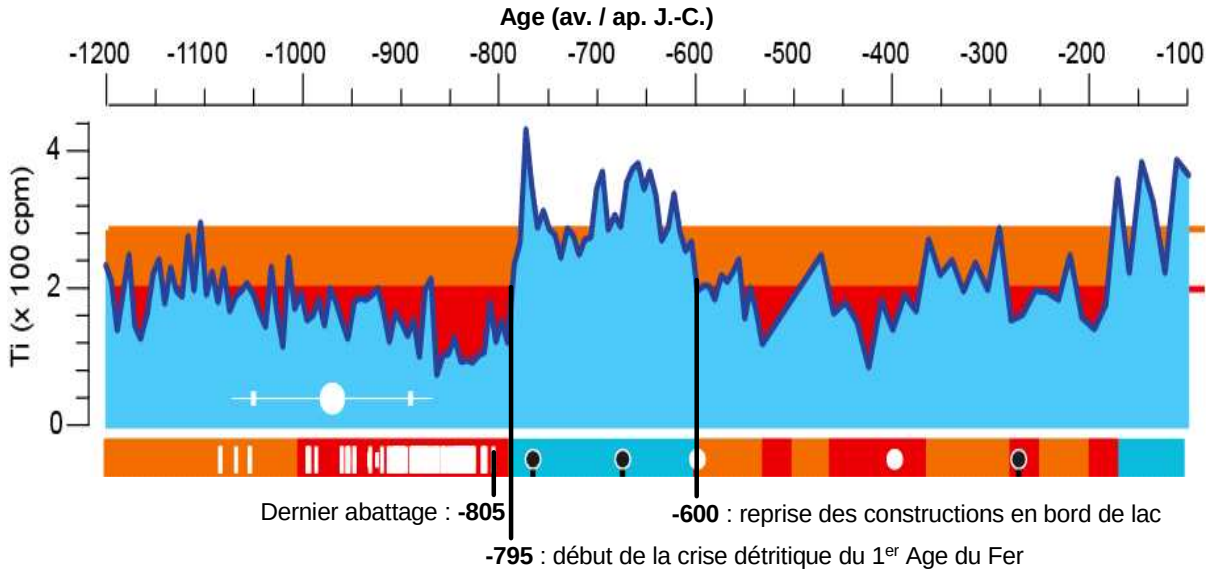


Figure 6. Zoom sur le signal détritique du Bourget entre 1200 et 100 av. J.-C.) et comparaison aux données de datation des sites archéologiques subaquatiques du lac du Bourget (Marguet, 2000 ; Billaud, 2005 ; Billaud et Marguet, 2005). Dans le cartouche inférieur, les traits blancs correspondent à des dates dendrochronologiques et les ronds aux maxima de probabilités de deux groupes d'âge ^{14}C. En l'absence d'arguments supplémentaires et par confrontation avec le signal détritique, nous proposons de privilégier les âges correspondant aux ronds blancs.

La phase détritique rhodanienne qui coure de 800 à 600 av. J.-C. correspond à une phase de changement climatique reconnue à l'échelle mondiale, qui s'est traduit en Europe continentale par une augmentation drastique et brutale des précipitations. Dans les Alpes elle est notamment marquée par une phase d'avancée glaciaire (Holzhauser et al., 2005) et par un réhaussement des plans d'eau jurassiens (Magny, 2004). Le plan d'eau du Lac du Bourget est également réhaussé à cette occasion (Magny et Richard, 1985) et le régime hydrologique du Rhône subit un changement vers une fréquence de crue accrue qui perdure encore de nos jours (Bravard et al., 1992 ; Bravard, 1996 ; Arnaud et al., 2005). Comme cela a été montré autour de lacs du Jura (Magny, 1995), nous proposons que cette phase

« humide » ait eu un influence sur les populations qui vivaient autour du Lac du Bourget en inondant de manière pérenne les beines carbonatées.

Une structure de l'Age du Fer a récemment été découverte au Viviers du lac (site du Saut de la Pucelle ; Billaud, 2005). La calibration de deux dates ^{14}C équivalentes obtenues sur un pieu en aulne et un piquet de cette structure (respectivement, 2520 +/- 45 BP et 2545 +/- 45 BP ; Billaud, 2005) offre 3 possibilités de datation qui présentent des probabilités équivalentes (750, 680 ou 600 av. J.-C.) sans qu'il soit pour l'instant possible de trancher sur la foi du mobilier découvert. Nous proposons de privilégier la date la plus récente qui correspond, dans le lac du Bourget, à la fin de la crise détritique de la transition Bronze / Fer.

5. Conclusion

Ce rapide survol des apports de l'étude des sédiments holocènes du Lac du Bourget, je l'espère, tout l'intérêt d'une telle archive. Bien entendu, seul « ce qui marche » est ici présenté et de nombreuses interrogations subsistent, notamment sur l'influence potentielles des activité humaines sur les flux détritiques. L'effort de recherche se poursuit pour toujours mieux comprendre les changements environnementaux passés et leurs impacts sur le milieu autant que sur les populations humaines. On peut toutefois noter que la série du Bourget est la première série paléohydrologique en continu et à haute résolution couvrant les derniers 9.500 ans dans les Alpes.

Remerciements

Je tiens à remercier tous ceux sans qui l'aventure de l'étude des sédiments du Lac du Bourget n'aurait jamais atteint le niveau qui est le sien aujourd'hui. Christian Beck et Emmanuel Chapron, les pionniers, Marc Desmet, l'amplificateur et passeur de relais, Marie Revel-Rolland, dont l'apport fut considérable pour comprendre l'origine des sédiments et enfin Maxime Debret qui a repris le flambeau et poussé un peu plus loin encore la connaissance des dessous du lac. Merci également aux archéologues du DRASSM, André Marguet et Yves Billaud qui ne sont jamais avares de paroles pour initier le cuistre géoscientiste que je suis aux apports capitaux de l'archéologie subaquatique.

Des remerciements particuliers aux fournisseurs des données sur le POM « autour du Lac du Bourget » : Jean-Paul Bravard pour la arbres fossile du Rhône, Fabien Hobléa pour les arbres fossiles du Granier et Yves Perrette pour les données de la stalagmite du Gouffre Berger. Merci à Arlette Laplace-Dolonde et Jenny Schulz pour les informations sur le marais de Lavours.

Merci au programme Eclipse du CNRS qui soutient sans jamais faillir nos études depuis 2001, à l'European Science Foundation qui a financé mon déplacement à Brême pour les mesures sur l'XRF core scanner et à Ursula Rhöl qui m'a accueilli au Marum Center de Brême.

Références bibliographiques

Arnaud, F., 2003. Signature climatique et antropique dans les sédiments holocènes des lacs du Bourget et d'Anterne (Nord-Ouest des Alpes)-Paléohydrologie et contamination par le plomb. Thèse Doct., Univ. Lille 1, 247 pp.

Arnaud F., Revel-Rolland M., Bosch D., Winiarski T., Chapron E., Desmet M., Tribovillard N., Givelet N. 2004. A reliable 300 years-long history of lead contamination in Northern French Alps from distant lake sediment records. *Journ. of Env. Monit.*, 6, 448 – 456

Arnaud F. 2005. Discriminating the fingerprints of bio-induced and detrital sedimentary processes in particle size distribution spectra of hard water lake sediments. *Journ. of Paleolimnology*, 34, 519 -526.

Arnaud F., Revel-Rolland M., Chapron E., Desmet M., Tribovillard N. 2005. 7200 years of Rhône river flooding activity recorded in Lake Le Bourget: A high resolution sediment record of NW Alps hydrology. *Holocene*, 15, 420-428.

Billaud, 2005, Une structure de La Tène ancienne à Tresserve / Le Saut (lac du Bourget, Savoie, France) *Nachrichtenblatt Arbeitkreis Unterwasserarchäologie* 11, 11-16.

Billaud & Marguet, 2006, Les établissements littoraux des grands lacs alpins français. in Dans Della Casa Ph. & Trachsel M. (éd.) – *WES'04, Wetland Economies and Societies*. Actes colloque Zurich, 2004, Zurich : Chronos, 169-178

Bravard J.-P. 1987. *Le Rhône, Du Léman à Lyon*. Editions La Manufacture. Lyon.

Bravard J.-P., 1996. Des versants aux cours d'eau, les implications des fluctuations paléohydrologiques à l'époque médiévale. In : *L'Homme et la Nature au Moyen-Âge*, Actes du Vème Congrès International d'archéologie médiévale, Grenoble, éd. Errance, Paris. pp. 171-179.

Bravard J-P., Verot-Bourrely A., Salvador P-G. 1992. Le climat d'après les informations fournies par les enregistrements sédimentaires étudiés sur des sites archéologiques. In : Le climat à la fin de l'Âge du Fer et dans l'Antiquité (500BC-500AD). Méthodes d'approche et résultats. *Les Nouvelles de l'Archéologie* 50, 7-13.

Chapron E. 1999. Contrôle climatique et sismo-tectonique de la sédimentation lacustre dans l'Avant-Pays Alpin (Lac du Bourget) durant le Quaternaire récent. *Géologie Alpine*, mémoire H.S. n°30.

Chapron E., Beck C., Pourchet M., Deconinck J.-F., 1999. 1822 earthquake-triggered homogenite in Lake Le Bourget (NW Alps). *Terra Nova* 11, 86-92.

Chapron E., Desmet M., De Putter T., Loutre M.-F., Beck C., Deconinck J.-F., 2002. Climatic variability in the northwestern Alps, France, as evidenced by 600 years of terrigenous sedimentation in Lake Le Bourget. *Holocene* 12,177-185.

Chapron E., Arnaud F., Noël H., Revel-Rolland M., Desmet M., Perdereau L. 2005. Rhone River flood deposits in Lake Le Bourget: a proxy for Holocene environmental changes in the NW Alps, France. *Boreas*, 34, 404-416.

Chapron E., Arnaud F., Marguet A., Billaud Y., Perdereau L., Magny M. sous presse. Evolution des paléoenvironnements Alpins durant l'Age du Bronze : apports des archives sédimentaires littorales et profondes du Lac du Bourget (Savoie, France). *Actes du colloque « Le temps » du CTHS*

Chapron E. Les environnements sédimentaires récents du Lac du Bourget. *Actes du colloque Autour du Lac du Bourget.*

Davis B. A. S., Brewer S., Stevenson A. C., Guiot J. and Data Contributors, 2003. The temperature of Europe during the Holocene reconstructed from pollen data, *Quaternary Science Reviews* 22, 1701-1716.

Debret, M., 2004. Sédimentologie de la grande carotte du lac du Bourget : implications paléoclimatiques et paléohydrologiques depuis 11 00 ans. *Mémoire Master 2 rech*., Université de Lille 1, 50 pp.

Holzhauser H.; Magny M.; Zumbühl H.J.. 2005. Glacier and lake-level variations in west-central Europe over the last 3500 years. *Holocene*, Volume 15, Issue 6, 789-801

Joerin U.E.; Stocker T.F.; Schlüchter C. 2006. Multicentury glacier fluctuations in the Swiss Alps during the Holocene. Holocene, 16, 697-704.

Magny M., 1995. *Une histoire du climat. Des derniers mammouths au siècle de l'automobile*. Ed. Errance, Lyon. 176 pp.

Magny, M. 2004. Holocene climatic variability as reflected by mid-European lake-level fluctuations, and its probable impact on prehistoric human settlements. *Quaternary International* 113, 65-79.

Magny M. and Richard H., 1985, Contribution à l'histoire holocène du Lac du Bourget : recherches sédimentologiques sur le site de Conjux-La Chatière (Savoie, France). Rev. de Paléobiol. 4, 253-277.

Magny M., Bégeot C., Guiot J., Peyron O., 2003. Contrasting patterns of hydrological changes in Europe in response to Holocene climate cooling phases. *Quaternary Science Reviews* 22, 1589-1596.

Marguet A., 2000. Elaboration de la carte archéologique des gisements du Lac du Bourget in Direction de l'architecture et du patrimoine in *Sous-direction des recherches archéologiques subaquatiques et sous-marines: Bilan Scientifique 2000*. Ministère de la culture et de la communication. Paris. pp. 117 – 137.

Revel-Rolland M., Arnaud F., Chapron E., Desmet M., Givelet N., Alibert C., McCulloch M. 2005. Sr and Nd isotope as a tracer of sources of clastic material, in the Bourget lake sediment (NW Alps, France) during the Little Ice Age. *Chemical Geology*, 224 183-200.

Vincent C.; Le Meur E.; Six D.; Funk M.. 2005. Solving the paradox of the end of the Little Ice Age in the Alps *Geophysical Research Letters*, 32, 1-4

Les environnements sédimentaires récents du Lac du Bourget

Lake Bourget recent sedimentary environments

Emmanuel Chapron [(1, 2)]

[(1)] *Geological Institute, ETH Zürich, CH-8092 Zürich, Suisse (emmanuel.chapron@erdw.ethz.ch)*
[(2)] *Institut des Sciences de la Terre d'Orléans, Université d'Orléans, France*

Résumé. Les principales caractéristiques géomorphologiques, acoustiques et sédimentaires des environnements littoraux, deltaïques et profonds du lac du Bourget sont présentés sur la base de la synthèse de cartographies géophysiques et sédimentaires. La sédimentation récente du lac du Bourget résulte depuis la période de l'Age du Fer (~2800 ans cal BP) d'un mélange entre la production authigène dans l'épilimnion et les apports terrigène du bassin versant. Les apports terrigène permanent de la Leysse, du Sierroz et ceux intermittent du Rhône construisent des deltas morphologiquement différents, mais résultant des même processus de sédimentation : des courants de crues de type interflow et underflow. Les apports par interflows contiennent un signal climatique détaillé, mais sont aussi relativement instables et peuvent être re-mobilisés lors d'un séisme. Depuis l'Age du Bronze au moins, les activités humaines à proximité du lac ont été influencées par les fluctuations du niveau du lac et les périodes de crues du Rhône contemporaines des fluctuations glaciaires dans le massif du Mont Blanc.

Mots-clés : sédimentation terrigène, instabilités gravitaires, activités humaines

Abstract. The geomorphology and the main acoustic and sedimentary characteristics of littoral, deltaic and deep sedimentary environments of lake Le Bourget are presented based on the synthesis of geophysical and sedimentary mapping surveys. Since the onset of the Iron Age (~2800 years cal BP), lake Le Bourget sedimentation results from a dilution of the authigenic production in the surface waters, with clastic supply from the watershed. Permanent clastic supply from the Leysse and Sierroz rivers and temporary one from the Rhône River are developing deltas bearing different morphologies but resulting from similar sedimentary processes: flood currents by interflow and underflow. Interflow deposits can provide a detailed climate record, but are quite unstable and can be reworked by earthquake ground accelerations. Human activities around the lake are influenced, at least since the Bronze Age, by lake level fluctuations and periods of enhanced Rhône River flooding activity contemporaneous from glacier fluctuations in the Mont Blanc Massif.

Keywords: clastic sedimentation**,** slope stabilities, human activities

1. Introduction

Depuis la première carte bathymétrique publiée par A. Delebecque en 1898, les fonds du lac du Bourget ont fait l'objet de nombreuses campagnes de cartographies acoustiques et sédimentaires qui nous permettent aujourd'hui de mieux comprendre le fonctionnement de ce système lacustre original. L'épaisseur du remplissage sédimentaire (>350 m) du Lac du Bourget à été documentée pour la première fois par sismique réflexion et réfraction en 1977 par P. Finckh et K. Kelts de l'ETH Zürich et ces données ont été comparées à l'ensemble des grands lacs péri-alpins (Finckh *et al*., 1984). La géométrie

détaillée de l'ensemble du remplissage sédimentaire à par la suite été documentée par deux campagnes intensives de cartographie sismique réflexion à haute résolution réalisées en 1991 et 1993 dans le cadre d'une collaboration entre l'Université de Savoie et le RCMG de l'Université de Gand (Belgique). La stratigraphie sismique du remplissage à ainsi pu être établie et documenter l'évolution du lac depuis le retrait de la diffluence du glacier de l'Isère dans le bassin du Bourget (Van Rensbergen *et al*., 1999 ; Chapron, 1999 ; Chapron *et al*., 2006 ; Van Rensbergen *et al*., ce volume). La morphologie des fonds du lac (Fig. 1) à également été cartographiée dans le détail en 1992 par échosondeur et sonar à balayage latéral en collaboration entre l'Université de Savoie et le centre Ifremer de Brest (Mission Lavaret 92). Ces cartographies acoustiques ont depuis été calibrées par 120 échantillons de

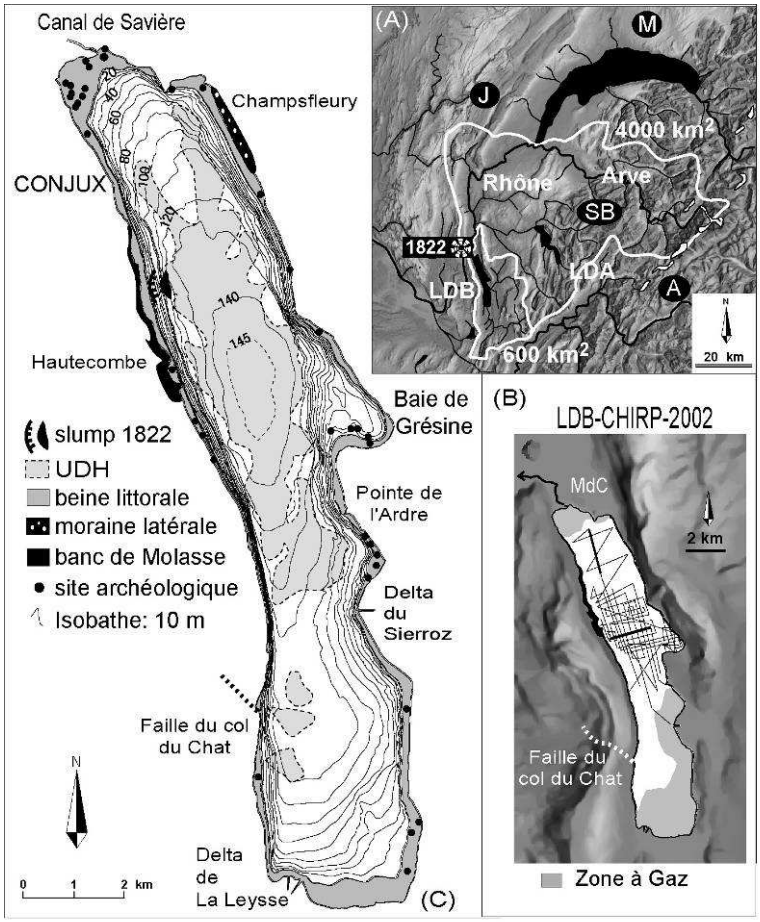


Figure 1. Le bassin versant du Lac du Bourget (A), la cartographie sismique de 2002 (B) et l'héritage géomorphologique du contexte tectonique, glaciaire et des occupations humaines sur sa bathymétrie (C).

surface à la beine Ekman (Annexe 1) et 17 carottages gravitaires courts (Fig. 2) repartis sur l'ensemble du lac (Chapron, 1999) permettant de préciser l'évolution du lac depuis 600 ans (Chapron *et al*., 2002). Un premier grand carottage (3 m de long) en 2000 à par la suite été localisé sur la base d'une cartographie sismique à très haute résolution dans une zone reconnue instable au Nord du lac (Chapron *et al*., 2004). L'analyse multidisciplinaire de l'évolution de la sédimentation au cours des neufs derniers millénaires a pu ensuite être établie sur la base de grands carottages de 9 et 14 m de long réalisés respectivement, en 2001 et 2004, dans le cadre des programmes INSU/CNRS ECLIPSE (Arnaud, 2003 ; Arnaud *et al*., 2005 ; Debret, 2005).

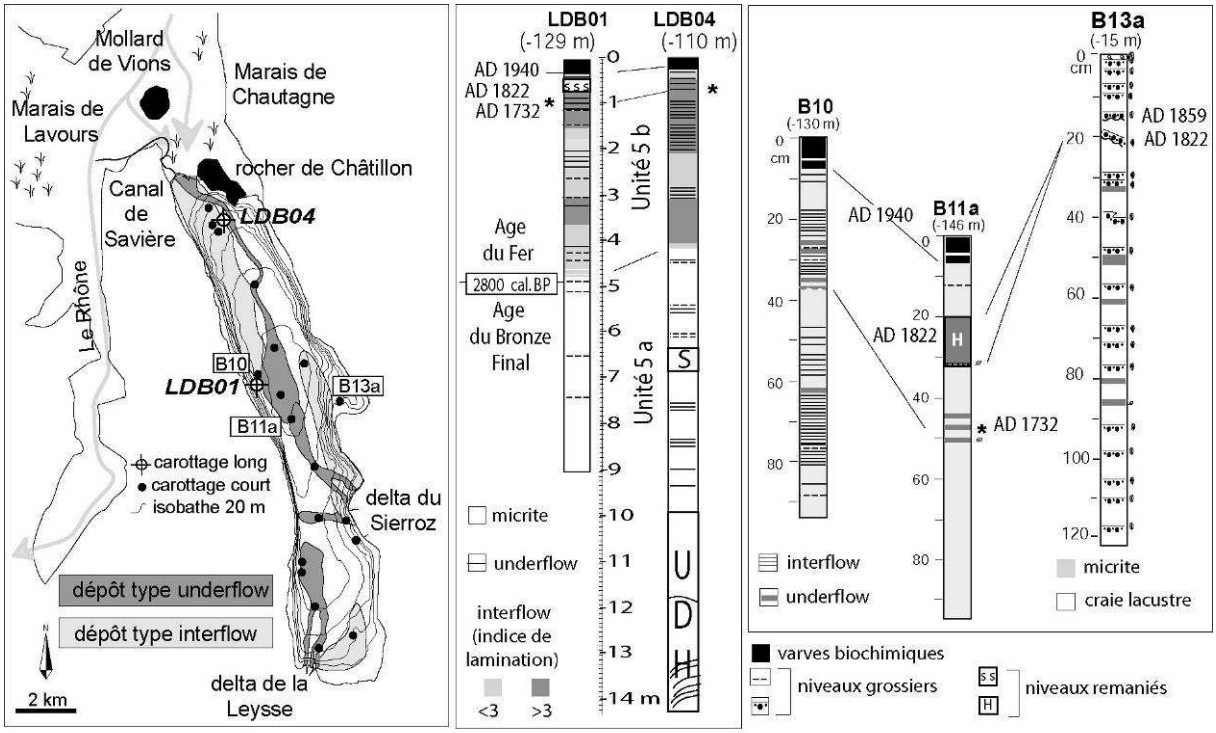


Figure 2. Les crues par inter- et underflows: leurs extension au 18ieme (à gauche), leurs signature depuis 600 ans (à droite) et au cours de l'Holocène (au centre).

Enfin, la localisation et/ou la corrélation de ces données sédimentaires avec toute la base de données existante ont pu être optimisées par une campagne de cartographie sismique à très haute résolution réalisée dans le bassin principale en 2002 (figures 1b et 3) à l'occasion de la mise en oeuvre d'un sondeur de type Chirp en collaboration avec l'IRD (Bondy) et l' Université d'Orléans (Chapron *et al*., 2005).

Une présentation synthétique des principales caractéristiques des environnements sédimentaires littoraux, deltaïques et profonds du lac du Bourget est proposée ci-dessous.

2. Les environnements récents

Le lac du Bourget draine via le Rhône, la Leysse et le Sierroz environ 4600 km^2 de l'avant pays alpin (Fig.1a) et les apports terrigène de ces trois affluents diluent fortement la production carbonatée bio-induite dans l'épilimnion (Annexe 1). Les deux affluents permanents du lac, la Leysse et le Sierroz, développent deux deltas dont les morphologies sont contrastées. Le régime plus torrentiel du Sierroz favorise la formation d'un delta de type « Guilbert », constitué de sédiments plus grossiers (Annexe 1) développant des flancs raides qui progradent vers l'Ouest et subdivisent le lac en deux sous-bassins profonds (Fig. 1c). Le delta de la Leysse est lui composé de sédiments plus fins et développe une morphologie dissymétrique avec des pentes relativement fortes au Nord, mais beaucoup plus faible vers le NE.

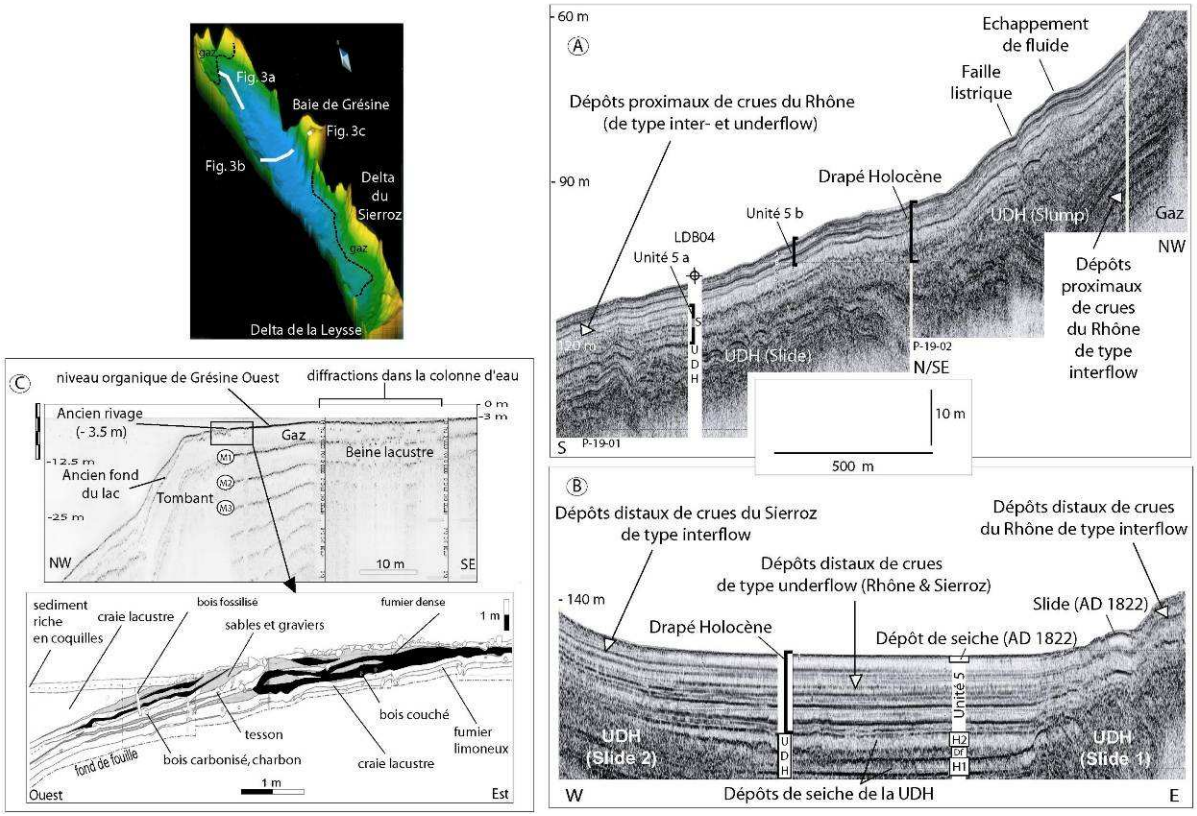


Figure 3. Profiles sismiques de type Chirp illustrant les facies acoustiques de l'UDH, de l'unité 5 en zone proximale (A) et distale (B). Profile Chirp dans la Baie de Grésine (C) illustrant le bas niveau lacustre contemporain du village du Bronze récent de Grésine Ouest (en haut) calibré par les fouilles subaquatiques (en bas).

Au Nord du lac, les crues du Rhône qui inversent sporadiquement le sens du courant dans le canal de Savière et qui inondent le marais de Chautagne avant de se déverser dans le lac (Fig. 2), produisent également un environnement deltaïque particulier. Celui-ci se traduit par une dilution des carbonates et par des particules plus grossières au fond du lac (Annexe 1) qui développent des pentes douces entre 20 et 100 m. Tout comme les deltas de la Leysse et du Sierroz, ce delta intermittent du Rhône limite l'extension de la plate-forme littorale carbonatée (située entre le rivage et l'isobathe 15 m, Fig. 1c.) et se caractérise par la présence de gaz dans les sédiments deltaïques situés au dessus de l'isobathe 90 m.

La présence de gaz dans les sédiments littoraux et deltaïques fait écran sur les profils sismiques (figures 1b, 3a et 3c) et proviens probablement de la dégradation en méthane de la matière organique d'origine lacustre (sur la plate forme littorale) ou continental (sur les pentes deltaïques). Ce gaz réduit aussi significativement la stabilité des sédiments et favorise le développement de remaniements gravitaires subaquatiques, notamment dans la partie Nord du lac (Chapron *et al*., 2004).

Au niveau de chaque delta, les apports terrigènes du bassin versant se repartissent dans le lac selon la dynamique de courant de crues par interflow ou underflow (Chapron, 1999). Alors que les courants par underflow suivent la ligne de plus grande pente entre l'embouchure du tributaire et le bassin profond le plus proche ; les courants par interflow piégés au dessus de la thermocline sont eux soumis à l'influence des vents et de la force de Coriolis (déviation vers la droite dans le sens du courant) et peuvent s'étendre sur plusieurs kilomètres (6 km pour les apports du Sierroz et 9 km pour ceux du Rhône). Au niveau de chaque delta, ces deux types de crues produisent des dépôts différents (Chapron *et al*., 2002) : les dépôts par interflow sont composé de sédiments terrigène fins et développent localement des faciès finement laminés le long des flancs du bassin (Fig. 2), alors que les

dépôts terrigène par underflow sont plus grossiers et érosif en milieux proximal et forment des niveaux centimétriques plus argileux dans les bassins profonds. Ces deux types de crues développent donc des dépôt-centres distincts dans le lac (Chapron *et al*., 2004 ; 2005), bien reconnaissable en carotte (Fig. 2) et sur les profiles sismique (Fig. 3). Ces dépôts-centres ont pu être cartographié précisément durant la période du Petit Age Glaciaire (le PAG, entre ~1450 et 1850 AD) qui c'est traduit, dans le bassin versant du lac du Bourget, par une importante recrudescence de crue catastrophiques (Chapron *et al*., 2002). Durant cette période de péjoration climatique les sédiments profonds dans les deux sous-bassins du lac sont ainsi moins carbonatés et de nombreux dépôts de crues liés à des évènements historiques (inondations de Chambéry ou des plaines de la Leysse et de la Chautagne) ont pu être corrélés à l'échelle du bassin, tel que la crue majeure du Rhône et de l'ensemble du bassin versant en 1732 (Chapron, 1999).

3. Les instabilités gravitaires

Le lac du Bourget se trouve entre les Alpes et le Jura, au cœur d'une zone de décrochement sismo-tectoniquement active (délimitée par les failles du col du Chat au Sud et de Culoz au Nord) qui a notamment facilité l'érosion glaciaire au cours du Quaternaire et le surcreusement du bassin du Bourget. Cette influence tectonique est à l'origine du déclenchement d'importants remaniements gravitaires subaquatiques à la transition Tardiglaciaire-Holocène (l'Unité Déstructurée de Hautecombe, UDH, Fig. 1c) ou durant le séisme du 18 Février 1822 de magnitude estimée 5.5-6 et dont l'épicentre était situé dans le marais de Chautagne (Fig. 1a) sur la faille de Culoz (Chapron *et al*., 1996 ; Chapron *et al*., 1999). Ces évènements séismiques ont essentiellement affectés les dépôts d'interflow proximaux et distaux du Rhône. Les multiples glissements translationel (*slide*) et rotationel (*slump*) ou les coulées de débris (*debris flow, Df*) et les dépôts de seiche (*homogenite*) de l'UDH ont ainsi re-mobilisé sur plus de 24 km^2 (Fig. 1c) une grande partie (environ 0.1 km^3) du remplissage postglaciaire et ont probablement provoqués d'important effets de seiche (mise en résonance de la tranche d'eau). Comparativement, l'impact du séisme de 1822 à été plus modeste, mais il a néanmoins déclenché plusieurs glissements (dont un majeur illustré dans l'Annexe 2a ayant mobilisé environ 840000 m^3 de sédiment) et provoqué un effet de seiche qui a été violent et érosif dans la baie de Grésine. L'interaction de ces glissements et de l'effet de seiche a contrôlé la formation d'une homogénite lacustre (dépôt de seiche) dans la partie la plus profonde du bassin (Chapron *et al*., 1999).

La crise gravitaire au début de notre période interglaciaire responsable de la formation de l'UDH à été contemporaine de la fin de l'alimentation continue du Rhône dans le lac initiée lors du retrait des glaciers. Cette crise à largement remobilisée le paléo-fan delta du Rhône au Nord du lac (Chapron, 1999 ; Van Rensbergen *et al*., 1999) et peut aujourd'hui être subdivisée au moins en deux évènements majeurs ayant formés des dépôts de seiche dans la partie la plus profonde du bassin (H1 et H2, Fig. 3b). La morphologie actuelle des fonds du lac dans le bassin central reflète celle de la topographie du sommet de l'UDH qui a été depuis légèrement amortie par l'accumulation d'un drapé lacustre holocène de 10 à 15 m d'épaisseur (figures 1c, 3a et 3b). Ce drapé holocène (Unité 5) résulte du mélange de la production bio-induite dans la tranche d'eau et des apports terrigènes, et est localement en cours de remobilisation, comme par exemple au Nord du lac, où des failles gravitaires se développent vers l'isobathe 80 m, en relation avec des phénomènes d'échappement de fluides (Fig. 3a) connectés a certains faciès de l'UDH (Chapron *et al*. 2004).

Des phénomènes gravitaires probablement d'origine climatique et/ou anthropique sont aussi détectés (i) sur les données sonar à proximités des tunnels creusés dans la roche le long du littoral au NE du lac (écroulements rocheux, Annexe 2), et (ii) sur le grand carottage LDB01 par la formations de niveaux sableux provenant de l'érosion des berges de la baie de Hautecombe (Fig. 2). Ces niveaux sableux au large de Hautecombe ont été transportés par des canyons incisant les flancs raide du bassin et leur dépôts dans le bassin

semblent contemporain de périodes de fluctuations du niveau du lac au Néolithique, à la fin de l'Age du Bronze durant la période Romaine et avant l'an mille (Arnaud, 2003 ; Arnaud *et al*., 2005 ; Chapron *et al*. sous presse).

4. Les activités humaines

Les plate formes littorales du lac du Bourget contiennent de nombreux vestiges archéologiques (Fig . 1c) d'habitats durant des périodes de bas niveau lacustre (Magny & Richard, 1985 ; Chapron *et al*., sous presse). Durant l'Age du Bronze par exemple, un important village développé dans la baie de Grésine et qui a fait l'objet de fouilles subaquatiques, a pu être cartographié en sismique par 3.5 m de fond à proximité d'un paléo rivage (Fig. 3c). Ce village a été abandonné vers 2800 ans cal BP, lors d'une transgression lacustre à la transition de l'Age du Bronze et de l'Age du Fer. Durant cette transition, les sédiments profonds prélevés sur les sites LDB01 et LDB04 passent d'une sédimentation largement carbonatée, à une sédimentation nettement plus diluées par les apports terrigène (Fig. 2). Ce changement majeur dans la lithologie des sédiments holocène est également visible en sismique dans le Nord du bassin (Fig. 3a), par le passage d'un faciès plus transparent (unit 5a), a un faciès comportant des réflexions de forte amplitudes (unité 5b). Les réflexions dans l'unité 5b sont corrélées à des périodes d'intensification des apports de crues du Rhône par inter- et underflows résultant d'importants changements environnementaux dans les bassins versants du Rhône et de l'Arve (Arnaud *et al*., 2005 ; Chapron *et al*., 2005). Cette recrudescence des apports terrigènes depuis l'Age du Fer reflètent en partie le développement des activités humaines dans le bassin versant du lac, mais aussi la réponse du bassin versant du Rhône aux fluctuations glaciaires dans le massif du Mont Blanc (Chapron *et al*., 2005 ; Debret, 2005 ; Debret *et al*., en préparation). Ces interactions entre les activité humaines et le climat alpin ont atteint leur apogée durant le PAG, avec le développement d'ouvrages visant à réduire les débordements de crues du Rhône dans le marais de Chautagne en réaction à la métamorphose de ce système fluvial passant d'un régime à méandre vers un régime en tresse (Chapron *et al*., 2002).

La réduction des débordements de crues rhodaniennes dans le lac du Bourget à la fin du PAG, puis la construction de barrages sur l'Arve et sur le Rhône à partir des années 1950, et d'une écluse à l'extrémité du canal de Savière, ont par la suite fortement réduit l'oxygénation des eaux profondes du lac résultant des courants de crues du Rhône de type underflow. L'intensification de l'agriculture et l'urbanisme dans le bassin versant permanent du lac depuis les années 40 a par ailleurs largement augmenté les apports des tributaires en nutriments. Ces importantes modifications anthropiques ont ainsi altérées le régime trophique du lac et initialisées, a partir de la fin des années 40, la sédimentation de varves biochimiques riche en matière organique (Fig. 2).

5. Conclusion

Les environnements sédimentaires du lac du Bourget constituent des archives variées et détaillées de l'évolution naturelle et anthropique de son vaste bassin versant. Les apports terrigènes résultant des conditions climatiques holocène et des activités humaines depuis l'Age du Fer, édifient des environnements deltaïques particulièrement sensibles au contexte séismo-tectonique de cette partie des Alpes et du Jura.

Remerciements

Depuis plus de 10 ans j'ai eu la chance et le plaisir d'étudier les archives sédimentaires du lac du Bourget au sein de nombreux laboratoires : le *LGCA* UMR 5025 de l'Université de Savoie ; *Sédimentologie et Géodynamique* UMR 8577 de l'Université de Lille 1, le *RCMG* de l'Université de Gand, l'*ISTO* UMR 6113 de l'Université d'Orléans et l'Institut

de Géologie de l'ETH Zürich. Je tiens à sincèrement remercier les chercheurs de ces laboratoires et toutes les nombreuses personnes qui ont initiées puis contribuées au développement de ces passionnantes études pluridisciplinaires.

Références bibliographiques

Arnaud, F., 2003. Signature climatique et antropique dans les sédiments holocènes des lacs du Bourget et d'Anterne (Nord-Ouest des Alpes)-Paléohydrologie et contamination par le plomb. Th. Doct., Univ. Lille 1, 247 p.

Arnaud, F., Revel, M., Chapron, E., Desmet, M., Tribovillard, N., 2005. 7200 years of Rhone River flooding activity in Lake Le Bourget : a high-resolution sediment reccord of the NW Alps hydrology. *The Holocene* 15, 420-428.

Chapron, E., 1999. Contrôles climatique et sismo-tectonique de la sédimentation lacustre dans l'avant-pays alpin (Lac du Bourget, Léman) durant le Quaternaire récent. *Géologie Alpine*, mémoire hors série n°30, 261 p.

Chapron, E., Van Rensbergen, P., Beck, M., De Batist, M., Paillet, A., 1996. Lacustrine sedimentary record of brutal events in Lake Le Bourget (Northwestern Alps-Southern Jura). *Quaternaire* 7, 155-168.

Chapron, E., Beck, C., Pourchet, M., Deconninck, J.F., 1999. 1822 earthquake-triggered homogenite in Lake Le Bourget (NW Alps). *Terra Nova* 11, 86-92.

Chapron, E., Desmet, M., De Putter, T., Loutre, M-F., Beck, C., Deconninck, J-F., 2002. Climatic variability in the northwestern Alps, France, as evidenced by 600 years of terrigenous sedimentation in Lake Le Bourget. *The Holocene*, 12, 177-185.

Chapron, E., Van Rensbergen, P., De Batist, M., Beck, C., Henriet, J.P., 2004. Fluid-escape features as a precursor of a large sub-lacustrine sediment slide in Lake Le Bourget, NW Alps, France. *Terra Nova* 16, 305-311.

Chapron, E., Arnaud, F., Noel, H., Revel, M., Desmet, M., Perdereau L., 2005. Rhône River flood deposits in Lake Le Bourget : a proxy for Holocene environmental changes in the NW Alps, France. *Boreas* 34, 404-416.

Chapron, E., Dietrich, M., Beck, C., Van Rensbergen, P., Finckh, P., Ménard, G., Nicoud, G., Lemeille, F., Anselmetti, F., De Batist, M., 2006. High-amplitude reflections in proglacial lacustrine lacustrine basin fills of the NW Alps: origin and implications. Proceedings of the *third international symposium on the effects of sruface geology on Seismic motion, ESG 2006*, Grenoble, volume 2, sous presse.

Chapron, E., Arnaud, F., Marguet, A., Billaud, Y., Perdereau, L., Magny, M., 2006. Evolution des paleoenvironnements alpins durant l'Age du Bronze : apports des archives sédimentaires littorales et profondes du Lac du Bourget (Savoie, France). *Comptes-rendu 129ieme congrès de la CTHS*, Besançon, Avril 2004, sous presse.

Debret, M., 2005. Sédimentologie de la grande carotte du lac du Bourget : implications paléoclimatiques et paléohydrologiques depuis 11 00 ans. Mémoire Master 2 recherche, Université de Lille 1, 50 p.

Delebecque, A., 1898. Les lacs français.CHAMEROT et RENOUARD, Paris, 436 p.

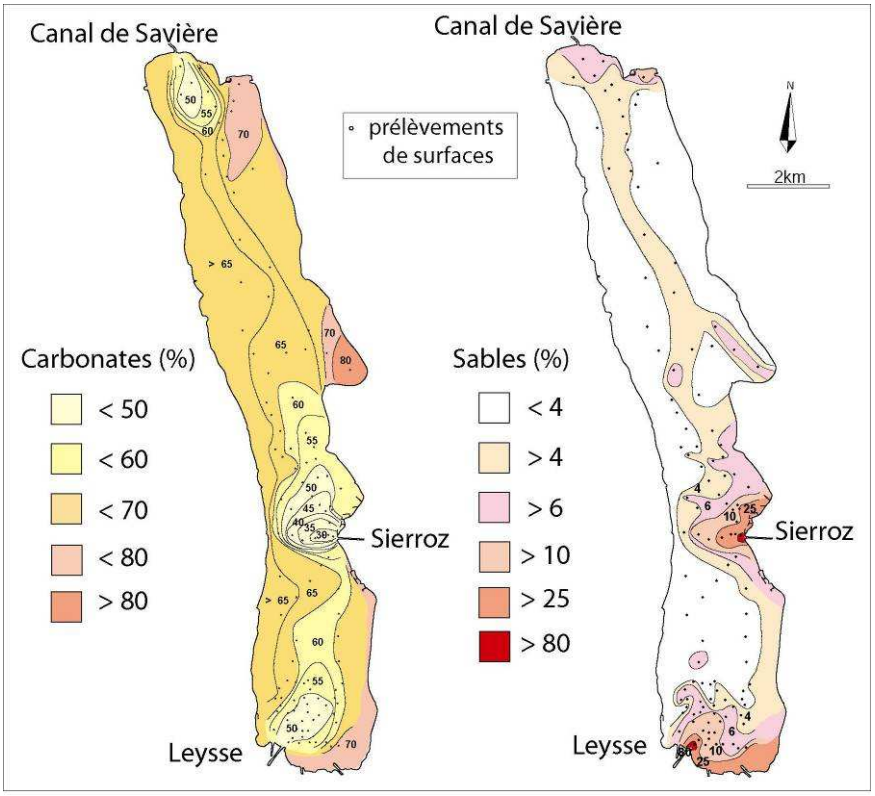
Finckh P, Kelts, K., Lambert, A., 1984. Seismic stratigraphy and bedrock forms in perialpine lakes. *Geological Society of American Bulletin* 95, 1118-1128.

Magny, M. & Richard, H., 1985. Contribution à l'histoire Holocène du lac du Bourget: recherches sedimentologiques et playnologiques sur le site de Conjux-la-Châtière (Savoie, France). *Revue de Paleobiologie*, 4, 253-277.

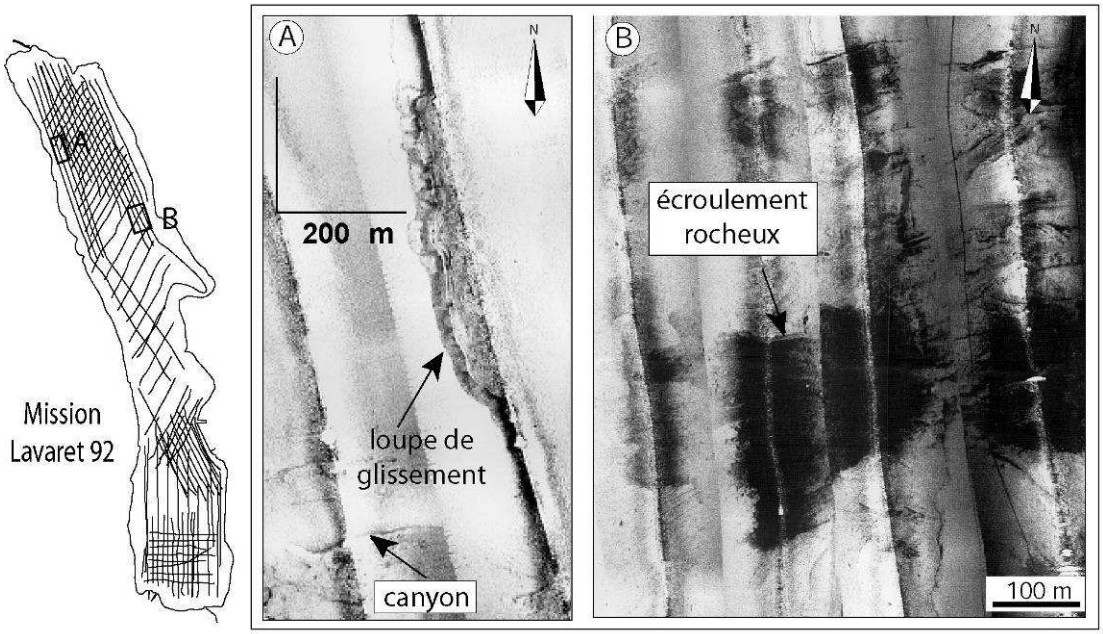
Van Rensbergen, P., De Batist, M., Beck, C., Chapron, E., 1999. High-resolution seismic stratigraphy of glacial to interglacial fill of a deep glacigenic lake: Lake Le Bourget, Northwestern Alps, France. *Sedimentary Geology* 128, 99-129.

Van Rensbergen, P., Chapron, E., Beck, C., 2006. Imagerie géophysique du remplissage sédimentaire du Lac du Bourget depuis le retrait des glaciers. Ce volume.

Annexe 1. Composition en sables et en carbonates des sédiments actuels.



Annexe 2. Images sonar d'instabilité gravitaires.



Le cadre climatique et chronologique des habitats lacustres préhistoriques

The climatic and chronological framework of the lake prehistoric settlements

André Marguet[1]

avec la collaboration de Yves Billaud[1] et Michel Magny[2]

(1) Ministère de la Culture, Département des recherches archéologiques subaquatiques et sous-marines (DRASSM & UMR 6565), 58bis, rue des Marquisats, 74000 Annecy (France)
(2) CNRS & Université de Franche-Comté, UMR 6565, Laboratoire de Chrono-écologie, UFR des Sciences et Techniques, 16 route de Gray, 25030 Besançon Cedex (France)

Résumé: Mis au jour il y a plus de 150 ans au bord des lacs subalpins, les vestiges préhistoriques des anciennes *cités lacustres* ont acquis une place privilégiée dans la recherche archéologique. S'agissait-il d'habitats surélevés au-dessus de l'eau ou d'habitats de terre ferme ? Pour comprendre quel était le milieu ambiant de ces populations lacustres et à quelles périodes elles se sont développées dans nos régions, les problématiques des naturalistes et des archéologues ont été précisées. Ces recherches pluridisciplinaires apportent maintenant des éléments de réponse importants pour la compréhension de ces contextes littoraux. Parallèlement à la reconstitution paléoclimatique de l'environnement lacustre, le recensement des sites immergés a permis de retracer l'histoire des peuplements riverains. Les recherches subaquatiques récentes, plus particulièrement les prospections systématiques et des sondages d'évaluation, précisent nos connaissances sur ces occupations. Pour le lac du Bourget, pas moins de 9 emplacements du Néolithique et 19 de l'âge du Bronze sont maintenant recensés. En s'appuyant sur les datations par le radiocarbone et sur l'échantillonnage de pilotis pour la constitution d'un calendrier dendrochronologique encore inexistant il y a une vingtaine d'années, les principales périodes d'installation de ces habitats sont identifiées (de -3842 à -805 avant notre ère.

Mots-clés : Préhistoire, Néolithique, Age du Bronze, bas niveaux, habitats lacustres

Abstract. Put at the day there is more than 150 years at the edge of the subalpine lakes, the prehistoric vestiges of the old *lake-dwellings* acquired a place privileged in archaeological research. Were they elevated habitats above water or firm ground habitats? To understand which was the ambient conditions of these lake populations and at which periods they developed in our areas, the problems of the naturalists and the archaeologists were specified. This multi-field research now brings important brief replies for the comprehension of these littoral contexts. Parallel to the paleoenvironmental reconstitution of the lake environment, the census of the immersed sites made it possible to recall the history of the bordering settlements. Recent underwater investigations, more particularly the systematic prospections and of the surveys of evaluation, specify our knowledge on these occupations. For the lake of Le Bourget, not less than 9 sites of the Neolithic era and 19 the Bronze Age are now listed. While being based on the datings by radiocarbon and the sampling of pile for the constitution of a still non-existent calendar dendrochronologic there is a score of years, the principal periods of installation of these habitats are identified (from -3842 to -805 before our era).

Keywords : Prehistory, Neolithic, Bronze Age, low levels, lake dwellings

Préambule

Implanté à Annecy depuis 1980, le Centre National de Recherches Archéologiques Subaquatiques (CNRAS), un organisme délocalisé du Ministère de la Culture dont les domaines de compétence s'étendent aux eaux douces de la France métropolitaine est devenu, en 1996, l'antenne pour les eaux intérieures du Département des Recherches Archéologiques Subaquatiques et Sous-Marines (DRASSM). Dans le cadre de ses missions d'expertises, de conseils scientifiques et techniques et de recherches, ce service a entrepris, avec l'aide ponctuelle de rares bénévoles locaux, de revisiter les gisements anciennement identifiés sous les eaux du plus grand lac naturel français et d'en établir le recensement systématique. Il intervient donc régulièrement sur les rivages du Bourget, notamment pour des inventaires, des diagnostics, des programmes chrono-culturels et paléoenvironnementaux. Au cours de ces opérations, le recours à des moyens de datation des sédiments et des vestiges, par le radiocarbone ou la dendrochronologie, a permis la constitution d'un premier cadre géographique, chronologique et environnemental précis des occupations littorales de nos régions. Ces résultats sont logiquement confrontés aux études pluridisciplinaires conduites en particulier sur le thème des interactions Homme-Climat-Environnement par les Universités de Franche-Comté (UMR 6565, Laboratoire de Chrono-Ecologie) et de Savoie (UMR 5204, Laboratoire Edytem).

1. Introduction

Mis au jour il y a plus de 150 ans au bord des lacs subalpins, les vestiges préhistoriques des anciennes *cités lacustres* ont acquis une place privilégiée dans la recherche archéologique. Certes, la richesse des objets découverts sur ces sites particuliers où, contrairement aux sites terrestres, sont encore préservés des vestiges organiques remontant aux agriculteurs du Néolithique (il y a 6000 ans) et aux métallurgistes de l'âge du Bronze (il y a 3000 ans) a façonné cette renommée. Mais cela tient aussi à la controverse qu'a longtemps suscitée leur interprétation. S'agissait-il d'habitats surélevés au-dessus de l'eau ou d'habitats de terre ferme ? D'où l'idée que le niveau des lacs était plus bas qu'aujourd'hui en raison d'un climat plus sec.

Comment expliquer en effet la présence de ces vestiges sous le niveau actuel des lacs ? Pour en connaître davantage sur cette question, on se reportera utilement aux travaux récents de Michel Magny qui retrace les étapes principales de ces réflexions et dont nous citerons ici simplement les principaux repères (Magny 2006).

Pour le suisse Ferdinand Keller, il s'agissait, en 1854 soit l'année même des premières trouvailles faites sur la rive orientale du lac de Zurich, de restes de *palafittes*, c'est à dire de villages construits sur pilotis. Cette interprétation, inspirée de l'image des cités lacustres de Nouvelle-Guinée rapportée par les grands navigateurs, supposait que le niveau des lacs n'avait pas varié depuis la Préhistoire.

Dès 1922, à partir de ses fouilles au bord du Federsee (Haute-Souabe), Hans Reinerth propose une vision différente. D'après lui, des villages palustres avaient pu être construits sur terre ferme ou sur des planchers légèrement surélevés alors que le niveau des lacs était plus bas qu'aujourd'hui. Cette interprétation implique l'existence de variations du niveau des lacs qu'il explique par des oscillations du climat.

Au début des années 1940, Oscar Paret prend définitivement le contre-pied de la théorie des *palafittes* et, à partir de considérations sur les techniques de construction observées sur le Federsee (Württemberg), va même jusqu'à nier l'existence d'habitations sur pilotis, que ce soit sur le rivage ou au-dessus de l'eau. Vers 1950, nuançant ces positions catégoriques, Emil Vogt montre également, à partir de ses fouilles à Egolzwil (LU) dans le marais de Wauwil, que les villages ont été construits à même le sol, sur des plages émergées.

Depuis le début des années 1970, la reprise et la multiplication des recherches archéologiques en bord de lac, la mise en œuvre de nouvelles techniques d'investigation et des comparaisons ethno-archéologiques ont montré que tous les types d'architecture avaient existé

pendant la Préhistoire en bordure des lacs de nos régions : maisons à même le sol, maisons à plancher rehaussé ou maisons sur pilotis.

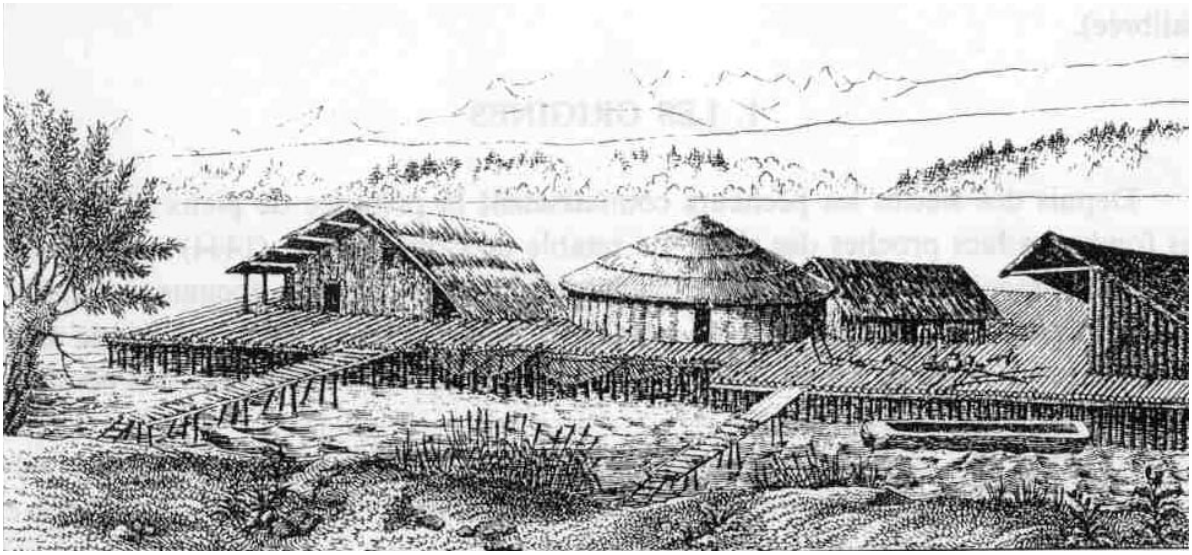


Figure 1. Première reconstitution d'un village lacustre inspirée des images de Nouvelle-Guinée rapportées par J. Dumont-d'Urville (d'après Keller 1854).

2. Historique des recherches subaquatiques locales

Dans la seconde moitié du XIX^{e} siècle, des vestiges immergés préhistoriques sont rapportés par la bibliographie régionale. On en citera ici que les jalons principaux, les références bibliographiques renvoyant à une énumération plus complète (voir la compilation dans Marguet 2004 et Billaud, Marguet 2006a). Au lac du Bourget, l'existence de *palafittes* fut signalée pour la première fois en 1856, à Brison-Saint-Innocent/Grésine, après la découverte d'objets et de pilotis mis au jour lors de la construction du chemin de fer de Culoz au mont Cenis (Chantre 1875-1876 : 170). La première mention de recherches faites sur les bords du lac remonte à juillet 1862, date à laquelle L. Rabut, membre de la commission nommée par la Société Savoisienne d'Histoire et d'Archéologie de Chambéry pour faire des fouilles sur les habitations lacustres, présente un premier rapport de ses travaux (Coutil 1915). En 1864, le même L. Rabut publie le premier inventaire régional dans lequel il mentionne sept emplacements ayant livré des antiquités de l'âge du Bronze et quelques outils lithiques plus anciens (Rabut 1864 : 85-98). En 1908, la même année que le Congrès Préhistorique de France de Chambéry (lors de l'excursion du 28 août, des objets dragués à Tresserve/Le Saut furent distribués aux congressistes), R. Munro reprend cet inventaire et la description des stations savoyardes. Pour le Bourget, il cite huit emplacements : Conjux, Châtillon, Grésine (2 stations), Meimart, Le Saut, Les Fiollets et Charpignat (Munro 1908 : 100-107). A partir de 1950, la plongée autonome va permettre l'observation *in situ* des gisements anciennement repérés. L'archéologie sous-lacustre va alors mettre au point des techniques particulières d'investigation qui seront mises en œuvre, dès 1953-1954, sur les sites immergés du lac du Bourget par R. Laurent/GRAL. Les premiers prélèvements de pilotis destinés aux datations par le radiocarbone datent également de cette époque (1965-1966). Un peu après, à l'occasion du IX^{e} Congrès de l'Union Internationale des Sciences Préhistoriques et Protohistoriques, A. Bocquet donne la liste des sites recensés dans les lacs alpins français. Pour le Bourget, il intègre les données des premières plongées et les premières dates absolues et comptabilise également les découvertes du XIX^{e} siècle : douze gisements sont localisés (Néolithique 3, Bronze 7, Antiquité 1, âge indéterminé 1) (Bocquet, Laurent 1976 : 140-142). Après l'arrêt des travaux de R. Laurent, vers 1974, R.

Castel/CALAS poursuit le recensement des sites lacustres. Il en établit une synthèse sur vingt années de recherches (1963-1983) : onze gisements sont recensés et décrits (Néolithique 2, Bronze 8, Antiquité 1) (Castel 1983 : 292-295). Dix ans plus tard, cet inventaire est réactualisé par la Société d'Art et d'Histoire d'Aix-les-Bains : treize gisements sont alors comptabilisés (Néolithique 3, Bronze 8, Antiquité 1, Moderne 1) (Castel 1993 : 13-20). A partir de 1980, de nouvelles recherches, orientées vers l'inventaire et le diagnostic des sites, sont entreprises par A. Marguet/CNRAS et Y. Billaud/AREOLL. Une mise à jour de ce bilan est proposée pour les lacs alpins français en 1992, à l'occasion du colloque d'Ambérieu-en-Bugey. Pour le lac du Bourget, seize gisements sont maintenant dénombrés (Néolithique 7, Bronze 8, indéterminé 1) (Marguet *et al*. 1995 : 167-196). La fin des années 1990 voit se poursuivre les prospections ponctuelles (équipe bénévole R. Castel et J.-P. Gassani/CALAS), les diagnostics localisés (A. Marguet/DRASSM) et les sondages stratigraphiques d'évaluation (Y Billaud/DRASSM). Les données recueillies par ces équipes sont régulièrement réactualisées dans les actes de colloques récents (*Entretiens de géoarchéologie*, Lyon 1995 et *14C et Archéologie*, Lyon 1998) : vingt-cinq gisements sur treize sites (Néolithique 7, Bronze 11, Antiquité 3, Moyen Age 2, indéterminé 2). On trouvera ces bilans documentaires dans Billaud, Marguet 1997 et les données cartographiques et chronologiques, notamment les tableaux des dates, dans Billaud, Marguet 1999 ; Billaud, Marguet 2006b et Billaud, Marguet 2006c.

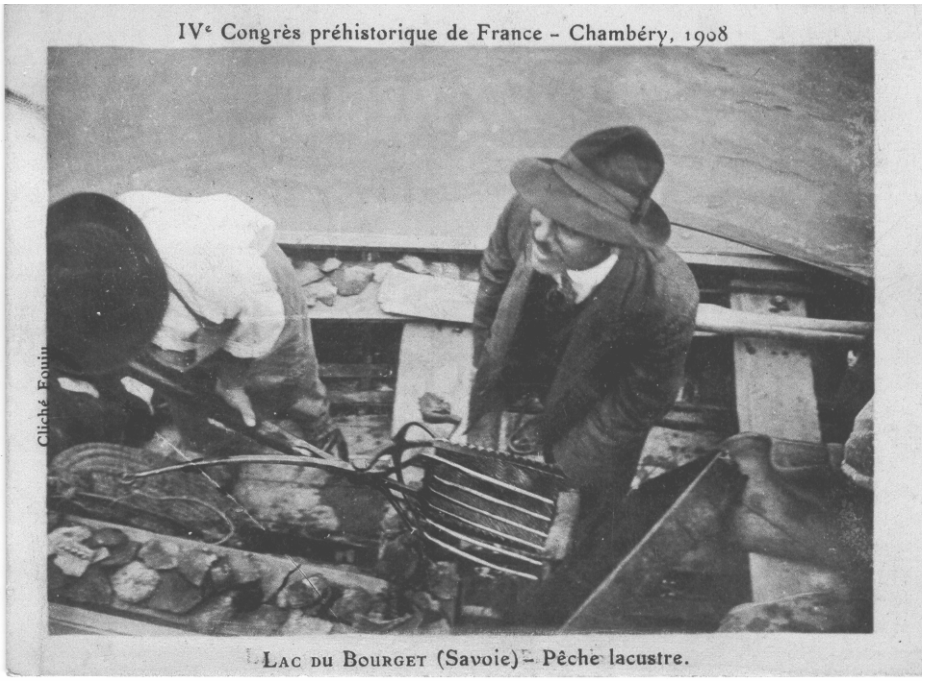


Figure 2. La dernière pêche aux antiquités lacustres (Congrès 1908).

3. Comprendre les habitats lacustres

Pour comprendre quel était le milieu ambiant de ces habitats lacustres et à quelles périodes ils se sont développés dans nos régions, les problématiques des naturalistes et des archéologues ont été précisées. Systématiquement mises en œuvre depuis les années 1980, ces recherches pluridisciplinaires apportent des éléments de réponse importants pour la compréhension des habitats lacustres (voir l'énoncé méthodologique de ces démarches dans Magny 1984 ; Billaud, Marguet 1997 ; Magny 1995 ; Magny 2006).

3.1 Le contexte géomorphologique

La morphologie littorale des lacs subalpins et jurassiens est le plus souvent caractérisées par l'existence d'une plate-forme littorale faiblement immergée : la beine. Vers le large, son extrémité est marquée par une rupture de pente assez forte : le tombant. Cette plate-forme est généralement colonisée par les végétaux qui s'organisent de manière concentrique. Sur les bords, un couvert végétal denses conduit à la formation de sédiments très organiques (les tourbes) alors que plus au large, la sédimentation naturelle est fortement dominée par des dépôts carbonatés (la craie lacustre), sédiments de plus en plus fins lorsque la profondeur augmente (ces lignes sont empruntées à Magny 2006 : 75).

3.2 La reconstitution du cadre environnemental

Pour reconstituer les variations du niveau des lacs, une des méthodes développée par les sédimentologues est basée sur la distinction des types de concrétions carbonatées qui constituent l'essentiel des sédiments accumulés sur les plates-formes littorales. La distribution spatiale de ces différentes concrétions montre une répartition en plusieurs zones, caractérisées chacune par la dominance d'un certain type. Ainsi, la fréquence relative de chacun de ces types permet de restituer la profondeur d'eau à laquelle ils se sont déposés (Magny 2006 : 74-75).

Les résultats acquis au cours des vingt dernières années à la suite de l'analyse des remplissages sédimentaires de 26 cuvettes lacustres, dans le Jura et le domaine subalpin, permettent de connaître aujourd'hui avec une relative précision les variations du niveau des lacs de ces régions tout au long de l'Holocène. Il est observé que les hausses du niveau des lacs régionaux coïncident, dans les Alpes, avec des avancées des glaciers ou des abaissements de la limite forestière en altitude. Ces corrélations interrégionales suggèrent donc des oscillations pluriséculaires du climat, des phases plus froides et plus humides alternant avec d'autres plus chaudes et plus sèches (Magny 2006 : 77).

La comparaison du nombre des habitats lacustres avec la teneur de l'atmosphère en 14C résiduel permet par ailleurs de tester l'importance de ces variations climatiques. On observe ainsi que les pics de fréquence de ces habitats de bord de lacs coïncident avec des périodes de plus forte activité solaire. Cette corrélation suggère, sans exclure la dimension culturelle des habitudes, que les habitats lacustres préhistoriques se sont effectivement développés pendant des phases climatiques plus chaudes ayant pour origine un renforcement de l'activité du soleil et pour conséquence un abaissement du niveau moyen des lacs jurassiens et subalpins qui a pu favoriser le développement de villages littoraux (Magny 2006 : 81).

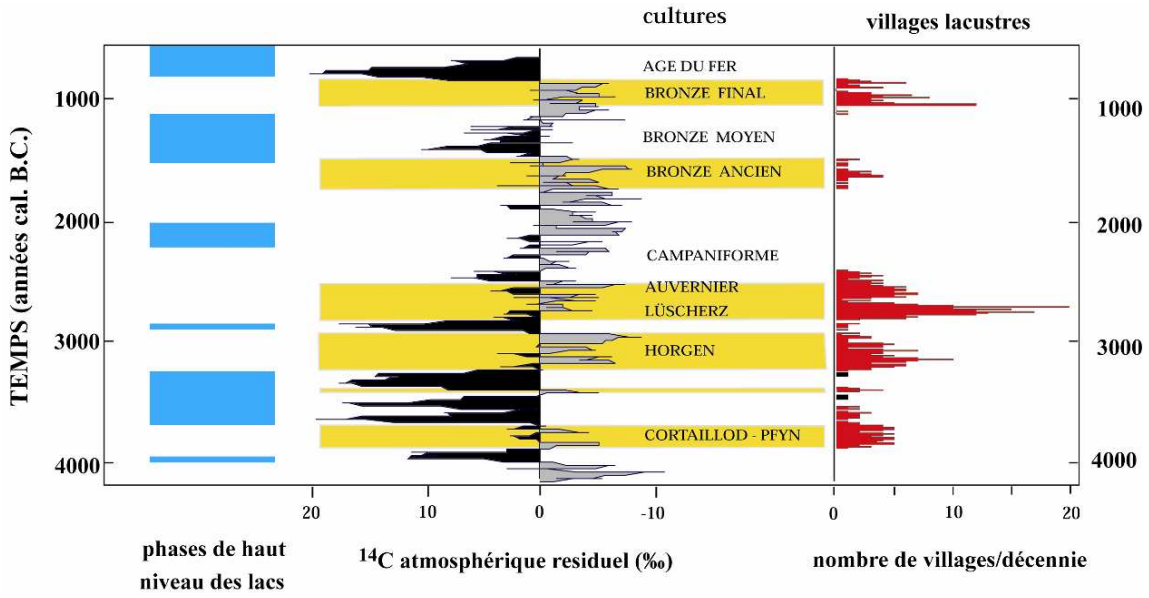


Figure 3. Comparaison entre les variations de la teneur de l'atmosphère en 14C résiduel et la fréquence des habitats de bords de lacs du Néolithique et de l'âge du Bronze (Magny 2006).

3.3 L'inventaire des sites sous-lacustres et la constitution des référentiels

C'est également sur ces plates-formes littorales peu profondes, dont la largeur dépend de la sédimentation de dépôts d'origine biochimique (précipitations des carbonates) mais aussi de l'accumulation des apports terrigènes arrachés aux pentes et de la redistribution dynamique des matériaux déplacés par l'action des vagues que nous retrouvons, en général à faible distance des rivages actuels, les vestiges archéologiques.

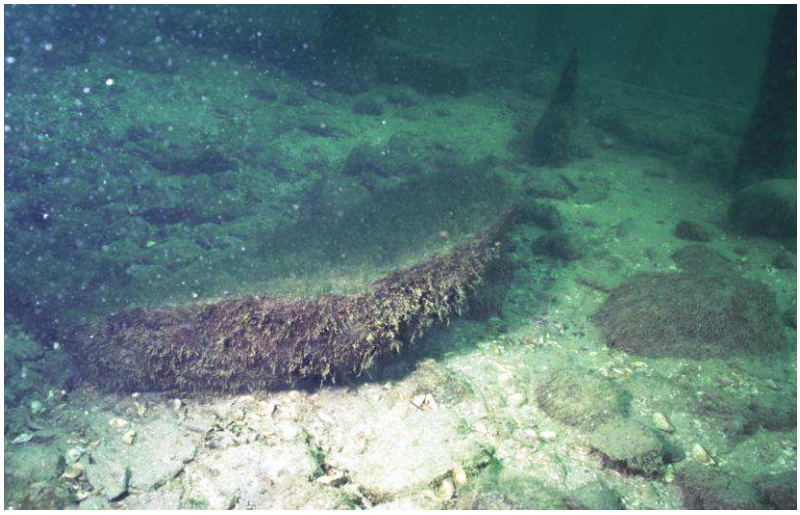


Figure 4. Tresserve, Les Fiollets : vue subaquatique d'un sol d'habitat érodé du Bronze final où seuls les pilotis et les objets lourds subsistent (cliché E. Champelovier / DRASSM Annecy).

Malgré les travaux des précurseurs, la connaissance des sites littoraux savoyards s'est longtemps cantonnée aux récoltes, aussi fructueuses que désordonnées, de la deuxième moitié du XIX^{e} siècle. Puis des reconnaissances en plongée et des prélèvements de pilotis destinés aux datations avaient permis le calage chronologique des premiers inventaires. Les recherches subaquatiques récentes, notamment les prospections systématiques et des sondages d'évaluation, précisent nos connaissances sur ces occupations.

Parallèlement à la reconstitution paléoclimatique de l'environnement lacustre, le recensement des sites immergés a permis de retracer l'histoire des peuplements riverains. Pour cela, des campagnes hivernales ont été réalisées sur l'ensemble des rivages subalpins. L'élaboration de la carte archéologique des gisements sous-lacustres du lac du Bourget a été faite en 1999 et en 2000. Vingt-six semaines ont été nécessaires à une équipe de trois personnes pour parcourir les 44,3 km de ce littoral (responsable A. Marguet). Quarante-six gisements d'importance inégale sont maintenant recensés au Bourget dont 9 gisements du Néolithique et 19 emplacements de l'âge du Bronze (avant ces prospections, 25 gisements étaient identifiés). Les résultats obtenus sont développés dans les Bilans scientifiques du DRASSM (Marguet 2002 et 2004). En s'appuyant sur les datations par le radiocarbone et sur l'échantillonnage de pilotis pour la constitution d'un calendrier dendrochronologique encore inexistant il y a une vingtaine d'années, les principales périodes d'installation de ces habitats sont identifiées (de -3842 à -805 avant notre ère).

Sur la base de ces données, il apparaissait nécessaire d'élargir la démarche de manière à dépasser le niveau du recensement qui avait prévalu jusqu'alors. Au-delà de cet inventaire, certains sites font l'objet d'investigations plus poussées. Elles sont réalisées depuis 1996, dans le cadre d'un programme d'évaluation des grandes stations de l'âge du Bronze final du lac du Bourget (responsable Y. Billaud). Les emprises archéologiques sont ainsi précisées, notamment la situation topographique des implantations, la répartition spatiale des pilotis, la délimitation des niveaux organiques préservés. Contrairement à ce qui était encore admis à la

fin des années 1970, les séquences sédimentaires non perturbées y sont très importantes (voir la contribution de Billaud dans ce volume).

4. L'occupation archéologique du territoire, un catalogue réactualisé

Si les objets récupérés lors des *pêches aux antiquités* avaient permis l'identification des populations riveraines du Néolithique et de l'âge du Bronze, les prospections récentes et de nombreuses analyses précisent nos connaissances sur ces occupations littorales. La chronologie des principales phases d'occupation peut être résumée de la manière suivante (les âges sont donnés en date absolue avant notre ère pour la dendrochronologie et en âge conventionnel BP [Before Present] ou BC [Before Christ] pour le radiocarbone).

4.1 Les agriculteurs du Néolithique

Bien que les études climatiques montrent, au V^{e} millénaire avant notre ère, des périodes de bas niveau qui pouvaient être favorables aux installations, aucun indice archéologique n'est connu en bord de lac pour cette période.

Une première phase d'occupation, par des agriculteurs du Néolithique moyen, est observée en rive ouest du lac au cours du IV^{e} millénaire. Des pilotis et des restes de la vie quotidienne de cette période ont été découverts à Saint-Pierre-de-Curtille/Hautecombe. Les datations dendrochronologiques, en -3842 et vers -3835, confirment cette implantation, la plus ancienne actuellement connue. A Conjux/Rives 1, un autre gisement a livré des outils lithiques et des mobiliers céramiques. Une dizaine de pilotis sont datés par la dendrochronologie : abattages en -3569 et -3521.

Dans la seconde moitié du IV^{e} millénaire, au Néolithique moyen/récent, une intensification de l'occupation littorale est observée. Sur la rive ouest, à La Chapelle-de-Mont-du-Chat/Le Communal du Lac, des pilotis sont datés par le radiocarbone d'environ 3500 ans avant J.-C. (4735±45 BP ; 4695±50 BP). A Saint-Pierre-de-Curtille/Hautecombe, quelques pilotis appartiennent à une phase plus récente ; ils sont datés d'environ 3200 avant J.-C. (4540±50 BP). En rive est, à l'emplacement des trouvailles faites dans la baie de *Grésine* en 1856, des pilotis sont également attribués à cette période (4725±45 BP).

A la transition Néolithique récent/final, on voit une confirmation des installations littorales durant la première moitié du III^{e} millénaire. Dans la baie de Conjux/Rives 2, des vestiges sont identifiés et datés d'environ 2800 avant J.-C. (4125±40 BP). Des mobiliers céramiques et lithiques caractéristiques de cette phase ont aussi été découverts à Tresserve/Les Bourres où les pilotis sont datés d'environ 2700 avant J.-C. (4205±50 BP ; 4155±50 BP ; 4095±45 BP). Une palissade de petits chênes est datée par le radiocarbone d'environ 2650 avant J.-C. (4000±40 BP) à Brison-Saint-Innocent/Chez Tournu ; elle borde, côté large, le gisement de *Mémars 1*. Sur ce même emplacement, des niveaux végétaux sont préservés et des pieux sont datés par la dendrochronologie : phases d'abattage entre -2595 et -2529.

Durant la seconde moitié du III^{e} millénaire, au Néolithique final, les traces d'occupations sont toujours attestées, cette fois-ci sur des gisements sensiblement moins dégradés. C'est le cas à Conjux/La Chatière où des mobiliers caractéristiques sont conservés et des pilotis sont datés de -2440 et de -2436 à -2427 par la dendrochronologie. Sur ce gisement, les mobiliers céramiques découverts montrent des influences culturelles jurassiennes et helvétiques (pour les aspects culturels de ces mobiliers néolithiques, voir Rey 1999). Sur la rive orientale, à Brison-Saint-Innocent/Chez Tournu, des phases d'abattage sont reconnues entre -2582 et -2475 pour des pilotis de la zone sud. Jusqu'à présent, les prospections sur les rivages subalpins n'ont mis en évidence aucun habitat de l'extrême fin du Néolithique final (entre 2400 et 2200 av. J.-C.). L'abandon des rives après 2400 av. J.-C. interviendrait donc alors qu'une des baisses les plus prononcées de l'Holocène se développe (Magny, 1995). Il est par conséquent vraisemblable que l'influence du climat s'efface devant celle de phénomènes culturels non encore identifiés dans nos régions.

A la fin du III^{e} millénaire, les vestiges de la transition Néolithique final/Campaniforme sont rares. Quelques objets anciennement récoltés hors contexte pourraient s'y rattacher.

Récemment, les prospections réalisées à Brison-Saint-Innocent/Chez Tournu ont mis au jour une palissade perpendiculaire au rivage ; elle est datée d'environ 2050 avant J.-C. (3645±40 BP) et marquerait la fin des habitats palafittiques de la Préhistoire.

4.2 Les métallurgistes de l'âge du Bronze

De la phase ancienne du Bronze ancien, on ne connaît pas de sites sur les bords des lacs régionaux. Ce n'est que dans une phase plus récente que les rives savoyardes révèlent les traces de rares habitats. Dans le lac du Bourget, ces vestiges ne sont pas encore identifiés. Seuls y sont datés, à Tresserve/Le Saut, des bois piégés dans les sédiments avant les occupations du Bronze final. Peut être marquent-ils, vers 1800 av. J.-C. (3475±50 BP et 3440±45 BP), un épisode érosif d'un gisement disparu (Billaud, Treffort, 2004).

Au milieu du II^{e} millénaire avant notre ère, les traces de l'âge du Bronze moyen (début du XVII^{e}/milieu du XIV^{e} siècles) ne sont pas connues sur les rivages régionaux (elles sont par contre identifiées dans les gisements sous abris), peut être en raison d'un abandon des zones littorales jurassiennes et subalpines à la suite d'une brève détérioration climatique (refroidissements induits par un affaiblissement de l'activité solaire). En effet, une remontée du niveau des lacs jurassiens et subalpins est mise en évidence dans la deuxième moitié du Subboréal (elle commencerait vers 1520 cal. BC et s'achèverait avant 1100 cal. BC). S'agit-il d'un abandon des zones littorales à la suite d'une détérioration climatique ou d'un phénomène socio-culturel ?

Au tout début de l'âge du Bronze final, au milieu de la deuxième moitié du II^{e} millénaire, une nouvelle approche du littoral semble maintenant être confirmée (XIV^{e}/XIII^{e} siècles). Ainsi, à Conjux/Les Côtes 1, les prospections ont mis en évidence, dans un petit niveau organique préservé, des fragments céramiques attribuables au Bronze final 1 (jarres à rebord). Un bois couché a été prélevé dans ce niveau, il est daté d'environ 1350 av. J.-C. (3095±45 BP). Ces éléments, inédits pour le lac du Bourget, sont à mettre en relation avec les quelques découvertes lémaniques et annéciennes (Billaud, Marguet, à paraître).

A la fin du Bronze final, la carte de répartition des sites archéologiques régionaux traduit la forte occupation humaine des vallées alpines : 59 entités en Savoie et 71 en Haute-Savoie (Billaud, Marguet, à paraître). Les zones riveraines n'échappent pas à cette expansion des populations marquée par l'intensification des installations littorales. Dans l'état des connaissances, 40 gisements sont identifiés sur l'ensemble des lacs subalpins français (Aiguebelette 2, Bourget 19, Annecy 7, rive française du Léman 12). Ils fournissent de nombreuses séquences dendrochronologiques montrant, dans le lac du Bourget (à ce jour le plan d'eau le plus prospecté), des phases d'abattage durant près de 280 années, de -1084 (Conjux/Pré Nuaz) à -805 (Tresserve/Le Saut), date qui semble bien marquer la fin des dernières installations littorales à usage d'habitation de nos régions (voir, dans ce volume, la contribution de Y. Billaud qui présente les évaluations stratigraphiques menées depuis 1997).

A partir de la fin du IX^{e} siècle (fin du Subboréal/début du Subatlantique), les populations riveraines maintiennent leur rapprochement du littoral, de manière plus sporadique et principalement pour y implanter des aménagements vraisemblablement liés à des usages temporaires du plan d'eau (pêcheries, pontons d'accostage, ouvrages de protection, etc.). Cette modification des pratiques riveraines est identifiée à Aix-les-Bains/La Culaz où des petits pieux dessinent une structure quadrangulaire (6 m de long, 5 m de large) datée de la transition Bronze final/début Hallstatt (2640±50 BP, soit -925-590 cal BC). Les derniers témoins protohistoriques mis au jour par l'archéologie subaquatique sont seulement datés par le radiocarbone. Il s'agit de petits groupes de pilotis datés du premier âge du Fer, sans mobilier archéologique et dont la fonction n'est pas connue, à Brison-Saint-Innocent/Sous-Cotefort 2, sur la rive orientale du Bourget (2500±40 BP, soit -790-430 cal. BC) et à Conjux/Le Viallier, sur la rive occidentale (2465±40 BP, soit -770-415 cal. BC).

5. Conclusions et perspectives

Les habitats littoraux savoyards comptent parmi les sites importants pour notre connaissance du peuplement préhistorique et pour la compréhension de l'occupation de notre territoire. En terme de conservation des gisements, les observations récentes nous obligent à reconsidérer les anciens bilans. Il y a encore une trentaine d'années, certaines stations étaient décrites comme bouleversées. La prospection systématique et la délimitation des sites nous ont permis d'en évaluer l'énorme potentiel. Cette vision nouvelle révèle aussi l'intérêt que représente l'étude systématique et pluridisciplinaire de ces vestiges.

Si l'acquisition des différents référentiels, archéologiques, dendrochronologiques et sédimentaires, pour définir les cadres typo-chronologiques des installations, pour comprendre l'évolution temporelle de l'organisation architecturale des villages et pour cerner l'évolution chronologique des cultures matérielles et des relations entre l'habitat et le milieu s'est avérée une phase importante de nos recherches, se dessinent maintenant de nouvelles problématiques.

La poursuite des prospections, pour une caractérisation fine des emprises des gisements repérés, est une des démarches projetées pour ces prochaines années (responsable A. Marguet). Ces données apparaissant pourtant insuffisantes pour la compréhension de ces habitats littoraux et pour la reconstitution de l'histoire des peuplements, la poursuite des sondages d'évaluation des gisements de l'âge du Bronze des lacs subalpins est également programmée (responsable Y. Billaud).

Les archives lacustres savoyardes seront par conséquent à considérer comme des "zones ateliers" où les potentiels d'analyses sont importants. Elles s'intégreront naturellement aux problématiques scientifiques de la recherche actuelle. Ces recherches assureront par ailleurs les comparaisons régionales indispensables, en particulier pour le lac du Bourget où les gisements semblent mieux préservés.

Mais, depuis 150 ans, ces sites subissent une érosion lacustre importante. Pour prévenir leur disparition ou ralentir leur démantèlement aux cours des prochaines décennies, il faut également réfléchir aux mesures de protection à mettre en place en matière de protection patrimoniale (Billaud, Marguet 2006d). C'est probablement la stratégie que nous allons proposer aux gestionnaires des lacs régionaux pour les prochaines années. Assurément, ces vestiges particuliers appellent la mise en place d'une politique spécifique et concertée d'aménagement, de protection et de mise en valeur qui devrait pouvoir rassembler de nombreux partenaires.

Remerciements

Les opérations archéologiques prises en considération dans cette contribution ont fait l'objet de financements réguliers du Ministère de la Culture et de subventions du Conseil Général de la Savoie, notamment pour la réalisation des analyses par radiocarbone et dendrochronologie.

Références bibliographiques

Billaud Y., Marguet A., 1997. L'archéologie subaquatique dans les lacs alpins. In : Bravard J.-P., Prestreau M. (coord.), *Dynamique du paysage. Entretiens de géoarchéologie*, Lyon, 17-18 novembre 1995. Documents d'Archéologie en Rhône-Alpes, 15. Lyon. Service Régional de l'Archéologie, 219-264.

Billaud Y., Marguet A., 1999. Les occupations littorales des lacs alpins français de la Protohistoire à nos jours. In : Evin J., Oberlin C., Daugas J.-P., Salles J.-F. (dir.), *14C et Archéologie*. Actes du 3e Congrès International, Lyon, 6-10 avril 1998. Mémoire de la Société Préhistorique Française, XXVI, 1999 et Supplément 1999 *Revue d'Archéométrie* (GMPCA), 199-205.

Billaud Y., Marguet A., 2006a. Historique de l'archéologie lacustre et de la question palafittique. In : Dumont A. (dir.). *Archéologie des lacs et des cours d'eau. Chapitre 1. Historique des recherches.* Paris : Editions Errance (collection "Archéologiques"), 9-18.

Billaud Y., Marguet A., 2006b. Les établissements littoraux des grands lacs alpins français. In : Hafner A., Niffeler U., Ruoff U. (hrsg*.). Die neue Sicht. Une nouvelle interprétation de l'histoire. The New View.* Unterwasserarchäologie und Geschichtbild. L'apport de l'archéologie subaquatique. Undewater Archaeology and the Historical Picture. Akten des 2. Internationalen Kongresses für Unterwasserarchäologie (Actes du 2e Congrès International d'Archéologie Subaquatique, IKUWA2). Antiqua 40 (Archéologie Suisse). Ruschlikon bei Zürich, 21-24 oktober 2004, 70-74.

Billaud Y., Marguet A., 2006c. A partir de 1980, de nouvelles méthodes d'approche et d'étude pour une meilleure connaissance des occupations littorales lacustres de la Préhistoire récente. In : Collectif. *Secrets de lacs. 150 ans d'archéologie dans les lacs alpins*. Musée-Château d'Annecy, catalogue d'exposition, 15 septembre-13 novembre 2006, 56-79.

Billaud Y., Marguet A., 2006d. Inventaire et diagnostic des sites immergés des lacs subalpins. In : Ramseyer D., Roullière-Lambert M.-J. (dir.). *Archéologie & érosion - 2. Zones humides en péril.* Actes de la deuxième Rencontre Internationale, Neuchâtel, 23-25 septembre 2004. Lons-le-Saunier : Centre Jurassien du Patrimoine, 98-109.

Billaud Y., Marguet A., à paraître 2007. Les installations littorales de l'âge du Bronze dans les lacs alpins français. Etat des connaissances. In : Mordant C., Richard H., Magny M. (dir.). *Environnements et cultures à l'âge du Bronze en Europe occidentale*. Actes du 129e Congrès national des sociétés historiques et scientifiques (CTHS). Besançon, 2004 [épreuve corrigée : 211-226].

Billaud Y., Treffort J.-M., 2004. Tresserve / Le Saut (Savoie), station Bronze final du lac du Bourget : récentes données de terrain, *Auvergne et Midi. Actualité de la recherche*, Actes des 5e Rencontres méridionales de Préhistoire récente, Clermont-Ferrand, novembre 2002, Cressensac, Préhistoire du Sud-Ouest, suppl. 9, 541-553.

Bocquet A., Laurent R., 1976. Les lacs alpins français. In : Bocquet A., Lagrand C. (dir.), *Néolithique et Ages des Métaux dans les Alpes françaises*, IXe Congrès UISPP, Nice. 13-18 septembre 1976, Livret-guide de l'excursion A9, 139-145.

Castel R., 1983. *Le lac du Bourget. recensement et état actuel des sites préhistoriques et protohistoriques immergés et réflexions sur 20 ans de plongées archéologiques (1963-1983).* Rapport dactylographié CALAS, Aix-les-Bains, 2 vol., 489 p.

Castel R., 1993. Les cités lacustres du lac du Bourget. In : *Art et mémoire* (Publication de la Société d'Art et d'Histoire d'Aix-les-Bains), 1, décembre 1993, 13-20.

Chantre E., 1875-1876. *Etudes paléoethnologiques dans le Bassin du Rhône. Age du Bronze. Recherches sur l'origine de la métallurgie en France. 2. Gisements de l'âge du Bronze*. Paris : Baudry, 321 p., 186 fig.

Coutil L., 1915. La céramique des palafittes du lac du Bourget (Savoie). *Bulletin de la Société Préhistorique Française* (séance du 25 novembre 1915), 12, 1915, 386-402, 4 fig., 11 pl. ; 430-431, 1 pl.

Magny M., 1984. Les palafittes aujourd'hui : bilan et perspectives. Un siècle d'archéologie lacustre. *Revue Archéologique de l'Est*, XXXV, 1-2 (135-136), 41-61.

Magny M., 1995. *Une histoire du climat, des derniers mammouths au siècle de l'automobile*. Paris. Ed. Errance (Les Hespérides), 176 p.

Magny M., 2006. Le cadre climatique des habitats lacustres du Jura et des Alpes du Nord. In : Dumont A. (dir.). *Archéologie des lacs et des cours d'eau. Chapitre 2. Méthodes.* Paris : Editions Errance (collection "Archéologiques"), 70, 73-85.

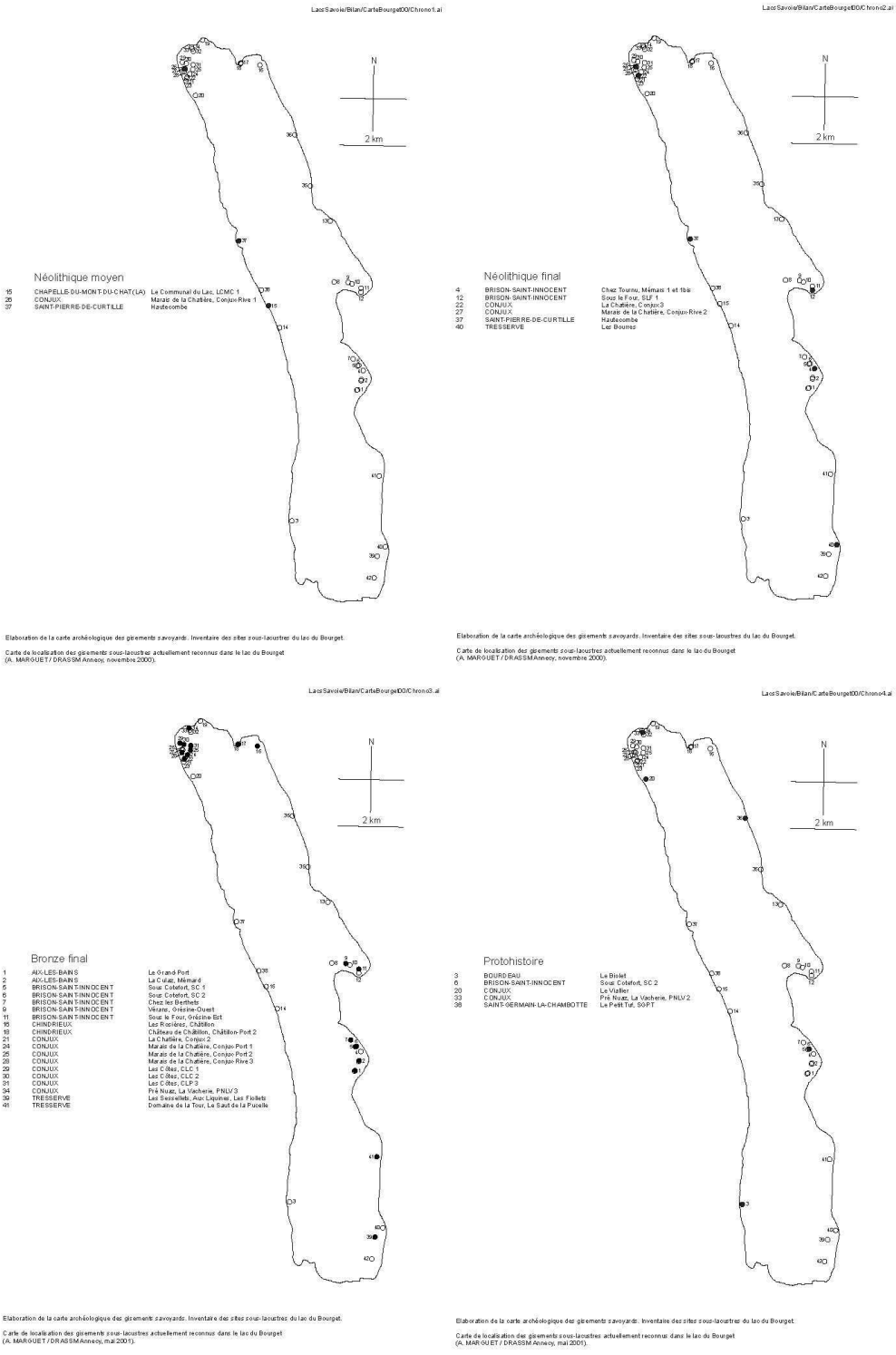
Marguet A., 2002. Savoie, lac du Bourget. Elaboration de la carte archéologique des gisements du lac du Bourget. In : *Bilan scientifique 2000 du DRASSM*, n°26. DRASSM-Eaux intérieures. Travaux et recherches archéologiques de terrain, Rhône-Alpes. Paris : Ministère de la Culture et de la Communication, Direction de l'Architecture et du Patrimoine, Sous-Direction de l'Archéologie, 117-137.

Marguet A., 2004. Savoie. Lac du Bourget. Elaboration de la carte archéologique des gisements du lac du Bourget. In : *Bilan scientifique 1999 du DRASSM*, n°26. DRASSM-Eaux intérieures. Travaux et recherches archéologiques de terrain, Rhône-Alpes. Paris : Ministère de la Culture et de la Communication, Direction de l'Architecture et du Patrimoine, Sous-Direction de l'Archéologie, 113-125.

Marguet A., Billaud Y., Magny M. (col.), 1995. Le Néolithique des lacs alpins français. Bilan documentaire, In : Voruz J.-L. *Chronologies néolithiques. De 6000 à 2000 avant notre ère dans le Bassin rhodanien*, Ambérieu-en-Bugey, septembre 1992, Documents du Département

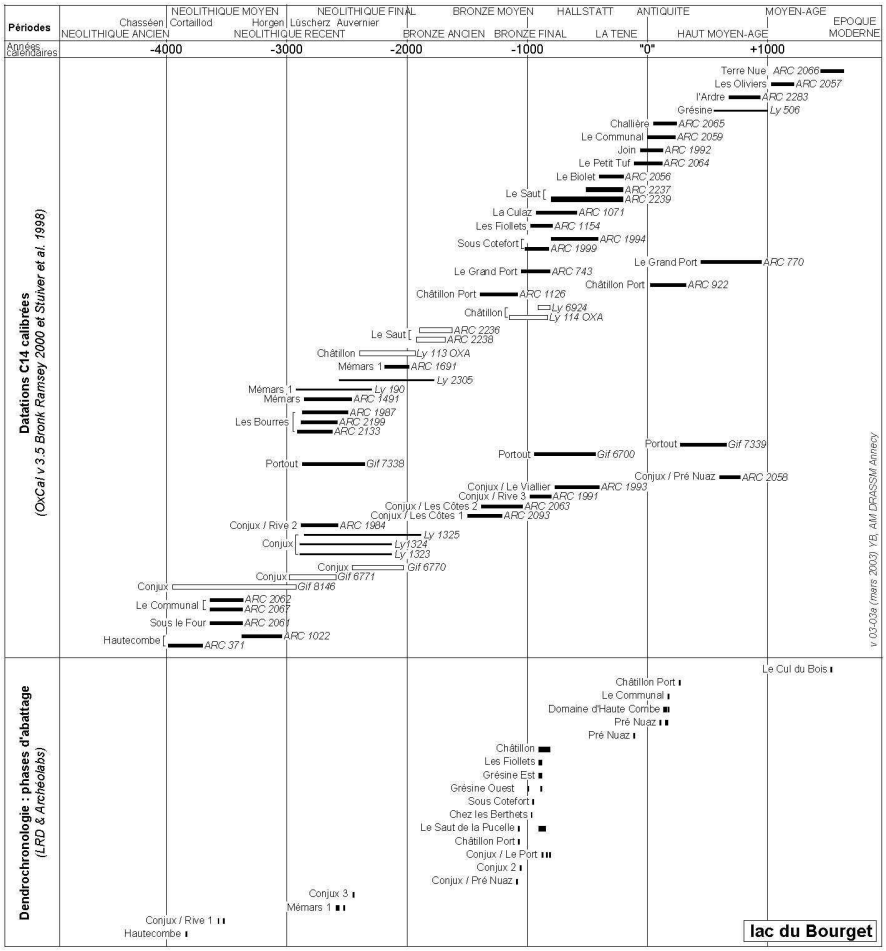
d'Anthropologie de l'Université de Genève, 20, Ambérieu-en-Bugey, Société Préhistorique Rhodanienne, 167-196.
Munro R., 1908. *Les stations lacustres d'Europe aux âges de la Pierre et du Bronze* (Lake Dwellings - Pfahlbauten - Palafitti). Paris : Schleicher Ed., 294 p., 81 fig., 35 pl.
Rabut L., 1864. Habitations lacustres de la Savoie. Premier mémoire. *Mémoire et documents de la Société Savoisienne d'Histoire et d'Archéologie*, VIII, 79-145.
Rey P.-J., 1999, *L'occupation de la Savoie au Néolithique, état des connaissances*. Mémoire de Maîtrise de l'Université de Savoie, UFR Lettres et Sciences humaines, Département d'Histoire, Chambéry, juin 1999, 5 vol., 998 p., 415 fig., 259 pl.

Annexe 1. Cartes de localisation des gisements.



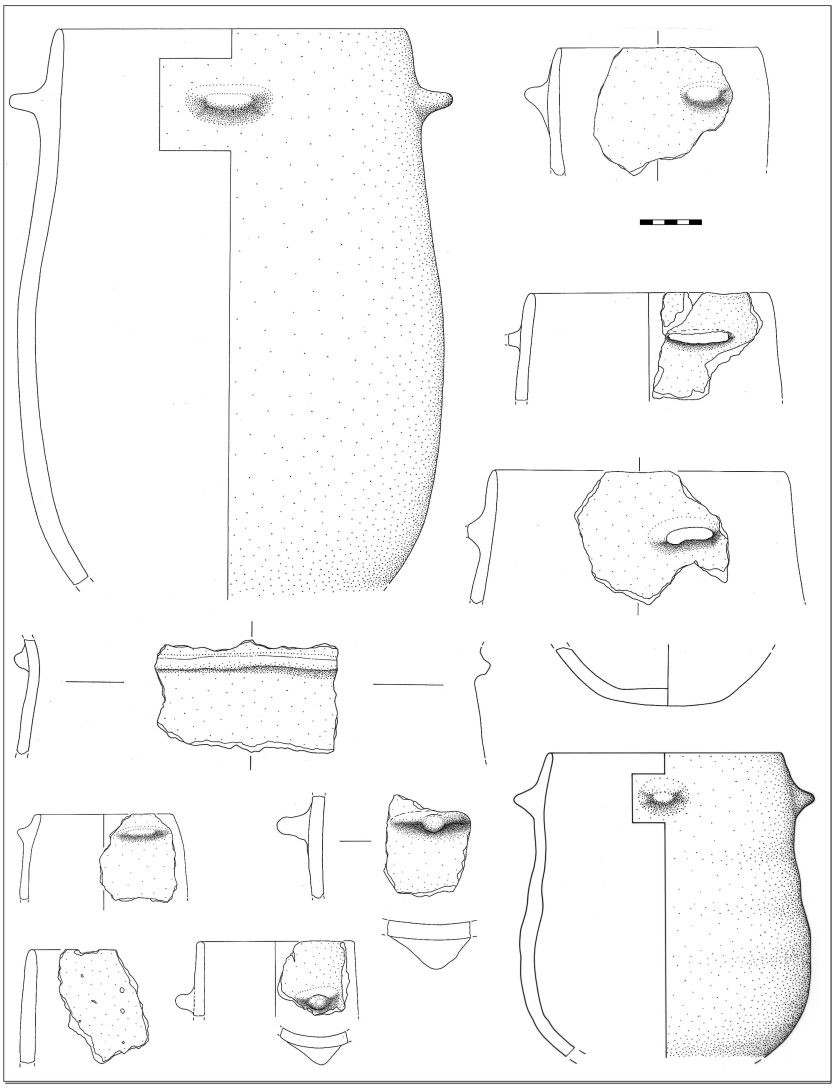
Annexe 1 : Carte de localisation des gisements préhistoriques et protohistoriques du lac du Bourget (dessin A. Marguet / DRASSM Annecy).
Appendix 1 : Map of localization of the prehistoric and protohistoric layers of the lake of Le Bourget (drawing A. Marguet / DRASSM Annecy).

Annexe 2. Tableau récapitulatif des dates remarquables.



Annexe 2 : Tableau récapitulatif des dates (radiocarbone et dendrochronologie) obtenues pour les gisements littoraux du lac du Bourget (synthèse et dessin Y. Billaud / DRASSM Annecy).
Appendix 2 : Summary table of the dates (radiocarbon and dendrochronology) obtained for the littoral layers of the lake of Le Bourget (synthesis and drawing Y. Billaud / DRASSM Annecy).

Annexe 3. Mobiliers céramiques du Néolithique final (dessin P.-J. Rey).



Annexe 3 : Mobiliers céramiques du Néolithique final découverts à Conjux, La Chatière, Conjux 3 (dessin P.-J. Rey).
Appendix 3 : Pottery of the late Neolithic period discovered in Conjux, La Chatière, Conjux 3 (drawing P.-J. Rey).

Les stations littorales de l'âge du Bronze final : Perception et évaluation d'un patrimoine subaquatique

Late Bronze Age lakeshore dwellings : Perception and evaluation of underwater heritage

Yves Billaud

DRASSM 58bis rue des Marquisats 74000 Annecy, yves.billaud@culture.gouv.fr

Résumé. La renommée archéologique du lac du Bourget est surtout due à l'abondant matériel dragué sur les stations littorales durant la deuxième moitié du 19e siècle. Mais, durant cette période, à la différence de la Suisse, les sites, toujours immergés sous 2 à 4 m d'eau, n'ont pas fait l'objet de fouilles. En conséquence, Le Bourget est resté à l'écart du grand débat sur la nature des habitats littoraux. Les observations de terrain ne débutent qu'en 1950 grâce au développement de la plongée. Les travaux deviennent systématiques à partir de 1980. Des campagnes menées depuis 1996 sur les stations du Bronze final, montrent que, contrairement à ce qui était admis, l'état de conservation est dans plusieurs cas, particulièrement remarquable. Carottages de sédiments, sondages stratigraphiques, dendrochronologie et analyses environnementales mettent en évidence les potentialités de ces sites pour l'étude des formes de l'habitat et des relations homme-milieu. Mais, comme dans les autres lacs alpins, ce patrimoine subaquatique apparaît extrêmement fragile.

Mots-clés : histoire, âge du Bronze, habitat lacustre, dendrochronologie, stratigraphie

Abstract. The archaeological fame of the lake Le Bourget is especially due to the abundant material dredged on the lakeshore settlements during second half of the 19th century. But, during this period, unlike Switzerland, the sites, always lying 2 to 4 meters down, were not subject to excavations. Consequently, Le Bourget keep out of the great debate on the nature of the lakeshore settlments. Field observations begin only in 1950 thanks to the diving development. Works becomes systematic since 1980. Surveys carried out since 1996 on the sites of late Bronze Age, show that, contrary to what was admitted, the state of conservation is in several cases, particularly remarkable. Corings of sediments, stratigraphic excavations, dendrochronology, and environmental analyses highlight the potentialities of these sites for the study of the forms of the habitat and the relationship between man and the environment. But, as in the other alpine lakes, this underwater heritage appears extremely fragile.

Keywords : history, Bronze Age, lake dwellings, dendrochronology, stratigraphy

1. Historique, 150 ans de recherches archéologiques

Parmi les nombreux sites archéologi–ques répertoriés à ce jour dans le lac du Bourget et se répartissant de 3800 avant notre ère jusqu'à l'époque actuel, une douzaine se rapporte au "*bel âge du Bronze*" au sens des chercheurs du 19^{e} siècle, c'est à dire la période entre -1100 et -800. Les stations les plus vastes ont été repérées très tôt, peu de temps après les premières découvertes dans la baie de Grésine en 1856. Pendant plusieurs décennies, elles font l'objet de "*pêches aux antiquités lacustres*" tout aussi fructueuses que dénuées de tout contexte stratigraphique. L'archéologie, discipline naissante, fonde alors ses bases sur les vestiges matériels. Les quantités d'objets récoltés à l'aide de pinces et de dragues

alimentent de nombreuses collections privées et publiques et sont à la base d'une abondante bibliographie (compilation dans Bocquet et Laurent 1976, Billaud et Marguet 1997, Kerouanton 2002). Elles assurent la renommée archéologique du lac du Bourget. Un véritable commerce va même jusqu'à se mettre en place. Mais seules ces énormes collections firent référence. En effet, la présence constante d'une tranche d'eau au dessus des sites, a interdit toute observation directe des gisements. Ceci à la différence de la Suisse, où suite à la correction des eaux du Jura ayant abaissé le niveau de plusieurs lacs, de nombreuses stations font l'objet de fouilles. La masse documentaire recueillie va permettre d'élever les réflexions au delà des aspects purement matériels. S'engage alors le grand débat sur la nature et l'organisation des habitats palafittiques, débat auquel les stations du lac du Bourget ne peuvent participer, faute de données de terrain.

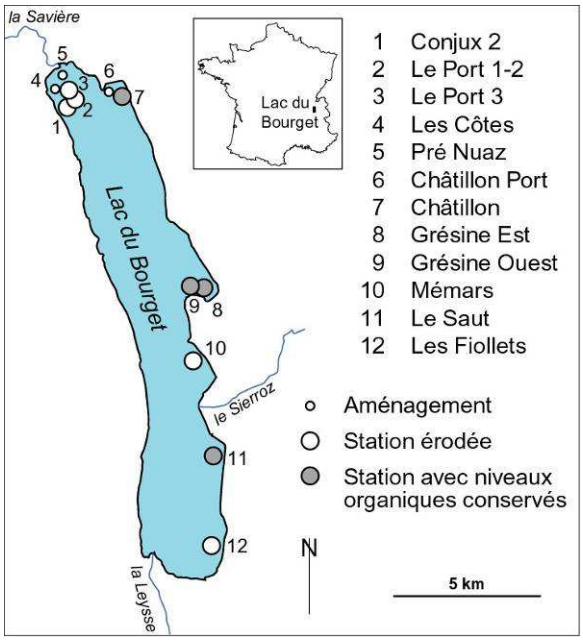


Figure 1. Situation des habitats littoraux du Bronze final.

Ce n'est qu'à partir de 1950 que les premières observations directes sont faites grâce au développement de la plongée autonome. Elles sont l'œuvre de précurseurs de l'archéologie subaquatique comme le lyonnais Raymond Laurent qui, au Bourget, met au point, des techniques spécifiques dont certaines, comme la triangulation, sont d'usage courant actuellement. Mais en l'absence de cadre de recherche, le stade d'une première révision des inventaires du 19e siècle n'est pas dépassé. Les travaux s'arrêtent en 1972 sans que soient assurée la conservation du matériel et des données de fouille. Parmi les rares publications, il faut citer un bilan des stations littorales dans lequel celles du Bourget sont considérées comme "*totalement bouleversées*" ou, au mieux dans un état moyen (Bocquet et Laurent 1976). Suit une nouvelle période d'oubli relatif d'autant qu'en France se mettent en place les chantiers de Charavines et de Chalain et qu'en bordure des lacs suisses débutent de très grosses opérations de sauvetage, sources d'une énorme masse de données et d'une nouvelle dynamique de recherche.

Après l'arrêt des travaux Laurent, le lac du Bourget fait l'objet d'interventions ponctuelles menées soit dans un cadre associatif comme le CALAS de R. Castel (2004) ou l'AREOLL (Y. B.), soit, à partir de 1980, sous l'égide du CNRAS (le Centre National des Recherches Archéologiques Subaquatiques) actuellement intégré au DRASSM. Les premières références chronologiques sont constituées (Bocquet et al. 1988) et certaines stations sont revues (Billaud et al. 1993). Déjà un décalage entre les données de la bibliographie et l'état réel des sites est constaté. Plus récemment, en 1999 et 2000,

l'ensemble des rives a été systématiquement prospectée pour l'établissement de la carte archéologique (Marguet 2004). D'autre part, depuis 1997, les stations du Bronze final font l'objet d'évaluations détaillées (resp. Y.B.).

2. Travaux en cours

La démarche en cours sur les stations du Bronze final part en premier lieu du constat d'un décalage entre les données de la bibliographie et l'état réel des sites. Elle vise à approfondir et à homogénéiser la documentation afin de pouvoir, d'une part, envisager les possibilités d'une fouille planimétrique, projet récurrent dans la programmation archéologique national, et, d'autre part, de pouvoir répondre à des interrogations posées par des dossiers d'aménagements.

La méthode employée est issue de l'expérience acquise dans les grands lacs alpins (Billaud et Marguet 1997). Elle s'appuie sur l'implantation d'un carroyage à large maille, 50 ou 25 m dont les axes servent de référence pour le relevé de la bathymétrie, de la nature des fonds, de la présence de pieux et des vestiges visibles. Les sédiments font l'objet de carottages au tube PVC. Facile à mettre en œuvre, cette technique permet de récupérer des carottes de 1 à 2 m de longueur qui s'avèrent suffisantes pour la recherche des niveaux organiques et pour les replacer dans leur cadre sédimentaire.

Le report planimétrique des observations permet de délimiter les emprises archéologiques, pieux visibles et niveaux organiques, et de guider l'implantation de triangles de cinq mètres servant à la topographie des pieux visibles et au positionnement des prélèvements pour la datation dendrochronologique. Les densités de pieux visibles varient de 0,5 à 2 au mètre carré. Pour les grandes stations, le nombre total de pieux peut être estimé entre 10 et 15 000.

La dernière phase est la réalisation de sondages linéaires. Ceux-ci sont à but stratigraphique et visent à obtenir une vision de la variabilité latérale des couches à l'échelle métrique. Ils sont également destinés à recueillir du matériel en place (et non plus en comme au 19e siècle déconnecté du contexte) et, si possible, en association avec des éléments datables en absolu. Différentes techniques sont mises en œuvre pour réaliser un travail comparable aux opérations terrestres. La fouille est manuelle avec l'aide d'un aspirateur à sédiments pour enlever les déblais et dégager l'eau turbide. Des gabarits en aluminium mis de niveau et un fil à plomb permettent tout relevé planimétrique mais aussi stratigraphique.

A ce jour, ce travail d'évaluation a été mené sur les deux stations de la baie de Grésine et sur celle du Saut à Tresserve. Pour ces trois stations, les sondages ont été une heureuse surprise. En effet, ils ont montré des séquences de niveaux organiques riches en vestiges, très bien rythmés, avec parfois des lentilles argileuses interstratifiées (fig. 2). Les seules perturbations observées sont anciennes et en liaison avec l'implantation des pieux. Il n'a pas été vu de perturbations imputables aux récoltes du XIXe siècle. Il est très probable que celles ci n'ont affecté que le niveau de condensation présent en surface. Niveau représentant ce qui reste de la partie supérieure de la séquence organique après le lessivage des particules fines.

Les niveaux organiques sont conservés sur des surfaces importantes (de 8 000 m² à Chindrieux jusqu'à 16 000 m² au Saut). Le matériel archéologique est abondant, en particulier la céramique dont la densité peut atteindre, tous niveaux confondus, 30 kg au m², nécessitant une organisation particulière pour le lavage, le tri, le comptage et le conditionnement. La conservation des matières végétales est très bonne. Les sédiments livrent coquilles de noisettes, brindilles, copeaux de bois, feuilles de fougère, etc ainsi que des objets en matières périssables. Des trois sites déjà étudiés proviennent des éléments d'un brancard en bois (Billaud et Treffort 2004), des manches d'outils, des récipients en bois, des fragments de vannerie et de sparterie, des cordages. Dilatation des séquences et fréquences des artefacts périssables sont d'importantes différences par rapport aux stations du Bronze final de Suisse.

Cette conservation particulière permet à certaines disciplines de disposer d'un matériel beaucoup plus abondant que sur les sites terrestres. C'est tout particulièrement le cas pour la carpologie pour laquelle les graines se comptent en milliers. Ainsi sur les stations de Grésine, ont été identifié 14 taxons de plantes cultivées et 153 de plantes sauvages, permettant d'avancer des hypothèses sur les pratiques culturales et sur la cueillette de fruits et de graines sauvages (Bouby et Billaud 2001). Par ailleurs, avec la collaboration de plusieurs institutions et laboratoires, des études préliminaires ont été réalisées ou sont en cours pour d'autres disciplines comme l'archéozoologie, la paléoparasitologie, l'entomologie et même la mycologie. Ceci parallèlement aux travaux amorcés depuis plusieurs années sur la dendrochronologie, la palynologie et la sédimentologie.

Dans les sondages, le matériel archéologique est recueilli en stratigraphie avec des possibilités de calage absolu par des bois couchés ou en examinant les relations avec les pièces transversales placées sur les pieux. L'approche n'est donc plus typochronologique mais chronotypologique. Il ne s'agit plus d'établir un classement relatif dans le temps de lots de matériel mais de caractériser des ensembles clos bien calés. Ceux ci deviennent alors des points d'ancrage pour les études de sites régionaux.

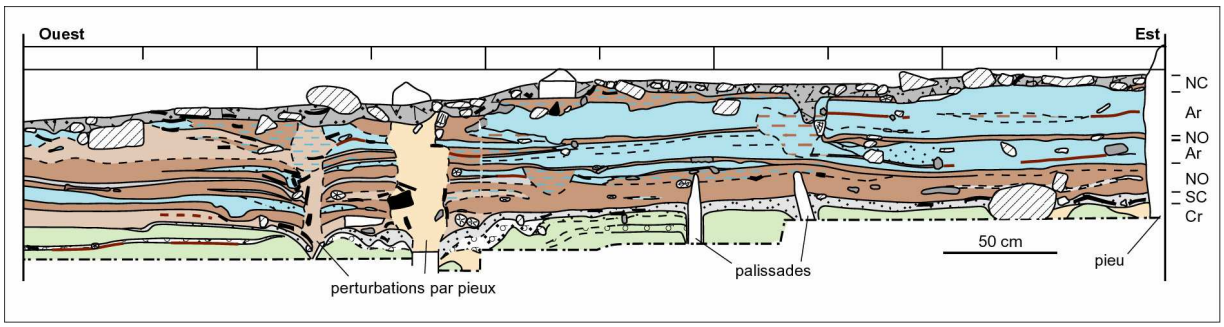


Figure 2. Stratigraphie au centre de la station de Tresserve / Le Saut ; sur un substratum de craie (Cr) et un horizon sableux (SC), couches d'habitats avec des sédiments organiques (SO) et des lentilles d'argile (Ar), au sommet, niveau de condensation (NC) à sable et tessons (relevé et DAO : Y. Billaud).

Le cadre chronologique est enrichi à l'issue de chaque campagne. A ce jour, plusieurs centaines de pieux ont été analysés. Malgré sa taille, ce corpus pose un problème de représentation compte tenu du nombre très élevé de pieux par station. Malgré tout, des tendances se dessinent et permettent d'ébaucher un schéma d'occupation des rives. Les occupations couvrent la fin du Bronze final, du BF2b au BF3b. Les dates les plus anciennes, de -1084 à -986, ont été obtenues sur des sites totalement érodés. Ainsi, une remontée lacustre est assurée à la fin du Bronze final 2b. Une, voire deux petites pulsations transgressives sont tout à fait envisageables dans le Bronze final 3a. Les couches d'occupation conservées correspondent aux dernières périodes d'habitat débutant vers -920.

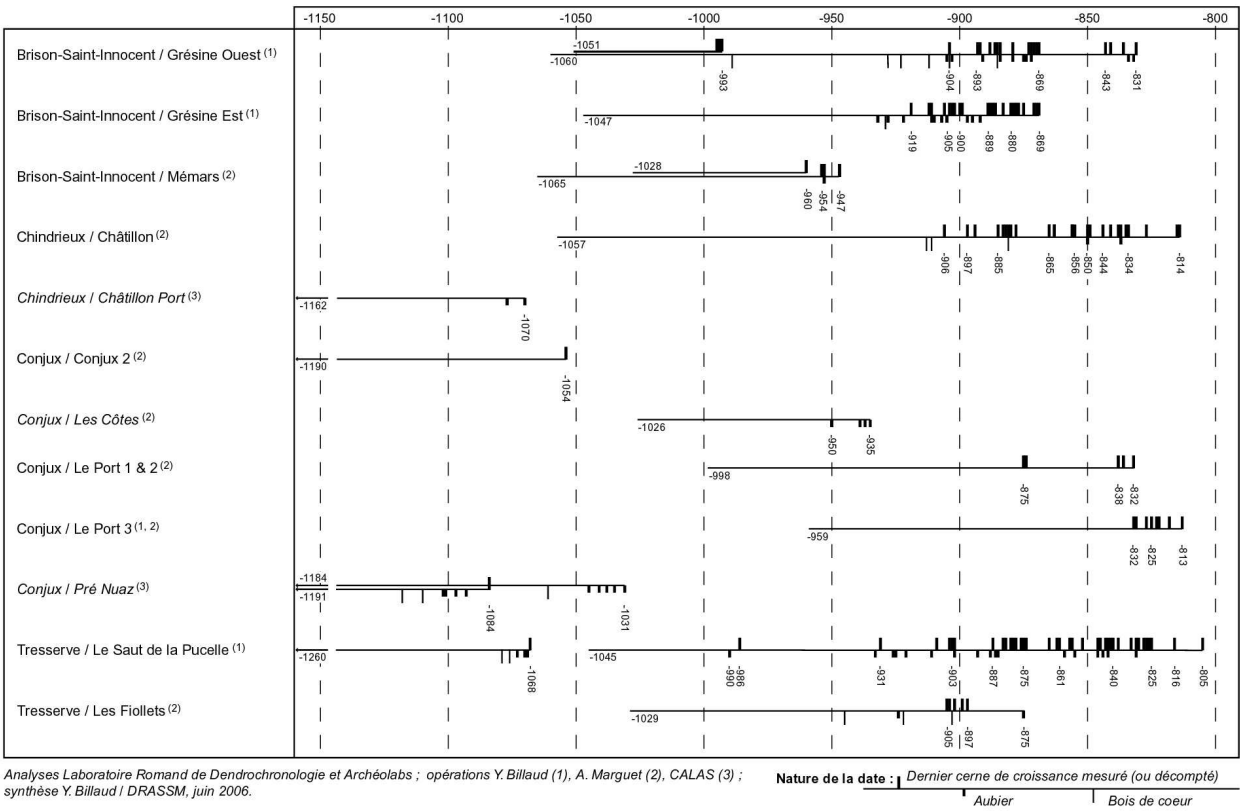


Figure 3. Datations dendrochronologiques pour l'âge du Bronze du lac du Bourget.

Il est à noter que si en Suisse les derniers dates sont en -850 ou juste après, les occupations du Bourget perdurent jusqu'en -805 au moins. Cette particularité pose la question des modalités d'abandon des habitats littoraux. Si l'hypothèse d'une péjoration climatique conjuguée à une surexploitation agricole est souvent évoquée, elle ne résout pas totalement le problème. D'autre part, ces dates récentes s'inscrivent dans la transition avec l'âge du Fer. Ce qui à son tour pose d'autres interrogations, d'ordre culturelle, mais qui peuvent être liées aux précédentes.

Enfin, un autre thème que les stations permettent d'aborder est celui de l'organisation de l'habitat. Paradoxalement, les grandes stations pêchent par excès de données. En effet, la simple topographie des pieux visibles n'est pas directement compréhensible. Elle est un véritable palimpseste des constructions qui se sont succédées au cours du temps. Tout au plus est il possible de reconnaître des palissades ou de probables espaces de circulation. Quelques indications sont fournies par des bâtiments isolés, en marge des grandes stations (Grésine Est, Châtillon). Tout récemment, un site presque totalement érodé, Conjux / Le Port 3, vient de livrer le premier plan de village de l'âge du Bronze final des lacs savoyards avec dix bâtiments accompagnés de structures annexes de type grenier (Billaud 2006).

3. Bilan et perspectives

Pour le lac du Bourget, la vision des habitats littoraux du Bronze final a été longtemps cantonnée aux quantités de matériel draguées au 19^{e} siècle. Ceci au point qu'il était admis que la plupart des sites étaient détruits par ces ramassages. Mais les travaux récents d'évaluation et de sondage montrent qu'il n'en est rien et que plusieurs stations sont exceptionnellement bien conservées. Le matériel archéologique est abondant et en association avec des éléments datants. La fréquence des objets en matière périssable est à souligner. Déjà des données nouvelles ont été obtenues pour les disciplines auxiliaires et en ce qui concerne l'organisation architecturale. A ce jour, il est démontré que les stations

Bronze final du Bourget présentent de fortes potentialités pour contribuer aux thématiques actuelles concernant l'organisation de l'habitat et les relations homme-milieu.

Les prochaines campagnes de terrain sont destinées à terminer l'évaluation des grandes stations par le site de Chindrieux / Châtillon. Parallèlement, des éléments de compréhension de l'organisation des stations seront recherchés sur des sites érodés

Ensuite sera envisagée l'exploitation de la documentation recueillie. Déjà des pistes se dessinent pour répondre à l'interrogation de départ qui était celle des possibilités d'une fouille extensive. Si une intervention sur la totalité d'une station n'est guère envisageable, ne serait ce qu'en raison des surfaces concernées, il parait par contre tout à fait possible de fouiller un bâtiment et ses abords immédiats. Mais, si les aspects techniques ne posent pas de problèmes, il en est tout autrement des aspects pratiques qui vont nécessiter la recherche de moyens et de partenaires.

Les travaux récents sur les stations Bronze final du lac du Bourget montrent qu'elles constituent des archives exceptionnelles des activités humaines. Mais elles révèlent aussi leur fragilité. Les agressions sont multiples et peuvent se combiner : pillage, véritable pilonnage par les ancres de bateaux, érosion par les effets de houle, risques liés à des aménagements, etc. Face à ces dangers, des mesures conservatoires peuvent elles être prises (classement, interdiction de plongée, voire d'ancrage,…) ? Mais comment sont-elles envisageables vis à vis des autres usagers du lac pour lesquels ce patrimoine est a priori invisible ? Souhaitons que le présent colloque puisse amorcer ce débat sur un aspect très particulier de développement durable.

Références bibliographiques

Billaud Y., 2006. L'organisation architecturale des stations Bronze final du lac du Bourget (Savoie) : résultats récents à Conjux / Le Port 3. *Bull. Soc. Préhistorique Française*, 1, 167-171.

Billaud Y., Marguet A., 1997. L'archéologie subaquatique dans les lacs alpins français. In "Dynamique du paysage. Entretiens de géoarchéologie", table ronde, Lyon, 1995, Documents d'Archéologie en Rhône-Alpes, 15, 219-264.

Billaud Y., Marguet A., à paraître. Préhistoire récente et protohistoire des grands lacs alpins français : de la pêche aux antiquités à l'étude des vestiges littoraux. *Actes Congrès du centenaire de la Société préhistorique française*. Avignon, 2004.

Billaud Y., Marguet A., Simonin O., 1993. Chindrieux-Châtillon (Lac du Bourget, Savoie). Ultime occupation des lacs alpins français à l'Age du Bronze. *Actes 116e Congrés nat. Soc. sav.,* Chambéry, 1991, 277-310.

Billaud Y., Treffort J.M., 2004. Tresserve / Le Saut (Savoie), station Bronze final du lac du Bourget : récentes données de terrain. *Actes 5e Rencontres Méridionales de Préhistoire Récente ; Auvergne et Midi*, Clermont-Ferrand, 2002, Préhistoire du sud-ouest ; suppl. 9, 541-553.

Bocquet A., Laurent R., 1976. Les stations des lacs alpins. In " *Néolithique et Ages des métaux dans les Alpes francaises. IXe Congrés UISPP, livret guide excursion A9*", 139-145.

Bocquet A., Marguet A., Orcel A., Orcel C., 1988. Datations absolues sur les stations littorales et l'âge du Bronze final dans les Alpes du Nord. In "Le groupe Rhin-Suisse-France Orientale et la notion de civilisation des Champs d'Urnes", Brun P. , Mordant C. [éd.], Nemours, 1986, Mémoires du Musée de Préhistoire d'Ile-de-France, 1, 435-444.

Bouby L., Billaud Y., 2001. Economie agraire à la fin de l'âge du Bronze sur les bords du lac du Bourget (Savoie, France). *Comptes-Rendus de l'Académie des Sciences, série IIa : Sciences de la Terre et des planètes*, vol. 333, 11, 749-756.

Castel R. [dir.], 2004. Le lac du Bourget : 50 ans de recherches, 5000 ans d'histoire. 256 p.

Kerouanton I., 2002. Le lac du Bourget (Savoie) à l'Âge du Bronze final : les groupes culturels et la question du groupe du Bourget. Bull. Soc. Préhistorique Française, 99, 3, 521-561.

Marguet A., 2004. Savoie, lac du Bourget. Elaboration de la carte archéologique des gisements du lac du Bourget. In "*Département des Recherches Archéologiques Subaquatiques et Sous-Marines. Bilan scientifique 1999*", 113-125.

Chapitre II

Fonctionnement physique et biogéochimique du lac

«Le lac du Bourget est un adorable miroir encadré de montagnes assez élevées et d'un aspect à la fois sauvage et doux. »
George Sand (1804-1876)

Ondes internes et mélange turbulent dans le lac du Bourget

Internal waves and turbulent mixing in lake Bourget

Yannis Cuypers [(1*)], Brigitte Vinçon-Leite [(1)], Michel Poulin [(2)], Pierre-Emmanuel Bournet [(3)], Bruno Tassin [(1)]

(1) CEREVE, Centre d'Enseignement et de Recherche Eau-Ville-Environnement, ENPC, 6 av. Blaise Pascal, Champs sur Marne, F-77455, (*) cuypers@cereve.enpc.fr
(2) CIG, Centre d'informatique géologique, ENSMP, 5 rue Saint Honoré, Fontainebleau, F-77305
(3) INH, SAGAH, Sciences agronomiques appliquées à l'horticulture 2, rue André Le Nôtre - 49045 ANGERS Cedex 01

Résumé. L'évolution du climat des ondes internes dans le lac du Bourget pendant la période de stratification a été caractérisée. Une attention particulière a été portée sur les processus non linéaires survenant pendant l'été 2004 et aboutissant à la génération de fronts internes et d'ondes solitaires susceptibles de produire un mélange important par déferlement sur les rives. Les premières mesures de dispersion turbulente réalisées dans le lac du Bourget à partir d'un microprofileur sont également présentées et mises en corrélation avec la dynamique des ondes internes.

Mots clés : Ondes internes, ondes solitaires, dispersion turbulente, microstructure thermique

Abstract. Internal waves climate during stratification period is characterized. Special focus is given to non linear processes, occurring during the summer 2004 and leading to internal surges and solitary waves, as such non linear waves can lead to important turbulent mixing when shoaling on the lake slopes. First measurements of turbulent dispersion realized using a microprofiler device are also presented and related to the internal wave dynamics.

Key words: internal waves, solitary waves, turbulent dispersion, temperature microstructure

1. Introduction

Dans un lac stratifié, le fort gradient de densité présent dans le métalimnion inhibe les flux verticaux: une particule de fluide située dans cette zone et déplacée verticalement subit une force de rappel et oscille à la fréquence de Brunt-Väisälä (N) autour de sa position d'équilibre. L'existence de ce gradient de densité autorise en revanche la génération d'ondes de gravité stationnaires à l'échelle du lac: les seiches internes. Celles-ci sont initiées lorsque, sous l'action du vent, les surfaces d'isodensité s'inclinent puis relaxent. Typiquement, on estime que 10% de l'énergie transférée par le vent au lac prend la forme de seiches internes, le reste est dissipé sous forme de turbulence dans la couche de surface (Wuest et Lorke 2000).

Plusieurs études ont montré l'importance des ondes internes dans l'équilibre d'un écosystème lacustre. Par exemple, les processus turbulents associés à l'évolution non linéaire des ondes internes accélèrent la dispersion des quantités biogéochimiques à proximité des rives (Macintyre *et al* 1999, Gloor *et al* 2000). De plus, les oscillations verticales et horizontales des masses d'eau modifient l'exposition à la lumière du phytoplancton, entraînant de possibles conséquences sur sa répartition spatiale.

Dès lors, la connaissance du climat des ondes internes apparaît comme un élément nécessaire à la compréhension du fonctionnement écologique d'un lac. Une première étude des ondes internes dans le lac du Bourget, réalisée dans le cadre d'une thèse de doctorat (Bournet, 1996) entre 1994 et 1996 a permis de mettre en évidence la présence quasi permanente des ondes internes, dès que le lac se stratifie. Les résultats présentés ici sont issus des recherches menées en 1994-1996 ainsi que de celles réalisées en 2004-2005 dans le cadre du projet DYLACHEM[3]. Ils visent à mettre en évidence l'importance des ondes internes dans les processus de mélange, en soulignant l'importance des processus non linéaires.

2. Méthodes et mesures

Deux types de mesures ont été réalisés sur le lac du Bourget:

- Un premier type de mesures consiste en un s uivi de la température en continu à différentes profondeurs. Ces mesures qui ont pour but de caractériser la dynamique des seiches internes ont été réalisées au point T situé au sud du lac (90 m de profondeur) entre 1994 et 1996 (Bournet *et al*, 1996) à l'aide d'une chaîne de thermistances Aanderaa avec un pas de temps de 10 mn, à 10 profondeurs entre 0.3 m et 41 m. Entre mai et décembre 2004, ces mesures ont été reprises au point T sur 20 profondeurs entre 1 et 63 m, à un pas de temps de 5 mn. Au cours de la campagne de 2004 des mesures ont également été réalisées au point I (40 m de profondeur) dans la baie de Grésine à l'aide de 10 thermomètres Starmon échelonnés entre 3.5 m et 29 m, avec un pas de temps de 30 s.

- Un second type de mesures réalisées à l'aide d'un microprofileur SCAMP a permis de caractériser la structure thermique à petite échelle (1 mm) de la colonne d'eau. Ces mesures permettent d'estimer la dissipation turbulente par ajustement du spectre du gradient de température à la forme théorique proposée par Batchelor pour le spectre d'un scalaire en écoulement turbulent. Le coefficient de dispersion turbulente K_z est alors estimé par la relation proposée par Osborn (1980): $K_z=\Gamma \varepsilon N^{-2}$, avec ε dissipation de l'énergie cinétique turbulente, et N^{-2}, fréquence de Brunt-Vaisala, en supposant un rapport Γ constant entre la puissance dissipée en chaleur et le flux de flottabilité. Ces mesures ont été réalisées lors de deux campagnes de terrain de deux et trois jours en juin et décembre 2004.

[3] DYLACHEM : Dynamique Lacustre et Hétérogénéités Biogéochimiques, programme ECCO, PNRH (2004-2005)

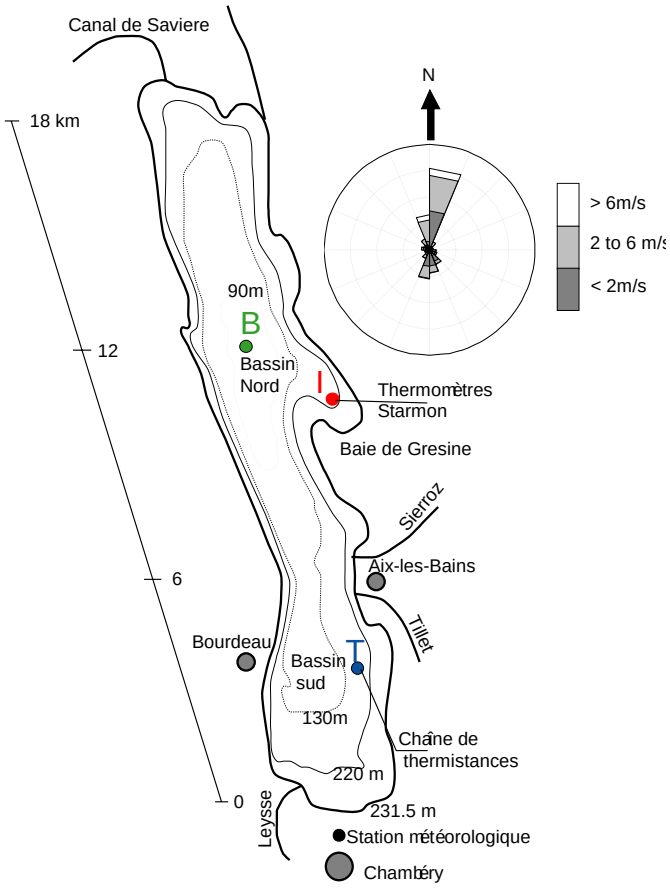


Figure 1. Le lac du Bourget et la rose des vents pour la période mai-novembre 2004.

3. Caractérisation des ondes internes

L'analyse spectrale des variations de l'énergie potentielle moyennée sur la verticale (Cuypers *et al,* 2006) ou plus directement des fluctuations temporelles de température aux différentes profondeurs (Bournet *et al,* 1996) permet de caractériser les fréquences dominantes d'oscillation des seiches. Pour les campagnes de 1994 à 1996, comme pour la campagne de 2004, la comparaison de ces fréquences avec un modèle linéaire de seiches internes (Münnich *et al.,* 1992), a permis de mettre en évidence une réponse dominante des seiches internes sous la forme d'un mode stationnaire présentant un nœud horizontal (au milieu du lac) et un nœud vertical (au niveau de la thermocline), le mode V1H1 (Fig.2 et Fig.3). Un exemple d'observation de ce mode en terme d'oscillation des isothermes est donné par la figure 5 b. La période de ce mode décroît au printemps lorsque la stratification s'intensifie et croît en automne lorsque le lac se déstratifie comme le montrent les deux représentations des figures 2 et 3. La période de ce mode est de l'ordre de 80 heures en avril et décembre et descend à une vingtaine d'heures pour les mois de juillet-août de 1994 à1996, elle est plus proche de 24 heures en juillet-août 2004 en raison d'une stratification moins intense.

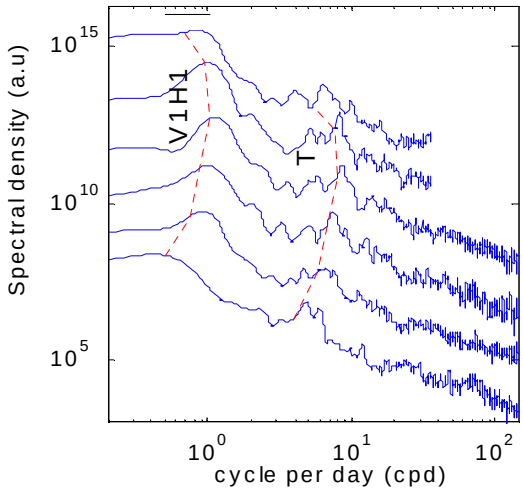


Figure 2. Densité spectrale de l'énergie potentielle (en unités arbitraires de mai à décembre 2004 -de bas en haut) Le trait pointillé rouge correspond aux fréquences déterminées par un modèle linéaire pour les modes V1H1 et T.

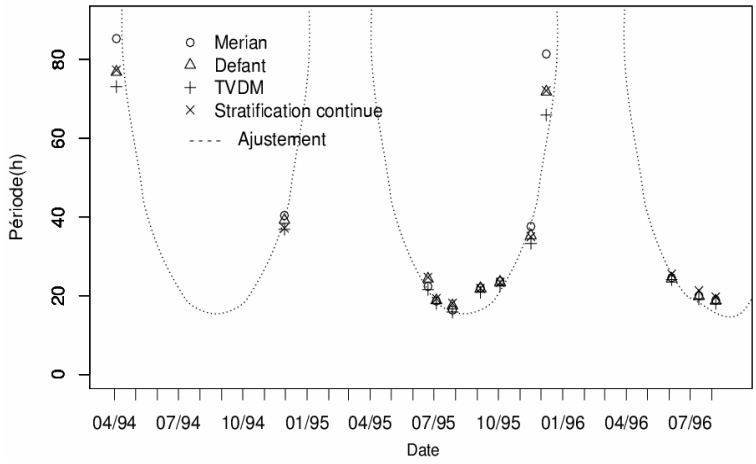


Figure 3. Evolution de la période du mode V1H1 pour différents modèles linéaires pour les années 1994, 95, 96. (d'après Bournet, 1996)

Une seiche interne caractérisée par une période beaucoup plus longue, typiquement trois fois la période du mode V1H1, a également été mise en évidence par l'analyse du spectre de cohérence entre deux isothermes délimitant le métalimnion (Fig 7 en annexe) sur les mesures de 2004. Le pic de cohérence correspondant à cette périodicité est associé à une phase de π caractéristique d'une oscillation en opposition de phase des deux isothermes, et donc à des contractions et dilatations de l'épilimnion (mode vertical 2). L'analyse des spectres de cohérence entre le point I et le point T (données non reproduites), permet en outre de montrer que l'onde tourne, autour d'un point situé au centre du lac, dans le sens inverse des aiguilles d'une montre, caractérisant ainsi une onde de Kelvin de mode vertical 2.

Lorsque l'amplitude du mode 1 devient grande les effets non linéaires et non hydrostatiques ne sont plus négligeables. Ce seuil de non linéarité est usuellement estimé à l'aide de l'inverse du nombre de Wedderburn ($We^{-1}=\eta_0/h_1$), défini par le rapport entre l'amplitude η_0 du mode V1H1 et l'épaisseur de l'épilimnion h_1 (Boegman *et al* 2005). Ainsi pour une valeur de We^{-1} supérieure à 0.3, la seiche interne stationnaire dégénère sous la forme d'un front propagatif suivi d'un train d'ondes de haute fréquence. Ces ondes haute fréquence (~10^{-3}Hz) observées dans plusieurs lacs prennent généralement la forme d'un train d'ondes solitaires avec un profil dissymétrique résultant d'un équilibre entre effets dispersifs et non linéaires, celles-ci sont généralement suivies d'un train d'ondes dispersives symétriques, sinusoïdales de moindre amplitude.

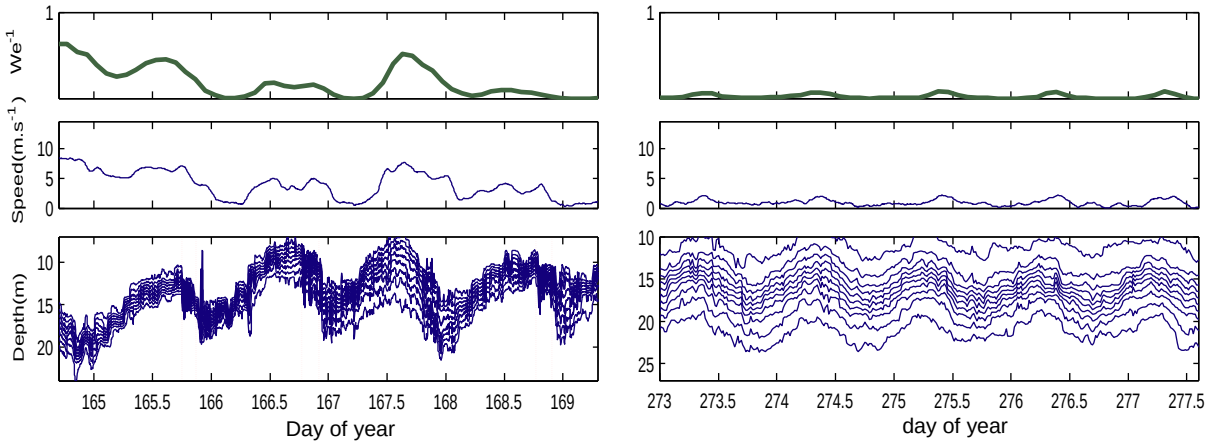


Figure 4. Oscillations des isothermes enregistrées au point T, Evolution du Nombre de Wederburn et de la Vitesse du vent (a) Enregistrement au cours du mois de juin 2004, les barres verticales marquent la présence d'un front interne. (b) Enregistrement obtenu au cours mois d'octobre 2004, on observe un mode V1H1 linéaire.

Ce type d'ondes solitaire représente une solution particulière de l'équation de Korteweg de Vries (Eq.1) et les phénomènes de dégénérescence non linéaire de seiches ont été interprétés dans les lacs à l'aide de cette équation. En milieu côtier océanique, l'équation de Korteweg de Vries (KDV) a été utilisée avec succès pour modéliser directement des observations de terrain d'ondes solitaires produites par les effets de marée (Holloway *et al* 1997). Dans le cas des lacs, une telle modélisation directe n'a pas encore été réalisée notamment en raison de la complexité de la bathymétrie et/ou des conditions de forçage météorologiques.

Dans le lac du Bourget, au printemps et jusqu'au début de l'été les forts vents du nord et la faible épaisseur de l'épilimnion conduisent à des valeurs de $We^{-1}>3$. Des fronts propagatifs suivis de trains d'ondes haute fréquence sont alors observés (Fig.4 a et Fig.5). Nous avons reproduit ces fronts enregistrés au point T, à l'aide de l'équation de Korteweg de Vries (Eq.1). Cette modélisation inclut le caractère continu de la stratification et les effets dissipatifs provenant du frottement turbulent produit par les courants induits par la seiche sur le fond.

Equation 1 :

$$\frac{\partial \eta}{\partial t} + c_0 \frac{\partial \eta}{\partial x} + c_1 \eta \frac{\partial \eta}{\partial x} + c_2 \frac{\partial^3 \eta}{\partial x^3} + \frac{k c_0^{\,2}}{c_1} \eta |\eta| = 0$$

Dans l'équation 1, η représente la surface d'isodensité (isotherme) qui présente le déplacement maximum, c_0 la vitesse de phase des onde linéaires, c_1 le coefficient de

non-linéarité, c_2 le coefficient de dispersion et *k* le coefficient de frottement de Chézy (pour plus de détails on pourra se référer à Holloway *et al* (1997)). Cette région correspond à la thermocline-pycnocline dans le lac. Nous avons considéré comme condition initiale $\eta(0,x)$ une interface inclinée suivant une pente constante. Un tel profil linéaire de l'interface est attendu en régime stationnaire, lorsqu'un vent constant souffle pendant une durée supérieure à P/4, avec P la période du mode V1H1. Ce temps est celui de la propagation de la phase sur la longueur du lac pour le mode V1H1.

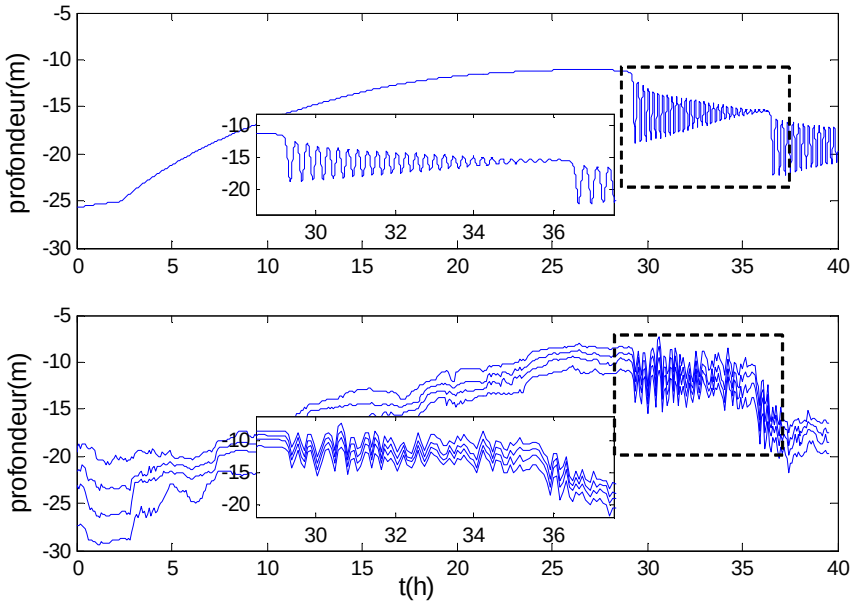


Figure 5. Front interne enregistré au cours du mois de Mai au point T (en bas), comparaison avec la modélisation de l'évolution de η par KDV (en haut). L'insert montre un agrandissement de la zone encadré par des pointillés.

Dans le lac du Bourget, la canalisation du vent le long de l'axe du lac par les montagnes favorise l'apparition de telles conditions. La chute du vent s'accompagne alors par la relaxation de l'interface et l'établissement de la seiche interne. La figure 5 montre l'enregistrement de deux fronts internes au point T, un premier passage à t=29 h, puis après réflexion au sud du lac à t=36 h et la simulation de cette observation à l'aide de l'équation 1.

On observe un bon accord entre l'observation et la modélisation (Fig.5). Le passage du front et sa réflexion sur la rive sud sont bien reproduits, les ondes haute fréquence observées et simulées ont des fréquences et des amplitudes similaires. Le train d'ondes haute fréquence est composé dans la simulation par des ondes solitaires suivies d'ondes sinusoïdales. La fréquence des ondes haute fréquence (10^{-3}Hz) enregistrée au point T est caractéristique des solitons (Boegman et al. 2005), et leur profil est non sinusoïdal.

Les ondes haute fréquence mises en évidence ici peuvent déferler sur les bords car elles atteignent la fréquence critique $f_c=N\beta$ de déferlement (Ivey et al. 1994), avec β représentant la pente de la rive. En effet, en considérant la bathymétrie du Bourget et les valeurs caractéristiques de N dans le métalimnion cette fréquence se situe dans la gamme 10^{-4} Hz 10^{-2} Hz. En considérant les ondes solitaires hautes fréquences présentant la plus grande amplitude, et en s'appuyant sur les expériences de laboratoire (Boegman et al. 2005), qui donnent le taux d'énergie dissipée lors d'un déferlement en fonction des caractéristiques de la pente et du soliton, on peut estimer un taux ε de dissipation dans le métalimnion dans la gamme [10^{-6} -10^{-5} $m^{-2}.s^{-3}$]. Ce taux de dissipation est significativement supérieur à la valeur seuil ($\varepsilon_s=15\nu N^2 \sim 10^{-7} m^{-2}.s^{-3}$ avec ν la viscosité cinématique de l'eau) pour l'établissement d'un mélange turbulent dans le métalimnion. Ce mécanisme apparaît

donc susceptible de soutenir un flux induit par un mélange turbulent dans une région pourtant stratifiée comme le métalimnion.

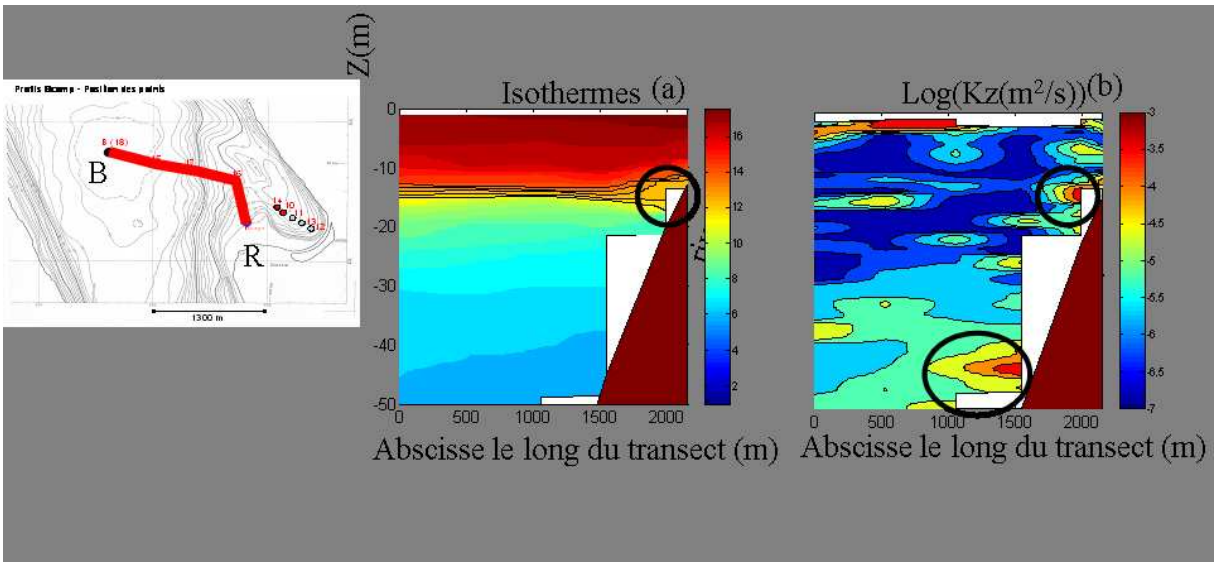


Figure 6. (a) Profil de température le long du transect (B-R). (b) Cœfficient de dispersion K_z le long du transect (B-R).

4. Mesures de dispersion turbulente

Une hypothèse à l'origine des recherches entreprises dans le cadre du projet DYLACHEM était la mise en évidence d'une dispersion accrue en zone littorale sous l'action des ondes internes. Les paquets d'ondes haute fréquence mis en évidence par les séries de température et la modélisation, sont à même de soutenir ce mécanisme de mélange. Pour caractériser la variation spatiale de la dispersion, nous avons réalisé un transect de mesures à l'aide du microprofileur SCAMP entre le point B et le point R en baie de Grésine dans la journée du 8 juin 2004 (Fig.6). On observe une dispersion très faible (de l'ordre de la dispersion moléculaire) dans le métalimnion au centre du lac. Cette dispersion augmente de plusieurs ordres de grandeur à mesure que l'on se rapproche du point R (Fig.6.b). Les régions de dispersion maximum sont situées:

(1) A proximité du fond, on peut supposer là un effet de dispersion turbulente résultant du cisaillement induit par les seiches internes près du fond.

(2) Dans la région où la thermocline intersecte la rive. Ici la forte dispersion a sans doutes pour origine le déferlement d'ondes haute fréquence qui aboutit à une diffusion de la thermocline (Fig.5a).

La région de la baie de Grésine constitue un plateau surélevé par rapport au reste du lac. Le spectre des ondes internes dans cette région laisse supposer une diffraction importante des seiches internes et la génération d'ondes haute fréquence par interaction avec la bathymétrie qui peuvent s'ajouter aux ondes haute fréquence générées par les mécanismes non linéaires précédemment décrits.

5. Conclusion

La caractérisation des ondes internes dans le lac du Bourget a permis de mettre en évidence les modes dominants des seiches. Au printemps, le mode le plus énergétique (V1H1) peut dégénèrer et prendre la forme d'un front abrupt suivi d'un train d'ondes haute fréquence. Ce phénomène déjà observé dans certains lacs a été modélisé avec succès par une équation de Korteweg de Vries. Ces ondes haute fréquence sont dans la bande de fréquence critique 10^{-4}Hz 10^{-2}Hz pour laquelle un déferlement sur les rives est attendu. Ce déferlement est alors susceptible de générer une dispersion turbulente importante. Les mesures de dispersion turbulente montrent une forte hétérogénéité de la dispersion et semblent confirmer cette hypothèse.

Ces mécanismes de mélange par les ondes internes en zone littorale peuvent jouer un rôle critique, en générant des flux biogéochimiques verticaux dans une région (le métalimnion) où les autres mécanismes (turbulence de surface, et turbulence dans la couche limite près du fond) deviennent inopérants. Ces flux de nutriments pourraient en particulier permettre de maintenir une production primaire dans l'épilimnion en période estivale, alors qu'il est épuisé en nutriment. Cependant les flux générés par ces mécanismes sont par nature intermittents et difficiles à modéliser. Néanmoins, la modélisation par l'équation de Korteweg de Vries doit permettre une paramétrisation du flux d'énergie transféré de la seiche vers les ondes haute fréquence en fonction de la stratification et des conditions de vent. Cette paramétrisation pourra alors être utilisée pour estimer des flux additionnels générés près des rives et incluse dans un modèle du fonctionnement général du lac déjà développé au CEREVE.

Références bibliographiques

Boegman, L., Ivey, G.N. et Imberger, J. 2005. The degeneration of internal waves in lakes with sloping topography. *Limnol. Oceanogr.* 50: 1620-1637.

Bournet, P. E. 1996. Contribution on à l'étude hydrodynamique et thermique du lac du Bourget, courants de densité et ondes internes. Th. Doct. ENGREF, CEREVE, 335p.

Bournet , P; E. , Dartus, D., Tassin, B et Vinçon Leite B. 1996. Ondes internes du lac du Bourget: analyse des observations par des modèles linéaires. *Rev. Sci. Eau.* 9: 247-266.

Cuypers, Y., Vinçon Leite B., Tassin, B. et Poulin M. Internal waves climatology in a deep sub-alpine lake. Soumis à *Limnol. Oceanogr.*

Gloor M., Wüest A., Imboden. D., 2000. Dynamics of mixed bottom boundary layers and its implications for diapicnal transport in a stratified, natural water basin. *J. Geophys. Res.* 105: 8629–8646.

Horn, D. A, Imberger, J. et Ivey, G. N. 2001. The degeneration of large-scale interfacial gravity waves in lakes. *Jour. of Fluid. Mech.* 434: 181-207

Holloway, P. E. Pelinovsky, E. Talipova, A. and Barnes, B. 1997. A nonlinear model of internal tide transformation on the Australian north west shelf. *J. Phys. Oceanogr*. 27:871-896.

Ivey, G. N., De Silva P. et Imberger J. 1995. Internal waves, bottom slopes and boundary mixing. *Eigth proceedings "Aha huliko" a hawaian winter workshop, flow topography interactions*. pp199-206

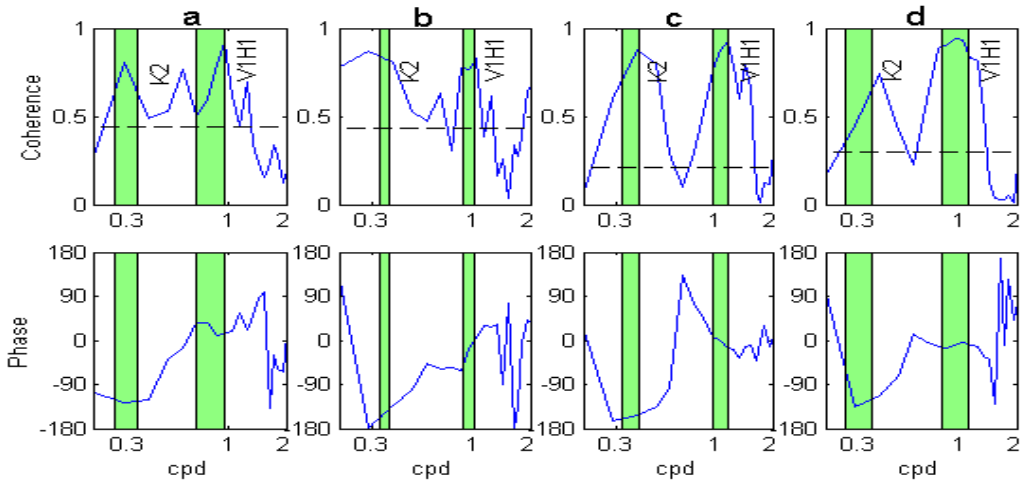
Macintyre, S., Flynn, K. M., Jellison, R. et Romero, J. R. 1999. Boundary mixing and nutrient fluxes in Mono Lake, California. *Limnol. Oceanogr.* 44(3): 512-529.

Münnich, M., A. Wüest and D.M. Imboden, 1992, Observations of the second vertical mode of the internal seiche in an alpine lake. *Limnol. Oceanogr*. 37: 1705-1719.

Osborn, T.R. 1980. Estimates of the rate of vertical diffusion from dissipation measurement. *J. Phys. Oceanogr*. 10:83-89.

Wüest A. et A. Lorke 2003. Small-Scale Hydrodynamics in Lakes. *Annu. Rev. Fluid Mech*. 35: 373-412.

Annexe. Figure 7. Spectre de cohérence pour les isothermes bornant le métalimnion au point T pour 4 périodes allant de Juin à octobre 2004 (de gauche à droite). Les bandes verticales représentent l'estimation des périodes des modes V1H1 et Kelvin (K2) d'après un modèle linéaire.



Fonctionnement biogéochimique du lac du Bourget: phosphore, phytoplancton, calcite et flux de sédimentation

Biogeochemical functioning of Lake Bourget: Phosphorus, phytoplankton, calcite and settling fluxes

Brigitte Vinçon-Leite [1*], Alexis Groleau [2], Gérard Sarazin [2], Catherine Quiblier [3], Gérard Paolini [4], Bruno Tassin [1]

(1) CEREVE, Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, Avenue Blaise Pascal, 77455 Champs sur Marne - (*) bvl@cereve.enpc.fr
(2) LGE, Université Denis Diderot Paris VII, 4 place Jussieu, 75005 Paris
(3) USM505, Muséum National d'Histoire Naturelle, 12 rue Buffon, 75005 Paris
(4) Cellule technique du lac du Bourget, CCLB, 1500 Bd Lepic, 73100 Aix les Bains

Résumé. Les travaux d'assainissement menés dans le bassin versant du lac du Bourget depuis 1980 ont réduit les apports en nutriments et les concentrations en phosphore directement assimilable par les algues. Néanmoins, paradoxalement, l'état trophique du lac ne s'est pas significativement amélioré, des développements de cyanobactéries toxiques (*Planktothrix rubescens*) observés régulièrement depuis 1996, constituant une menace pour les usages de l'eau. Afin de préciser les processus principaux intervenant dans le cycle du phosphore, plusieurs programmes de recherche successifs, basés sur une double approche de terrain et de modélisation mathématique ont été entrepris de 1988 à 1998. Les flux de sédimentation de la matière particulaire et des formes du phosphore associées ont été quantifiés à l'échelle saisonnière et annuelle, mettant en évidence que la sédimentation du phosphore particulaire constituait un important mécanisme de transfert vers le compartiment sédimentaire de fond, essentiel pour la restauration du lac. Les interactions entre le phosphore et, d'une part deux types de particules dominantes de la matière particulaire autochtone, phytoplancton et calcite, d'autre part les oxydes métalliques ont été étudiées. S'il n'a pas été possible d'élucider totalement l'origine du phosphore utilisé pour la production primaire estivale, les résultats obtenus ont conduit à envisager d'autres mécanismes explicatifs, de nature hydrodynamique et bidimensionnelle.

Mots-clés : eutrophisation, restauration**,** phosphore, sédimentation

Abstract. The diversion, in 1980, of the main sewers entering Lake Bourget reduced significantly the nutrient loading and the inlake bioavailable phosphorus concentration. Nevertheless, paradoxically, the lake trophic state has not been clearly improved and blooms of toxic cyanobacteria (*Planktothrix rubescens*), which threaten the use of water, have been frequently observed since 1996. The main processes occurring in the phosphorus cycle have been studied in successive research projects (1988-1998), based on a joined approach of field survey and mathematical modelling. The settling fluxes of particulate matter and associated phosphorus species have been measured at the year and season scales. These results have highlighted that the sedimentation of particulate phosphorus is a very significant transfer process towards the bottom sediment, essential for the lake water quality restoration. Interplays between phosphorus, two types of major autochthonous particles, phytoplankton and calcite, and metallic oxides have been investigated. Notwithstanding that, the obtained results were unsuccessful to make totally clear the origin of the phosphorus available for summer primary production, these results suggested that other two-dimension, hydrodynamical processes, have to be considered.

Keywords: eutrophication, water quality restoration, phosphorus, settling

1. Introduction

Afin d'enrayer l'eutrophisation qui a affecté le lac du Bourget dès la fin des années 50, des travaux d'assainissement ont été menés dans le bassin versant depuis 1980. Ils ont permis de diminuer les apports en nutriments et de réduire, dans le lac, les concentrations en phosphore directement assimilable par les algues. Bien que les concentrations mesurées durant la période hivernale soient les plus basses depuis 1950 ([PO_4] = 24 µgP/l en mars 2005), l'état trophique du lac ne s'est pas significativement amélioré (Cereve-Greti-Inra, 1998). Ainsi, des développements de cyanobactéries toxiques (Planktothrix rubescens) observés régulièrement depuis 1996 (Humbert et al., 2001; Vinçon-Leite et al., 2002; Oberhaus et al., 2003), constituent une menace pour les usages de l'eau, notamment l'approvisionnement en eau potable.

Le phosphore demeurant le principal élément limitant la production primaire dans le lac du Bourget, la connaissance précise de ce cycle s'avère primordiale. Les deux principaux processus influant sur le cycle du phosphore dans la colonne d'eau concernent l'absorption du phosphore dissous biodisponible par le phytoplancton et la sédimentation du phosphore particulaire. Les transferts de phosphore entre formes particulaires et dissoutes peuvent également survenir pendant les épisodes de crues des affluents (Vinçon-Leite et al., 1997) et de cristallisation de calcite.

En 1988, une série de programmes de recherche pluridisciplinaires a été initiée par le CEREVE afin de préciser le fonctionnement d'un lac en cours de restauration. Ces programmes ont porté sur 4 volets : (1) cycle du phosphore et sédimentation de la matière particulaire (Stroffek, 1990; Vinçon-Leite, 1991; Gayte, 1997 ; Groleau, 2000), (2) modélisation unidimensionnelle physique et biogéochimique (Vinçon-Leite, 1991), (3) modélisation des courants de densité et des ondes internes (Bournet, 1996), (4) rôle de la boucle microbienne et de la matière organique (Stroffek, 1990; Gayte, 1997). Les principaux résultats portant sur les processus biogéochimiques impliqués dans le cycle du phosphore, obtenus de 1988 à 2000, seront présentés dans cet article.

2. La restauration

2.1. Les apports par les affluents

Dans les années 70, au cours de l'eutrophisation du lac du Bourget, les apports en nutriments par les principaux tributaires ont été estimés : charges annuelles en phosphore total de l'ordre de 250 tonnes, en orthophosphates[4] (PO_4^{3-}) de l'ordre de 140 tonnes et en azote de 1800 tonnes (CTGREF, 1975, CEMAGREF, 1978).

En 1980, à la suite de la mise en service du ceinturage de la rive sud du lac, les apports en phosphore ont diminué radicalement, de 50% pour le phosphore total, de pratiquement 80% pour les orthophosphates et de 70% de l'azote (CEMAGREF, 1984). Les apports en phosphore ont ensuite continué à diminuer pour atteindre actuellement des valeurs de l'ordre de 20 T de Phosphore total, 3.5 T d'orthophosphates et 360 T d'azote (Girel, 2006). Au cours des 25 dernières années, la diminution plus accentuée des apports de phosphore a fortement modifié le rapport massique N/P qui est passé de valeurs de l'ordre de 10 à des valeurs de l'ordre de 100 actuellement (Figure 1.a).

[4] Les orthophosphates constituent la fraction directement assimilable par le phytoplancton

2.2. La colonne d'eau

L'évolution résultante des concentrations en phosphore et azote et du rapport massique N/P dans la colonne d'eau est reportée sur la figure 1.b. Les concentrations de phosphore ont diminué plus fortement que les concentrations d'azote, entraînant une augmentation du rapport massique N/P qui est passé de 12 à environ 60 actuellement.

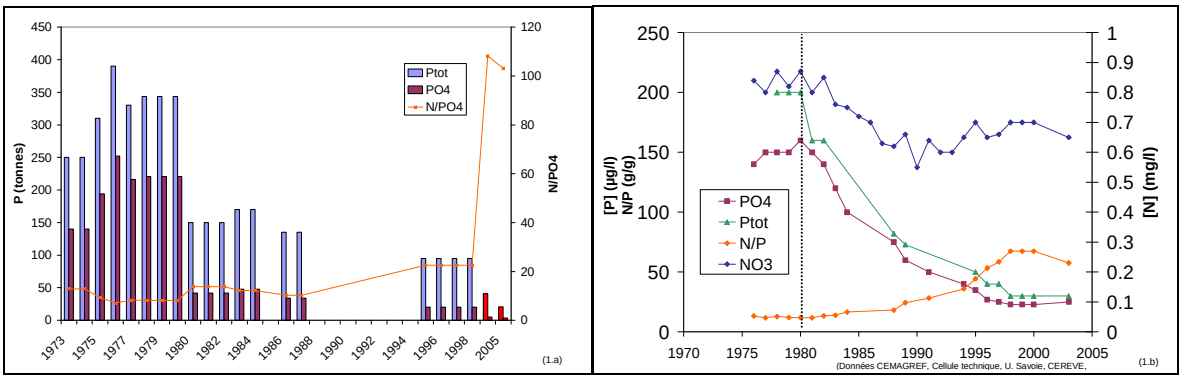


Figure 1. Evolution des apports en nutriments par le bassin versant (1.a) et des concentrations dans la colonne d'eau (1.b).

3. Flux de sédimentation

Le cycle annuel de la sédimentation de la matière particulaire dans le lac du Bourget a été étudié pour la première fois en 1988-89, au moyen de trappes à sédiment disposées en trois profondeurs, 10, 30 et 80 m, dans la partie orientale de la fosse sud du lac (Stroffek, 1990 ; Vinçon-Leite, 1991). A l'échelle annuelle, les flux de sédimentation de la matière particulaire totale dans laquelle la fraction minérale est prédominante, montrent en 1988-1989, une augmentation avec la profondeur (Fig. 2.a). L'augmentation des flux à 80m peut être attribuée essentiellement à l'entrée en profondeur de la Leysse, principal affluent du lac, lors des épisodes de crue. Les flux à 80m présentent donc une grande variabilité interannuelle en fonction du contexte hydrologique.

Les flux de sédimentation du phosphore particulaire, dans lesquels la fraction minérale est plus majoritaire, montrent également une augmentation avec la profondeur (Fig. 2.b).

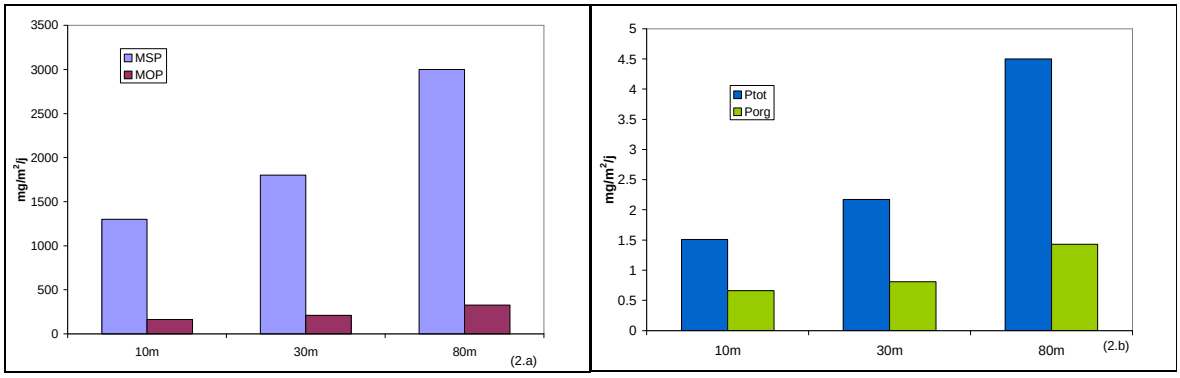


Figure 2. Flux de sédimentation de la matière particulaire totale (2.a) et du phosphore (2.b).

La spéciation du phosphore en phosphore organique et phosphore minéral[5], apatitique (PIA) et non-apatitique (PINA), a été réalisée dans les particules en sédimentation recueillies en plusieurs périodes (Cf Figure 7en annexe).

Parallèlement aux mesures de terrain, le développement d'un modèle thermique et biogéochimique unidimensionnel vertical du lac a été réalisé (Vinçon-Leite *et al.,* 1989 ; 1995). Ce modèle dont le schéma conceptuel du cycle du phosphore est représenté sur la Figure 8 (en annexe) a permis de calculer plusieurs termes du bilan de phosphore et de les valider par rapport aux mêmes termes estimés à partir des données de terrain de 1988-89. Sur la base des résultats du modèle, l'évolution du stock de phosphore hivernal, a été calculée sur une période de 10 ans (1980-1989). La comparaison avec les valeurs de terrain (Figure 3) montre une bonne adéquation entre modèle et données jusqu'en 1985 puis, alors que le modèle tend vers un stock d'équilibre d'environ 270T de phosphore, les données montrent une diminution régulière du stock jusqu'à une valeur de 200T en 1989, correspondant à un écart de l'ordre de 25%.

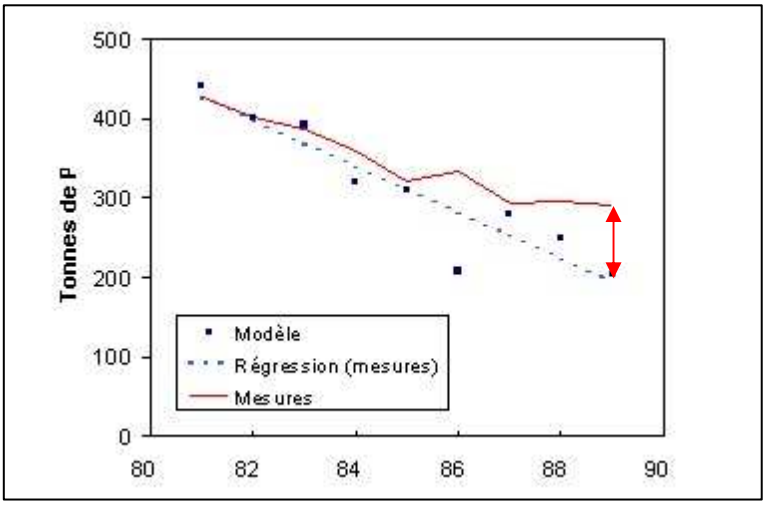


Figure 3. Evolution du stock hivernal de P de 1980 à 1989 (d'après Vinçon-Leite et al., 1995).

4. Interactions entre phosphore et particules

L'écart sur le stock de phosphore hivernal entre mesures et modèle suggère que des puits de phosphore présents dans le lac ne sont pas décrits par le modèle. Ces termes font probablement intervenir la fraction minérale du P particulaire, non prise en compte dans le modèle, dans des processus d'adsorption du P minéral dissous sur des particules allochtones apportées par les affluents et sur des particules autochtones telles que la calcite. Une coprécipitation des orthophosphates avec la calcite peut également se produire. Parmi les processus impliquant les particules autochtones, ceux concernant la calcite ont été étudiés en premier lieu, la calcite constituant une particule dominante dans le lac du Bourget.

4.1. La calcite

La précipitation de calcite dans le lac du Bourget, bien que connue de longue date, n'était pas été quantifiée précisément. Une première estimation basée sur des données

[5] Le phosphore minéral comprend le Phosphore Apatitique (PA) qui correspond au P inclus dans l'apatite ainsi qu'au P associé à la calcite et à tous les minéraux calciques et le Phosphore Inorganique Non Apatitique (PINA) qui regroupe le P lié aux oxydes métalliques (Fe, Mn, Al) et aux argiles.

ponctuelles de calcium dissous a calculé une production annuelle de calcite, en 1998-89, de l'ordre de 15 000 tonnes (Vinçon-Leite, 1991) mais la dynamique de la précipitation de calcite a été spécifiquement étudiée en 1997-1998 (Groleau, 2000). Une nouvelle méthode de suivi de la précipitation basée sur l'exploitation des profils de conductivité spécifique (C_{25}), facilement mesurables *in situ* a été développée (Groleau *et al.,* 2000). Dans l'épilimnion, les charges électriques associées aux ions calcium et carbonates dominent fortement les espèces dissoutes, permettant de relier la concentration en calcium à la C_{25} (Figure). Les profils de concentration en calcium dissous dans la colonne d'eau peuvent ainsi être calculés avec une résolution verticale centimétrique, permettant de tracer très précisément l'évolution spatio-temporelle de la précipitation de calcite (figure en annexe). L'extrapolation à la surface totale du lac de la production de calcite, estimée à 480 $g.m^{-2}.an^{-1}$, donne une production de 16 000 $tonnes.an^{-1}$ de $CaCO_3$.

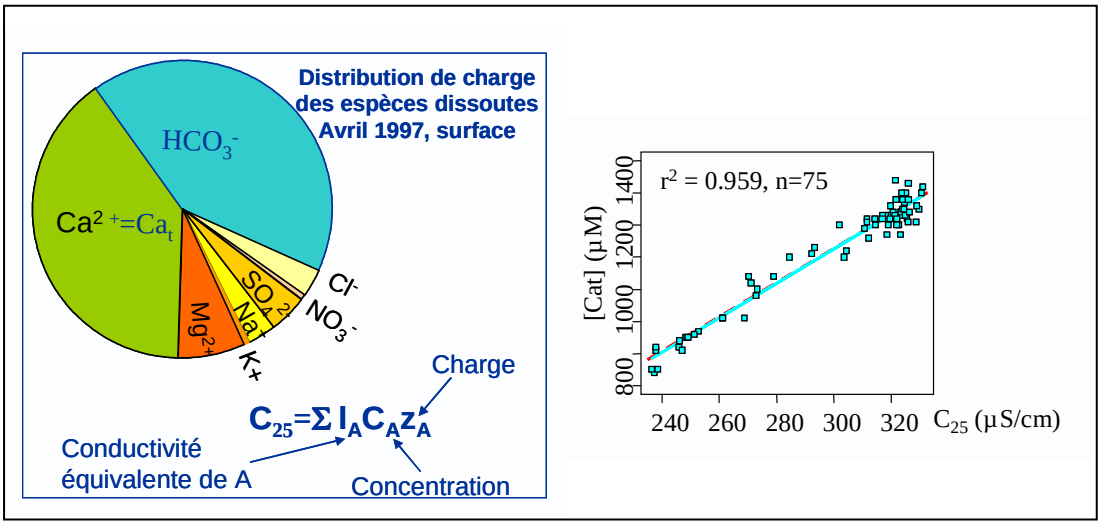


Figure 4. Relation entre Calcium dissous et Conductivité spécifique dans l'épilimnion du lac du Bourget (d'après Groleau et al., 2000).

4.2. Phosphore et particules en sédimentation

Les caractéristiques de la fraction particulaire au cours de la sédimentation ont été étudiées afin de mettre en évidence les interactions entre le phosphore, la calcite et les autres particules. L'augmentation des flux de phosphore avec la profondeur, déjà observée en 1988-89, a été à nouveau mise en évidence. De plus, l'enrichissement en phosphore des particules au cours de leur sédimentation a été clairement établi (Groleau, 2000). Les analyses de spéciation du phosphore (Porg, PIA et PINA) ont montré que la composition en phosphore minéral des particules augmente avec la profondeur tandis qu'elle diminue pour le phosphore organique.

Les flux de sédimentation, calculés pour les différentes formes de phosphore, indiquent que l'enrichissement en phosphore minéral de la matière particulaire entre 10 et 80m est compris entre 160 et 500 $mgP.m^{-2}.j^{-1}$, dû à la contribution du PA pour 20 à 35% et à celle du PINA pour 65 à 78%.

Les interactions entre le phosphore et les particules minérales sont quantifiées sur la

Figure 5. Elles montrent sur ces deux années une assez grande variabilité. En 1998, les interactions entre phosphore et particules minérales d'origine autochtone pèsent pour 20% de la sédimentation du phosphore total alors qu'en 1997, le poids total de ces interactions ne représente plus que 8% de la sédimentation du Ptot. En 1998, l'entraînement

du phosphore par la calcite authigène représente 4% de la sédimentation du phosphore total annuel, quatre fois moins que le P associé aux oxydes de fer et de manganèse qui compte pour 16% de la sédimentation du phosphore total annuel. Néanmoins, l'ordre de grandeur de ces interactions, 8-20%, à l'échelle annuelle, ne permet pas de les négliger dans le schéma conceptuel du cycle du phosphore.

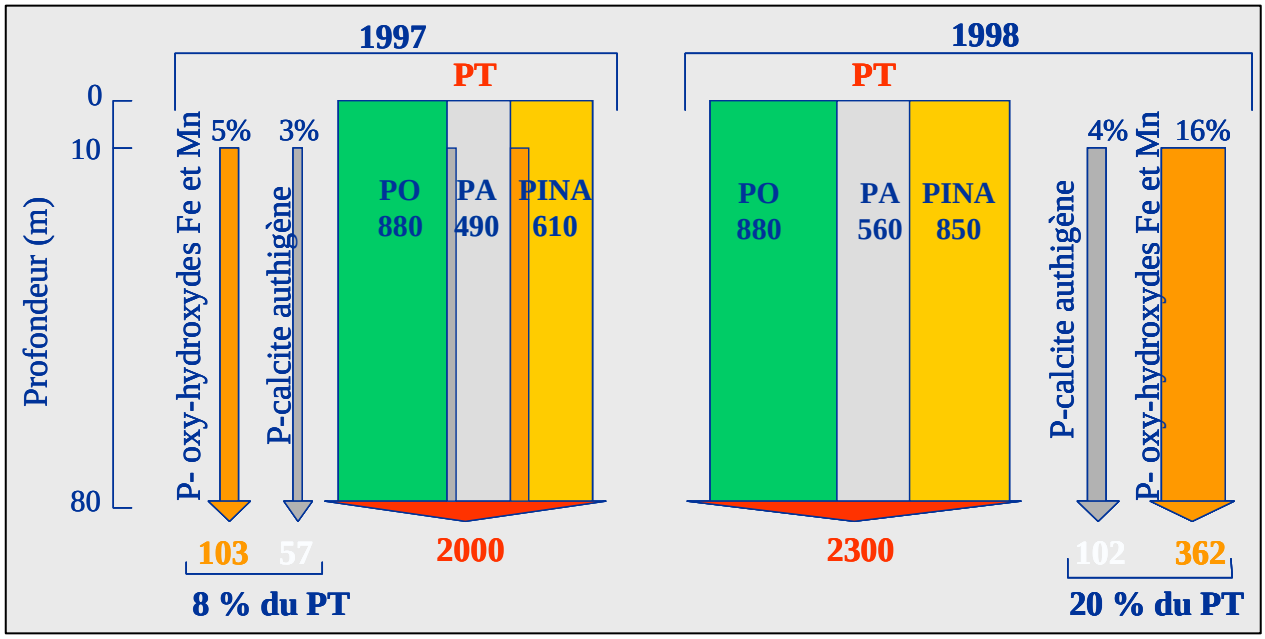


Figure 5. Synthèse des interactions Phosphore – particules (d'après Groleau, 2000).

5. Phosphore et production primaire

L'étude détaillée du cycle du phosphore dans le lac du Bourget a initialement été entreprise afin de préciser l'origine du phosphore biodisponible consommé par le phytoplancton. Si l'on s'intéresse à la comparaison de l'évolution saisonnière des concentrations en orthophosphates et en chlorophylle dans l'épilimnion du lac du Bourget (

Figure **6**), il apparaît que des augmentations significatives de la concentration en chlorophylle sont mesurées en des périodes où les concentrations en orthophosphates sont très faibles. Des estimations du rapport stochiométrique C/P dans les cellules algales produites pendant ces mêmes périodes aboutissent à des valeurs très élevées, indiquant une carence extrême en P des cellules, durant la période estivale. Par ailleurs, l'épuisement de l'épilimnion en orthophosphates, qui survient généralement dès le mois de mai, s'amplifie durant l'été et s'étend sur une profondeur d'au moins 30 m, allant jusqu'à 45m certaines années, limitant probablement une réalimentation à partir de l'eau hypolimnique plus riche en phosphore. L'explication d'une production primaire assez soutenue dans un épilimnion épuisé en phosphore conduit donc à envisager des échanges non pas seulement verticaux mais horizontaux. L'hypothèse émise, à l'origine du programme de recherche DYLACHEM[6] mené en 2004-2005, est que les ondes internes, lorsqu'elles rencontrent les zones littorales du lac, peuvent déferler et générer localement des épisodes de forte turbulence (Cuypers *et al.,* 2006 (a) ; 2006 (b)) induisant un transfert rapide des nutriments présents à l'interface eau-sédiment ou dans l'hypolimnion, vers l'épilimnion où l'essentiel de la biomasse algale est produit.

[6] DYLACHEM (Dynamique Lacustre et Hétérogénéités Biogéochimiques) est un projet de recherche pluridisciplinaire financé par le programme ECCO (PNRH) du CNRS.

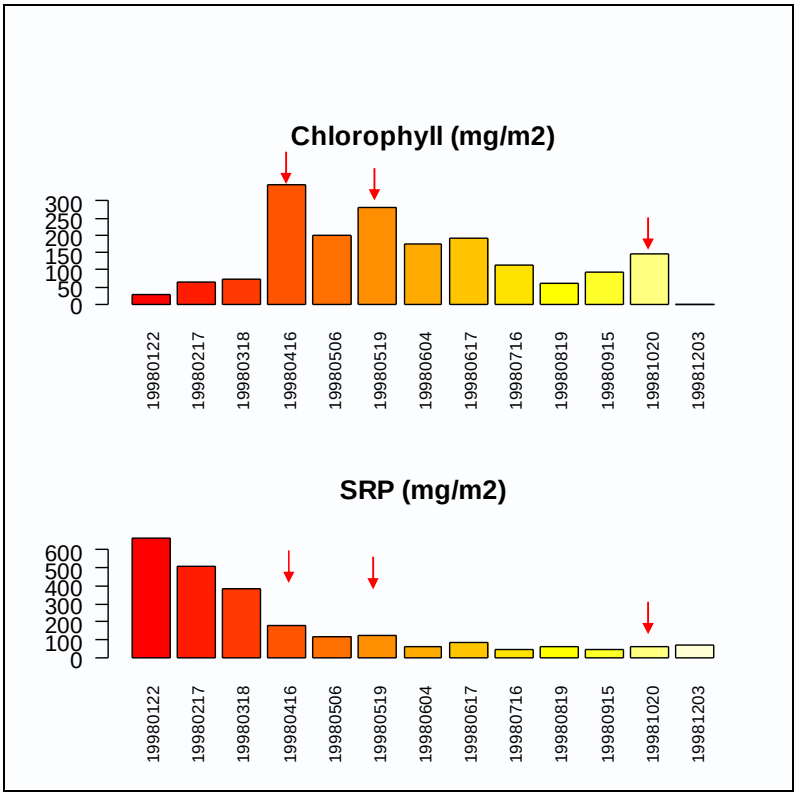


Figure 6. Chlorophylle et orthophosphates dans la colonne d'eau (1998).

6. Conclusions

Dans le lac du Bourget, la sédimentation du phosphore particulaire constitue un mécanisme particulièrement important de transfert du phosphore vers le compartiment sédimentaire et contribue donc de façon essentielle à la restauration du lac. Aucune interaction impliquant le phosphore n'a été détectée lors de la cristallisation de la calcite dans l'épilimnion. En effet, à cette période la concentration en orthophosphates dans l'eau du lac est très faible (< 5µgP/l) et la coprécipitation de phosphore avec la calcite, si elle survient, met en jeu des quantités faibles, indétectables par les techniques analytiques utilisées. En revanche, l'enrichissement des particules en phosphore minéral au cours de leur sédimentation vers le fond pendant les périodes de précipitation de calcite s'explique par deux processus de nature et d'intensité différentes : (1) l'adsorption de phosphates sur la calcite contribue à la sédimentation d'environ 4 % du phosphore et (2) l'association de phosphates sur des oxydes de fer et de manganèse entraîne environ 15 % du phosphore total sédimenté annuellement. La participation au cycle du phosphore de ces deux mécanismes n'est donc pas négligeable, surtout si l'on s'intéresse à l'évolution des concentrations en phosphore dans le lac à moyen ou long terme. Enfin, un mécanisme important par lequel la calcite contribue au transport du phosphore vers le fond du lac, lors des blooms algaux, est dû au processus d'agrégation entre les cristaux de calcite et les cellules algales riches en phosphore organique.

Les recherches menées, si elles ont fait progresser la connaissance du fonctionnement biogéochimique du lac du Bourget, n'ont toutefois pas permis de conclure sur l'origine du phosphore biodisponible pour la production primaire, en période estivale, alors que l'épilimnion est épuisé en phosphore. En revanche, elles ont conduit à en rechercher l'explication dans l'étude de transferts bidimensionnels, entre la zone littorale et la zone pélagique du lac, sous l'action de mécanismes hydrodynamiques liés à l'activité des ondes internes.

Remerciements

Les résultats présentés dans cet article ont été obtenus dans le cadre de projets de recherche financés notamment par le CISALB, la CCLB, l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse, le Ministère de l'Agriculture, le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable ainsi que le Ministère de la Recherche.

Références bibliographiques

Bournet P.-E., 1996, Contribution à l'étude hydrodynamique et thermique du lac du Bourget – Courants de densité et ondes internes, *Th. Doct.* Ecole Nationale du Génie Rural, des Eaux et des Forêts, CEREVE, 335p.

CEMAGREF, 1978, Le lac du Bourget – Bilan des observations menées en 1975-76-77 ; essai d'établissement d'un bilan de matière, *Rapport de recherche n°136* , 2 fascicules, Grenoble.

CEMAGREF, 1984, Le lac du Bourget et ses apports – Etude 1982, *Rapport de recherche*, 6 fascicules, DQEPP, Lyon

CEREVE, GRETI, INRA, 1998, Analyse de l'évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget, *Rapport de recherche*, France

CTGREF, 1975, Charges en fertilisants des principaux tributaires du lac du Bourget, *Rapport de recherche*, 7 fascicules, Aix-les-Bains

Cuypers Y., Vinçon-Leite B., Poulin M., Tassin B., 2006 (a), Linear and nonlinear internal waves in a sub-alpine lake, *EGU Geophysical Research Proceedings*, Vol. 8, 07608, Wien

Cuypers Y., Vinçon-Leite B., Bournet P.-E., Poulin M., Tassin B., 2006 (b), Mécanismes de mélange turbulent engendrés par les ondes internes dans le lac du Bourget, *Actes du Colloque Autour du lac du Bourget*, Le Bourget du Lac

Gayte X., 1997, Rôle de l'interface rivière-lac dans la modification des apports de nutriments à l'écosystème lacustre. Dynamique du bactérioplancton et transformation de la matière organique dans l'écotone Leysse-Bourget, *Th. Doct.* Univ. Savoie.

Girel C., 2006, Suivi en continu des apports des tributaires du lac du Bourget, *Résumé des communications Colloque Autour du lac du Bourget*, Le Bourget du Lac

Groleau, A., Sarazin, G., Vinçon-Leite, B., Quiblier-Lloberas C. and Tassin B., 2000, Tracing calcite precipitation with specific conductance in a hard water alpine lake (Lake Bourget). *Water Research*, 34(17): 4151–4160.

Groleau A., 2000, Dynamique des particules et interactions avec le cycle du phosphore dans le lac du Bourget, *Th. Doct.* Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, CEREVE, 275p.

Humbert J.F., Paolini G., Le Berre B., 2001, Monitoring a toxic cyanobacteria bloom in Lake Bourget (France) and its consequences for water quality, in "*Harmful Algal Bloom 2000*", Hallegraeff G. *et al*. [Eds.], pp 496-499

Oberhaus L., Vinçon-Leite B., Tassin B., Quiblier-Lloberas C., Groleau A., 2003, Influence of physical factors on cyanobacteria development in a deep sub-alpine lake (Lake Bourget), *Journal de Recherche Océanographique*, 28 : 1 – 2

Stroffek S., 1990, Les transferts verticaux de matière et leur modification par les bactéries hétérotrophes fixées sur les particules en sédimentation dans les eaux de surface de deux grands lacs alpins (lac Léman, lac du Bourget), *Th. Doct.* Univ. de Savoie, 235 p.

Vinçon-Leite B., Mouchel J.M., Tassin B., 1989, Modélisation de l'évolution thermique saisonnière du lac du Bourget (Savoie, France). *Rev. Sci. Eau*, 2:483-510

Vinçon-Leite B., 1991, Contribution de la modélisation mathématique à l'étude de la qualité de l'eau dans les lacs sub-alpins : le lac du Bourget (Savoie), *Th. Doct.* Ecole Nationale des Ponts et Chaussées, CEREVE, 247 p.

Vinçon-Leite B., Tassin B., Jaquet J.-M., 1995, Contribution of mathematical modeling to lake ecosystem understanding : Lake Bourget (Savoy France), *Hydrobiologia,* 300/301, 433-442

Vinçon-Leite, B., Tassin, B., Bournet,P.E, Groleau A., 1997, First assesment of flood events on the phosphorus cycle in a deep alpine lake : lake Bourget (France), *Verh. Internat. Limnol.*, 26 :403-407.

Vinçon-Leite B., Tassin B., Druart J.-C., 2002, Phytoplankton variability in Lake Bourget : Phytoplankton dynamics and meteorology, *Lakes and Reservoirs Research and Management*, (7) 93-102

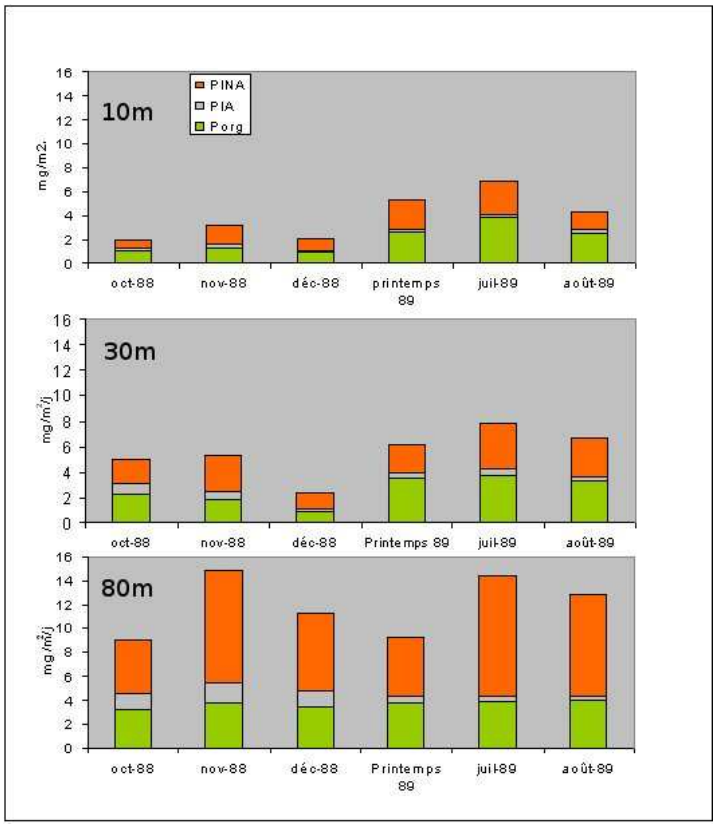


Figure 7. Spéciation du phosphore particulaire dans les trappes à sédiment (1988-1989).

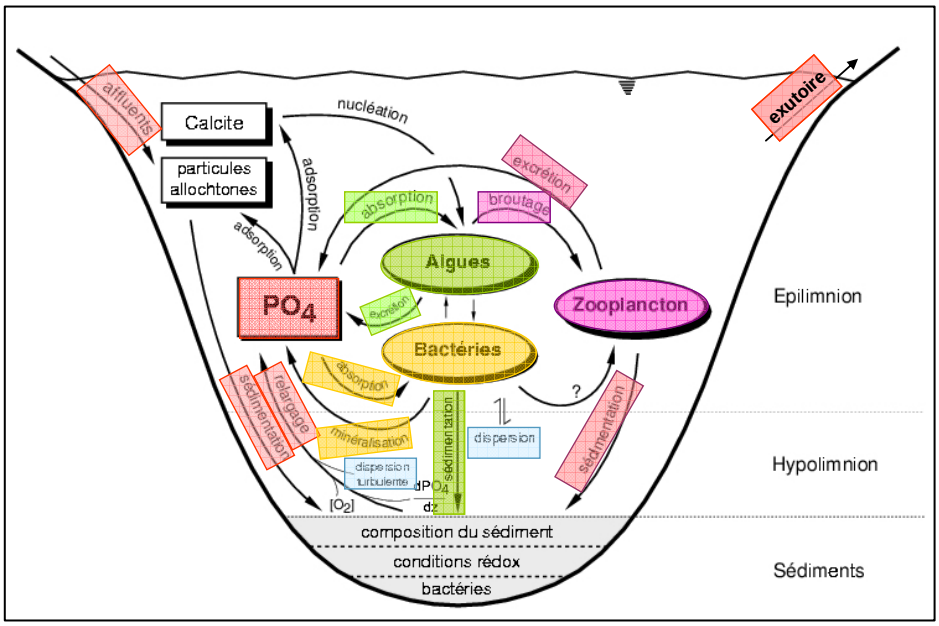


Figure 8. Schéma conceptuel du cycle du phosphore. Les processus sur fond blanc ne sont pas pris en compte dans le modèle

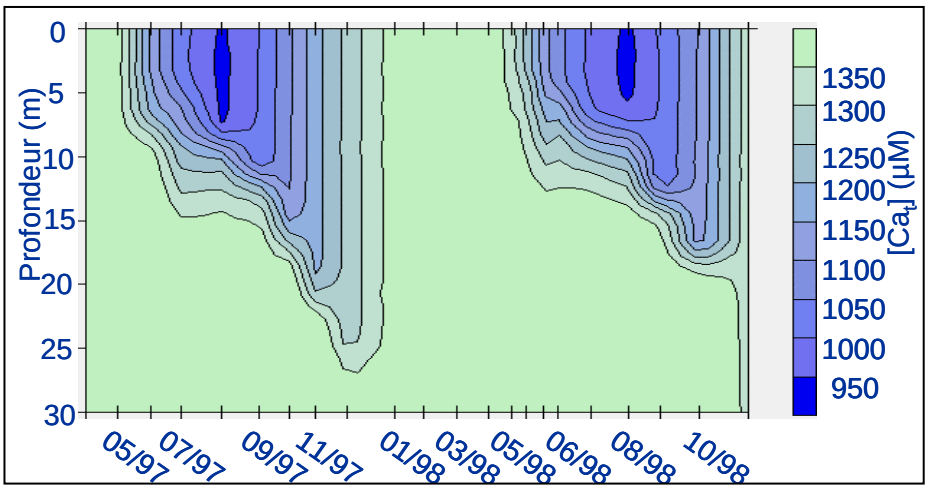


Figure 9. Précipitation de calcite dans le lac du Bourget en 1997-1998 (d'après Groleau et al., 2000).

Le suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget

About the water quality survey of Lake Bourget

Gérard Paolini

CCLB, 1500 Bd Lepic, 73100 Aix-les-Bains

Résumé. Un certain nombre d'études et de suivis ont été mis en place sur le lac du Bourget depuis plus de 25 ans dont les objectifs sont d'évaluer l'efficacité des différents programmes de travaux de restauration de la qualité des eaux, de mieux comprendre le fonctionnement de l'écosystème et de définir l'évolution du niveau trophique. Les différents travaux réalisés depuis les années 1970 se sont révélés très efficaces:

- Les Stocks hivernaux en phosphate dans les eaux du lac passent de 420 à 90 tonnes P-PO4 ;
- La transparence des eaux s'améliore ;
- Dans les couches supérieures, la biomasse phytoplanctonique diminue.

Cependant depuis 1999, ces mesures montrent aussi leurs limites :

- les stocks en phosphate stagnent depuis une 10 années (≈90 tonnes) ;
- les cyanobactéries dominent par leur abondance avec des conséquences sur l'écosystème (boucle microbienne) et sur certains usages (eau potable) ;
- des efflorescences de cyanobactéries toxiques se développent avec des conséquences sur l'écosystème (boucle microbienne) et sur certains usages (eau potable).

Le lac du Bourget se trouve actuellement dans une période de transition avec des descripteurs caractérisant des niveaux trophiques différents : de l'eutrophie à oligotrophie.

Mots-clés : restauration, phosphates, transparence, oxygène, cyanobactéries

Abstract. For more than 25 years, a number of steady studies have been setting up for the lake Bourget whose objectives are to evaluate the effectiveness of the different restoration programs of water quality. The different works completed since the 70's were more efficient:

- Winter Stocks phosphates in the lake change from 420 to 90 tons P;
- Water transparency increases;
- In the upper layers, the phytoplanctonic biomass decreases.

However since 1999, these measurements also show their limits:

- Phosphate stocks stagnate for 10 years (≈90 tons);
- toxic cyanobacteria blooms grow and lead to consequences on the ecosystem (microbial loop) and on some uses (drinking water).

Currently, the lake Bourget is in a transitional period with parameters which characterize different trophic levels: from eutrophic to oligotrophic status.

Keywords : restoration, phosphates, transparency, oxygen, cyanobacteria

1. Contexte

Le lac du Bourget est le plus grand lac naturel de France. Hormis le fait qu'il constitue le plus grand réservoir en eau douce de France, il est aussi un site d'une grande richesse naturelle et patrimoniale. Situé dans un territoire en plein développement, cet espace est

soumis à de fortes pressions démographiques et urbaines qui représentent une menace pour son équilibre.

Dès 1955 les premiers signes d'eutrophisation apparaissent sur lac du Bourget et sont liés aux apports excessifs en nutriments provenant des effluents domestiques CTGREF (1975)

Plusieurs actions de restauration sont engagées dès 1970 par les collectivités Le dispositif d'assainissement sur le bassin versant comprend actuellement une vingtaine de stations d'épuration traitant les effluents de 90 % de la population et une galerie de 13 Km sous la montagne de l'Epine pour détourner les eaux traitées hors du bassin versant. L'ensemble a permis de diminuer les apports en phosphore au lac de plus de 80 %.

2. Etudes et suivis sur le lac

Après la réalisation des premiers ouvrages de dépollution les collectivités locales ont souhaité mettre en place plusieurs types de "suivi" de la qualité des eaux

- Le suivi allégé commencé en 1981, les paramètres, les niveaux et les fréquences des mesures sont définis à partir d'études menées sur le lac du Bourget de 1972 à 1981 (CEMAGREF, 1982).

- Si le suivi allégé permet d'évaluer la réponse trophique du lac aux travaux de dépollution, il n'en explique pas les causes. Des études plus complètes sont réalisées avec la participation d'autres laboratoires. Elles se déroulent sur 2 années consécutives, et selon un cycle de 7 à 10 ans correspondant au temps de renouvellement théorique des eaux du lac.

Tableau 1. Laboratoires impliqués et compartiments étudiés lors des différentes études "lourdes".

	Lac					affluents
	Physico-chimie	**plancton**	**sédiments**	**sédimentation**	**modélisation**	**nutriments**
	CEMAGREF					
1982-1983	x	x	X			x
	CERGRENE, CEMAGREF, Université de Savoie, Cellule Technique LdB					
1988-1989	x	x	x	x	x	
	GRETI, CERGRENE, INRA, Cellule Technique LdB					
1995-1996	x	x		x	x	x
	CARRTEL, Cellule Technique LdB					
2004-2005	x	x				x

3. Principaux résultats

3.1. Teneurs hivernales en phosphate

Les différents travaux réalisés depuis les années 1970 se sont révélés très efficaces puisque les concentrations hivernales en phosphate ont largement diminuées dans les eaux du lac (de 120 à 25 $\mu g.l^{-1}$ P en 25 ans). Cependant, depuis 1999, ces mesures montrent aussi leurs limites puisque les concentrations stagnent autour de 25$\mu g.l^{-1}$ P.

Sur la base des modèles OCDE d'évaluation de la catégorie trophique, cette valeur confère au lac un niveau mésotrophe.

En comparant les concentrations en phosphate et les classes de qualité définies dans le cadre du SEQ plan d'eau, nous observons que les valeurs se situent depuis 1998 dans la classe moyenne (jaune).

L'objectif est de retrouver la classe de qualité "bonne" (vert).

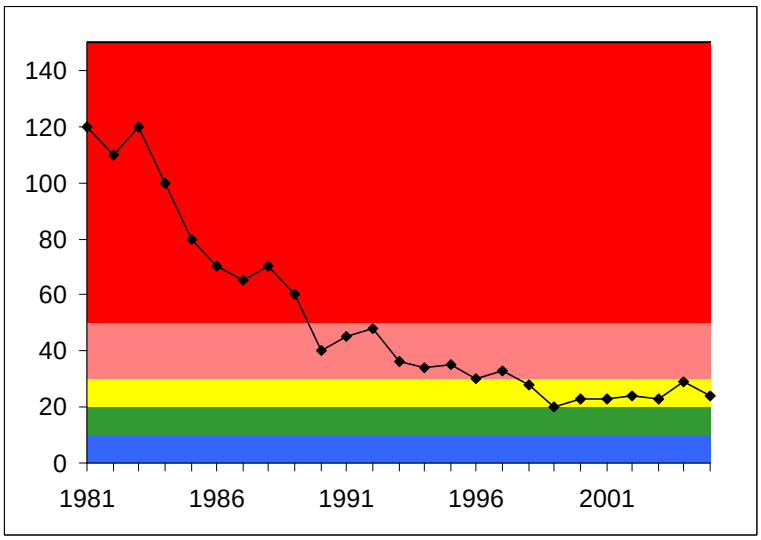


Figure 1. Evolution des concentrations moyennes hivernales en phosphates (mg.l^{-1}P) au point B de 1981 à 2005 et comparaison avec les classes de qualité.

3.2. Transparence

L'évolution des indices de transparence (transparences minimales et moyennes annuelles) montre une augmentation significative depuis 1981, ce qui traduit une moindre production phytoplanctonique dans les couches superficielles.

Depuis 1998, les transparences minimales évoluent entre les classes de qualité bonne (vert) à très bonne (bleu) ; quant aux moyennes elles sont de très bonne qualité.

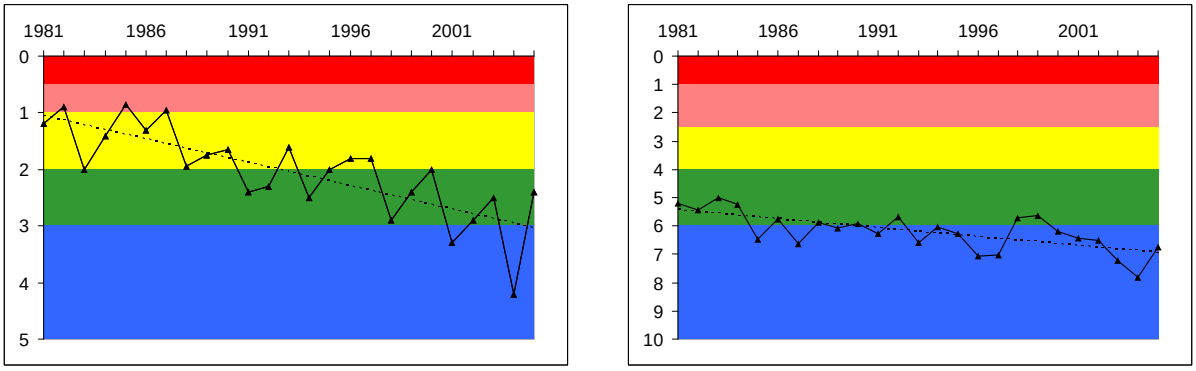


Figure 2. Evolution des transparences (m) : minimales annuelles et moyennes annuelles au point B de 1981 à 2005 et comparaison avec les classes de qualité DCE.

3.3. Chlorophyllle

La tendance est à la baisse et les valeurs maximales passent de 80 µg.l^{-1} en 1988 à près de 15 µg.l^{-1} en 2005 ; les concentrations se rapprochent des limites de la classe de qualité très bonne.

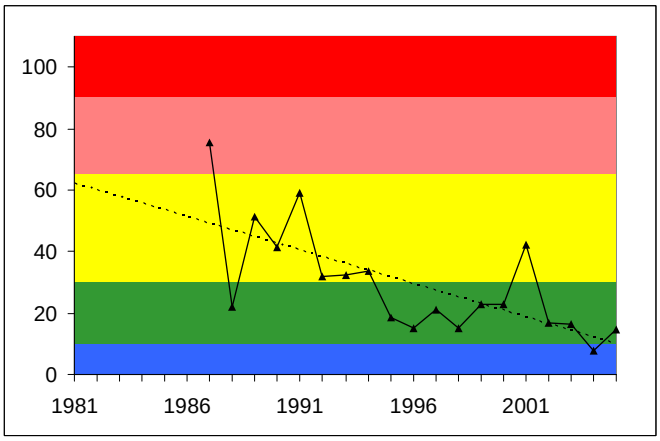
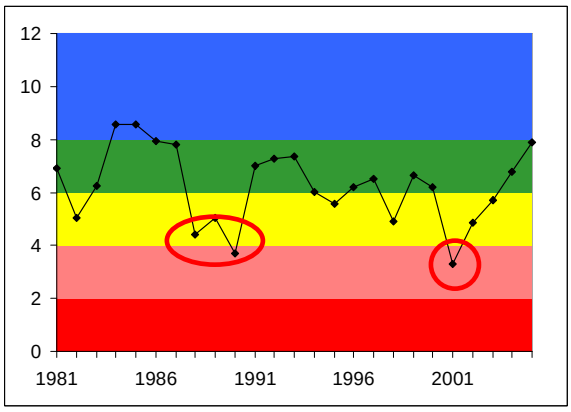


Figure 3. Evolution des concentrations maximales annuelles des chlorophylles et pheopigments sur la couche euphotique (µg.l^{-1}) au point B de 1981 à 2005 et comparaison avec les classes de qualité du SEQ eau.

3.4. Oxygène à 130 m

Depuis 1981, les concentrations moyennes annuelles ne montrent pas d'évolution significative et nous pouvons noter que la valeur de cet indice est en partie gouvernée par l'intensité de la réoxygénation hivernale des zones profondes ; en effet, les valeurs les plus faibles correspondent à des années où les réoxygénations sont les moindres. Par rapport aux classes de qualité, les valeurs passent de la classe médiocre à très bonne selon les années.



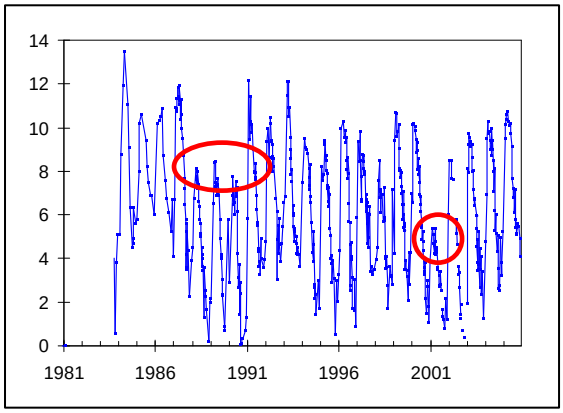


Figure 4. Lac du Bourget point B de 1981 à 2005 ; Evolution des concentrations moyennes annuelles en oxygène à 130 m de profondeur (mg.l^{-1}) et comparaison avec les classes de qualité DCE a) ; variation des concentrations en oxygène (mg.l^{-1}) à 130 m de profondeur b).

3.5. Phytoplancton

Les résultats sont extraits de l'étude lourde du lac du Bourget 2004-2005 ; UMR CARRTEL 2006.

- La richesse phytoplanctonique (nombre d'espèces présentes) n'a pas évolué de façon significative depuis une dizaine d'années (173 vs 176). En richesse spécifique, la communauté phytoplanctonique du Bourget reste dominée par les diatomées et les chlorophycées

- les diatomées voient leurs abondances absolues et relatives diminuer au profit des cyanobactéries qui augmentent de façon considérable en automne et en hiver.

- la proportion relative de la biomasse des espèces phytoplanctoniques de grande taille (microphytoplancton) a augmenté par rapport à celles des espèces de petites tailles (nanophytoplancton). Cette augmentation est due, en partie, au développement des cyanobactéries

3.6. Cyanobactéries

Depuis presque 10 années*, P. rubescens* s'est installée dans le lac où elle connaît une dynamique spatiale et temporelle qui s'organise toujours autour d'un même schéma. Humbert *et al*. (2004) ; Jacquet *et al*. (2005).

× De février à juin : les concentrations restent faibles autour de 1 µg.l^{-1} eq Chloro *a* et pratiquement homogènes sur la couche 0-50 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 11 m de profondeur pour passer par un maximum qui peut aller certaines années jusqu'à 70 µg.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 tout en poursuivant leur développement.

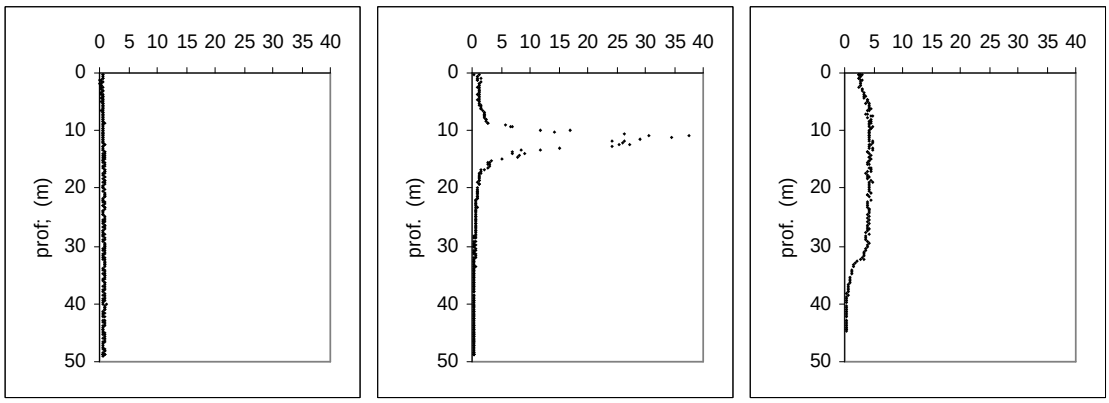


Figure 5. Exemple de distributions des concentrations en cyanobactéries (µg.l^{-1} eq Chloro a) au point B au cours de l'année 2005.

Pour apprécier les variations de la biomasse au cours d'une année, chaque profil de

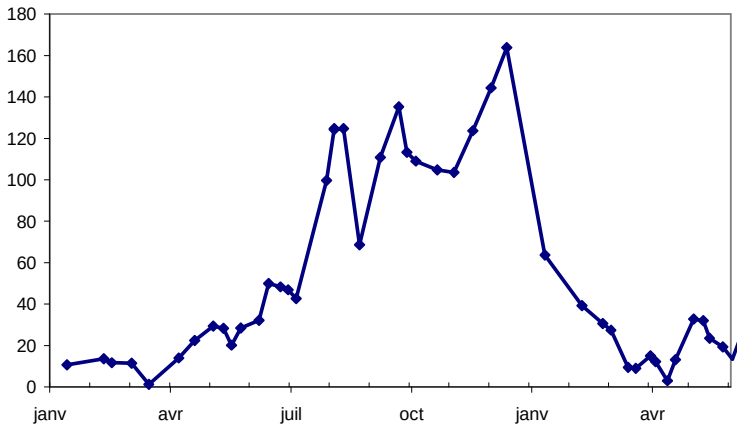


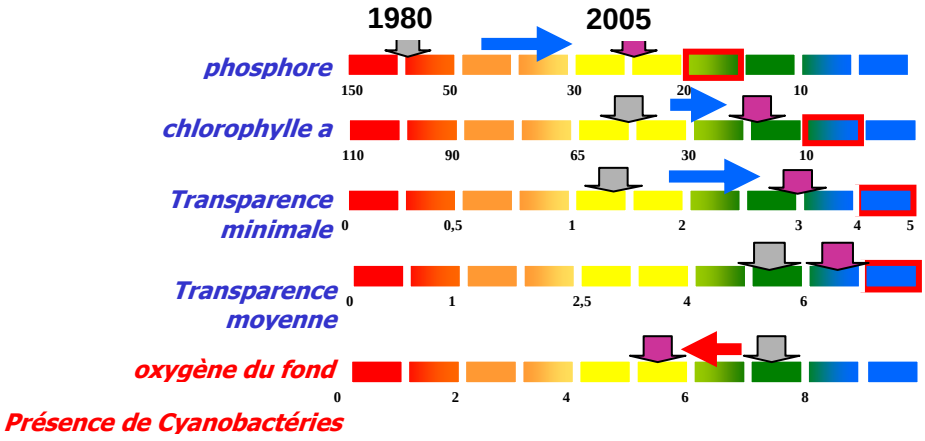
Figure 6. Evolution de la biomasse en cyanobactéries (mg.m^{-2} eq Chloro a) au point B sur une colonne 0-40 m au cours de l'année 2004-2005.

sonde fluorimétrique est intégré sur une colonne d'eau 0-40 m. Nous observons, alors un accroissement plus ou moins régulier de la biomasse des cyanobactéries jusqu'au mois de décembre. Cette augmentation de biomasse s'accompagne d'une augmentation des quantités de microcystines (relation positive entre biomasse et toxine Humbert, 2001) et entraîne des conséquences sur certains usages (eau potable).

4. Conclusion

Si certains paramètres suivis indiquent une légère amélioration du niveau trophique à travers leur sens d'évolution depuis 1980, date de la mise en service des premiers grands travaux de restauration réalisés dans le bassin versant du lac, il faut noter une certaine stabilisation de ces descripteurs depuis une dizaine d'années (phosphates…).

Tableau 2. Synthèse de l'évolution de différents paramètres entre 1980 et 2005, et objectifs pour le lac du Bourget en 2012.



En terme de statut trophique, l'étude lourde 2004-2005 indique que " l'ensemble des indicateurs étudiés appuie la conclusion globale que le lac du Bourget connaît depuis quelques années un processus évolutif entre un état eutrophe et un état tendant vers l'oligotrophie. Cet état transitoire peut être qualifié de **mésotrophe**."

Références bibliographiques

CEMAGREF ; 1981 ; Lac du Bourget -- Propositions pour un suivi allégé d'évolution ; 41 p. ; DQEPP, Lyon.

CTGREF; 1975; Charges en fertilisants des principaux tributaires du lac du Bourget, 7 fascicules (86 p., 141 p., 80 p., 26 p., 42 p., 68 p., 100 p.) ; Station d'études Hydrobiologiques d'Aix-les-Bains

CT LAC DU BOURGET ; 2006 ; Lac du Bourget ; Suivi Allégé 2005 ; 46 p. + annexes, CISALB

Humbert JF. ; 2001 ; Mise en place d'un protocole de surveillance des cyanobactéries dans le lac du Bourget - rapport d'étude ; 35 p.; CISALB ; Contrat de bassin versant du lac du Bourget ; Etudes préliminaires.

Humbert JF. *et al.*; 2004; Proliférations d'une cyanobactérie toxique dans un écosystème en voie de restauration : le paradoxe du lac du Bourget ; 11 p.; CARRTEL

Humbert JF. *et al.*; 2006; étude lourde du lac du Bourget ; rapport final 193 p.; UMR CARRTEL

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

Yon V, ; 2004 ; Mesure en continu de l'oxygène dissous dans le lac du Bourget (Savoie), relation avec la production phytoplanctonnique ; DEA Hydrologie, Hydrogéologie, Géostatistique et Géochimie Filière Hydrologie et Hydrogéologie Quantitatives. Laboratoire de Géochimie des eaux, Paris VII, IPGP ; 70 p.

Chapitre III

Le lac et son bassin versant

« A l'ouest du lac se trouvent trois aiguilles en forme de dents, une grosse molaire, une canine très usée, et au milieu une grosse dent menaçante. Elle règle la vie, annonce les orages, se rapproche, s'éloigne vivante et mystérieuse, on l'appelle la Dent du Chat. »

Charles Dullin (1885-1949)

La Directive-Cadre sur l'Eau et le "Bon Etat" : Un soutien majeur à la durabilité des usages autour du Lac du Bourget

The Water Framework Directive and the good ecological state : What about Lake Bourget ?

Guy Oberlin

Agence de l'Eau, 2 allée de Lodz 69363 Lyon cedex 07

Résumé. Les lois françaises sur l'eau ont dès l'origine (1964, 1992, …) été de qualité, et très innovantes. Mais elles ont aussi leurs limites. L'irruption de la Directive-Cadre Européenne sur l'Eau est l'occasion d'un nouveau saut qualitatif majeur … et durable, en intégrant mieux la socio-économie, mais toute la socio-économie. Un des enjeux est de s'appuyer sur l'objectif de "Bon Etat" des Milieux pour viser leurs "Bons Fonctionnements", favorables aux Usages durables et à l'équilibre de la satisfaction des besoins, ceux des Milieux inclus. Les opérations menées autour du Lac du Bourget peuvent aller dans ce sens.

Mots-clés : Directive-Cadre Européenne sur l'Eau, bon fonctionnement des milieux aquatiques, usages des eaux, durabilité, lac du Bourget

Abstract. The french water laws have since ever (1964, 1992, …) been suitable and very innovative. But they have also their limits. The launching of the European Water Framework Directive is an occasion to obtain a major improvement and more sustainability, by a deep integration of social and economical features, … but all of them. One challenge is to succeed in exploiting the "Good status" objective in a larger perspective : the "Well working" of the waterbodies, which is in favour of more sustainable water uses and of a better balance for water needs satisfactory, the internal needs of waterbodies being included. The important actions managed around the Lac du Bourget can follow this ambition.

Keywords : European Water Framework Directive, waterbody well working, water uses, sustainability, Lake Bourget

1. Bref retour sur les lois françaises (1964, 1992, …) : leurs qualités et leurs limites

La Directive-Cadre Européenne sur l'Eau (DCEau) est arrivée dans une France préparée de longue date à ces nouvelles règles de gestion, sauf sur deux points : l'obligation de résultats, et l'entière prise en compte des facteurs socio-économiques.

1.1. La loi de 1964: Comités de (Grands) Bassins et Agences (financières) de l'Eau

Cette loi organisait la gestion des eaux avec une forte dose de démocratie participative, y compris en financements, ce qui était fort novateur à l'époque. Sa pertinence et son succès ne sont plus à démontrer.

Mais son application a conduit de facto à ce que le citoyen consommateur d'eau soutienne fortement les efforts de dépollution … y compris des pollutions qu'il subit sans en être à l'origine, ce qui est peut-être acceptable voire réaliste, mais peu conforme au principe "pollueur-payeur" que la loi voulait suivre. L'ensemble organise assez bien une "obligation de

moyens". Les résultats des actions sont bien contrôlés, mais non décisionnels "en soi", ce qui éloigne fortement toute "obligation de résultats". Ce dernier défaut a failli déstabiliser le système mis en place. On verra que la DCEau cherche à combler cette lacune.

1.2. La loi de 1992: L'Eau et ses Milieux comme Patrimoine commun, les SDAGEs, les SAGEs et leurs CLEs

C'est en quelque sorte la déclinaison "locale", à l'échelle des moyens bassins, du système "Grand Bassin", y compris avec une certaine dose de démocratie participative. L'échelle réduite permet de se rapprocher des réalités et de la gestion effective. En principe, les valeurs de type "capital" et patrimoniales peuvent/doivent être prises en compte, ainsi que l'équilibre des usages et de la satisfaction de tous les besoins, ceux des milieux inclus. Malgré les réserves qui suivent, cette loi a un rôle majeur pour faire émerger une gestion durable des eaux.

Cette ambition a cependant un poids juridique faible : préconisations, peu opposables aux tiers. Le poids politique est également modeste : la mise en pratique (plutôt que le texte, d'ailleurs) demeure marquée par le concept d'impact, c'est à dire le réactif, l'action corrective "a posteriori" (culture de l'impact à corriger). C'est moins efficace, car trop tardif, que le pro-actif, c'est à dire la prévention à la source, et donc le cadrage "a priori" de toute initiative concernant l'eau et ses milieux, au premier rang desquelles l'aménagement des territoires et les modes de développement localement choisis.

1.3. Les lois récentes: Risques, Développement des Territoires Ruraux (DTR), et la nouvelle "LEMA" en cours de (re)débat

Sans entrer dans le détail, d'ailleurs encore conjecturels pour la LEMA, des progrès significatifs y sont (Risques et DTR), ou y seraient (LEMA), décidés pour renforcer les lois ante (1992 surtout) en poids juridique et politique, et en faisabilité socio-économique. C'est un peu comme si la DCEau avait déjà ensemencé ces textes récents.

2. L'irruption de la DCEau: l'occasion d'un saut qualitatif majeur et durable

Deux caractéristiques de la DCEau permettent d'en présenter l'originalité et l'innovation : l'obligation de résultats contractuels en qualité des eaux et de leurs milieux (le "Bon Etat"), et l'intégration de la socio-économie (la "récupération des coûts"). Mais il faut s'approprier ces innovations dans une ambition pro-active de gestion durable à (re)construire localement, et ne pas se contenter de les satisfaire formellement comme de simples contraintes.

2.1. Le "Bon Etat": définition, objectif visé, et obligation de résultat

La DCEau, par ailleurs plutôt innovante et cohérente, a fait en matière d'évaluation de la qualité des eaux et des milieux un choix un peu formel et académique : il faut découper les milieux aquatiques en "Masse d'Eau" (en fait une traduction maladroite de "waterbody"), trouver des Références "non anthropisées" de masses d'eau de même type, et comparer leurs caractéristiques. Un écart modeste permet de qualifier une masse analysée en "Bon Etat (BE)" car proche des Références. Un écart significatif ne le permet pas. Il faut alors s'engager à réduire cet écart dans un délai donné (2015, dérogations 2022 ou 2029) qui vaut obligation de résultat. On dispose d'une clause de réalisme si l'ambition "naturaliste" ci-dessus est démontrée comme irréalisable (techniquement ou économiquement), en principe seulement pour des motifs d'aménagements réversibles des lits (barrages, seuils, digues, …) : la masse est alors qualifiée de "Masse d'Eau (trop) fortement Modifiée (MEFM)". Mais ces dernières doivent faire l'objet d'une détermination très approfondie, et n'échappent pas à une autre obligation de résultat : atteindre sous échéances (les mêmes que ci-dessus) leur

"Bon Potentiel Ecologique BPE", concept aussi délicat à préciser que les Références ou le Bon Etat …

Les diagnostics (Etat actuel, Etats futurs selon divers scénarios, …) sur les Masses d'Eau (ME) exploitent des méthodes rodées comme "l'EPR" (Etat-Pressions-Réponses) via des évaluations qualitatives de critères multiples : leur foisonnement favorise la convergence vers des estimations relativement réalistes et quasi-quantitatives. L'évaluation future du degré d'atteinte des objectifs (niveau et date d'obtention du BE) exploitera également des approches rodées, type SEQ (Système d'Evaluation de la Qualité des eaux et de leurs milieux), mais avec des indicateurs aussi normés que possible, équité intra- et inter-nationale et validité "juridique" obligent. A l'échelle Rhône-Méditerranée, ont été construites des grilles dites NABE (Non Atteinte du Bon Etat), sommaires pour la 1ère étape de l'Etat des Lieux, plus sophistiquées pour la 2nde dite "Caractérisation plus poussée" (cf § 3.1). La construction des programmes destinés à atteindre ces objectifs ("mesures", "plans de gestion", …) est largement collective (cf § 2.2), outre le suivi très rapproché de tout cela par le Comité de Bassin, et doit en outre faire l'objet d'une consultation "grand public".

Au-delà de ces mises en oeuvre formelles, Il semble qu'une bonne interprétation de ces règles passe par une bonne analyse des liens du "Bon Etat" avec les "Bons Fonctionnements" des milieux (masses …) concernés, lesquels sont très liés aux Usages. On observe, si ces derniers évoluent vers le durable (un des macro-objectifs de la DCEau), des impacts réciproques forts : le Bon Etat (Fonctionnement) des milieux aquatiques est souvent (pas toujours) favorable aux Usages … durables (*cf tabl. 1*), et on observe même un réel continuum entre l'Usage le plus anthropique et le Fonctionnement le plus naturaliste (cf travaux des instances "Socio-Economie et Fonctionnalités" du Comité de Bassin Rhône-Méditerranée, rassemblés dans un classeur diffusable). Sans déroger à la règle formelle, on peut ainsi s'appuyer sur des concepts mobilisant l'ensemble des acteurs, et s'éloigner des postures stérilisantes "Milieux contre Usages" qui campent sur les conflits d'usages au lieu de contribuer aux équilibres et aux synthèses durables.

Tableau 1. Impacts " subis " réciproques entre fonctionnalités des masses d'eau et milieux (En Bon Etat) et usages (durables, par la société).

Usages en colonnes, Fonctionnalités en ligne ; légende intuitive pour les signes d'impact
impact subi Usage(Fonctionnalité) : en haut à droite ; impact subi Fonctionnalité(Usage) : en bas à gauche

Point de vue Sociétal / **Point de vue Milieux**	**Eau potable accessible et bonne**	**Irrigation maîtrisée, équilibrée (non maximisée)**	**usage Industriel rationnel (mininisé)**	***etc … : à détailler selon réalités locales***
fonctionnement Morpho-chimique proche références	+ / 0	– / – –	++ / –	
Végétation berges et "fonds" proches des références	++ / 0	+ / –	+ / –	
Zoocénoses en bonne santé et proches références	+ / 0	0 / – –	0 / – –	
etc …: à détailler selon réalités locales				

De même, une bonne interprétation de l'obligation de consultation du public conduit à l'étendre à une co-construction de tout ceci, avec des groupes de travail locaux,

thématiques, etc… Les modes de gestion initiés par les lois de 1964 puis de 1992 sont tout à fait adaptés à cette co-construction, mais vu le nombre de Masses d'Eaux (des centaines en Rhône-Méditerranée) et d'acteurs ("toute" la population …), la tâche est gigantesque …

L'avenir dira si le handicap du formalisme académique (choix de Références et de descripteurs accessibles, fiables, normalisés, représentatifs, comparables, …), avec en outre un déséquilibre structurel entre chimie-biologie (bien reconnu) et hydrogéomorphologie (mal reconnu), sera surmonté et si, au-delà d'un Bon Etat (ou d'un Bon potentiel) formel, on servira bien un Bon Fonctionnement durable des Milieux, et l'équilibre entre la satisfaction des divers besoins, ceux des Milieux bien sûr inclus, et à parité avec les Usages plus anthropiques.

2.2. La prise en compte de (toute) la Socio-Economie

C'est l'innovation majeure de la DCEau que de contraindre à mettre sur la table les paramètres socio-économiques. Ils sont introduits, et à développer, à tous les stades, depuis l'Etat des Lieux initial jusqu'aux actions et évaluations post programmes d'actions.

Deux concepts sont mis en avant :

* la "récupérations des coûts" (… des services liés à l'eau) : qui paye (ou devrait payer) quoi, et pour quel service (ou nuisance) ;

* les "coûts disproportionnés" : une espèce de "clause de sauvegarde" pour les Masses d'Eau (MEFM) incapables techniquement et/ou financièrement d'atteindre le Bon Etat, sauf à générer des effets pervers (socio-économiques, …).

Quelques handicaps affaiblissent cette intégration de la socio-économie, outre l'extrême difficulté à quantifier ce type de coût (absence de méthodes et de chiffrages disponibles). Le plus gênant est la polarisation sur les "coûts" (cf concepts ci-dessus), qui semble ignorer les bénéfices et les bénéficiaires, à tout le moins omettre de les expliciter et de les afficher. Une autre limite est la non prise en compte du paramètre majeur qu'est le nombre d'emploi, dans l'évaluation des valeurs, des capitaux et des flux (Etat des Lieux, surtout), lesquels sont de facto réduits à leur dimension financière. La DCEau est également muette sur une des conditions fondamentales du durable, le long terme, et cela pousse de facto à se contenter des insuffisances bien connues de la seule vision à court terme. Plus généralement, on reste dans une culture de type "impacts", où l'environnement "coûte", où on se contente de corriger a posteriori les impacts négatifs des usages anthropiques, ce qui ne peut donc être servi que dans les limites des marges bénéficiaires (ou des crédits publics) disponibles. Les fondements d'un Développement Durable, à savoir intégrer toutes les externalités, de manière anticipée ("prévention intégrée à la source de toute initiative"), et de manière réciproque, ne sont donc pas encore appliqués.

C'est ici que les liens (les impacts réciproques) entre Usages (durables) et (bonnes) Fonctionnalités, cités d'emblée ci-dessus (§ 2.1) en commentaire au concept de Bon Etat, peuvent jouent un rôle mobilisateur majeur. Comme pour le Bon Etat, il y a donc des degrés de liberté, et la bonne mise en oeuvre est de surtout veiller à intégrer "toute" la socio-économie, dont les paramètres non monétarisables, les bénéfices (quantifiés ou non), les paramètres liés aux milieux, aux patrimoines (les capitaux; dont ceux des eaux et des milieux, et pas seulement les flux), au long terme, etc… Le piège serait d'en rester aux rares chiffrages disponibles, lesquels donneraient une vision de la socio-économie réduite aux seuls flux monétarisés (re)connus par les us et coutumes ante., ce qui ne serait guère porteur d'avenir.

3. Mise en œuvre de la DCEau: étapes, calendrier et méthodes (résumé)

Sans pouvoir ici s'étendre sur les innombrables détails de mise en œuvre d'une opération aussi complexe, il est utile d'en présenter quelques éléments, surtout au titre de la "participation des acteurs".

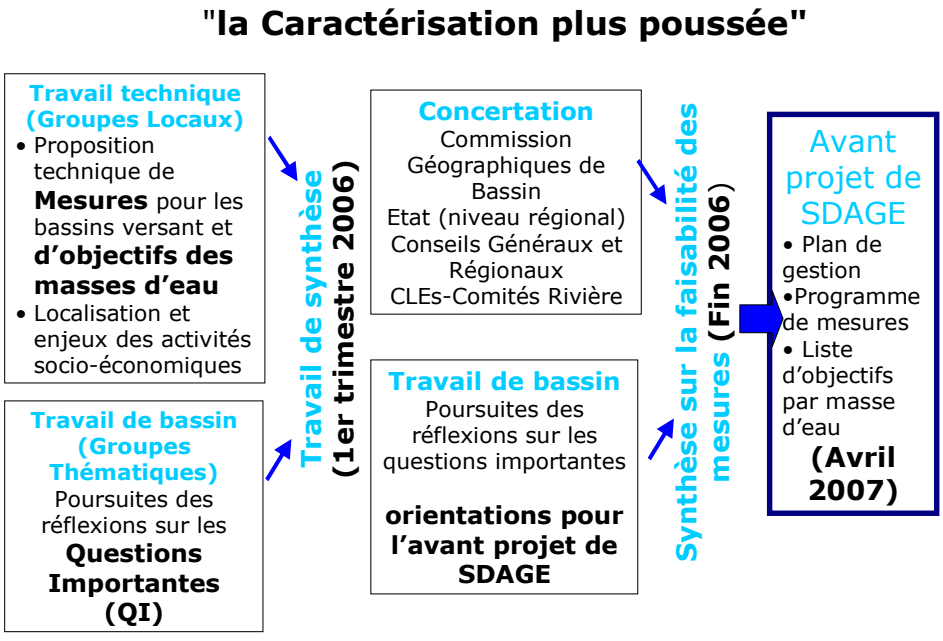
3.1. Etapes et calendrier

Le lancement de la mise en oeuvre française a commencé (2001) par l'appropriation nationale (groupes de travail nationaux) des méthodes initiées à l'échelle européenne (groupes de travail internationaux), puis par leur développement local (échelle Rhône-Méditerranée) : définition et typologie des Masses d'Eaux, choix des Références et de leurs indicateurs, etc… Un "Etat des Lieux" a été construit, finalisé en 2005 (consultation du public incluse), qui affiche l'ensemble des enjeux socio-économiques des bassins versants, l'ensemble des impacts, les sites de Référence, et l'Etat des Masses d'Eaux y compris leurs perspectives d'évolution, dont leur risque dit NABE : risque de Non Atteinte du Bon Etat. Pour les ME dont le risque NABE est élevé mais qui ne peuvent pour autant être basculées en MEFM, les dérogations à l'atteinte du BE en 2015 sont affichées d'avance : dérogations pour 2022 (ou 2029).

Une seconde phase, dite de "Caractérisation plus poussée", est en cours (années 2005 à 2007, *cf tabl. 2*). Elle affine et précise localement (échelle bassins versants et Masses d'Eau) les généralités de l'Etat des Lieux grâce, entre autres, au travail de Groupes Locaux. Elle approfondit les dites Questions Importantes délimitées dans l'Etat des Lieux (13 en Rhône-Méditerranée), entre autres dans des Groupes Thématiques. L'ensemble, après validation par les instances du Bassin Rhône-Méditerranée, doit aboutir à un objectif par Masse d'Eau (BE, ou BPE), une ébauche de Programme de Mesures et de Plan de Gestion, et un avant-projet de SDAGE réactualisé à l'occasion de cette DCEau.

Ensuite, pendant la mise en oeuvre des Mesures, du Plan de Gestion et du SDAGE, divers niveaux de suivis seront assurés sur les Masses d'Eau et sur les sites de Référence. Ces données serviront d'estimer, la première fois pour 2015, l'atteinte ou non des objectifs affichés pour toute ME. Des pénalités sont prévues en cas de non atteinte … On craint que les contentieux soient légion …

Tableau 2: La phase n°2, post "Etat des Lieux" (2005).



3.2. Méthodes et participations

Les Groupes Thématiques ou Transversaux (GT) travaillent donc sur les Questions Importantes (QI) de l'Etat des Lieux (voir ce document et son résumé), mais il y a aussi des GT par grand type de milieu (plans d'eau, par ex.) et un GT "Réglementation". Ils élaborent une liste des mesures à prendre (à partir d'une liste nationale), tentent de simuler les effets de ces mesure sur l'Etat des ME en 2015 (sous divers scénarios si …), puis, après avoir synthétisé et exploité les apports des divers Groupe Locaux (GL), ébauchent des éléments du futur SDAGE (version actualisée de l'actuel). Ils sont composés de spécialistes des Questions ou Milieux concernés : Etat, Etabl. Publics, Chambres consulaires, acteurs socio-professionnels, ...

Les Groupes Locaux (GL) sont la cheville ouvrière du dispositif de co-construction de la révision du SDAGE. Ils réalisent un travail technique proche de l'opérationnel, au moins potentiel : vision locale de l'analyse socio-économique, objectifs réalistes d'état des masses d'eau, identification des actions ("mesures") permettant d'atteindre ces objectifs, faisabilité de ces mesures, ... Ils s'inspirent bien entendu des travaux des GTs. Les réunions de travail sont organisées par les délégations régionales de l'Agence et par la DIREN. Y sont invités des technicien des services de l'Etat et des établissement consultés pour l'Etat des Lieux (chambres consulaires et équivalents), et toute structure pouvant apporter un appui significatif : associations, scientifiques, acteurs économiques majeurs du secteur, structures locales de gestion des eaux (SAGE, Comités de Contrats de Rivières-Milieux, …).

Les outils de travail, tant des GT que des GL, sont le plus souvent d'imposants tableaux multi-critères, formalisés pour faciliter la tâche, mais dont le remplissage, laborieux et complexe, permet et facilite les nombreux débats nécessaires et souhaitables. Il y a bien sûr des "modes d'emploi" proposés, et les listes déjà citées de "Mesures-types".

4. Quelques illustrations sur les lacs en général, et Le Bourget en particulier

4.1. Le traitement des Milieux "Lacs" en Rhône-Méditerranée

L'inventaire de ces Milieux a concerné les plans d'eau de plus de 50 ha, naturels ou anthropiques. On a retenu 24 lacs naturels et 71 artificiels. Leur typologie est basée sur des caractéristiques "stables", plus ou moins "causales" de leur biologie, comme : hydroécorégion, altitude, profondeur, aire, géologie, forme, coordonnées, … Elles sont si possible complétées (données plus rares) par des caractéristiques du régime de leurs eaux : temps moyen de résidence des eaux, modes de mélange des eaux, variations des niveaux, etc… A l'échelle du pays on a 12 classes en naturel et 16 en artificiel, tous les types n'étant évidemment pas présents en Rhône-Méditerranée (RM). Pour servir de Références en RM, on a du recourir à des lacs "hors inventaire DCEau" (plus petits : *cf tabl. 3*).

Tableau 3. Echantillon de Référence des lacs Naturels en Rhône-Méditerranée.

types	lacs
N1	Anterne, Pradeilles, Lliat, Nègre
N2	Allos, Eychauda, Lauvitel, Neuf-couleurs, Vallon, Vens
N3	Etival
N4	Rémoray, Grand Maclu, Montriond

Pour des motifs de relative disponibilité des données, c'est le risque (ou l'état …) d'eutrophisation qui sert de critère de synthèse pour évaluer l'effet des pressions (analysées, elles, le plus en détail possible : cf "grands tableaux" cités) et estimer les objectifs

atteignables et les Mesures à prendre. Le suivi (comparaison Référence/ME) est bien sûr assuré via les critères biologiques et chimiques communs aux évaluations du Bon Etat de toute la DCEau, ici spécifiques aux lacs (*tabl. 4*).

4.2. Quelques illustrations spécifiques au Lac du Bourget

Au stade initial de l'Etat des Lieux, l'Etat de la "Masse d'Eau Lac du Bourget a été qualifié d'approximativement "mésoeutrophe", le lac émargeant plutôt au type N4 (*tabl. 3*). A l'évidence, le Lac n'est pas une MEFM. Bien que la Référence du Bourget ne soit pas définitivement établie, ce qui est le cas pour toute ME importante car toujours peu ou prou "unique", on est au moins en "Assez Bon Etat", et c'est le résultat des progrès significatifs assurés depuis près de 25 ans, surtout en assainissement collectif.

Tableau 4. Caractéristiques de suivi pour l'évaluation des écrats Références / Masse d'eau.

Taxonomic reference lists		
phytoplankton	Chloro a – taxonomic composition	5/year
benthic invertebrates	taxonomic composition, abundance : oligochetes – molluscs – Lake Biotic Index	1/year
fish	composition, abundance, age structure	1/year
macrophytes	composition, relative abundance	1/year

Physico-chemical characteristics		
transparency	Secchi disc	5/year
Nutrient conditions	Nitrogen, phosphorus	5/year
Thermal and oxygenation conditions	Température, oxygen concentration and % saturation	5/year
Specific pollutants	Pesticides in water, metals and synthetic pollutants in sediments	*selon …*
Paleolimnology (diatoms)	*(à préciser …)*	

En simulant (qualitativement !) les tendances en cours (gestion actuelle) ou "certaines" à venir (programmes lancés et décidés inclus), on pourrait passer au Bon Etat, et dès 2015 : ce sera le résultat du contrat de lac en cours, qui entre autres aborde d'autres réductions de nuisances que celles du seul assainissement collectif. Cependant, une prospective un peu plus poussée ne peut écarter un léger risque NABE : il résulte de la non maîtrise actuelle des cyanobactéries, d'un certain risque sanitaire (induit par les cyanos mais aussi par la puce du canard), des incertitudes quant au phosphore (stock sédimentaire), de la trop faible variation des niveaux, et de la persistance des apports en micro-polluants.

On observera que l'évaluation toute qualitative et officieuse ci-dessus (cette note n'a pas vocation à "légiférer" sur le Bourget …) se place bien dans la "bonne interprétation" de la DCEau recommandée plus haut : dépasser le seul BE pour viser le Bon Fonctionnement et l'équilibre d'Usages durables (on parle plus haut de santé, de niveaux, etc…, toutes choses formellement hors DCEau). Il faut néanmoins respecter la partie formelle de la DCEau, et à ce titre le BE du Bourget devrait plutôt avoir un objectif d'oligomésotrophie (Références N4 obligent, fussent-elles non tout à fait représentatives), et donc satisfaire aux critères biologiques et physico-chimiques retenus pour ce type de ME.

Au-delà des commentaires illustratifs ci-dessus, qui n'engagent que l'auteur de cette note, l'objectif contractuel (sans doute type N4 mais à confirmer, et surtout date d'obtention du BE) devra être fixé assez prochainement (2008 au plus tard). On peut dire que les conditions actuelles de gouvernance du Lac, grâce au Contrat de Milieu et au Comité qui le gère, devraient permettre, et un objectif relativement ambitieux, et une réussite.

5. En guise de conclusion

On aura compris que la mise en œuvre durable et efficace de la DCEau exige motivation et conviction : le Bon Etat doit servir des "Usages au sens large" (et tous !) durables et équilibrés. Pour cela, le Bon Etat devrait être interprété en terme de Bonnes Fonctionnalités (de bon fonctionnement des milieux aquatiques), ceci résultant d'Usages devenus durables impactant négativement au minimum, et de Fonctionnalités devenues meilleures impactant positivement davantage. On observe alors que cela conduit à (r)établir un continuum entre Usages et Fonctionnalités : on réconcilie ainsi Société et Nature, à tout le moins ils se présentent comme pouvant être complémentaires et non pas principalement en opposition.

Les illustrations de ce relatif continuum entre Usages et Fonctionnalités, et de l'absence d'une "obligation ontologique" de conflit entre Société et Nature, ne manquent pas. Par exemple, et entre autres (non exhaustif), régulation des débits (ressources), laminage des crues, (auto-)épuration naturelle complémentaire, production piscicole, mise à disposition d'eaux potentiellement potables, etc…, peuvent être aussi bien des Usages sociétaux que des Fonctionnalités de milieux aquatiques.

Cette situation de type "gagnant-gagnant" (Usages et Fonctionnalités, Société et Nature), possible dans des cas nombreux et sans doute majoritaires, n'est cependant ni tout à fait générale (certains Usages sont irrémédiablement seulement sociétaux, et certaines Fonctionnalités ne servent que la Nature), ni surtout aisée à obtenir compte tenu de siècles d'us et coutumes de type "exploitation des Milieux aquatiques". Mais la recherche d'un tel rééquilibrage des rôles peut structurer une mise en œuvre de la DCEau, et encore plus du nouveau SDAGE, lesquels sont donc une occasion à ne pas manquer pour, en retour, servir ce rééquilibrage et la durabilité qui en découlera.

Références bibliographiques

Comme indiqué parfois dans le texte, on se reportera à l'ensemble des travaux diffusables disponibles dans les diverses instances du Bassin Rhône-Méditerranée, qu'elles soient centrales (Comité de Bassin, Agence de l'Eau, Délégation de Bassin à la Diren, …) ou décentralisées (Commissions Géographiques du Bassin, Délégations inter-régionales de l'Agence, Diren de régions, …). Ces sources mettent aussi à disposition les travaux nationaux et européens réputés diffusables.

Egalement comme indiqué dans le texte, les travaux mis à disposition dans le cadre des instances traitant des liens entre socio-économie et milieux (Commission Socio-Economie (CTSE) du Bassin ; Groupe de Travail Socio-Economie et Fonctionnalités (GdTSEF) du Conseil Scientifique du Bassin) ont l'ambition d'apporter une contribution significative à la réussite de la DCEau et à l'actualisation du SDAGE.

L'accès à ces sources peut passer par la Direction de la Communication de l'Agence de l'Eau. Beaucoup de travaux sont accessibles via les parties "publiques" des sites Internet de l'Agence ou liés (site d'entrée : www.eaurmc.fr).
Enfin, il peut être utile de rappeler le distingo à faire entre les travaux préparatoires (déjà très nombreux) qui sont a priori les plus intéressants en informations, ceux validés à l'échelle du Comité de Bassin (émergent progressivement) qui sélectionnent les éléments décisionnels, et ultérieurement ceux qui auront un poids juridique au sens de la DCEau après validations nationales puis européennes.

Le système de transfert du phosphore à l'échelle bassin versant : ordres de grandeurs, propriétés et relations avec les activités humaines.

Phosphorus transfer system at the watershed scale : order of magnitude, properties and relationships with human activities

Jean-Marcel Dorioz[2], Dominique Trevisan[2], Jérôme Poulenard[1],

[1] UMR CARRTEL. Université de savoie. Campus universitaire. 73376 Le Bourget du lac

[2] UMR CARRTEL. INRA - Station d'Hydrobiologie Lacustre. B.P. 511.74203 Thonon les bains

Résumé. Pour mettre au point les stratégies de maîtrise de l'eutrophisation des lacs, il est souvent nécessaire de s'intéresser à leurs bassins versants et au fonctionnement de ceux ci en tant que « système de transfert » du phosphore.

Mots-clefs : Phosphore, eutrophisation, système de transfert

Abstract. In order to define new strategies to control eutrophication of lakes, it is often necessary to look at their catchments. In this framework, the present paper deals with the definition, the properties and the functioning of the "transfer system" of phosphorus.

Keywords : Phosphorus, eutrophication, watershed managment

1. Introduction

La maîtrise de l'eutrophisation des Lacs ou de plans d'eau, nécessite en général de maitriser les flux de phosphore provenant de leurs bassins versants. Le fonctionnement du bassin versant, détermine en effet non seulement la charge globale transférée mais aussi les origines préférentielles, les conditions de mobilisation et de transport du phosphore et donc l'époque et la forme des transferts.

Tout le problème est donc d'identifier et de caractériser, dans un ensemble aussi complexe qu'un bassin versant (à la fois unité hydrologique, paysage et territoire d'activités humaines), les phénomènes et les structures clés pour la circulation, le stockage, et le transfert du phosphore vers un milieu récepteur sensible, lac ou plan d'eau. En d'autres termes il s'agit de définir le « système de transfert » du phosphore à l'échelle bassin versant. L'étude des fonctions caractéristiques de ce système est une base pertinente pour mettre en au point des indicateurs, identifier les variables de contrôle et les lieux et modes d'action préférentiels. C'est une contribution à cette approche globale qui est proposée ici. Elle s'appuie sur l'expérience acquise dans des bassins versants de taille moyenne, sous-bassins de grands lacs subalpins. (Dorioz et al 1992, Dorioz, Orand, 1996, Dorioz et al 2000, Quétin et al en cours).

2. Le système de transfert du phosphore : définitions préalables

Le système de transfert représente l'ensemble des phénomènes qui s'enchaînent et interagissent pour provoquer le transfert d'un élément chimique à travers les divers compartiments d'un bassin versant, vers son exutoire. Les structures concernées varient selon les propriétés géochimiques et les usages de l'élément ou du composé considéré.

Pour le système de transfert phosphore, il présente, en bref, les caractéristiques suivantes :

1) En raison de sa forte affinité pour la phase solide et biologique, le phosphore est stocké préférentiellement en surface des sols et dans les sédiments ; il est collecté et transféré par les eaux de surface (Robert, 1996). Le transfert s'effectue à la fois sous forme d'ions (orthophosphates, assimilables directement par les végétaux) et de composés organiques dissous qui, ensemble, constituent le phosphore dissous (noté P-dissous) et sous des formes associées à des particules ou phosphore particulaire (P-part). Le P-part est souvent la forme dominante de la charge exerne ; il comprend une multitude de composés minéraux et de matériaux organiques dont la détermination en routine n'est ni opérationnelle, ni pertinente. En fait, pour un diagnostique environnemental, la principale propriété du P-part à considérer est son aptitude à fournir un flux d'ions assimilables ou biodisponibilité potentielle (Labroue *et al.*, 1995, Dorioz et al 1998)

2) Les entrées de phosphore total (toutes formes confondues ou « P-total ») dans un bassin versant rural sont très variées : elles comprennent surtout les composés produits par l'altération des roches, ceux des engrais, de l'alimentation humaine et animale et les phosphates à usage domestique et industrielle (le TPP des détergents est le plus médiatisé d'entre eux). Ces entrées sont rarement à l'origine d'un apport direct au réseau hydrographique : elles alimentent des stocks qui poolent plusieurs entrées et constituent les véritables sources actives émettant vers les rivières. Les transferts sont parfois fortement tamponnées par la dynamique de stockage ; ils sont permanents ou intermittents avec des fluctuations dues soit aux activités humaines (exemple type les égouts), soit à la météorologie (pluie /débit). Les modalités d'apports au réseau hydrographique servent à différencier, des grands types de sources de P-total associées aux exportations à l'exutoire.

3) Le transport dans réseau hydrographique s'accompagne souvent de changements partiels de spéciation (à P-total constant) et de rétentions sélectives, si bien qu'en général, le phosphore entrant dans les hydrosystèmes lotiques n'est ni intégralement, ni immédiatement transmis. Dans ces conditions, le réseau hydrographique doit être considéré comme un composant à part entière du système de transfert ;

4) Enfin, la dynamique et les bilans du phosphore sont très sensibles aux modes d'occupation des sols du bassin versant. Dans les écosytèmes « naturels » il existe un fort contrôle du P d'où des transferts faibles vers les eaux drainant ces milieux. La charge en P des eaux s'accroît considérablement pour des milieux anthropisés, urbains ou ruraux, avec cependant des effets modulateurs marqués dépendant l'organisation des paysages,

Origines et spéciation du phosphore, modalités des rejets et trajets dans le bassin versant, effets du transport dans le réseau hydrographique, relations stocks /flux.... La suite du texte a pour ojectif d'illustrer concrétement ces fonctionnements et de montrer comment ils interagissent et s'articulent pour constituer le système de transfert du P.

3. Fonctionnement et typologie des sources de phosphore

Tout gestionnaires de grands lacs rêve, pour organiser son action contre l'eutrophisation, de disposer de traceurs permettant de relier, phosphore exporté à l'exutoire, entrées dans le bassin et classes d'activités humaines ! Or il n'existe actuellement aucun traceur opréationnel de ce type. Dès lors, la seule approche possible est celle des bilans qu'il n'est pas si simple d'adapter à l'échelle bassin versant.

Il est tout d'abord exclut de traiter le bassin comme un boite noire car celui ci est totalement hors d'équilibre pour P-total sur des pas de temps courts (annuels par exemple) du fait de certains stocks (sols notamment). Pour raisonner sur la base des entrées et sorties du bassin (Cassell et al 2000), il est indispensable d'évaluer les taux de transferts vers les eaux des divers entrées (taux de transfert des fertilisants, par exemple). Or, les références relatives à ce paramètrage sont très incomplètes. Elles sont empiriques, établies à partir d'expériences locales et difficiles à transposer de ce fait incapables de rendre compte des effets de stockage ou de la variabilité spatiale et temporelle des phénomènes de transfert. C'est tout particulierement le cas pour les transferts sols-réseau hydrographique, très variables selon le lieu et l'hydrologie, et dont l'utilisation doit etre limitée au cadrage de valeurs moyennes sur des pas de temps longs. Les quantifications des transferts associés aux eaux uséees s'avèrent souvent tout aussi imprécises car dans la pratique, seuls les rejets importants sont inventoriés et suivis.

Face à ces difficultés, une alternative consiste à se contenter de bilans « entrées – sortie » dans le réseau hydrographique. Les termes d'un tel bilan peuvent se déduire d'enregistrements des relations entre concentrations et de débits, à l'exutoire. Cette démarche est pertinente pour des bassins de taille moyenne (100 km2) ; sous réserve de différencier sur une base « hydrologique » les sources dites «ponctuelles » et les sources dites «diffuses » (Tableau 1) (Frere *et al*., 1977 ; Dorioz, 1996).

Tableau 1. Caractérisation et typologie des sources de phosphore.

	Sources ponctuelles	**Sources diffuses**
Mode d'entrée dans le réseau hydrographique	-rejets **indépendants de la pluie, en des points précis** - constitue la quasi-totalité des apports en phosphore total lors des étiages	- émission **lors des périodes de pluie, en des lieux indéfinis** -transférées lors des crues
Nature des flux de phosphore	-très concentrés avec forte proportion de formes solubles	- très dilués, accompagnés de forts flux d'eau et de matières en suspension - en général, beaucoup de formes particulaires
Exemples types	-égouts divers	- bruit de fond "naturel" - pertes des terres agricoles - ruissellements urbains
Mode d'évaluation	-prélèvements et analyses aux points de rejets -enquêtes sur les réseaux d'eaux usées	- échantillonnage possible seulement à l'échelle « bassin versant élémentaire »
Maîtrise	-collectable et traitable -possibilités de définir des normes de rejet	- non collectable - maîtrise liée à la gestion du territoire - pas de norme de rejet possible

3.1. Les sources ponctuelles

Les sources ponctuelles (Tableau 1) émettent le phosphore vers les eaux indépendamment des conditions météorologiques, selon un rythme correspondant à celui des activités humaines qui les génèrent. Il s'agit d'émissions associées aux activités domestiques, agricoles ou industrielles, toujours bien localisés dans l'espace (tuyaux) mais plus ou moins bien répertoriées. Le cas type est celui des égouts déversés dans le réseau hydrographique, directement ou après un système d'assainissement plus ou moins efficace.

Les sources ponctuelles constituent la principale charge en phosphore de nos rivières lors des étiages et tarissement. Elles apportent au réseau hydrographique des eaux très

concentrées, dominées par le P-dissous. La lutte contre ce type de pollution repose sur des technologies : collecter et traiter.

3.2. Les sources diffuses

Le P d'origine diffuse entre dans le réseau hydrographique par intermittence, selon un rythme piloté par celui des crues (Figure 1). Il provient des sols agricoles, naturels ou urbains. Il est mobilisé par les écoulements superficiels lors des épisodes pluvieux (Dorioz *et al.*, 1997). Ainsi définit, le diffus s'oppose (presque) point par point, des modalités de rejet au mode de traitement, aux sources ponctuelles (Tableau 2).

Tableau 2. Inventaire des principales origines du phosphore présent dans les eaux, classées par activités et par *mode de rejet.* Il est assez facile de classer les diverses sources de phosphore d'un bassin rural en sources diffuses et ponctuelles. Seuls les rejets dans le sol ou le sous sol, dus aux assainissements individuels, constituent réellement un cas intermédiaire délicat. Mais cela ne suffit pas pour remettre en cause ce classement diffus/ponctuel, dont l'avantage est de séparer les sources de phosphore sur la base de critères hydrologiques pertinents en terme de maîtrise du problème, et opérationnels vis-à-vis des bilans.

ACTIVITES	PHOSPHORE D'ORIGINE	
	PONCTUELLE	DIFFUSE
1. VILLE ET VILLAGES (domestique)	- tout à l'égout - rejets de station de traitements des eaux usées	- assainissement individuel - ruissellement urbain - marécages drainés ou remblayés
2. AGRICOLE	- fuites liées aux stockages (fumier, lisier…) - rejets liés aux activités de transformation	- ruissellement sur les bâtiments, cours de ferme - contributions des terres agricoles
3. INDUSTRIE	- eaux usées	- ruissellement sur les infrastructures
4. ZONE "NATURELLE"		- bruit de fond lié à l'altération et l'érosion

A l'image des filets d'eau ruisselant sur les parcelles, aucun point précis d'entrée ne peut être déterminé, si bien qu'il est impossible d'échantillonner le P diffus à la source. Sa caractérisation nécessite un suivi de bassin versant.

Les apports diffus de phosphore au réseau hydrographique sont accompagnés de grandes quantités d'eau et, en général, de grandes quantités de matières en suspension. Les formes particulaires sont souvent dominantes ce qui accroit spécifiquement des difficultés d'échantillonnage. La variabilité des concentrations et des flux est très forte et répond à la variabilité hydrométéorologique et à celle des états physiques des sols (Jordan-Meille et al 1998)

Les apports diffus ne sont donc pas de simples rejets. Ils sont difficiles à normer et surtout il est impensable de les collecter pour traitement, exception faite de certains ruissellements urbains géréspartiellement dans des «marécages artificiels ». En conséquence, leur maîtrise repose donc presque exclusivement sur la gestion et l'aménagement des terres et des bassins.

Une connaissance plus approfondie du fonctionnement du bassin permet d'évaluer parmi les apports diffus, la contribution du ruissellement urbain et des zones naturelles (Dorioz et *al*., 1998). Ces dernières retiennent l'attention car elles sont susceptibles de

fournir des suspensions dotées d'un fort pouvoir fixateur du P-dissous (Poulenard et al *dans ce volume*).

3.3. Le bruit de fond

Le bruit de fond est une composante souvent relativement négligeable de la charge externe actuelle de nos grands lacs. Il s'agit de phosphore produit par l'altération, transféré à travers les sols et générant des concentrations très basses en P-dissous, dans les eaux de nappes et de sources. Les concentrations du bruit de fond (région calcaire < 10 µg P/l) sont bien en deça des seuils d'eutrophisation (30µg/l pour le Léman). Les rejets en sous-sol (puits dits «perdus ») ne semblent pas actuellement les affecter, contrairement à certaines décharges d'ordures ménagères.

4. Fonctionnement des transferts et bilans des apports

L'état physique et hydrique du bassin détermine la nature des écoulements et, par conséquent, les types de sources actives et les modes de transfert dans le réseau hydrographique, Pour faire un bilan fiable, des apports, certains aspects du fonctionnement de ce système doivent être décrits et quantifiés.

4.1. Fonctionnement du système en basses eaux : rétention du phosphore dans le réseau hydrographique

4.1.1. Mise en évidence et facteurs de contrôle

Le phosphore introduit dans les rivières en basses eaux est en partie retenu sur et dans les sédiments, le périphyton et les macrophytes. Les processus en cause sont bien identifiés et de longue date (Keup, 1968). Pour le P-dissous, il s'agit de l'absorption biologique, de réactions de sorption sur les particules, et/ou de de précipitation. Le P-part ainsi formé et celui émis par les terres du fait de l'érosion, sont susceptibles d'être stockés temporairement à la faveur de conditions locales propices à la sédimentation.

Les paramètres qui règlent localement l'intensité des processus de rétention sont: la concentration en P-dissous, en cations et en matière organique, la granulométrie des sédiments et suspensions et l'hydrologie (Dong *et al*., 1983).

La rétention contribue à faire évoluer la spéciation du phosphore transféré et à augmenter fortement la teneur en phosphore des sédiments. Les sédiments ainsi enrichis se caractérisent par une forte biodisponibilité potentielle du P-part et par une très forte teneur en P-dissous de l'eau interstitielle associée (Dorioz *et al.*, 1998). L'insolubilisation du phosphore est partiellement réversible (Dorioz et al 2000).

4.1.2. Evaluation du stock de phosphore associé aux rejets ponctuels

A toutes ces données qualitatives sur la rétention, il est possible d'ajouter une quantification globale de celle-ci à l'échelle du réseau hydrographique (Dorioz et Orand, 1996 ; Quetin et al, en cours). La méthode utilisée repose sur une modélisation semi-empirique. Elle a été testée en zone lémanique dans des bassins versants ruraux de taille moyenne (<100 km^2) dont les rivières présentent, en étiage, de fortes concentrations en P-dissous (0,2 à 0,5 mg P/l soit au moins 10 fois supérieures au bruit de fond naturel).

L'évaluation de la rétention repose sur la mesure des flux hebdomadaires exportés à l'exutoire lors des semaines de tarissement ou d'étiage (périodes de débits constants ou décroissants, sans ruissellement) pendant une année au moins. Le choix de telles conditions hydrologiques assure que les seules entrées d'eau significatives dans la rivière s'effectuent à partir des nappes et sourceset qu'en coséquence le phosphore apporté à la rivière provient à la fois du bruit de fond naturel (très faible) et des rejets ponctuels. Le choix d'un pas de

temps hebdomadaire et annuel permet, par ailleurs, une intégration de la variabilité cyclique des rejets ponctuels : les rejets ponctuels hebdomadaires sont alors en moyenne constants

Ces deux conditions, hydrologie et durée, étant réunies, une relation originale, entre flux hebdomadaire de P-total et débit hebdomadaire moyen est observée: le flux hebdomadaire exporté, constitué à 90 % de P-dissous, croît régulièrement pour des débits variant du débit d'étiage à un débit seuil, au-delà duquel une tendance à la stabilisation, un plateau, apparaît (fig 1). Or dans le type de période sélectionné, quelquesoit le débit moyen, les entrées se limitent aux rejets ponctuels (en moyenne constants) et au bruit de fond (en première approche négligeable). De ce fait, l'augmentation du flux hebdomadaire de phosphore avec le débit moyen hebdomadaire, s'interprète comme résultant d'un accroissement non pas des entrées, mais du taux de transfert de celles-ci vers l'exutoire.

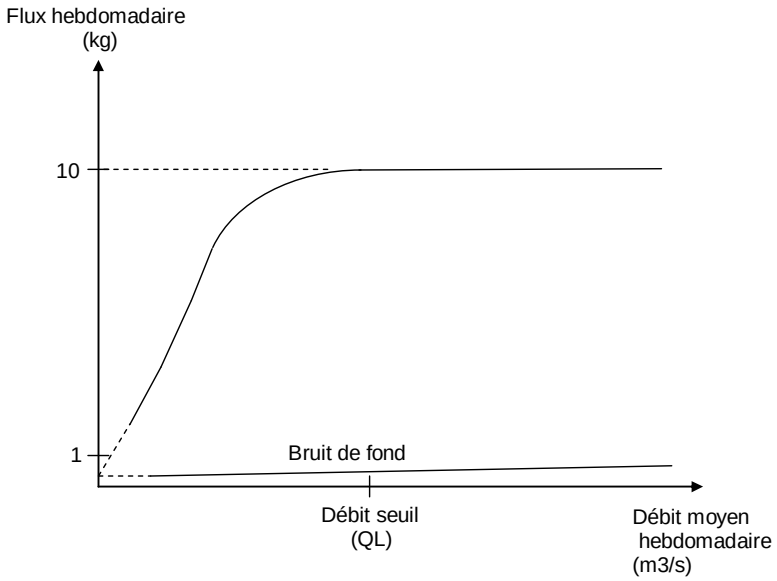


Figure 1. Relation flux hebdomadaire de phosphore total et débit moyen hebdomadaire, pendant les semaines d'étiage et de tarissement.

Au-delà du débit seuil, tout le phosphore qui entre dans le réseau est transféré vers l'exutoire : entrées et sorties s'équilibrent donc. Il devient alors possible d'évaluer les rejets ponctuels hebdomadaires moyens : ils équivalent à la valeur moyenne du flux au niveau du plateau (au bruit de fond près). En deçà du débit limite, il existe une rétention du phosphore proportionnelle au débit, qui donne naissance à un stock dans le réseau hydrographique. La rétention dure tant que dure les basses eaux ce qui peut aboutir au stockage de quantités importantes de phosphore. Dans les bassins lémaniques étudiés, les flux stockés équivalent couramment à ceux des plus fortes crues (20 à 100 kg de phosphore). Le phosphore stocké dans le lit de la rivière est remis en circulation lors des crues.

4.2. Fonctionnements du système de transfert lors des crues

A l'issue de périodes sèches et favorables à la rétention, le stock peut être important ; il devient alors une composante prédominante du bilan d'exportation de P-total lors des crues consécutives, (Pilleboue 1987, Harms et *al.*, 1978 ; Gillot 2006 ;). Ces crues dites crue de période sèches ou de reprise hydrologique se caractérisent par des signaux à l'exutoire particuliers, différents à la fois de ceux des étiages et des tarissements et de ceux des autres crues (Dorioz *et al.*, 1998)

4.2.1. Crues de périodes sèches

Dans les bassins ruraux étudiés, un fonctionnement simple impliquant le P préalablement retenu dans le réseau hydrographique, est observé lors de certaines crues d'été : 1) l'eau provient du ruissellement sur les surfaces imperméabilisées situées à proximité même de la rivière (routes, villages, exceptionnellement parcelles agricoles) ; 2) le phosphore est fourni pour l'essentiel par la remise en circulation du phosphore stocké dans la rivière ; 3) pendant la crue, les sources ponctuelles restent actives mais négligeables par rapport aux flux exportés.

Bien entendu, dans le cas général, les phénomènes sont plus complexes. Le stockage n'est pas réalisé de façon homogène dans le réseau hydrographique, les crues sont rarement unitaires ect.... Malgré cela, l'ensemble des crues étudiées survenant alors qu'il existe un fort stock de phosphore dans le réseau hydrographique, se distingue nettement des autres crues par leurs régimes d'exportation :

1) leurs concentrations moyennes en P-total s'accroissent proportionnellement aux quantités préalablement stockées dans la rivière ; la puissance de la crue est un facteur de dilution

2) les chimiogrammes (variation des [P] avec le temps) montrent un fort décalage (« lag ») des pics de phosphore (total , dissous,, particulaire) vis-à-vis du débit, ce qui traduit bien l'influence prépondérante des phénomènes liés à la resuspension d'un stock interne à la rivière, non consolidé et « hydrologiquement proche » de l'exutoire

3) il existe des de pics de concentration en formes dissoutes (observés aussi pour NH4+) ce qui suggère un relargage à partir des sédiments mobilisés,

4) le P- part, qui provient pour l'essentiel de sédiments enrichis, présente une biodisponibilité potentielle élevée (dans les deux bassins étudiés 30 à 40 % du phosphore particulaire exporté annuellement résulte de ce type de fonctionnement, Dorioz et al , 2004).

4.2.2. Crues de périodes pluvieuses

Les autres types de crues présentent un régime très différent. Elles surviennent en période pluvieuse, pour l'essentiel en automne, hiver. De ce fait, le phosphore exporté est fourni en grande partie par les sources diffuses liées aux écoulements, ruissellement en premier lieu, sur les terres agricoles ; les chimiogrammes de crue sont différents et ne montrent ni décalage notoire entre pic de phosphore et pic de débit, ni pic de formes dissoutes (plutot dilution); la puissance de la crue est un facteur de concentration (augmentation de la concentration moyenne en P-total avec le débit de la crue) ; enfin, la biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire est plus faible que précédemment, les matières en suspension provennant en partie de sources peu anthropisés.

Dans le détail, les modalités d'acquisition de la charge diffuse en P-total à partir des sols lors de ce type de crue, sont variables dans l'espace du bassin et dans la saison. En premier lieu la charge en phosphore à l'exutoire, ne résulte pas que du ruissellement érosif sur des sols cultivés ou de l'érosion des berges. Elle peut également provenir de transferts hypodermiques, de drainages artificiels, ou de stocks intermédiaires et temporaires souvent localisés dans les fossés et les divers zones tampons du paysage (interfaces entre parcelles, marais haies).Ces stocks sont alimentés lors de certains épisodes et mobilisés lors de crues ultérieures, en partie ou en totalité selon leur localisation et l'effet tampon en cause (Dorioz et al 2006). Le transfert du P diffus se présente donc comme un phénomène partiellement discontinue et compartimenté (Dorioz et Ferhi, 1994 ; Jordan-Meille et Dorioz, 2000).

4.3. Synthèse: le tableau de bord du système de transfert du phosphore

Les mécanismes présentés précèdemment montrent que vis à vis de la dynamique du phosphore, un bassin versant ne peut pas être considéré juste comme une somme

d'émetteurs dont les apports s'additionneraient dans la rivière avant d'être transportés passivement à l'exutoire. Il faut plutôt concevoir le bassin versant comme un ensemble interactif de divers, stocks et émetteurs de phosphore, organisés en cascades et pilotés par le territoire qui les englobe. L'état hydrique et physique de ce territoire et les activités humaines, règlent la nature des écoulements, les origines du phosphore et l'intensité relatives des processus de transfert.

Dans les bassins versants ruraux, il existe quatre grands types d'émetteurs de phosphore caractérisés chacun par des conditions de transfert propres (fig. 2). Au niveau de la rivière les émetteurs actifs déterminent la gamme des concentrations et des spéciations du phosphore, ainsi que la présence de charges plus ou moins élevées de matière en suspensions (les suspensions sont un composant du système puisqu'elles sont sont susceptibles de fixer ou de relarguer du P- dissous).

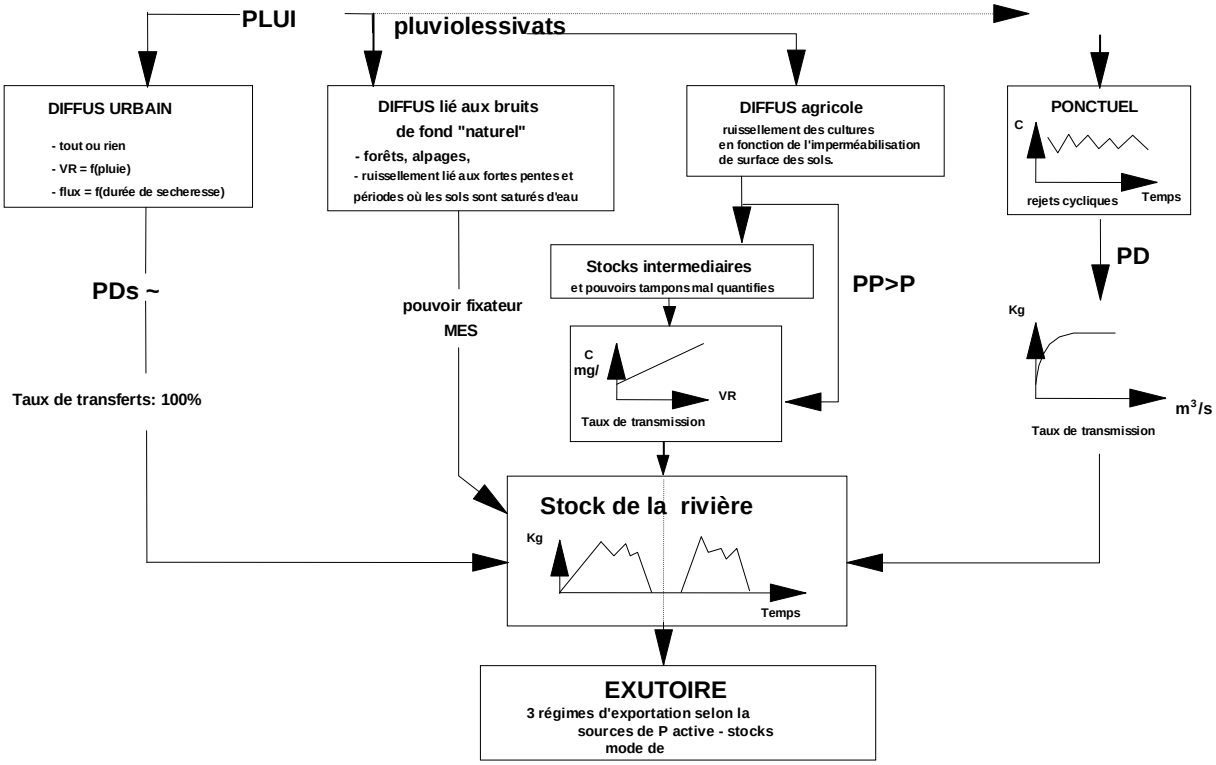


Figure 2. Schéma de fonctionnement des bassins étudiés. VR = volume ruissellé ; PD = Phosphore dissous ; PP = Phosphore particulaire ; MES = Matières en suspension.

Le réseau hydrographique est un lieu privilégié d'interactions. Le phosphore s'accumule dans le réseau hydrographique pendant les basses eaux, notamment par rétention d'une partie du P-dissous, rejeté par les sources ponctuelles. Cette rétention varie selon le débit, paramètre qui règle *in fine* le taux de transfert vers l'exutoire, des rejets ponctuels. Le stock de phosphore ainsi constitué est remobilisé lors de certaines crues (périodes sèches ou reprise hydrologique). Les exportations de phosphore sont alors très dépendantes, qualitativement et quantitativement, des quantités stockées dans la rivière.

Les zones urbaines émettent un P diffus non négligeable. Elles contribuent systématiquement aux écoulements de crue, d'où leur influence sur la remobilisation de stocks de rivière. Elle représente un apport de phosphore qui varie selon la durée de la période sèche précédant l'événement (Huber et Dickenson, 1988).

Les zones agricoles et/ou naturelles ne produisent des charges notables en phosphore surtout en P-partque lors de certains épisodes pluvieux fortes intensités, état du bassin favorable au ruissellement....). La quantité de phosphore exportée lors decrues dépend globalement du volume ruisselé. Les propriétés environnementales de ce P-part (pouvoir fixateur et biodisponinbilité) sont encore mal caractérisées mais probablement cruciales en terme d'impact (Poulenard en cours). Lors d'événements hydrologiques intenses, l'érosion affecte souvent les berges des zones naturelles ce qui rechargerait le sytème en suspension à fort pouvoir fixateur.

5. Relations flux mode d'ocupation de sols : quelques ordres de grandeurs

5.1. Les sources ponctuelles

Si l'on tente un bilan à l'échelle de la France, il faut considérer :

1) la quantité de phosphore rejeté par habitant (environ 1 kg de Ptotal /an, pour l'essentiel sous forme dissoute et donc biodisponible),

2) le rendement encore faible du système de collecte et de traitement des eaux usées, pour le phosphore (30 %),

3) une densité moyenne de 100 hab/km^2.

Sur ces bases on peut évaluer les apports de phosphore dus à la pollution ponctuelle domestique ; ramenés à l'hectare, ils représentent au moins 0.7 kg de P/ha/an, rejetés pour l'essentiel en rivière. A ce flux s'ajoute les divers autres rejets ponctuels non évalués mais probablement non négligeables et constitués eux ausi de P biodisponible.

En comparant ce flux ponctuel minimum, avec les flux moyens typiques des grands mode d'occupations des sols (ou flux spécifiques, voir tab. 3) il apparaît que les cultures ou le ruissellement diffus urbain, peuvent exporter des flux spécifiques supérieurs (Belamie, 1986 ; Pilleboue, 1987 ; Dorioz *et al.*, 1996). Pour les cultures il s'agit de charges dominées par les formes particulaires (50 à 80% habituellement) et n'est donc pas totalement potentiellement biodisponibles.

Tableau 3. Flux spécifique des principales sources de phosphore (PT = phosphore total).

Emetteurs de P (par mode d'occupation des sols)	Flux de P (ordre de grandeur)	TYPE DE SOURE
Egouts domestiques	1,5 kg PT/an par habitant (50 % provient des lessives)	APPORTS PONCTUELS
Egouts industriels ou agricoles	Variables – pas de référence	
Ruissellement urbain	1 à 3 kg PT/ha/an	APPORTS DIFFUS
Bassins « naturels »	< 0,1 kg PT/ha/an en général	
Terres agricoles	0,2 à 2,5 kg PT/ha/an	
Batimes agricoles (ruissellement)	Mal évalué Pas de référence	
Pluie	0,2 à 1 kg PT/ha/an	

5.2. Les sources diffuses

Les flux spécifiques moyens sont connus grace aux mesures faites aux exutoires de bassins. Ils varient selon le mode d'occupation de sols (MOS), de moins de cent gramme /ha/an (MOS « naturels ») à 2–3 kg /ha /an (certaines cultures). Ces flux sont nettement inférieurs aux flux biologiques enregistrés entre sols et végétations (10-30 kg/ha /an) et négligeable par rapports au stocks du sols qui s'expriment eux, en tonnes (1 à 4t /ha de sols).

Les zones de cultures représentent des flux spécifiques toujours nettement supérieurs au bruit de fond naturel (multip. 3 à 5). Les valeurs obtenues sont très variables d'un site à l'autre ; on trouve les flux spécifiques maximum dans les zones intensifiées et érosives. Les prairies fournissent en général une contribution intermédiaire, avec une relativement forte proportion de P-dissous.

Dans les bassins lémaniques étudiés la contribution globale des terres agricoles aux flux de phosphore est assez faible comparée aux valeurs du tableau 3, moins de 0,3 kg/ha/an en moyenne (P diffus ramené à la surface agricole utile du bassin). Ceci s'explique en premier lieu par l'abondance de modes d'occupation des sols agricoles peu susceptibles de perdre du phosphore, en particulier les prairies permanentes non drainées (80 % de la surface agricole utile). Ceci s'explique aussi par l'organisation du paysage et la présence de nombreux écosystèmes pouvant jouer le rôle de zones tampons (Dorioz, Ferhi, 1994, Wang et al 2004 ?) Sont considérées comme zones tampons potentielles pour le phosphore d'origine diffus: les bandes herbeuses, marécages, les prairies à l'aval des cultures, les haies... bref, tout les éléments de paysage qui favorisent le ralentissement ou l'infiltration des eaux de surface et de ce fait, la décantation des suspensions et du phosphore associé (Dorioz et al 2006).

Cependant malgrè cette situation relativement favorable, les flux diffus (agricoles et urbains) de la région Lémanique doivent être surveillés et gérés. Ils risquent en effet de s'accroître notablement dans le futur: d'une part en valeur relative du simple fait de l'amélioration du traitement des eaux usées et d'autre part, en valeur absolue, en raison de l'accroissement des quantités de phosphore stocké dans les sols et des transformations à venir dans le mode d'occupation des sols (Jordan-meille, 1998). En outre, comme dans tous les bassins des grands lacs, une nouvelle organisation du territoire se met en place associant une fonction résidentielle encore accrue à un mitage de l'espace rural. C'est une nouvelle menace due : 1) à une forte "production" de phosphore par le ruissellement urbains, 2) à des modifications du réseau hydrographique (d'où transferts plus rapides, zones tampons en diminution...) et enfin 3) à l'évolution des pratiques imposées aux exploitations agricoles restantes (gestion difficile des effluents dans ce contexte). Les mêmes d'enjeux s'observent autour des grands fleuves et au voisinage de certaines côtes.

Connaissant l'inertie des systèmes d'activité humaine et des aménagements, c'est donc dès à présent qu'il convient de mettre en oeuvre un ensemble de méthodes de contrôle et de prévention tenant compte des spécificités du milieu et du développement économique local.

6. Conclusion

Toute étude un peu consistante des conditions de maitrise de la charge externe des milieux lentiques, lacs ou plans d'eau, nécessite de comprendre le système de transfert du phosphore dans le bassin versant.

Ce système de transfert se caractérise par des ordres de grandeurs relatifs , par une typologie assez simple des émetteurs, par la variabilité des mécanismes de mobilisation du P, par un effet marqué de l'organisation des paysages et de la charge solide, sur la dynamique globale de transfert. Ces propriétés se traduisent par des difficultés particulières pour généraliser les résultats acquis dans des bassins « expérimentaux », changer d'échelle.

et finalement, pour établir des bilans reliant entrées dans le bassin et contribution aux exportations à l'exutoire.

Dans ce contexte, la rétention à divers niveaux du système et particulièrement dans le réseau hydrographique s'avère un phénomène significatif, voire majeur, de la dynamique macroscopique du phosphore. Elle s'accompagne au moins dans les réseaux hydrographiques à forte teneur en P dissous du fait de sources ponctuelles, de transformations de formes et donc d'impact potentiel, du phosphore.

Références bibliographiques

Barroin G., 1992. Dégradation et réhabilitation des eaux de surface chargées en phosphates. Dossier de la cellule environnement (INRA), Qualité de l'eau, 4, 145-159.

Belamie R., 1986. Les bassins agricoles et ruraux: outil pour la connaissance et le contrôle de la pollution par l'azote et le phosphore. Journées bassins versants. Paris, Mission eau-nitrates.

Cassell E.A., Dorioz J.M., Kort R.L., Hoffmann J.P., Meals D.W., Kirschtel D., Braun D.C., 1998. Modeling: Phosphorus Dynamics in Ecosystems : Mass balances and dynamic simulation approaches. Journal of Environmental Quality, 27, 2.

CIPEL, 1984. (Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman). Le Léman ; synthèse 1957-1982. Lausanne, CIPEL, 650 p.

CIPEL, 1988. Rapport de l'étude des pollutions diffuses dans le bassin lémanique. Commission Internationale pour la Protection des Eaux du Léman, Lausanne

Dong A., Simsiman G.V., Chesters G., 1983. Particle size distribution and phosphorus level in soils, sediment, and urban dust from the Menomonee river watershed, Wisconsin, USA. Water Research, 18, 556-578.

Dorioz J.M., 1996. Transferts de phosphore des bassins versants agricoles vers les eaux de surface: ordre de grandeur, mécanismes, facteurs de risque, maîtrise. Colloque INRA « Sécheresse, pollution, inondation, érosion », Poitiers, 29, 30 sept. et 1er oct.

Dorioz J.M., Cassell E. A., Orand A., Eisenman K. G., 1998a. Phosphorus storage, transport and export dynamics in the Foron river watershed. Hydrological Processes, 12, 285-309.

Dorioz J.M., Ferhi A., 1994. Pollution diffuse et gestion du milieu agricole : transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. Water Research, vol. 28, 2, 395-410.

Dorioz J.M., Orand A., 1996. Evaluation des rejets de pollution ponctuelle de phosphore à l'échelle des bassins versants. Environnement et Technique, 153, 61-64.

Dorioz J.M., Pelletier J., Benoit P., 1998. Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du Léman (France). Water Research, 32, 2, 275-286.

Dorioz J.M., Pilleboue E., Ferhi A, 1989. Dynamique du phosphore dans les basins versants : importance des phénomènes de rétention dans les sédiments. Water Research, 23, 2, 147-158.

Dorioz J.M., Trevisan D., Vansteelant J.Y., 1997. Transferts diffus de phosphore des bassins versants agricoles vers les lacs : impacts, ordre de grandeur, mécanismes. In L'eau dans l'espace rural. C. Riou, R. Bonhomme, P. Chassin, A. Neveu, F. Papy Ed. - INRA Edition, 249-264.

Frere M. H., Woolhiser D. A., Caro J. H., Stewart B. A., Wischmeier W. H., 1977. Control of non point water pollution from agriculture: some concepts. J. Soil Wat. Conserv., 32, 6, 205-212

Green D. B., Logan T. J. et Smeck N. E., 1978. Phosphate adsorption-desorption characteristics of suspended sediments in the Maumee River Basin of Ohio. J. Environ. Qual., 7, 208-212

Harms L. L., Vidal P. H., McDermott T. E., 1978. Phosphorus interactions with stream-bed sediments. J. Envir. Engineer. Div., Proc. Am. Soc. civ. Engrs, 104, 271-288

Heckrath G., Brokkes P.C., Poulton P.R., Goulding K.W.T., 1995. Phosphorus loading from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk Experiment, J. Environ. Qual., 24, 904-910.

Huber W.C. and Dickenson R.E., 1988. Storm water management model. Part A. Users manual. EPA 1600/3-881001a. Env. Res. Lab. USEPA. Athens USA, 237 p.

Jordan Meille L., 1998. Mode de transfert du phosphore d'origine diffuse dans un petit bassin rural lémanique. Thèse EPFL-INRA-PARIS VI, 256 p.

Jordan-Meille L., Dorioz J.M., Wang D., 1998. Analysis of the export of diffuse from a rural watershed. Agronomie, 18, 5-26.

Keup L.E., 1968. Phosphorus in flowing streams. Water Research, 2, 373-385.

Kronvang B., 1992. The export of particulate matter, particulate phosphorus and dissolved phosphorus from two agricultural river bassins: implications on estimating the non-point phosphorus load. Water Research, 26, 10, 1347-1358.
Labroue I., Capblanc J., Dauta A., 1995. Cycle des nutriments : l'azote et le phosphore. Limnologie générale. Pourriot et Meybeck. Eds Masson, Paris, France, 727-764.
Le Roux E., Ferhi A., Dorioz J.-M., Blanc P., 1987 - Contribution à l 'étude des échanges de phosphore entre l'eau et les sédiments dans un système fluvio-lacustre. Sci. Eau, 6, p. 97-106.
Novotny V., 1994. Diverses solutions for diffuse pollution. Water Quality International, 1, 24-26
Pilleboue E., 1987. Origines, bilans et mécanismes de transfert du phosphore et de l'azote d'un bassin versant vers un lac. Thèse Paris VI. 251 p.
Robert M., 1996. Le sol : interface dans l'environnement, ressources pour le développement. Masson ed., Paris, 241 p.

Origine des sédiments et propriétés du phosphore particulaire dans le bassin versant de l'Albenche (BV du lac du Bourget) : résultats préliminaires

Sediment sources and chemical properties of particulate phosphorus in the Albenche watershed : preliminary results

Jérôme Poulenard[1], Amandine Jacquier[1], Florent Pezet[1], Laetitia Roche[1], Jérôme Lazzarotto[2], Jean-Pierre Bosse[2], Annie Millery[1], Philippe Quétin[2], Dominique Trevisan[2], Jean-Marcel Dorioz[2]

[1] UMR CARRTEL. Université de savoie. Campus universitaire. 73376 Le Bourget du lac

[2] UMR CARRTEL. INRA - Station d'Hydrobiologie Lacustre. B.P. 511.74203 Thonon les bains

Résumé. Comme dans tous les lacs en phase de réoligotrophisation, la proportion de phosphore particulaire dans les entrées totale de phosphore dans le lac du Bourget s'accroît considérablement depuis 20 ans. Le comportement de ce phosphore (biodisponibilité, relargage…) pourraît dépendre étroitement de la nature et de l'origine des MES. Nous présentons ici les premiers résultats d'une étude sur la relation entre l'origine et les propriétés bio-physico-chimiques du P particulaire et des sédiments dans un sous bassin versant rural (BV de l'Albenche) du bassin versant du lac du Bourget. Nous testons ici une méthode de traçage de l'origine des sédiments par spectroscopie de réflectance dans le visible. Cette méthode en cours de développement semble prometteuse. Par ailleurs nous mettons en évidence par l'étude d'isotherme d'adsorption de P, la diversité des comportements géochimiques des sédiments des diverses sources potentielles de sédiments. Nous confirmons l'hypothèse d'une relation étroite entre origine et propriétés en mettant en particulier en évidence le rôle fondamental de l'érosion des berges des cours d'eau et la remobiisation des sédiments stockés temporairement dans la rivière.

Mots-clés : Phosphore, sédiments, eutrophisation, origine des sédiments, traçage, isothermes d'adsorption

Abstract. The percentage of particular phosphorus in the flow of total P total entering in the Le Bourget Lake increases with the process of reoligotrophication. The geochemistry behaviour of this particulate phosphorus depends of the origine and the nature of the suspended sediment. We present here the first results of a study on the relation between the origin and the bio-physico-chemical properties of P particulate in a rural watershed in the catchment area of the lake Le Bourget. We test here a new method of tracing the sources of sediments by visible reflectance spectroscopy. This method under development seems promising. In addition we show by the study of isotherm of adsorption of P, the diversity of the geochemical behaviors of the sediments of various sources of sediments. We confirm the assumption of a close relationship between origin and properties of particulate P.

Keywords : phosphorus, sediment, eutrophication, sediment sources, tracing, adsorption isotherms

1. Introduction

Le phosphore présente une forte affinité pour la phase solide et les formes particulaires sont souvent les formes dominantes du transfert des bassins versants vers les Lacs. Cette prédominance des formes particulaires s'accentue lors des phases de réoligotrophisation des lacs après les traitements des sources de pollutions ponctuelles. Dans le lac du Bourget, si les flux de Ptotal entrant ont beaucoup diminués depuis 25 ans, la proportion de P particulaire augmente très sensiblement (Figure 1).

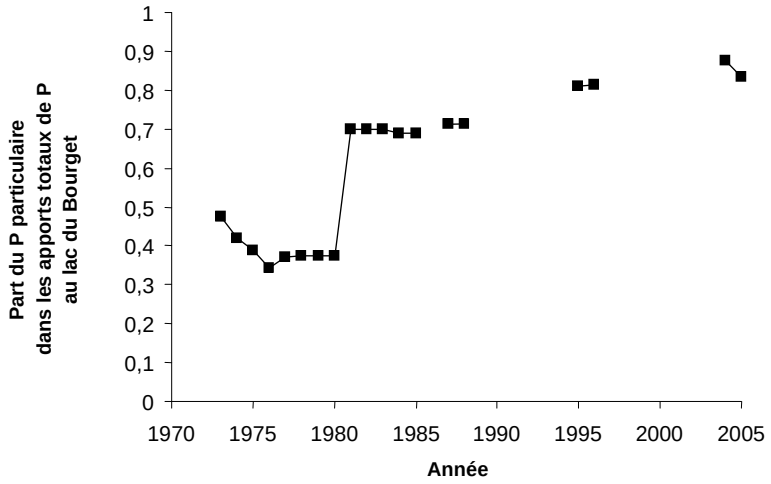


Figure 1. Proportion de P particulaire dans les flux totaux de phosphore entrant dans le lac du Bourget (d'après les données CEMAGREF (72-85) ; CERGRENE (95-96) ; CISALB (04-05)).

L'impact de ces transferts particulaires sur l'état trophique d'un lac est un phénomène complexe qui dépend du devenir des suspensions (hydrodynamique, saison) et de certaines propriétés bio-géochimiques des Matières En Suspension en particulier de leur aptitude à céder ou à fixer des ions phosphates (pouvoir fixateur des MES) ainsi que de leur capacité à fournir les microorganismes (phytoplancton et héterotrophes) en phosphore (biodisponibilité potentielle). Dans un certain nombre de cas pour lesquels la charge en P particulaire biodisponible est élevée, ce phosphore particulaire peut largement contrarier les processus de restauration des lacs (Carpenter, 2005).

La composition du P-particulaire est aussi diversifié que les phases solides constituants les matériaux pédologique et sédimentaires. Mais il existe des grands types de comportement biogéochimiques qui dépendent surtout de l'abondance des composants tels que CaCO3, oxydes de Fer, phyllosilicates et matières organiques, qui constitue le « support sédimentaire » privilégié de la fraction du PP la plus impliquée dans les dynamiques d'échanges. Or ces composants sont par essence très liés à la nature de la couverture pédologique et des substrats, d'où l'hypothèse d'associer origine des MES et propriétés clés du PP. Des études antérieures (Dorioz et al 1998) permettent d'affiner cette hypothèse de travail : à « support sédimentaire » constant c'est l'histoire du transfert et la charge en P résultante qui conditionne la géochimie et les propriétés Biologiques du PP.

Les particules mobilisées sur les bassins-versants et transportées jusqu'aux écosystèmes aquatiques ont fondamentalement deux types d'origine (Collins et Walling, 2004) :

- des sources strictement terrestres sur des versants (sols et formations superficielles)
- des sources internes au réseau hydrographique (lit et berge des rivières, talus…)

Dans ces deux cas, les sédiments peuvent être soit directement exportés hors du bassin versant considéré (sources primaires), soit subir des processus de dépôt (colluviaux et alluviaux, sédiments) dans des « puits » temporaires susceptibles d'être remobilisés ultérieurement (sources dite secondaires). Ces différentes sources sont plus ou moins

mobilisés au cours du temps en fonction, des états de bassin et des épisodes qui dépendent eux même des régimes hydrologique.

2. Dispositif d'étude et méthodes

Depuis février 2005, un dispositif de suivi de l'origine et des propriétés biogéochimique du P particulaire a été mis en place sur le bassin versant de l'Albenche. Ce petit bassin versant de 900 ha fait partie du bassin-versant du Sierroz qui se jette dans le lac du Bourget. (Figure 2).

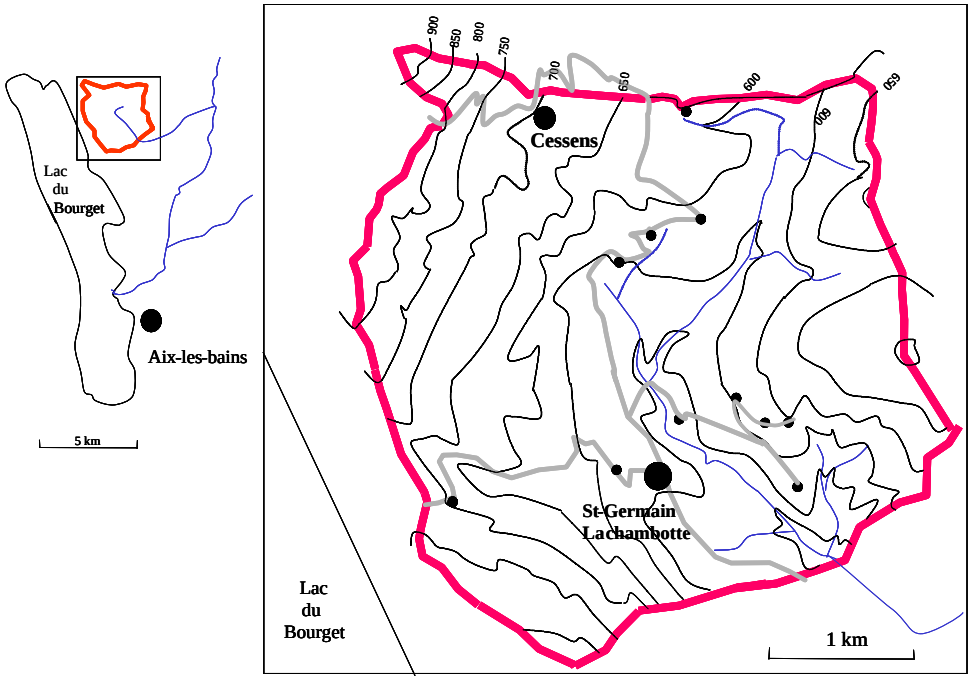


Figure 2. Localisation du bassin versant de l'Albenche.

Le BV de l'Albenche constitue un terrain d'étude particulièrement adapté pour tester les relations origine- géochimie du P particulaires car il présente une importante diversité i) de substrat (calcaire urgonien, mollasse miocène et moraine quaternaire) et donc de « support sédimentaire » ii) de mode d'occupation des sols (forêt, prairies, et secondairement cultures) iii) d'origine des pollutions avec des origines diffuses (ruissellements des sols et zones urbaines) et une part encore importante de sources de pollutions ponctuelles d'origine domestique ou agricoles.

Cinq pièges à sédiments ont été installés dans des points caractéristiques du réseau hydrographique et relevés depuis un an avec un pas de temps bimensuel. Par ailleurs des prélèvements d'eaux (prélèvement manuels et automatiques) ont été réalisées au cours de deux crues l'une estivale (18 juillet 2005), l'autre hivernale (15-22 février 2006).

Pour décrire l'origine des sédiments exportés (MES prélevées lors des crues et sédiments récupérés dans les pièges à sédiments), une méthode originale basé sur la reconnaissance de signatures spectro-colorimètriques des origines (reflectance diffuse dans le visible) a été développé. Une quarantaine d'échantillons de sources de sédiments (surface de sols, berges, niveaux d'érosion de ravine…) ont été prélevés. Les échantillons sont tamisés à 50µm puis étudiés par sectrocolorimétrie avec un MINOLTA CM-2002. Le même protocole est utilisé pour les sédiments récupérés dans les pièges.

Parallèlement, une série de mesures visant à décrire et prévoir le comportement du P particulaire des différentes sources et des sédiments récupérés lors d'événements hydrologiques bien typés, a été mise en place avec des mesures du P biodisponible par extraction chimique (P selon méthode « olsen ») et la réalisation d'isothermes d'adsorption de P.

3. Résultats et discussions

3.1. Traçage de l'origine des sédiments

Comme cela est décrit par ailleurs (Balsam et Deaton, 1996 ; Viscarra-Rossel et al., 2006) les dérivés premières des spectres des sols et sédiments étudiés présentent trois pics caractéristiques (figure 3) :

- de 400 à 460 nm (pic α attribué aux argiles et aux carbonates)
- de 460-600 nm (pic β attribué aux oxydes et hydroxides de fer)
- de 600-700 nm (pic χ attribué aux matières organiques)

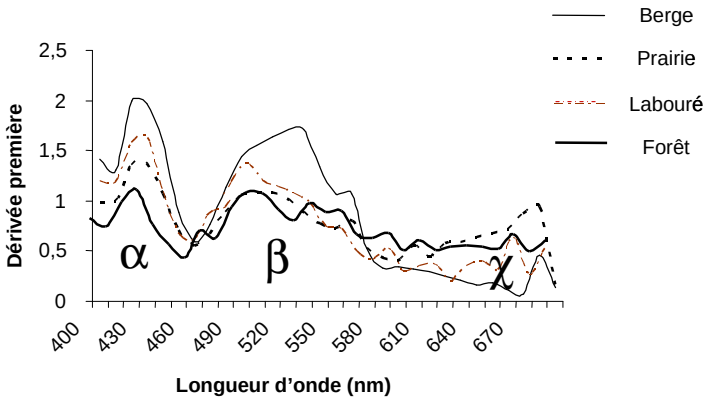


Figure 3. Dérivée première des spectres de reflectance dans le visible des sources de sédiments étudiés.

Les rapports de surface de ces pics (β/α et χ/α) semblent suffisant discriminant pour nous permettre de distinguer les surfaces des sols (prairies et zones cultivées) avec $\gamma/\alpha > 1$ des berges du cours d'eau ou $\gamma/\alpha < 1$ (Figure 4). Au sien des sols de berges, une distinction est possible selon la lithologie avec les berges développées sur moraine et molasse avec respectivement $\beta/\alpha < 2$ et > 2 (Figure 4).

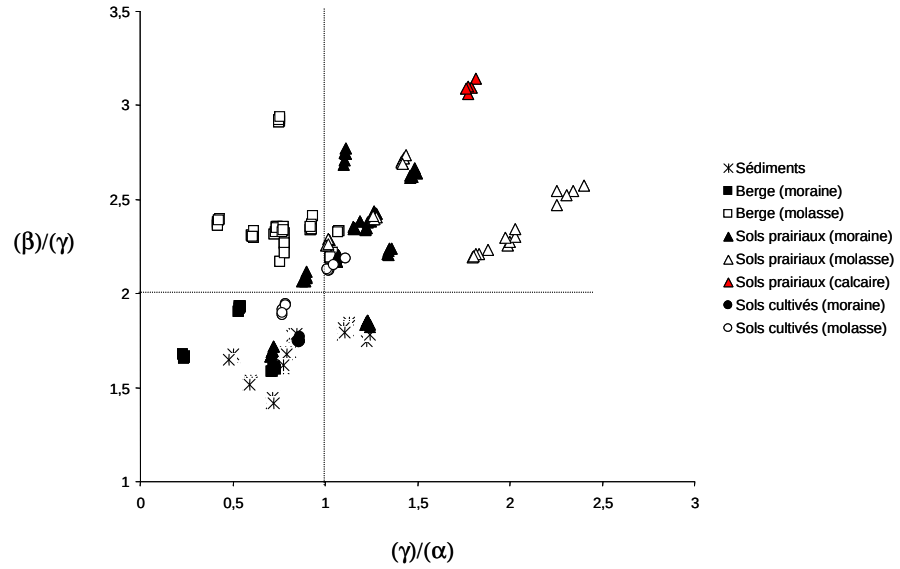


Figure 4. Positions des sources potentielles de sédiments dans l'espace colorimétrique γ/α versus β/α.

Appliqués aux sédiments exportés, ces indices colorimétriques mettent en évidence :

- une signature spécifique des sous bassins-versants (Figure 5 a)

- des variations saisonnières de la couleur des sédiments avec une très forte contribution des signatures de type - berges en période estivale et printanière et une plus forte contribution des signatures colorimètriques types - sols de surface lors des périodes hivernale de hautes eaux. (Figure 5 b)

- des variations au sein d'événements hydrologiques (données non présentées)

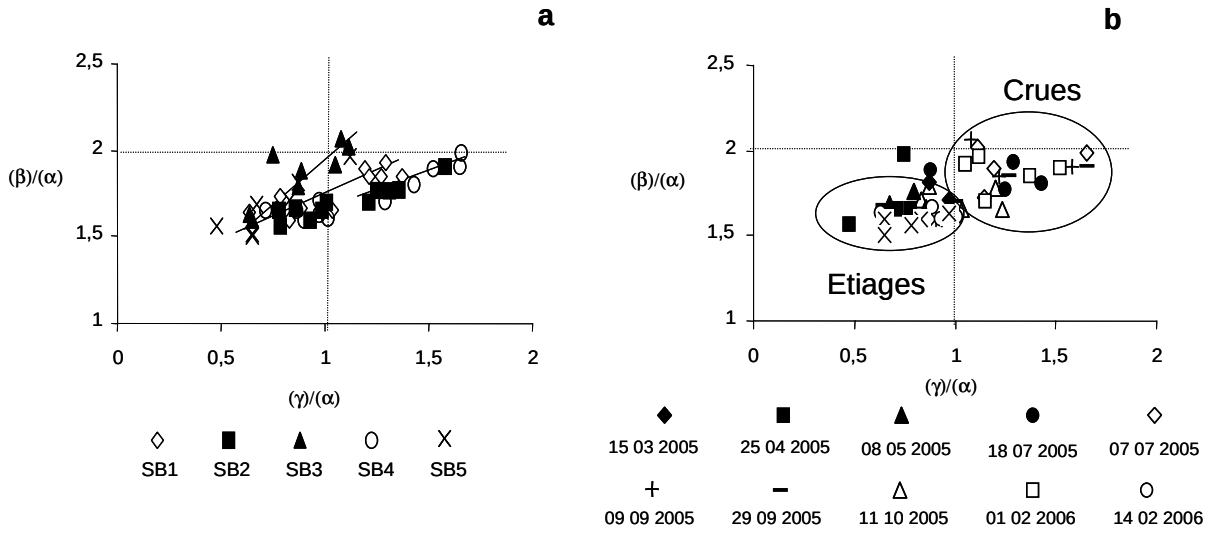


Figure 5. Positions des sédiments récoltés dans les pièges à sédiments dans l'espace colorimétrique γ/α versus β/α. par sous bassins-versants (a) , par date (b).

Au bilan cette méthode de traçage et de reconnaissance de signatures spectro-colorimétriques des sources de sédiments, semble prometteuse et pourrait permettre après validation un véritable suivi de l'origine des matières exportées des bassins versants.

3.2. Origine des sédiments et propriétés du P particulaire

Les résultats de cette partie de l'étude sont essentiellement basés sur les isothermes d'adsorption de P réalisés sur des échantillons caractéristiques des différentes sources potentielles de sédiments exportables (Figure 6). Il s'agit d'une méthode de caractérisation du comportement des sédiments permettant d'estimer la capacité totale de fixation en P des sédiments (PSC), le phosphore échangeable déjà adsorbé (PEA), le degré de saturation en P (DSP) ainsi que la concentration en P à l'équilibre (EpCo) correspondant à la concentration en P de l'eau pour laquelle aucune adsorption ni désorption n'apparaît. Ces différents paramètres sont obtenus en utilisant l'isotherme de Langmuir pour modéliser le comportement adsorbé/adsorbant.

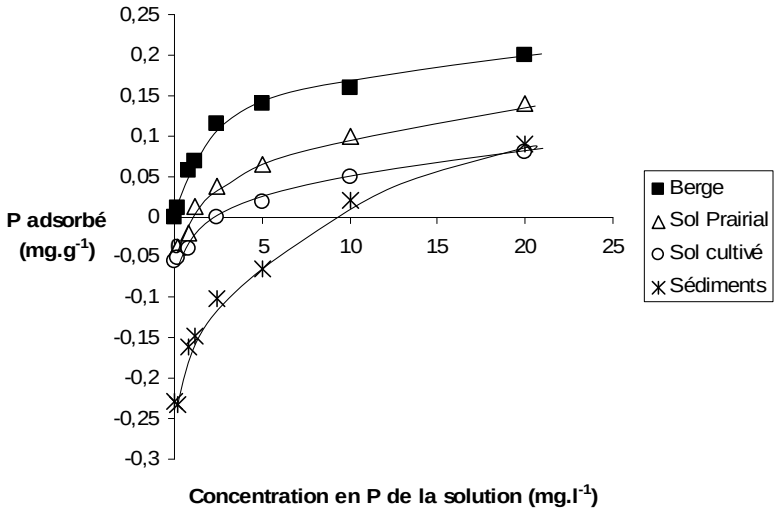


Figure 6. Exemples d'isothermes d'adsorption de sources de sédiments caractéristiques du bassin versant de l'Albenche.

Les différents paramètres (Tableau 1) confirment que les propriétés du phosphore associé aux sédiments sont très différenciées selon les sites de prélèvement et au cours de la saison hydrologique.

Tableau 1. Paramètres caractéristiques des isothermes d'adsorption du P pour des sources potentielles de sédiments caractéristiques.

Type		PSC ($\mu g.g^{-1}$)	PEA ($mg.l^{-1}$)	EPCo (%)	DSP
Berge					
	Moraine	156	2	0,006	1
	Molasse	161	27	0,08	3
Sols de prairie					
	Moraine	250	139	1,16	18
	Molasse	198	58	0,68	13
Sols cultivés					
	Moraine	210	155	2,7	25
	Molasse	240	170	2,2	26
Sédiments dans le cours d'eau					
	Sédiment 1	142	89	12,6	54
	Sédiment 2	320	254	24	72

La variabilité des réponses des échantillons est très forte :

- les sédiments issus de l'érosion des berges sont constitués de matériaux peu altérés à faible teneur en Phosphore, à relargage potentiel faible mais à très fort pouvoir fixateur

- les sédiments issus de l'érosion des surfaces cultivés et des sols de prairies sont enrichis en phosphore et présentent des pouvoirs fixateurs nettement plus faibles

- les sédiments ayant séjournés dans la rivière présentent d'importantes charges en P et un important taux de saturation de la capacité de fixation totale.

Deux compartiments à la dynamique opposés semblent donc particulièrement important pour le « contrôle » de statut trophique de l'écosystème récepteur : le lac. L'érosion des berges des cours d'eau est un phénomène clef pour ce type de bassin versant prairial. Les sédiments ainsi exportés pourraient apporter de larges surfaces d'adsorption du P dans le lac. A l'inverse, les sédiments qui sont stockés temporairement dans la rivière et qui ont été en contact avec des eaux riches en PO4, présentent, quand ils sont finalement exportés vers le lacs des charges en P importantes et des capacités de fixation très faible. Le « pouvoir eutrophisant » des évènements mobilisant de telles sources est alors evidemment important.

4. Conclusion et perspectives

Nos résultats ont permis de mettre au point des méthodes de suivis de l'origine des sédiments et d'analyses des propriétés physico-chimiques vis à vis du phosphore de ces sédiments. Expérimentalement nous avons mis en évidence la relation entre ces deux éléments : origine et propriétés.

Il reste maintenant à l'échelle du bassin versant à préciser les régimes d'exportations des différentes sources repérés à l'échelle de l'événement hydrologique et à l'échelle annuelle. Dans le même temps il conviendra de déterminer les paramètres (mode d'occupation des sols, régimes pluviomètriques, nature des connexions entre les sources de sédiments potentielles..) contrôlant ces régimes.

Dans le même temps il convient de vérifier la variabilité dans le temps en fonction des origines des sédiments des comportements géochimiques du P particulaire. Il apparaît en tous cas nécessaire de mieux comprendre réponses géochimiques. Il semble en particulier tout à fait fondamental de mieux comprendre la dynamique d'exportation et les propriétés vis à vis de P des deux sources aux comportements opposés : les berges des cours d'eau et les sédiments stockés temporairement dans le cours d'eau.

Références bibliographiques

Balsam W.L. et Deaton B.C., 1996 Determining the composition of late Quaternary marine sediments from NUV, VIS, and NIR diffuse reflectance spectra. Marine Geology, 134,(1-2) 31-55

Carpenter S.R 2005. Eutrophication of aquatic ecosystems: Bistability and soil phosphorus. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. 102 (29) 10002-10005

Collins, A. L. and Walling, D. E. 2004. Documenting catchment suspended sediment sources: Problems, approaches and prospects. - *Progress in Physical Geography* 28: 159-196.

Dorioz, J. M., Pelletier, J. P. and Benoit, P. 1998. Propriétés physico-chimiques et biodisponibilité potentielle du phosphore particulaire selon l'origine des sédiments dans un bassin versant du lac leman (France). - *Water Research* 32: 275-286.

Viscarra Rossel R.A.; Minasny B.; Roudier P.; McBratney A.B. 2006 Colour space models for soil science. *Geoderma,* 133, 3-4), 320-337

Eutrophisation : contribution des rivières

Eutrophisation : river's contribution

Cyrille Girel

Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget (CISALB)
42 rue du Pré Demaison, 73000 Chambéry

Résumé. Avec 888 mm de pluie à Voglans et un déficit pluviométrique de 30%, 2005 s'affiche comme la 2ème année la plus sèche de ces 30 dernières années. Cela a pour conséquence un débit moyen de la Leysse (4,26 m^3/s en 2005) inférieur au module interannuel (6,44 m^3/s) pendant 80% de l'année et pour le Sierroz, un débit moyen (1,34 m^3/s en 2005) inférieur au module (2,5 m^3/s) pendant 86% de l'année.La Directive cadre européenne sur l'eau impose d'atteindre à l'horizon 2015 le bon état écologique des rivières. Ce qui se traduit pour l'altération « macropolluants » par la classe verte du SEQ. Or en régime établi, on constate que la Leysse est conforme à la DCE 100% du temps en 2005 et le Sierroz 59% du temps. Les déclassements sont dus essentiellement aux MES sur la Leysse et aux teneurs en nitrates sur le Sierroz. Le suivi mis en place depuis 2003 a également pour objectif d'évaluer les apports en nutriments au lac. Les apports en phosphore total au lac ont été évalués à 41 tonnes en 2004 et 21 tonnes en 2005. Les apports en nitrates s'élèvent à 327 tonnes en 2004 et 252 tonnes en 2005. La pluviométrie très basse de l'année 2005 a permis de descendre en dessous du seuil préconisé sur le lac du Bourget des 30 T de P tot apportés au lac. Ces apports se font principalement lors des crues puisque 72 à 98% des apports en phosphore et en azote sont consécutifs à un événement pluvieux.

Mots-clés : lac du Bourget, Leysse, Sierroz, nutriments, phosphore, azote, apports au lac, temps de pluie

Abstract. This paper deals with the results of the hydrological stations managed by the CISALB and installed in 2003 on the two main contributors of the lake: the Leysse and the Sierroz rivers. With only 888 mm of rainfall and a deficit of pluviometry of 30%, 2005 has been the second driest year of the last 30 years. Therefore, the mean annual discharge of the Leysse (4.26 m3/s in 2005) has been lower than the inter-annual discharge (6.44 m3/s) during 80% of the year. For the Sierroz, the mean discharge in 2005 (1.34 m3/s) has been lower than the inter-annual discharge (2.5 m3/s) during 86% of the year. The European water framework directive (WFD) requires to achieve by 2015, the good ecological status of rivers. During low-flow periods, the Leysse and the Sierroz are in agreement with the recommendations of the WFD, during respectively 100% and 59% of the time in 2005. The non-conformities are mainly due to the Total Suspended Matter in the Leysse and to the nitrate content in the Sierroz. The experimental framework installed in 2003 aims to estimate the input of nutrients in the lake. The input of total phosphorus has been estimated to 41 T in 2004 and 21 T in 2005. The input of nitrate has been estimated to 327 T in 2004 and 252 T in 2005. The very low rainfall during the year 2005 leads to a total input below the recommended threshold of 30 T of total P tot input in the lake. The input of nutrients is mainly observed during high flow events (72 to 98% of the total input in phosphorus and nitrogen are linked with a rainfall event).

Keywords : Lake Bourget, River Leysse, River Sierroz, nutrients, phosphorus, nitrogen, loading, flow events

1. Introduction

Depuis 1975, d'importants travaux d'assainissement ont été réalisés sur le bassin versant pour enrayer le processus d'eutrophisation du lac du Bourget. Pour évaluer l'incidence de ce vaste chantier de restauration lacustre, les collectivités ont mis en place en 1980 un suivi allégé sur le lac du Bourget. Au terme de 25 ans de suivi, l'état du lac ne cesse de s'améliorer :

- La teneur en phosphates a été divisée par 6 dans le lac, passant de 120 à 24 µg/l,
- la teneur en nitrates dans le lac a diminuée de 25 %, passant de 820 à 620 µg/l,
- la transparence estivale est passée de 2,8 à 6,7 m,
- l'indice chlorophylle passe de 8,3 à 5,04 µg/l.

Depuis 2002 - année de signature du contrat de bassin versant du lac du Bourget – de nouvelles actions de dépollution sont engagées, avec pour objectif d'étendre la restauration de la qualité de l'eau aux rivières. Pour mesurer les bénéfices de ces actions, le CISALB s'est doté de deux stations de mesures en semi-continu : une sur la **Leysse** (mise en service en juin 2003) et une sur le **Sierroz** (octobre 2003). Ces deux rivières drainent plus de 70% du bassin versant du lac.

Carte de situation des stations de mesure

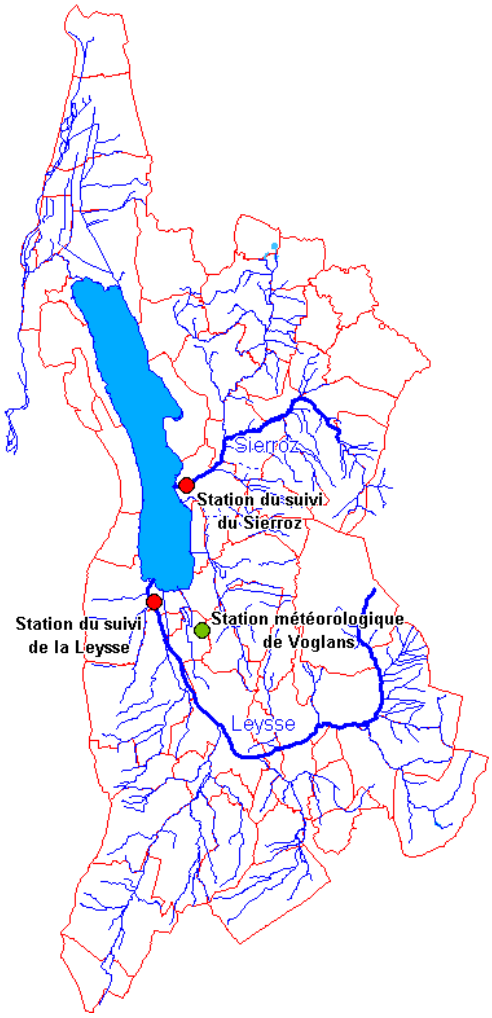


Figure 1. Situation des stations de la Leysse et du Sierroz.

Ce suivi en semi-continu a quatre objectifs :

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

2. Matériel et méthodes

2.1. Matériel

Les stations de mesure mises en place en 2003 sont constituées, d'un préleveur automatique d'échantillons 24 flacons qui fonctionne avec deux programmes – un dit normal et un autre dit de crue - correspondant chacun à un rythme différent de prélèvement et de 3 sondes immergées dans la rivière. Celles-ci mesurent en continu les paramètres suivants :

- Hauteur d'eau
- Oxygène dissous
- Température
- Conductivité

Les données ainsi mesurées sont stockées par la station d'acquisition HYDROEMAC.

Les données de débit validées sont récupérées au près de la DIREN sur les stations limnimétriques du Sierroz et de la Leysse.

2.2 Protocole et méthodologie

Le préleveur fonctionne de la manière suivante

Fonctionnement en mode « normal »

- Un prélèvement de 40 ml toutes les heures.
- Un flacon par 24 heures (24 prélèvements).

Fonctionnement en mode « crue »

- Un prélèvement tous les quart d'heures.
- Un flacon toutes les 6 heures

Les données enregistrées par la station d'acquisition (niveau, température, oxygène dissous et conductivité) sont téléchargées hebdomadairement. Le positionnement des flacons sur la courbe des niveaux d'eau permet de déterminer le flacon en cours de remplissage.

La récupération des bidons s'effectue donc en fonction du régime hydrologique du cours d'eau et donc du mode de fonctionnement du préleveur

Sur chaque échantillon apporté à Savoie Labo, la concentration des éléments suivants est mesurée :

- MEST (mg/l)
- Orthophosphates (mg/l PO_4)
- Phosphore total (mg/l P)
- Nitrates (mg/l NO_3)
- Ammonium (mg/l NH_4)
- Azote Kjeldahl (mg/l N)
- COD (mg/l C)
- COT (mg/l C)

Le calcul des flux est basé sur les données de débit de la DIREN et les concentrations mesurées par Savoie Labo. Un programme a été développé sous access pour gérer les données et les calculs.

3. Les résultats 2004-2005

3.1. La qualité « macropolluants » de l'eau vis-à-vis de la DCE

Tableau 1. Moyennes pondérées des concentrations dans la Leysse et le Sierroz.

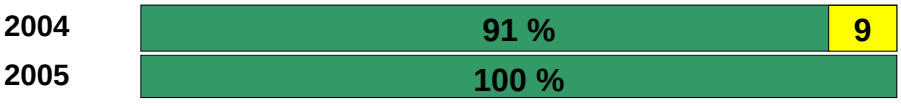
		Leysse (296 Km^2)		**Sierroz** (133 Km^2)	
		2004	2005	2004	2005
Débit moyen	*m^3/s*	***4,51***	***4,26***	***1,51***	***1,34***
Ptot	mg/l	0,2	0,1	0,27	0,17
PO_4	mg/l(PO_4)	0,08	0,05	0,1	0,09
NO_3	mg/l(NO_3)	6,52	5,49	10,92	9,18
NKT	mg/l	1,12	0,55	1,37	0,86
NH_4	mg/l(NH_4)	0,04	0,05	0,08	0,06
COD	mg/l	1,85	1,67	2,25	2,14
COT	mg/l	2,77	2,65	3,21	3,31
MES	mg/l	558	126,58	384	114,44

Comme pour l'année 2004, le Sierroz présente, hormis pour les MEST, des concentrations supérieures à celles de la Leysse, pour un bassin versant de superficie et de population moindres.

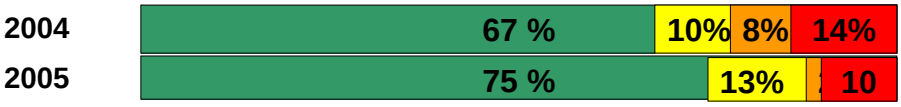
L'année 2005 présente des concentrations moyennes annuelles pondérées plus faibles que l'année 2004.

La Leysse :

- Qualité en ne prenant en compte que les échantillons prélevés en régime établi (178 jours) :



- Qualité en prenant en compte tous les échantillons de l'année (régime global) :



On remarque qu'en 2005 :

- la Leysse est conforme à la DCE 100% du temps en régime établi (critère à retenir vis-à-vis de la DCE) ;

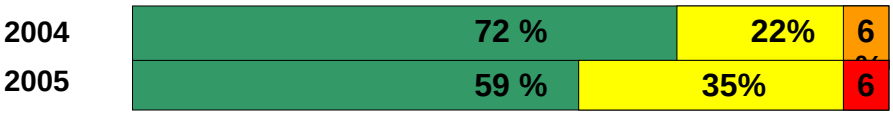
- la Leysse est conforme aux objectifs de la DCE 75 % du temps si l'on considère l'ensemble des 80 échantillons.

En régime global, 29 prélèvements déclassent la Leysse vis-à-vis de la DCE soit 25% de l'année. Ces déclassements sont liés aux particules en suspension et se produisent en période de pluie.

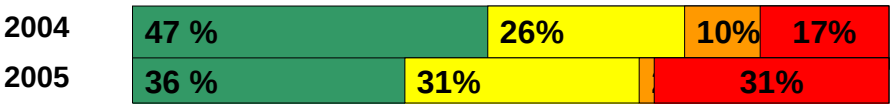
Les déclassements mesurés en 2004 étaient également liés aux MES.

Le Sierroz :

- Qualité en ne prenant en compte que les échantillons prélevés en **régime établi (177 jours)** :



- Qualité en prenant en compte tous les échantillons de l'année :



On remarque que :

- le Sierroz est conforme à la DCE 59% du temps en régime établi ;
- le Sierroz est conforme aux objectifs de la DCE 36 % du temps si l'on considère l'ensemble des 77 échantillons.

En régime établi, le Sierroz est déclassé vis-à-vis de la DCE principalement par les matières en suspension.

En 2005, les nitrates étaient le paramètre déclassant majoritaire.

En régime global, le Sierroz est déclassé vis-à-vis de la DCE pour 2% par les matières azotées (jaune), 4% par les nitrates (jaune) et 58% par les matières en suspension (25% en jaune, 2% en orange et 31% en rouge).

En comparaison avec l'année 2004, les déclassements en matières azotées (6% en 2004), en nitrates (11% en 2004) sont moins longs. Ce sont les déclassements en MES (34% en 2004) qui limitent la durée de la période de conformité en 2005.

3.2. Apports au lac : estimation des flux

En 2005, la Leysse et le Sierroz ont apporté au lac :

Tableau 2. Chronologie des apports au lac depuis 1974.

	Estimation 1974	Estimation 1983	Estimation 1995-1996	Résultats 2004	Résultats 2005
Ptot	300 T	150 T	94 T	**41 T**	**21 T**
PO_4	140 T		18 T	**5,11 T**	**3,5 T**
NO_3	1.500 T	580 T	450 T	**327 T**	**252 T**
NO_3 + NKT				**552 T**	**361 T**

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

Tableau 3. Apports au lac par temps de pluie.

	Apports en temps de pluie	Pourcentage de l'apport total
Volume transité	128 Mm3	**73%**
Ortho P (Tonnes de P)	2,6T	**74%**
Ptot	19,6 T	**92%**
NO_3 (Tonnes de N)	184 T	**73%**
NH_4 (Tonnes de N)	4.5 T	**72%**
COD	239 T	**76%**
COT	390 T	**79%**
MES	21 256 T	**98%**
NKT	91 T	**83%**

72 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.

Le tableau suivant compare les apports de 2004 et 2005 en régime « stabilisé » et en période de crue :

Tableau 4. Comparaison des apports de 2004 et 2005.

		Régime établi			**Temps de pluie**		
		2004	2005	Delta 2004-2005	2004	2005	Delta 2004-2005
Volume	Mm^3	44	48	*+9%*	146	128	*-12%*
Ptot	Tonnes de P	2	1,4	*-30%*	39	19,6	*-50%*
PO_4	Tonnes de P	0,9	0,9	*0%*	4,2	2,6	*-38%*
NO_3	Tonnes de N	69	68	*-1%*	258	184	*-28%*
NKT	Tonnes de N	15	18	*+20%*	210	91	*-56%*
NH_4	Tonnes de N	1,3	1,7	*+30%*	5,1	4,5	*-12%*
COD	Tonnes de C	63	73	*+16%*	307	239	*-22%*
COT	Tonnes de C	85	103	*+21%*	462	390	*-15%*
MES	Tonnes	616	463	*-25%*	96 990	21 256	*-78%*

On remarque que :

- Les apports liés au régime établi sont stables. Une légère augmentation de certains paramètres peut être due à une durée plus longue du régime établi en 2005.
- pour la totalité des paramètres la diminution des apports est liée au temps de pluie.

Références bibliographiques

CISALB, 2005. *Suivi Leysse – Sierroz. Rapport*. 24 pages.
CISALB, 2004. *Suivi Leysse – Sierroz. Rapport*. 32 pages.
CISALB, 2003. *Suivi Leysse – Sierroz. Rapport*. 25 pages.

Chapitre IV
Fonctionnement biologique du lac

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

Maxence Van Der Meersch (1907-1951)

Les Réseaux trophiques microbiens : structure et facteurs de contrôle dans le lac du Bourget

Microbial trophic food webs: structure and regulation in Lake Bourget

Domaizon I., Personnic S., Lepere C. *, Comte J., Mdabe-Sene A., Dorigo U., Debroas D.*, Leberre B., Millery A., Avrilier J.N., Perney P., & Jacquet S.

UMR 42 CARRTEL INRA Thonon les Bains - Universté de Savoie Le Bourget du Lac

** UMR CNRS 6023 Université Blaise Pascal Clermont II*

Résumé. L'importance des communautés microbiennes dans le fonctionnement des systèmes lacustres est clairement démontrée, notamment, leur rôle dans les cycles biogéochimiques et la productivité des écosystèmes. Toutefois, de nombreuses questions demeurent irrésolues concernant la régulation de ces communautés, ainsi que les connections existant entre le réseau trophique microbien et la chaîne trophique linéaire classique (phytoplancton – zooplancton - poissons). Aussi, afin de mieux appréhender les interactions et les voies de régulation s'établissant au sein du réseau trophique planctonique, nous avons utilisé en parallèle, des approches écosytèmiques et des approches expérimentales effectuées en microcosmes sur de courts pas de temps. L'approche écosystémique nous a permis de suivre l'évolution spatio-temporelle des micro-organismes (virus, bactéries hétérotrophes et autotrophes, eucaryotes unicellulaires) sur une période de 3 ans dans les strates 0-50m ; ainsi que les facteurs susceptibles d'affecter l'abondance et la diversité de ces organismes. Nous avons ainsi pu distinguer des périodes clés dans la dynamique des micro-organismes planctoniques. Les approches expérimentales, répétées à différentes périodes de l'année, nous ont permis d'identifier plus finement les liens trophiques au sein des réseaux planctoniques et de repérer les variations saisonnières dans les voies de transfert de matière depuis les communauté picoplanctoniques (0.2-2µm) jusqu'au zooplancton. L'ensemble de ces résultats nous permet de discuter du contrôle simultané exercé par des facteurs de type Bottom Up (ressources) et Top Down (prédation, parasitisme viral) dans la mortalité bactérienne.

Mots clés : réseau trophique microbien, bactéries, virus, protistes, régulation, prédation, lyse virale

Abstract. Microbial communities are key components in aquatic ecosystems playing essential roles in biogeochemical cycles and productivity. However, numerous questions which about regulatory process of these communities still under investigation. Moreover a central issue is now to better understand the connection between Microbial Trophic Food Web (nutriments-phytoplankton-zooplankton) vs Herbivore Trophic Food Web (MOD-Bacteria-picophytoplankton- heterotrophic Protists) in the global functioning of pelagic systems. In order to understand trophic interactions, transfer and regulation pathways of matter and energy through planktonic micro-organisms up to highest trophic levels, we used both ecosystemic and experimental approaches. We investigated dynamics of micro-organisms (virus, heterotrophic bacteria, picocyanobacteria, heterotrophic and pigmented protists) using a montly to bi-monthly survey conducted in the pelagic zone of Lake Bourget (0-50m depth) during 3 years. The results allowed us to observe key periods in the organisation and structure of microbial communities. Moreover to understand the complex interactions and to obtain a fine dissection of trophic relations in lake Bourget planktonic food web, we conducted microcosm experiments repeated at contrasted periods of the year. The

experimental results showed large seasonal variations in pathway transfer from picoplankton (0.2-2µm) to metazooplankton. We observed simultaneous regulation of Bottom Up (ressources) and Top Down (predation, virus) factors in bacterial mortality.

Key words : microbial trophic food web, bacteria, virus, protists, regulation, predation, viral lysis

1. Contexte scientifique

La structure des réseaux trophiques détermine dans une large mesure les voies de transfert de matière et d'énergie dans les écosystèmes. Aussi, une bonne connaissance des processus affectant la structure des réseaux planctoniques est un pré requis essentiel afin de comprendre comment les changements environnementaux locaux ou globaux (eutrophisation, changements climatiques, …) influencent le fonctionnement des systèmes lacustres. De plus, on connaît depuis les travaux d'Azam et al. (1983), le rôle clé joué par les micro-organismes dans les réseaux trophiques lacustres tant au niveau de la production que du recyclage de la matière et de l'énergie (Figure 1).

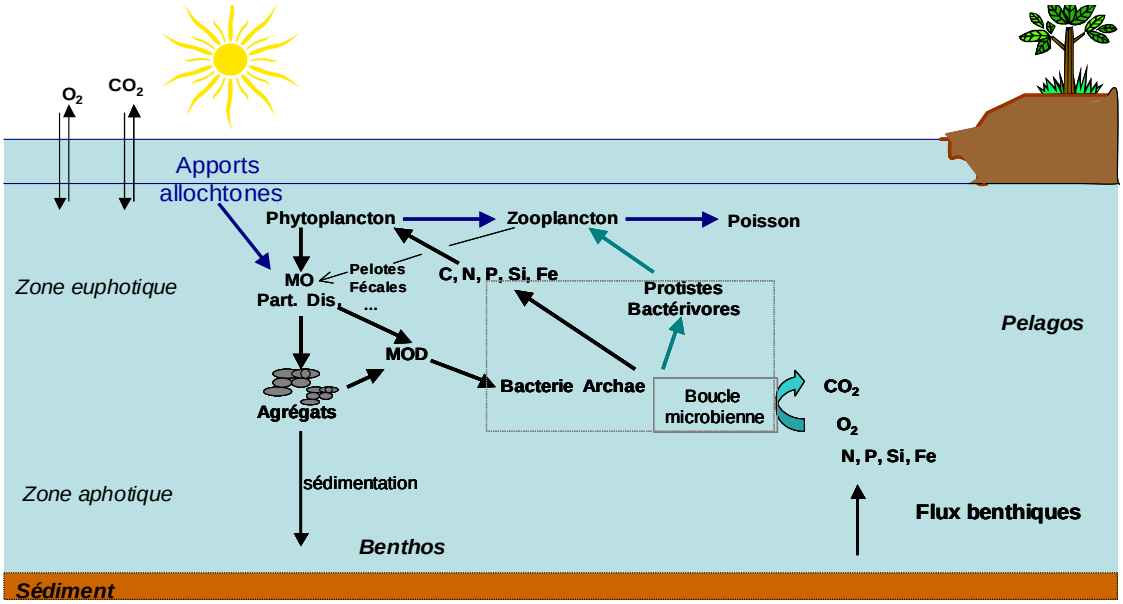


Figure 1. Schéma simplifié du recyclage et transfert des matières organiques dans le réseau trophique planctonique lacustre.

Les flux s'organisent non seulement selon la voie trophique linéaire classique basée sur l'assimilation photosynthétique (phytoplancton-zooplancton-poissons), mais empruntent également la voie de la boucle microbienne pour former un véritable réseau regroupant des groupes fonctionnels divers. En effet, l'assemblage microbien planctonique est composé de cellules procaryotes ou eucaryotes appartenant aux fractions pico- nano- ou micro planctoniques (classes de taille respectives pour ces 3 fractions planctoniques : <2 µm, 2 à 20 µm, 20 à 200 µm) qui peuvent avoir des fonctions variées (décomposeurs, producteurs primaires, bactérivores, parasites, activité mixotrophe…) (Figure 2).

Au cours de ces dernières années, de nombreux travaux ont été développés afin d'estimer l'abondance et la diversité taxonomique et fonctionnelle de ces micro-organismes. Aujourd'hui, un des principaux centre d'intérêt en écologie aquatique concerne l'étude de (i) la diversité de ces micro-organismes (ii) la compréhension des interactions s'établissant au sein de la boucle microbienne mais également, entre les micro-organismes et les maillons

trophiques supérieurs (iii) l'importance relative des facteurs de régulation qui affectent la diversité, la dynamique, et l'activité des divers groupes microbiens.

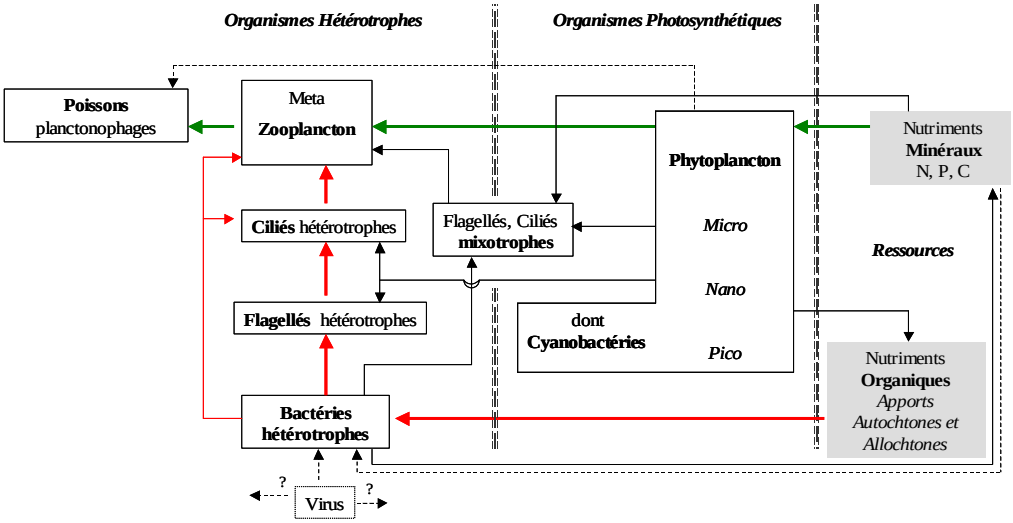


Figure 2. Schéma présentant les principaux compartiments et principales voies trophiques en milieu pélagique lacustre : La composante biologique clef de la boucle microbienne est représentée par les bactéries hétérotrophes ou bacterioplancton, le principal agent de recyclage des nutriments et de la décomposition de la matière organique dans la zone pélagique lacustre. Dans la fraction picoplanctonique, on associe aux bacétries hétérotrophes des cellules autotrophes représentées par les picocyanobactéries qui participent donc à la production phytoplanctonique. On sait aujourd'hui que les protistes hétérotrophes tels que les ciliés et les nanoflagellés sont les principaux consommateurs de la production picoplanctonique. Le zooplancton (notamment certains cladocères) mais également les Rotifères peuvent également se nourrir très largement sur le picoplancton auto- et hétérotrophe. Enfin, les virus constituent d'importants agents de mortalité et jouent un rôle clef dans la redistribution de la matière et de l'énergie au sein du réseau trophique pélagique.

2. Objectifs, approches et méthodologies

2.1. Objectifs

Le lac du Bourget est considéré comme étant de niveau mésotrophe et tend à se ré-oligotrophiser. Ce schéma d'évolution (ré-oligrotrophisation) devrait se traduire par (i) une augmentation progressive de l'importance relative du compartiment picophytoplanctonique à la biomasse et à la production phytoplanctonique (ii) une augmentation du rôle de la boucle microbienne dans le transfert des flux de matière vers les niveaux trophiques supérieurs et la productivité du système. Aussi, les questions concernant le fonctionnement et l'évolution du réseau planctonique microbien se révèlent d'autant plus pertinentes, et, elles ont été particulièrement explorées au cours des dernières années. Ceci a été réalisé en parallèle aux études comparatives effectuées sur les 2 autres grands lacs pré alpins, le Léman (également en cours de ré-oligotrophisation) et le lac oligotrophe d'Annecy.

Des données ont été acquises concernant :

- les abondances et la dynamique des communautés microbiennes (virales, bactériennes, picocyanobactériennes, flagellés et ciliés auto- et hétérotrophes)
- la diversité des communautés microbiennes (procaryotes et eucaryotes)
- les liens trophiques existants entre ces différentes communautés
- les facteurs de régulation (ressources, prédation, parasitisme) s'exerçant sur ces communautés microbiennes

2.2. Approches

Dans le cadre du travail mené sur le lac du Bourget, deux approches parallèles et complémentaires ont été utilisées.

La 1ère approche, écosystèmique, est basée sur un suivi de la dynamique des communautés microbiennes planctoniques, permettant de visualiser l'évolution spatiale (diverses profondeurs) et temporelle des abondances microbiennes. Les prélèvements sont réalisés au point central du bassin Nord (entre 0 à 50 mètres) avec un pas de temps d'échantillonnage mensuel à bi-mensuel. Parallèlement au suivi de ces communautés, les caractéristiques physico-chimiques mesurées dans le cadre des suivis de la qualité des eaux de ces lacs (ORE Lacs Alpins) permettent d'établir les liens entre dynamique des communautés et évolution des paramètres environnementaux.

Le second type d'approche mis en œuvre est basé sur des méthodes expérimentales réalisées en microscosmes incubés *in situ*. Afin d'identifier finement les liens trophiques au sein des réseaux planctoniques et de repérer les variations saisonnières dans les voies de transfert de matière depuis les communauté picoplanctoniques (0.2-2µm) jusqu'au zooplancton à différentes périodes de l'année, nous avons utilisé une technique de fractionnement des communautés consistant à incuber des assemblages microbiens de plus en plus en plus complexes. Cette méthode permet de comparer l'évolution des communautés picoplanctoniques en présence de différents assemblages de prédateurs.

2.3. Méthodes

Au cours de ces dernières années, les progrès réalisés au niveau des techniques d'identification, de dénombrement et de mesure d'activité métabolique, basés sur les outils de microscopie et de biologie moléculaire, ont permis de révéler l'étonnante diversité des microorganismes aquatiques et leurs abondances longtemps sous-estimées.

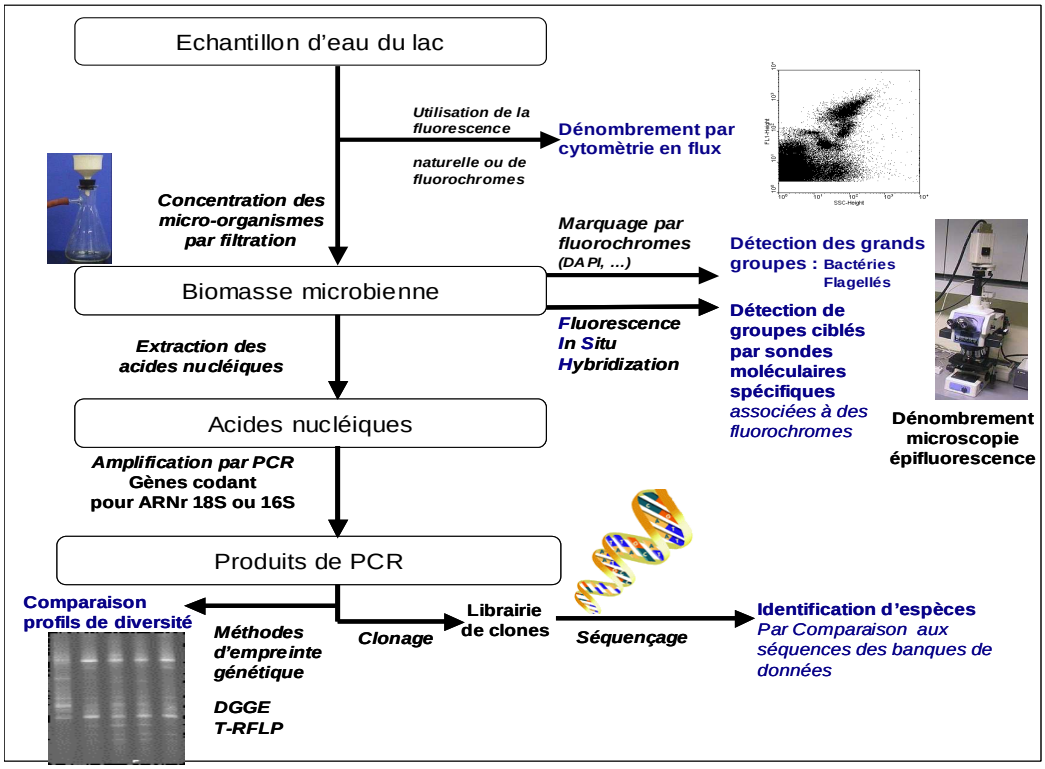


Figure 3. Illustration des méthodes utilisées pour l'analyse des communautés microbiennes procaryotes et eucaryotes.

Dans le cadre des études menées sur le lac du Bourget, nous avons utilisé, d'une part, deux méthodes de dénombrements :

(1) des techniques de microscopie, en particulier de microsciopie à épifluorescence qui permet d'utiliser soit des fluorochromes se fixant sur l'ADN des micro organismes, soit des sondes oligonucléotidiques (elles même associées à des fluorochromes : méthode FISH) qui permettent de dénombrer des groupes bactériens ou eucaryotes spécifiques.
(2) la technique de cytométrie en flux qui permet de compter une à une les cellules en suspension dans un échantillon liquide, de discriminer des sous-populations homogènes sur des critères de fluorescence et de « taille », et éventuellement de les trier en fonction de leurs propriétés optiques. Les particules virales, bactéries hétérotrophes, picocyanobactéries et petits eucaryotes pigmentés ont été dénombrés grâce à cette technique (Jacquet et al 2005).

D'autre part, en ce qui concerne les analyses de diversité génétique, des outils empruntés à la biologie moléculaire ont été utilisés afin de révéler la richesse et structure génétique des eubactéries ou des eucaryotes unicellulaires. Il s'agit méthode d'empreinte moléculaire permettant d'obtenir des profils de diversité pour des groupes bactériens ou eucaryotes (PCR + DGGE) (Dorigo 2005). De techniques de séquençage ont également été mises en œuvre afin d'identifier (en se référant à des banques génomiques) les micro-organismes échantillonnés *in situ* après extraction de leur ADN et amplification des gènes codant pour l'ARNr.

3. Quelques résultats illustratifs

3.1. Diversité et Dynamique de l'assemblage eucaryote unicellulaire

3.1.1. Flagellés

L'analyse en microscopie permet de repérer, parmi les flagellés (pigmentés et non pigmentés), 15 morphotypes différents. Parmi ces taxons, beaucoup ont été identifiés au niveau du genre, toutefois, d'autres, notamment les flagellés hétérotrophes de tailles inférieures à 5µm, ne présentent pas de caractéristiques morphologiques suffisantes, et n'ont pas pu être systématiquement identifiés de manière certaine par les méthodes de microscopie classique. Parmi les flagellés hétérotrophes, les genres dominants en nombre appartiennent aux grands groupes des Chrysomonades (*Spumellla*) des Cryptophyta et/ou Katablepharida (*Katablepharis* et autres Katablepharidae) des Bicosoecida (*Cafeteria*), des Choanoflagellida.
Les abondances de flagellés hétérotrophes mesurées sur le lac du Bourget sont comparables à celles observées dans des systèmes lacustres de niveaux trophiques oligo-méso à eutrophe (abondance moyenne des flagellés hétérotrophes (0-50m - années 2004-2005 : $9{,}7.10^{2}$ cell.ml^{-1}). Les variations saisonnières sont marquées par une augmentation d'abondance printanière et un pic de fin d'été, deux périodes aux cours desquelles ces organismes sont susceptibles d'exercer une plus forte régulation sur le bacterioplancton.

3.1.2. Ciliés

Dans la strate 0-50m du lac du Bourget plus de 30 genres de ciliés sont recensés, ce qui correspond à une richesse taxonomique relativement élevée typique des milieux mésotrophes. Les groupes dominants en nombre, notamment en zone épi- et méta limnique, sont les Oligotriches, les Prostomates et les Haptorides. Les ciliés observés sur le lac du Bourget sont majoritairement de taille inférieure à 60 µm.
Les concentrations en ciliés sur le lac du Bourget sont comparables à celles d'autres lacs de niveau mésotrophe. Lors de l'augmentation d'abondance qui s'opère en période printanière, avec le réchauffement progressif des couches d'eau supérieures de manière concomitante avec le développement du picoplancton, les ciliés sont représentés principalement par des Oligotriches *Halteria, Strombidium*, par des Prostomates notamment *Urotricha*, également par le groupe des Scuticociliés *Uronema, Cyclidium*, quelques Péritriches *Vorticella* sont également présents ainsi que le genre *Coleps* connu pour ces capacités de mixotrophie. En

période de stratification, le développement estival des ciliés correspond également au pic d'abondance des picocyanobactéries (août) qui sont des proies bien exploitées par les ciliés notamment par les genres : *Uronema, Urotricha, Halteria* qui dominent alors la communauté des ciliés.

3.1.3. Pico-eucaryotes

Des données récentes ont permis notamment de mettre en évidence en milieu lacustre, comme cela avait été révélé en milieu marin (Moon-van der Staay et al 2001), une grande diversité au sein de la fraction picoplanctonique eucaryote à partir de données moléculaires. La diversité génétique des eucaryotes planctoniques dans la fraction de taille <5µm a été analysée dans le lac du Bourget de mai à août 2005, une librairie de clones a été constituée à partir d'échantillon pélagique (2m) par utilisation d'amorces ciblant l'ARNr18S. Le séquençage des clones démontre que cette fraction de taille est composée d'une grande variété de groupes phylogénétiques. Les principaux groupes retrouvés dans la zone épilimnique du lac du Bourget sont : Cryptophyta, Cercozoa, Fungi, Choanoflagellida, Chrysophyceae, Bicosoecida, Ciliophora, Perkinsozoa, Katablepharidaceae, Dinophyceae, Eustigmatophyceae. Ces résultats permettent (1) de révéler une grande diversité parmi des cellules de petite taille difficilement identifiables lors des observations en microscopie en raison de l'absence de différences morphologiques nettes (2) de révéler la présence récurrente de certains groupes tels que les Champignons (Fungi) et le groupe des perkinsozoa qui sont, jusqu'à présent, très peu pris en compte dans les études des réseaux trophiques microbiens lacustres (Lepère et al. 2006).

3.2. Régulation des communautés bactériennes et liens trophiques

La régulation des communautés microbiennes lacustres a tout d'abord été envisagée selon l'hypothèse de régulation par les ressources. Il est démontré en effet que l'un des facteurs important, notamment dans la production bactérienne, est la disponibilité et la qualité des substrats organiques et éléments minéraux (Pace et Cole, 1996). Les éléments nutritifs minéraux (à la fois leurs concentrations et leurs modalités de recyclage) sont fortement structurants pour la dynamique et la structure des réseaux trophiques planctoniques.

Les données pluriannuelles obtenues concernant la dynamique saisonnière des bactéries hétérotrophes illustrent le lien existant entre le développement phytoplanctonique source de matières organiques autochtones et la croissance bactérienne utilisant cette ressource nutritive (fig 4).

Toutefois, la dynamique des populations planctoniques n'est pas seulement soumise à l'effet des ressources, elle est contrôlée de manière simultanée par des facteurs de type Bottom Up (éléments nutritifs) et Top Down (prédation, parasitisme) dont l'importance relative est encore souvent mal appréciée. L'impact de la prédation au sein du réseau trophique microbien est un sujet relativement complexe faisant intervenir non seulement des relations de prédation directes mais également des effets régulateurs indirects agissant sur les communautés (effets en cascade, modification du recyclage des éléments nutritifs minéraux et organiques, modification des phénomènes de compétition …).

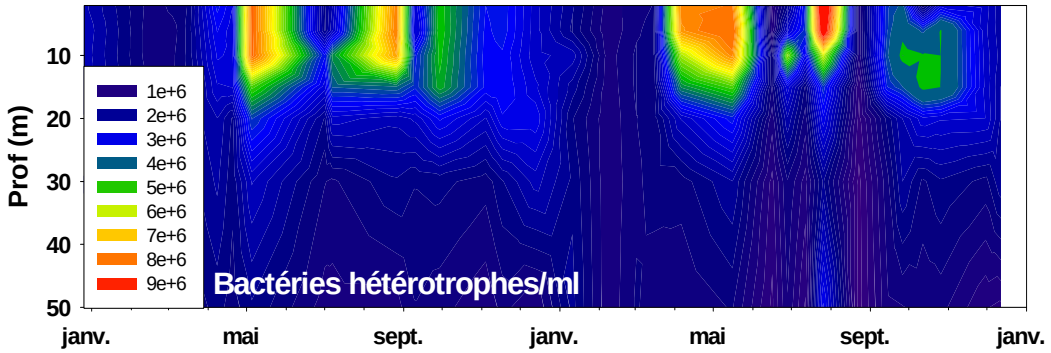


Figure 4. Dynamique spatio temporelle de l'abondance bactérienne dans le lac du Bourget. L'analyse effectuée par régression linéaire permet, à partir des données de suivis ecosystèmiques, de quantifier le lien entre les deux paramètres chlorophylle a et Abondance bactérienne, lien reconnu depuis relativement longtemps puisque la croissance des bactéries hétérotrophes est en partie dépendante des exsudats et relargages de matières organiques issues du phytoplancton. Dans le lac du Lac du Bourget, pour une période de suivi de 2 années , la relation linéaire qui est observé entre l'abondance bactérienne et la chlorophylle a est la suivante : Log[HB] = 0.331.Log[Chla] + 14.41 (r=0.378, p<0.01, n=507). La valeur de pente (0.33) dénote une augmentation de la biomasse bactérienne relativement modérée en fonction de l'accroissement de la biomasse phytoplanctonique.

Le suivi de la dynamique saisonnière et spatiale des communautés planctoniques dans le lac du Bourget démontre que des changements nets s'opèrent dans les voies de transfert de la matière et dans l'importance relative des facteurs de régulation en fonction de la période d'étude. Au cours de la période printano-estivale, il est possible de distinguer clairement l'existence de 3 périodes dans le fonctionnement de la boucle microbienne de l'épilimnion du lac du Bourget (fig 5). (1) Au début du printemps, les flagellés mixotrophes et hétérotrophes constituent les prédateurs principaux des bactéries et sont eux mêmes régulés par la disponibilité en ressources. (2) Une fois que la phase des eaux claires est établie, la pression de prédation par le métazooplancton représente une important contrôle par le haut (top-down control) sur les différents compartiments microbiens. (3) Finalement, le début d'été est caractérisé par la pression de prédation la plus élevée par les protozoaires sur les bactéries et par un changement rapide dans la voie de transfert du carbone avec de nouveau l'importance des flagellés hétérotrophes, mixotrophes ainsi que des ciliés. Les bactéries, comme les ciliés, répondent clairement à l'augmentation d'abondance du phytoplancton. Un changement de structure des Eubactéries est observée au cours de cette dernière période (juin-juillet) par des méthodes moléculaires (FISH).

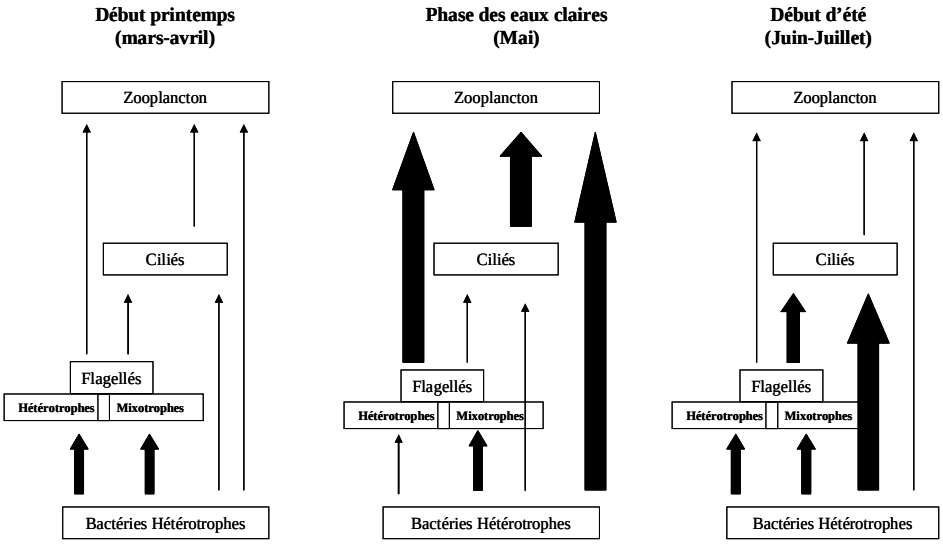


Figure 5. Schéma des principales voies trophiques au sein du réseau planctonique (zone épilimnique - période printano-estivale) extrait de Comte et al. 2006.

Suite à ces résultats obtenus par l'approche écosystémique, le travail expérimental en mésocosmes a permit d'affiner la connaissance des divers liens trophiques et de mesurer les flux trophiques existant entre différentes classes de tailles planctoniques. La figure 6 présente une illustration des variations observées quand à la pression de prédation exercée sur les bactéries hétérotrophes. A l'issu des expérimentations basées sur le fractionnement des communautés, il apparaît clairement que :

(i) le nombre de liens trophiques varie au cours du temps

(ii) l'Importance relative des divers groupes de prédateurs dans la régulation du bacteriploancton est variable au cours du temps : On observe généralement un fort impact de la fraction < 5µm (flagellés bactérivores), mais les bactéries représentent une ressource directe pour d'autres compartiments planctoniques (Rotifères, Daphniidae …).

(iii) des processus Top Down (effet de la prédation) structurent les communautés de bactéries hétérotrophes et flagellés, en terme d'abondance, structure en taille, et diversité génétique. En effet, en fonction de la présence et de l'activité des bactérivores, des modifications de la richesse eubactérienne sont visibles par des techniques d'empreinte génétique (DGGE).

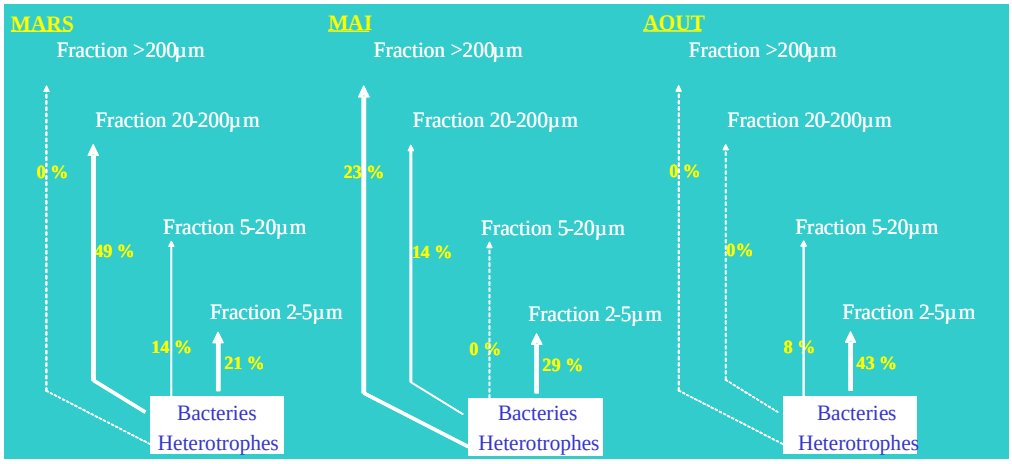


Figure 6. Mortalité bactérienne (% de production bactérienne) imputable aux différentes classes de taille planctoniques durant la période printano-estivale.

Par ailleurs des expérimentations non illustrées ici ont permit de mettre en évidence le rôle des virus sur la mortalité bactérienne. L'impact de la lyse virale peut être particulièrement élevée dans la zone épilimnique du lac du Bourget (Jacquet et al 2005). Occasionnellement la pression de régulation de la lyse virale dépasse celui des prédateurs flagellés. Par ailleurs, de grandes variations temporelles sont observées dans l'importance de la lyse virale comme agent de mortalité bactérienne (Personnic 2007).

4. Perspectives

Des progrès conséquents ont été réalisés quant à la connaissance de la diversité des communautés microbiennes, quant à la compréhension de la régulation des communautés bactériennes par la prédation et le parasitisme viral. Toutefois une très grande part des microorganismes présents n'a pas encore été décrite sur le plan fonctionnel, et une orientation importante est la prise en compte de l'aspect fonctionnel de la diversité des réseaux trophiques microbiens. Les travaux utilisant des techniques d'analyses basées sur l'ARN ribosomial (ARNr) ont mis en évidence une grande diversité dans les communautés microbiennes. Parmi celles ci, autant les procaryotes que les eucaryotes possèdent des fonctions métaboliques très variées, un objectif important, est maintenant de déterminer le

rôle écologique de ces organismes et la signification fonctionnelle de la grande diversité qui existe au sein de ces communautés.

Références bibliographiques

Azam, F., T. Fenchel, J. G. Field, J. S. Gray, L. A. Meyer, and F. Thingstad, 1983, The ecological role of water column microbes in the sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser*. 10: 257-263.

Comte, J. S. Jacquet, S. Viboud, D. Fontvieille, G. Paolini and I. Domaizon. 2006 Microbial community structure and dynamics in the largest natural French lake (lake Bourget). *Microbial Ecol.* 52 : 72-89

Dorigo U. 2005 Diversité des communautés bactériennes et virales dans les grands lacs alpins. Thèse Doct. Université de Savoie. 350p

Jacquet, S., I. Domaizon, S. Personnic, S. Duhamel, A. S. Pradeep Ram, M. Heldal and T.Sime-Ngando. 2005. Estimates of protozoan and virus-mediated mortality of bacterioplankton in Lake Bourget (France). *Fresh. Biol*. 50:627-645

Lepère C., Boucher D., Jardillier L, Domaizon I. and D. Debroas. 2006. Succession and regulation factors of small eukaryote community composition in a lacustrine ecosystem. *Applied Environmental Microbiology* 72 (4) 2971-2981.

Moon-van der Staay, S. Y., De Wachter, R. & Vaulot, D. 2001, Oceanic 18S rDNA sequences from picoplankton reveal unsuspected eukaryotic diversity. *Nature* 409, 607-10.

Pace M.L & Cole J.J., 1996, Regulation of bacteria by resources and predation test.ed inwhole-lake experiments *Limnol. Oceanogr*., 41(7), 1448-1460

Personnic 2007 Dynamique des communautés microbiennes et impacts des virus sur les bactéries auto- et hétérotrophes en milieu lacustre Thèse Doct. Université de Savoie. 355p

Etude spatiale de la structure du bactérioplancton dans le lac du Bourget et analyse comparative de celle-ci dans le lac du Bourget, d'Annecy et le Léman

Spatial analysis of the structure of bacterioplancton in Lake Bourget and comparative analysis of bacterioplankton inhabiting lakes Bourget, Annecy and Léman

Ursula Dorigo[(1)], Dominique Fontvieille[(2)] & Jean-François Humbert[(2)]

(1) INRA, UMR CARRTEL, BP 511, 74203 Thonon Cedex, France, dorigo@thonon.inra.fr
(2) INRA, UMR CARRTEL, BP 511, 73376 Le Bourget du Lac, France
(3) Institut Pasteur, Unité des Cyanobactéries, 25-28 rue du Dr Roux, 75724 Paris Cedex 15, France

Résumé. Nous avons évalué la variabilité spatiale horizontale et verticale de l'abondance, et de la composition de la communauté bactérienne du lac du Bourget, pendant la période de brassage (hiver) et de stratification (été) des eaux. La composition bactérienne a été analysée sur la fraction <2 µm par la technique de PCR-DGGE sur l'ADNr 16S et son abondance par cytométrie en flux. En hiver, la composition de la communauté bactérienne se caractérise par une grande homogénéité spatiale (verticale et horizontale), à l'exception des zones situées près des affluents qui subissent très localement l'influence de ces derniers. En été, des différences existent dans la composition bactérienne surtout selon une échelle verticale, en rapport avec la stratification thermique de la colonne d'eau. Ces résultats ont facilité le travail de comparaison de la structure de ses communautés bactériennes avec ceux des lacs d'Annecy et Léman. Il apparaît, qu'en dépit d'états trophiques différents, la ressemblance entre les communautés est forte. Il est probable que cette ressemblance soit due au grand volume de ces lacs (l'hypolimnion) qui se caractérise par de nombreux paramètres communs aux trois lacs et au partage de nombreux processus et facteurs environnementaux, tels que le climat, le pH, l'alcalinité, etc.

Mots-clés : diversité, abondance, bactéries, grands lacs

Abstract. We evaluated the spatial horizontal and vertical variability of the abundance, and the composition of the bacterial community in Lake Bourget during the mixing (winter) and the stratification (summer) of the water column. The composition of the bacterioplankton was assessed on the <2 µm bacterial fraction by PCR-DGGE by targeting the 16S rRNA gene, and the abundance was assessed by flow cytometry. In winter, the bacterioplankton community composition is characterized by a great spatial homogeneity (vertical and horizontal), apart from zones situated near river water inputs which locally influence bacterioplankton composition. In summer, differences in the bacterioplankton composition exist along a vertical scale, related to the thermal stratification of the water column. These results have facilitated the comparison of bacterioplankton community composition with those inhabiting the lakes Annecy and Léman. It appears, that despite differences in the trophic state of the lakes, resemblance between these communities is strong, probably due to the great volume of these lakes (hypolimnion) sharing thus a great number of environmental factors and processes, such as climate, pH, alcalinity, etc.

Keywords : diversity, abundance, bacteria, great lakes

1. Introduction

Les bactéries hétérotrophes représentent une part importante de la biomasse planctonique totale (Cho et Azam, 1988 ; Simon et al., 1992). Leur importance est capitale, car elles participent à la régénération des éléments nutritifs provenant de la matière organique (Fisher et al. 2000). Malgré de nombreuses études menées dans le passé, les variations dans le temps et dans l'espace de la composition taxonomique de ces communautés bactériennes sont encore peu connues dans les écosystèmes aquatiques. L'applications des techniques moléculaires d'empreinte génétique ont permis d'effectuer des progrès remarquables dans ce domaine (Amann et al., 1995 ; Hugenholtz et al., 1998 ; Woese, 1987). Cependant, dans la majorité de ces travaux, les stratégies d'échantillonnage et la représentativité d'un échantillon sont peu définis, surtout en ce qui concerne les écosystèmes aquatiques (Lindström 1998 ; Øvreås et al., 1997).

Dans un premier moment nous avons évalué l'abondance et la composition des communautés bactériennes à diverses échelles spatiales dans le lac du Bourget.

Cette étude nous a facilité dans un deuxième moment de mener une étude de comparaison de la diversité du bactérioplancton hétérotrophe dans trois grands lacs alpins, le Bourget, le Léman et la lac d'Annecy. Ces lacs sont les plus grandes réserves d'eau douce de surface en France. Deux de ces lacs (Le Bourget et le Léman) ont connu une forte dégradation (eutrophisation) de la qualité de leurs eaux à partir des années 1960. Suite aux mesures prises dans les années 80 pour limiter les apports en nutriments dans ces lacs, la qualité chimique des eaux s'est fortement améliorée (diminution des phosphates principalement) mais leur fonctionnement écologique reste très perturbé (Anneville, 2001). C'est ainsi que le lac du Bourget connaît depuis plusieurs années des proliférations d'une cyanobactéries très toxique, *Planktothrix rubescens* (Jacquet et al., 2005).

2. Matériel et Méthodes

2.1. Etude de la variabilité spatiale du bactérioplancton dans le lac du Bourget

Afin de pouvoir analyser la variabilité spatiale de l'abondance et de la composition de la communauté bactérioplanctonique du lac du Bourget, nous avons adopté une stratégie d'échantillonnage à deux dimensions en récoltant des échantillons d'eau à diverses profondeurs (entre 2 et 50 m) et à divers sites sur le lac (Fig. 1).

Ce type d'échantillonnage a été répété à l'occasion de deux périodes clefs, en hiver 2003 pendant la période de brassage des eaux et en été 2003 pendant la période de stratification de la colonne d'eau. L'abondance de la communauté bactérienne a été mesurée par cytométrie en flux, alors que la composition bactérienne de la fraction <2 µm a été analysée par la technique d'électrophorèse de gel en gradient de dénaturation (DGGE) suite à l'amplification d'ADN codant pour un fragment de la fraction de l'ARNr 16S par PCR (Dorigo et al., 2006a).

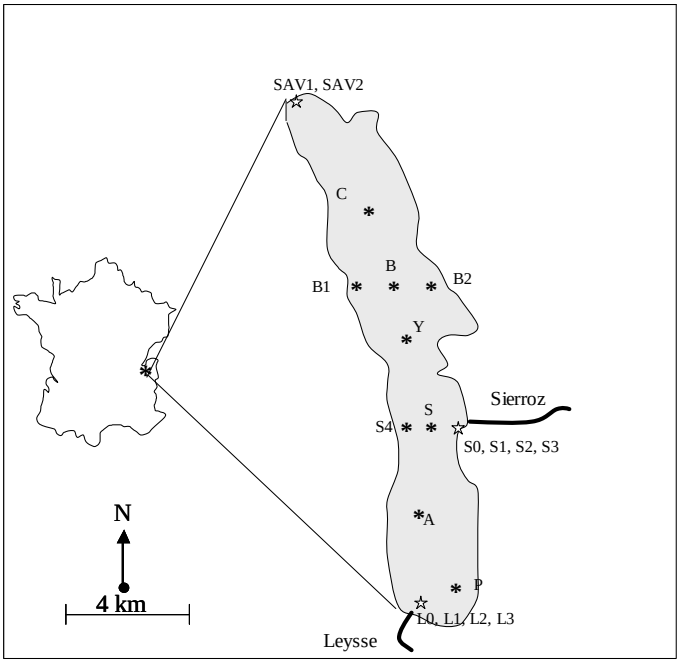


Figure 1. Le lac du Bourget et les points de prélèvement choisi le long d'un transect Nord-Sud et deux transects Est-Ouest.

2.2 Etude comparative de la composition de la communauté bactérioplanctonique dans les lacs d'Annecy, du Bourget et le Léman

Nous avons réalisé des prélèvements en 2003 dans chacun de ces grands lacs Alpins au niveau de leur point de référence d'échantillonnage (point le plus profond), à deux profondeurs (2 et 50 m). Cet échantillonnage a été répété à trois dates, en hiver, au printemps et en été. L'analyse de la composition bactérienne a été menée sur la fraction d'eau comprise entre 0,2 µm et 2 µm et elle est basée sur l'étude d'une partie du gène codant pour une fraction 16S de l'ARN ribosomal à l'aide de deux approches : le clonage-séquençage et la DGGE. En ce qui concerne le clonage-séquençage, 18 banques de clones ont ainsi été réalisées et 30 clones par banque ont été séquencés (Dorigo et al., 2006b).

3. Résultats

3.1. Variabilité spatiale du bactérioplancton dans le lac du Bourget

En hiver, les abondances bactériennes sont faibles et homogènes selon une échelle verticale et horizontale. En été les abondances décroissent selon une échelle verticale (Fig. 2).

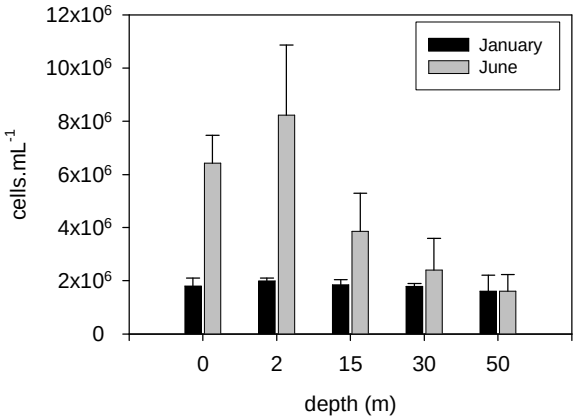


Figure 2. Abondances moyennes de la communauté bactérioplanctonique en hiver (Janvier) et en été (Juin) dans le lac du Bourget à 0, 2, 15, 30 et 50 m de profondeur.

En hiver, pendant la période de brassage des eaux, la composition de la communauté bactérienne du lac se caractérise par une grande homogénéité spatiale (verticale et horizontale), à l'exception des zones situées près des affluents qui subissent très localement l'influence de ces derniers (Fig. 3).

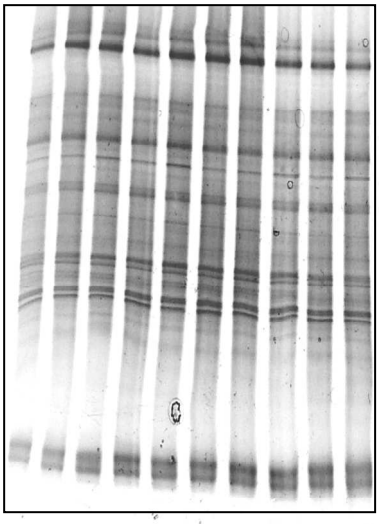


Figure 3. Profils de DGGE de 10 échantillons prélevés en Janvier à différentes profondeurs et en différents points du lac.

En été, nous avons surtout observé des différences dans la composition bactérienne selon une échelle verticale, en rapport avec la stratification thermique de la colonne d'eau (Fig. 4).

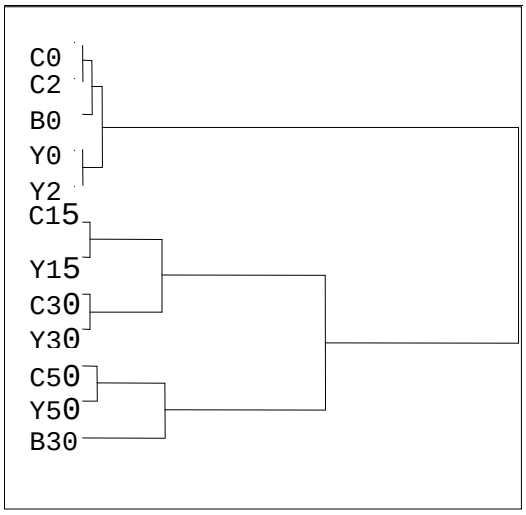


Figure 4. Analyse hiérarchique des profils de diversité obtenus pour les échantillons prélevés en Juin au niveau de la station C et Y et aux divers profondeurs 0, 2, 15, 30 et 50 m. Les profils des échantillons de l'épilimnion (0 et 2) sont très ressemblants, ainsi que les profils concernant les échantillons prélevés à 15, 30 et 50.

En conclusion, l'essentiel de la diversité dans la composition de la communauté bactérienne du lac du Bourget se situe sur l'échelle verticale.

3.2. Composition du bactérioplancton dans les lacs du Bourget, d'Annecy et le Léman

Les résultats obtenus par clonage-séquençage montrent que sur un total de 480 séquences bactériennes, 51% de ces séquences appartenaient aux *Actinobactéries*, 16% aux *α-Protéobactéries*, 16% aux *β-Protéobactéries*, 5% au groupe des *Cytophaga-Flexibacter-Bacteroides* et 3% aux groupes des *γ-Protéobactéries* (Fig. 5).

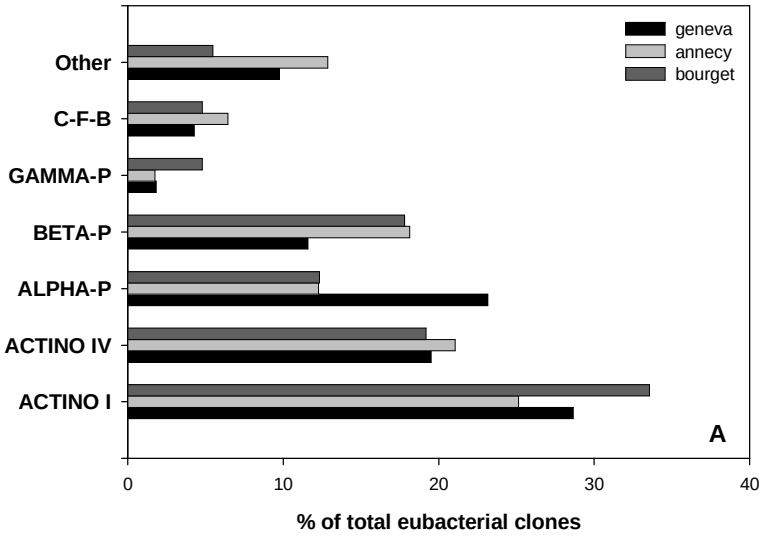


Figure 5. Les proportions relatives des séquences bactériennes appartenant au groupe I et IV des Actinobactéries (ACTINO I et IV), aux α-, β- et γ-Protéobactéries (ALPHA).

L'analyse de ses séquence a mis en évidence, qu'il existe des différences dans la composition des communautés bactériennes de ces lacs en fonction de la saison et de la profondeur du prélèvement, mais pas du lac d'origine, ce qui a été confirmé par l'analyse des échantillons sur un gel de DGGE (Fig. 6).

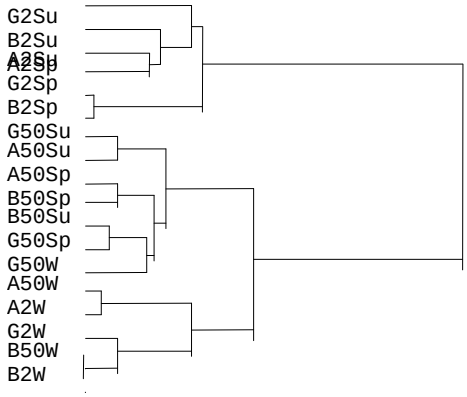


Figure 6. Analyse de « cluster » de la similarité des profils de DGGE à différentes saisons (W: hiver, Sp: printemps, Su: été) et à 2 et 50 m pour les lacs d'Annecy (A), du Bourget (B) et le Léman (G).

4. Conclusion

Nos résultats ont premièrement montré une grande homogénéité de la composition et de l'abondance de la communauté microbienne du lac du Bourget, en hiver après le brassage des eaux, à l'exception des zones situées près des affluents. D'un point de vue pratique, ces résultats suggèrent qu'un nombre restreint de points d'échantillonnage pourrait être suffisant pour une estimation fiable et représentative de la diversité microbienne au sein du lac du Bourget. Ces résultats ont facilité le travail de comparaison de la diversité des communautés bactériennes dans le lacs du Bourget, d'Annecy et Léman. La comparaison de ces communautés bactériennes montre qu'en dépit d'états trophiques différents, les lacs Alpins hébergent des communautés bactériennes pélagiques très similaires dans leur composition. Il est probable que la forte ressemblance entre les communautés bactériennes de ces trois lacs, soit due au grand volume de ces lacs (l'hypolimnion) qui se caractérise par de nombreux paramètres communs aux trois lacs et au partage de nombreux processus et facteurs environnementaux, tels que le climat, le pH, l'alcalinité, etc.

Références bibliographiques

Amann R. I., Ludwig W. and Schleifer K.-H., 1995. Phylogenetic identification and *in situ* detection of individual microbial cells without cultivation. *Microbiol. Rev.* 59**:**143-169.

Anneville, O., 2001. Diagnostic sur l'évolution de l'état écologique du Léman par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Th. Doct. Univ. Université Claude-Bernard-Lyon I**,** 268 p.

Cho B. C. et Azam F., 1988. Major role of bacteria in biogeochemical fluxes in the ocean's interior. *Nature* 332: 441-443.

Dorigo, U., Fontvieille D., et Humbert J.F., 2006a. Spatial variability in the dynamic and the composition of the bacterioplankton community of the Lac du Bourget (France). *FEMS Microbiol. Ecol.* 58: 109-119.

Dorigo, U., Fontvieille D., et Humbert J.F., 2006b. No dramatic differentiation in the composition of the freshwater eubacterioplankton community in three deep French Alpine lakes of different trophic status. *Soumis à AEM.*

Fisher, M. M., Klug, J. L., Lauster, G., Newton, M. et Triplett, E. W., (2000). Effects of

resources and trophic interactions on freshwater bacterioplankton diversity. *Microbial Ecol.*40: 125-138.

Hugenholtz P., Goebel B. M. and Pace N. R., 1998. Impact of culture-independent studies on the emerging phylogenetic view of bacterial diversity. *J. Bacteriology* 180:4765-4774.

Jacquet S., Briand J. F., Leboulanger C., Avois-Jacquet C., Oberhaus L., Tassin B., Vinçon-Leite B., Paolini G., Druart ., J. C., Anneville O., and Humbert J. F., 2005. The proliferation of the toxic

cyanobacterium Planktothrix rubescens following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget)? *Harmful Algae* 4**:**651-672.

Lindström E.S., 1998. Bacterioplankton community composition in a boreal forest lake*. FEMS Microb. Ecol.* 27, 163-174.

Øvreås L., Forney L., Daae F. L. and Torsvik V., 1997. Distribution of bacterioplankton in meromictic lake Saelenvannet, as determined by denaturing gradient gel electrophoresis of PCR-amplified gene fragments coding for 16S rRNA*. Appl. Environ. Microbiol.* 63, 3367-3373.

Simon M., Cho B. C. et Azam F., 1992. Significance of bacterial biomass in lakes and in ocean: comparison to phytoplankton biomass and biogeochemical implications. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 86: 103-110.

Woese C. R., 1987. Bacterial evolution. *Microbiol. Rev.* 51:221-271.

Composition et dynamique des communautés phytoplanctoniques dans le lac du Bourget : un aperçu de l'évolution de 1995 à 2005

Composition and dynamics of the phytoplanktonic communities in Lake Bourget : an outline of the evolution from 1995 to 2005

Anne Rolland, Stéphan Jacquet & Jean-Claude Druart

UMR CARRTEL, Equipe d'Ecologie Microbienne Aquatique, INRA, BP511, 74203 Thonon-les-Bains, cedex, France, rolland@thonon.inra.fr

Résumé. Une étude détaillée des communautés phytoplanctoniques réalisée en 1995-1996 avait montré que le lac avait un statut méso-eutrophe avec des peuplements phytoplanctoniques diversifiés. La dernière campagne en 2004-2005 atteste que, même si ces peuplements n'ont pas significativement évolué, le statut du lac du Bourget semble s'être amélioré et se rapproche du statut oligotrophe. La richesse phytoplanctonique n'a pas évolué entre les deux séries temporelles contrairement à l'abondance des différentes classes de phytoplancton qui a changé entre les deux périodes, l'une étant dominée par les diatomées et l'autre par les cyanobactéries. Enfin, le nanoplancton a vu sa biomasse diminuer entre les deux études ce qui pourrait à plus ou moins long terme contraindre l'alimentation du zooplancton et des alevins de certaines espèces de poissons.

Mots clés: Lac, Bourget, phytoplancton, évolution trophique

Abstract. A detailed study to assess phytoplanktonic communities' diversity, carried out in 1995-1996, has shown that Lake Bourget presented a meso-eutrophic trophic state and was characterized by some diversified phytoplanctonic populations. The last complete field campaign that took place in 2004-2005 did not highlight any important change in the phytoplanktonic community although the trophic state gets closer to the oligotrophic one. Phytoplanktonic richness did not evolve whereas the abundance changed between the two times series, the former being dominated by the diatoms while the last was dominated by cyanobacteria. Finally, nanoplankton biomass decreased in 2004-2005 which could be a constraint for zooplankton and young fish feeding.

Keywords: Lake, Bourget, phytoplankton, trophic evolution

1. Introduction

Les microorganismes phytoplanctoniques, producteurs primaires des lacs, s'avèrent être d'une importance écologique capitale puisqu'ils représentent la nourriture de base pour tous les consommateurs herbivores comme le zooplancton, les mollusques, certaines larves d'insectes et certains poissons filtrants. Outre leur rôle dans la chaîne alimentaire, le phytoplancton joue un rôle physico-chimique tout aussi primordial de part son activité photosynthétique qui produit de l'oxygène et consomme du gaz carbonique. L'oxygène ainsi libéré permet la respiration des animaux et accélère la décomposition des organismes morts. D'autre part, la biomasse de phytoplancton est fonction de la disponibilité des éléments

nutritifs (carbone, phosphore, azote principalement), de facteurs physico-chimiques (température, lumière, pH…) et de la quantité d'herbivores qui les consomment (Hade, 2002).

Ainsi, il arrive qu'un déséquilibre entre ces différents éléments, résultat d'une pollution domestique, agricole ou industrielle, entraîne des changements dans la composition de la communauté phytoplanctonique. Ces microorganismes interviennent donc en tant qu'indicateurs de changements dans le milieu et marqueurs de la qualité de l'eau. Par ailleurs, un déséquilibre des ressources peut se traduire par un développement accru de ces micro-organismes qui occasionnent de forts désagréments tant au niveau esthétique (couleur et odeur de l'eau) que sanitaire (mauvais goût, risque toxique, nécessité de traiter l'eau) (Druart et Balvay, sous presse).

C'est pour ces raisons, pour éviter le vieillissement prématuré des eaux (eutrophisation) et pour satisfaire au « bon état » écologique des milieux aquatiques préconisé par la Directive Cadre Européenne (DCE) sur l'eau qu'un suivi régulier est organisé sur les lacs afin de surveiller le développement et la dynamique des microorganismes phytoplanctoniques.

2. Matériel et Méthodes

Tous les prélèvements ont été effectués dans la fosse centrale du lac au point B (profondeur : 147 m) à l'aide d'une cloche intégratrice de la colonne d'eau développée par Pelletier et Orand (Figure 1). En 1995-1996, 22 échantillons avaient été prélevés dans la couche 0-10m alors qu'en 2004-2005, 38 échantillons ont été prélevés dans la couche 0-20m. Ce changement dans la profondeur de prélèvement vient du fait que dans les années 2000, la sonde multiparamètre utilisée par les techniciens de l'INRA, indiquait un enfoncement des pics de chlorophylle en dessous de 10m. Pour être sûrs d'obtenir la plus grande partie de la biomasse phytoplanctonique, les scientifiques ont décidé d'augmenter la profondeur de la couche de prélèvement. Le traitement des échantillons d'eau consiste en l'ajout d'un fixateur, le lugol, un réactif iodo-ioduré qui assure la conservation du phytoplancton et alourdit les cellules, rendant ainsi leur sédimentation plus facile au fond de la chambre de comptage. Il colore également l'amidon des cellules ce qui rend leur identification plus aisée. Enfin, chaque échantillon est préparé et dénombré selon la technique d'Utermöhl (1958) à l'aide d'un microscope inversé Zeiss Axiovert 135.

Figure 1. Appareil intégrateur de Pelletier et Orand (1978).

3. Richesse spécifique du phytoplancton

On entend par richesse spécifique le nombre total d'espèces recensé, ce dernier étant conditionnée d'une part par l'environnement physique, chimique et biologique et d'autre part par la compétence et la persistance des chercheurs. La richesse spécifique est aussi influencée par la manière dont les échantillons ont été collectés, préservés et les techniques utilisées pour les identifier (Kalff 2002).

En ce qui concerne le lac du Bourget, 173 et 176 espèces ont été recensées en 1995-1996 et en 2004-2005 respectivement.

Tableau 1. Nombre de taxons phytoplanctoniques observés en 1995-1996 (Gayte et al. 1996) et en 2004-2005.

Classes Phytoplanctoniques	1995-1996	2004-2005
Cyanobactéries	15	19
Dinophycées	13	13
Cryptophycées	6	5
Chrysophycées	16	14
Diatomées	62	58
Chlorophycées	45	55
Conjuguées	15	10
Eugléniens	0	2
Xanthophycées	1	0
Total	173	176

La richesse phytoplanctonique totale, présentée par groupes systématiques dans le tableau 1, n'a donc pas évolué de manière significative entre les deux campagnes de prélèvements (Humbert et al, sous presse). La communauté phytoplanctonique du lac du Bourget reste dominée par la classe des diatomées suivie des chlorophycées, des cyanobactéries, des chrysophycées, des dinoflagellés et des conjuguées. Les autres classes sont très peu représentatives.

Par ailleurs, les résultats du test de Mann-Whitney ont montré qu'il n'y avait pas de différence significative en terme de richesse entre les deux séries temporelles ($P = 0,86$). L'évolution de la communauté est donc difficile à mettre en évidence par cette simple observation.

4. Biomasses du micro- et du nano-phytoplancton

La biomasse des différentes classes de phytoplancton est estimée par cumul des biovolumes des espèces de chaque classe (nombre de cellules * volume de la cellule) en admettant un poids frais de $1 mg.mm^{-3}$. Pour chaque espèce, un volume cellulaire a été préalablement déterminé en se basant sur les dimensions moyennes et la forme géométrique de l'espèce considérée (Anneville, 2001).

Les deux catégories, microplancton et nanoplancton ont été définies comme suit :

- les organismes dont la longueur est inférieure à 50 µm et dont le volume est inférieur à 10000 μm^3 sont considérés comme des formes nanoplanctoniques.
- Les autres sont des formes microplanctoniques.

Notons que les organismes picoplanctoniques (<2 µm) ne sont pas pris en compte dans les calculs d'abondance puis de biomasse car la résolution du microscope ne permet pas d'avoir accès facilement à ces informations.

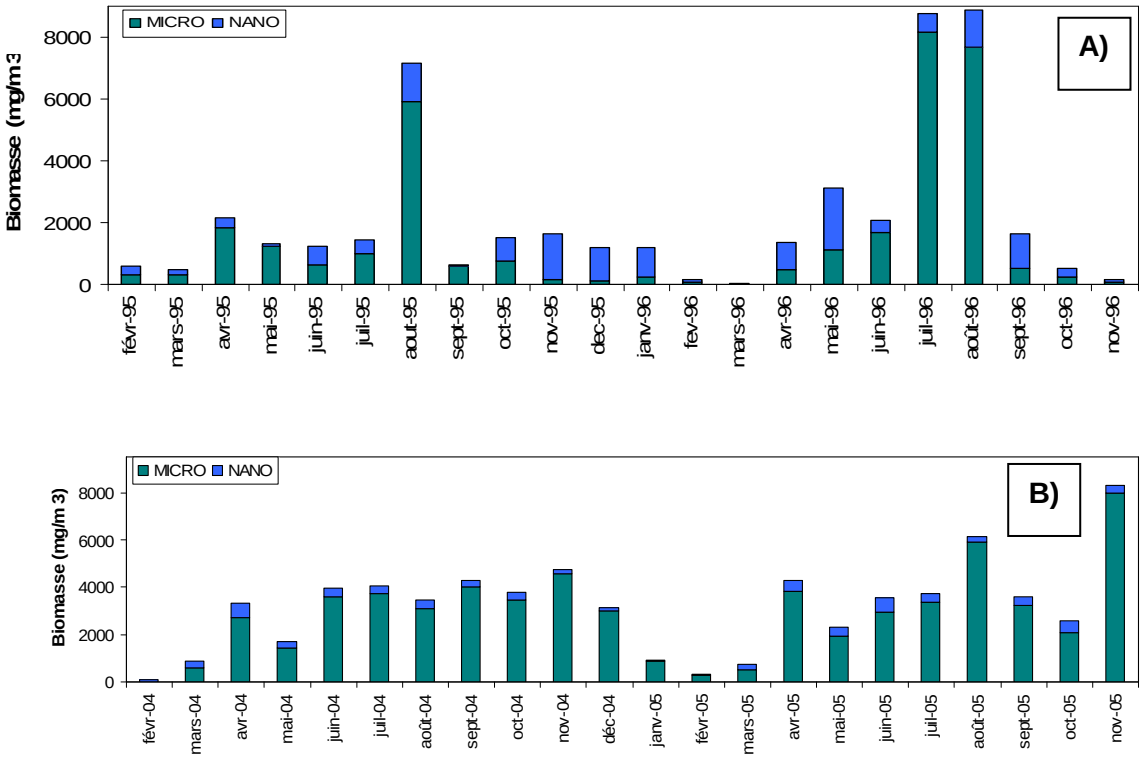


Figure 2. Variations saisonnières de la biomasse (matière fraîche exprimée en $mg.m^{-3}$) du phytoplancton réparti en classe de taille (micro- et nano-phytoplancton), dans le lac du Bourget au cours des années **A)** 1995-1996 (d'après Gayte et al. 1996) et **B)** 2004-2005.

Le microplancton est toujours largement dominant par rapport au nanoplancton et sa biomasse augmente entre les deux études. En 2004-2005, la biomasse nanoplanctonique était de 10 $mg.m^{-3}$ alors qu'elle était de 21 $mg.m^{-3}$ en 1995-1996. Le nanoplancton constituant la nourriture principale des organismes tels le zooplancton ou les alevins de certaines espèces de poissons, il serait bon que sa biomasse ne descende pas en deçà d'un seuil critique qui pourrait contraindre l'alimentation de ces consommateurs.

Par ailleurs, que ce soit pour 1995-1996 ou 2004-2005, seulement 5 espèces constituent plus de 60% de la biomasse totale du phytoplancton, toutes étant des espèces microplanctoniques. La principale est la cyanobactérie filamenteuse *Planktothrix rubescens* qui, à elle seule, représente 40% de la biomasse algale moyenne sur la période 2004-2005 (13% en 1995-1996).

5. Abondance des différentes classes de phytoplancton

Une modification très importante s'est opérée au niveau des abondances absolues des différentes classes d'algues entre les deux études. Elle concerne essentiellement les diatomées dont l'abondance a diminué au profit des cyanobactéries qui, inversement ont vu leur abondance absolue augmenter de façon considérable en automne et en hiver. En 2004-2005, on observe une dynamique saisonnière relativement classique marquée par un pic printanier de diatomées, une phase des eaux claires très évidente en 2005 et une reprise de croissance estivale où chlorophycées et cyanobactéries dominent la communauté. En automne et en hiver, on observe surtout la filamenteuse *Planktothrix rubescens*, présente dans le lac depuis plus de 10 ans et qui montre une dynamique spatiale et temporelle qui s'organise autour du même schéma.

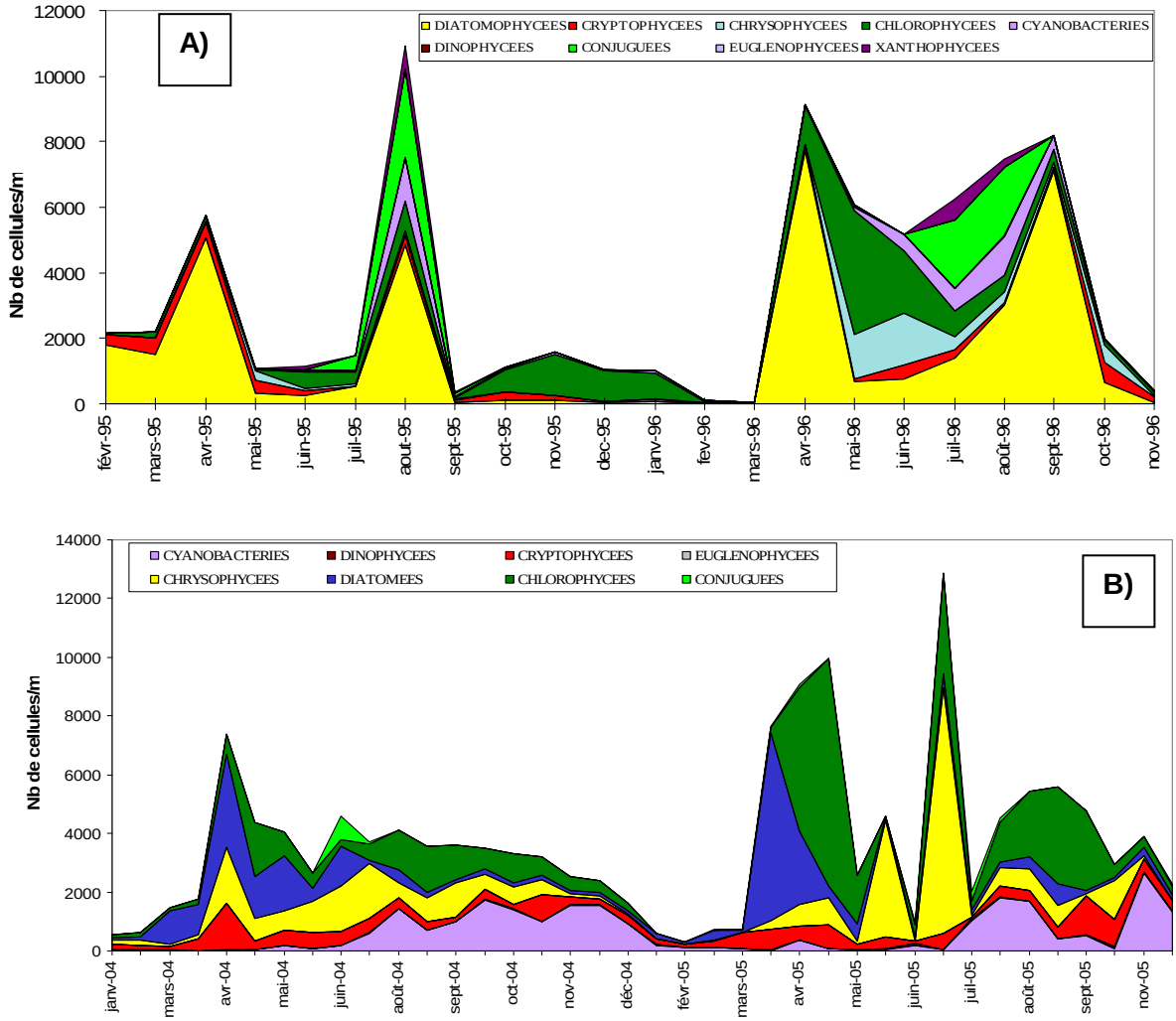


Figure 3. Variations saisonnières de l'abondance du phytoplancton (nombre de cellules par ml) **A)** dans la strate 0-10 m au cours des années 1995-1996 et **B)** dans la strate 0-20 m pour les années 2004-2005.

6. Discussion et conclusion

La composition globale de la communauté phytoplanctonique du lac du Bourget n'a pas subi de profonde modification entre les deux périodes en terme de richesse spécifique. Par contre, une modification très importante s'est opérée au niveau des abondances. Cette dernière se traduit par le fait que l'abondance des cyanobactéries a augmenté en 2004-2005 alors que celle des diatomées a diminué. Ceci s'explique en grande partie par le développement massif de la cyanobactérie filamenteuse *Planktothrix rubescens* (Jacquet et al 2005), notamment en automne et en hiver.

Paradoxalement, alors que la diminution des concentrations en nutriments (résultats non présentés) aurait dû favoriser le nanoplancton, le phénomène contraire est observé, à savoir que la biomasse du nanoplancton a diminué depuis 1995-1996.

Alors qu'en 1995-1996, un statut méso-eutrophe qualifiait encore ce lac, on constate aujourd'hui qu'il se situe dans une période transitoire entre un état eutrophe des années 80 et un état oligotrophe. Cet état mésotrophe se traduit par une amélioration de la qualité chimique des eaux, devant entraîner à terme un changement dans le compartiment

biologique, en particulier la disparition des cyanobactéries qui sont gênantes pour certains usages du lac (production d'eau potable, pêche, activités récréatives…).

Comme un suivi régulier de la qualité des eaux du lac du Bourget existe désormais, nous pourrons, sans nul doute, observer à l'avenir, si ces modifications importantes attendues s'opèrent au sein de la communauté phytoplanctonique et quelles conséquences ces dernières ont sur l'ensemble du réseau trophique pélagique, sachant que le nanoplancton est une source de nourriture importante pour le zooplancton.

Références bibliographiques

Anneville, O. 2001. Diagnostic sur l'évolution de l'état de santé écologique du Léman par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard, Lyon I. 307p.

Druart, J.C. et G. Balvay. 2006. Les microorganismes du Léman. Editions INRA (sous presse).

Gayte, X., D. Fontvieille, B. Vinçon-Leite, B. Tassin, P. Blanc, J.-C. Druart, G. Balvay, J.-P. Pelletier et G. Paolini. 1996. Analyse de l'évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget 1995-1996. GRETI, Chambéry (France). 345p.

Hade, A. 2001. Nos lacs : les connaître pour mieux les protéger. Fides, Québec.

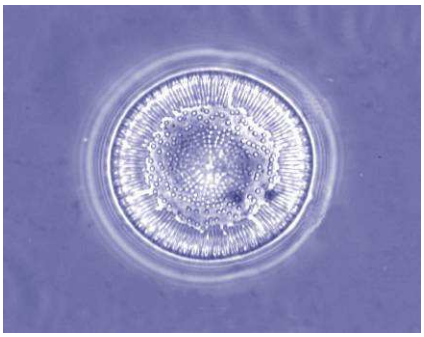
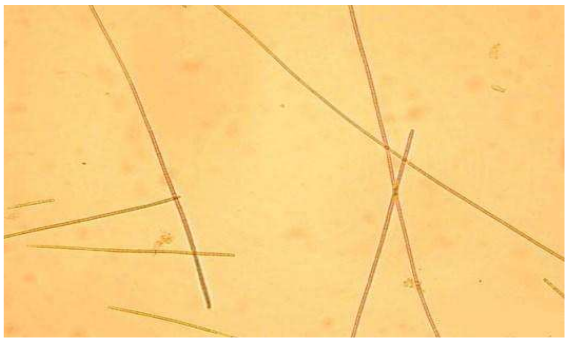
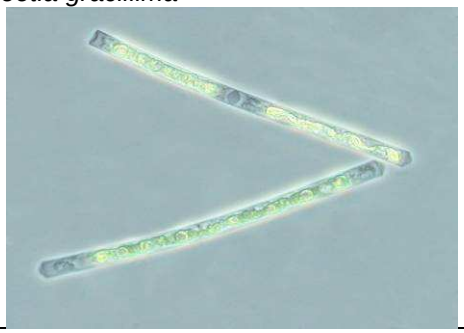
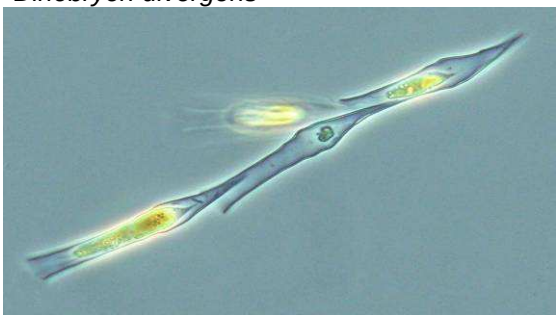
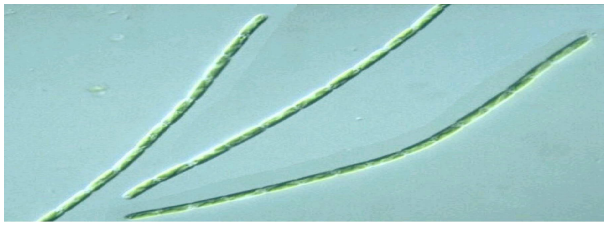
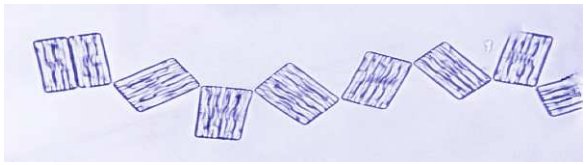
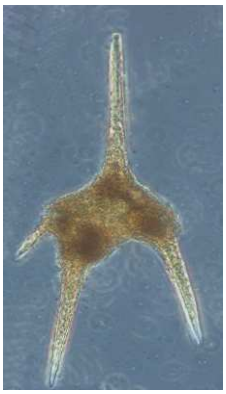
Humbert, J.F., Jacquet, S., Anneville, O., Fontvieille, D., Lazzarotto, J., Domaizon, I., Druart, J.C., Paolini, G., Perney, P., Bosse, J.P., Le Berre, B., Dorigo, U. et Lainé, L. 2007. Etude lourde du lac du Bourget 2004-2005. Rapport Final. UMR CARRTEL, INRA Thonon, Université de Savoie. Sous presse.

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 du Bourget). Harmful Algae 4:651-672.

Kalff, J. 2002. Limnology : Inland Water Ecosystems. Prentice Hall, Upper Saddle River, NJ (USA).

Utermöhl, H. 1958. Toward the improvement of the quantitative phytoplankton method. Metteilungen-Internationale Vereiningung fur Limnologie, 9: 1-38 (In German).

Annexe 1. Quelques taxons rencontrés dans le lac du Bourget durant ces deux campagnes.

Cyclotella bodanica 	*Planktothrix rubescens* 
Mougeotia gracillima 	*Dinobryon divergens* 
Tribonema ambiguum 	*Tabellaria flocculosa* 
Ceratium hirundinella 	

Annexe 2. Caractéristiques principales des classes algales les plus abondantes en milieu lacustre.

	Cyanobactéries	**Chlorophycées**	**Diatomées**	**Chrysophycées**	**Dinoflagellés**
Classification	* 110 genres et environ 1000 espèces dulçaquicoles * Famille des Chroococcacées : sphériques et coloniales * Famille des Nostocacées et Oscillatoriacées : filamenteuses	* Groupe extrêmement vaste et morphologiquement très diversifié. * Environ 500 genres avec plus de 15000 espèces * 3 sous-classes : Euchlorophycées, Ulothricophycées, Zygophycées (conjuguées)	* Environ 30 000 espèces, une centaine de nouvelles chaque année. * 2 grands groupes : Centriques et Pennées	* Environ 1000 espèces la plupart dulçaquicoles, très peu de taxons marins.	* Environ 4000 espèces, dont la moitié fossiles, réparties dans 550 genres
Cytologie	* Absence de noyau véritable, absence de plaste. * Présence de chlorophylle a, de pigments accessoires (phycocyanine et phycoérythrine) et de caroténoïdes * 2 types de cellules particulières chez les filamenteuses : hétérocystes et akinètes	* Cellules flagellées (2, 4 ou 8 flagelles de même taille) ou non, noyau, vacuoles contractiles localisées à la base des flagelles, chloroplastes. * Pigments majeurs : chlorophylles a et b. * Unicellulaires, coloniales ou filamenteuses simples ou ramifiées	* Enveloppe siliceuse. Cellule = frustule composé de 2 valves reliés par une ceinture. * Cellule isolée ou associée en filament. * Plastes bruns ou jaunes. * Taille : ~ 3 à 500 µm	* Unicellulaires ou coloniales, parfois filamenteuses. Flagellées ou non. Uninucléées, 1 ou plusieurs plastes jaunes ou bruns. * Présence de chlorophylle a, c, caroténoïdes et xanthophylles. * Certaines cellules incluses dans une lorique (logette).	* Majoritairement unicellulaires. Généralement 2 flagelles dissemblables insérés sur la face ventrale. 1 noyau et plusieurs plastes. * Présence de chlorophylle a, c, β-carotènes, péridinine et xanthophylle.
Mode de reproduction	Fission binaire ou division végétative	* Multiplication végétative = division végétative * Reproduction sexuée (filamenteuses)	Division végétative par division de chaque demie boîte et formation de kyste de résistance	Division végétative ou multiplication par zoosporulation	Division végétative et/ou par divers types de kystes.
Distribution	Cosmopolite	Cosmopolites, eaux riches en nutriments ou lacs oligotrophes. Certaines espèces filamenteuses vivent attachées à un substrat mais peuvent se retrouver en pleine eau (*Oedogonium*). Certaines colonisent des milieux relativement acides (pH 4 – 6,5)	Cosmopolite	Eaux non polluées, froides ou tempérées	En majorité planctoniques, surtout marines (90%), présentes des pôles aux tropiques mais préférence pour les eaux chaudes en général.
Nuisance	Efflorescences avec production de toxines Hépatotoxines : promoteurs de tumeurs du foie Neurotoxines : paralysie du système nerveux Esthétique, odeur, couleur		1 seule espèce marine toxique (neurotoxique) : *Pseudonitzschia* sp (coquillage)		* Efflorescences avec production de toxines (surtout espèces marines) *Toxines diarrhéiques (*Dinophysis*) *Toxines paralysantes, empoisonnements de saumons (*Alexandrium*) * Toxines avec impact négatif sur la production conchylicole

Dynamique et rôle régulateur des virus aquatiques : Le cas du lac du Bourget

Dynamics and regulating Role of aquatic Viruses: Case of Lake Bourget

Sébastien Personnic[1], Isabelle Domaizon[2], Pascal Perney[1], Stéphan Jacquet[1]

1. INRA, Equipe d'Ecologie Microbienne Aquatique, BP 511, 74 203 Thonon Cedex, France
2. Université de Savoie, Equipe d'Ecologie Microbienne Aquatique, 73376 Le Bourget du Lac cedex – France

Résumé. Il est aujourd'hui admis que les virus interviennent dans la structure, la composition et la mortalité des microorganismes, et sont par conséquent susceptibles d'influencer les flux de matière et d'énergie y compris de gènes entre les microorganismes (Wommack et Colwell 2000, Weinbauer 2004). Nous avons suivi dans la zone pélagique du lac du Bourget, la dynamique des particules virales depuis janvier 2003 dans les strates supérieures (0-50m) par utilisation d'une méthode de dénombrement rapide et fiable : la cytométrie en flux. Différents groupes viraux ont pu être discriminés sur des critères de fluorescence et de taille, groupes susceptibles d'être spécifiques d'hôtes variés tels que les bactéries hétérotrophes, les picocyanobactéries, ou encore les petits eucaryotes unicellulaires. Afin de quantifier l'impact des virus en tant qu'agents de mortalité bactérienne, une approche expérimentale, basée sur la méthode dite de dilution a été répétée à plusieurs reprises dans la zone épilimnique (0-10 m). Nos résultats suggèrent des variations temporelles importantes dans la pression de régulation exercée par les virus sur la communauté bactérienne mais aussi la difficulté d'appréhender cet impact par cette méthode dite de dilution.

Mots-clés : virus, bactéries hétérotrophes, dynamique, lyse, prédation, cytomètrie en flux, dilution

Abstract. It is well establish that viruses play a key role in the structure, composition and the mortality of micro-organisms, and are consequently likely to influence flows of matter and energy including genes between micro-organisms (Wommack and Colwell 2000, Weinbauer 2004). In Bourget Lake we followed the viral particles dynamics since January 2003 in the pelagic zone (0-50m) by flow cytometry which is a fast and reliable counting method. Various viral groups could be discriminated based on size and fluorescence signal. Theses groups seem to be specific of different hosts such as heterotrophic bacteria, picocyanobacteria, or small unicellular eukaryotes. In order to quantify the impact of viruses as agents of bacterial mortality, an experimental approach, based on the dilution method was repeated on several occasions in the epilimnic zone (0-10 m). Our results suggest important temporal variations in the viruses impacts and regulations on the bacterial community but also the difficulty in apprehending this impact by this method of dilution.

Keywords : Lake, Ecology, bacteria, viruses, flow cytometry, dilution experiment

1. Introduction

Les virus sont les entités biologiques les plus petites (généralement <0,2 µm) mais également les plus abondantes dans les environnements marins et d'eau douce, avec des concentrations moyennes de 10 à 100 milliards de particules par millilitre d'eau. Outre leur dominance numérique, les virus exercent un rôle crucial dans la régulation des populations microbiennes, notamment sur le contrôle de la dynamique et de la diversité des communautés bactériennes. A l'heure actuelle, les études portant sur la communauté virale en milieux aquatiques sont essentiellement de type fondamental pour une meilleure compréhension du fonctionnement du réseau trophique microbien et des flux de matière et d'énergie s'établissant au sein des systèmes pélagiques (figure 1). La prise en compte de l'ensemble des communautés microbiennes (archées, bactéries hétérotrophes, cyanobactéries, protistes hétérotrophes et autotrophes) est nécessaire pour analyser la dynamique et le rôle des virus. Au cours de cette étude réalisée sur le lac du Bourget , nous avons analysé de 2003 à 2005, entre 0 et 50 mètres, la distribution du virioplancton, bacterioplancton et du petit phytoplancton (petits eucaryotes et picocyanobactéries) en utilisant la technique de cytométrie en flux (figure 2). De plus, des approches expérimentales basées sur des méthodes de dilution ont été effectuées à différentes périodes de l'année afin d'évaluer l'impact des virus et des protistes flagellés sur la mortalité bactérienne.

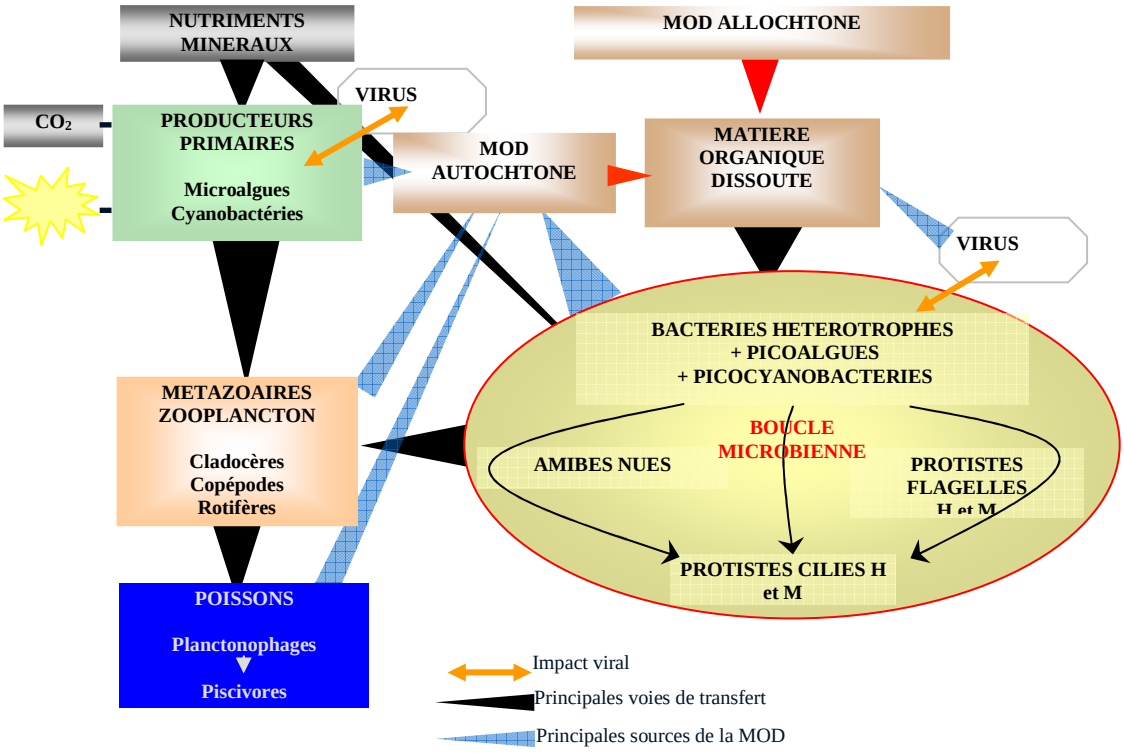


Figure 1. Schéma résumant les grands compartiments et grandes voies de transfert au sein du réseau trophique pélagique lacustre dont la boucle microbienne. L'activité du picoplancton auto- et hétérotrophe constitue une source d'énergie importante au sein de la boucle microbienne. Un lien existe entre matière organique dissoute, éléments nutritifs et réseau trophique classique (phytoplancton zooplancton, poissons) via les relations proies - prédateurs entre picoplancton, protozoaires, metazooplancton. Les virus sont susceptibles d'affecter tous les compartiments microbiens. D'après C Amblard et collaborateurs.

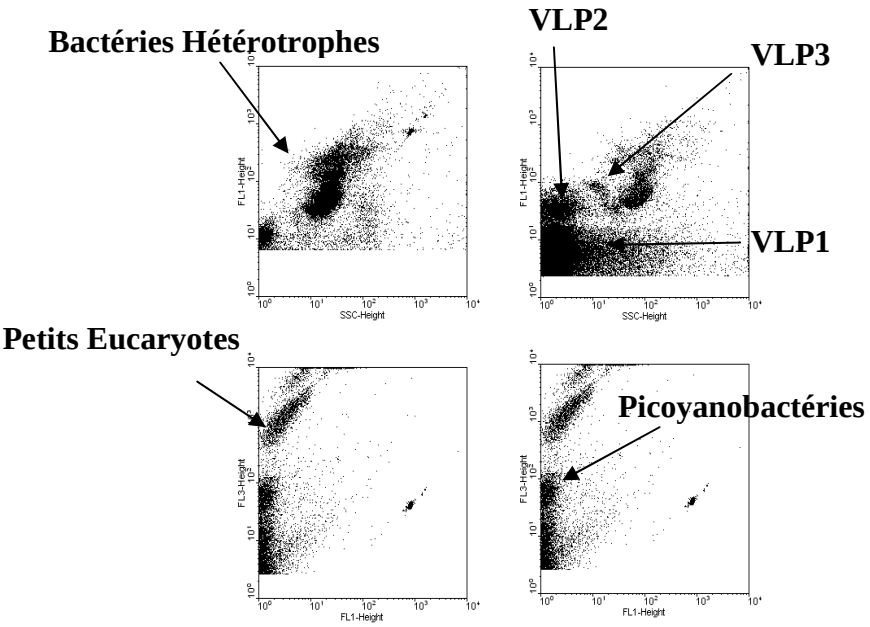


Figure 2. Signature typique en cytomètrie en flux des picoyanobactéries, des bactéries hétérotrophes et des différents groupes viraux.

2. Dynamique des communautés

Toutes les communautés microbiennes présentent des évolutions temporelles assez similaires d'une année à l'autre, permettant de qualifier ces variations de dynamique annuelle (figure 3). Les picocyanobactéries ont une concentration maximale entre 0 et 20 mètres de juin à septembre. Les eucaryotes photosynthétiques se développent beaucoup plus tôt au mois d'avril, formant un unique bloom printanier tandis que les bactéries hétérotrophes présentent 2 pics de croissance au cours de l'année en avril-mai et en août-septembre. Un important pic d'abondance virale est observé en début automne suite à l'augmentation des concentrations bactériennes de fin d'été. Les virus, ou en tout cas ce qui y ressemble et qui est dénommé Virus-like particles (VLP), peuvent être séparés en plusieurs groupes distincts par cytomètrie en flux (figure 2). Les 3 principaux groupes identifiés possèdent une dynamique différente (figure 4). Les VLP1, représentant la quasi-totalité des virus (>90%), sont étroitement liés au second pic des bactéries hétérotrophes suggérant un contrôle des bactéries par les VLP1, conformément à de précédentes études ayant assimilé ces VLP1 aux bactériophages. Les VLP2 semblent plus liés à la dynamique des picocyanobactéries, tandis que l'abondance maximale des VLP3 est concomitante avec le bloom des eucaryotes. Ces co-évolutions d'abondance suggèrent des relations hôtes parasites relativement étroites. Des analyses en cours sur les caractéristiques de ces groupes viraux doivent nous permettre de conforter ou non ces hypothèses de relations entre virus et hôtes bien spécifiques.

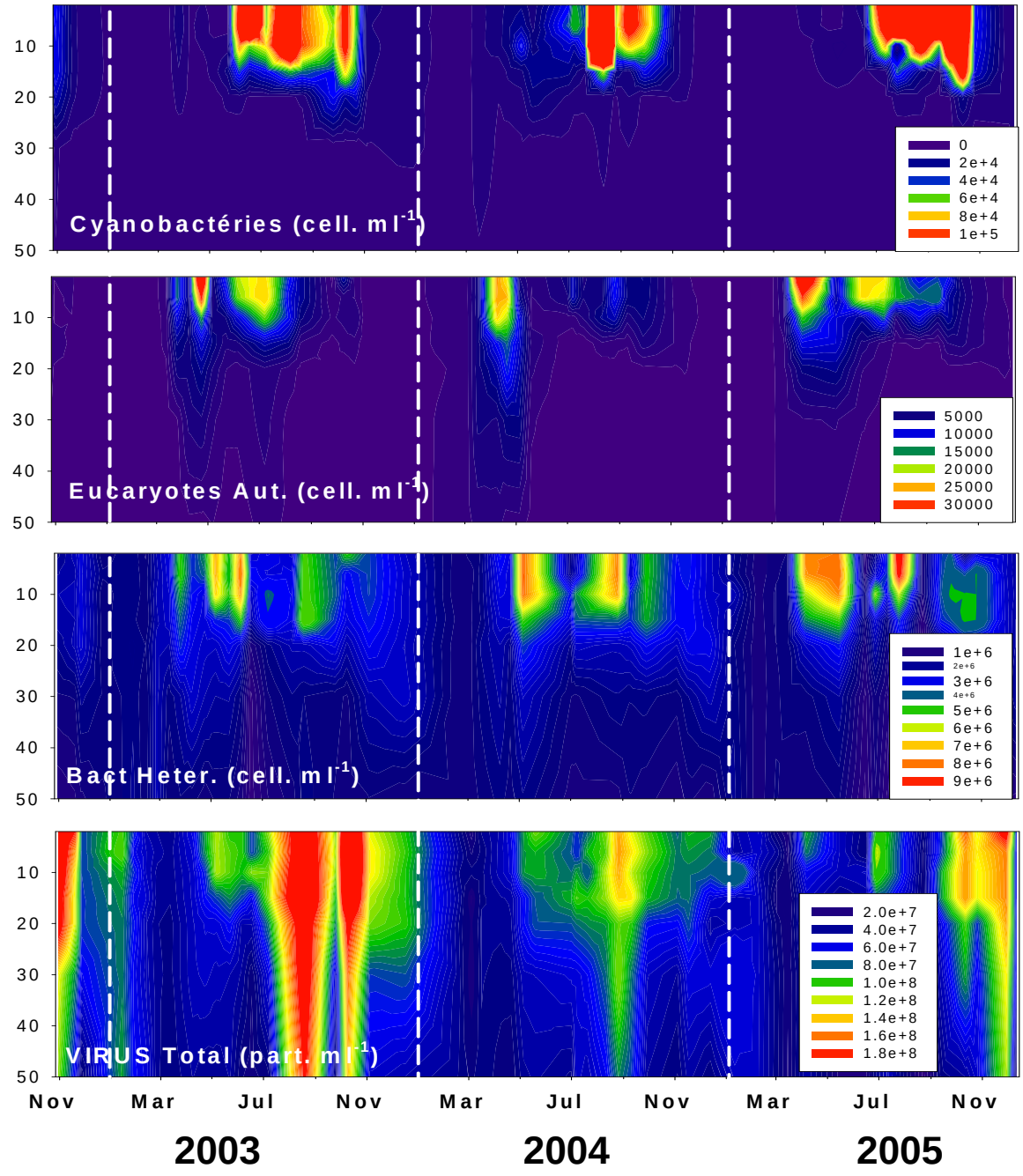


Figure 3. Distribution des picocyanobactéries, des petits eucaryotes autotrophes, des bactéries hétérotrophes et des virus entre 0 et 50 mètres dans le lac du Bourget de novembre 2002 à décembre 2005. Ces données ont été obtenues avec un cytomètre en flux de type FACSCalibur (B Dickinson) et les concentrations sont exprimées en cellules ou en particules par millilitre.

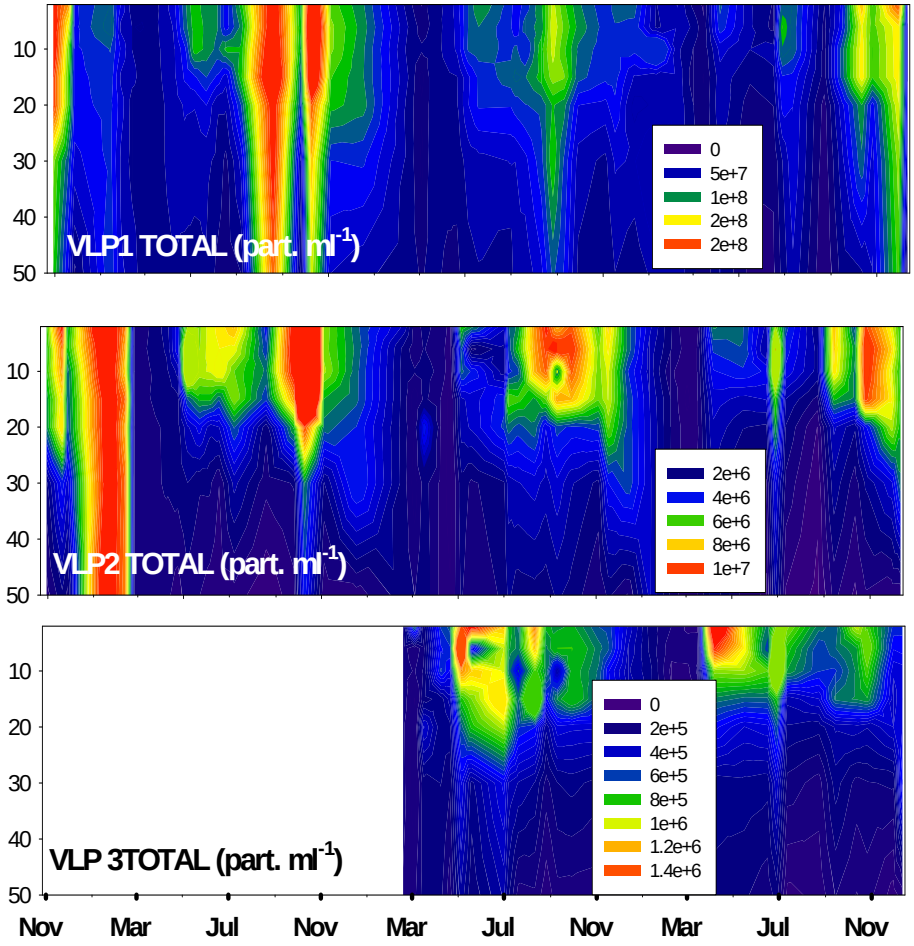


Figure 4. Dynamique des 3 groupes viraux: VLP1, VLP2 et VLP3 en 2003, 2004, 2005.

3. La lyse virale dans le contrôle de l'abondance bactérienne

Des expériences en microcosme *in situ* ont été réalisées à différentes périodes clefs de l'année avec pour objectif de mesurer l'impact de la lyse virale et de la prédation (flagellées) sur la communauté bactérienne hétérotrophe. Ces expériences, consistant à diluer avec de l'eau appauvrie ou pas en particules virales et en prédateurs la communauté prélevée entre 0 et 10 m de profondeur, nous ont permis de constater que la part de la lyse virale dans le contrôle de la mortalité bactérienne peut atteindre des valeurs très élevées dans l'épilimnion du lac du Bourget (tableau 1). En effet, la lyse virale pouvait être responsable de 60%, 35% et 52% de la mortalité des bactéries au mois d'avril, mai et août 2003. D'importantes variations saisonnières semblent donc s'opérer. Pour exemple, au mois d'octobre 2005, alors que cette période est toujours caractérisée par de fortes concentrations en virus, la prédation et la lyse ne semblent responsables que de 14% de la disparition des bactéries (tableau 2). Des résultats récemment acquis suggèrent un effet très réduit de régulation par la lyse virale au cours de la période hivernale et ceci dans la zone épilimnique des trois lacs Annecy, Bourget et Léman. Ces expériences sont en cours d'interprétation.

Tableau 1. Quelques résultats d'expériences réalisées sur le lac du Bourget indiquant la part relative des virus et des flagellés dans la mortalité des bactéries hétérotrophes. Expériences de dilution réalisées entre 2003 et 2006. * En absence de prédateurs.

Mortalité bactérienne	Lyse virale	Broutage par les flagellés
Lac du Bourget Avril 2003	* 60 %.j^{-1}	56 %.j^{-1}
Lac du Bourget Mai 2003	* 35 %.j^{-1}	63 %.j^{-1}
Lac du Bourget Août 2003	* 52 %.j^{-1}	18 %.j^{-1}

Tableau 2. Comparaison de l'effet régulateur des virus et flagellés dans l'épilimnion des lacs du Bourget et Léman (Automne 2005).

Mortalité bactérienne	Lyse virale + Broutage par les flagellés
Lac Léman Septembre 2005	28 %.j^{-1}
Lac du Bourget Octobre 2005	14 %.j^{-1}

4. Conclusion

Les virus sont aujourd'hui reconnus comme des composants très actifs dans le fonctionnement des réseaux trophiques aquatiques. Leur rôle en tant qu'agent de mortalité peut être quantifié, toutefois, de nombreuses questions demeurent posées concernant à la fois leur diversité et leur rôle fonctionnel. Leur impact sur la diversité bactérienne et les effets en cascades qui peuvent en découler sont encore très mal connus. Il est pourtant reconnu que les bactériophages peuvent éliminer le ou les groupes bactériens dominants au sein de la communauté bactérienne, influençant in fine la diversité bactérienne. Par ailleurs, les effets indirects liés à la libération des produits de lyse sont susceptibles de représenter un mécanisme important par lequel la matière organique est soustraite de la voie phagotrophique pour être à nouveau disponible sous forme de matière organique dissoute. De nombreuses autres questions concernant notamment leur rôle dans le contrôle des communautés phytoplanctoniques s'inscrivent dans les questions d'écologie virale, une science à l'évidence en plein essor.

Remerciements à T. Sime-Ngando, D. Fontvieille, F. Joux pour leurs collaborations.

Références bibliographiques

Weinbauer, M.G., 2004 Ecology of prokaryotic viruses. FEMS Microbiology Reviews 28: 127-181.

Wommack, K.E. & Colwell, R.R., 2000 Virioplankton: Viruses in aquatic ecosystems. Microbiology and Molecular Biology Reviews 64: 69-114.

La prolifération d'une cyanobactérie toxique dans le lac du Bourget en réponse à sa restauration : un paradoxe ?

The development of a toxic bloom-forming cyanobacterium in Lake Bourget following its restoration: is this a paradox?

Stéphan Jacquet

CARRTEL, INRA, 75 Avenue de Corzent, 74203 Thonon, jacquet@thonon.inra.fr

Résumé. Depuis 1996, la cyanobactérie filamenteuse toxique *Planktothrix rubescens* prolifère dans le lac du Bourget avec une dynamique spatiale et temporelle qui s'organise toujours autour d'un même schéma. Des concentrations très élevées, jusqu'à 70000 cellules/ml ont pu être dénombrées en été à l'interface entre l'épilimnion et le métalimnion et un niveau élevé de toxines hépatiques appelés microcystines est régulièrement enregistré. Un scénario, tenant compte de l'influence locale (diminution des concentrations en phosphore) et plus globale (le réchauffement climatique) expliquant le développement de cette cyanobactérie a pu être proposé. Entre 2001 et 2005, les proliférations de cette cyanobactérie ont été moins importantes que lors des premières années, avec de nouveau de fortes concentrations enregistrées pendant l'été 2006. Il n'est pas possible en l'état actuel de nos connaissances de prévoir si cette tendance va se confirmer ou non.

Mots-clés : eutrophisation, ré-oligotrophisation, efflorescence, cyanobactéries, *P. rubescens*

Abstract. The proliferation of the filamentous and toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* has been regularly recorded since 1996 in Lake Bourget whereas the concentration in Phosphorus has decreased dramatically since 1980. Concentrations up to 70,000 cells/ml have been recorded in summer at the bottom of the epilimnion and, in the same time, high levels of hepatotoxins (i.e. mycrocystins) have also been reported. By taking into account the biology and ecology of this species, the local environment (P decrease) as well as a more general influence (global warming), a scenario could be proposed to explain such a proliferation during the recent years. Between 2001 and 2005, we found that the development of the cyanobacterium was lowest or absent compared to the first years of its development. In 2006, however, high concentrations were again recorded. Clearly, it remains very difficult to predict the development of this cyanobacterium in Lake Bourget.

Keywords : eutrophication, re-oligotrophisation, bloom, cyanobacteria, *P. rubescens*

1. A propos des cyanobactéries des eaux douces

Les cyanobactéries sont des micro-organismes procaryotes à pigmentation généralement de couleur bleu-vert (Couté et Bernard 2001). Comme les algues, ces microorganismes possèdent de la chlorophylle *a*, et réalisent la photosynthèse, productrice d'oxygène. Elles renferment en plus de la chlorophylle des pigments accessoires, appelés phycobiliprotéines comme les algues rouges, les Dinophycées et les Cryptophytes.

Les cyanobactéries peuvent s'observer sous forme de cellules isolées (quelques µm de diamètre) mais elles sont le plus souvent organisées en filament ou en colonie.

Ces microorganismes possèdent une forte capacité d'adaptation à des milieux variés. Leur composition pigmentaire leur permet d'utiliser une large partie du spectre solaire et de

croître à des faibles intensités lumineuses. La motilité, selon les espèces, se fait par glissement ou/et par mouvement hélicoïdal. La présence des vésicules gazeuses chez différentes espèces leur permet de se déplacer dans la colonne d'eau en fonction de l'éclairement et de la concentration en éléments nutritifs tels que le phosphore et l'azote. L'utilisation de l'azote moléculaire dissous dans l'eau par des cellules spécialisées, appelées hétérocystes, est également un avantage compétitif puisque certaines espèces de cyanobactéries peuvent ainsi se développer dans des milieux carencés en nitrates. Enfin les cyanobactéries ont assez peu de prédateurs, et sont rarement consommées par le zooplancton ou les poissons, en raison de leur forme et de leur toxicité. L'action parasitaire par les virus ou d'autres microorganismes est faible ou tout simplement inconnu.

Certaines espèces de cyanobactéries produisent des métabolites secondaires aux propriétés toxiques (Sivonen et Jones 1999, Bickel et al. 2001, Oberemm et al. 2001, Forchert et al. 2001). Parmi les genres de cyanobactéries répertoriés comme producteurs de toxines, les plus communément observés sont *Anabaena, Aphanizomenon, Cylindrospermopsis, Microcystis, Nodularia* et *Planktothrix* (Bernard 2001). Au sein d'une même espèce, on peut trouver des souches toxiques et des souches non toxiques, et le niveau de production de toxines semble dépendre dans certains cas des conditions environnementales et/ou du taux de croissance de l'espèce (Briand et al. 2005).

2. Prolifération de cyanobactéries

Les proliférations de cyanobactéries apparaissent souvent dans des eaux eutrophes c'est à dire trop riches en nutriments (azote, phosphore) en raison des activités urbaines (industrielles et des particuliers) et/ou agricoles. Lorsque les conditions environnementales sont favorables (bon ensoleillement, température élevée, stabilité de la colonne d'eau), on peut observer soit une formation bleu verdâtre laiteuse à la surface de l'eau, soit une coloration uniforme (bleu-vert, jaune, rouge ou vert), soit encore une distribution importante plus en profondeur. Ces phénomènes sont la conséquence d'une multiplication exceptionnelle de ces micro-organismes appelée fleur d'eau ou encore efflorescence (Biais 2002, Duy et al. 2000). Les efflorescences de cyanobactéries sont le plus souvent observées en France en période estivale. Elles impliquent des genres tels que *Anabaena, Alphanizomeno*n, *Cylindrospermopsi*s, *Planktothrix* et *Microcystis* (Vezie et al. 1997, Bernard 2001). Cependant, ce phénomène peut aussi être observé en période hivernale. Ces efflorescences sont une source de nuisance de plus en plus importante dans l'environnement. Elles perturbent le fonctionnement des écosystèmes aquatiques, entraînant un déséquilibre des communautés phytoplanctoniques qui peut déstructurer le fonctionnement de l'ensemble du réseau trophique. Elles peuvent provoquer également une anoxie du milieu soit nocturne par consommation d'oxygène, soit lors de leur sénescence, par dégradation bactérienne de la matière organique morte. Ces anoxies sont à l'origine d'importantes mortalités d'organismes aquatiques en particulier de poissons. Ces cyanobactéries peuvent synthétiser des molécules (géosmine, par exemple) qui sont la cause de mauvaises odeurs, du mauvais goût de l'eau et de la chair des poissons. Les fortes proliférations de cyanobactéries peuvent également endommager les systèmes de potabilisation de l'eau. Enfin la toxicité de ces organismes vient s'ajouter au tableau précédemment décrit.

3. Cyanobactéries, toxines et santé

Les cyanotoxines agissent sur les autres organismes du réseau trophique par différentes voies. Les communautés zooplanctoniques sont affectées dans leur prise alimentaire, qui peut être inhibée par la présence de cyanobactéries toxiques. Par ailleurs, les toxines ont un effet algicide potentiel sur les proies habituelles du zooplancton brouteur (Ghadouani et al. 2006). L'impact sur les communautés de zooplancton phytophage pourrait

être répercuté sur les communautés zoophages, puis sur celles des niveaux trophiques supérieurs. Les cyanotoxines ont un effet direct sur les autres organismes, poissons et amphibiens. L'exposition à un lysat de *Microcystis aeruginosa* entraîne une réaction métabolique de stress chez la truite fario *Salmo trutta* (Bury et al. 1998). Tencalla et al. (1994) ont démontré la sensibilité hépatique des truites arc-en-ciel *Oncorynchus mykiss* juvéniles à *M. aeruginos*a, notamment lors d'ingestions répétées. L'importance en milieu naturel de ces effets toxiques aigus peut être douteuse. En revanche Oberemm et al. (1999) montrent les effets délétères de différentes toxines sur les stades oeufs et larves, particulièrement fragiles, du développement de poissons et d'amphibiens. Les effets sont accrus en présence de la matrice cellulaire algale, situation comparable à celle d'une efflorescence. Les études en milieu naturel manquent pour évaluer l'impact des cyanotoxines sur les populations pisciaires. En particulier, nous ignorons quelle dose peut être létale, ou diminuer significativement les chances de survie ou de reproduction d'un individu ou de la population. L'accumulation de toxines par le zooplancton phytophage constitue le point de départ possible du transfert trophique de ces composés (Watanabe et al. 1997). L'accumulation de toxines par des bivalves filtreurs a été confirmée à plusieurs reprises et semble procéder de l'ingestion de micro-algues (Humbert et al. 2001). Il en va de même pour les crustacés, telles les écrevisses, et pour les poissons (Lirås et al. 1998, Saker et Eaglesham 1999, Vasconcelos 1999). L'accumulation de microcystines dans le muscle de *Tilapia rendalli* atteint les doses maximales journalières admissibles dans 71% des échantillons issus d'une lagune de Rio de Janeiro (Freitas de Magalhães et al. 2001), posant le problème de l'impact sur la santé humaine.

Les cyanotoxines affectent directement les animaux, en particulier les animaux d'élevage. Francis (1878) a réalisé la première étude scientifique d'une efflorescence à l'origine de mortalité d'animaux domestiques (bovins, ovins, équins, porcins, chiens) (Briand et al. 2003). Les animaux maintenus dans un système contaminé ne disposent pas toujours de la possibilité de se soustraire à l'exposition. C'est le cas pour les saumons d'élevage exposés en cages à des microcystines, mais aussi pour le bétail quand le seul point d'eau disponible est contaminé par une efflorescence (Mez et al. 1997, Thomas et al. 1998, Saker et Eaglesham 1999). L'importance des toxines dans la mortalité des poissons exposés à une efflorescence ne doit pas être sous estimée par rapport à la déplétion en oxygène. En effet, Zambrano et Canelo (1996) ont observé une efflorescence non toxique associée à une importante déplétion en oxygène qui cependant ne provoqua pas de mortalité de poissons.

Les cyanotoxines présentent un risque évident pour la santé humaine par contamination de l'eau de boisson et par diverses autres voies (Tableau 2) (Falconer 1998, 1999 et 2001; Codd et al. 1999). Concernant les eaux de boisson, il faut noter que plus de 50% des eaux potables proviennent de l'exploitation d'eaux dites de surface. Les grands réservoirs à profil lentique sont particulièrement exposés au développement des cyanobactéries. Une étude épidémiologique rétrospective menée en Australie montre une corrélation positive entre une efflorescence et les cas de gastro-entérites et de dermatoses pour la population en contact avec l'eau de la rivière Murray (Baker et Humpage 1994). Une étude similaire portant sur les marqueurs hépatiques (ALAT, ASAT, Phosphatase alcaline, GGT) a montré une corrélation entre l'utilisation de l'eau potabilisée d'un réservoir contaminé et l'élévation de ces indicateurs (Falconer et al. 1983). L'OMS préconise une valeur guide maximale de 1 µg/L pour la microcystine-LR et pour la cylindrospermopsine dans l'eau de boisson. Cette valeur semble être garantie contre le risque lié à la toxicité aiguë de ces composés. La valeur de 0,1 µg/L est avancée pour la prévention des risques liés à la toxicité chronique de la microcystine (pouvoir cancérigène).

4. A propos de *Planktothrix rubescens*

P. rubescens, (Gomont) Anagnostidis and Komarek 1988 synonyme *Oscillatoria rubescens* Gomont 1982, est une cyanobactérie filamenteuse de couleur rouge lie de vin, caractérisée par la présence de vésicules gazeuses dans ces cellules lui permettant, à la

manière de ballaste, d'ajuster sa position dans la colonne d'eau en fonction de la quantité et qualité de la lumière et peut être d'autres ressources. Elle est également caractérisée par l'absence d'hétérocystes, mais la capacité de faire des réserves et de croître très lentement pendant très longtemps. Cette espèce se concentre la plupart du temps sous la forme d'une couche très concentrée et relativement fine à la frontière entre l'épi- et le métalimnion (couche intermédiaire entre la couche chaude de surface et la couche froide de profondeur lorsque le lac est thermiquement stratifié) des lacs stratifiés (Feuillade 1994, Micheletti et al. 1998, Bright et Walsby 2000; Jacquet et al. 2005).

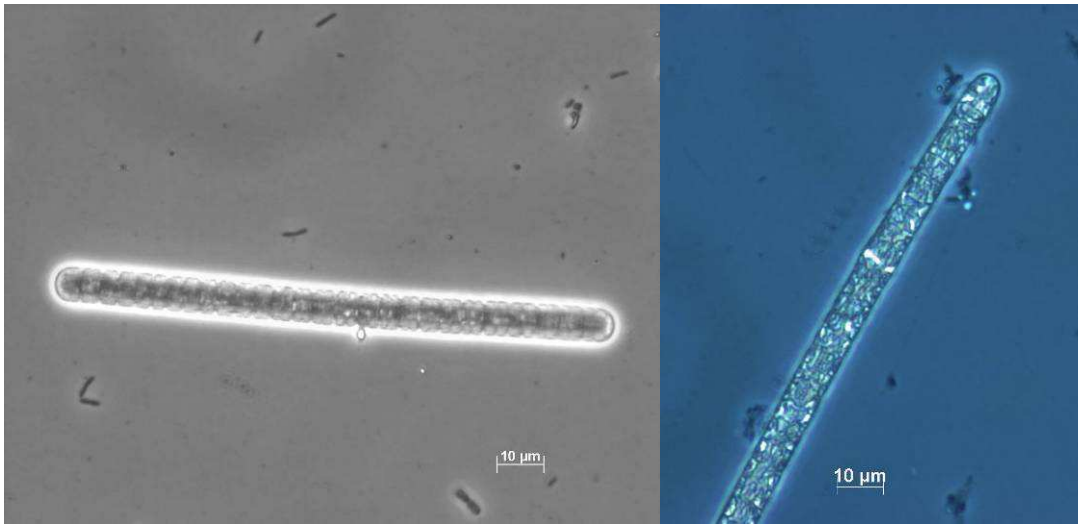


Figure 1. Filaments de *P. rubescens* observés en microscopie inversée (grossissement x320). Photos de JC Druart.

5. Dynamique de *P. rubescens* dans le lac du Bourget

P. rubescens est le lieu d'un suivi régulier au lac du Bourget depuis la fin de l'année 1998. Des prélèvements sont effectués à 6 ou 7 profondeurs discrètes entre la surface et 50 m de profondeur au point B, station de référence du lac. A l'exception de l'année 2003, où la cyanobactérie fut quasiment absente, la dynamique saisonnière se répète suivant un schéma qui peut être caractérisée comme suit :

- Une phase stratifiée de juin à septembre au cours de laquelle *P. rubescens* se localise entre 10 et 20 m de profondeur, c'est à dire au niveau du métalimnion. Des pics importants de concentrations cellulaires (jusqu'à 70000 cellules/ml) ont pu être ponctuellement observés pendant cette phase. Les cyanobactéries sont en effet concentrées sur une couche de 1 à 2 m d'épaisseur.
- Une phase dispersée à partir d'octobre au cours de laquelle la cyanobactérie gagne l'épilimnion, dans un premier temps, puis se disperse dans toute la colonne d'eau au fur à mesure que s'opère le mélange entre les couches d'eau, mélange lié au refroidissement des températures et l'influence du vent. Les concentrations cellulaires décroissent en apparence mais ceci ne résulte pas seulement de la dispersion des cellules qui étaient précédemment fortement stratifiées dans le pic métalimnique. En effet, ces cellules peuvent encore connaître des phases de croissance après qu'elles aient gagné l'épilimnion.
- Une phase où les concentrations de la cyanobactérie sont très faibles, de la fin de l'hiver à la mise en place de la stratification thermique des eaux en fin de printemps sous l'action du réchauffement des eaux en surface. La disparition des cellules dans la colonne d'eau s'effectue de façon assez progressive. A la fin de cette phase, les cellules restantes semblent se regrouper au niveau du métalimnion où elles constituent probablement l'inoculum pour le pic métalimnique suivant.

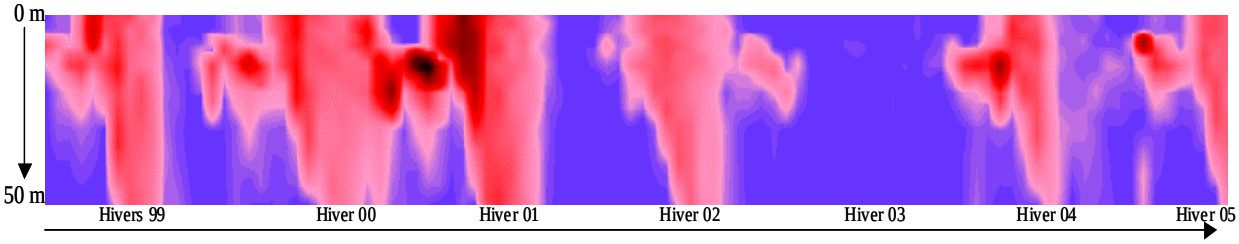


Figure 2. Distribution et dynamique de *P. rubescens* entre 0 et 50 m de profondeur au lac du Bourget pour la période 1998 à 2005. La coloration rose à noire illustre les variations de biomasse croissante. Figure réalisée par JF Humbert.

La Figure 2 ci-dessus montre que le schéma global (phase stratifiée puis phase dispersée) de la dynamique annuelle de la cyanobactérie est la même depuis qu'elle s'est installée de façon significative dans le lac du Bourget. Les seules différences importantes concernent l'année 2001 qui a été marquée par des concentrations cellulaires exceptionnellement élevées pendant toute l'année, mais aussi l'année 2003, au cours de laquelle la cyanobactérie a totalement disparu pendant l'été pour ne réapparaître qu'au printemps suivant. Nous travaillons actuellement sur l'interprétation de ces variations annuelles qui sont probablement liées à des paramètres climatiques ayant accentué la compétition entre micro-roganismes et favorisé la conjuguée *Mougeotia gracillima*.

Depuis qu'est réalisé le suivi de cette cyanobactérie, il a été observé une modification très importante qui s'est opérée au niveau des abondances absolues et relatives entre 1995-96 et 2004-2005. Cette modification concerne essentiellement les diatomées dont l'importance a diminué, et les cyanobactéries qui, inversement, ont vu leurs abondances relative et absolue augmentées de façon considérable en automne et en hiver, responsables alors de valeurs relativement élevées de production primaire (activité correspondant spécifiquement au développement de la cyanobactérie *P. rubescens*). Ainsi, alors qu'une diminution de la biomasse phytoplanctonique aurait pu être attendue en raison de la diminution des concentrations en phosphore au cours de la dernière décennie, c'est l'inverse qui s'est produit.

6. Toxicité de *P. rubescens* dans le lac du Bourget

Les concentrations en microcystines intracellulaires (obtenues à partir de la filtration d'un litre d'eau puis extraction des toxines dans les cellules retenues sur le filtre) sont déterminées par un dosage en HPLC-DAD (chromatographie liquide haute pression) en utilisant la méthode décrite dans Briand et al. (2005). Comme précisé dans cet article, trois microcystines différentes sont présentes dans les cellules de *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 (Organisation Mondiale de la Santé) et aux données de la littérature) puis elles sont sommées.

Si l'on s'intéresse au suivi récent effectué au cours des deux années 2004-2005, la concentration maximale observée a dépassé 14 µg/L de microcystine. Cette très forte valeur a été obtenue pendant la phase stratifiée d'août 2005, lorsqu'un pic de biomasse très important de *P. rubescens* était présent au niveau du métalimnion.

Pour rappel, la limite définie par l'OMS de 1 µg/l de microcystine LR pour consommer l'eau, a donc été dépassée pendant 5 à 6 mois chaque année (entre juillet et décembre). Cependant, ces toxines ne rentrent dans les filières d'eau destinées à la potabilisation qu'à partir du mois de novembre, lorsque les cyanobactéries s'enfoncent dans la colonne d'eau. A cette époque, les concentrations en microcystines se situent autour de 2 µg/L, ce qui ne pose pas de problème aux traiteurs d'eau pour les éliminer. La vigilance reste toutefois de mise. En période estivale, la localisation en profondeur de la cyanobactérie fait que ces

concentrations ne présentent pas un danger ni pour les activités récréatives ni pour la production d'eau potable.

Figure 3. Accumulation de *P. rubescens* en surface en période automnale. Photo de G Paolini.

7. Conclusion

Alors que les concentrations en nutriments et notamment en phosphore ont diminué et que l'on aurait pu s'attendre à une évolution de la communauté phytoplanctonique se caractérisant par une augmentation de la proportion relative du petit phytoplancton (nanophytoplancton) par rapport aux formes de grande taille (microphytoplancton), le phénomène inverse a été observé. Il semble en fait que l'on se situe dans une phase intermédiaire dans laquelle la quantité de nutriments disponibles est limitante pour générer des biomasses phytoplanctoniques importantes en surface (10 premiers mètres de la colonne d'eau) mais suffisante cependant, pour permettre à une espèce comme *P. rubescens* de se développer au niveau du métalimnion à partir de la fin du printemps. Le lac Léman qui se situe dans le même état trophique ne connaît pas ces proliférations récurrentes de *P. rubescens* très probablement en raison d'une structuration thermique moins bien marquée que dans le Bourget (Jacquet et al. 2005). Cette moins bonne structuration des masses d'eau limiterait l'installation de la cyanobactérie au niveau du métalimnion en lui imposant une dépense d'énergie trop importante pour s'installer à ce niveau. D'autres lacs de l'arc alpin connaissent en revanche une situation comparable à celle du Bourget à l'exemple en France du lac de Nantua, en Suisse du lac de Zürich et du lac Murten. Cette espèce est aussi présente dans différents lacs en Italie, en Allemagne et en Slovénie. En Suisse, des descriptions très précoces de proliférations de cette cyanobactérie ont été réalisées dès 1825 (De Candolle 1825). Le problème de la cyanobactérie *P. rubescens* n'est donc pas spécifique au seul lac du Bourget. Si l'on prend en compte l'évolution du lac de Nantua qui s'est trouvé dans les années 1980 dans une situation comparable à celle du Bourget, on peut espérer à l'instar de ce qui s'est passé dans ce lac, que la poursuite de la lutte contre les apports en nutriments (en particulier en phosphore) se traduise à terme, par la disparition progressive de la cyanobactérie.

Remerciements

L'auteur tient à remercier toutes les personnes (ayant été ou qui sont toujours) impliquées dans le suivi de la qualité des eaux du lac du Bourget (notamment en ce qui concerne *P. rubescens*) et en particulier Jean-François Humbert, Pascal Perney, Brigitte Leberre, Christophe Leboulanger et Gérard Paolini. Ont participé à la relecture critique de cet article Christophe Leboulanger, Anne Rolland et Jean-Claude Druart.

Références bibliographiques

Baker, P. D. & Humpage, A. R. 1994. Toxicity associated with commonly cyanobacteria in surface waters of the Murray-Darling basin, Australia. Australian Journal of Freshwater Research 45, 773-786.Bernard 2001

Biais S. 2002. La problématique des cyanobactéries dans la baie de Missiquoi en 2001. Agrosol 13 : 103-111.

Bickel H., Neumann U., Weckesser J. 2001. Peptides and Dispeptides Produced by Cyanobacteria. Cyanotoxins. Chorus I. (Ed) Springer-Verlag Berlin. pp. 281-286.

Briand J.-F., Jacquet S., Bernard C. & Humbert J.F., 2003. Health hazards for terrestrial vertebrates from toxic cyanobacteria in surface water ecosystems. Vet. Res. 34, 361-377.

Briand J.-F., Jacquet S., Flinois C., Avois-Jacquet C., Maisonnette C., Leberre B. & Humbert J.-F., 2005. Variations in the microcystin production of Planktothrix rubescens (Cyanobacteria) assessed from a four-year survey of Lac du Bourget (France) and from laboratory experiments. Microb. Ecol. 50 (3), 418-428.

Bright, D., & Walsby, A. E. 2000. The daily integral of growth by Planktothrix rubescens calculated from growth rate in culture and irradiance in Lake Zürich. New Phytologist 146: 301-316.

Burry N.R., Newlands A.D., Eddy F.B. & Codd G.A., 1998. In vivo and vitro intestinal transport of 3H-microcystin-LR, a cyanobacterial toxin, in rainbow trout Oncorhynchus mykiss. Aquat. Toxicol. 42, 139-148.

Codd G.A.,Metcalf J.S.& Beattie K.A.,1999. Retention of Microcystis aeruginosa and microcystin by salad lettuce (Lactuca sativa) after spray irrigation with water containing cyanobacteria. Toxicon 37 (8), 1181-1185.

Couté A. & Bernard C., 2001. Les cyanobactéries toxiques. In Toxines d'algues dans l'alimentation. Frémy J.-M.& Lassus P. (eds). Plouzané, Editions Ifremer. p. 21-37.

De Candolle, 1825. Notice sur la matière qui a coloré en rouge le lac de Morat. Mémoires de la Société de Physique et d'Histoire Naturelle de Genève III, 29-42

Duy T.N.,Lam P.K.S.,Shaw G.R.& Connel D.W.,2000.Toxicology and risk assessment of

freshwater cyanobacterial (blue-green algae) toxins in water. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 163, 113-186.

Falconer I.R., Beresford A.M. & Runnegar M.T.C., 1983a. Evidence of liver damage by toxin from a bloom of bluegreen alga, Microcystis aeruginosa. Med. J. Australia 1 (11), 511-514.

Falconer I.R.,1998. Algal toxins and human health.In The handbook of environmental chemistry.Vol.5 part C Quality and treatment of drinking water II. Hrubec J. (ed). Berlin Heidelberg, Springer-Verlag. p. 52-82.

Falconer, I. R. 1999. An overview of problems caused by toxic blue-green algae (cyanobacteria) in drinking and recreationnal water. Environ. Toxicol. 19, 5-12.

Falconer I.R. 2001. Toxic cyanobacterial bloom problems in Australian waters : risks and impacts on human health. Phycologia, 40 (3) : 228-233.

Feuillade, J. 1994. The cyanobacterium (blue-green alga) Oscillatoria rubescens D.C. Arch. Hydrobiol. 41:77-93.

Forchert A., Neumann U., Papendorf O. 2001. New Cyanobacterial Substances with Bioactive Properties. Cyanotoxins. Chorus I. (Ed) Springer-Verlag Berlin. pp. 295-316.

Francis G., 1878. Poisonous Australian Lake. Nature 18, 11-12.

Freitas de Magalhaes V., Soares R.M., Azevedo S.M.F.O. 2001. Microcystin contamination in fish from the Jacarepagua Lagoon (Rio de Janeiro, Brazil) : ecological implication and human health risk. Toxicon, 39 : 1077-1085.

Ghadouani A, B Pinel-Alloul, E E. Prepas Can. 2006? Can J. Fish. Aquat. Sci. 63(10): 2308-2317

Humbert J.F.,Paolini G. & Le Berre B.,2001b. Monitoring a cyanobacterial bloom and its consequences for water quality.In Harmful Algal Bloom 2000.Hallegraeff G.& et al.(eds),Intergovernmental Oceanographic Commission of UNESCO 2001. p. 496-499.

Jacquet S., Briand J.F., Leboulanger C.,Avois-Jacquet C., Oberhaus L.,Tassin B.,Vinçon-Leite B., Paolini G., Druart J.C., Anneville O. & Humbert J.F., 2005. The proliferation of the toxic cyanobacterium Planktothrix rubescens following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget).Harmful Algae (4),651-672.

Liras, V., Lindberg, M., Nyström, P., Annadotter, H., Lawton, L. A., Graf, B. 1998. Can ingested cyanobacteria be harmful to the signal crayfish (Pacifastacus leniusculus) ? Freshwater Biology 39, 233-242.

Mez K., Beattie K.A., Codd G.A., Hanselmann K., Hauser B., Naegeli H. & Preisig H.R., 1997. Identification of a microcystin in benthic cyanobacteria linked to cattle deaths on alpine pastures in Switzerland. Eur. J. Phycol. 32, 111-117.

Micheletti, S., F. Schanz and A. E. Walsby. 1998. The daily intergral of photosynthesis by Planktothrix rubescens during summer stratification and autumnal mixing in Lake zurich. New Phtyol. 139:233-246.

Oberemm A., Heinze R., Papendorf O., Fastner J. 2001. Significance of Unidentified Toxic Compounds and Approches to their Identification. Cyanotoxins. Chorus I. (Ed) Springer-Verlag Berlin. pp. 286-295.

Saker M.L. & Eaglesham G.K., 1999. The accumulation of cylindrospermopsin from the cyanobacterium Cylindrospermopsis raciborskii in tissues of the Redclaw crayfish Cherax quadricarinatus.Toxicon 37 (7),1065-1077.

Sivonen K.& Jones G.,1999. Cyanobacterial toxins.In Toxic Cyanobacteria in Water :a guide to their public health consequences, monitoring and management. Chorus I. & Bartram J. (eds). London & New-York, Spon, E. & F.N. p. 41-111.

Tencalla, F. G., Dietrich, D. R., Schlatter, C. 1994. Toxicity of Microcystis aeruginosa peptide toxin to yearling rainbow trout (Oncorhynchus mykiss). Aquatic Toxicol. 30, 215-224.

Thomas A.D., Saker M.L., Norton J.H. & Olsen R.D., 1998. Cyanobacterium Cylindrospermopsis raciborskii as a probable cause of death in cattle in northern Quennsland. Aust.Vet. J. 76 (9), 592-594

Vasconcelos V.M. 1999. Cyanobacterial toxins in Portugal: effect on aquatic animals and risk for human health. Brazilian J. of medical and Biological Research. 32:249-254.

Vezie C., Bertru G., Brient L., Lefeuvre J.C. 1997. Blooms de cyanobactéries hepatrotoxiques dans l'ouest de la France. TSM 10 : 39-46.

Watanabe M.F., Park H.D., Konfo F., Harada K., Hayashi H. Okino T. 1997. Identification and estimation of microcystins in freshwater mussels. Nat. Toxins 5 : 31-35.

Zambrano, F., Canelo E. 1996. Effects of microcystin-LR on the partial reactions of the Na(+)-K(+) pump of the gill of carp (Cyprinus carpio Linneo). Toxicon 34 : 451-458.

Quelques données sur le zooplancton et autres microorganismes du lac du Bourget

A global view on zooplankton and other related organisms in Lake Bourget

Gérard Balvay

Ancien Directeur de La Station INRA d'Hydrobiologie Lacustre, Thonon-les-Bains INRA-Thonon

Résumé. Les recherches effectuées sur le lac du Bourget entre 1883 et 2006 ont permis de recenser 68 taxons de Rotifères, 113 microcrustacés, ainsi que *Dreissena polymorpha*, *Chaoborus flavicans* et *Craspedacusta sowerbyi.* 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 184 organismes identifiés, seuls 100 d'entre eux ont été validés par divers auteurs et 40 taxons n'ont été observés qu'une seule fois. Il est difficile de confirmer la pérennité ou l'évolution de la biocénose dans la mesure où 76 taxons seulement sont actuels (observés entre 1995 et 2006). Dans cette situation, il est pratiquement impossible de juger de l'évolution et du niveau de trophie actuel du lac du Bourget à partir de cette zoocénose partiellement connue.

Mots clefs : zooplancton, microcrustacés

Abstract. Research performed on Lake Bourget between 1883 and 2006 allowed scientists to identify up to 68 taxa of Rotifers, 113 microcrustaceans, but also *Dreissena polymorpha*, *Chaoborus flavicans* et *Craspedacusta sowerbyi.* Because of the rarity of studies devoted to these organisms, the decreasing amount of specialised scientists in the field and the lack of interest for some particular groups (typically the ostracods and harpacticoids), only 100 taxa out of the 184 identified so far have really been validated by several authors and it is noteworthy that 40 taxa have been observed only once. Thus, it is very difficult to assess the evolution of this group of organisms for which 76 taxa have been currently observed between 1995 and 2006, so that it is not possible to use the composition of zooplankton assemblage as an indicator of the evolution of the trophic status of Lake Bourget.

Keywords: Zooplankton, microcrustaceans

1. Composition de la biocénose du lac du Bourget

Les premières données biologiques sur le lac du Bourget remontent à la fin du 19ème siècle (Imhof, 1883). Cependant les principales prospections datent du début du siècle dernier avec les travaux de Le Roux, Eynard et Pelosse. Des recherches ultérieures sont dues à Vivier (1937), Hubault (1947), Bourrelly (1954), Michel (1966), Gayte et al. (1998), INRA-Thonon (1969-1972 et 2004-2005).

La connaissance de la biocénose s'est progressivement accrue au fil des ans (figure 1) avec en particulier les nombreuses identifications de Cladocères par Eynard en 1911, de Rotifères et de Cladocères par Le Roux (1913). Les Ostracodes ont été totalement délaissés après 1933 (Hubault, 1947) même si ces organismes sont toujours présents dans le lac.

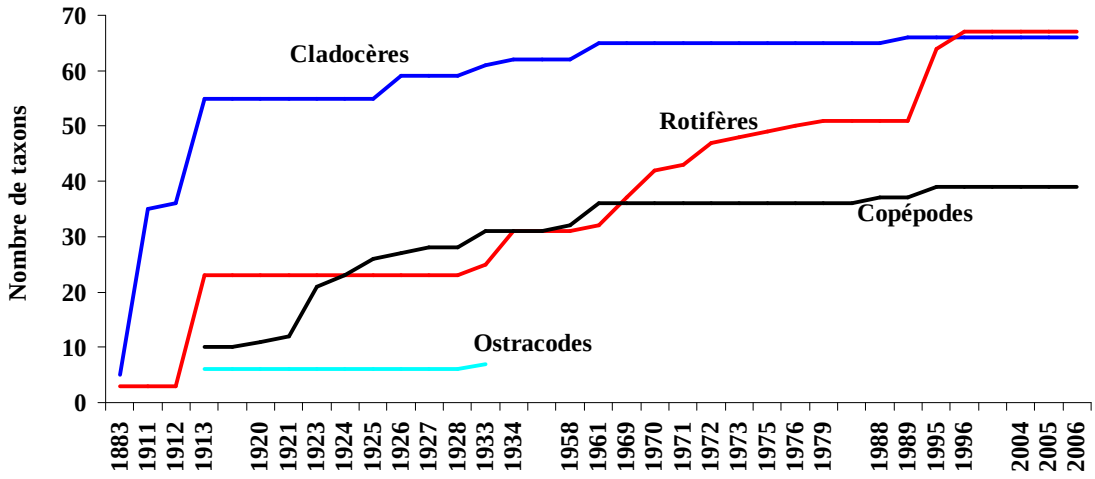


Figure 1. Evolution des connaissances sur la biocénose du lac du Bourget.

L'inventaire des organismes (cf. annexe) regroupe des formes pélagiques (Sididés, Daphniidés, Bosminidés, etc.) ainsi que de très nombreuses espèces de la faune littorale (cladocères Chydoridés, rotifères Trichotridés, Lecanidés et Mytilinidés) et benthique (Macrothricidés, Ostracodes, Harpacticoïdes).

La compilation des diverses observations biologiques fournit un aperçu de la diversité observée au cours du temps dans le lac du Bourget (tableau 1).

Les différences observées dans les 3 lacs sont à rattacher à la fréquence et à la durée des études, à la localisation des prélèvements, au nombre des chercheurs concernés et à leur(s) centre(s) d'intérêt.

Tableau 1. Nombre de taxons (hors formes et variétés) identifiés dans le lac du Bourget. Comparaison avec le Léman et le lac d'Annecy.

	Bourget	Annecy	Léman
Rotifères	66	82	121
Microcrustacés	100	60	107
dont Sididés	**2**	**2**	**2**
Daphniidés	**11**	**7**	**12**
Bosminidés	**3**	**4**	**4**
Chydoridés	**30**	**19**	**28**
Macrothricidés	**6**	**?**	**4**
Polyphémidés	**2**	**2**	**2**
Leptodoridés	**1**	**1**	**1**
Calanoïdes	**2**	**2**	**5**
Cyclopoïdes	**25**	**14**	**24**
Harparticoïdes	**10**	**4**	**13**
Ostracodes	**7**	**5**	**11**
Branchiura	**1**	**?**	**1**
Organismes planctoniques divers			
Chaoborus (diptère)	**1**	**1**	
Dreissena (mollusque)	**1**	**1**	**1**
Craspedacusta (méduse)	**1**	**1**	**1**
Total général	169	145	230

Le nombre relativement restreint des études biologiques dans le lac du Bourget traduit le fait que la présence de 100 taxons sur un total de 184 a pu être confirmée par différents chercheurs et que seuls 76 d'entre eux ont été mentionnés entre 1995 et 2006 (tableau 2).

Tableau 2. Nombre de taxons (variétés et formes incluses) rencontrés au Bourget.

Lac du Bourget	*Nombre de taxons*	*Taxons validés **	*Taxons non validés ***	*Taxons signalés une seule fois*	*Taxons actuels 1995-2006*
Rotifères	***68***	***33***	***21***	***14***	***48***
Sididés	***2***	***2***			***1***
Daphniidés	***15***	***7***	***3***	***5***	***5***
Bosminidés	***6***	***4***		***2***	***4***
Chydoridés	***34***	***26***	***4***	***4***	***3***
Macrothricidés	***6***	***3***	***1***	***2***	***P****
Polyphémidés	***2***	***1***		***1***	***1***
Leptodoridés	***1***	***1***			***1***
Calanoïdes	***2***	***2***			***1***
Cyclopoïdes	***26***	***15***	***6***	***5***	***9***
Harparticoïdes	***10***	***4***	***3***	***3***	***P****
Ostracodes	***7***		***6***	***1***	***P****
Argulidés	***1***			***1***	***?***
Lernaeopodidés	***1***			***1***	***?***
Dreissenidés	***1***	***1***			***1***
Méduse	***1***			***1***	***1***
Chaoboridés	***1***	***1***			***1***
TOTAL	*184*	*100*	*44*	*40*	*> 76*

** retrouvés par d'autres chercheurs ** identifiés par un seul chercheur*
P groupe présent en 2006 (espèces non identifiées) ? = présence vraisemblable*

Les valeurs indiquées dans le tableau 2 ne constituent que des ordres de grandeur dans l'état présent des connaissances et sont inférieures à la réalité. Par exemple il est curieux de constater l'unique mention par Pelosse (1934) d'Argulus et de Lernœopoda, ectoparasites des poissons ; il est plus que vraisemblable que ces deux parasites existent toujours dans le milieu lacustre.

Le manque de données récentes concernant les Macrothricidés, les Harparticoïdes et les Ostracodes, encore actuellement présents dans le lac mais non identifiés, traduit à la fois le peu d'intérêt des chercheurs et surtout la rareté des spécialistes de ces organismes.

2. Variations saisonnières et annuelles de la biocénose planctonique

Rares sont les données sur des cycles annuels complets car les études effectuées durant la première moitié du 20ème siècle concernent des prélèvements dispersés dans le temps et dans l'espace. C'est seulement avec Michel (1966) que les observations deviennent trimestrielles. Les prélèvements mensuels de Gayte et al. (1998) et de l'INRA en 2004-2005 ont enfin apporté des informations plus précises sur les successions saisonnières du zooplancton.

Le développement des Rotifères en 1995-1996 est très rapide et important au printemps, avec une succession des espèces dominantes dont les proportions respectives diffèrent fortement d'une année à l'autre (figure 2).

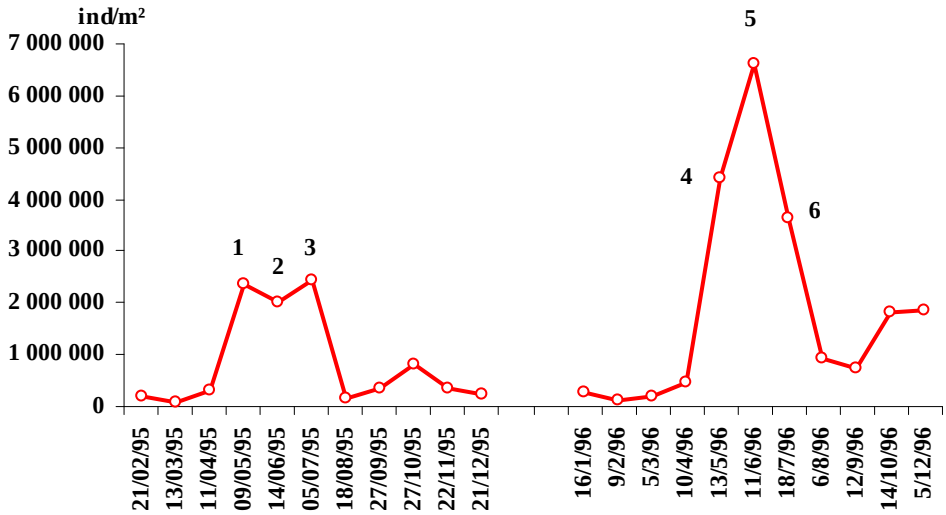


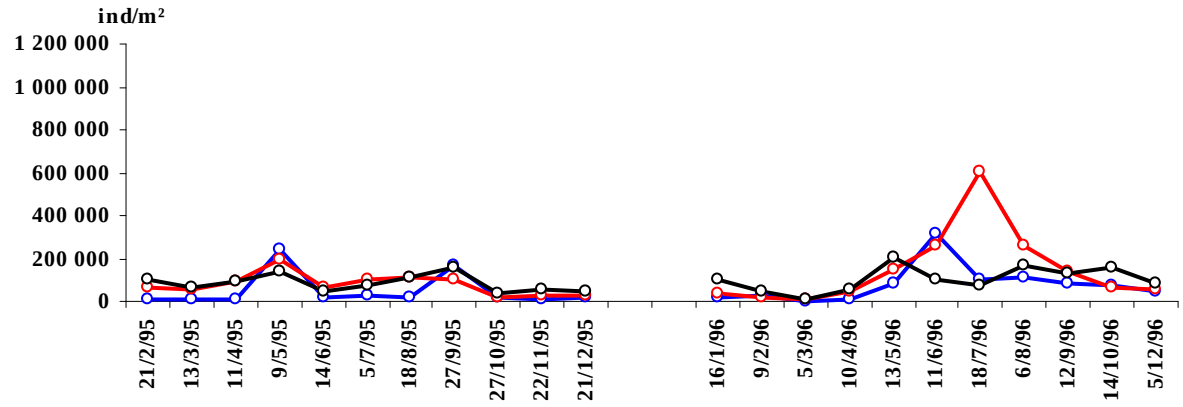
Figure 2. Cycle d'abondance des Rotifères (ind/m²).
1 = Keratella cochlearis (34,9 %) + Conochilus sp (17,6 %) + Keratella quadrata (14,5 %)
2 = Polyarthra sp (33,7 %) + Keratella cochlearis (18,9 %)
3 = Keratella tecta (66,3 %)
4 = Polyarthra sp (48,3 %) + Keratella cochlearis (15,2 %) + Keratella quadrata (11,6 %)
5 = Keratella cochlearis (64,1 %) + Polyarthra sp (11,8 %)
6 = Keratella cochlearis (45,5 %) + Polyarthra sp (16,8 %)

L'abondance du peuplement pélagique est très variable d'une année à l'autre, l'abondance moyenne annuelle des Rotifères doublant entre 1995 (922.000 ind/m²) et 1996 (2.036.000 ind/m²). Il pourrait en être de même pour le pseudo (?) maximum observé en 1995 (2.449.000 ind/m²) par rapport à l'abondance maximale en 1996 (6.633.000 ind/m²).

La biocénose crustacéenne présente deux phases d'abondance maximale au printemps et en été ou en fin d'été/début d'automne avec des modalités très variables selon les années : important développement des cyclopoïdes en juillet 1996 et des branchiopodes en mai 2005 (figure 3).

L'abondance moyenne annuelle des crustacés passe de 232.400 ind/m² en 1995 à 341.800 ind/m² en 1996 ; il en est de même entre 2004 (376.600 ind/m²) et 2005 (447.400 ind/m²). Les pics majeurs sont également très variables passant de 603.000 ind/m² en 1996 à 1.162.000 ind/m² en 2005.

La courte durée des observations exploitées ici (2 fois deux ans) ne permet pas de savoir si ces brutales variations d'abondance peuvent être rattachées à des changements climatiques, à des variations du biotope (température, éléments fertilisants, etc.) ou de la biocénose (quantité, accès à la nourriture), aux interactions entre organismes (compétition interspécifique, prédation).



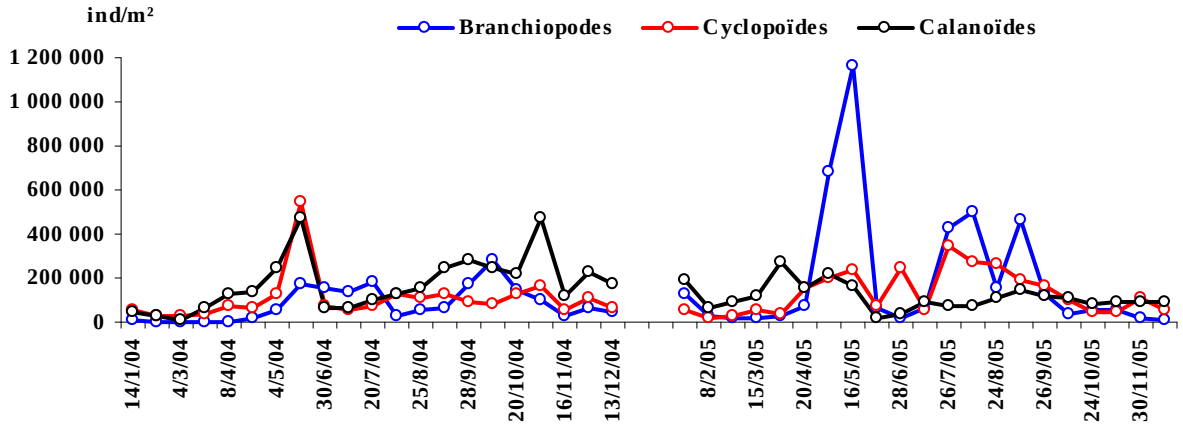


Figure 3. Cycles d'abondance des microcrustacés (ind/m²) en 1995-1996 (Gayte et al., 1998) et 2004-2005 (données INRA-Thonon aimablement communiquées par O Anneville).

3. Est-il possible de définir le niveau actuel de trophie du lac du Bourget ?

La détermination du niveau de trophie à partir des données biologiques repose sur la présence ou l'absence d'organismes ou d'associations d'espèces typiques du niveau de trophie du milieu aquatique.

3.1. Détermination du degré de trophie à l'aide des Rotifères

Du fait de la divergence d'opinion entre différents auteurs, il existe peu d'espèces pour lesquelles les avis concordent ; c'est pourquoi toutes les espèces présentes au Bourget n'ont pas pu être utilisées. Les Rotifères eurytopes ou inclassables représentent une forte proportion du peuplement (respectivement 62 et 76 % pour 1995 et 1996) et ne sont pas pris en compte dans ces calculs puisqu'ils n'ont aucune valeur indicatrice.

Les effectifs de chaque groupe d'espèces reconnues comme indicatrices d'un niveau de trophie donné ont été exprimés en pourcentage du peuplement en excluant les espèces non représentatives (tableau 3).

Tableau 3. Abondance relative des différentes espèces indicatrices dans le lac du Bourget.

Espèces (%)	*1995*	*1996*
oligotrophes	***< 0,1***	***0***
oligo-mésotrophes	***38,0***	***51,3***
méso-eutrophes	***12,7***	***26,8***
eutrophes	***49,2***	***21,9***
TOTAL	***100 %***	***100 %***

Une nette augmentation des espèces oligo-mésotrophes et méso-eutrophes se manifeste en 1996 alors que la participation des espèces caractérisant un milieu eutrophe est en régression. On ne peut cependant pas parler d'une réhabilitation du plan d'eau à partir d'observations durant deux années seulement et sur une faible proportion du peuplement des rotifères. D'une année à l'autre les conditions environnementales évoluent, agissant sur l'abondance et la structure du phytoplancton, et par voie de conséquence sur les ressources alimentaires disponibles pour les rotifères. D'autre part, l'abondance des rotifères dépend de la compétition alimentaire avec les autres organismes herbivores et de l'intensité de la prédation exercée par les échelons supérieurs du réseau trophique.

On pourrait penser que l'absence dans les prélèvements d'espèces à tendance eutrophe comme Filinia longiseta depuis 1979, Anuraeopsis fissa non revue depuis 1995 et Trichocerca capucina depuis 1981 indiquerait une évolution du lac du Bourget vers un statut méso-eutrophe.

Mais la présence actuelle des rotifères eutrophes (Keratella tecta saisonnièrement très abondant, K. cochlearis hispida et K. quadrata, Trichocerca porcellus et T. pusilla) ne conforte pas cette hypothèse.

3.2. Détermination du degré de trophie à l'aide des crustacés

Le zooplancton crustacéen est, à de rares exceptions près, peu représentatif de la qualité des eaux en raison de la valence écologique trop étendue ou mal définie pour de nombreuses espèces dont le développement dépend beaucoup des variations des caractéristiques physico-chimiques des eaux, de l'accessibilité à la nourriture disponible et des conséquences de la prédation, en particulier par les poissons. Les crustacés planctoniques traduisent mieux le fonctionnement du réseau trophique que la qualité des eaux.

Les bons indicateurs sont de préférence des consommateurs primaires, étroitement inféodés à la qualité de leurs ressources alimentaires ; les consommateurs d'ordre supérieur disposent d'un large spectre de nourriture disponible, sont aptes à coloniser différents types de milieux et sont généralement de moins bons indicateurs.

La composition du plancton se modifie continuellement au cours de l'année. En hiver, les conditions biotiques et abiotiques tendraient à indiquer une situation meilleure qu'à la fin du printemps et de l'été où ont lieu d'importantes poussées algales. De plus, l'inventaire de la biocénose du Bourget concerne des espèces littorales, benthiques et pélagiques. Or le littoral et la zone benthique peuvent être considérés comme plus eutrophes que le domaine pélagique.

Le lac du Bourget héberge aussi bien des espèces eutrophes (Bosmina longirostris, Chydorus sphaericus, Ceriodaphnia quadrangula, etc.) que des organismes de statut trophique moins élevé (Eubosmina longispina, Bythotrephes longimanus).

D'autres particularités sont également à signaler dans la structure du peuplement pélagique du lac du Bourget :

- le calanoïde Mixodiaptomus laciniatus a été observé jusqu'en 1960 dans le Léman, et jusqu'en 1936 dans le lac du Bourget (espèce non retrouvée en 1995-1996 et 2004-2005) alors que cette espèce représente le calanoïde dominant dans le lac d'Annecy.
- la situation est inverse pour Eudiaptomus gracilis, calanoïde principal dans le Léman et au Bourget, mais rare à Annecy.

Doit-on penser que Mixodiaptomus laciniatus est une espèce d'eau « propre » alors qu'Eudiaptomus gracilis préfèrerait des eaux à niveau de trophie plus élevé ?

- Diaphanosoma brachyurum est une espèce commune dans les lacs d'Annecy et du Bourget alors qu'elle est pratiquement absente dans le Léman. Le statut de cette espèce souvent considérée comme eutrophe est erroné et devrait être plutôt eurytope.
- la présence de Mesocyclops leuckarti est irrégulière et souvent avec des effectifs très limités dans le lac du Bourget et au Léman alors que ce cyclopoïde est caractéristique du zooplancton et abondant dans le lac d'Annecy.

En l'absence de longues séries de prélèvements, il est difficile de situer exactement le niveau de trophie du Bourget qui se situe encore à un stade méso-eutrophe voire eutrophe.

4. Conclusion

De nouvelles recherches tant en zone littorale que pélagique et benthique sont indispensables pour confirmer la validité de nombreuses espèces et leur présence actuelle ou leur disparition dans le lac du Bourget.

Une fréquence au moins mensuelle des prélèvements en milieu pélagique comme en 1995-1996 et 2004-2005 mais sur une période plus longue permettrait de mettre en évidence la stabilité ou l'évolution de la biocénose planctonique et de mieux caractériser le niveau actuel de trophie du lac du Bourget.

Références bibliographiques

Dussart B., 1958. Remarques sur le genre *Cyclops* s. str. (Crust. Cop.). Hydrobiologia 10 : 263-292.

Eynard L., 1912. Cladocères du lac du Bourget (Savoie) et de ses environs. Ann. Soc. Linn. Lyon 59 : 11-20.

Eynard L., 1920. Liste des espèces de cladocères trouvées dans le lac du Bourget (Savoie) de 1911 à 1914. Ann. Soc. Linn. Lyon 67 : 69-71.

Gayte X., Fontvieille D., Vincon-Leite B., Tassin B., Blanc P., Druart J.C., Balvay G., Pelletier J., Paolini G., 1998. Analyse de l'évolution de la qualité des eaux du lac du Bourget 1995-96. Rapport GRETI (Univ. Savoie), ENPC (CERGRENE), INRA-Thonon et Cell. tech. Lac Bourget, 2 fascicules: 242 p. + 104 p.

Hubault E., 1947. Etudes thermiques, chimiques et biologiques des eaux des lacs de l'Est de la France (Vosges, Jura, Alpes de Savoie). Ann. Ec. nat. Eaux Forêts 10 (2) : 115-258

Imhof O.E., 1883. Die pelagische Fauna und die Tiefseefauna der zwei Savoyerseen : Lac du Bourget und Lac d'Annecy. Zool. Anz. 6ème année (155) : 655-657.

Le Roux M., 1926. Le lac du Bourget. Rev. savoisienne : 95-113, 186-222.

Le Roux M., 1927. Le lac du Bourget. Rev. savoisienne : 66-93, 170-200.

Le Roux M., 1928. Recherches biologiques dans les grands lacs de Savoie : lacs du Bourget et d'Annecy. J. Abry (éd.), Annecy, 164 p.

Michel S., 1966. Recherches sur la faune benthique du lac du Bourget. D.E.S. Univ. Lyon, 75 p. + 16 tabl.

Pelosse J., 1926. Sur les entomostracés de la faune pélagique du lac du Bourget (Savoie). C. R. Acad. Sci. 183 : 399-401.

Pelosse J., 1933. Sur les copépodes harpacticides de la région du Bourget et de Chambéry. Assoc. Fr. Avanc. Sci. : 499-501.

Pelosse J., 1934. Etude sur la faune des cladocères et des copépodes de la région moyenne des Alpes françaises. Bosc (éd.). Ann. Univ. Lyon NS 1 (50) : 270 pp

Pelosse J., 1939. Sur quelques espèces d'harpacticides (crustacés copépodes) rares du sud-est de la France. Bull. Soc. Zool. Fr. 64 (5) : 295-301.

Vivier P., 1937. Sur les variations quantitatives du plancton pélagique du lac du Bourget. Verh. internat. Verein. Limnol. 8 (1) : 55-108.

A la suite de chaque taxon sont mentionnées les données suivantes :
- synonymie éventuellement rencontrée,
- [date de la première observation in auteur et date de la publication],
- [INRA 19xx] indique une observation inédite.
- [19xx ? in..] constitue une approximation de la première observation en l'absence de l'année d'identification.
- la lettre V signale que le taxon a été identifié par d'autres chercheurs, confirmant ainsi sa validité.
- la lettre R signale que le taxon a été retrouvé plusieurs fois mais par un seul chercheur.
- la lettre A indique que le taxon a été observé depuis 1995, mais son absence ne signifie pas que le taxon a disparu, mais qu'il n'a pas été observé ou recherché depuis cette date.

ROTIFERES

Super-Ordre Digononta

Ordre Bdelloidea

Famille Philodinidae Bryce, 1910.

Philodina megalotrocha Ehrenberg, 1832. [1913 ? in Le Roux 1926].
Philodina roseola Ehrenberg, 1832. [1913 ? in Le Roux 1926].
Philodina sp. [INRA 1970]. R. A.

Ordre Ploimida Hudson et Gosse, 1886.

Monogononta

Famille Brachionidae Wesenberg-Lund, 1899.

Anuraeopsis fissa (Gosse, 1851). [INRA 1975]. R. A.
Brachionus angularis Gosse, 1851. [INRA 1972]. R.
Brachionus urceolaris (O.F.Müller, 1773). [INRA 1970]. V. A.
Kellicottia longispina (Kellicott, 1879). [1883 in Imhof 1883]. V. A.
Keratella cochlearis (Gosse, 1851) = Anuraea cochlearis Gosse. [1883 in Imhof 1883]. V. A.
Keratella cochlearis var. hispida (Lauterborn, 1900). [INRA 1969]. R. A.
Keratella hiemalis (Carlin, 1943). [1995 in Gayte et al. 1998]. R. A.
Keratella quadrata (O.F. Müller, 1786). [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.
Keratella tecta (Gosse, 1851). [INRA 1972]. V. A.
Notholca acuminata (Ehrenberg, 1938). [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.
Notholca caudata Carlin, 1943. [INRA 1971]. V. A. C
Notholca labis Gosse, 1887. [INRA 1970]. R. A.
Notholca squamula (O.F. Müller, 1786). [1995 in Gayte et al. 1998]. A.

Famille Euchlanidae Bartos, 1959.

Euchlanis dilatata Ehrenberg, 1832. [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.

Famille Mytilinidae Bartos, 1959.

Mytilina ventralis var. macracantha (Gosse, 1886). [1996 in Gayte et al. 1998]. A.
Mytilina sp. [1995 in Gayte et al. 1998]. A.

Famille Trichotridae Bartos 1959.

Trichotria pocillum (P.E. Müller, 1776) = Dinocharis pocillum Ehrenberg. [1913 ? in Le Roux 1927].
Trichotria tetractis (Ehrenberg, 1830). [1996 in Gayte et al. 1998]. V. A.

Famille Colurellidae Bartos 1959.

Lepadella ovalis (O.F. Müller, 1786) = Metopidia solidus Gosse. [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.

Famille Lecanidae Bartos, 1959.

Lecane (Lecane) ludwigi (Eckstein, 1893). [1995 in Gayte et al. 1998]. A.

Lecane (Lecane) luna (O.F. Müller, 1776) = Cathypna luna Gosse. [1913 ? in Le Roux 1926]. V.

Lecane (Monostyla) lunaris (Ehrenberg, 1832). [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.

Lecane (Monostyla) quadridentata (Ehrenberg, 1832). [1934 in Vivier 1937].

Famille Notommatidae Remane, 1933.

Cephalodella hoodi (Gosse, 1896) = Diaschiza valga Bilfinger. [1913 ? in Le Roux 1927].

Cephalodella sp. [1996 in Gayte et al. 1998]. A.

Famille Trichocercidae Remane, 1933.

Trichocerca (Diurella) dixon-nuttalli Jennings, 1903. [INRA 1979]. R. A.

Trichocerca (Diurella) porcellus (Gosse, 1886). [1934 in Vivier 1937]. V. A.

Trichocerca (Diurella) rousseleti (Voigt, 1902). [1995 in Gayte et al. 1998]. A.

Trichocerca (Diurella) similis (Wierzejski, 1893). [INRA 1969]. R. A.

Trichocerca (Diurella) tenuior (Gosse, 1886) = Coelopus tenuior Gosse. [1913 ? in Le Roux 1926].

Trichocerca (s. str.) capucina Wierzejski & Zacharias, 1893 = Rattulus capucinus Wierzejski & Zacharias. [1934 in Vivier 1937]. V.

Trichocerca (s. str.) gracilis (Tessin, 1890). [1995 in Gayte et al. 1998]. A.

Trichocerca (s. str.) longiseta (Schrank, 1802) = Mastigocerca bicornis Ehrenberg [1913 ? in Le Roux 1926].

Trichocerca (s. str.) pusilla (Lauterborn, 1898). [1995 in Gayte et al. 1998]. A.

Trichocerca (s. str.) cf. rattus (Lauterborn, 1898). [INRA 1976].

Trichocerca (s. str.) stylata (Gosse, 1851). [1934 in Vivier 1937].

Famille Gastropodidae Remane, 1933.

Gastropus stylifer Imhof, 1891 = Hudsonella picta Zacharias. [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.

Ascomorpha ecaudis (Perty, 1850). [INRA 1969]. R.

Ascomorpha ovalis (Bergendahl, 1892). [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.

Ascomorpha saltans Bartsch, 1870. [INRA 1969]. R. A.

Famille Synchaetidae Remane, 1933.

Ploesoma truncatum (Levander, 1894). [1913 ? in Le Roux 1926]. V.

Ploesoma hudsoni Imhof, 1891. [1933 in Hubault 1947].

Synchaeta asymmetrica Koch-Althaus, 1963. [1995 in Gayte et al. 1998]. A.

Synchaeta lakowitziana Lucks, 1930. [INRA 1970]. V. A.

Synchaeta oblonga Ehrenberg, 1831. [1934 in Vivier 1937]. V. A.

Synchaeta pectinata Ehrenberg, 1832. [1933 in Hubault 1947]. V. A.

Synchaeta stylata Wierzejski, 1893. [INRA 1972]. R. A.

Synchaeta tremula (O.F. Müller, 1786). [1995 in Gayte et al. 1998]. R. A.

Synchaeta tremula var. kitina (Rousselet, 1902). [1995 in Gayte et al. 1998]. R. A.

Polyarthra dolichoptera Idelson, 1925. [1913 ? in Le Roux 1928]. V. A.

Polyarthra euryptera Wierzejski, 1893. [1995 in Gayte et al. 1998]. A.

Polyarthra major Burckhardt, 1900. [1995 in Gayte et al. 1998]. R. A.

Polyarthra remata Skorikov, 1896. [INRA 1972].

Polyarthra vulgaris Carlin, 1943. [1913 ? in Le Roux 1928]. V. A.

Famille Asplanchnidae Harring & Myers, 1926.

Asplanchna priodonta Gosse, 1850. [1883 in Imhof 1883]. V. A.

Ordre Gnesiotrocha de Beauchamp, 1965.

Sous-ordre Flosculariacea Remane, 1933.

Famille Testudinellidae Bartos, 1959.

Pompholyx sulcata (Hudson, 1885). [INRA 1969]. R. A.

Famille Flosculariidae Harring, 1913.

Lacinularia flosculosa (O.F. Müller, 1758) = Lacinularia socialis Pallas. [1961 ? in Michel 1966].

Famille Conochilidae Remane, 1933.

Conochilus hippocrepis (Schrank, 1830). [1995 in Gayte et al. 1998]. R. A.

Conochilus unicornis Rousselet, 1892. [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.

Famille Filiniidae Bartos, 1959.

Filinia longiseta (Ehrenberg, 1834) = Triarthra longiseta Ehrenberg. [1913 ? in Le Roux 1926]. V.

Filinia terminalis (Plate, 1886). [INRA 1970]. V. A.

Sous-Ordre Collothecacea Remane, 1933.

Famille Collothecidae Bartos, 1959

Collotheca edentata (Collins, 1872) = Floscularia edentata Collins. [1913 ? in Le Roux 1926].

Collotheca mutabilis (Hudson, 1885) = Floscularia mutabilis Hudson. [1934 in Hubault 1947]. V. A.

Collotheca ornata (Ehrenberg, 1832) = Floscularia ornata (Ehrenberg). [1913 ? in Le Roux 1926].

Collotheca sp. [INRA 1973]. R. A.

CRUSTACEA

SOUS-CLASSE BRANCHIOPODA

Ordre Ctenopoda Sars, 1865.

Famille Sididae Baird, 1850.

Sida crystallina (O.F. Müller, 1776). [1883 in Imhof 1883]. V.

Diaphanosoma brachyurum (Lieven, 1848) = Daphnella brachyura Lieven. [1883 in Imhof 1883]. V. A.

Ordre Anomopoda Sars, 1865.

Famille Daphniidae Straus, 1820.

Daphnia ambigua ? Scourfield, 1946. [1961 ? in Michel 1966].

Daphnia galeata Sars, 1863. [1911 in Eynard 1912]. V. A.

Daphnia hyalina Leydig, 1860 = D. longispina var. hyalina (Leydig). [1883 in Imhof 1883]. V. A.

Daphnia hyalina forme stecki. [1913 ? in Le Roux 1928].

Daphnia hyalina forme primitiva. [1913 ? in Le Roux 1928].

Daphnia hyalina var. pellucida. [INRA 1989].

Daphnia hyalina forme typica. [1913 ? in Le Roux 1928].

Daphnia longispina O.F. Müller, 1785. [1933 in Hubault 1947]. V. A.

Ceriodaphnia megops Sars, 1862. [1913 in Eynard 1920].

Ceriodaphnia pulchella Sars, 1862. [1911 in Eynard 1920]. V.

Ceriodaphnia quadrangula (O.F. Müller, 1785). [1913 in Eynard 1920]. V. A.

Ceriodaphnia reticulata (Jurine, 1820). [1913 in Eynard 1920].

Scapholeberis mucronata (O.F. Müller, 1785). [1911 in Eynard 1920]. V.

Simocephalus serrulatus (Koch, 1841). [1913 in Eynard 1920].

Simocephalus vetulus (O.F. Müller, 1776). [1883 in Imhof 1883]. V. A.

Famille Bosminidae Baird, 1846. Première mention de cette famille par Imhof (1883).

Bosmina longirostris (O.F. Müller, 1785). [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.

Bosmina longirostris cornuta Jurine. [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.

Bosmina longirostris var. similis Lilljeborg. [1933 in Hubault 1947].

Eubosmina coregoni Baird. [1911 in Eynard 1920]. V. A.

Eubosmina coregoni var. cisterciencis Rühe. [1934 in Hubault 1947].

Eubosmina longispina (Leydig, 1860). [1913 in Eynard 1920]. V. A.

Famille Chydoridae Dybowski & Grochowski, 1894.

Sous-Famille Eurycercinae Kurz, 1875.

Eurycercus lamellatus (O.F. Müller, 1785). [1911 in Eynard 1920]. V.

Sous-Famille Chydorinae Dybowski & Grochowski, 1894.

Alonella excisa (Fischer, 1854). [1926 in Pelosse 1934].

Alonella exigua (Lilljeborg, 1853). [1926 in Pelosse 1934]. V.

Alonella nana (Baird, 1843). [1913 in Eynard 1920]. V.

Chydorus gibbus Sars, 1890. [1913 ? in Le Roux 1926]. V.

Chydorus globosus (Baird, 1843). [1911 in Eynard 1920]. V.
Chydorus latus Sars, 1862. [1961 ? in Michel 1966].
Chydorus piger Sars, 1862. [1911 in Eynard 1912]. V.
Chydorus sphaericus (O.F. Müller, 1785). [1913 ? in Le Roux 1927]. V. A.
Pleuroxus laevis Sars, 1862. [1911 in Eynard 1920].
Pleuroxus truncatus (O.F. Müller, 1785) = Peracantha truncata O.F. Müller. [1911 in Eynard 1912]. V.
Pleuroxus aduncus (Jurine, 1820). [1913 ? in Le Roux 1927]. V. A.
Pleuroxus uncinatus Baird, 1850. [1911 in Eynard 1912]. V.

Sous-Famille Aloninae Dybowski & Grochowski, 1894.

Acroperus angustatus Sars, 1863 = Acroperus harpae var. angustatus Sars. [1911 in Eynard 1912]. V.
Acroperus elongatus (Sars, 1862) = Alonopsis elongata Sars. [1911 in Eynard 1912]. V.
Acroperus harpae harpae (Baird, 1836). [1911 in Eynard 1920]. V. A.
Acroperus harpae var. frigida Ekman. [1911 in Eynard 1920]. V.
Acroperus harpae var. dispar Keilhack. [1911 in Eynard 1920]. V.
Alona costata Sars, 1862. [1913 in Eynard 1920]. V.
Alona guttata Sars, 1862. [1913 in Eynard 1920]. V.
Alona guttata var. tuberculata. [1926 in Pelosse 1934].
Alona quadrangularis (O.F. Müller, 1785). [1911 in Eynard 1912]. V.
Alona quadrangularis var. affinis. [1911 in Eynard 1920]. V.
Alona rectangula Sars, 1862. [1911 in Eynard 1920]. V.
Anchistropus emarginatus Sars, 1862. [1926 in Pelosse 1934].
Biapertura affinis (Leydig, 1860) = Alona affinis (Leydig,) = Lynceus affinis Leydig. [1911 in Eynard 1912]. V.
Biapertura intermedia (Sars, 1862) = Alona intermedia Sars. [1911 in Eynard 1920]. V.
Camptocercus rectirostris Schoedler, 1862. [1911 in Eynard 1920]. V.
Disparalona rostrata (Koch, 1841) = Rhynchotalona rostrata Koch = Alona rostrata (Koch). [1911 in Eynard 1912]. V.
Graptoleberis testudinaria (S. Fischer, 1848). [1911 in Eynard 1920]. V.
Leydigia quadrangularis (Leydig, 1860) = Leydigia leydigii (Schoedler). [1913 in Eynard 1920]. V.
Monospilus dispar Sars, 1862. [1911 in Eynard 1912]. V.
Rhynchotalona falcata (Sars, 1862). [1911 in Eynard 1920]. V.
Tretocephala ambigua (Lilljeborg, 1900) = Alonopsis ambigua (Lilljeborg). [1961 ? in Michel 1966].

Famille Macrothricidae Norman et Brady, 1867.

Lathonura rectirostris (O.F. Müller, 1785). [1913 in Eynard 1920].
Macrothrix laticornis (Jurine, 1820). [1911 in Eynard 1912].
Macrothrix rosea (Jurine, 1820). [1911 in Eynard 1920].
Ilyocryptus acutifrons Sars, 1862. [1912 in Eynard 1920]. V.
Ilyocryptus agilis Kunz, 1878. [1911 in Eynard 1920]. V.
Ilyocryptus sordidus (Lievin, 1848). [1911 in Eynard 1920]. V.

Ordre Onychopoda Sars, 1865.

Famille Polyphemidae Baird, 1846.

Polyphemus pediculus (Linné, 1761). [1913 in Eynard 1920]. V.
Bythotrephes longimanus Leydig, 1860. [1911 in Eynard 1912]. V. A.

Famille Leptodoridae Lilljeborg, 1861.

Leptodora kindtii (Focke, 1844) = Leptodora hyalina Lilljeborg. [1883 in Imhof 1883]. V. A.

SOUS-CLASSE COPEPODA

Famille Diaptomidae Sars, 1903.

Eudiaptomus gracilis (Sars, 1863) = Diaptomus gracilis Sars. [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.

Mixodiaptomus laciniatus (Lilljeborg, 1889) = Diaptomus laciniatus Lilljeborg. [1913 ? in Le Roux 1926]. V. Espèce non signalée après 1936.

Famille Cyclopidae Sars, 1913.

Sous-famille Eucyclopinae Kiefer, 1927.

Ectocyclops phaleratus (Koch, 1838). [1961 ? in Michel 1966].

Eucyclops macrurus (Sars, 1863). [1925 in Pelosse 1934]. V.

Eucyclops macruroides (Lilljeborg, 1901). [1925 in Pelosse 1934].

Eucyclops serrulatus (Fischer, 1851). [1923 in Pelosse 1934]. V.

Macrocyclops albidus (Jurine, 1820). [1923 in Pelosse 1934]. V. A.

Macrocyclops fuscus (Jurine, 1820) = Mesocyclops fuscus Jurine. [1927 in Pelosse 1934].

Paracyclops poppei (Fischer, 1853) = Cyclops fimbriatus var. poppei Schmeil. [1913 ? in Le Roux 1928].

Paracyclops fimbriatus (Fischer, 1853) = Cyclops fimbriatus Fischer. [1913 ? in Le Roux 1926]. V.

Tropocyclops prasinus (Fischer, 1860) = Cyclops prasinus Fischer. [1923 in Le Roux 1926]. V.

Sous-famille Cyclopinae Kiefer, 1927.

Acanthocyclops (Acanthocyclops) vernalis (Fischer, 1853) = A. vernalis typica Fischer = A. robustus forme setiger Thallwitz. [1926 in Pelosse 1934]. V. A.

Acanthocyclops (Acanthocyclops) robustus (Sars, 1863). [1995 in Gayte et al. 1998]. A.

Acanthocyclops (Megacyclops) gigas (Claus, 1857). [1920 in Pelosse 1934]. V.

Acanthocyclops (Megacyclops) viridis (Jurine, 1820). [1933 in Hubault 1947]. V. A.

Cyclops vicinus Ulianine, 1875. [INRA 1988]. R. A.

Cyclops prealpinus prealpinus (Kiefer, 1939). [1958 ? in Dussart 1958]. V. A.

Cyclops strenuus Fischer, 1851. [1913 ? in Le Roux 1926]. V.

Cyclops strenuus var. landei (Kosminski, 1933). [1961 ? in Michel 1966].

Cyclops abyssorum abyssorum Sars, 1863. [1925 in Pelosse 1926]. V.

Diacyclops bicuspidatus (Claus, 1857). [1923 ? in Pelosse 1934].

Diacyclops languidus (Sars, 1863) = Cyclops languidus Sars. [1913 ? in Le Roux 1926].

Diacyclops nanus (Sars, 1863) = Cyclops diaphanus ? [1913 ? in Le Roux 1926].

Mesocyclops leuckarti (Claus, 1857) = Cyclops leuckarti Claus. [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.

Mesocyclops leuckarti var. bodanicola (Kiefer, 1928). [1923 ? in Pelosse 1934].

Thermocyclops crassus (Fischer, 1853). [1995 in Gayte et al. 1998]. R. A.

Thermocyclops oithonoides (Sars, 1863). [1961 ? in Michel 1966].

Thermocyclops dybowskii (Landé, 1890). [1961 ? in Michel 1966].

Famille Lernaeopodidae

Lernoeopoda salmonea Linné. [1913 ? in Pelosse 1934].

Espèce ectoparasite des poissons, signalée une seule fois mais dont la présence actuelle est vraisemblable.

Ordre Harpacticoida

Le nombre réduit d'harpacticoïdes recensés dans le lac d'Annecy tient au fait que très peu de chercheurs se sont intéressés à ces microcrustacés benthiques. De nouvelles études seraient nécessaires.

Famille Canthocamptidae Sars, 1906

Attheyella (Attheyella) crassa (Sars, 1863). [1923 in Pelosse 1934]. R.

Attheyella (Mrázekiella) dentata (Poggenpol, 1874) = Brehmiella northumbrica Brady var. trisetosa Chappuis. [1933 in Pelosse 1939].

Bryocamptus (Arcticocamptus) rhaeticus (Schmeil, 1893) = Arcticocamptus rhoeticus Schmeil. [1923 in Pelosse 1933]. V.

Bryocamptus (Bryocamptus) minutus (Claus, 1863). [1923 in Pelosse 1934]. R.

Bryocamptus (Bryocamptus) vejdovskyi (Mrázek, 1893). [1933 in Pelosse 1939].
Bryocamptus (Bryocamptus) zschokkei (Schmeil, 1893). [1924 in Pelosse 1934].
Bryocamptus (Limocamptus) echinatus (Mrázek, 1893) = Limocamptus luenensis Schmeil. [1921 in Pelosse 1933]. R.
Canthocamptus microstaphylinus Wolf, 1905. [1924 in Pelosse 1934]. V.
Canthocamptus staphylinus (Jurine, 1820). [1913 ? in Le Roux 1926]. V.
Paracamptus schmeili Mrazek, 1893. [1923 in Pelosse 1934]. V.

SOUS-CLASSE BRANCHIURA

Famille Argulidae

Argulus foliaceus Linné. [1928 in Pelosse 1934].

Espèce ectoparasite des poissons, signalée une seule fois mais dont la présence actuelle est plus que plausible.

OSTRACODA

Les ostracodes recensés sont peu nombreux, n'ayant été mentionnés que par Le Roux. D'autres espèces restent certainement à identifier.

Famille Cyprididae

Candocyprinae

Candona candida (O.F. Müller, 1785). [1913 ? in Le Roux 1926].
Candona neglecta Sars. [1933 in Hubault 1947].
Cypris minuta Baird. [1913 ? in Le Roux 1928].
Cypricercus fuscatus (Jurine) = Eurycypris fuscata Jurine. [1913 ? in Le Roux 1926].
Dolerocypris fasciata O.F. Müller = Cypris fasciata O.F. Müller. [1913 ? in Le Roux 1927].
Cypridopsis vidua (O.F. Müller). [1913 ? in Le Roux 1927].
Herpetocypris strigata. [1913 ? in Le Roux 1926].

3.3. AUTRES GROUPES ZOOLOGIQUES PRESENTS DANS LE ZOOPLANCTON

MOLLUSQUES LAMELLIBRANCHES

Famille Dreissenidae

Dreissena polymorpha (Pallas, 1771). [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.

INSECTES DIPTERES

Famille Chaoboridae

Chaoborus flavicans (Meigen, 1830) = Corethra plumicornis Fabricius. [1913 ? in Le Roux 1926]. V. A.

Seule la larve carnivore est aquatique, l'adulte est aérien et inoffensif.

CNIDAIRES

Famille Olindiidae

Craspedacusta sowerbyi Lankester, 1880. [2005]. A.

Espèce nouvelle pour le lac du Bourget, récoltée par des pêcheurs en 2005 (S. Cachera, comm. pers.).

L'échantillonnage du peuplement pisciaire d'un grand lac : le cas du lac du Bourget

Fish sampling population in large lakes: an example in the lake Bourget

Charlotte Verges[1,2], Jean Guillard[2], Sébastien Cachera[3], Daniel Gerdeaux[2]

1 : ASCONIT Consultants, Domaine Scientifique de la Doua, 69603 Villeurbanne
2 : I.N.R.A., UMR CARRTEL, B.P.511F, 74203 Thonon Cedex.
3: C.I.S.A.L.B. 42 rue du Pré Demaison 73000 Chambéry.

Résumé. L'analyse du peuplement piscicole total du lac du Bourget par 3 approches différentes (statistiques de pêches, pêches scientifiques, hydroacoustique) révèle des divergences selon les méthodes. Les statistiques de pêche montrent une stabilité des captures d'une année sur l'autre, tandis que les inventaires scientifiques attestent d'une diminution des captures totales entre octobre 2004 et octobre 2005. L'analyse sur la population de perches uniquement montre également une divergence des indicateurs : alors que les captures par les pêcheurs amateurs ou professionnels restent constantes d'une année sur l'autre, les inventaires scientifiques montrent une diminution des densités. En revanche l'analyse sur les populations de salmonidés montre une convergence des indicateurs, à savoir des densités constantes entre 2004 et 2005. Les statistiques de pêche, lorsqu'elles sont fiabilisées et convertibles en CPUE, fournissent des indications fiables sur les populations. Dans l'optique de décrire l'état d'un peuplement de poissons, conformément à la DCEE, cette méthode permet d'affiner les observations sur les populations dominantes. Les statistiques de pêche présentent l'avantage de pouvoir retranscrire l'évolution dans le temps des populations et ainsi promouvoir une gestion raisonnée de la ressource.

Mots-clés : filets verticaux, hydroacoustique, statistiques de pêches, lac Bourget, DCEE

Abstract. The analysis on the total fish population with three different methods (fishery statistics, scientific fishing, hydroacoutics) reveals different evolution of the fish population according to these methods. The fishery statistics show constant captures from one year to the other, while the scientific approaches attest of a decrease of the total captures between October 2004 and October 2005. The analysis on only the perch population also shows a divergence of the indicators: whereas the captures by the fishermen remain constant one year to the other, the scientific inventories show a reduction in the percids densities. On the other hand, the analyses on the population below the thermocline, mainly salmonids, show a convergence of the indicators. The fishery statistics, when they are made reliable and convertible in sampling efforts can provide reliable indications on the population. To describe a fish stock, in accordance with the WFD, this method allows to precise the observations on the main populations. Lastly, the advantage of fishery statistics is to be able to describe the evolution in time of the fish population and thus to promote a reasoned management of the resource.

Key-words : vertical gillnet, hydroacoustic, fishery statistics, lake Bourget, WFD

1. Introduction

La Directive Cadre Européenne sur l'Eau place les Etats membres devant l'obligation de « restaurer la qualité des masses d'eau, […] avant quinze ans » et prévoit une première phase de diagnostic qui devra prendre en compte des « éléments de qualité biologique relatifs à l'ichtyofaune » : composition et abondances spécifiques du peuplement ichtyaire, présence d'espèces sensibles aux perturbations, structure en âge des communautés des espèces dominantes. Cette prise en compte du compartiment piscicole au sommet de la chaîne trophique, intégrateur de la qualité des plans d'eau, nécessite l'utilisation de différentes méthodes d'échantillonnage fournissant des descripteurs distincts du peuplement piscicole: statistiques de pêches (biomasse par espèce, Capture Par Unité d'Effort, poids individuels), pêches scientifiques (rendements de captures, compositions spécifiques, distributions verticales, structures en tailles des poissons), hydroacoustique (biomasse totale, répartitions spatiales, verticale et horizontale, structures en tailles de l'ensemble des cohortes). La mise en œuvre de ces méthodes est inféodée à des biais aussi bien dans les petits écosystèmes que dans les grands. Si dans des lacs de petites et moyennes dimensions ces méthodes sont faciles à mettre en place, elles le sont plus difficilement dans les « grands lacs » du fait d'une plus forte variabilité spatiale et temporelle et d'une mise en œuvre lourde. Dans le lac du Bourget, plus grand lac naturel français (4450 ha, profondeur 150 m), ces 3 approches ont été réalisées consécutivement en 2004 et 2005. L'analyse porte sur l'ensemble du peuplement, puis sur la population de perches (*Perca fluviatilis*) essentiellement localisée au-dessus de la thermocline, enfin sur les salmonidés, vivant préférentiellement en-dessous de la thermocline, de manière à affiner nos observations sur des populations occupant des habitats bien distincts et aux comportementx différents.

2. Matériel et méthodes

2.1. Filets verticaux

Cette technique (Hartmann, 1962) est utilisée pour l'échantillonnage des juvéniles et adultes des espèces maillables. L'objectif est de fournir une image semi-quantitative sous forme d'indices d'abondance pour chaque espèce. Ce dispositif permet de localiser dans le lac les secteurs préférentiels de fréquentation des différentes espèces au cours d'un cycle nycthéméral, ainsi que leur répartition verticale. On définit trois grandes zones de prospection de l'espace lacustre : littorale, sub-littorale à centrale, peu profonde, et centrale profonde. L'espace lacustre est divisé et cartographié en pôles d'attraction autour desquels l'ichtyofaune se répartit suivant des arrangements dynamiques. Les filets verticaux sont utilisés suivant le protocole proposé par Degiorgi et Grandmottet (1993), amélioré par Degiorgi *et al*. (2002). L'effort de pêche unitaire est constitué d'une batterie de 7 filets verticaux de tailles de mailles variant de 10 à 60 mm par pas de 10 mm, en passant par une maille de 15 mm. Cet ensemble de 7 filets est disposé sur un poste pendant 24 heures. Cet effort est répété trois fois pour chaque campagne.

2.2. Hydroacoustique

Les principes de base des techniques d'échosondage et d'échointégration sont décrits dans de nombreux ouvrages, en particulier Simmonds et McLennan (2005). Le sondeur utilisé lors de nos campagnes est un sondeur Simrad EK 60, split-beam, de fréquence d'impulsion 70 kHz et de longueur d'impulsion 0,2 ms, connecté à un GPS. L'angle total d'ouverture est de 11° à -3 dB. Les mesures sont ré alisées à partir du bateau « Antarès » de longueur 6,4 m, le transducteur étant fixé sur le côté du bateau. Les seuils de détection sont fixés à -55 dB pour l'écho-intégration afin de s'affranchir des échos liés au bruit ou aux organismes autres que les poissons (Brandt, 1996). Les calibrations du sondeur sont effectuées une fois par an dans le bassin de l'IFREMER à Brest et avant chaque campagne *in situ* selon le protocole standard de Foote *et al*. (1987), en vérifiant la température afin

d'ajuster les paramètres du milieu. Le protocole employé sur le lac du Bourget est le protocole standard utilisé dans le lac d'Annecy ainsi que dans d'autres lacs et retenues (Guillard et Marchal, 2001) : parcours de nuit en transects distants de 500 m et effectués à environ 8 $km.h^{-1}$. Les campagnes d'acoustique sont effectuées de façon synchrone avec les campagnes de pêches (tableau 1). Pour cette comparaison nous nous sommes intéressés uniquement aux densités de poissons détectés par unité de surface, (s_A m^2. ha^{-1} défini par McLennan *et al.,* 2002), les analyses de la biomasse ayant été réalisées avec le logiciel Sonar5. La comparaison des densités obtenues par acoustique avec les rendements pondéraux obtenus par les filets ne nécessitent pas de transformer les données acoustiques (s_A) en données pondérales par filets tendus. Pour le calcul de la densité nous avons choisi comme estimateur la moyenne arithmétique des valeurs, celle-ci étant considérée comme un estimateur sans biais de la moyenne sur la zone si l'effort est réparti de façon homogène sans hypothèse statistique au départ (Smith, 1990).

2.3. Statistiques de pêche

2.3.1. Pêche professionnelle

Chaque pêcheur professionnel doit s'acquitter de l'achat d'une licence de pêche pour pouvoir exercer son métier qui implique l'obligation réglementaire de déclarer les captures au cours de la saison de pêche. Chaque professionnel doit ainsi retourner mensuellement une fiche de déclarations de captures à la DDAF en reportant les tonnages journaliers pour chaque espèce capturée. Pour le corégone (*Coregonus lavaretus*) il est également tenu de noter le nombre de pics (filets dérivants pélagiques) ainsi que le nombre de poissons pêchés. Par l'intermédiaire de ces déclarations, on est en mesure d'évaluer le prélèvement réalisé par la pêche professionnelle au cours des saisons et des années, les statistiques de pêche étant enregistrées depuis 1920. Depuis une dizaine d'années, 10 licences de pêche sont attribuées chaque année sur le lac du Bourget.

2.3.2. Pêche amateur

Avant 1987 aucune statistique sur la pêche amateur n'est disponible. A partir de cette date, la catégorie « pêche amateur en bateau » a été suivie avec la mise en place d'un permis et d'un carnet de déclaration des captures obligatoire. Depuis une dizaine d'années, on recense en moyenne 1 500 pêcheurs sur le lac. Ces carnets se présentent sous la forme de tableaux mensuels répertoriant le nombre d'individus capturés, leurs poids et la technique utilisée pour chaque jour du mois. De cette façon, la capture d'une espèce est ramenée à une sortie et caractérisée soit par le nombre d'individus pêchés, le poids total ou les deux. Chaque pêcheur en bateau est tenu de retourner son carnet à l'association de pêche à la fin de chaque saison. Depuis 2004, une quinzaine de pêcheurs amateurs en bateau s'est portée volontaire pour remplir un carnet plus spécifique permettant de préciser la dynamique des populations exploitées de salmonidés.

Tableau 1. Dates d'acquisition des données.

	2004			2005	
	20-23 avril	21-24 juin	11-14 octobre	11-14 avril	10-14 octobre
Hydroacoustique	X	X	X	X	X
Pêches scientifiques (filets verticaux)		X	X		X
Statistiques de pêches					
Professionnel		Données sur 2004 et 2005			
Amateur		Données sur 2004 et 2005			

3. Résultats

Le peuplement de poissons est fortement structuré par la température, qui lors de l'installation de la thermocline est scindé : au dessus de la thermocline, percidés et cyprinidés principalement, en dessous salmonidés (Guillard *et al.*, 2006)

3.1. Confrontation des indicateurs piscicoles fournis par les trois approches

3.1.1. Sur toute la colonne d'eau

En première approche, l'analyse porte sur l'ensemble de la masse d'eau, en utilisant les 3 méthodes (figure 1, graphiques de gauche), Les résultats traduisent deux visions différentes du peuplement piscicole global entre les données issues de la pêche d'une part et l'hydroacoustique et les filets verticaux d'autre part. En effet, l'hydroacoustique et les pêches scientifiques montrent une diminution du stock global d'un facteur 3 à 5 entre octobre 2004 et octobre 2005. En revanche, les données de pêche ne reflètent pas cette tendance, le stock capturé étant du même ordre de grandeur entre 2004 et 2005.

3.1.2. Sur le peuplement supérieur à la thermocline

Afin d'affiner cette analyse, nous nous intéressons plus particulièrement à la population des percidés et cyprinidés, essentiellement située au-dessus de la thermocline, dès l'installation de la stratification thermique (figure 1, graphiques centraux). Ce peuplement, majoritaire en terme de biomasse est principalement composé de percidés pour les deux années concernées (Vergés *et al*., 2006). L'analyse s'appuie sur les rendements pondéraux des perches issus des filets verticaux, de la biomasse acoustique détectée dans la couche supérieure à la thermocline, des captures issues des statistiques de pêches des professionnels et des statistiques des amateurs.

a) Tonnage des perchots par les pêcheurs professionnels

Les rendements de capture des pêches scientifiques pour la perche et les données hydroacoustiques montrent une population qui diminue entre 2004 et 2005. En revanche, les captures de perches effectuées par les pêcheurs professionnels, quantité de perchots pris aux « mirandeliers » (taille < 10 cm) sans prise en compte de l'effort de pêche, sont stables ces deux années de suite. Les tendances mises en évidence par les deux types d'échantillonnage ne sont pas les mêmes.

b) CPUE perche des pêcheurs amateurs

Dans un deuxième temps, on s'intéresse aux CPUE des perches capturées par les pêcheurs amateurs, juvéniles et adultes (poids total de perches par sortie), confrontées avec les deux autres approches. On remarque que les indicateurs sont divergents. En effet, les captures de perches par les pêcheurs amateurs restent constantes d'une année sur l'autre.

3.1.3. Sur le peuplement inférieur à la thermocline

Nous nous axons ici sur les salmonidés, principalement corégones et omble chevalier *(Salvelinus alpinus*). Les images fournies par chacune des trois approches sont convergentes, à savoir que le stock de salmonidés capturés par les pêcheurs professionnels et amateurs a diminué en 2005 par rapport à 2004, de même que le stock mesuré par les échantillonnages scientifiques par pêche et par hydroacoustique.

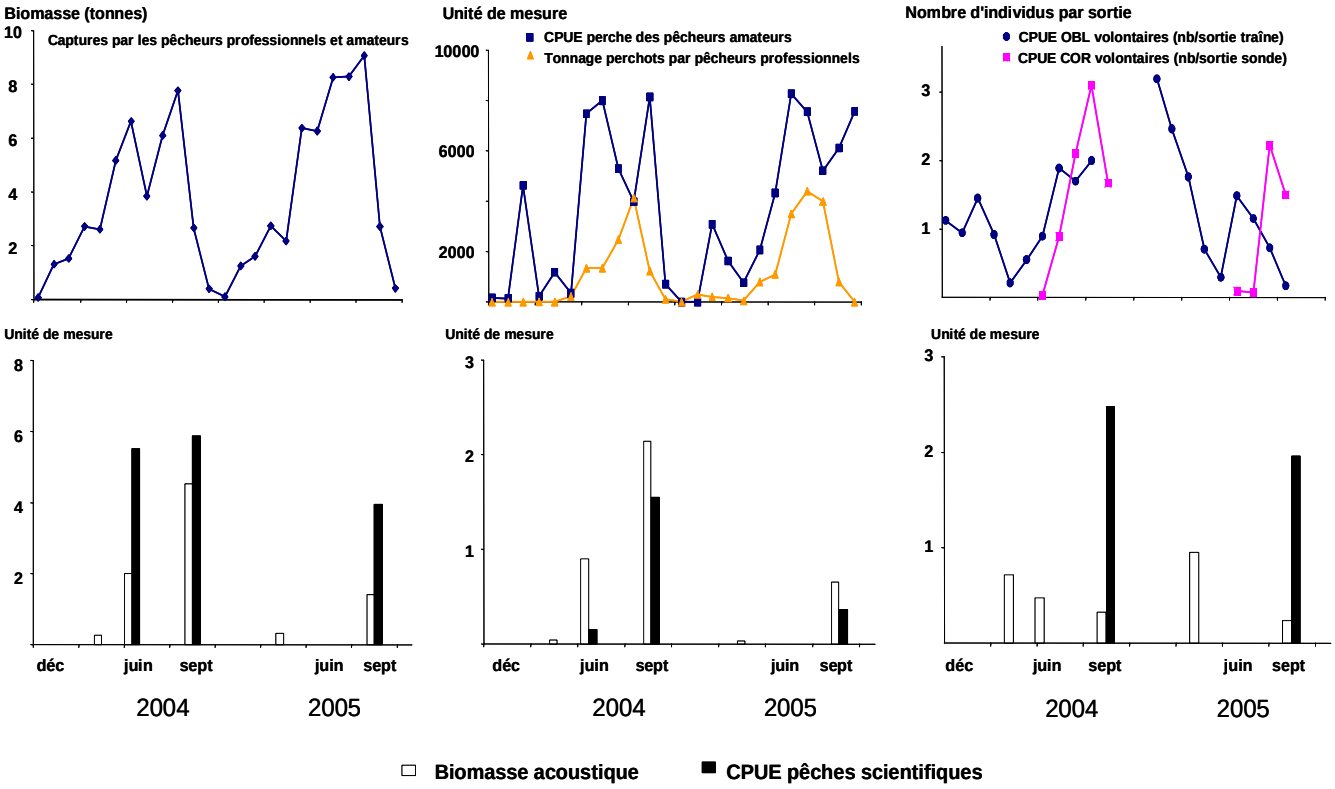


Figure 1. Confrontation des indicateurs pour les 3 méthodes d'échantillonnage. A gauche peuplement global ; au centre population de perches ; à droite population de salmonidés.

4. Discussion

Les statistiques de pêche fournissent des données quantitatives sur le stock piscicole en termes de rendements de capture lorsque l'effort de pêche est connu. Elles permettent également d'apprécier les variations sur plusieurs années des captures et à ce titre, elles constituent une méthode représentative de l'évolution des populations et des changements au sein de celles-ci (dominance de cohortes) et/ou entre populations (disparition d'espèces d'intérêt halieutique). Les échantillonnages par pêches scientifiques et par hydroacoustique fournissent une image du peuplement à un instant donné. Cette image est représentative du stock en place. Ces deux méthodes sont par ailleurs complémentaires dans la mesure où les pêches par filets maillants fournissent des informations qualitatives sur la composition spécifique du peuplement, les répartitions verticales des populations au sein de la colonne d'eau ainsi que sur les distributions en classes de taille, l'hydroacoustique permettant une estimation quantitative du stock piscicole et des distributions spatiales. Chacune d'elles présente des biais (fiabilité des informations pour les statistiques de pêche, sélectivité et problème de sous échantillonnage des zones pélagiques pour les pêches aux filets, pas de prospection des zones littorales, près de la surface et des fonds pour l'hydroacoustique).

La confrontation des 3 méthodes disponibles sur le lac du Bourget présente des images divergentes du peuplement. En effet les statistiques de pêche montrent une stabilité apparente des captures pour l'ensemble du peuplement entre 2004 et 2005, tandis que l'image du stock fournie par les échantillonnages scientifiques reflète une diminution de la biomasse totale. Cette divergence concerne essentiellement le peuplement au-dessus de la thermocline et peut s'expliquer de différentes manières. Tout d'abord, la relative stabilité des captures des professionnels doit être analysée avec précaution puisque l'effort de pêche associé n'est pas connu. Celui-ci a donc pu augmenter entre 2004 et 2005 masquant ainsi la diminution de la ressource en percidés. La baisse du rendement des captures de corégones en 2005 pourrait expliquer le report de l'effort de pêche sur les perches. Malgré tout, on

constate également une stabilité des captures des pêcheurs amateurs bien qu'elles soient assorties d'un effort de pêche. On peut alors s'intéresser à la dynamique saisonnière de la population de perches. En effet, le stock 2004 de perches repose sur une forte densité d'alevins de l'année et des individus supérieurs à 2 ans tandis que le stock 2005 comprend un recrutement plus faible et les 1+ de la forte génération 2004. Ainsi, les captures de 2004 reposent sur des 0+ et celles de 2005 sur un mélange de 0+/1+. Par conséquent, le manque de 0+ en 2005 ayant pu être comblé par des 1+, on explique en partie la stabilité des CPUE amateurs qui sont exprimées en grammes par sortie. Enfin, les résultats de ces comparaisons sont à relativiser par rapport à la localisation des filets dans la masse d'eau, différente pour les pêcheurs professionnels et scientifiques, ainsi qu'au volume total sondé par l'acoustique. En effet, les filets à friture étant exclusivement tendus sur la beine lacustre, il serait plus pertinent de mettre en relation les captures des professionnels avec les captures littorales des pêches scientifiques. Or, les rendements des pêches scientifiques réalisés en littoral étaient comparables voire plus élevés en 2005. L'hydroacoustique, quant à elle, sous-estime cette zone et reflète davantage l'image du peuplement sublittoral et pélagique.

Par ailleurs, on peut s'interroger sur l'existence d'un seuil à partir duquel le stock est capable de fournir un rendement stable, même s'il varie d'un facteur relativement élevé, ici entre 3 et 5. En effet, le nombre de pêcheurs professionnels est limité et l'effort de pêche l'est par conséquent aussi. Ainsi, il peut exister un « seuil » au-delà duquel les densités de poissons sont telles que les variations ne sont plus percevables malgré le déploiement d'un effort de pêche maximal. En ce qui concerne le peuplement de salmonidés, les informations fiables des captures fournies par les pêcheurs volontaires montrent une diminution du stock qui est également constatée par les échantillonnages scientifiques.

5. Conclusion

Ce travail montre que les deux méthodes d'inventaire scientifique attestent de la même tendance. Toutefois ces méthodes produisent des « images » ponctuelles du peuplement. En revanche, les données issues des statistiques de pêche, lorsqu'elles sont fiabilisées et convertibles en CPUE, fournissent des indications sur les populations ciblées. Dans l'optique de décrire l'état du peuplement, conformément à la DCE, le croisement des informations fournies par les trois approches permet de préciser la dynamique des populations dominantes. Enfin les statistiques de pêche présentent l'avantage de pouvoir retranscrire l'évolution dans le temps des populations et ainsi promouvoir une gestion raisonnée de la ressource.

Références bibliographiques

Brandt S.B. 1996. Acoustic assessment of fish abundance and distribution. *In:* Murphy B.R., Willis, D.W. (Eds) Fisheries Techniques, 2nd edition, Am. Fish. Soc., 385-432.

Degiorgi F., Grandmottet J.P., Raymond J.C. et Rivier J. 2002. Échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre : engins passifs et protocole de prospection. *In* : La gestion piscicole des grands plans d'eaux, Ed. Gerdeaux, INRA Paris, 151-182.

Degiorgi F., Grandmottet J.P., 1993. Relations entre la topographie aquatique et l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre, définition des modalités spatiales d'une stratégie de prélèvement reproductible. Bull. Fr. de Pisc., 329, 199-220.

Foot K.G., Knudsen H.P., Vestnes G., MacLennan D.N., Simmonds E.J. 1987. Calibration of acoustic instruments for fish-density estimation: a practical guide. *ICES Cooperative Research Report, 144 p.*

Guillard J. et Marchal E. 2001. L'hydroacoustique, méthode d'étude de la distribution spatiale et de l'abondance des peuplements pisciaires lacustres. *In* : La gestion piscicole des grands plans d'eaux, Ed. Gerdeaux, INRA Paris, 215 - 239.

Guillard J., Perga M.E., Colon M. et Angeli N. 2006. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, Perca fluviatilis, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France), *Fish. Man. Ecol.*,13, 1-9.

Hartmann G.F. 1962. Use of gill net rollers in fisheries investigations.*Trans. Am. Fish. Soc*., 91, 224-225.

MacLennan D., Fernandes P.G., Dalen J., 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES Journal of Marine Science*, 59 : 365-369.

Simmonds E.J., MacLennan D.N, 2005. Fisheries acoustics, Theory and Practice, Second edition, Blackwell Science, Oxford.

Smith S. 1990. Use of statistical models for the estimation of abundance from groundfish survey data. *Can. J. Fish. Aquat. Sci., 47, 894-903*.

Vergès C., Colon M. et Guillard J. 2006. Etude hydroacoustique de l'ichtyofaune du Lac du Bourget : Bilan des campagnes 2004 et 2005. *Rapp. I.L.*, 262-2006, 23 p.

Etude spatio-temporelle de la reproduction du brochet (*Esox lucius*) dans le lac du Bourget

Spatio-temporal study of pike reproduction (*Esox lucius*) in Lake Bourget

S. Cachera[(1)], J. Schneider[(2)].

(1) Comité InterSyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget, 42 rue du Pré Demaison, ZI Bissy, 73 000 Chambéry, France. sebastien.cachera@cisalb.fr
(2) A.A.P.P.M.A du lac d'Aiguebelette B.P. 8 , 73 610 Lépin le lac, France. aappma.aiguebelette@free.fr

Résumé. Depuis 2000, on constate une forte augmentation de la population de brochet dans le lac du Bourget. L'explosion de cette espèce semble être reliée au retour d'une végétation aquatique abondante et diversifiée consécutive à l'amélioration de la qualité de l'eau. Le but de cette étude est de comprendre le déroulement de la fraie dans ces nouvelles conditions et de connaître la dynamique de la population. Trois sites ont été étudiés : zone inondable, « délaissés » et zone littorale. Une fréquentation préférentielle des herbiers de characées, de nouveau abondants en zone littorale, a été constatée au moment de la reproduction. Une centaine de brochets matures a été capturée entre 4 et 6 m de profondeur à l'aide d'araignées de mailles 50 à 80 mm. Cette année, la fraie s'est déroulée pendant les 15 premiers jours d'avril. Les mâles sont plus nombreux et présents plus longtemps que les femelles qui repartent rapidement après la reproduction. La maturité sexuelle est acquise à 2 ans pour les mâles et à 3 ans pour les femelles. La croissance est très rapide : 35 cm à 1 an et plus de 50 cm à 2 ans. Cette étude fournit des informations essentielles quant à la gestion de cette espèce nouvellement abondante dans le lac du Bourget.

Mots clés. Brochet, *Esox lucius*, lac du Bourget, reproduction, characée

Abstract. Since 2000, we note an important increase of pike's population in Bourget Lake. This increasing seems to be connected with the return of an abundant and diversify watery vegetation and a higher water quality. This study aims to understand the course of the spawning time in these new conditions and to know the dynamic's population. Three sites were studied: an easily flooded zone, "an old arm" and the littoral zone. A preferential frequentation of characea's herbaria, recently abundant in littoral zone, was noted during the reproduction. A hundred of mature pike were captured between 4 and 6 meter deep using net's mesh of 50 to 80 mm. This year, the spawning time proceeded during the fifteen first day of April. Male are more numerous and stay more time on site of reproduction than the female that leave quickly this zone after reproduction. Sexual maturity is acquired at 2 years for males and 3 years for females. The growth is fast: 35 cm at 1 year and 50 cm at 2 years. This study gives us essential information for management of this specie recently abundant in the Bourget Lake.

Key words. Pike, *Esox lucius*, Bourget's lake, reproduction, characea

1. Introduction

Depuis le début des années 90, l'amélioration de la qualité de l'eau du lac du Bourget a engendré un remaniement de la composition spécifique de son peuplement piscicole. On assiste notamment au retour des espèces nobles du lac telles que le corégone et l'omble chevalier mais aussi à l'explosion d'autres espèces d'intérêt halieutique comme le brochet. En effet, en l'espace de 2-3 ans, les captures des pêcheurs amateurs ont été multiplié par 10 pour cette espèce, passant de 200 kgs à plus de 2 tonnes pour un même effort de pêche (CISALB, 2005). Cet accroissement semble coïncider avec l'explosion de la flore aquatique et plus particulièrement, des herbiers de characées ces dernières années (CPNS, 2000). Cette observation a fait naître une hypothèse parmi la communauté scientifique suivant laquelle le brochet utiliserait les herbiers de characées comme support de ponte quand ceux-ci deviennent très abondants au détriment des sites de reproduction traditionnels. Le brochet adopterait donc une reproduction en milieu lacustre.
Nous proposons de vérifier cette hypothèse en analysant la fréquentation des géniteurs dans les sites traditionnels (délaissé et zone humide) et dans la zone littorale lacustre. L'étude permet dans un second temps d'apporter des précisions sur la dynamique du stock de reproducteurs de brochets en milieu lacustre. Ces nouvelles connaissances permettront enfin de proposer de nouvelles orientations de gestion concernant cette espèce et l'intérêt divergent qu'elle suscite auprès des pêcheurs professionnels et des pêcheurs amateurs.

2. Matériel et méthodes

2.1. Protocole d'échantillonnage

Délaissé

Les deux plus grands délaissés du lac ont été retenus pour l'étude, il s'agit du délaissé de Quissard et du délaissé de Grésine situés sur la commune de Brison Saint-Innocent. Dans ces zones, la fréquentation des géniteurs de brochet est évaluée par une méthode indirecte en utilisant des frayères artificielles (support artificiel de 1,5 m de côté garni de nombreuses branches d'épicéa). Le choix de cette méthode a été motivé par une étude antérieure réalisée par Gillet (in Gerdeaux, 2001) sur les mêmes sites et qui avait donné des résultats très satisfaisants. Dans chaque délaissé, deux frayères artificielles ont été mises en place à des endroits différents sur des fonds compris entre 50 cm et 1,20 m.

Les frayères sont placées à partir de mi-février et remontées chaque semaine jusqu'à la fin de la fraie pour vérifier la présence d'œufs, dans ce cas ils sont dénombrés et les branches sont remplacées. Dans chaque délaissé, un thermomètre enregistreur mesure la température pendant toute la durée de l'étude.

Zone inondable

Situé au sud du lac, le canal de Terre Nue présente des caractéristiques favorables à une remontée du brochet : canal en connexion avec des fossés et une zone inondable. Certains chenaux au Nord du lac sont également très propices mais pour des raisons logistiques, nous avons retenu la partie sud.

Nous avons choisi de disposer une nasse en travers du canal de Terre Nue. La nasse utilisée a une dimension de 1,75 m de longueur et 85 cm de côté. Pour faciliter la capture des brochets, des ailes ont été ajoutées afin de guider le poisson dans la nasse. L'effort de pêche est défini sur la période de mars / avril avec deux captures par semaine (variable suivant les conditions du milieu). La nasse est déposée pendant 24 h et, à chaque relève, la température est mesurée à l'aide d'une sonde-multi-paramètres.

Zone littorale lacustre

Les zones de reproduction les plus prometteuses du lac ont été identifiées au préalable en se basant sur une cartographie des herbiers faite par le Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie en 2000. Deux zones principales ont été retenues, à savoir la partie Nord et la partie Sud du lac. Cependant, pour des raisons logistiques, l'étude a porté sur la partie sud du lac. Cette zone, d'une superficie d'environ 100 ha, est composée de grands massifs d'herbiers et notamment de characées.

L'échantillonnage de ce secteur s'est effectué à l'aide de filets araignées traditionnels dont les caractéristiques sont rappelées dans le tableau I. L'effort de pêche journalier de la batterie de filet représente environ 500 m².

Tableau 1. Caractéristiques des filets « araignées » utilisés dans la zone littorale sud du lac.

	Filet 1 maille 50 mm	**Filet 2 maille 50 mm**	**Filet 3 maille 60 mm**	**Filet 4 maille 75 mm**	**Filet 5 maille 80 mm**
Type de fil	nylon monofilament	nylon monofilament	nylon monofilament	nylon monofilament	nylon monofilament
Diamètre du fil (mm)	0,25	0,25	0,25	0,3	0,35
Longueur (m)	40	37	13	100	37,5
Hauteur (m)	2	2	2	2,50	2
Surface (m²)	80	74	26	250	75

L'effort de pêche se concentre sur la période de début mars à mi-avril ce qui correspond, sous nos latitudes, à la période de migration du brochet sur les sites de ponte. Deux pêches sont effectuées chaque semaine. Pour chaque séquence de pêche, les filets sont posés en fin d'après-midi et relevés le lendemain matin. A chaque relève, la température de surface est enregistrée à l'aide d'une sonde multi-paramètres.

Au fur et à mesure de la relève des filets, les poissons capturés sont stabulés dans un grand bac. Les espèces autres que le brochet sont relâchées tant que possible sinon sacrifiées. Les géniteurs de brochet capturés dans chaque filet sont pesés et mesurés. Le sexe et l'état de maturité des individus sont déterminés par une légère pression sur l'abdomen (évacuation d'ovules pour la femelle et de laitance pour le mâle) ou par observation des parties génitales (RICHARD, 1979). Un prélèvement d'écailles sur tous les individus est également effectué afin de déterminer la structure en âge de la population de géniteurs. Les reproducteurs sont ensuite remis à l'eau ou sacrifiés si leur état est jugé critique.

3. Résultats

3.1. Délaissé

Pendant les 2 mois d'étude, aucun œuf de brochet n'a été trouvé sur les frayères artificielles déposées dans les délaissés de Quissard et de Grésine.

3.2. Zone inondable

Sur le site du canal de Terre Nue, les résultats ont également été très décevants. En effet, en 12 campagnes de pêche, 1 seul brochet a été capturé. Il s'agit d'un brochet mâle de 45 cm retrouvé dans la nasse le 15 avril. Il faut également ajouter que, par trois fois, la nasse a été retrouvée inopérante : clapet du fond ouvert, nasse déplacée, ailes décrochées.

3.3. Zone littorale lacustre

3.3.1. Captures

Les filets ont été tendus entre 2 et 6 m de profondeur afin d'augmenter notre probabilité de pêcher sur des herbiers de characées. A chaque capture de brochet, on a pu constater des characées dans les mailles du filet.

Les pêches au filet ont permis de capturer 100 brochets pendant la période d'échantillonnage. La CPUE (Capture Par Unité d'Effort) moyenne est supérieur à 1 ind/jour/100m² de filet (tableau II).

Tableau 2. Résultats des campagnes de capture de géniteurs de brochet aux mois de mars et avril 2005.

Maille filet (Surface)	Total géniteurs		Femelles		Mâles	
	Nbre	CPUE (nb/100m²)	Nbre total	CPUE (nb/100m²)	Nbre total	CPUE (nb/100m²)
50 mm (154m²)	59	3,16	12	0,65	47	2,51
60 mm (26m²)	3	1	2	0,64	1	0,36
75 mm (250m²)	29	0,96	13	0,43	16	0,53
80 mm (75m²)	9	1	9	1	0	0
Batterie filets (505m²)	***100***	***1,65***	***36***	***0,59***	***64***	***1,056***

Les mâles sont préférentiellement capturés par les araignées de maille 50 mm et les femelles se maillent davantage dans les filets de 80 mm.

Tout au long de la période d'échantillonnage, le même effort de pêche a été alloué pour chaque campagne, soit la batterie complète de filets posée pendant une nuit. Nous avons donc pu évaluer la période de reproduction en observant l'évolution des captures de géniteurs entre mars et avril 2005 (figure 1). Un pic de capture correspondant à une augmentation de fréquentation de la zone littorale par les géniteurs a été constaté entre le 30 mars et le 13 avril pour les mâles et entre le 30 mars et 5 avril pour les femelles. Le temps de fréquentation des frayères par les femelles semble plus court que pour les mâles. La pêche du 5 avril présente des CPUE beaucoup plus faibles et peut s'expliquer par le fait que nous avons essayé de tendre les filets plus au large afin de vérifier la présence ou l'absence de géniteurs sur des profondeurs supérieures à 6 m.

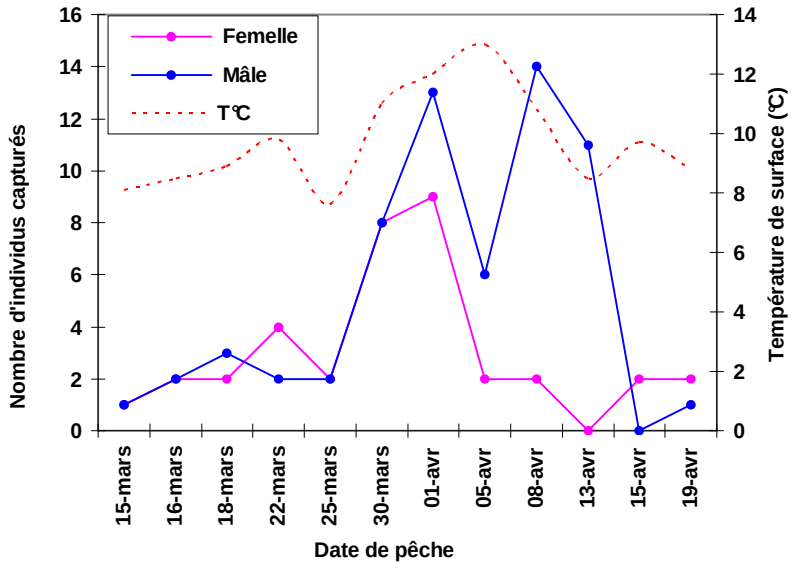


Figure 1. Evolution temporelle des captures de géniteurs de brochet et de la température de surface.

Le suivi thermique de la zone littorale fournit une information supplémentaire sur le déclenchement de la fraie (figure 1). Sur cette courbe, on voit un pic de température le 22 mars qui peut être relié avec un léger pic de capture de brochet. Quelques jours plus tard, le 30 mars, une seconde élévation de température brutale et surtout durable coïncide de façon significative avec le démarrage de la reproduction. Le seuil de température est situé entre 8

et 10 °C mesuré en surface. On a pu vérifier ponctu ellement que la température au fond, donc au niveau des herbiers était inférieure d'1 °C par rapport à la surface.

3.3.2. Maturité sexuelle

On constate que les mâles représentent 64 % du nombre de captures et qu'ils sont tous spermiants. Chez les femelles, représentant 36 % du total de brochets pêchés, l'état de maturité sexuelle a évolué au fur et à mesure de l'échantillonnage (figure 2). Les quinze derniers jours de mars, toutes les femelles capturées n'étaient pas encore mûres. A partir du 30 mars, nous avons obtenu plus de 50 % de femelles mûres et 2 jours plus tard, près de 80 %. Très rapidement, ce taux a baissé et dans les dernières pêches d'avril nous capturions systématiquement une femelle mûre et une femelle qui avait déjà pondu.

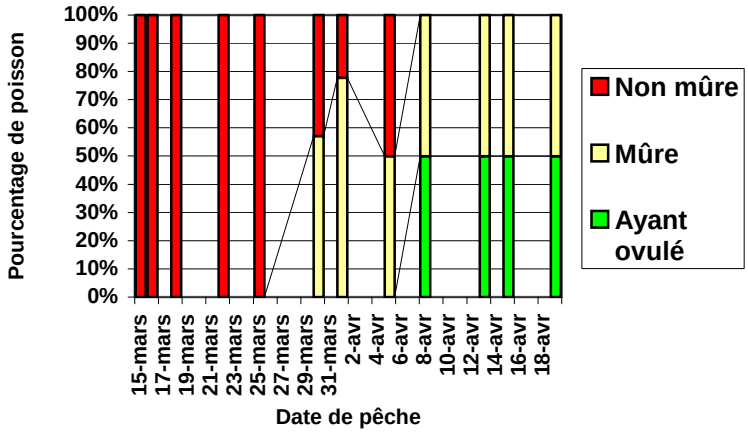


Figure 2. Evolution temporelle de la maturité sexuelle des femelles capturées au filet.

3.3.3. Dynamique et structure de la population de géniteurs

Grâce aux données récoltées sur le terrain, on est en mesure d'apprécier la structure en taille de la population de géniteurs (figure 3).

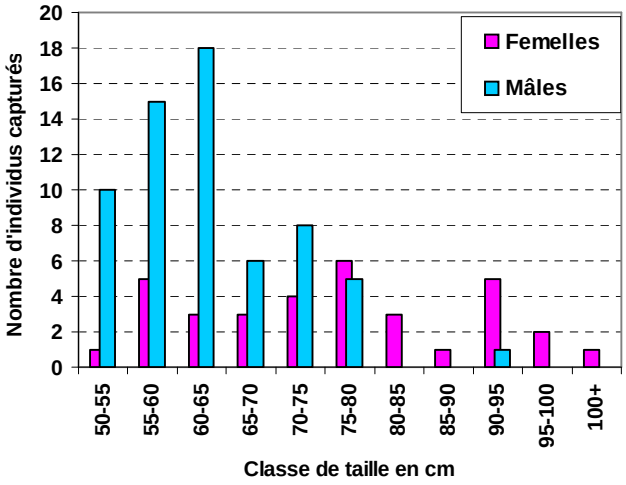


Figure 3. Distribution en taille des géniteurs de brochet

Le stock de géniteurs est dominé par des mâles de taille comprise entre 50 et 65 cm. La proportion de mâles diminue vers les grandes tailles et ils sont quasi absents au-delà de

80 cm. La proportion de femelles quant à elle est plus constante dans toutes les classes de taille, de 50 à 115 cm, avec une majorité entre 75 et 80 cm.

Dans un second temps, l'analyse scalimètrique a permis de déterminer la structure en âge des géniteurs capturés (figure 4).

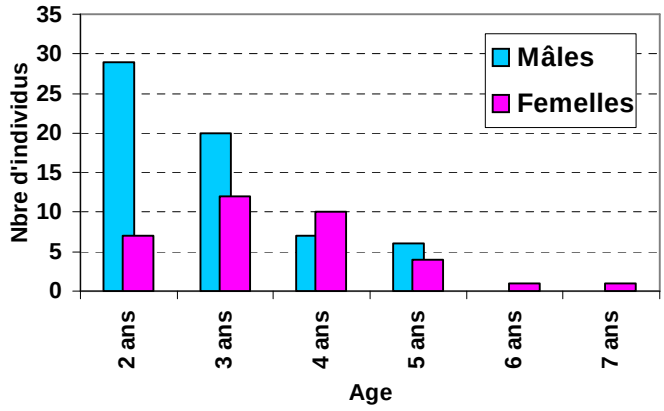


Figure 4. Structure en âge des géniteurs de brochet.

Il apparaît très clairement que les mâles représentent une grosse partie des jeunes individus (2 et 3 ans), ensuite la proportion diminue très fortement pour ne retrouver aucun mâle au-delà de 5 ans. On observe moins de femelles jeunes et une majorité entre 3 et 4 ans. Enfin, quelques unes sont plus âgées (jusqu'à 7 ans).

3.3.4. Croissance

A partir du jeu d'écailles prélevées sur la centaine de géniteurs de brochet, nous avons tenté de calculer une équation de rétromesure permettant de calculer la longueur du poisson à différents âges. Trois modèles de rétromesures ont été testés sur notre jeu de données (FRANCIS, 1989) :

- Modèle de FRAZER-LEE Li=c+(Lc-c)(Si/Sc)
- Modèle de WITHNEY CARLANDER Li=[(c+dSi)/(c+dSc)]/Lc
- Modèle de HILE Li= -(a/b)+(Lc+a/b)(Si/Sc)

Avec : Li : Longueur à l'âge i
Si : Distance de l'annuli au nucleus de l'âge i
Sc : Longueur totale de l'écaille
Lc : Longueur du poisson
a, b, c, d : Constantes issues des relations « longueur écaille / longueur poisson »

Ces trois modèles permettent d'élaborer trois courbes de croissance à partir des longueurs rétrocalculées (figure 5) ainsi qu'un intervalle de confiance pour chacune. Les trois courbes obtenues sont similaires mais c'est au niveau des longueurs rétrocalculées à l'âge d'1 an qu'on note des différences. Au cours de pêches scientifiques réalisées dans le cadre de l'étude piscicole du lac du Bourget, des brochets d'1 an ont été capturés. Nous avons donc utilisé ces données (points rouges sur la figure 5) afin de choisir le modèle qui était le plus proche de la réalité. Au final, nous avons donc retenu le modèle de Withney Carlander. Le modèle de Frazer Lee tend à surestimer les tailles à 1an tandis que celui de Hile les sous-estime légèrement. Avec nos données, l'équation proposée par Withney Carlander devient **Li=[(-3,2484 + 5,0605 Si) / (-3,2484 + 5,0605 Sc)] / Lc**.

En se basant sur ce modèle, on voit que la croissance est surtout très forte la 1ère et la 2ème année avec une augmentation de taille de 30 cm la 1ère année et une taille de 50 cm atteinte en 2 ans pour les 2 sexes. A partir de 2 ans, la courbe de croissance des mâles tend à s'infléchir vers une valeur asymptotique de 80 cm. Pour les femelles, la pente de la courbe diminue légèrement après 2 ans mais reste tout de même importante. Les valeurs de 6 et 7 ans sont à tempérer par le fait qu'elles reposent sur quelques individus. Cependant, à 5 ans, une femelle peut atteindre la taille d'1 mètre.

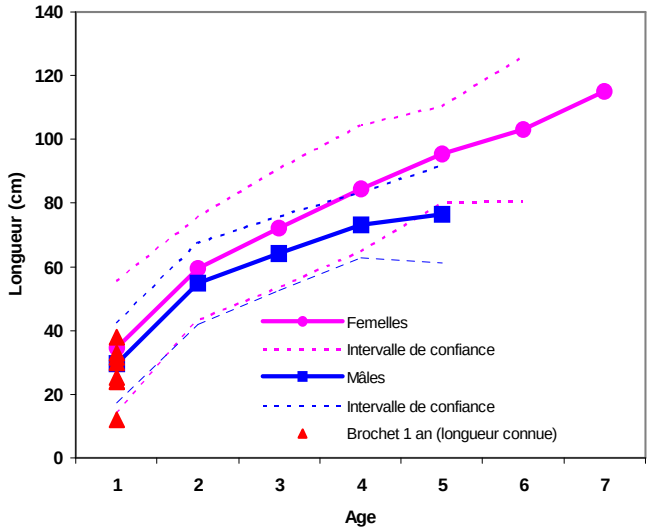


Figure 5. Courbes de croissance du brochet au lac du Bourget obtenues (Modèle de rétromesure retenu : Withney-Carlander).

4. Discussion

L'étude a permis de mettre en évidence un changement du comportement reproducteur du brochet au lac du Bourget. L'espèce semble délaisser les frayères traditionnelles (délaissé et zone humide) au profit de zones de végétation nouvellement formées, les herbiers de characées localisés entre 2 et 8 mètres de profondeur en zone littorale lacustre. Les échantillonnages réalisés dans les délaissés et dans le canal de Terre Nue n'ont donné aucun résultat. Or, dans les années 80, Gillet (In Gerdeaux, 2001) avait réalisé la même expérimentation avec des frayères artificielles dans les mêmes délaissés et des œufs de brochet avaient pu être dénombrés. En ce qui concerne le canal de Terre Nue, à part les trois fois où la nasse a été retrouvée inopérante, le système de piégeage semblait efficace puisque d'autres espèces ainsi qu'un petit brochet ont été capturés. En comparaison avec d'autres études menées de la même manière sur des rivières canadiennes, américaines et sur la Saône, les résultats étaient plus probants avec dans le pire des cas entre 2 et 8 brochets capturés par nasse et par jour (CSP, 1995). Outre l'hypothèse d'un délaissement de ces zones par les géniteurs, on peut également incriminer la qualité physico-chimique du canal étudié qui se trouve en aval d'une zone industrielle et d'un aéroport. Malgré tout, au Nord du lac, on trouve un réseau de canaux et de fossés beaucoup plus denses et certainement de meilleure qualité. Un rapide passage sur ces secteurs nous a permis de constater tout de même un encombrement important de toutes ces annexes limitant sévèrement toute migration du brochet en période de fraie. Enfin, on peut ajouter que les niveaux du lac sont gérés artificiellement depuis 1980 ce qui réduit très fortement la fréquence et la durée des inondations. On observe donc un comportement opportuniste du brochet en période de reproduction qui semble préférer les herbiers de characées nouvellement abondant au lac. D'ailleurs, il semble y avoir concordance entre le retour des characées au lac et l'augmentation du brochet dans les captures des pêcheurs, c'est à dire à

la fin des années 90. Bien évidemment, l'utilisation stricte de ces végétaux n'a pas été démontrée de façon formelle puisque nous avons juste constaté un regroupement des géniteurs sur ces herbiers mais aucun œuf de brochet n'a été observé à la surface de ces plantes. Cependant, nous avons tenté de tracter un mini-chalut sur les fonds tapissés de characées sans aucun résultat. Des touffes d'herbiers ont été remontés mais accompagnés d'aucun œuf. La fraie du brochet étant fragmentée dans l'espace, nous pensons qu'il faut échantillonner une très large surface avant de remonter quelques œufs dans le filet. De plus, il est possible qu'un œuf piégé dans le filet soit broyé par la force de traction. Des plongeurs sont également intervenus mais un bloom d'algues brunes a réduit fortement la visibilité au moment de l'observation.

L'étude montre également que la reproduction du brochet a lieu beaucoup plus tardivement que dans les années antérieures. Ce constat peut s'expliquer par le changement de zones de fraie. L'eau se réchauffant plus lentement dans les profondeurs où se situent les characées que dans les délaissés ou les canaux, la fraie du brochet se trouve décalée dans le temps. Ainsi, en 2005, la reproduction s'est déroulée entre le 30 mars et le 15 avril alors que, dans les années 80, elle débutait fin février-début mars. Selon les pêcheurs, la période de reproduction est décalée quasiment d'un mois depuis quelques années. D'une manière générale, la fraie du brochet démarre quand la température au niveau des frayères dépasse 7°C (Gillet, 1989). Dans notre cas, elle a débuté q uand la température mesurée en surface a dépassé 8°C. Sachant que la température mesurée pon ctuellement pendant le pic de reproduction entre 2 et 8 m de profondeur au niveau des characées était proche de 7°C, on retrouve la valeur seuil indiquée dans la littérature.

Dans un deuxième temps, la capture d'un nombre important de géniteurs de brochet a permis une étude approfondie de la structure de la population. La population de géniteurs est dominée par des mâles de 2-3 ans mesurant entre 50 et 75 cm et des femelles de 3-4 ans mesurant entre 60 cm et 1 m. Le sex-ratio présente 1 femelle pour 2 mâles. Cette observation est conforme à la biologie de l'espèce où les mâles sont plus nombreux que les femelles (Chancerel, 1998). Les mâles semblent rester plus longtemps sur les frayères que les femelles. Le pic de fréquentation des femelles est très ponctuel. Il semble qu'elles quittent très rapidement la zone de reproduction après la fraie puisque les captures diminuent très fortement en très peu de temps et que nous avons capturé un très faible nombre de femelles ayant déjà pondues. Enfin, l'étude scalimétrique a permis d'obtenir un éclairage sur la croissance du brochet au lac du Bourget. Celle-ci peut être qualifiée de bonne (50 cm en 2 ans) et dépend très certainement de la bonne qualité d'habitat proposé mais aussi de l'abondance non négligeable de poisson fourrage (juvéniles de gardons et perches). Billard (1997) présente des croissances très différentes au cours de la première année : 10 cm au Danemark, 25 cm en Bretagne et jusqu'à 50 cm en 1 an dans le Wisconsin. Au Bourget, la croissance de 1ère année varie entre 30 et 35 cm.

Cette étude a donc permis d'actualiser les connaissances autour du brochet du lac du Bourget. Le changement de comportement de reproduction de cette espèce amène à repenser son mode de gestion notamment au niveau de la période de reproduction. En effet, celle-ci semblant plus tardive qu'auparavant, il serait judicieux de décaler la période de fermeture d'un mois et demi afin de protéger efficacement la fraie lacustre du brochet.

D'une manière plus générale, le retour de ce carnassier est signe d'une amélioration du milieu mais il constitue également un redoutable prédateur dont on n'évalue pas encore l'impact qu'il peut avoir sur les populations de salmonidés (corégone et omble chevalier) qui sont encore sous perfusion par l'intermédiaire d'alevinage annuel (pacage lacustre). Enfin, le brochet est porteur sain d'un parasite (*Triaenophorus nodulosus*) dont l'hôte définitif est la perche. Chez cette dernière, l'infection provoque des perturbations physiopathologiques graves surtout chez les perchettes (LDA 39, 2004). La gestion de ce carnassier doit donc prendre en considération tous ces éléments afin de parvenir à un équilibre entre une demande halieutique forte (surtout amateur) et un impact non négligeable sur les populations en place.

Références bibliographiques

Billard R., 1997. Les poissons d'eau douce de nos rivières de France. Edition Delachaux et Niestlé.

Chancerel F., 1998. Cahier technique "mise au point", le Brochet Biologie et Gestion. Conseil supérieur de la pêche.

CISALB, 2005. Suivi piscicole du lac du Bourget (année 2004).Rap. 55p.

Conseil Supérieur de la Pêche, 1995. La reproduction du Brochet en Val de Saône Cote d'orien.

Conservatoire du Patrimoine Naturel de Savoie, 2000. Cartographie de la végétation du lac du Bourget, Volume A

Conservatoire du Patrimoine Naturel de Savoie, 2000. Cartographie de la végétation du lac du Bourget, Volume B

Francis R.I.C.C., 1989. Back-calculation of fish lengh : a critical review. J. Fish Biol (1990) 36, 883-902.

Gerdeaux D., 2001. Gestion Piscicole des grands plans d'eau. Edition INRA.

Gillet C. & Dubois J.P., 1995. A survey of the spawning of perch (*Perca fluviatilis*), Pike (*Esox lucius*), and roach (*Rutilus rutilus*), using artificial spawning substrate in lake. Hydrobiologia 300/301 : 409-415.

Gillet C., 1989. Réalisation de frayères artificielles flottantes pour les poissons lacustres. Hydro Ecol. ½, pp145-193.

Gillet C., 1989. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. Hydroécol. Appl , ½, pp.117-143

Laboratoire Départemental d'Analyses du Jura, 2004. Lac du Bourget Bilan Sanitaire de quelques poissons.

Richard A., 1979. Recherche sur les étangs ; Contributions à l'étude du Brochet (*Esox lucius*), croissance et populations. Mémoire de fin d'étude de l'Ecole Supérieur d'Agriculture d'Angers.

Caractéristiques, abondance et distribution spatiale de la blennie fluviatile (*Salaria fluviatilis*) sur la zone eu-littorale du lac du Bourget

Main characteristics, abundance and spatial distribution of the freshwater blenny (*Salaria fluviatilis*) in the « eu-littoral » zone of Lake Bourget

Jean-Claude Raymond (1), Guillaume Giambra (2) & François Degiorgi (3)

(1) : Conseil Supérieur de la Pêche, délégation régionale de Lyon, Chemin des Chasseurs, Parc de Parilly, 69500 BRON - e-mail : jean-claude.jean-claude.raymond@csp.ecologie.gouv.fr. (2) : 35, Quai Jongkind 35000 Grenoble .(3) : Université de Franche Comté, Laboratoire d'hydroécologie-hydrobiologie, Place Leclerc, 25000 Besançon

Résumé. Les caractéristiques du matériel (filets multimailles et verticaux) mis en œuvre lors de l'étude globale du peuplement piscicole du lac du Bourget n'ont pas permis d'apporter d'informations sur la partie très peu profonde de la zone eu-littorale du lac (z < 1m) et les espèces qui la fréquentent. Un complément d'échantillonnage a donc été réalisé notamment dans l'objectif de connaître l'état de la population de blennie (Salaria fluviatilis, Asso, 1801), espèce emblématique du lac. L'échantillonnage par pêche électrique des différents habitats présents selon une stratégie d'allocation de l'effort, proportionnelle à leur représentation, a rendu possible le calcul d'une densité moyenne de blennie sur ce compartiment (0,22 ind./m2), la localisation préférentielle de cette espèce sur les blocs et galets présentant des anfractuosités ainsi que la comparaison de quelques variables biométriques en comparaison aux données bibliographiques disponibles sur d'autres populations étudiées par ailleurs.

Mots-clés : blennie fluviatile, biométrie, densité, distribution spatiale

Abstract. The characteristics of multimesh and vertical gillnets used in the global study of fish assemblage of Lake Bourget didn't bring any informations about the shallower part of the lake (depth < 1m), the « eu-littoral zone » and its associated species. A complementary work Salaria fluviatilis, Asso, 1801), has been decided to provide informations especially about the freshwater blenny population (emblematic species of this lake. The sampling by electrofishing of all habitats in the littoral zone using a proportional allocation strategy make possible the estimation of the mean density of blenny (0.22 ind./m2), the preferential situation of the species in stone blocks and pebbles, which supply shelters. A comparison of biometric variables between lake Le Bourget freshwater blenny population and other blibliographic data has been done.

Keywords : freshwater blenny, biométry,density, spatial distribution

1. Introduction

L'ensemble des investigations menées sur le lac du Bourget (filets maillants, hydro-acoustique, suivi de la pêcherie) n'ont pu apporter d'informations sur certaines espèces comme la blennie fluviatile (Salaria fluviatilis, Asso, 1801), espèce très connue, dont le lac du Bourget constitue une des stations de présence les plus septentrionales. Il convenait donc de mettre en place une approche ciblée sur la zone de présence, à priori, élective de cette

espèce, la zone littorale vraie ou « eu-littorale », en ciblant l'effort de prospection sur la partie n'ayant pu être étudiée jusqu'alors, du fait des caractéristiques des engins et techniques mis en œuvre.

Petit poisson benthique comprimé latéralement, la blennie n'est en effet guère «maillable». Elle a donc été échantillonnée à l'aide d'un Cadre À Projection Prospecté par Électricité (CAPPE,) mis en oeuvre dans les franges de moins de 1 m de profondeur en suivant le protocole standard proposé par OLIVIER et al. (2001). Selon cette approche, tous les habitats littoraux ont été échantillonné proportionnellement à leur surface relative sur 4 sites présentant des degrés d'artificialisation des rives contrastés.

2. Statut et abondance

L'aire de répartition de la blennie fluviatile est limitée aux cours d'eau méditerranéens et à quelques lacs alpins. Elle est considérée comme vulnérable au plan national (KEITH et ALLARDI, 2001). Son habitat peut être protégé par arrêté de biotope (décret du 08/12/88). Elle est aussi inscrite à l'annexe III de la Convention de Berne. La population du Bourget présente des différences morphométriques sensibles par rapport à celles des lacs Kournas (Grèce), Garda (Italie) ou du fleuve Fango (Corse) (tab.1).

Tableau 1. Comparaisons de variables biométriques observées sur 4 populations de blennie fluviatile (d'après Hernandez, 2000 et www.fishbase.org).

Site			**Bourget**	**Kournas**	**Garda**	**rivière Fango**	**Référence Fishbase**
Paramètres morphologiques			**Fr(73)**	**Gr**	**It**	**Fr (2B)**	
Corps	Longueur		59,3	44,4	51,6	71	
	Hauteur		12	12,6	12,5	12,7	
Tête	longueur		13,8	16,3	15,9	14,9	
	Périmètre		26,3	26,5	25,9	22,2	
Œil	Distance	Intra-orbitale	4,1	3,6	3,7	3,4	
	Diamètre		2,9	3,8	3,6	3,4	
Nageoires	Hauteur	caudale	5,2	3,1	2,5	3,8	
		dorsale	6,9	6,2	5,9	5,9	
	Longueur	anale	19,5	22,5	22,3	23,2	
		caudale	9,6	5,2	5,1	5,8	
		pectorale	11,6	12,3	10,8	13,1	
		pelvienne	8,1	7,1	6,2	6,2	
	Nombre rayons	anale	17,1	18,5	19,1	19,3	19 à 23
		caudale	11	-	-	-	9 à 14
		dorsale	27,7	29,6	29,9	29,1	28 à 33
		pectorale	11,2	14,1	14	14,1	12 à 14
Nombre individus			**20**	**12**	**11**	**11**	

La blennie, autrefois utilisée comme vif pour pêcher la perche et le brochet, n'a plus d'intérêt halieutique. Cette espèce, discrète, peu mobile et de petite taille constitue un bon indicateur de la qualité des fonds pierreux dont elle est élective. Ses exigences quant à la qualité de l'eau ne sont cependant pas bien connues.

La blennie a été capturée sur tous les secteurs à hauteur de 0,22 +/- 0,1 individu par m^2 en densité stationnelle moyenne (tab. 2 A). Cependant, les densités ponctuelles peuvent dépasser 5,0 individus par m^2. À notre connaissance, il n'existe pas, pour la blennie, de données antérieures ni comparables sur d'autres lacs, mais notre mesure permettra, à l'avenir, de caractériser l'évolution de la population du lac du Bourget.

Tableau 2. Occurrences et densité de la blennie fluviatile, observée sur la zone littorale du lac du Bourget en avril 2005.

Station	1	2	3	4	Total
ablette	1	1			2
blennie	***21***	***12***	***47***	***52***	***132***
blageon		6			6
brême bordelière		1			1
brochet	2		3	1	6
chevesne		16		1	17
gardon	2	2	4	4	12
loche franche				1	1
lote	1	4	9	3	17
écrevisse am.	4	4	4	8	20
poisson-chat	1	8	46	1	56
perche	4	6	7	9	26
perche-soleil	4	13	2	7	26
tanche		7	1	15	23
truite fario		1			1
vairon		1			1
Total	40	82	123	102	**347**
Surface (m2)	**71,48**	**177,56**	**165,86**	**212,2**	**627,1**
blennie	0,294	0,068	0,283	0,245	**0,210**
lote	0,014	0,023	0,054	0,014	**0,027**
brochet	0,028	0,000	0,018	0,005	**0,010**

Station	**1**	**2**	**3**	**4**
Nombre de placettes :				
Prospectées,	60	60	60	45
de présence de la blennie,	19	9	22	18
Densité par placette en ind./m2				
Moyenne	**0,242**	**0,064**	**0,293**	**0,846**
Ecart-type	0,385	0,198	0,531	1,474
Intervalle de confiance au risque de 5%	0,097	0,050	0,134	0,431
minimale (hors absence)	0,5	0,2	0,2	0,25
maximale	1	1	2,5	7

3. Structure de l'échantillon

La gamme de taille capturée s'étale de 25 mm à 77 mm (fig. 1). Les femelles n'ayant pas encore commencé à se reproduire à l'époque de l'échantillonnage, il est quasiment certain que les plus petits sujets sont âgés d'un an.

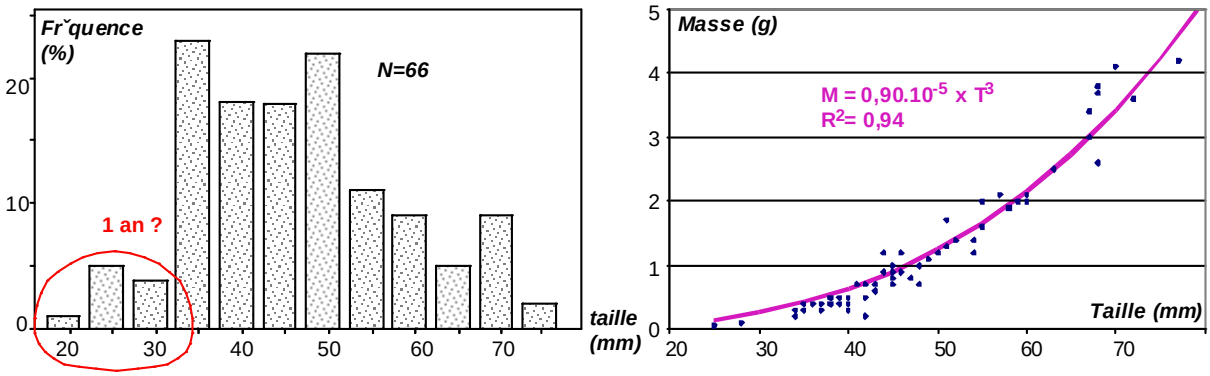


Figure 1. Structure taille-fréquence (à gauche) et relation taille–poids (à droite) d'un échantillon de blennies du Bourget.

4. Répartition spatiale

Sur 3 des 4 secteurs échantillonnés, les abondances de blennie ne sont pas statistiquement différentes (fig. 2 A). En revanche, le site de Tresserve, dont la rive est déjà fortement artificialisée et dont la zone littorale doit être prochainement ré-aménagée, abrite une densité significativement plus basse [moins de 0,1 ind./m^2]. Parallèlement, aucun brocheton n'a pu y être capturé alors que chevesnes ou perches-soleils, peu sensibles, y sont surnuméraires

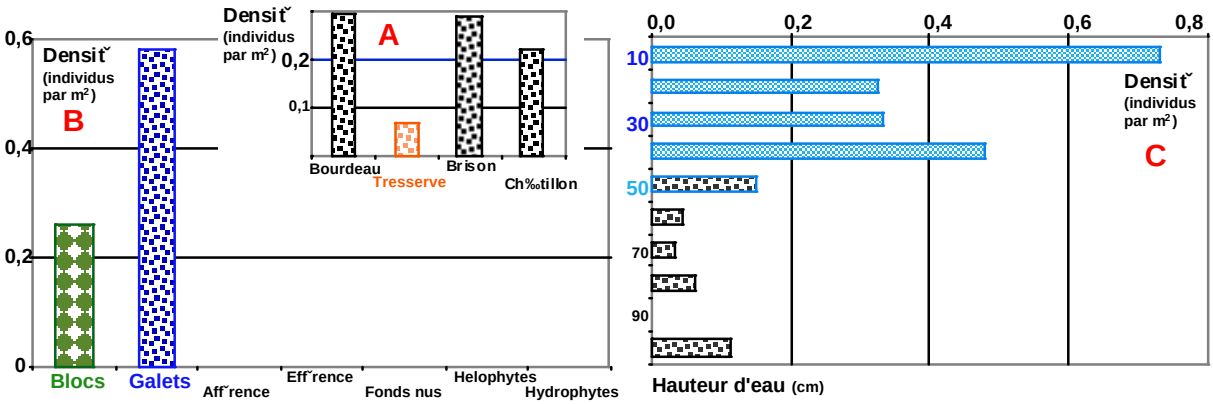


Figure 2. Répartition spatiale des captures de blennies par station (A) par substrats (B) et par hauteur d'eau (C).

À l'échelle de l'habitat, les blennies sont strictement inféodées aux galets et aux blocs, naturels ou rapportés, de la zone littorale (fig. 2 B). Les densités observées dans chacun de ces deux substrats sont, respectivement, de l'ordre de 0,6 et 0,3 ind./m^2.

Pourtant, les distributions de tailles ou de poids des 2 sous-échantillons ne sont pas statistiquement différentes. La différence d'attractivité des 2 granulométries pourrait donc être liée, à la plus grande densité des anfractuosités ménagées par les galets, ou /et à la présence dans les blocs, d'espèces prédatrices (brochet, ELVIRA et al. 1996 ou lote, NAVARRO et RICHARD 2004).

Enfin, sur le compartiment échantillonné, la blennie apparaît nettement plus abondante sous des hauteurs d'eau inférieures à 50 cm (fig. 2 C). Néanmoins, plusieurs individus ont été capturés à 1 mètre de profondeur. En outre, les limites d'efficacité de la méthode ne permettent pas d'exclure que cette espèce fréquente de plus grandes profondeurs.

5. Conclusion

La blennie est une espèce patrimoniale qui constitue une proie de taille intéressante pour plusieurs carnassiers juvéniles ou de petite taille. Elle contribue à diversifier le réseau trophique en occupant densément la strate benthique de la frange eulittorale et en particulier les substrats pierreux de cette zone peu profonde. Enfin, elle constitue un indicateur précieux de la capacité biogène de ce compartiment et permet d'en mesurer le degré d'artificialisation. Les données de densité et distribution spatiale présentées ici sont les premières à être publiées sur le lac du Bourget et pourront être actualisées à échéance régulière de façon à établir des tendances évolutives de la population de blennie fluviatile mais aussi à cerner la qualité de cette frange eu littorale du lac. Il n'en demeure pas moins qu'il serait pertinent de prospecter des zones plus profondes afin de préciser les limites de répartition de cette espèce et d'approfondir certains éléments concernant son régime alimentaire ou sa sensibilité à certaines perturbations de la qualité de l'eau ou de l'habitat aquatique.

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier les personnels des brigades départementales du Conseil Supérieur de la Pêche (BD Savoie et BMI Lacs Alpins) ayant participé à l'organisation de cette étude et aux opérations d'échantillonnage.

Références bibliographiques

Degiogi F., 1994. Étude de l'organisation spatiale de l'ichtyofaune lacustre. Prospection multi-saisonnière de 6 plans d'eau de l'Est de la France à l'aide de filets verticaux. Th. Doct. Univ. Besançon, Fr.-Comté, n°389, 207 p.

Degiorgi F., Grandmottet J.-P., Raymond J.-C & Rivier B., 2001. Echantillonnage de l'ichtyofaune lacustre : engins passifs et protocole de prospection., in Gerdeaux D.*"Gestion piscicole des grands plans d'eau*", INRA [Ed.], pp. 151–182.

Elvira B., Nicola G.G. & Almodovar A., 1996. Pike and red swamp crayfish : a new case on predator–prey relationships between aliens in central Spain. *J. Fish. Biol.*,48, 437-446.

Giambra G., 2005. Etude de la population de blennie fluviatile (Salaria fluviatilis) de la zone littorale du lac du Bourget. Rap. Stage DESS GIREC, Univ. Metz, 70 p. + annexes.

Hernandez R., Laconba T., Uninas Y.-N., Oltra R., 2000. Distribution pattern of river blennies in the Jucar River basin (eastern Spain). *J. Fish Biol*. 57, 250-254.

Keith P. & Allardi J. (coord.), 2001. Atlas des poisons d'eau douce de France. Patrimoines Naturels. 47 : 387 p.

Navarro L. & Richard A., 2004. Etude des principales espèces pisciaires du lac du Bourget – Distribution spatiale, régime alimentaire estival et suivi temporel -. Rap. Stage DESS Qualité et Traitement des Eaux et Bassins Versants, Univ. Besançon, Fr.-Comté, 63 p. + annexes.

Oliver G., Degiorgi F., Come G., &. Raymond J.-C., 2001. Echantillonnage des alevins en milieu lacustre : deux techniques utilisées selon un protocole standard., in Gerdeaux D.*"Gestion piscicole des grands plans d'eau*", INRA [Ed.], pp. 193–214.

La pénétration du Hotu, *Chondrostoma nasus*, dans le lac du Bourget

The extension of *Chondrostoma nasus* populations in Lake Bourget

Alain Nelva

Université de Savoie, CISM Biologie, 73376 Le Bourget du Lac cedex. alain.nelva@univ-savoie.fr

Résumé. Espèce invasive dans le réseau hydrographique français, le Hotu *Chondrostoma nasus nasus*, a pénétré dans le lac du Bourget peu après son arrivée dans le haut-Rhône dans les années 1880-1890: la première mention dans les filets des pêcheurs professionnels du lac date de 1899. Des pêches dans le canal de Savières, déversoir du lac dans le Rhône, attestent de la présence de Hotus.
Depuis cette date l'évolution des captures mentionnées dans les carnets des pêcheurs aux engins montre que l'espèce a été régulièrement présente dans le lac mais sans jamais y devenir très abondante, sauf entre 1925 et 1939 (3 à 5 tonnes/an de hotus pêchés). C'est très probablement au moment des remontées caractéristiques sur les lieux de frai au printemps que ces déplacements s'effectuaient depuis le Rhône vers le lac. En effet les captures les plus nombreuses ont été faites à cette période dans les lots 2 et 3 proches du canal de Savières. Mais l'inversion du sens du courant dans le canal de Savières devait aussi favoriser ces déplacements.
Les captures se sont maintenues assez régulièrement jusqu'en 1978, puis se sont effondrées à partir de 1979 et devenues sporadiques à partir de 1982, au moment de la mise en service de l'aménagement de Belley.
Plusieurs raisons peuvent expliquer cette situation :
1. La population qui a pénétré dans le lac ne peut se maintenir durablement car
- d'une part le milieu lacustre convient peu à cette espèce rhéophile, bien qu'elle s'accommode de milieux lentiques ou même stagnants. Mais le Hotu ne peut racler sa nourriture algale que dans des zones caillouteuses et peu profondes près des rives, en certains endroits du lac,
- d'autre part elle ne peut s'y reproduire puisque la ponte nécessite des eaux courantes et fraîches, or les affluents du lac, la Leysse dégradée par les pollutions et le Sierroz barré par un seuil, ne s'y prêtent guère.
2. Le renouvellement depuis les populations du Rhône est fortement compromis car :
- d'une part ces populations sont maintenant en nette régression, en raison de l'augmentation de l'eutrophisation du fleuve et de la transformation des milieux par l'aménagement de Belley (canaux, Rhône court-circuité barré par les seuils de Lucey et de l'île Fournier et soumis à des variations brutales des débits).
- d'autre part les remontées du Rhône vers le lac par le canal de Savières sont maintenant réduites à 2 possibilités très aléatoires :
depuis le nouveau canal d'amenée via l'écluse de Savières, mais le canal n'est pas un milieu propice à son développement,
depuis le Rhône court-circuité via la passe à poisson du barrage de Savières, mais le système ne fonctionne pas.
Les populations de Hotu dans le lac ne peuvent donc pas se maintenir par elles-mêmes ni se renouveler désormais depuis le Rhône en raison de la forte perte de connexion entre le lac et le fleuve due à l'aménagement du fleuve. La survie du Hotu dans le lac du Bourget est donc tout à fait douteuse.

Mots-clés : espèce invasive, poisson, *Chondrostoma nasus*, Hotu

Abstract. Hotu *Chondrostoma nasus nasus* is an invasive species which entered Lake Le Bourget little after it was spotted in the Haut-Rhône in the 1880s: it was first discovered in fishermen's nets in 1899.Since then, fishermen's records show that the species has been a regular of the lake but without any dramatic increase. It seems that it was during the population movements associated with Spring spawning that the *Hotu Chondrostoma nasus nasus* tended to move from the Rhône to Lake Bourget.

Hotu *Chondrostoma nasus nasus* catches were quite regular until 1978, then plummeted after 1979 and became quite sporadic after 1982, when Belley planning scheme came into effect.

There are several factors which can account for this :

1. The population which entered the lake can't live sustainably and reproduce in a lake environment which isn't a suitable habitat for this rheophile species.

2. It is nearly impossible for new members to come up from the Rhône because Rhone populations are decreasing and it is impossible for them to travel upstream to the lake.

As a consequence, it is very doubtful that the Hotu will manage to survive in Lake le Bourget.

Keywords : invasive species, fish, *Chondrostoma nasus*, nase

1. Introduction

Espèce invasive dans le réseau hydrographique français, le Hotu *Chondrostoma nasus* a commencé à pénétrer de façon spontanée dans le réseau hydrographique français à la fin du siècle dernier, vers 1860, à partir du Rhin, en utilisant les nouveaux canaux du Nord-Est (Nelva, 1988, 1997). A la fin du siècle vers 1900, soit en une quarantaine d'années, l'espèce s'était étendue presque au maximum des possibilités dans le bassin de la Seine, puis ceux de la Loire et du Rhône. En raison de la réussite de sa naturalisation, l'espèce a été considérée à tort comme nuisible, accusée de dévorer le frai de certaines espèces autochtones, en particulier de l'Ombre commun, et a même fait l'objet de pêches de destructions qui se sont avérées inutiles et même néfastes pour les peuplements.

Sensible aux pollutions et aux perturbations des habitats, le Hotu fait maintenant au contraire l'objet de réintroductions dans certains cours d'eau d'Europe centrale et de Suisse ou même d'introduction en Italie du nord. Il est en effet considéré comme un bon indicateur de la restauration des cours d'eau.

Périlithophage exclusif à l'état jeune et adulte grâce à son adaptation buccale très spécialisée, son originalité est d'occuper une niche alimentaire disponible et peu exploitée.

2. Pénétration et évolution du Hotu dans le lac

Peu après son arrivée dans le Haut-Rhône dans les années 1892-1894, le Hotu a pénétré aussitôt dans le lac du Bourget puisqu'il est mentionné dans les premières statistiques des pêcheurs professionnels du lac en 1899. Son intrusion dans le lac se situe donc entre 1894 et 1899 (figure 1).

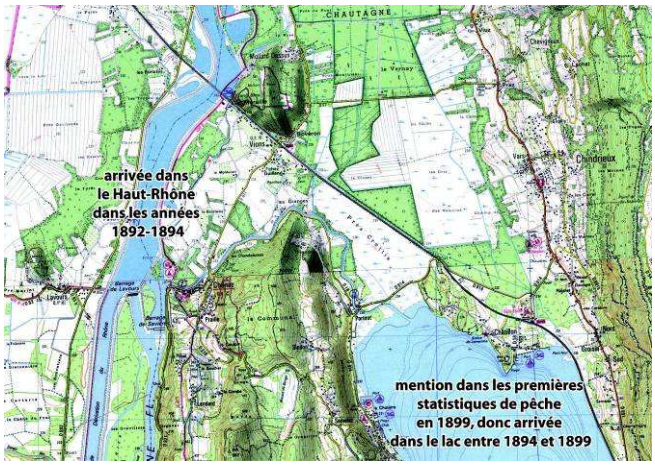


Figure 1. Pénétration du Hotu dans le lac du Bourget.

Les statistiques annuelles de pêches (figures 2 et 3) depuis 1899 montrent clairement l'évolution de cette population lacustre et son déclin. L'espèce a été régulièrement présente dans le lac mais sans jamais y devenir très abondante, sauf entre 1925 et 1939 (3,5 à 7 tonnes/an de hotus pêchés) et en 1977 (4,3 t). On peut mentionner les repères chronologiques suivants sur les graphiques des statistiques des pêches :

1. intrusion du Hotu dans le lac entre 1894-1899
2. pénétration massive en 1925
3. forte pression de pêche à partir de 1946 (remplacement des filets coton par des filets nylon plus efficaces) sur la plupart des espèces (biomasse totale capturée), en particulier le lavaret, mais peu d'impact sur le Hotu
4. vidange du barrage de Génissiat dans le Rhône (juin 1978)
5. rupture de connexion Rhône-lac due à l'aménagement de Belley (1982)

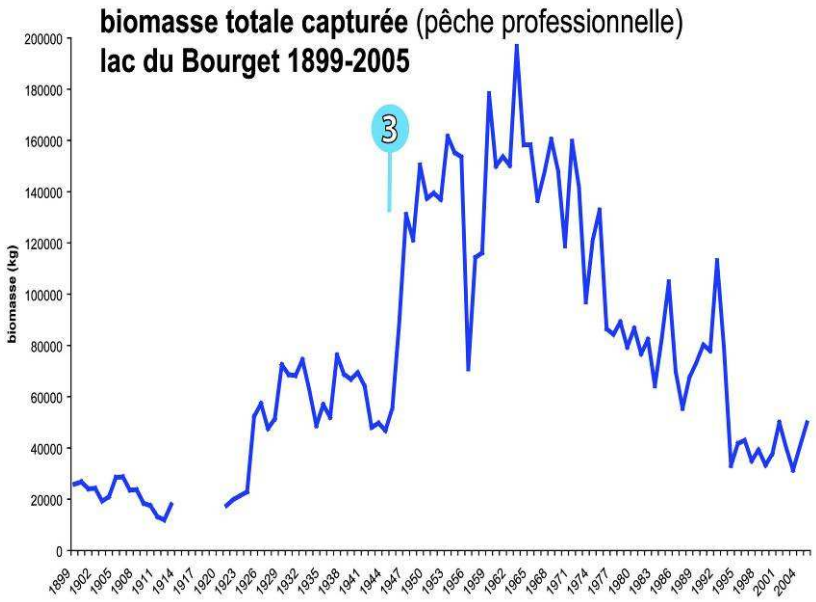


Figure 2. Biomasse totale de Hotu capturée dans le lac du Bourget de 1899 à 2005.

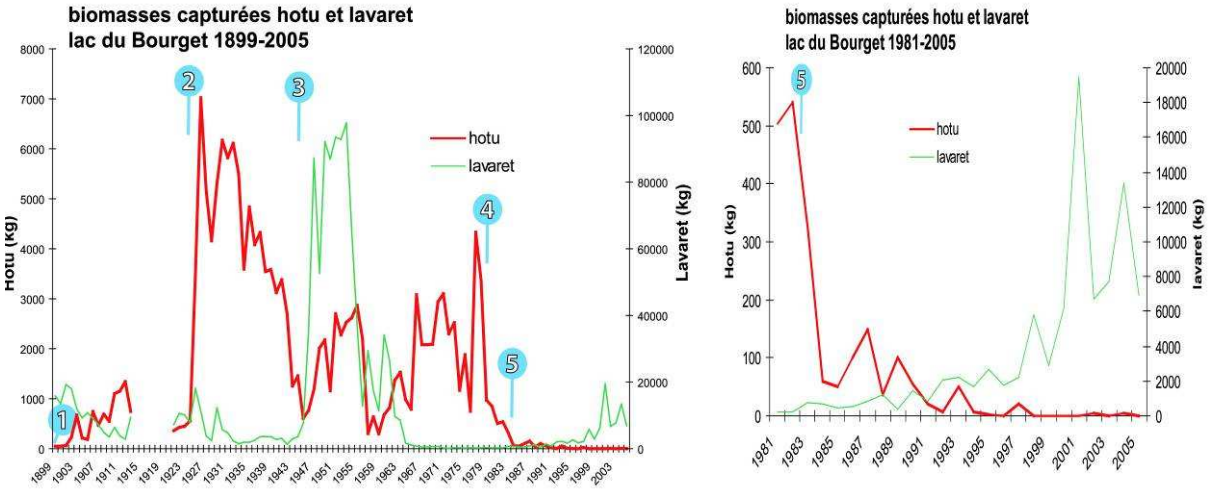


Figure 3. Biomasse totale de Hotu et de lavaret capturée dans le lac du Bourget de 1899 à 2005.

Ne se reproduisant pas dans le lac, le Hotu doit donc remonter dans les affluents pour trouver des lieux de frayères propices. Or si de rares observations de Hotu ont été faites il y a quelques années dans la Leysse, aucun autre affluent du lac, trop irrégulier, pollué ou équipé de seuils, ne permet la réussite de la reproduction.

La survie de la population dépend donc principalement de l'apport régulier d'individus du Rhône par le canal de Savières. C'est très probablement au moment des remontées caractéristiques sur les lieux de frai au printemps que ces déplacements s'effectuaient depuis le Rhône vers le lac via le canal de Savières. En effet les captures les plus nombreuses ont été faites à cette période dans les lots 2 et 3 proches du canal de Savières. Mais l'inversion du sens du courant dans le canal de Savières devait aussi favoriser ces déplacements.

La vidange catastrophique du barrage de Génissiat en juin 1978 qui a décimé le Hotu dans le Rhône explique bien la chute de la population lacustre l'année suivante en 1979. Depuis 1982 cette population est maintenant pratiquement isolée par l'aménagement de Belley, qui empêche tout apport depuis le Rhône. Enfin les populations du fleuve sont elles-mêmes en fort déclin à cause des aménagements.

Malgré cela les récentes statistiques indiquent que le Hotu est toujours présent dans le lac en 2005. Son absence certaines années ne signifie pas sa disparition totale dans le lac, pour le moment en tous cas.

3. Déclin des populations de Hotu dans le Rhône

La vidange catastrophique de Génissiat en 1978 avait détruit presque toutes les populations du Rhône. Malgré une recolonisation du fleuve, probablement depuis les zones refuges (bras et affluents), les échantillonnages réguliers montrent un déclin progressif de l'abondance des grandes tailles, c'est à dire un vieillissement des populations sans renouvellement, malgré la présence de fortes cohortes de juvéniles certaines années mais qui ne subsistent qu'un ou deux ans (Figure 4) (Nelva *et al*., 1994).

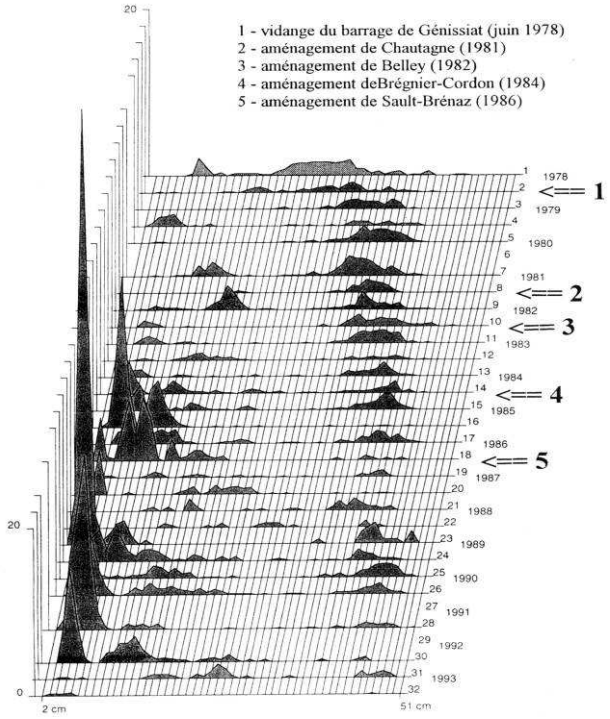


Figure 4. Régression des populations de Hotu dans le Haut-Rhône de 1978 à 1993 :
Modifications de la structure en classes de taille (classes de taille centimétriques en abscisse, nombre moyen d'individus par effort de pêche en ordonnée) (Persat *et al*., 1994, in Nelva 1997).

L'aménagement de Belley en 1980-1982, secteur du Rhône le plus proche du lac, a eu un effet drastique sur les populations de Hotu :
- une chute de la biomasse et une forte baisse de la densité pendant les 2 années suivant la mise en service de l'aménagement
- puis une reprise de la biomasse l'année suivante seulement, suivie d'une baisse régulière depuis, et une remontée des densités mais avec un déséquilibre des populations lié à l'aménagement (abondance des petites tailles et déclin des grands individus) (ARALEPBP, 1987)

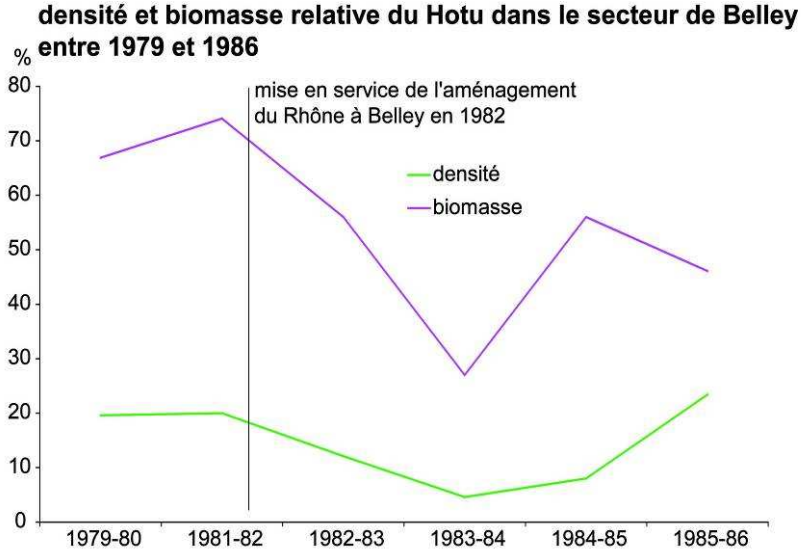


Figure 5. Densité et biomasse relative du Hotu dans le secteur de Belley entre 1979 et 1986.

4. Quel avenir pour l'espèce dans le lac ?

a. La population qui a pénétré dans le lac ne pourra se maintenir durablement car
- d'une part le milieu lacustre convient peu à cette espèce rhéophile, bien qu'elle s'accommode de milieux lentiques ou même stagnants ;
- d'autre part elle ne peut s'y reproduire puisque la ponte nécessite des eaux courantes et fraîches et que les affluents du lac ne s'y prêtent guère.

b. Le renouvellement depuis les populations du Rhône est pratiquement compromis car :
- d'une part les 2 seules possibilités actuelles de remontées du Rhône vers le canal de Savières et le lac sont très aléatoires (écluse de Savières depuis le nouveau canal d'amenée) ou impraticables (passe à poisson non fonctionnelle du barrage de Savières depuis le Rhône court-circuité).
- d'autre part ces populations sont maintenant elles-mêmes en forte régression (eutrophisation du fleuve et transformation des milieux par l'aménagement de Belley).

La survie du Hotu à terme dans le lac du Bourget est donc tout à fait douteuse.

Références bibliographiques

Aralepbp, 1987. Suivi hydrobiologique de l'aménagement de Belley 1979-1986. Rap. Compagnie Nationale du Rhône, 80p.

Nelva A., 1988. Origine et biogéographie des deux Chondrostomes français : *Chondrostoma nasus* et *C. toxostoma (Pisces, Cyprinidae)*. *Cybium* 1988, 12(4) : 287-299

Nelva A., Persat H., Olivier J.M., 1994. One century extension and survival of *Chondrostoma nasus* populations in the Bourget Lake, French Upper Rhône. Com.poster 1st International Workshop on Biology of the nase *Chondrostoma nasus*, Brno (CZ) 17-20 oct 1994

Nelva A., 1997. La pénétration du Hotu, *Chondrostoma nasus nasus* (Poisson Cyprinidé), dans le réseau hydrographique français et ses conséquences. Bull. Fr. Pêche Piscic (1997) 344/345 : 253-269.

Chapitre V

De la connaissance à la gestion du lac

« Le regard flottant sur cette masse d'eau miroitante et bleue d'un bleu unique, pâle, enduit de lueurs glissantes par le soleil déclinant... »
Guy de Maupassant (1850-1893)

Peuplement piscicole du lac du Bourget : les clés d'une gestion durable

Bourget Lake fish community : the sustainable management keys

Sébastien Cachera

Comité Intersyndical pour l'Assainissement du Lac du Bourget (CISALB), 42 rue du Pré Demaison, 73000 Chambéry, France

Résumé. La gestion piscicole du lac du Bourget repose sur un trépied d'informations : pêche scientifique, statistiques de pêche et échantillonnage régulier des captures de la pêche professionnelle et amateur. La dernière campagne de pêche scientifique a eu lieu en 2004-05 et a permis de mesurer l'état actuel et l'évolution du peuplement piscicole du lac depuis la première étude de 1984-85. L'évolution des captures (professionnelle et amateur) au cours de cette même période confirme les conclusions de cette étude à savoir un retour significatif des espèces nobles telles que le corégone (*Coregonus lavaretus*) et l'omble chevalier (*Salvelinus alpinus*). Complétées par un dispositif d'échantillonnage régulier des captures des principales espèces, elles permettent également d'évaluer chaque année la dynamique des populations exploitées afin de construire une gestion halieutique la plus adéquate possible. On remarque notamment que le corégone est exploitée actuellement à un âge plus précoce que dans les années 90 alors que les mailles des pics et la taille légale n'ont pas évolué.

Mots-clés. Peuplement piscicole, lac du Bourget, gestion durable, statistiques de pêche, corégone (*Coregonus lavaretus*), omble chevalier (*Salvelinus alpinus*)

Abstract. The fish management of the Bourget lake rests on a tripod of information: scientific fishing, fishery statistics and regular sampling of the commercial and recreative fisheries. The last scientific fishing took place in 2004-05 and allowed to measure the current state and the evolution of the lake fish community since the first study in 1984-85. The evolution of the captures (commercial and recreative) of this same period confirm the conclusions of this study : a significant return of noble species such as whitefish (*Coregonus lavaretus*) and artic charr (*Salvelinus alpinus*). Supplemented by a regular sampling device of the captures of the main species, they allow to evaluate each year the dynamic of the exploited populations in order to build an adaptative fishery management. We particularly notice that the whitefish is actually exploited at an earlier age than in 90's whereas the gillnet and the minimum size limit have not changed.

Keywords : fish community, Bourget lake, sustainable management, fishery statistics, whitefish (*Coregonus lavaretus*), artic charr (*Salvelinus alpinus*)

1. Introduction

Le peuplement piscicole du lac du Bourget est sous l'influence directe ou indirecte de plusieurs paramètres : la qualité du milieu dans lequel il évolue, la pression de pêche qui s'exerce sur certaines espèces, les relations trophiques et la compétition inter- et intra-spécifique. De ce fait, la gestion durable et raisonnée de ces stocks s'avère complexe et

nécessite une connaissance toujours accrue et la mise en place d'indicateurs pertinents. La base de cette gestion doit donc reposer sur un trépied d'informations :

- une image globale du peuplement piscicole obtenue à partir de campagnes ponctuelles de pêche scientifique
- les statistiques annuelles de la pêche professionnelle et amateur
- un échantillonnage régulier des captures des professionnels et des amateurs

Les campagnes de pêche scientifique fournissent un premier niveau d'informations au travers d'une photographie du peuplement en place. Liste des espèce présentes, densités relatives, répartition spatio-temporelle : autant de données descriptives permettant d'établir un diagnostic fiable. La première étude scientifique du peuplement piscicole du lac du Bourget a été conduite en 1984-85 par le CEMAGREF (Barbier, 1985 ; Barbier, 1986). En 2004-05, une seconde étude commandée par le CISALB et réalisée conjointement par le CSP et l'INRA (CISALB et al., 2006) a permis d'actualiser l'état actuel du compartiment piscicole et d'appréhender son évolution en l'espace de 20 ans.

Les statistiques de pêche proposent quant à elles une information plus précise sur les espèces d'intérêt patrimonial et / ou halieutique. Le tonnage réalisé par les pêcheurs professionnels et les pêcheurs amateurs est le premier indicateur de l'état de la ressource halieutique. Les déclarations de capture des professionnels sont enregistrées par la Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt de la Savoie depuis les années 1920 tandis que celles des amateurs en bateau sont connues depuis la fin des années 80 (CISALB & CSP, 2000 ; CISALB, 2005). Elles sont basées sur une déclaration journalière obligatoire des captures pondérales des principales espèces accompagnée selon les cas d'un effort de pêche plus ou moins fiable.

Enfin, depuis 2004, 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 : Captures Par Unité d'Effort, mensuration, pesée, prélèvement d'écailles 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 (CISALB, 2004 ; CISALB, 2005).

Cet article propose de présenter les résultats des suivis halieutiques et l'utilisation qui en est faite pour définir la gestion au travers de la réglementation de la pêche au lac. Il repose sur l'analyse de deux espèces : le corégone et l'omble chevalier.

2. Matériel et méthodes

2.1. Statistiques de pêche

2.1.1. Pêche professionnelle

Chaque pêcheur professionnel doit s'acquitter de l'achat d'une licence de pêche pour pouvoir exercer son métier sur le lac du Bourget. L'acquisition de cette licence implique l'obligation réglementaire de déclarer les captures réalisées au cours de la saison de pêche. Ainsi, chaque professionnel doit retourner mensuellement une fiche de déclarations de captures à la DDAF de Savoie sur laquelle il reporte les tonnages journaliers pour chaque espèce capturée. Pour le corégone, il est également tenu de noter le nombre de pics (filets dérivants pélagiques spécifiques à la pêche du corégone) ainsi que le nombre de poissons pêchés. Par l'intermédiaire de ces déclarations, on est en mesure d'évaluer le prélèvement réalisé par la pêche professionnelle au cours des saisons et année après année puisque les statistiques de pêche sont enregistrées depuis 1920 par la DDAF. Depuis une dizaine d'années, 10 licences de pêche sont attribuées chaque année sur le lac du Bourget.

2.1.2. Pêche amateur

Avant 1987, aucune statistique sur la pêche amateur n'est disponible. A partir de cette date, la catégorie pêche à la traîne a été suivie avec la mise en place d'un permis et d'un carnet de déclaration des captures obligatoire. L'évolution du nombre de permis traîne est restée relativement constante sur la période 1987-1994, oscillant entre 489 et 529 permis. A partir de 1995, ce permis est rattaché au permis de pêche en bateau afin d'être en accord du point de vue de la réglementation. Depuis une dizaine d'années, on recense en moyenne 1.500 pêcheurs amateurs en bateau.

Ces carnets se présentent sous la forme de tableaux mensuels répertoriant le nombre d'individus capturés, leurs poids et la technique utilisée pour chaque jour du mois. De cette façon, la capture d'une espèce est ramenée à une sortie et caractérisée soit par le nombre d'individus pêchés, le poids total ou les deux. Chaque pêcheur en bateau est tenu de retourner son carnet à l'association de pêche à la fin de chaque saison de pêche.

L'exploitation des données, assurée par la DDAF jusqu'en 1994, a été reprise ponctuellement ces dernières années par le Conseil Supérieur de la Pêche. Depuis 2003, c'est le CISALB qui réalise l'exploitation de ces carnets.

2.2. Echantillonnage des captures

2.2.1. Pêche professionnelle

Le suivi technique des captures de la pêche professionnelle a démarré en même temps que le pacage lacustre (Champigneulle et al., 1986) au lac du Bourget à la fin des années 90 et a été assuré par l'INRA de Thonon-les-Bains. Depuis 2003, le CISALB a repris, avec l'aide de l'INRA et de deux pêcheurs professionnels, ce suivi basé sur un échantillonnage régulier des captures de la pêche professionnelle.

Depuis 2003, le CISALB effectue 2 à 3 échantillonnages par mois dans les captures de corégones de la pêche professionnelle afin de décrire la structure de la population du Bourget. L'échantillonnage consiste à mesurer tous les poissons de la pêche du jour et à prélever des écailles pour la détermination de l'âge. Il se poursuit en décembre pendant les pêches exceptionnelles réalisées dans le cadre du pacage lacustre. A cette occasion, une partie des géniteurs d'ombles chevalier et de corégones capturés est analysée (sex-ratio, mensurations, détermination de l'âge).

2.2.2. Pêche amateur

En 2004, une quinzaine de pêcheurs des AAPPMA d'Aix-les-Bains et de Chambéry s'est portée volontaire pour remplir un carnet de capture spécifique. Celui-ci se veut plus précis que le carnet obligatoire rempli par tous les pêcheurs en bateau du lac. Il va permettre de suivre principalement l'évolution des populations d'omble chevalier, de corégone, de truite et de brochet. Chaque fiche de ce carnet représente une partie de pêche. Les informations d'effort de pêche sont reportées en haut de la fiche : date de pêche, heure de début et fin de pêche, durée de pêche, technique de pêche. A chaque prise, le pêcheur reporte dans un tableau l'espèce capturée, sa taille, son poids et coche une case s'il conserve le poisson. En ce qui concerne les poissons capturés en dessous de la taille légale de capture, le pêcheur essaie d'estimer à l'œil la taille du poisson avant de le relâcher et note uniquement cette mesure. De façon facultative, le pêcheur détermine le sexe du poisson, note le lieu de pêche (n° de lot) et des observations éventuelles (marqua ge externe, blessures, parasites externes ou internes). Enfin, chaque pêcheur qui le souhaite effectue un prélèvement d'écailles uniquement sur les salmonidés afin de déterminer leur structure en âge.

3. Résultats

3.1. Corégone

3.1.1. Evolution des captures depuis 1987

Il s'agit de la deuxième espèce la plus recherchée par les pêcheurs professionnels après la perche. Elle se capture essentiellement aux pics (filets dérivants), limités à 4 filets par pêcheur.

Les statistiques de captures de la pêche professionnelle montrent une belle progression depuis le début des années 90 (Figure 1). Les captures sont passées d'1 tonne en 1990 à une moyenne de 6-7 tonnes dans les années récentes alors que dans le même temps le nombre de pêcheurs professionnels est passé de 12 à 10 (8 entre 1998 et 2000). La surface totale de filet attribuée peut être quant à elle considérée comme constante dans la période 1990-2004 et se résume à 72.000 m². Les années 2001 et 2004 sont les deux meilleures années depuis le démarrage du pacage lacustre avec respectivement 20 et 13 tonnes pêchés. L'évolution des captures semblent montrer une périodicité de plus en plus marquée des populations de corégones, avec une alternance de générations faibles-fortes sur un rythme de 3-4 ans. Ainsi, une année forte est généralement précédée de 2 années plus faibles. Depuis 1995, on peut observer un pic de captures tous les 3 ans : 1998, 2001 et enfin 2004. Ces trois années ont certainement été marquées par le passage d'une génération forte.

Les pêcheurs amateurs en bateau s'intéressent au corégone depuis peu au lac du Bourget. La pêche de cette espèce fait appel à une technique particulière pratiquée jusqu'à présent que par une poignée d'initiés. Les captures de corégones par la pêche amateur ne sont donc connues que depuis 2004 et il est difficile de dégager une tendance. Elles oscillent pour le moment entre 400 et 500 kilos.

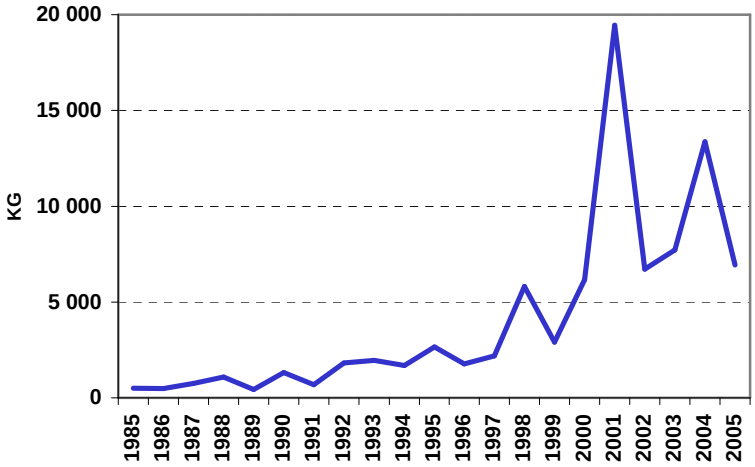


Figure 1. Evolution des captures de corégones dans la pêche professionnelle entre 1985 et 2005 (données DDAF Savoie).

3.1.2. Dynamique de la population exploitée

a) Structure en âge

Dans la première période de suivi entre 1990 et 1994, les captures de milieu de saison étaient essentiellement basées sur 2 classes d'âges, les corégones de 3 et 4 ans accompagnés par un pourcentage non négligeable d'individus de 5 ans et quelques uns de 6 ans (Figure 2). Entre 1995 et 1999, le suivi a été interrompu. Depuis la reprise du suivi en 2000, les contributions ont évolué et ce sont maintenant les corégones de 2 et 3 ans qui constituent l'essentiel des captures de milieu de saison. Le reste est représenté par des individus de 4 ans et très peu sont âgés de plus de 5 ans. La part des captures de

corégones de 2 ans ne cesse d'augmenter depuis 2000, elle est passée de 50 % en 2000 à 85 % en 2004. Seule l'année 2002 présente une contribution très faible des 2 ans (moins de 10 %). Pour résumé, alors que les mailles des pics sont restées inchangées, les professionnels capturent actuellement des corégones plus jeunes qui font la même taille que ceux capturés au début des années 90 à l'âge de 3 voire 4 ans.

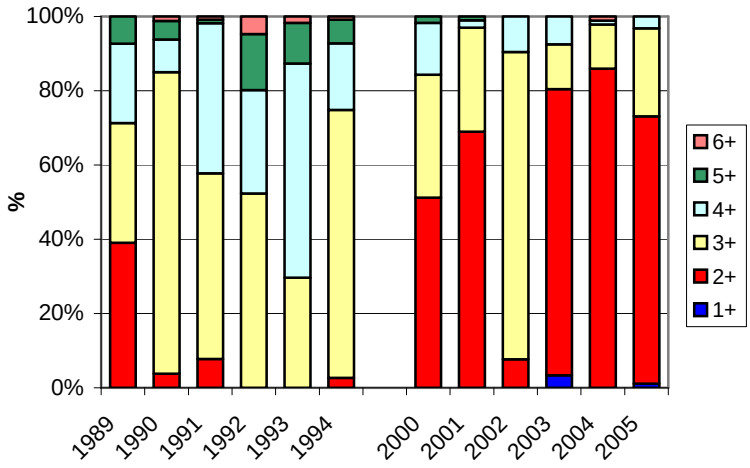


Figure 2. Structure en âge des corégones capturés en milieu de saison de pêche par la pêche professionnelle entre 1989 et 2005 (données INRA-CISALB)

b) Structure en taille et courbe de croissance

La pêche professionnelle, à travers la sélection effectuée par les mailles des pics, prélève des corégones allant de 35 à 45 cm avec un mode à 38 cm (Figure 3). En parallèle, les captures de la pêche amateur permettent de balayer un spectre de taille plus large d'autant plus que les pêcheurs amateurs volontaires indiquent également les prises de petits corégones inférieurs à la taille légale (30 cm au Bourget). Pour ce qui est de la fraction exploitable, les captures oscillent entre 30 et 50 cm avec un mode à 39 cm. Cette fraction est dominée, de la même façon que pour la pêche professionnelle, par des poissons âgés de 2 ans. En dessous de la taille légale, les pêcheurs ont pris en fin d'été 2004 des corégones allant de 10 à 30 cm. Entre 10 et 20 cm, nous pouvons supposé qu'il s'agit de jeunes individus de l'année. Les corégones âgés d'1 an sont quant à eux répartis entre 20 et 32 cm.

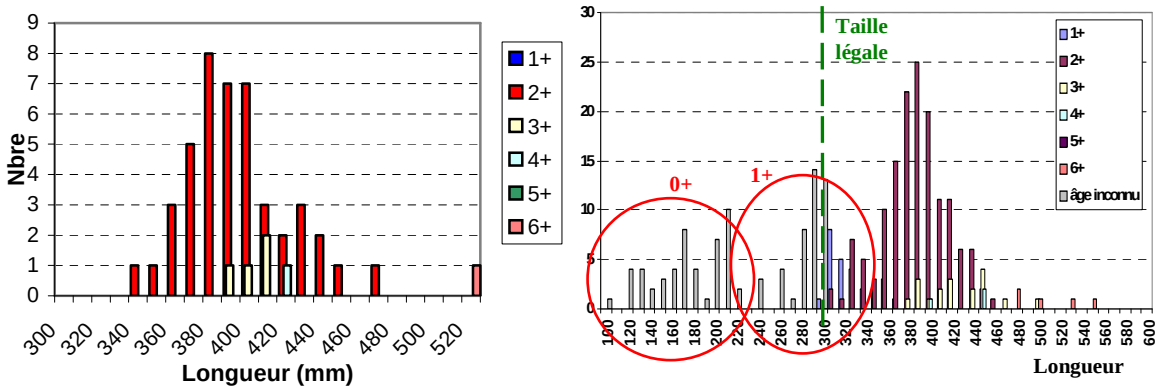


Figure 3. Structure en taille et en âge des corégones capturés en milieu de saison de pêche par la pêche professionnelle (à gauche) et par la pêche amateur (à droite) en 2004.

A partir des mensurations réalisés dans la pêche professionnelle et amateur ainsi que des prélèvements d'écailles associés, nous avons tenté de construire une courbe de croissance pour le corégone du lac du Bourget (Figure 4) pour la période 1990-94 et pour la période 2001-05. Cette courbe repose sur des calculs de rétro-mesure réalisés sur les écailles (Champigneulle, données non publiées). Elle illustre bien le constat observé sur les structures d'âges, à savoir une modification de la croissance du corégone au cours des 15 dernières années. Alors que la longueur à 1 an est peu différente entre les deux périodes de suivis (environ 14 cm), on remarque que la longueur atteinte à 2 ans varie très nettement : 20 cm pour la période 90-94 et déjà 30 cm pour la période 01-05. On remarque également que les longueurs rétro-calculées sont en adéquation avec les longueurs réelles mesurées sur le terrain notamment sur les jeunes sujets.

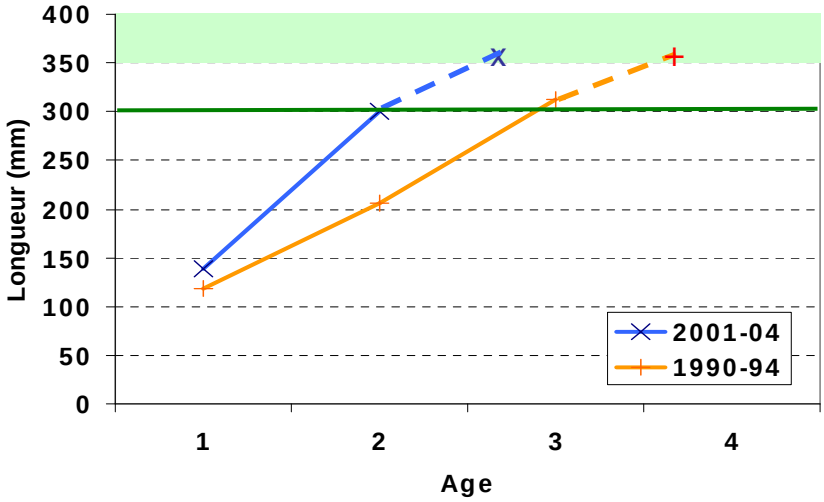


Figure 4. Courbes de croissance de corégones pêchés à différents âges dans la période récente (2001-04) et dans la période antérieure (1990-94). La ligne verte foncée représente la taille légale de capture à 30 cm et la zone verte claire représente la gamme de taille sélectionnée par les mailles des pics.

3.2. Omble chevalier

3.2.1. Evolution des captures depuis 1987

La figure 5 présente les statistiques de captures de la pêche professionnelle depuis le début du pacage lacustre. On peut noter une belle progression des captures jusqu'en 1995 ; elles sont passées en effet de moins de 500 Kg à près de 3,5 tonnes. Depuis, la tendance semblait s'inverser avec une diminution progressive des captures. Les captures, soumises à un schéma cyclique, oscillent à présent entre 1,5 et 2,5 tonnes.

La figure 5 reprend également l'évolution annuelle des captures d'ombles exprimées en Captures Par Unité d'Effort (CPUE) déclarées par l'ensemble des pêcheurs amateurs en bateau. L'interprétation doit prendre en compte l'évolution des modes de déclaration. Jusqu'en 1995, les statistiques de la pêche amateur reposait uniquement sur les déclarations des pêcheurs à la traîne. Ensuite, la tenue d'un carnet de captures obligatoires a été élargie à l'ensemble des pêcheurs amateurs en bateau. L'information du rendement de la pêche à la traîne, spécifique à la capture d'omble chevalier, est donc perdue depuis le milieu des années 90. En 2004, les carnets de captures obligatoires ont été modifiés afin d'essayer d'obtenir à nouveau une information sur les captures de la pêche amateur à la traîne. Ainsi, les CPUE des années 1995-2003 sont à priori sous estimées puisque les captures sont

rapportées à l'ensemble des sorties déclarées, qu'elles soient à la traîne ou à toutes autres techniques. La tendance de cette période reste malgré tout correcte. En faisant abstraction de cette période, on remarque que les rendements de pêche 2004-05 sont supérieurs à ceux observés sur la période 1987-94 ; l'année 2005 apparaissant même comme une année record avec 1,5 ombles capturés par sortie.

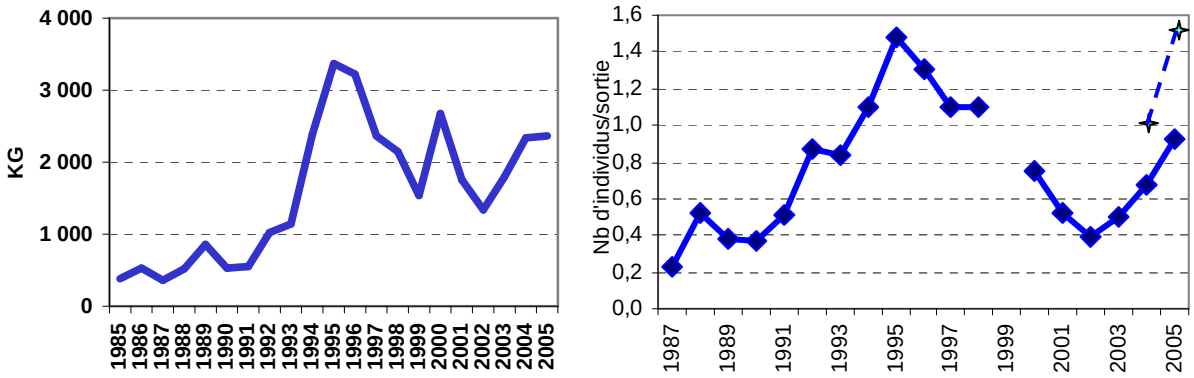


Figure 5. Evolution des captures d'ombles chevalier dans la pêche professionnelle (données DDAF 73 à gauche) et dans la pêche amateur (à droite, en pointillé : CPUE calculée pour la pêche à la traîne).

3.2.2. Dynamique des populations exploitées

a) Structure en âge

La figure 6 présente l'évolution des structures en âge des ombles capturés par la pêche amateur en période estivale entre 1992 et 2005. Globalement, elle montre que la pêche cible majoritairement des poissons âgés de 2 et 3 ans dont les proportions sont variables inter-annuellement.

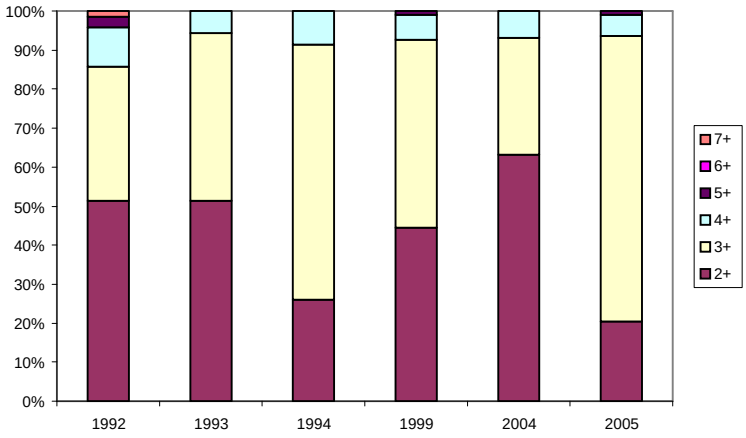


Figure 6. Structure en âge des ombles capturés en période estivale au cours de plusieurs années de suivi (données INRA-CISALB).

b) Evolution mensuelle des structures en taille et en âge

Les résultats présentés dans ce chapitre sont issus de l'échantillonnage des pêcheurs amateurs volontaires de l'année 2004. Ces données sont précieuses car elles donnent accès au stock non encore exploité d'omble chevalier par l'intermédiaire des captures de petits ombles inférieurs à la taille légale. Des écailles ont été prélevés sur 493 ombles gardés et ont été analysées par l'INRA de Thonon-les-Bains.

La figure 7 présente l'évolution mensuelle de la structure en taille et en âge des ombles pêchés par les pêcheurs volontaires en 2004. Globalement, de février à juin, ce sont les ombles de 3 et 4 ans (3+ et 4+ sur le graphique) qui constituent la majeure partie des captures supérieures à la taille légale. Comme le montre la figure 7, ces ombles mesurent entre 30 et 45 cm. Les ombles de 3 ans dominent à plus de 50 %. Quelques individus de plus de 50 cm (moins de 5 % des captures de début de saison) ont été capturés et sont en général âgés de 5-6 ans voire 7 ans. Au mois de juillet, la part des ombles de 3 ans dans les captures commencent à diminuer et quelques individus de 2 ans font leur entrée dans les captures. A partir du mois d'août, ce sont ces ombles de 2 ans qui dominent dans les captures (plus de 50%). Cette part va en augmentant et atteint même 70 % en fin de saison de pêche. En parallèle, les ombles de 3-4 ans sont de plus en plus rares.

La figure 7 présente très clairement la part importante des petits ombles dans les prises de 2004. Pour ce qui est des ombles capturés en dessous de la taille légale de capture, aucun prélèvement d'écailles n'a été réalisé afin de ne pas ajouter un stress supplémentaire au poisson. Il nous est donc impossible de donner un âge à ces petits ombles relâchés. Cependant, au vu des âges déterminés pour les ombles plus grands et de la distribution en taille des petits ombles (2 modes sont distincts), nous avons estimé les âges des petits ombles en fonction de leur taille. Ainsi, on peut suivre la croissance des stades plus jeunes au cours de la saison 2004. Nous supposons que les ombles d'1 an (noté 1+) mesurent en moyenne en début de saison 15 cm et atteignent plus de 20 cm en fin de saison. Les ombles de 2 ans (noté 2+) mesureraient quant à eux entre 20 et 26 cm en début de saison et une bonne partie d'entre eux dépassent la taille légale de capture (30 cm) dès le mois d'août. On suppose également que des ombles nés en 2004 ont été capturés et relâchés en fin de saison de pêche (ombles de 12-15 cm noté 0+ en août-octobre). Ces résultats présentent un schéma typique de l'exploitation halieutique d'une population. En début de saison, les captures sont axées sur des poissons âgés puis sont remplacés au cours de la saison par une nouvelle génération qui a atteint la taille légale de capture. En fin de saison de pêche, il reste donc des ombles de 2 et 3 ans et ce sont ces classes d'âges qui vont former la majeure partie des géniteurs. Enfin, il est intéressant de noter qu'une nouvelle génération est prête à entrer dans la pêche l'année prochaine, il s'agit de la cohorte née en 2003 et qui est donc âgée de 1 an en 2004.

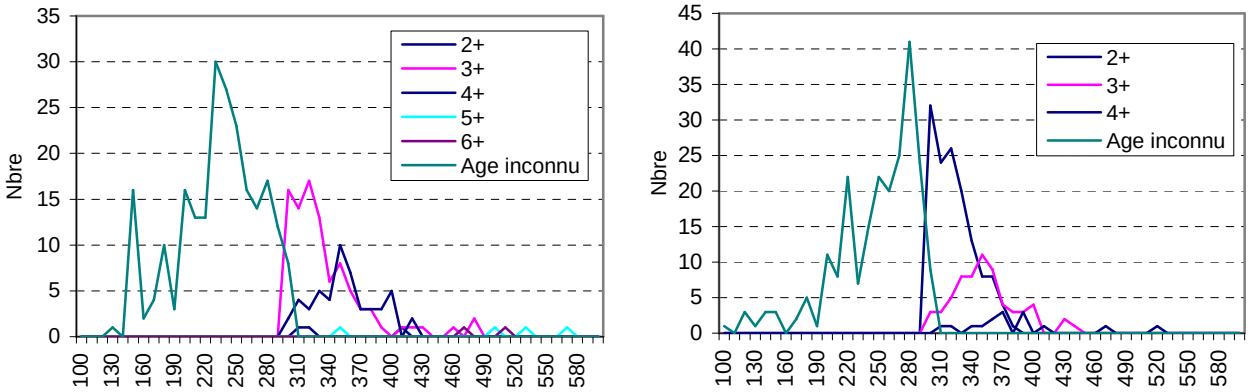


Figure 7. Structure en taille et en âge des ombles capturés en début de saison de pêche (à gauche) et en fin de saison de pêche (à droite) en 2004.

4. Discussion

Au Bourget, la pêche repose sur un peuplement piscicole qui semble en pleine évolution, conséquence de l'amélioration de la qualité de l'eau et du programme de pacage lacustre (CISALB et al, 2006 ; CISALB, 2005). Les premières espèces à profiter de ces nouvelles conditions sont sans aucun doute le corégone et l'omble chevalier. En un peu plus de 15 ans, les captures de ces salmonidés sont revenues à des niveaux satisfaisants mais de nouveaux paramètres entrent en jeu et doivent être pris en compte pour continuer à tendre vers une gestion durable de cette ressource nouvellement reconstituée.

Ainsi, des descripteurs simples mais fiables doivent être trouvés afin de suivre au mieux l'évolution de ces espèces. La mise en relation des résultats issus de trois approches du peuplement piscicole constitue une étape essentielle dans la compréhension du fonctionnement de ce compartiment. Ces approches ont toutefois leurs propres limites et c'est pourquoi elles sont complémentaires. Si l'étude globale du peuplement apporte des informations sur les densités relatives ainsi que les distributions spatiales, elle ne permet pas une analyse précise de chaque population. A contrario, le suivi des statistiques de pêche ainsi que l'échantillonnage régulier des captures permet d'aborder cet aspect mais se limite uniquement aux seules espèces pêchées et à la partie exploitée de la population.

Le stock de corégones et d'ombles chevalier du lac du Bourget a été qualifié de faible et fragile dans les conclusions de l'étude piscicole (CISALB et al., 2006) mais ces espèces sont de nouveau contactées alors qu'en 1984-85 elles étaient absentes des captures des pêches scientifiques. Ainsi, les captures au cours de cette étude ont été trop faibles pour permettre une analyse de ces populations. Le suivi halieutique présenté dans cet article qui est basé sur des résultats annuels voire mensuels propose d'évaluer l'état de ces populations à travers des indicateurs tels que les structures en taille et en âge des poissons capturés. Sur le long terme, ce suivi conclut également à un retour significatif de ces salmonidés. Cependant, en ce qui concerne le corégone, on constate dans le même temps un changement intrinsèque de la population en relation avec une adaptation à la pression de pêche et aux nouvelles conditions de milieu. Ainsi, en 15 ans, la croissance individuelle du corégone a considérablement évolué : actuellement, un corégone grandit de 30 cm en 2 ans alors qu'au début des années 90 il ne prenait que 20 cm. On voit également se dessiner des cycles de 3-4 ans au cours desquels des générations plus ou moins fortes se succèdent. Ces cycles sont observés sur d'autres lacs exploités par une pêcherie tels que le Léman et Annecy (Gerdeaux, 2004). Ces nouveaux paramètres doivent être pris en compte dès à présent dans la gestion halieutique du lac et la pêche, qu'elle soit professionnelle ou amateur, devra très certainement s'adapter pour exploiter durablement cette espèce qui, à terme, deviendra majoritaire. La taille légale de capture et les mailles des pics devront probablement être modifiées pour conserver une exploitation pérenne du stock de corégones.

Les captures d'omble chevalier ont connu une belle ascension jusqu'au milieu des années 90 notamment grâce au programme de pacage lacustre. Depuis, la situation semble se stabiliser et les prises oscillent autour de 3 tonnes, toutes catégories de pêche confondues. Les structures en âge et en taille ont peu évolué depuis le début du suivi. Ainsi, les captures reposent toujours sur des ombles âgés de 2 et 3 ans.

En ce qui concerne ces deux espèces nobles du lac du Bourget, il reste malgré tout une inconnue de taille : qu'en est-il de la reproduction naturelle de ces deux salmonidés et quelle est l'efficacité actuelle du pacage lacustre ? L'importante campagne de marquage initiée par l'INRA de Thonon-les-Bains en 2003 (opération inscrite au contrat de bassin versant du lac du Bourget) devrait permettre d'ici 3 ans de répondre en grand partie à ces interrogations.

Références bibliographiques

Barbier B., 1985. Echantillonnage du peuplement ichtyologique du lac du Bourget – Rapport de la campagne de pêche du 9 au 13 septembre 1984. Rap. CEMAGREF, DQEPP, 10 p.

Barbier B., 1986. Echantillonnage du peuplement ichtyologique du lac du Bourget – Rapport de la campagne de pêche du 10 au 14 septembre 1985. Rap. CEMAGREF, DQEPP, 10 p.

Champigneulle A., Michoud M. et Brun J.C., 2001. Pacage lacustre de salmonidés (omble chevalier, corégone et truite) dans le lac Léman et le lac du Bourget. In « Gestion pisciocle des grands plans d'eau ».

CISALB, 2005. Suivi piscicole 2004 du lac du Bourget

CISALB, 2005. Suivi piscicole 2004 du lac du Bourget. Analyse des captures des pêcheurs volontaires.

CISALB, 2006. Suivi piscicole 2005 du lac du Bourget. Analyse des captures des pêcheurs volontaires.

CISALB, CSP, INRA, Université de Franche-Comté, 2006. Etude du peuplement piscicole du lac du Bourget. Rap. CISALB, 73 p.

CISALB & CSP, 2000. Contrat de bassin versant du lac du Bourget : Volet piscicole – Etude de faisabilité – Rap. CSP, DR Lyon, Tome 1, 53 p.

CISALB, CSP, INRA, Université de Franche-Comté, 2006. Etude du peuplement piscicole du lac du Bourget.

Gerdeaux, 2004. Suivi piscicole 2003 du lac d'Annecy. Analyse des captures des pêcheurs volontaires.

La dermatite du baigneur au lac du Bourget

Swimmer's itch in Lake Le Bourget

Jean-Paul Dubois[(1)], **Sylvie Normand**[(2)]

[(1)] *INRA CARRTEL, BP 511 – 74203 Thonon-les-Bains – Courriel : dubois@thonon.inra.fr*
[(2)] *Communauté de Communes du Lac du Bourget, 1500 Boulevard Lepic, 73000 aix-les-Bains*

Résumé. La dermatite du baigneur fait l'objet d'un programme intégré pour en limiter les conséquences au niveau touristique. Depuis 2002, la lutte contre le parasite incriminé, un schistosome (*Trichobilharzia* sp.) passe par la limitation des populations d'oiseaux et des limnées, hôtes connus du parasite, la diffusion d'information auprès des média et la responsabilisation des usagers, notamment pour qu'ils n'attirent pas les oiseaux avec de la nourriture. L'efficacité de ces interventions est discutée.

Mots-clés : *Trichobilharzia*, contrôle, canard, limnée, épidémiologie, communication.

Abstract. Control of swimmer's itch, a disease caused by avian schistosome *Trichobilharzia sp* has been scheduled since 2002 in Lake Le Bourget. On selected beaches, attempts have been made to limit mallard and aquatic snail populations. Information has been given to inhabitants not to attract and feed aquatic birds, thus preventing all year round avian residents, which are reservoirs of the parasite. Efficiency of interventions is discussed.

Keywords : *Trichobilharzia*, control , mallard, aquatic snail, epidemiology, communication.

1 Introduction

La dermatite du baigneur, est provoquée par la pénétration dans la peau du baigneur d'un petit parasite, populairement dénommé « puce du canard » (Photo 1) et qui est sorti d'une limnée (Photo 2). Il y a encore une trentaine d'années, le problème semblait circonscrit à certains milieux aquatiques, comme le Léman (Gaschen et al, 1956). Mais il s'étend à de nouveaux plans d'eau, au lac d'Annecy, où les premiers cas sont apparus en 1994 (Degrange et Chambellant, 1995) et au Bourget, vraisemblablement par des oiseaux aquatiques qui passent d'un plan d'eau à l'autre. Les parasites incriminés sont des schistosomes responsables de bilharzies aviaires, dont le cycle est rappelé en annexe.

Ce problème nuit à l'image touristique recherchée par les collectivités riveraines qui vantent les avantages d'un milieu propice aux activités nautiques et source de revenus non négligeables. Au lac du Bourget, plusieurs actions sont menées pour réduire les effets de la dermatite du baigneur.

2. La dermatite du baigneur

2.1 Epidémiologie de la dermatite du baigneur

Généralement, le parasite est arrêté au niveau de la peau et détruit entre 36 et 52 h après la pénétration (Hämmerli, 1953), provoquant un foyer local d'infection, cause d'irritation, qui est la manifestation de la dermatite. La première infection passe souvent inaperçue, le corps n'ayant pas encore développé de mécanismes de défense spécifique.

Par la suite, l'organisme produit des anticorps et la réaction est rapide et parfois très forte. Certaines personnes développent une réaction amplifiée (Chamot *et al*, 1998) de type allergique à l'attaque parasitaire : zones rouges et démangeaisons intenses et prolongées. Un risque de pénétration sous-cutanée est possible.

Les cas de dermatite sont fréquents en été lorsque le temps est beau, ce qui incite les gens à rester plus longtemps dans l'eau et les cercaires à quitter les limnées. Les parasites sont alors attirés par les jeux d'ombre et de lumière (phototropisme positif) et les corps gras corporels de l'hôte définitif (Feiler et Haas, 1988). L'importance de l'attaque parasitaire est souvent amplifiée si le baigneur dérange les limnées sur le fond, provoquant alors une expulsion massive de cercaires.

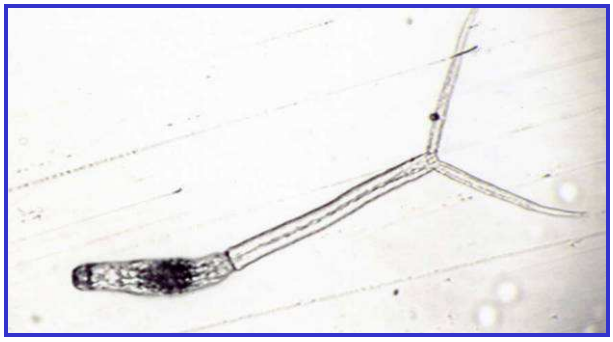


Figure 1. La cercaire (photo INRA) a 2 ventouses, frontale et ventrale et 2 ocelles (points noirs). La queue fourchue assure la nage ; elle se sépare à la pénétration sous la peau. Longueur 1 mm.

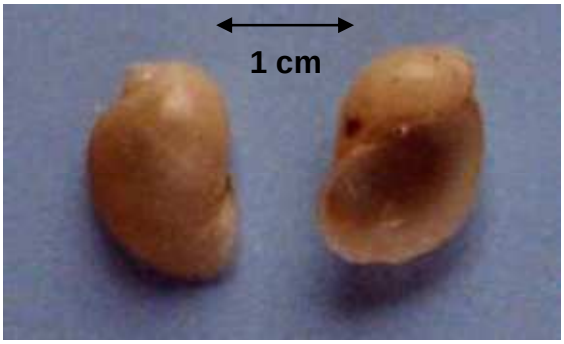


Figure 2. Coquilles de Radix peregra (photo INRA). Les limnées se rencontrent sur des fonds peu profonds, généralement caillouteux avec une végétation aquatique.

2.2 Diversité des bilharzies

Trois limnées sont répertoriées au lac du Bourget, chacune pouvant abriter une espèce particulière de schistosome ; cette spécificité n'existe pas pour les oiseaux (Tab. 1).

Tableau 1. Schistosomes et hôtes potentiels au lac du Bourget. Localisation des parasites chez l'oiseau (Neuhaus, 1952; Combes et al, 1980; Müller et Kimming, 1994; Horak et al, 1998).

Limnées (Schistosomes)	Oiseaux	Organes concernés chez l'oiseau	Dissémination des œufs
Radix peregra		Système nerveux	Par le bec
(Trichobilharzia regenti)	Canard colvert	Cerveau	en barbotant
	Fuligules :	Sinus nasaux	
R. auricularia (T. franki)	milouin	Poumons, Foie	Avec les
Lymnaea stagnalis	morillon	Vaisseaux de la	déjections
(T szidati)	Cygne tuberculé	paroi ventrale	

3. La lutte contre la dermatite du baigneur, un enjeu économique

La dermatite est présente dans une grande partie des plans d'eau savoyards. Elle est aussi surtout plus médiatisée, les professionnels de la santé connaissent maintenant cette affection et relayent mieux l'information (Maurin, 1997). Tout cela amène à une prise de conscience et à l'émergence d'une demande sociale, exprimée par les collectivités locales et les gestionnaires de milieux aquatiques, préoccupés par la qualité des eaux de baignade et le bien être des usagers. Les plans d'eau constituent un formidable outil pour le développement du tourisme estival. La préservation de cette ressource constitue un objectif majeur, à Annecy comme au Bourget avec le programme Grand Lac. La demande sociale s'amplifie avec la connaissance du problème et sa médiatisation. D'abord interrogation simple, elle exprime maintenant le souhait de contrôler le parasite et ses hôtes. Si la dermatite du baigneur continue à s'étendre, elle risque en effet d'être considérée comme une maladie émergente (De Gentile *et al* 1996).

3.1 Etat des connaissances sur les méthodes de lutte contre le parasite

C'est la présence en un même lieu de l'homme et des différents intervenants du cycle parasitaire (parasite, hôtes, canards et limnées) qui permet le développement de la dermatite. Diverses méthodes, décrites dans la littérature scientifique ont été proposées pour réduire l'importance des parasites.

- Directement, en détruisant le parasite chez l'oiseau, avec des produits helminthicides, comme le praziquantel, par ailleurs utilisé dans la lutte contre la bilharziose humaine. Aux Etats Unis, l'équipe de Blankespoor (Reimink *et al*, 1995) a capturé et traité des canards. Le déparasitage ainsi obtenu a été maintenu pendant toute la durée de l'étude (1 an). Mais les oiseaux ne sont pas forcément protégés contre une nouvelle contamination. En outre, on peut craindre l'apparition de parasites résistants, ce qui aboutirait à un échec.

- Indirectement, en contrôlant les populations d'hôtes.

Les gastéropodes, généralement localisés le long de la zone littorale et se déplaçant peu, constituent la cible privilégiée des interventions. Les produits chimiques, utilisés de façon massive permettent de réduire rapidement le problème sur une période limitée, mais ils polluent le milieu naturel et peuvent induire des populations résistantes à long terme (Blankespoor et Reimink, 1991). Les méthodes mécaniques sont plus onéreuses et semblent moins efficaces, si l'on recherche un résultat à court terme et sur de grandes surfaces. Mais elles ont déjà été utilisées avec succès sur des zones limitées. En Asie, l'assèchement fréquent des rizières et des canaux d'irrigation permet de réguler les populations de mollusques (Anonyme, 1977). Cette pratique combinée avec l'utilisation de molluscicides a abouti à l'éradication de la dermatite sur certaines zones. Les mollusques peuvent être récoltés par un bateau équipé d'un filet (à Annecy), et même éliminés avec une épuisette lorsqu'ils remontent en surface le matin, dans les plans d'eau pauvres en oxygène (Graefe *et al*, 1973). Au Canada, l'emploi d'un bateau permettant le faucardage des macrophytes à 2m de profondeur et le broyage de la zone à rhizomes a permis d'éliminer plus de 95 % des limnées (Leighton *et al*, 2000).

Les canards sédentarisés sont des réservoirs à parasites. Leur population peut être réduite par abattage, capture et déplacement ou éloignement loin des zones de plage.

- On peut aussi créer une séparation entre le parasite et l'homme, en utilisant des crèmes répulsives (Salafski *et al*, 2001), dérivées de crèmes utilisées contre les insectes, en éloignant ou en séparant les zones de baignade des zones à mollusques et canards (Barroin, 1999).

- De nouvelles voies d'action sont à l'étude.

- Mise au point de pièges attractifs leurrant les cercaires avec des composés lipidiques spécifiques simulant les corps gras des canards (Haas *et al*, 1998).

- Essais de lutte biologique (Horak *et al*, 2002) : Utilisation de prédateurs naturels des limnées (comme l'écrevisse signal, en expansion sur le Léman), Introduction de gastéropodes aquatiques non infectables ou de parasites de limnées qui ne soient pas des schistosomes.

- Traitement ou détournement des eaux riches en matières nutritives appréciées par les gastéropodes et les canards.

Toutes ces méthodes doivent être confrontées à l'épreuve de la situation réelle. De plus, il faut être prudent dans leur généralisation, car souvent elles présentent des inconvénients .Ainsi, les écrevisses introduites qui sont consommatrices de gastéropodes (Nyström et Perez, 1998) modifient profondément le milieu en réduisant la végétation aquatique (Dubois *et al*, 1999).

- Enfin, lorsque aucune solution efficace n'a pu être trouvée, les autorités sanitaires mettent les baigneurs en garde en les informant au moyen de panneaux ou à travers les médias locaux. Elles se réservent le droit de fermer les plages lorsque le risque de dermatite est trop important, (Health Council of the Netherlands, 2001). Les services médicaux (docteurs et pharmaciens) doivent être opérationnels pour apporter les soins nécessaires aux personnes particulièrement affectées.

3.2 La lutte contre la dermatite au lac du Bourget

Les premiers cas de dermatite ont été relevés vers la même époque que ceux d'Annecy. Si au lac d'Annecy le problème est apparu tout de suite sérieux, parce que les plages touchées étaient pour l'une très fréquentée (plage d'Albigny) et renommée pour l'autre (plage de l'Impérial), la situation au lac du Bourget a été moins préoccupante et les études moins nombreuses. Une étude scientifique préliminaire (Silan et Mouthon, 2001) a mis en évidence la présence de limnées, certaines étant parasitées, sur les principales plages du sud et du nord ainsi qu'à Aix les Bains. Suite aux actions engagées sur Annecy, la CCLB (Communauté des Communes du Lac du Bourget) a décidé d'entreprendre les actions suivantes :

3.2.1. Volet communication

En 2001, installation de panneaux sur les plages incitant les promeneurs à ne pas donner à manger aux oiseaux d'eau. En 2002, une campagne de communication a été faite auprès des enfants de primaire sous forme de distribution d'adhésifs reprenant les panneaux d'information des plages.

En 2002, la DASS a lancé une note d'information à l'ensemble des médecins et pharmaciens du bord du lac. Depuis, la DASS diffuse également auprès des médecins, pharmaciens, communes, postes de surveillance des baignades, une plaquette donnant les conseils en cas de dermatite.

Une bande dessinée (100 000 ex) a été diffusée depuis 2004 aux différentes communes des bords du lac et des sets de tables fournis aux restaurateurs des bords du lac reprennent le message de non distribution de nourriture aux oiseaux.

3.2.2. Volet lutte contre les hôtes des schistosomes

a) Actions sur les mollusques

Un traitement par engins équipés de chenille ou d'une herse (voir Annexe 2) est réalisé jusqu'à la profondeur de 1m 20 sur les plages d'Aix (3 plages) et du Bourget du Lac (1 plage), dès lors que la température dépasse 20 °C, généralement en juin. Les fonds de sable et de gravier sont fortement perturbés et les limnées, stressées, expulsent massivement

leurs parasites. Pendant 24 h (durée moyenne de vie du parasite dans l'eau) les risques de dermatite sont alors élevés et les plages interdites à la baignade par arrêtés municipaux. Ces risques diminuent ensuite notablement.

b) Actions sur les canards

Ces actions, menées sous mandat des autorités préfectorales, visent deux objectifs :

- Rechercher les espèces parasitées et suivre leur taux de prévalence dans le temps,

Dès 1999, quelques oiseaux entiers et le plus généralement les têtes de canards (colverts, morillons et milouins) ont été récupérés. Depuis l'hiver 2002 - 2003 les prélèvements sont systématiques (voir ci-dessous). Il y a eu aussi en mars 2003 un essai de piégeage sur 2 communes, les canards ayant été appâtés avec des grains pendant quelques jours. Les oiseaux piégés sont récupérés tous les jours. Il y a eu aussi 4 cygnes, 2 goélands et 6 mouettes abattus. Les oiseaux sont congelés et envoyés au laboratoire vétérinaire départemental et à l'INRA de Thonon pour analyses.

- Réduire localement les populations de canards résidents, parasités en forte proportion.

Comme au lac d'Annecy, dès 2003 des colverts ont été abattus en période hivernale (de février à mai) pour un prélèvement annuel de 100 canards répartis entre Aix les Bains, Le Bourget du Lac, Châtillon et Conjux. Le nombre d'oiseaux abattus a été réduit à 25 en 2006, suite à l'apparition de la grippe aviaire en France. Ces opérations ont été menées par des gardes de l'ONCFS, des agents de l'état et en 2005 et 2006 par un lieutenant de louveterie.

3.3 Résultats des analyses.

Parmi les oiseaux analysés par le laboratoire vétérinaire (colvert, morillon, milouin, foulque, pilet et cormoran), seul les 3 premiers avaient des schistosomes localisés au niveau ventral. Une grande proportion des oiseaux analysés étaient parasités au niveau nasal (Tableau 2).

Tableau 2. Parasitisme des hôtes (étude au Bourget des oiseaux 1999-2005).
Tous les 4 cygnes analysés ont des parasites dans les sinus nasaux.

	Oiseaux du Bourget	**Limnées**
Taux de parasitisme	Colvert (sinus) : 87 %	<< 5 %
	Milouin (sinus): 23 %	
Durée de vie dans l'hôte	Parasite adulte après 2-3 semaines. Ponte durant 3 semaines	Cercaires mûres en 4 à 7 semaines

4 Conclusion

En l'absence de campagnes de suivi durant la saison de baignade et au cours des années, il reste difficile d'évaluer l'importance du problème de la dermatite et de ses fluctuations. Nos observations semblent indiquer que la période à risque va de mai à août et que le phénomène se déclenche lorsque la température subit une forte hausse sur une courte période.

C'est à partir de 2002 que la CCLB s'est engagée dans des actions contre les hôtes du parasite à proximité de certaines plages particulièrement touchées (Aix les Bains, Le Bourget du Lac et Conjux). Les méthodes employées (abattage de canards, perturbation des limnées) sont celles mises au point au lac d'Annecy. Les actions visant les populations d'oiseaux résidents favorisent la diminution du parasitisme : les oiseaux sauvages (milouins et morillons) sont moins parasités que les espèces sédentarisées et presque domestiquées

de colverts et de cygnes, dont la réduction des populations est souhaitable. Les campagnes de communication menées auprès des usagers pour éviter de nourrir les oiseaux et ainsi ne pas les attirer vont aussi dans ce sens et semblent très prometteuses, car elles les responsabilisent et les amènent à changer leurs comportements.

Il s'agit enfin d'évaluer l'efficacité des différentes méthodes mises en place, par des enquêtes épidémiologiques et par le suivi du taux de parasitisme chez les hôtes, mais aussi de rechercher des méthodes de lutte mieux adaptées aux situations locales, surtout vis-à-vis des limnées, en sachant bien qu'il n'est pas envisageable d'éradiquer la dermatite, mais de limiter son importance.

Références bibliographiques

Anonyme, 1977. Cercairal dermatitis. Its characteristics and prevention. *Chinese Medical Journal* 3 (2), 109-110.

Barroin G., 1999. Limnologie appliquée au traitement des lacs et des plans d'eau. Etude des Agences de l'Eau n° 62.

Blankespoor H.D., Reimink R.L., 1991. The control of swimmer's itch in Michigan : Past, Present and Future, *Michigan Academican* 24, 7-23.

Chamot E., Toscani L., Rougemont A., 1998. Public health importance and risk factors for cercarial dermatitis associated with swimming in Lake Leman at Geneva, Switzerland. *Epidemiology and Infection* 120, 305-314.

Combes C., Albaret J.L., Bayssade-Dufour C., 1980. Atlas mondial des cercaires, Mémoires du Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, série A : Zoologie, tome 115.

De Gentile L., Picot H., Bourdeau P., Bardet R., Bayssade-Dufour C., Chabasse D., Mott K.E., 1996. La dermatite cercarienne en Europe : un problème de santé publique nouveau? *Bulletin de l'Organisation Mondiale de la Santé* 74, 159-163.

Degrange C., Chambellant P., 1995. La dermatite parasitaire estivale des baigneurs. *Lacs et Reflets* 46, 13-19.

Dubois J.P., Gillet C., Laurent P.J., 1999. Alien crayfish in Lake Geneva. *Freshwater Crayfish*. 12, 801-810.

Feiler W., Haas W., 1988. *Trichobilharzia ocellata :* chemical stimuli of duck skin for cercarial attachment, *Parasitlogy* 96, 507-517.

Gaschen H., Mathey G., Jomini P., 1956. Un cas de dermatite des nageurs sur les rives du lac Léman. *Bulletin de la Société de Pathologie exotique* 1172-1178.

Gauthier D., 1999. Etude épidémiologique et environnementale sur la dermatite des baigneurs dans les lacs d'Annecy et du Bourget. La "Puce du Canard" en Rhône-Alpes. *Rapport du Laboratoire Départemental d'Analyses Vétérinaires de la Savoie. Réseau National de Santé Public*, 53p.

Graefe G., Aspöck H., Picher O., 1973. Auftreten von Bade-Dermatitis in Österreich und Möglichkeiten ihre Bekämpfung. *Zentralblatt für Bakteriologie, Mikrobiologie und Hygiene. I Abt. Originale A* 225, 398-405.

Haas W., Harbel B., Kalbe M., Stoll K., 1998. Traps for schistsome miracidia / cercariae. ICOPA IX Makuheri Messe Chiba, Japon, 24-28 août 1998, 359-363.

Haemmerli U., 1953. Schistosomen-deermatitis am Zürichsee, *Dermatologica* 107, 301-341.

Health Council of the Netherlands, 2001.Microbial risks of recreational waters. The Hague : Health Council of the Netherlands, publication 2001 / 25 E, 92 p.

Horak P., Kolarova L., Adema C. M., 2002. Biology of the Schistosome Genus *Trichobilharzia*. *Advances in Parasitology* 52, 155-233.

Horak P., Kolarova L., Dvorak J., 1998. *Trichobilharzia regenti* n.sp. (Schistosomotidae, Bilharziellinae), a new nasal schistosome from Europe*, Journal of the French Society of Parasitology* 5, 349-357.

Leighton B. J., Zervos S., Webster J. M., 2000. Ecological factors in schistosome transmission, and an environmentally benign method for controlling snails in a recreational lake with a record of schistosome dermatitis. Parasitology International 49, 9-17.

Maurin G., 1997. La baignade en eau douce et la dermatite des nageurs. L'exemple du lac d'Annecy. *Mémoires de fin d'étude, formation des ingénieurs du génie sanitaire*, 1996-1997, 104 p.

Müller V., Kimming P., 1994 [*Trichobilharzia franki* n. sp. – a causative agent .of swimmer's itch in South-wertern Germany], [Allemand], *Applied Parasitology*, 35 (1), 12-31.

Neuhaus W., 1952. Biologie und Entwicklung von *Trichobilharzia szidati* n. sp. (Trematoda, Schistosomatidae), einem Erreger von Dermatitis beim Menschen. *Zeitschrift für Parasitenkunde* 15, 203-266.

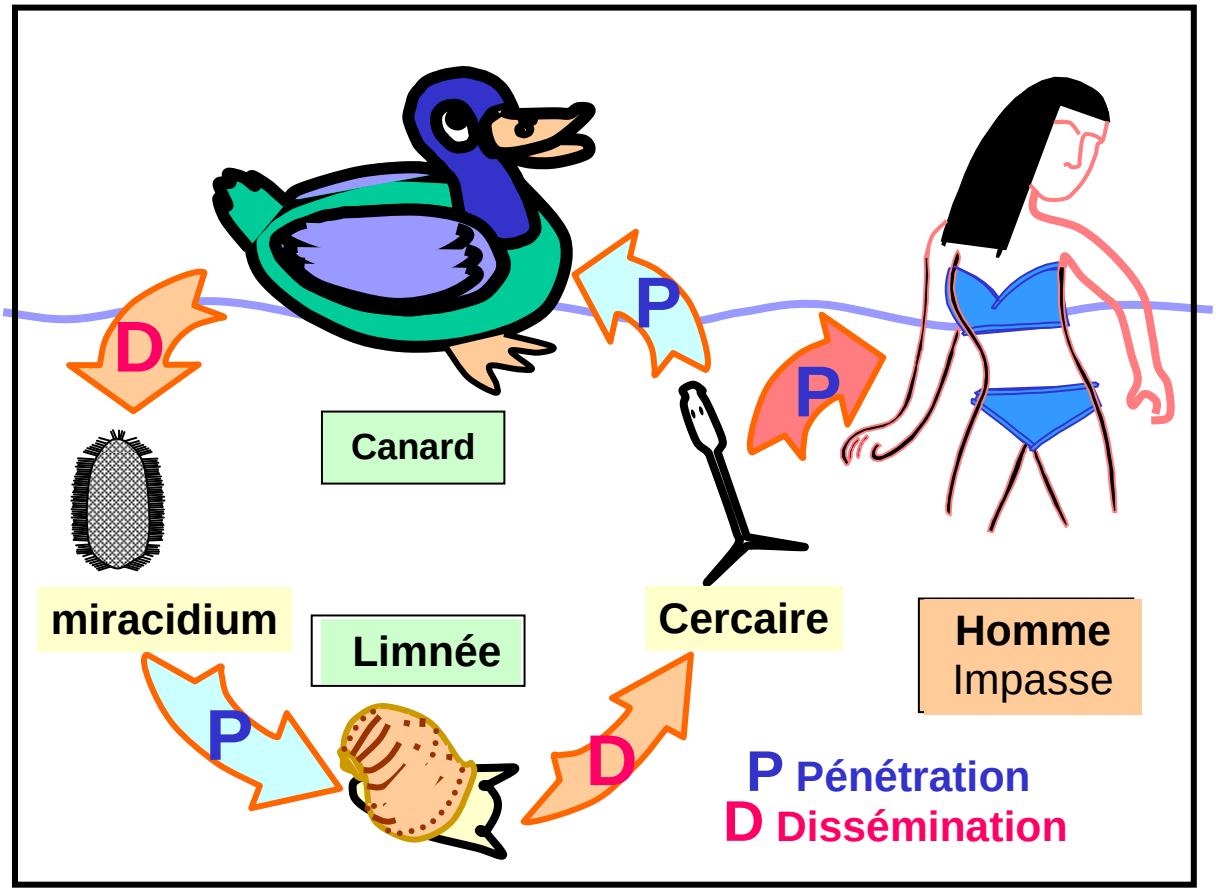
Nyström P., Pérez J.R., 1998. Crayfish predation on the common pond snail (*Lymnaea stagnalis*) : the effect of habitat complexity and snail size on foraging efficiency. *Hydrobiologia* 368, 201-208.

Reimink R.L., De Goede A.J., Blankespoor H.D., 1995. Efficacy of praziquantel in natural populations of mallards infected with avian schistosomes*, Journal of Parasitolog,* 1027-1029.

Salafsky B., He Y-X, Li J., Shibuya T., Kalyanasundaram R., 2001. Topical application of a long-acting, safe, formulation of N, N-diethyl-m-toluamide (DEET) to prevent cercarial penetration through the skin. *Helminthologia* 38, 246.

Silan P., Mouthon J.,2001 Les Schistosomatidae agents de la dermatite cercarienne humaine : Etude préliminaire de la distribution des mollusques " vecteurs " aux abords des principales plages du Lac du Bourget. Inventaire des espèces de limnées aux abords des principales zones de baignade du lac du Bourget *Rapport CCLB*, 20p + annexes.

Annexe 1. Cycle de développement du parasite de la bilharziose aviaire.



Annexe 2. Les appareils d'intervention utilisés sur le lac du Bourget.

Chenillette écrasant les limnées sur le fond (photo CCLB).

Bateau équipé d’une herse grattant le fond (photo CCLB).

La flore du lac du Bourget : patrimoines et enjeux

The flora of lake Bourget : heritages and stakes

Thierry Delahaye

Société Mycologique et Botanique de la Région Chambérienne
Maison des associations, boîte U10 – Rue Saint-François-de-Sales – 73000 CHAMBÉRY
smbrc@wanadoo.fr

Résumé. Le lac du Bourget et les marais attenants abritent 20% de la flore de Savoie et sensiblement la même proportion de plantes protégées. La première liste rouge des plantes de Savoie parue en 2006 met en évidence toute l'originalité mais aussi la grande vulnérabilité des plantes qui poussent dans et autour du lac. La préservation sur le long terme de ce patrimoine nécessite une meilleure régulation du niveau du lac, un renforcement des mesures réglementaires et une valorisation de ce patrimoine avec la création d'une Zone d'Importance pour les Plantes.

Mots-clés. Savoie, lac du Bourget, flore, liste rouge

Abstract. The lake Bourget and the contiguous marshland shelter 20% of the Savoy's flora and nearly the same percentage of protected species. The publication in 2006 of the first red list of Savoy's vascular plants allows to show all the originality and also the great vulnerability of aquatics and marsh plants. The long-date protection of this heritage requires a best regulation of the level of the water, an enlargement of the statutory measures and a valorisation of this heritage by the establishment of a Important Plant Areas.

Keywords : Savoy, lake Bourget, flora, red list

1. Introduction

L'objet de cette communication est de présenter la flore du lac du Bourget en insistant sur les éléments les plus remarquables de cette flore et les enjeux qu'ils représentent pour la préservation de notre patrimoine naturel. Dans un premier temps, nous délimiterons le sujet et la méthode pour ensuite analyser sur les plans quantitatif et surtout qualitatif l'importance de la flore du lac du Bourget à l'échelle du département de la Savoie, en illustrant nos propos par quelques exemples. Nous terminerons par trois propositions pour assurer la préservation de cette flore.

2. Délimitation du sujet

2.1. Quel territoire prendre en compte ?

Le territoire pris en compte dans les analyses et les évaluations qui suivent concerne le lac du Bourget proprement dit avec ses herbiers aquatiques, ses roselières et les bordures marécageuses immédiatement attenantes : en particulier les grands marais situés au sud du lac et au nord, les marais de Chautagne. Sont exclues de cette présentation les autres zones humides encore présentes dans le bassin versant du lac et les côtes rocheuses qui bordent les rives ouest et est. Ces dernières abritent néanmoins une flore thermophile particulièrement intéressante dans le contexte des Alpes du Nord françaises. Dans les

espaces de marais, toute la flore est prise en compte, de la flore aquatique à la flore forestière, celle des haies, des bords de chemins, etc.

2.2. Quels groupes étudier ?

Les plantes comptabilisées dans ce travail appartiennent d'une part au vaste ensemble des Ptéridophytes (Lycophytes, Sphénophytes et Filicophytes des classifications modernes (Lecointe & Le Guyader, 2001)), d'autre part aux Pinophytes et enfin aux Angiospermes. Par méconnaissance, sont donc exclues de nos évaluations sur le patrimoine floristique du lac du Bourget les Charophytes et autres algues, malgré l'important développement des herbiers à *Chara* ssp. et *Nitella* ssp., ainsi que les Bryophytes. Ces groupes, Charophytes, Bryophytes, méritent sans aucun doute des études et des inventaires complémentaires autour du lac du Bourget.

2.3. Comment connaître la flore du lac du Bourget ?

L'état des lieux que nous pouvons réaliser en 2006 de la flore du lac du Bourget résulte des trois sources classiques à l'origine de la connaissance floristique : le dépouillement de la bibliographie, le recensement des collections déposées dans les herbiers et les inventaires réalisés sur le terrain.
De nombreuses publications ont été dépouillées : synthèses sur la flore savoyarde (Perrier de la Bâthie, 1917 & 1928), monographies sur le lac du Bourget (Magnin, 1904), articles dispersés dans des revues de sociétés savantes (Fritsch, 1977 ; Fritsch, 1986 ; SMBRC-collectif, 2000), des rapports d'études (ECOTEC, 2000), etc.
Pour les plantes les plus rares et celle d'identification délicate, des recherches systématiques ont été effectuées dans les collections des Conservatoire et Jardin Botaniques de la ville de Genève. Cette institution abrite en effet de très importantes collections historiques concernant la flore de Savoie. Avec notre collègue Patrice PRUNIER, nous avons examiné plusieurs milliers d'échantillons de plantes de ces collections.
Enfin, depuis une quinzaine d'années nous effectuons régulièrement des herborisations sur les rives du lac du Bourget à titre professionnel, associatif et privé.
Toutes ces recherches sur la flore dépassent largement le seul cadre du lac du Bourget et nous ont conduits à publier en 2006 un "*Inventaire commenté et liste rouge des plantes vasculaires de Savoie*" (Delahaye & Prunier, 2006).
Près d'un siècle après la dernière synthèse sur la flore savoyarde (Perrier de la Bâthie, *op. cit*.), cette nouvelle référence fournit d'une part une liste actualisée de toutes les espèces végétales vasculaires indigènes, adventices, subspontanées et naturalisées connues en Savoie et d'autre part une évaluation du risque d'extinction dans le département, selon les critères de l'Union Internationale pour la Conservation de la Nature (U.I.C.N., 2003). Toutes les données chiffrées qui suivent sont extraites de cet inventaire.

3. Que représente la flore du lac du Bourget à l'échelle de la Savoie ?

3.1. Sur le plan quantitatif

En 2006, la flore vasculaire de Savoie se compose de 2651 espèces et sous-espèces. Le rang variétal et les hybrides ne sont pas comptabilisés ici. Un tel nombre place la Savoie dans le peloton de tête des départements français pour sa diversité végétale.
Sur ces 2651 espèces, 522 sont recensées autour du lac tel que défini ci-dessus. D'un point de vue quantitatif, le lac et ses rives abritent donc près de 20% de la flore départementale. Si nous trouvons au sein de ces 20% quelques espèces plus ou moins ubiquistes comme *Euphorbia cyparissias* L. ou *Poa annua* L., il est certain que la diversité de la flore du lac est liée principalement aux cortèges floristiques recensés dans les grands marais au nord et au sud. La flore lacustre proprement dite, malgré sa grande originalité, ne contribue que

modestement à la diversité spécifique avec "seulement" 27 taxons inventoriés en 1999 (ECOTEC, *op*. *cit*.).

La seule analyse quantitative ne permet donc pas de rendre compte ni de toute l'originalité ni de toute la vulnérabilité de la flore du lac.

3.2. Sur le plan qualitatif

Pour évaluer l'intérêt de la flore d'un territoire, un indicateur communément utilisé consiste à recenser le nombre d'espèces protégées. Deux textes réglementaires définissent la liste des espèces végétales protégées en Savoie :

- l'arrêté de 1982, modifié en 1995 qui s'applique sur le territoire national métropolitain,
- l'arrêté de 1990 qui s'applique dans la région Rhône-Alpes.

Il n'existe en 2006 aucune réglementation particulière à la Savoie.
Au total, ce ne sont pas moins de 190 espèces végétales protégées qui sont connues dans le département ; parmi celles-ci, 34 sont recensées autour du lac du Bourget, soit 18 %. Le pourcentage concernant la flore protégée est donc sensiblement le même que celui calculé pour la totalité de la flore. À noter que parmi ces 34 espèces, certaines ne sont connues en Savoie qu'autour du lac du Bourget. C'est le cas par exemple de :
- *Allium angulosum* L., jolie alliacée qui fleurit en juin dans les prairies inondables ;
- *Viola elatior* Fr., étonnante violette pouvant atteindre 50 cm de hauteur qui s'épanouit dans les mêmes milieux que la précédente dès le mois de mai ;
- *Euphorbia palustris* L., robuste plante des cariçaies qui formant encore des populations de plusieurs centaines d'individus au nord comme au sud du lac.

Ces trois exemples illustrent l'intérêt des communautés végétales herbacées dépendantes d'une gestion adaptée.
Mais la seule connaissance des plantes protégées ne permet pas de rendre compte complètement de l'intérêt de la flore d'un territoire et a fortiori pas de définir les stratégies qu'il convient de développer pour préserver l'ensemble de la flore.
Il existe un outil pour évaluer les menaces qui pèsent sur les êtres vivants et plus précisément pour évaluer les risques d'extinction des espèces : c'est la "Liste rouge". Les catégories et les critères de ces listes rouges ont été normalisés par l'Union Internationale de Conservation de la Nature (U.I.C.N.) dans un premier temps pour classer les espèces présentant un risque d'extinction à l'échelle mondiale. Puis les besoins sans cesse croissants d'évaluations locales pour définir les priorités d'actions et évaluer l'efficacité des mesures de protection existantes, ont amené l'U.I.C.N. à décliner ces critères et ces catégories au niveau régional (U.I.C.N., *op*. *cit*.).
Nous avons donc passé au crible des critères de l'U.I.C.N. les 2651 plantes recensées en Savoie pour aboutir à onze catégories de menace récapitulées dans le schéma ci-dessous.

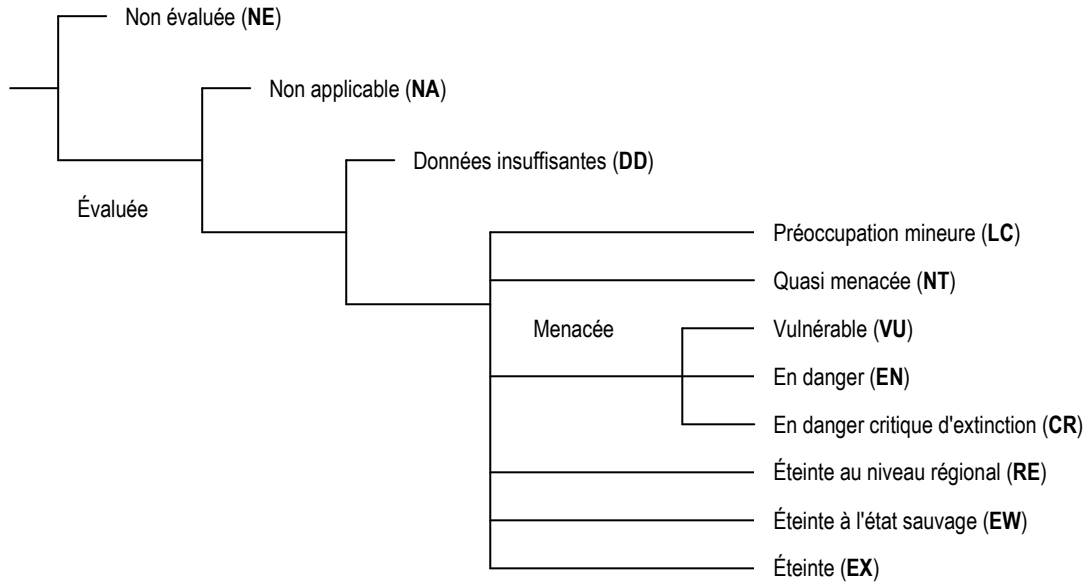


Figure 1. Catégories de menace de la liste rouge des plantes vasculaires de Savoie.

- Les espèces dont la présence en Savoie demeure sujette à interrogation ou indiquée manifestement par erreur entrent dans la catégorie non évaluée (**NE**). Par exemple, nous considérons que l'indication historique de *Fritillaria meleagris* L. en Chautagne (Cariot & St-Lager, 1889) est vraisemblablement liée à une imprécision dans la localisation et que cette espèce, bien présente dans l'Ain sur la rive droite du Rhône, n'appartient pas à la flore savoyarde.
- Les espèces subspontanées et adventices entrent dans la catégorie non applicable (**NA**). Par exemple, évaluer le risque d'extinction de *Cornus stolonifera* Michx., un cornouiller utilisé pour les plantations sur les bords de route et repéré récemment (2003) dans le marais de Chautagne, n'a pas de sens ; c'est par contre potentiellement une plante invasive à surveiller.
- Les espèces indigènes et naturalisées de longue date, pour lesquelles malheureusement les données à notre disposition sont encore trop fragmentaires sont regroupées dans la catégorie données insuffisantes (**DD**). Ainsi, devant l'impossibilité que nous avons actuellement à évaluer l'importance des populations de *Galium palustre* L. subsp. *elongatum* (C. Presl) Lange, compte tenu des difficultés d'identification de cette sous-espèce par rapport à l'espèce type, nous avons renoncé pour l'instant à attribuer une catégorie de menace à ces plantes.
- Les espèces dont les populations sont stables ou en expansion et dont le risque d'extinction en Savoie n'est pas d'actualité (*Bellis perennis* L., *Plantago lanceolata* L., etc.) sont dans la catégorie préoccupation mineure (**LC**).
- Les espèces dont la régression des populations semble encore faible mais dont le milieu de vie est quand même menacé entrent dans la catégorie quasi menacée (**NT**). *Cyperus fuscus* L. se développe sur les vases des bords de plans d'eau s'asséchant en été. Cet habitat ne concerne jamais de grandes superficies. Toutefois, les populations de cette espèce arrivent à se maintenir dans des biotopes de substitution, ornières, labours en terrain humide et ne présentent pas (encore ?) un risque d'extinction à l'échelle du département.
- Les espèces dont la régression des populations est moyenne et qui même historiquement ne sont connues que d'un nombre restreint de localités sont vulnérables (**VU**). Plusieurs espèces aquatiques, présentes dans le lac du Bourget, correspondent à ces critères : *Ceratophyllum demersum* L., *Groenlandia densa* (L.) Fourr., *Lemna trisulca* L., *Myriophyllum verticillatum* L., *Nuphar lutea* (L.) Sm., *Nymphea alba* L.,

Potamogeton lucens L., *Potamogeton perfoliatus* L., *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla, etc. !

- Les espèces pour lesquelles il est possible d'attester que la régression des populations est forte, connues d'un petit nombre de localités et dont le milieu de vie est menacé sont en danger (**EN**) d'extinction en Savoie. D'autres plantes aquatiques sont recensées ainsi : *Hippuris vulgaris* L., observée sur les rives du lac à Chindrieux et Conjux et connue seulement en 2006 dans deux autres localités en Savoie ; *Polygonum amphibium* L., dont les populations savoyardes recensées en 2006 sont confinées au nord et au sud du lac ainsi qu'à un plan d'eau en basse Maurienne.
- Les espèces dont la régression des populations est très forte, connues d'un très petit nombre de localités et dont les effectifs sont très faibles, quelques dizaines à quelques centaines de pieds, sont en danger critique d'extinction (**CR**) en Savoie. Le lac du Bourget et plus précisément les marais au sud du lac constituent le dernier refuge de *Eleocharis acicularis* (L.) Roem. & Schult., minuscule plante des grèves et qui semble avoir disparu des autres localités répertoriées dans la littérature et les herbiers. Il en va de même pour *Rumex hydrolapathum* Huds. dont les populations en Savoie se limitent à quelques dizaines d'individus au sein des roselières au sud du lac.
- Enfin, il existe malheureusement des espèces qui ont disparu du département de la Savoie. Elles entrent dans la catégorie éteinte au niveau régional (**RE**) si elles sont encore connues hors de Savoie. Les transformations subies par les milieux naturels autour du lac depuis le XIX^{e} siècle se sont accompagnées par exemple de la disparition de la petite fougère aquatique *Marsilea quadrifolia* L. récoltée au bord du lac en août 1850 par A. Huguenin et de *Sagittaria sagittifolia* L. récoltée au bord du grand canal du Bourget le 21 mai 1852 par A. Songeon et en Chautagne entre Chindrieux et Châtillon par E. Perrier (sans date).
- Les deux dernières catégories : éteinte à l'état sauvage (**EW**) et éteinte (**EX**) ne sont fort heureusement pas à illustrer avec des espèces du lac du Bourget.

Tableau 1. Répartition des espèces selon les catégories de menace.

Catégories de menace	En Savoie (2651 espèces)	Autour du lac du Bourget (522 espèces)
Non évaluée (**NE**)	206 (**7,8%**)	6 (**1,1%**)
Non applicable (**NA**)	141 (**5,3%**)	20 (**3,8%**)
Données insuffisantes (**DD**)	306 (**11,5%**)	14 (**2,7%**)
Préoccupation mineure (**LC**)	1396 (**52,7%**)	389 (**74,5%**)
Quasi menacée (**NT**)	145 (**5,6%**)	19 (**3,7%**)
Vulnérable (**VU**)	186 (**7,0%**)	29 (**5,6%**)
En danger (**EN**)	136 (**5,1%**)	25 (**4,8%**)
En danger critique d'extinction (**CR**)	95 (**3,6%**)	13 (**2,5%**)
Éteinte au niveau régional (**RE**)	36 (**1,3%**)	7 (**1,3%**)
Éteinte à l'état sauvage (**EW**)	4 (**0,1%**)	0
Éteinte (**EX**)	0	0

Le patrimoine floristique du lac du Bourget peut être qualifié d'exceptionnel à l'échelle de la Savoie. Mais ce patrimoine est fragile. Autour du lac comme ailleurs, les milieux aquatiques et palustres ont considérablement régressé. Rappelons que plus de la moitié de la surface des roselières du lac ont disparu depuis un siècle. Ces milieux continuent de se dégrader (pollutions chimiques, abaissement de la nappe phréatique, etc.) et d'attirer les convoitises d'une société toujours plus consommatrice d'espaces.
Nous privilégions trois axes pour ne pas voir s'accroître inexorablement dans les années à venir le nombre des espèces en danger, en danger critique d'extinction ou éteintes :

4. Comment contribuer à la préservation de la flore du lac du Bourget ?

4.1. En rétablissant les variations saisonnières du niveau du lac

Depuis 1982, le niveau du lac est stabilisé par les aménagements hydro-électriques sur le Rhône. Cette régulation s'est traduite par une stabilisation du niveau, en particulier entre juillet et septembre où il est maintenu à un niveau quasi constant, et par un abaissement de 30 à 40 cm du niveau moyen (Miquet, 1997). Il n'est certes plus envisageable de redonner au lac toute sa "respiration naturelle" entre crues et étiages. Il n'en demeure pas moins indispensable pour préserver les marais de retrouver une variation qui mime, même de façon atténuée, le rythme des variations saisonnières, inondant les prairies au printemps, exondant les grèves à la fin de l'été.

4.2. En renforçant la protection réglementaire

En 2006, seuls les marais au sud du lac bénéficient d'une protection réglementaire par arrêté préfectoral de protection de biotope. Cette protection s'accompagne d'un balisage explicite sur le terrain. Par contre, ni les marais de Chautagne, ni les herbiers, ni les roselières aquatiques ne sont protégés efficacement. Même si certaines parcelles ont été acquises par le Conservatoire du littoral ou le Conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie, même si ces milieux font partie intégrante du réseau Natura 2000 au titre de la mise en œuvre de la "Directive Habitats", il n'existe pas de mesure de protection cohérente qui s'applique à l'ensemble des milieux naturels autour du lac. Aussi, nous proposons que la totalité de ces milieux soit intégrée dans une réserve naturelle régionale ou nationale garantissant leur préservation sur le long terme.

4.3. En valorisant la richesse de la flore en créant une Z.I.P. !

Le grand public apprécie sans nul doute le cadre de vie offert par le lac ; de même les décideurs ont parfaitement intégré le potentiel touristique et économique que représente le plus grand lac naturel français. Ont-ils pris la pleine mesure de l'intérêt et de la vulnérabilité des milieux naturels qui bordent leur décor récréatif ?
Pour valoriser l'image de la flore liée aux zones humides et faire prendre conscience au plus grand nombre de la richesse des milieux naturels autour du lac, nous proposons que complémentairement au renforcement des mesures de protection réglementaire, soit étudiée la faisabilité de désigner le lac du Bourget comme Zone d'Importance pour les Plantes. Une présentation succincte des Z.I.P. peut se résumer en trois points :

- Le programme Z.I.P. est une contribution à la stratégie mondiale pour la conservation des plantes adoptée lors de la 6ème réunion de la conférence des parties à la convention sur la diversité biologique (La Haye, avril 2002).
- L'objectif est de constituer un réseau de sites essentiels pour la conservation des plantes et d'en assurer la sauvegarde dans toute l'Europe.
- Les Z.I.P. sont des sites d'importance botanique du point de vue des espèces menacées, des types d'habitats ou de la diversité végétale dans son ensemble et qui peuvent faire l'objet de mesures de protection et de gestion appropriées.

5. Conclusion

La comparaison entre la flore savoyarde et celle du lac du Bourget démontre la responsabilité toute particulière de cet espace pour la préservation de la diversité biologique. Le lac et les marais attenants n'abritent pas moins d'une quinzaine d'espèces qui n'existent pas, ou plus, ailleurs dans le département. Pour préciser cette responsabilité, il serait très certainement intéressant de poursuivre l'analyse en comparant la flore du Bourget à celle des autres grands lacs alpins. Mais pour le Bourget, dans le cadre de ce développement que l'on nous propose durable, un des défis à résoudre aujourd'hui est l'équation entre le développement de la population et les multiples pressions (touristiques, nautiques, etc.)

qu'elle exerce sur les milieux et la possibilité pour ces milieux et les êtres vivants qu'ils hébergent, plantes, animaux, champignons, de poursuivre leur vie et leur évolution.

Références bibliographiques

Cariot A., Saint-Lager J.-B., 1889. Étude des fleurs. Botanique élémentaire, descriptive et usuelle renfermant la flore du bassin moyen du Rhône et de la Loire. Tome 2, 8e édition. Vitte & Perrussel, Lyon. 1004 p.

Delahaye T., Prunier P., 2006. Inventaire commenté et liste rouge des plantes vasculaires de Savoie. *Bull. Spécial Soc. Mycol. Bot. Région Chambérienne*, n°2. 106 p.

ECOTEC, 2000. Cartographie de la végétation du lac du Bourget. Conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie. 66 p. + annexes.

Fritsch R., 1977. La macroflore aquatique du lac du Bourget. *Bull. Soc. Hist. Nat. de la Savoie*, n°90. pp. 27-37.

Fritsch R., 1986. Sortie botanique au nord du lac du Bourget les 4 et 7 juin 1986. *Bull. Soc. Hist. Nat. de la Savoie*, n°177. pp. 4-6.

Lecointe G., Le Guyader H., 2001. Classification phylogénétique du vivant. Éditions Belin, Paris. 544 p.

Magnin A., 1904. Les lacs du Jura. N° 4 : monographies botaniques de 74 lacs jurassiens. Klincksieck, Paris - 423 p.

Miquet A., 1997. La régulation du lac du Bourget (France) : nouveau fonctionnement hydraulique, impacts environnementaux. *Revue de géographie alpine*, n°2. pp. 11-21.

Perrier de la Bâthie E., 1917 & 1928. Catalogue raisonné des plantes vasculaires de Savoie. *Mém. Acad. Sci. Belles Lettres & Arts de Savoie*, 5e série, Tome IV et V. Léon Lhomme, Paris et Imprimeries réunies, Chambéry. 433 p. & 415 p.

SMBRC-collectif, 2000. Session botanique F.M.D.S., 25-28 mai 2000 : synthèse des observations. *Soc. Mycol. Bot. Région Chambérienne.* 33 p.

U.I.C.N., 2003. Lignes directrices pour l'application, au niveau régional, des critères de l'U.I.C.N. pour la liste rouge. Commission de la sauvegarde des espèces de l'U.I.C.N., Gland, Suisse et Cambridge, Royaume-Uni. ii + 26 p.

Les macrophytes du lac du Bourget : Valeur patrimoniale et bioindication

Macrophytes of Lake Bourget : Patrimonial value and bioindication

Adeline Francois[1], André Miquet[2]

[1] 27 rue de la Doua, 69 100 Villeurbanne, francoisadeline@yahoo.fr
[2]Conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie, BP 51, 73372 Le Bourget du Lac)

Résumé. En 1999, le Conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie a mandaté le bureau d'étude ECOTEC pour réaliser une cartographie complète de la végétation aquatique du lac du Bourget. A partir de ces travaux, une nouvelle valeur patrimoniale apportée par les macrophytes a pu être attribuée au lac du Bourget. L'hétérogénéité spatiale de ce compartiment lacustre induit une grande variété d'habitats et la valeur bioindicatrice des macrophytes appuie non seulement les résultats issus de la physico chimie qualifiant le lac de méso-eutrophe, mais aussi rendent compte de la diversité trophique. Enfin, une comparaison entre la végétation aquatique du début du siècle et celle de 1999 montre une évolution d'un lac mésotrophe vers un lac méso-eutrophe.

Mots-clés : macrophytes, valeur patrimoniale, bioindication.

Abstract. In 1999, the "Conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie" appointed the company ECOTEC to carry out a complete cartography of the aquatic vegetation. From this work, a new patrimonial value brought by the macrophytes could be allotted to the "lac du Bourget". Space heterogeneity of this lake compartment induces quite a diversity of habitats ; the bioindicative value of the macrophytes not only supports the physicochemical results qualifying the lake méso-eutrophic but also accounts for trophic diversities. Lastly, a comparison of the aquatic vegetation between the beginning of the century and 1999 shows the evolution from a mesotrophic lake to a meso-eutrophic lake.

Mots-clés : macrophytes, patrimonial value, bioindication.

1. Introduction

En 1999, dans le cadre du contrat de Bassin Versant, le conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie a mandaté le bureau d'étude ECOTEC pour réaliser une cartographie complète de la végétation aquatique du lac. Pour ce faire, l'équipe d' ECOTEC s'est inspirée de la méthode développée par "Lachavanne et al. (1985) " sur les lacs suisses. Elle a identifié toutes les unités de végétation à partir de photos aériennes et les a prospectées une à une pour noter l'abondance et la composition floristique. Durant la période d'eutrophisation du lac du Bourget (décennies 1950-1970), aucune données ont été récoltées.

Nous présenterons la valeur patrimoniale des rives du lac du Bourget à partir des macrophytes, puis nous regarderons leur distribution en fonction de différents paramètres environnementaux et trophiques afin d'appréhender le concept de bioindication des macrophytes.

2. Valeur patrimoniale des macrophytes du lac du Bourget

Le lac du Bourget conserve environ 40% de rives dites “naturelles”. Sa configuration met à disposition de la végétation aquatique 635 hectares de beine lacustre qui n’est végétalisée qu’à moitié en 1999. Lors de l’inventaire, 31 espèces ont été répertoriées, dont 2 protégées en région Rhône-Alpes : Najas minor et Najas marina. La végétation du Magnopotamion est d’intérêt communautaire au titre de la directive européenne “Habitats”. Avec une végétation totale composée de 34,9% d’hélophytes, de 9,1% de macrophytes à feuilles flottantes, de 0,9 % de macrophytes libres et de 56,6% d’hydrophytes, certaines rives montrent encore une succession complète de ceintures de végétation. Cette particularité ne se retrouve plus sur beaucoup d’autres lacs alpins et confère au lac du Bourget une valeur patrimoniale importante. La végétation est dominée par 3 espèces de Characées qui couvrent plus de 80% des herbiers (278ha) : Nittelopsis obtusa, Chara gr. vulgaris et Chara gr. globularis. Beaucoup d'autres espèces sont rares à l'échelle du lac. Elles peuvent être présentes sous forme de peuplements en herbiers isolés comme Nitella mucronata, Hippuris vulgaris, Eleocharis acicularis, Myriophyllum verticillatum ou uniquement sous forme de pieds dispersés tels que Lemna minor, Callitriche sp., Groenlendia densa, Najas minor, Potamogeton crispus.

Comme toutes les rives ne concentrent pas une abondance et une diversité importante, elles peuvent être classées selon leur intérêt patrimonial à partir de la présence de ceintures de végétation puis de la surface colonisée. Les différentes ceintures de végétation confèrent à l’écosystème un rôle fonctionnel et les roselières, de par leur rôle d’écotone, atténuent les différents flux provenant de la partie terrestre, constituent un rempart contre l’érosion, et servent d’habitats, de zone refuge et de reproduction à de nombreuses espèces “Sinnassamy et Mauchamp (2001)”. Ces rôles sont dépendants de la surface colonisée. Les autres facteurs retenus sont la diversité, l’abondance des espèces et la présence d’espèces rares. Cinq ensembles à valeur particulière, sont ainsi identifiés (Annexe1, Figure1).

- La- Baie de Portout et la rive Sud (Annexe1, Figure1) : ce sont les secteurs à plus grande valeur patrimoniale, avec les plus grandes surfaces de beine lacustre permettant le développement de toutes les ceintures de végétation et des plus grandes roselières du lac. De vastes nupharaies de Nymphea alba et de Nuphar lutea se développent à l’avant des roselières (7210 m^2 de Nuphar lutea au sud) pour laisser place, plus en profondeur aux herbiers de Characées : Nitellopsis obtusa, Chara gr. globularis, Chara gr. vulgaris.
- La Baie de Chatillon au nord-est (Annexe1, Figure1) apporte une valeur suplémentaire au lac. Ce secteur présente lui aussi toutes les ceintures de végétation, une diversité importante et constitue une surface moindre. La rive est formée par un cordon de 2,8 ha de phragmitaie et scirpaie puis par des nupharaies et des peuplements de Chara gr.globularis et de Nitellopsis obtusa accompagnés de Potamogeton pectinatus.

- La baie de Grésine (Annexe1, Figure1), constituée par une partie véritablement lacustre et une partie abritée par la voie ferrée appelé “Petit lac de grésine”: ce dernier est colonisé par une roselière et les conditions abritées favorisent le développement d’une importante nupharaie de Nymphea alba. Cette surface possèdent 12 taxons dont Najas minor qui est une espèce protégée au niveau régional et Myriophyllum verticillatum qui se développe uniquement dans cette station. La végétation principale de la partie lacustre correspond au peuplement de Chara gr. globularis accompagné de Potamogeton pectinatus.

- La baie de Mémard (9 espèces) et la rive du Poète (14 espèces) (Annexe1, Figure1): bien que ne possédant pas une grande diversité, elles présentent encore d’importantes roselières (respectivement 2,8ha et 3,8ha). La rive du Poète possède aussi la plus grande scirpaie du lac (4800m²). Etant bordée par la RN 201, ces roselières redonnent une valeur

écologique et paysagère à la rive fortement anthropisée.

- Brison Saint Innocent (Annexe1, Figure1) : seul secteur qui abrite Najas marina, espèce protégée en Rhône-Alpes, de façon importante ; en effet, la valeur patrimoniale peut également provenir de l'abondance locale d'espèces rares.

3. Leur distribution, et leur valeur bioindicatrice au lac du Bourget

De nombreux facteurs biotiques et abiotiques influencent la distribution des macrophytes. Ainsi la diversité observée de 31 espèces est révélatrice de la diversité de méso-habitats présents, créée par des conditions physiques (érosion, sédimentation, type de substrat), physico-chimiques (teneur en O_2, NO_3^-, PO_4^-) et biotiques (influence des organismes sur l'environnement physico-chimique) et par les variations saisonnières de température, de vents. Ces différentes conditions permettent aux espèces de macrophytes de développer des stratégies adaptatives traduisant des informations sur la qualité du milieu.

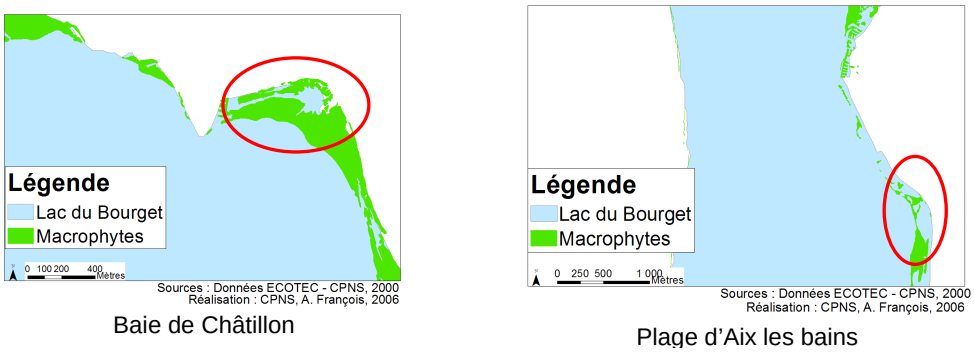
3.1. Distribution de certaines espèces du lac

En premier lieu, les Characées colonisent la beine lacustre jusqu'a des profondeurs importantes (10 m). Cela laisse supposer une bonne transparence de l'eau du lac avec des courants profonds peu importants puisque ces plantes ont un système d'ancrage peu développé les empêchant de résister aux courants.

L'action protectrice des roselières autrefois plus étendues au sud du lac, a permis le développement de la végetation à feuilles flottantes (*Nuphar lutea*, *Nymphea alba*, *Potamogeton pusillus*). Aujourd'hui, après disparition de 60 % de la roselière, on peut s'étonner que cette végétation subiste en front de lac. L'apport de matières organiques et sédiments par les eaux des canaux de Terre-nue et Belle-eau influeraient aussi la présence de ces nénuphars et de la grande Typhaie de *Typha latifolia* à l'embouchure du canal de Terre nue, développée à la suite d'un dépot des matériaux de curage du canal dans les années 1980. Ce sont toutes des espèces caractéristiques d'eaux calmes et riches en matières organiques "Landolt (1977)".

La répartition de *Myriopyllum spicatum*, concentrée sur les bords abrupts occidentaux et orientaux traduirait la présence d'une granulométrie grossière favorisant cette espèce particulièrement compétitive pour ce milieu "ECOTEC (2000)". De même, un herbier important de *Najas marina*, caractéristique d'une granulométrie grossière se situe sous la commune de Brison-Saint-Innocent révélant les caractéristiques granulométrique de la zone "Landolt (1977)".

La photographie aérienne montre aussi des surfaces sans végétation dans la baie de Châtillon ou au niveau de la plage publique d'Aix les bains (figure 1). Pour ces zones, l'absence de végétation est inexplicable sans prendre en compte les effets des activités humaines (piétinements, faucardage, phytocides). Les phytocides sont fréquemment utilisés dans les ports.



Baie de Châtillon

Plage d'Aix les bains

Figure 1. Zones de suspection d'impacts humains.

3.2 Propriétés bioindicatrices des macrophytes du lac du Bourget

Les macrophytes immergés sont des plantes qui puisent leurs nutriments par l'appareil végétatif en entier les rendant susceptibles de nous orienter sur la qualité de l'eau.

A l'échelle du lac, environ 53,3 % des herbiers sont composés d'espèces tolérantes à la charge en substances nutritives (*Chara gr. vulgaris*, *Chara gr. globularis*...), 43,5% d'espèces indicatrices de charge trophique (*Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton perfoliatus*, *Elodea canadensis*, *Najas marina*), et 1,2 % d'espèces indicatrices de pollution trophique (*Ceratophyllum demersum*, *Zannichelia palustris*). Ces pourcentages indiqueraient une qualité méso-eutrophe des zones littorales du lac du Bourget. La présence simultanée de *Potamogeton pectinatus* (caractéristique des eaux eutrophes) et des Characées corrobore assez bien ce constat. Cette cohabitation pourrait être la conséquence de la diminution brutale du niveau trophique du lac ou un « stigmate » de l'eutrophisation passée. Ces constats confirment les analyses physico-chimiques réalisées au centre du lac qui le qualifiaient comme étant un système mésotrophe en cours de ré-oligotrophisation.

En s'attardant sur certains secteurs, on peut moduler l'analyse générale du lac et mettre en évidence des différences locales de qualités trophiques.

Tout d'abord entre le nord et le sud du lac, les deux beines lacustres montrent des compositions floristiques différentes. Les principaux herbiers de *Nitellopsis obtusa* (espèce la plus tolérante des Characées), sont situés au sud du lac alors que *Chara gr. globularis* en est totalement absente. Ceci pourrait être corrélé avec des concentrations dans l'eau en nutriments différentes. En effet, *Chara gr. globularis* tolère des concentrations élevées de phosphore (jusqu'à 100µg P-Ptot/L) si celles de nitrate sont relativement basse (< à 4mg/L) et *Chara gr. vulgaris* peut se développer avec de fortes concentrations en nitrate (jusqu'à 10mg/L) si la teneur en phosphore reste basse (30µgP-Ptot/l) "Auderset Joye (1993)". On pourrait imaginer que *Chara gr. globularis* est inhibé au sud du lac par les apports du canal de Terre-nue et de la Leysse qui engendreraient un excédent en nitrate. Cette différence de qualité trophique est appuyée par la distribution d'autres taxons favorisés par les milieux eutrophes (*Potamogeton pectinatus*, *Typha latifolia*, *Nuphar lutea*, *Ceratophyllum demersum)* plus abondants au sud qu'au nord. Ainsi, le peuplement de macrophytes semble témoigner d'une meilleure qualité trophique de l'eau au nord.

D'autre part, certaines zones sont dominées par des herbiers d'espèces eutrophes (*Ceratophyllum demersum* ou *Zannichelia palustris*) et se trouvent essentiellement dans les ports ou le long de zones urbanisées. Un long herbier de *Ceratophyllum demersum* est suspect sur la côte de Brison. Sa présence pourrait s'expliquer par l'assainissement autonome des maisons environnantes et par la canalisation immergée d'eaux usées qui relie Brison à la pointe de Grésine ; d'éventuelles fuites seraient à rechercher.

Les ports abritent une diversité importante puisque 25 taxons ont été retrouvés sur la totalité, souvent sous forme de petits herbiers denses. Ce sont des espèces eutrophes qui profitent de la richesse trophique de l'eau, des sédiments et des conditions abritées. Deux espèces « exogènes » *Elodea canadensis* et *Elodea nuttalli* sont présentes respectivement depuis le début du XX^{ième} siècle et depuis les années 1990. Elles sont en compétition avec les potamots, et résistent mieux aux faucardages effectués dans les ports.

3.3 Evolution de la végétation du lac et qualité trophique : Comparaison des résultats des travaux de Ant. Magnin de 1904 avec ceux d'Ecotec de 1999

En 1904, 25 espèces ont été recensées contre 31 en 1999. Bien que le nombre de taxons n'ait pas fortement évolué, il existe une différence dans la composition floristique. Sept espèces n'ont pas été retrouvées et onze sont « apparues » entraînant une variation spécifique de 47,37 % (Annexe 2, tableau 1). Un tableau récapitulatif des différentes espèces présentes en 1904 et 1999 est situé en annexe 2, tableau 2.

Tableau 1. Comparaison des pourcentages d'indices trophiques entre 1904 et 1999.

Valeur trophique de Landolt	Pourcentage en 1904	Pourcentage en 1999
Répartition sur milieu pauvre en substances nutritives, absente des sols riches en substances nutritives :1	16	
Répartition sur milieu pauvre en substances nutritives, peu présent sur milieu riche en substances nutritives, aucune concurrence possibles : 2	12	9,68
Répartition sur milieu modérément pauvre ou riches en substances nutritives : 3	40	51,61
Répartition sur milieu riche en substances nutritives, assez rares sur milieu pauvre : 4	32	29,03
Répartition sur milieu à teneur excessive en substances nutritives, indicatrices de pollution : 5		9,68

En attribuant l'indice trophique de Landolt (annexe 2, tableau. 2) à chaque espèce, un indice trophique moyen est calculé pour les deux époques. En 1904, l'indice s'élève à 2,88 et indique une charge moyenne en substance nutritive alors qu'en 1999, il est de 3,4 correspondant à une charge trophique de l'eau plus importante (tableau 1, annexe 2). Cet indice reste moyen et n'indique pas de problème de pollution de l'eau, pour les deux années. La faible différence proviendrait de l'absence d'espèces indicatrices de pollution trophique en 1904 et de l'absence d'espèces oligotrophes en 1999 comme le montre le tableau 1

D'autre part, le lac disposait de 5 espèces de Characées en 1904 contre 4 en 1999 (Tableau 2, Annexe 2). Ces 4 dernières correspondent aux espèces les plus tolérantes et n'existaient pas en 1904, à l'exception de *Chara gr. globularis.* Comme les Characées sont des espèces sensibles aux fortes teneurs en nutriments, le lac aurait eu un niveau trophique plus faible qu'aujourd'hui. D'autres espèces comme *Nymphoides peltata*, *Polygonum amphibium* et *Ranunculus trychophyllus* n'ont pas été retrouvées en 1999. Ces dernières sont tolérantes aux fortes teneurs en substances nutritives mais caractéristiques de milieu marnant. Elles devaient se retrouver dans des espaces protégés de la houle et nécessitaient une fluctuation du niveau d'eau, quasiment inexisante aujourd'hui. La régulation du niveau du lac effectuée depuis 1982 serait probablement à l'origine de cette disparition.

Grâce aux observations et l'aspect bioindicateur des macrophytes, on peut supposer l'existence d'une différence de qualité des eaux entre le début du siècle et aujourd'hui. Le milieu semblait être mésotrophe en 1904 et méso-eutrophe en 1999. L'état actuel serait à interpréter comme un stade de "convalescence", dans un processus de réoligotrophisation qui se poursuit encore aujourd'hui.

Les macrophytes ont une valeur importante et doivent être pris en compte pour évaluer la qualité de la zone littorale d'un lac. Ils sont à la fois indicateurs de la qualité trophique de l'eau mais aussi de la qualité d'habitat de nombreuses espèces. De plus, ce sont des espèces intégratrices des variations de milieu et relativement facile à identifier. C'est pourquoi, il est intérressant d'intégrer ce compartiment lacustre dans le "Tableau de Bord" du lac du Bourget et dans les bioindicateurs de la "Directive Européenne Cadre sur l'Eau". Un suivi allégé de macrophytes est d'ailleurs mis en place depuis 2006 afin de suivre de façon régulière la végétation sous lacustre, la qualité patrimoniale des rives et la qualité de l'eau.

Références bibliographiques

Auderset Joye D., 1993. Contribution à l'écologie des Characées de Suisse. Thèse Université de Genève, n°2580 , 236 p.

ECOTEC, 2000. Cartographie de la végétation du lac du Bourget. Etude préliminaire, Volume A. 60p.

Lachavanne J.B. et al., 1976-1985. Etude chorologique et écologique des macrophytes des lacs suisses en fonction de leur altitude et de leur niveau trophique. Rapport final. Université de Genève, 107 p.

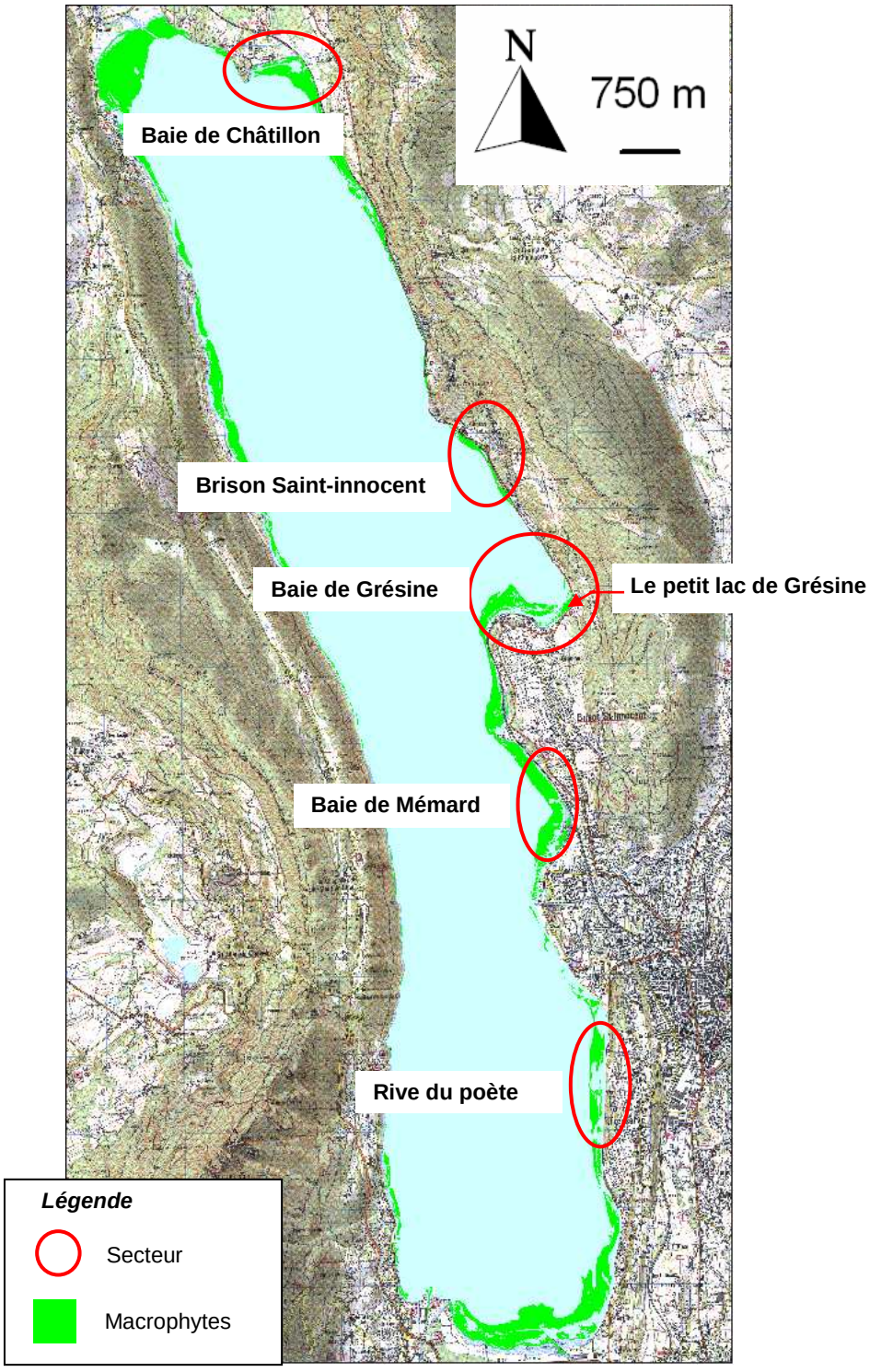
Landolt E., 1977. Ökolosgishe Zeigerwerte zur Schweizer Flora. Veröffentlichungen des Geobotanischen Institutes der ETH, Stiftung Rübel ,Zürich.

Lehmann A, 1997. Apports des systèmes d'information géographique à l'étude des plantes aquatiques

Magnin A., 1904. La végétation des Lacs du Jura, Monographies botaniques de 74 lacs jurassiens, Suivies de considération générales sur la flore lacustre. Librairie des sciences naturelles.

Sinnassamy J. M., Mauchamp A., 2001, Roselières, Gestion fonctionnelle et patrimoniale. Gestion des milieux et des espèces, Cahiers techniques n°63 , ATEN.

Annexe 1. Localisation des différentes zones du lac.



Sources : IGN scan 25
IGN BD Carthage

Annexe 2. Richesse floristique du lac du Bourget en 1904 et 1999 et valeur trophique.

Tableau 1. Evolution de la végétation sous lacustre du lac du Bourget entre 1904 et 1999

Total des espèces en 1904	25
Total des espèces en 1999	31
Total cumulé des espèces recensées (1904 et 1999)	38
Nombre d'espèces non retrouvées en 1999	7
Nombre d'espèces nouvelles en 1999	11
Perte de richesse floristique	28
Gain de richesse floristique	44
Variation spécifique	47,36
Valeur trophique en 1904	2,88
Valeur trophique en 1999	3,39

Tableau 2. Valeur trophique de la végétation sous lacustre du lac du Bourget en 1904 et 1999 selon « Landolt (1977) ».

Espèces	Présence en 1904	Présence en 1999	Valeur de substances nutritives (Landolt, 1977)
Callitriche sp.		+	3
Ceratophyllum demersum L.		+	5
Chara ceratophylla	+		1
Chara contraria	+		1
Chara gr. globularis	+	+	3
Chara gr. vulgaris		+	3
Chara hispida	+		1
Eleocharis acicularis (L.)Roemer et Schultes	+	+	3
Elodea canadensis Michx.	+	+	4
Elodea nuttallii (Planchon) St. John		+	4
Fontinalis antipyretica Hedw.		+	3
Groenlendia densa (L.) Fourr.	+	+	2
Hippuris vulgaris L.	+	+	3
Lemna minor L.		+	3
Myriophyllum spicatum L.	+	+	2
Myriophyllum verticillatum L.	+	+	3
Najas marina L.	+	+	4
Najas minor All.	+	+	2
Nitella mucronata (A.Br.)Miquel		+	5
Nitella syncarpa	+		1
Nitellopsis obtusa L.		+	4
Nuphar lutea L. (Smith)	+	+	3
Nymphea alba L.	+	+	3
Nymphoides peltata (S.G.Gmel.) Kuntze	+		4
Phalaris arundinacea L.	+	+	4
Phragmites australis (Cav.) Trin	+	+	3
Polygonum amphibium L.	+		4
Potamogeton crispus L.		+	3
Potamogeton gr.pusillus		+	4
Potamogeton lucens L.	+	+	4
Potamogeton nodosus Poiret		+	3
Potamogeton pectinatus L.		+	4
Potamogeton perfoliatus L.	+	+	3
Ranunculus trichophyllus Chaix S.L.	+		4
Scirpus lacustris L.	+	+	3
Typha latifolia L.	+	+	4
Utricularia vulgaris L.	+	+	3
Zannichelia palustris L.		+	5

Évolution de l'avifaune du lac du Bourget depuis 40 ans : richesse patrimoniale et enjeux de gestion

Bird evolution on Lake Bourget in 40 years: patrimonial richness and management stakes

André Miquet

CORA Savoie, Univesité de Savoie, 73 376 LE BOURGET DU LAC
cora-savoie@univ-savoie.fr

Résumé. Le CORA Savoie recense l'avifaune du lac du Bourget depuis 1965, permettant la qualification de ce site comme d'importance européenne (Zone Natura 2000, site Ramsar). Outre cet intérêt patrimonial, l'évolution de l'avifaune renseigne sur divers aspects de la qualité ou de la fonctionnalité du milieu. Par exemple, la perturbation due à la chasse induit une « sous exploitation » du lac. Parmi les espèces piscivores, la raréfaction des « fritures » de cyprinidés a conduit à un effondrement des effectifs de grèbe huppé. Un phénomène qui met en lumière l'effet de l'épuration des eaux sur la productivité globale du lac. A l'inverse, le retour des herbiers immergés notamment de Characées favorise les herbivores, comme la Nette rousse. Cette dernière a profité, outre des réserves de chasse et du retour de la végétation, du programme de restauration de roselières aquatiques. La mise en eau de l'étang des Aigrettes, a permis le retour ou l'installation d'espèces n'ayant jamais niché auparavant en Savoie, dont quatre espèces de canards, trois hérons et un rapace. Ainsi, de par leurs exigences particulières, les oiseaux s'avèrent des cibles et des indicateurs complémentaires à ceux habituellement suivis, ce qui justifie leur place au « tableau de bord » du contrat de bassin versant du lac du Bourget.

Mots-clés : lac du Bourget, oiseaux, évolution

Abstract. CORA Savoie monitors the birds of the Lake Bourget since 1965, leading to European (Natura 2000) and international status (Ramsar Site). Beyond this patrimonial value, the evolution of water birds informs on habitat quality or functionality. For example, the lake has been under used because of hunting disturbance. Within fish eating species, the rarefaction of small fish made a collapse of crested grebe wintering numbers; this enlightens the effect of water purification on overall lake productivity. On the other way, the come back of macrophytes (especially characeae) favours herbivores like the red-crested pochard. This bird took advantage of both hunting reserves, characae come back and reed bed restoration programme. The creation of the Etang des Aigrettes leaded to the breeding of disappeared or even new species for the department, including fours species of ducks, three herons and one raptor. Thus, specific needs of water birds make them targets and indicators which are complementary to the usual ones, and disserve to be part of the overall monitoring board of the Lake Bourget.

Keywords : lake Bourget, birds, evolution

1. Introduction

Le CORA Savoie s'attache à l'étude et à la protection de la faune sauvage du département depuis 1965. Le lac du Bourget représente un enjeu ornithologique particulier, consacré récemment par deux statuts internationaux : celui de "Zone de Protection Spéciale" (lui faisant intégrer le réseau Natura 2000 au tire de la Directive européenne sur les Oiseaux), et celui de "Site Ramsar", réseau mondial de site important pour les oiseaux d'eau. Cette échelle internationale est d'autant plus essentielle que l'on a affaire à une faune migratrice.
La finalité du suivi de l'avifaune, qu'elle soit nicheuse ou hivernante, est double :

- évaluer le statut et l'évolution des espèces, avec un intérêt scientifique (dynamique des populations, influence du climat … et patrimonial),
- mettre en lumière des paramètres du milieu, en tant que facteurs favorables ou défavorables à telle ou telle espèce.

Nous nous centrerons ici, dans une perspective appliquée, sur cette dernière question.

Concerannat l'avifaune hivernante du lac du Bourget, un comptage annuel est opéré le même jour sur l'ensemble du continent européen, à la mi janvier, de manière à disposer de chiffres fiables. Au delà des paramètres "exogènes" au lac (l'évolution démographique européenne, plutôt à la hausse, et les variations climatiques influençant annuellement la répartition des oiseaux), les tendances évolutives sont la résultante :

- l'offre alimentaire : il faut ici mentionner trois compartiments majeurs du lac du Bourget :
    - o l'invasion de la moule zébrée *Dreissena polymorpha*, apparue dans les années 1960 et connaissant depuis une population cyclique parfois extrêmement nombreuse
    - o les herbiers immergés, notamment de characées, revenus après l'épuration du lac (sans doute à partir de la fin des années 1980 et durant les années 1990),
    - o la biomasse d'alevins, extrêmement variable d'année en année et dominée par le gardon et la perche,
    - o la mise à disposition d'habitats d'eaux peu profondes.

- le facteur tranquillité : perturbation essentiellement due à la pression cynégétique en hiver et au nautisme en été. Si la pression de chasse a fortement décru suite à l'agrandissement des réserves de chasse (notamment à partir de 1994), le nautisme quant à lui continue de croître.

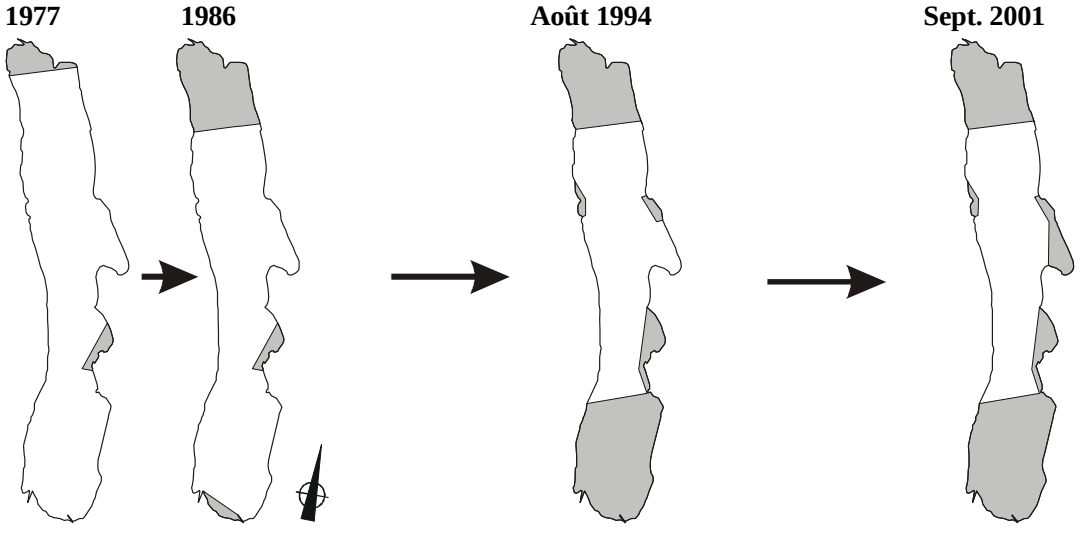


Figure 1. Evolution des réserves de chasse (en gris) sur le lac du Bourget depuis 1977.

2. Importance de la moule zébrée dans l'hivernage des oiseaux d'eau du lac du Bourget

L'apparition de la moule zébrée date des années 1960 sur le lac du Bourget. Comme dans toute l'Europe et l'Amérique du Nord, elle a immédiatement constitué une manne pour une grande partie des oiseaux d'eau plongeurs ; même les espèces jusqu'alors herbivores sont alors devenues "malacophages" (un régime qui s'apparente d'ailleurs assez bien à un "pâturage" en termes de comportement alimentaire …).

Une espèce illustre logiquement ce phénomène est le fuligule morillon, consommateur d'invertébrés benthiques. La figure 2 montre bien l'explosion de cette espèce, concomitante à celle de ce mollusque. Les effectifs s'écroulent toutefois assez vite, pour revenir à un niveau qui fluctue suite à divers évènements (dont la création des barrages sur le Rhône) ; cette espèce peu chassée et relativement peu farouche a toutefois peu réagi à l'élargissement des réserves de chasse.
Autre espèce ayant explosé dans la fin des années 1960, selon un schéma très proche de celui du morillon : la foulque macroule (figure 3). Bien qu'herbivore au départ, la foulque peut se nourrir à 100% de moules là où celle-ci abonde ; toutefois elle a également pu bénéficier du retour des macrophytes, le tout permettant au lac du Bourget d'être le second site français (après la Camargue) certaines années pour l'hivernage de cette espèce.

3. Importance des réserves de chasse pour l'hivernage des oiseaux d'eau du lac du Bourget

Si le morillon et la foulque, peu chassés, ont peu réagi à l'augmentation des réserves de chasse, il n'en va pas de même du Fuligule milouin (figure 4), beaucoup plus farouche. La grande réserve du sud du lac a été déterminante pour cette espèce, lui permettant ainsi de profiter au mieux de retour des herbiers de characées. Ce fort effectif d'hivernants a permis l'installation des premiers couples nicheurs de l'étang des Aigrettes, un historique tout à fait parallèle à celui de la Nette rousse (voir plus loin).
L'agrandissement des réserves de chasse, mais aussi la protection juridique des espèces et l'amélioration générale de la réglementation, sont également à l'origine du développement d'un canard piscivore nicheur (le harle bièvre, figure 5), et du garrot à œil d'or (figure 6).

4. Importance de la végétation aquatique pour l'hivernage des oiseaux d'eau du lac du Bourget

Comme cela est déjà mentionné, le retour des herbiers a été déterminant pour le fuligule milouin et la nette rousse, leur permettant d'instaurer une tradition d'hivernage, première étape vers une reproduction. Les characées notamment sont particulièrement favorables à la Nette rousse (figure 7), dont l'expansion est un phénomène général sur les lacs alpins ; aujourd'hui ce joli canard est un emblème de l'étang des Aigrettes, aussi bien en terme de patrimoine que d'esthétique et de pédagogie.

5. Importance de la biomasse d'alevins pour les oiseaux d'eau du lac du Bourget

Il est clair qu'elle conditionne directement la survie et le taux de reproduction des piscivores nicheurs (grèbes huppé et castagneux, harle bièvre, cormoran, martin pêcheur), et l'effectif des hivernants. Si on s'intéresse au grèbe huppé (figure 8), principal piscivore hivernant, on note une régression marquée dans le début puis encore à la fin des années 1980. Ce tassement important coïncide avec l'arrêt des rejets d'eaux usées dans le lac du Bourget, dont on sait qu'il a également induit une forte baisse de la productivité en « poissons blancs ». Il est normale que la réoligotrophisation s'accompagne d'une telle baisse du « poisson fourrage » ; ceci pose toutefois la question d'un suivi de ce compartiment « friture », aujourd'hui plus déterminant que les données issues des statistiques de pêche et dont les prédateurs on disparu (Loutre *Lutra lutra*, balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus* et Pygargue à queue blanche *Haliaeetus albicilla*).
Si l'on regarde la courbe du grèbe castagneux (figure 9), elle présente une quasi inversion avec celle du grèbe huppé (espèce nettement plus grande) ; on n'est toutefois pas en mesure si cela reflète une évolution de leurs classes de proies respectives, une concurrence alimentaire, ou un hasard.

6. Importance de l'étang des Aigrettes pour les oiseaux d'eau du lac du Bourget

En tant qu'hivernant, la Sarcelle d'hiver (figure 10) est un bon exemple d'espèces pour lesquelles le lac du Bourget était pauvre, faute de berges d'eau peu profonde (une pauvreté encore aggravée depuis la régulation du niveau du lac, qui a supprimé ses étiages). Mais c'est surtout pour les oiseaux nicheurs que la création de l'étang des Aigrettes par le Conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie (1995-1996). En effet, la remise en eau (par pompage) de 13 ha de roselières atterries a non seulement pérennisé et conforté la population de blongios nain (*Ixobrychus minutus*) et de rousserolle turdoïde *(Acrocephalus arundinaceus*). Elle a également permis le retour de deux espèces disparues (le Héron pourpré *Ardea purpurea*, disparu depuis la fin des années 1960, et le busard des roseaux, *Circus aeruginosus*) et peut-être de la marouette ponctuée (*Porzana porzana*).
Mais l'étang des Aigrettes a également permis la nidification de plusieurs espèces nouvelles pour le département : quatre canards (nette rousse, fuligule milouin, canard chipeau, occasionnellement canard souchet), deux hérons (Aigrette garzette *Egretta garzette* et bihoreau gris *Nycticorax nycticorax*, plus des ébauches de nids par un couple de héron garde-boeufs *Bubulcus* ibis et grande aigrette *Casmerodius albus*).

Enfin, le cas du cygne mérite une mention spéciale (figure 11) ; oiseau domestique d'agrément dès le moyen-âge, il a été (ré) introduit au lac du Bourget à des fins touristiques à partir des années 1950 – 1960. Non recensé dans les premières années, il présente une forte croissance dans les années 1990, aidé en cela par le retour des herbiers aquatiques mais également par le nourrissage. La chute continue depuis l'année 2000 suggère que l'arrêt du nourrissage (campagne d'affichage) a pu soit affecter la survie de l'espèce, soit sa répartition hivernale (déplacement vers le Rhône).

7. Discussion

Ces observations, de type plus « naturaliste » que « scientifique », appellent deux axes de réflexion : axe de gestion, axe scientifique.
Pour les gestionnaires du lac et pour la Savoie, l'avifaune du lac du Bourget constitue à la fois une richesse et une responsabilité importante. Ses exigences sont donc à prendre en compte dans la gestion et la politique d'aménagement du lac. Aujourd'hui les paramètres d'habitats (qualité de l'eau et de la végétation) semblent relativement favorables (on peut même affirmer qu'une épuration plus poussée sera synonyme d'appauvrissement) ; à noter toutefois que le cas des roselières, habitat de trois espèces prioritaires au titre de la Directive Oiseaux (héron pourpré, blongios nain, busard des roseaux), demeurent dans un état préoccupant de régression et de morcellement, deux facteurs qui diminuent leur capacité d'accueil (et donc celle du lac), et de plus augmentent leur vulnérabilité au dérangement (menaces sur la survie des nids et des jeunes).

Sur un plan scientifique, l'observation et le dénombrement des oiseaux d'eau peut alimenter des réflexions beaucoup plus poussées que le seul suivi des effectifs. Malheureusement, pour l'ornithologue, des questions cruciales comme l'offre en herbiers et en poissons seraient indispensables à connaître, en temps réel, pour vérifier certaines hypothèses et dissocier plusieurs facteurs qui agissent en synergie, et dont la part relative est impossible à distinguer sans des études spécifiques. Il serait donc intéresser d'aborder ces questions sur un plan transdisciplinaires alliant végétation, faune piscicole et avifaune.

Références bibliographiques

CORA Savoie (Groupe Ornithologique Savoyard), 2000. Livre blanc des vertébrés de Savoie. Poissons, amphibiens, reptiles, oiseaux et mammifères sauvages : inventaire, bilan des connaissances, statuts. Miquet A. (réd.), Le Bourget du Lac, 272 p.

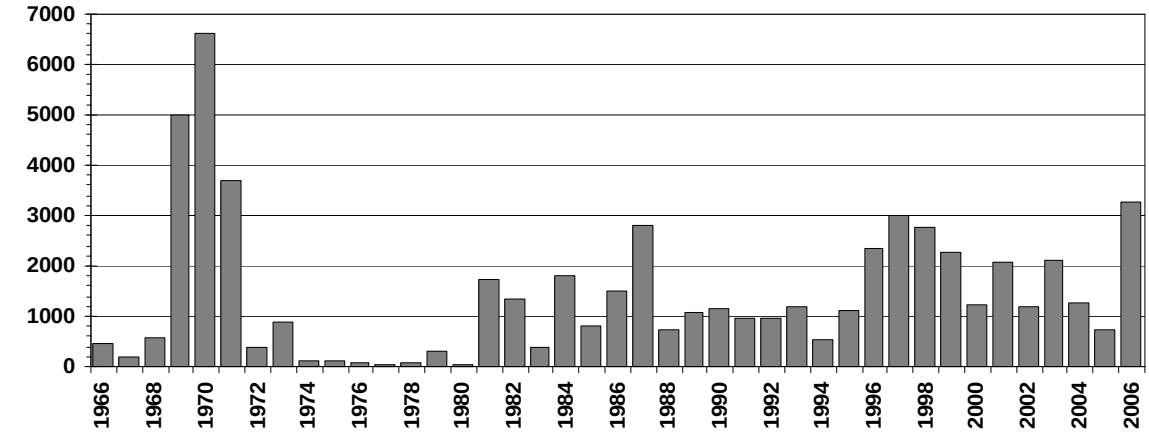


Figure 2. Evolution des effectifs hivernants de Fuligule morillon *Aythya fuligula* au lac du Bourget entre 1966 et 2006.

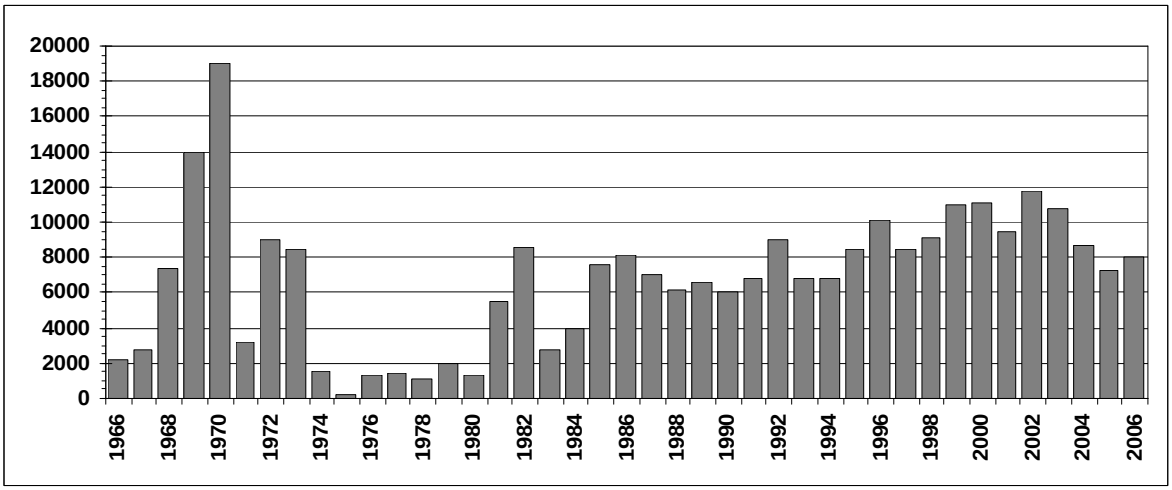


Figure 3. Evolution des effectifs hivernants de Foulque macroule *Fulica atra* au lac du Bourget entre 1966 et 2006.

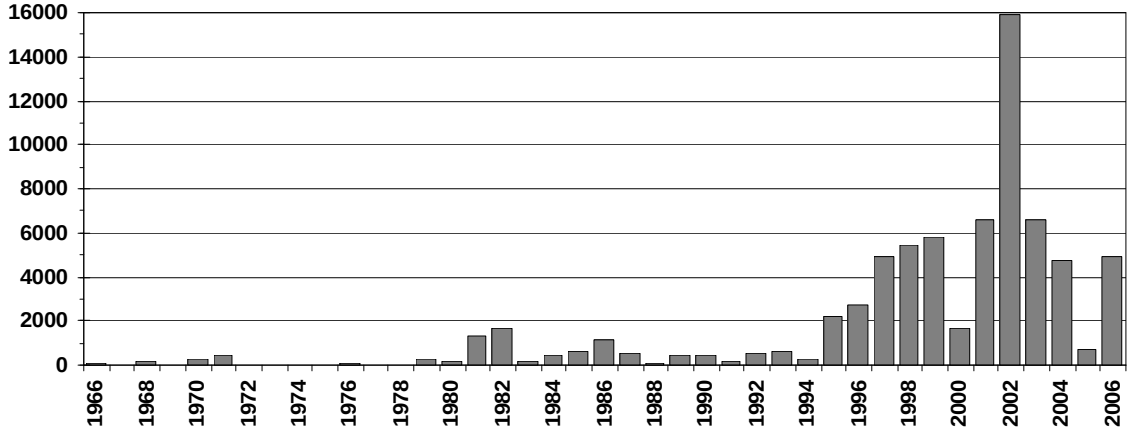


Figure 4. Evolution des effectifs hivernants du Fuligule milouin *Aythya ferina* au lac du Bourget entre 1966 et 2006.

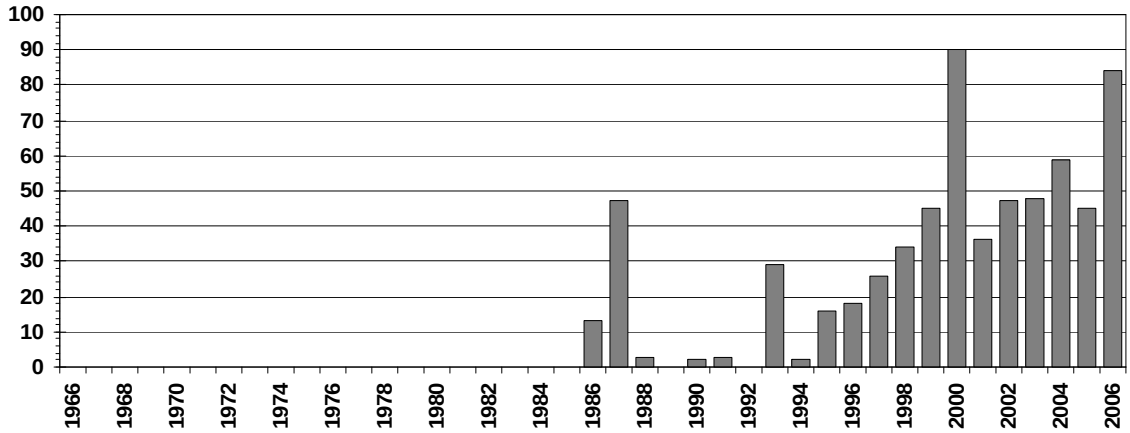


Figure 5. Evolution des effectifs hivernants du Harle bièvre *Mergus merganser* au lac du Bourget entre 1966 et 2006.

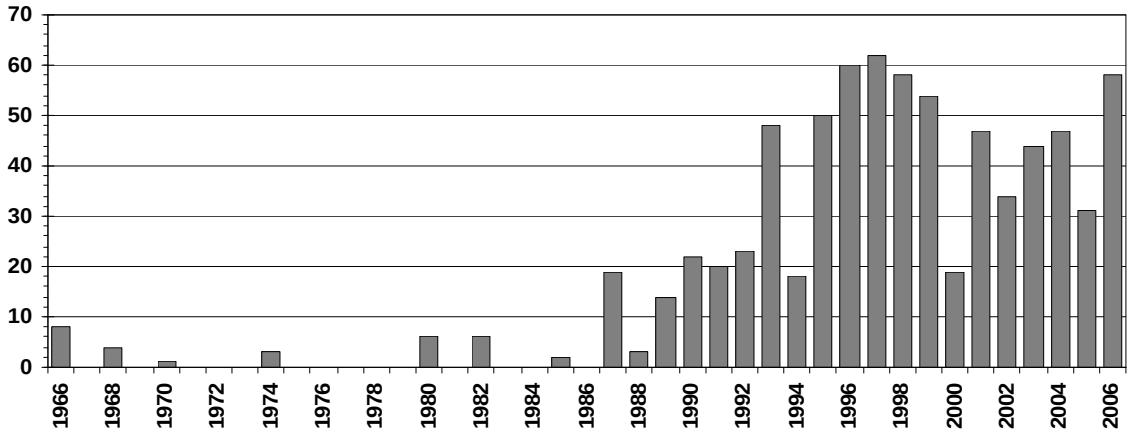


Figure 6. Evolution des effectifs hivernants du Garrot à œil d'or *Bucephala clangula* au lac du Bourget entre 1966 et 2006.

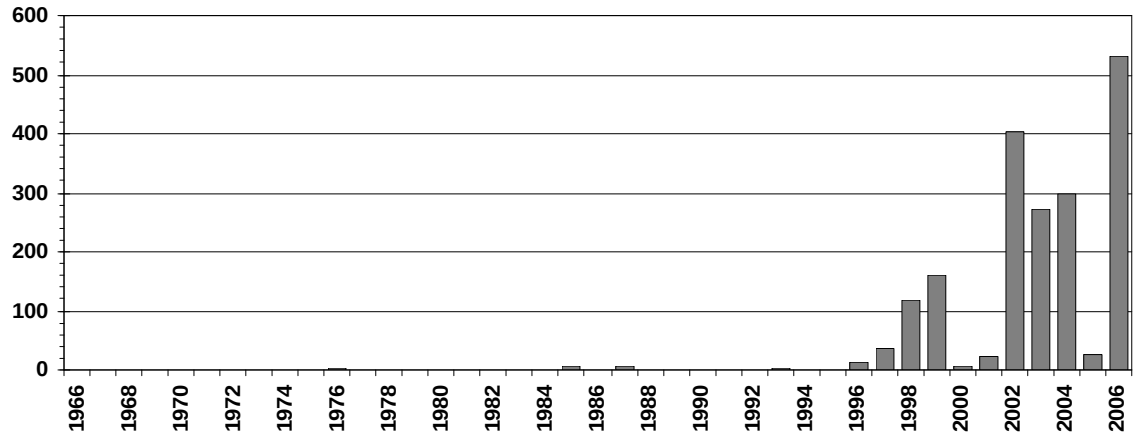


Figure 7. Evolution des effectifs hivernants de la Nette rousse Netta rufina au lac du Bourget entre 1966 et 2006.

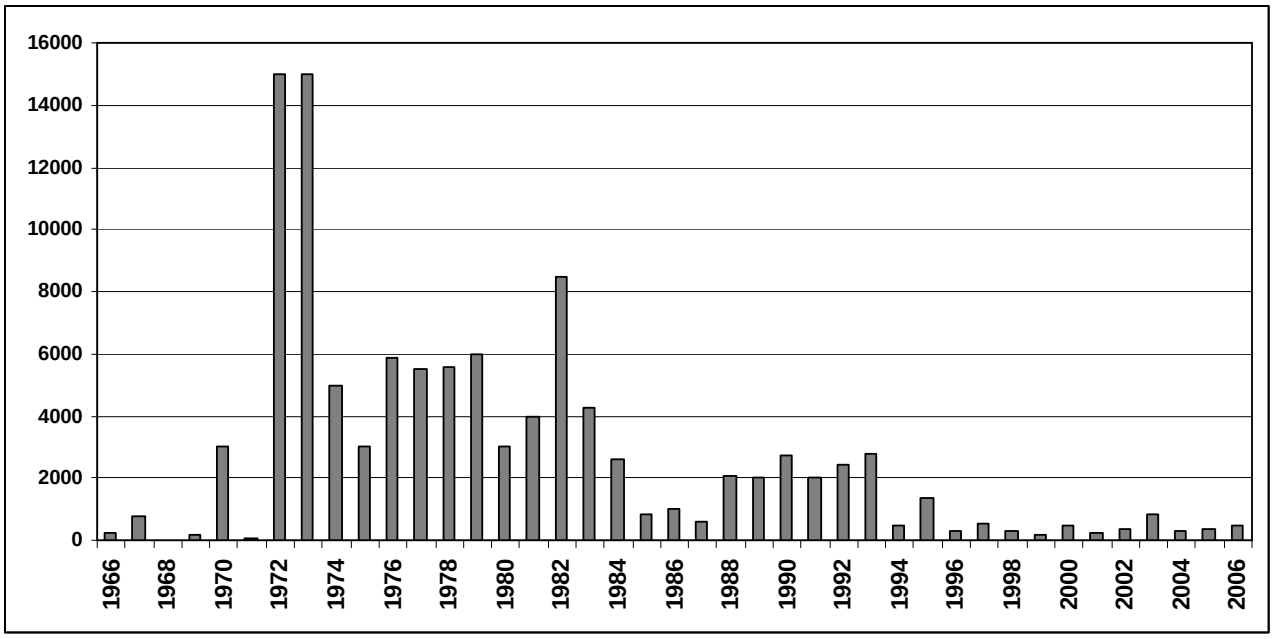


Figure 8. Evolution des effectifs hivernants du Grèbe huppé *Podiceps cristatus* au lac du Bourget entre 1966 et 2006.

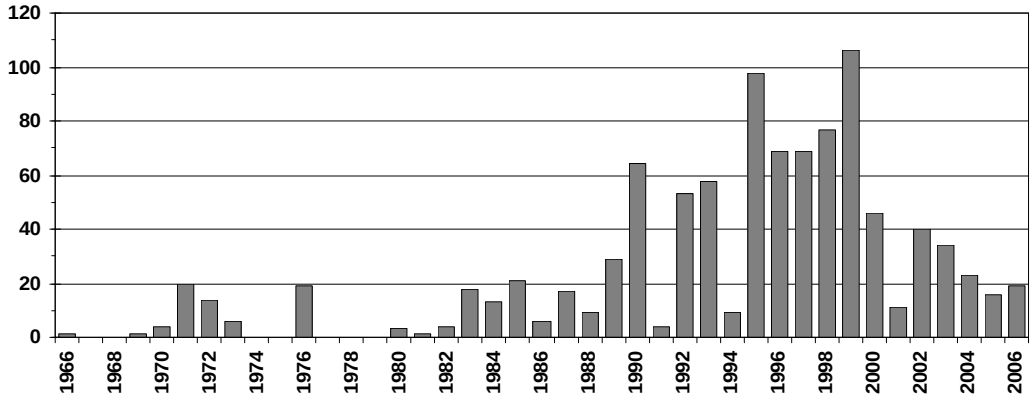


Figure 9. Evolution des effectifs hivernants du Grèbe castagneux *Trachybaptes ruficollis* au lac du Bourget entre 1966 et 2006.

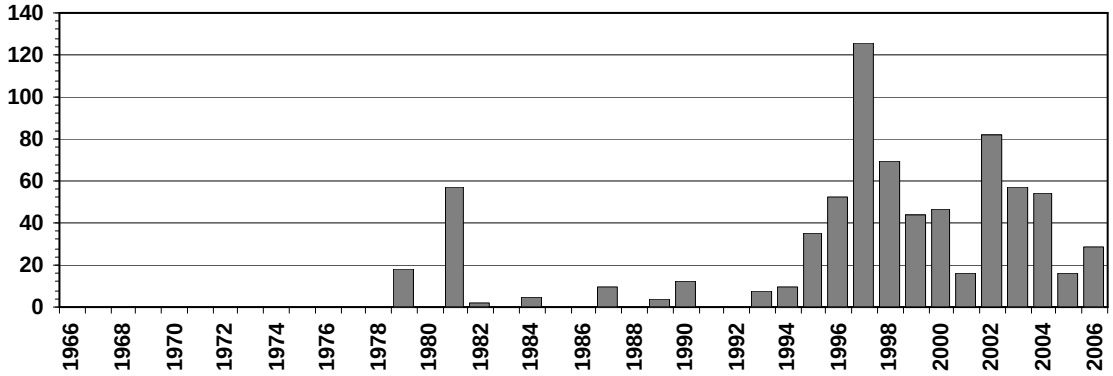


Figure 10. Evolution des effectifs hivernants de la Sarcelle d'hiver *Anas crecca* au lac du Bourget entre 1966 et 2006.

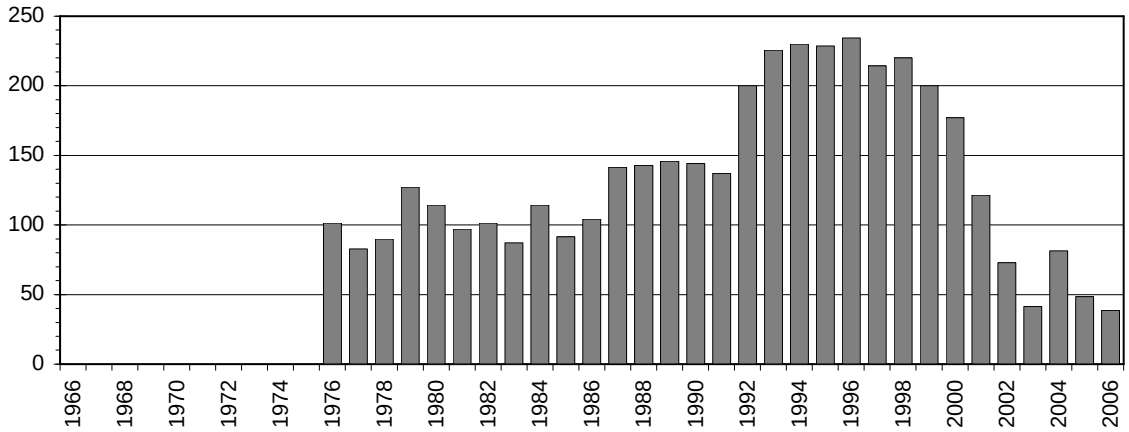


Figure 11. Evolution des effectifs hivernants du Cygne tuberculé *Cygnus olor* au lac du Bourget entre 1966 et 2006.

Restauration des roselières du lac du Bourget: renaturation des niveaux d'eau et génie écologique

Reedbed restoration in Lake Bourget : waterlevel renaturation ans eco-engeneering

André Miquet

Conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie, BP 51, 73 372 Le Bourget du Lac
a.miquet@patrimoine-naturel-savoie.org

Résumé. Le lac du Bourget a perdu 60 % de ses roselières en 50 ans. Aujourd'hui la qualité de l'eau et les sédiments ne peut être incriminée: ce sont les facteurs physiques (niveaux, houle, érosion) qui bloquent le retour de la roselière, par ailleurs affaiblie et morcelée. Le Conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie demande un marnage annuel supérieur : niveau plus haut d'avril à août, plus bas en fin d'été. Il se heurte à divers obstacles (navigation, sécurité hydraulique, demande sociale d'une nature figée), le contraignant à des interventions lourdes : mise en eau de roselières atterries (endiguement et pompage, décapage), protections anti-houle (enrochements, fascines, gabions), apports de matériaux, plantations. Les premiers suivis montrent la reprise de la sédimentation et des plantations ; la dynamique du front de roselière, figurera au tableau de bord du contrat de bassin du lac du Bourget.
Deux dernières restaurations de roselières sont programmées ; la prochaine consistera en reprofilage de berge assurant une stabilité dynamique (équilibre pente / granulométrie / houle). Toutefois, pour nécessaire qu'il soit, ce génie écologique ne doit pas occulter l'importance d'une renaturation des fluctuations du lac, faute de quoi lui-même même sera menacé dans sa pérennité.

Mots-clés : roselières, niveaux d'eau, régulation, restauration

Abstract. Lake Bourget has lost 60% of its reed beds in 50 years. Today, water and sediment quality is restored, but physical factors (water level, wave action, erosion) impede a recolonisation by the weakened and parcelled-out reed bed. Thus, t The nature Conservancy of Savoy asks for a larger amplitude of annual level variations: higher in April-August, lower in late summer. But because of navigation, hydraulic security and the social demand for a fixed environment, such solution is delayed and heavy engineering was necessary: restoration of aquatic reed beds (diking and flooding over 13 ha, stripping over 7 ha), anti-wave protections (rock islets, vegetal and mineral barriers), earth input and reed plantations. The monitoring of a first experiment shows sedimentation starts again and plantations grew; the evolution of reed bed front line will be used as an indicator inside the working board of the lake Bourget . Two last reed bed restorations are planed ; the next one consists in a shore reprofiling, in order to give it a "dynamic stability" (balance between slope, granulometry and wave action). However, though necessary, this "environment engineering" must not cancel the necessity of a renaturation of water fluctuations ; otherwise it would be threatened.

Keywords : reed beds, water level, stabilization, restoration

1. Introduction

Comme la plupart des lacs alpins, le lac du Bourget a perdu plus de 50 % de ses roselières (étendues de roseaux *Phragmites australis*, scirpaies à *Schoenoplectus lacustris*, nupharaies à *Nymphaea alba* et *Nuphar lutea*) en un demi siècle. Cette régression constitue aujourd'hui le principal enjeu de conservation du milieu naturel, avec à la clé plusieurs habitats et espèces phares des Directives Européennes (Habitats et faune sauvage, Oiseaux). La figure 1 présente le cas de la baie de Portout au nord du lac.

Ce phénomène a pu être causé ou accéléré par la qualité de l'eau, au moins de manière indirecte : perturbations physiologiques des rhizomes, charge de périphyton conduisant à l'écroulement du peuplement en cas de forte houle. Il se poursuit aujourd'hui, alors que la qualité de l'eau et des sédiments ne peut plus être incriminée ; une étude diagnostic (Ecotec 2000) a confirmé la prédominance des facteurs physiques (niveau d'eau, houle) comme frein à la recolonisation du littoral par la végétation.

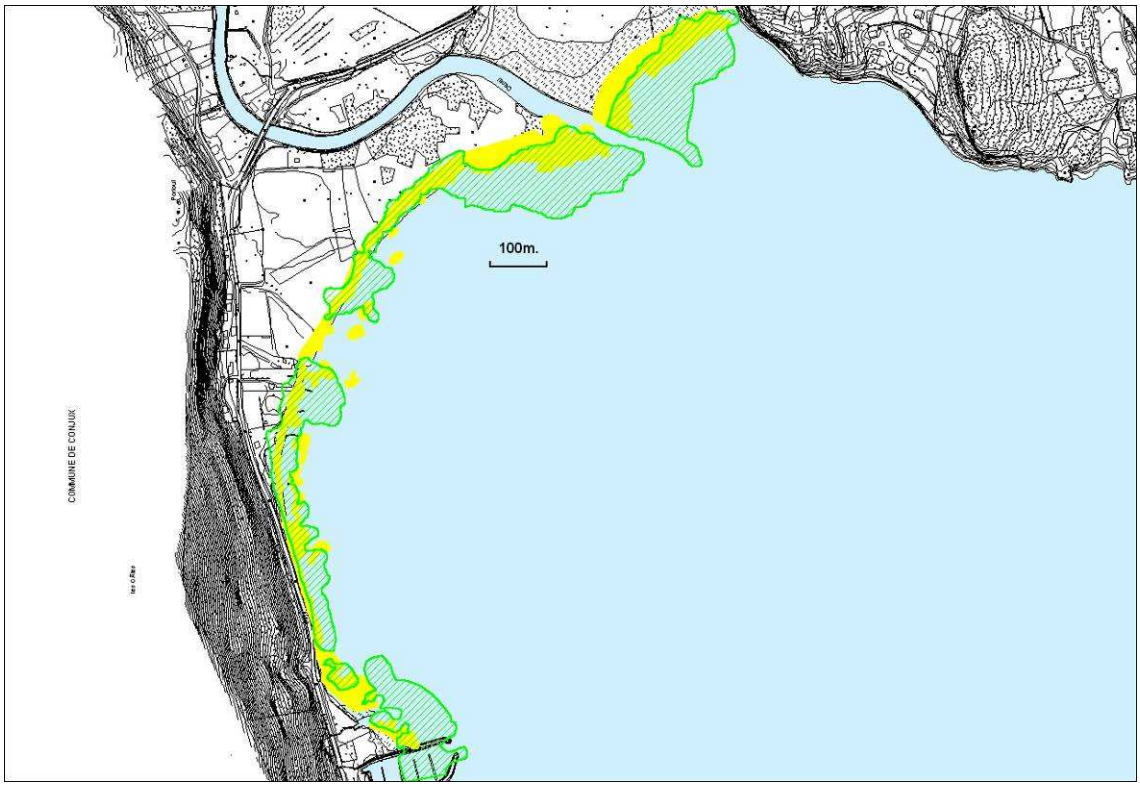


Figure 1. Régression de la roselière littorale de la Baie de Portout entre 1950 (hachuré vert) et 1999 (en jaune).

2. Les impacts de la régulation du lac du Bourget :

Ils ont été décrits par Miquet (1997).

2.1. Rabaissement des niveaux d'eau en saison de végétation

- perte directe d'une vingtaine d'hectares de roselière aquatique : devenues terrestres, elles sont très appauvries et soumises à l'embroussaillement
- affouillement plus accentué sur les fonds, du fait du niveau plus stable et plus bas
- accélération de l'embroussaillement par baisse de la nappe, du fait de la diminution de l'engorgement et de la submersion des sols

2.2. Rehaussement des niveaux d'eau en période d'étiage naturel

- ralentissement de la minéralisation de la matière organique : du fait de l'activité biologie bien moindre en milieu aquatique
- arrêt de toute germination du phragmite : depuis 1982, il est probable qu'aucune reproduction sexuée n'ait eu lieu
- ralentissement de la dynamique végétative de la phragmitaie : les étiages sont nécessaires à la stimulation de bourgeons horizontaux et stolons
- milieu rendu défavorable au stationnement des oiseaux limicoles (petits échassiers, sarcelles), ne vivant que sur les vasières de – de 20 cm d'eau

2.3. Diminution du marnage annuel du lac

- stabilisation de la ligne de rive
  - accumulation des déchets flottants : autrefois dispersé sur plusieurs km² , ils s'accumulent aujourd'hui sur une même ligne de rive, rapidement fixés par des plantes terrestres (saules, aulnes, liserons, orties…) souvent invasives (renouées, érable de negundo)
  - intensification extrême de l'érosion (tiges, rhizomes, substrat)
  - difficulté de cicatrisation entre deux évènements
- disparition d'espèces végétales : *Nymphoides peltata, Polygonum amphibium, Ranunculus trichopyllus*, trois espèces des zones calmes peu profondes

2.4. Diminution des alluvions

- alluvions du Rhône : on est passés depuis 1982 de 3 mois d'inversion (déversement du Rhône dans le lac) à quelques jours seulement
- alluvions de la Leysse et du Sierroz : anciennement, prélèvements dans le lit ; pièges à alluvions
- colluvionnement : l'urbanisation de toute la rive est a pour effet de filtrer cet apport

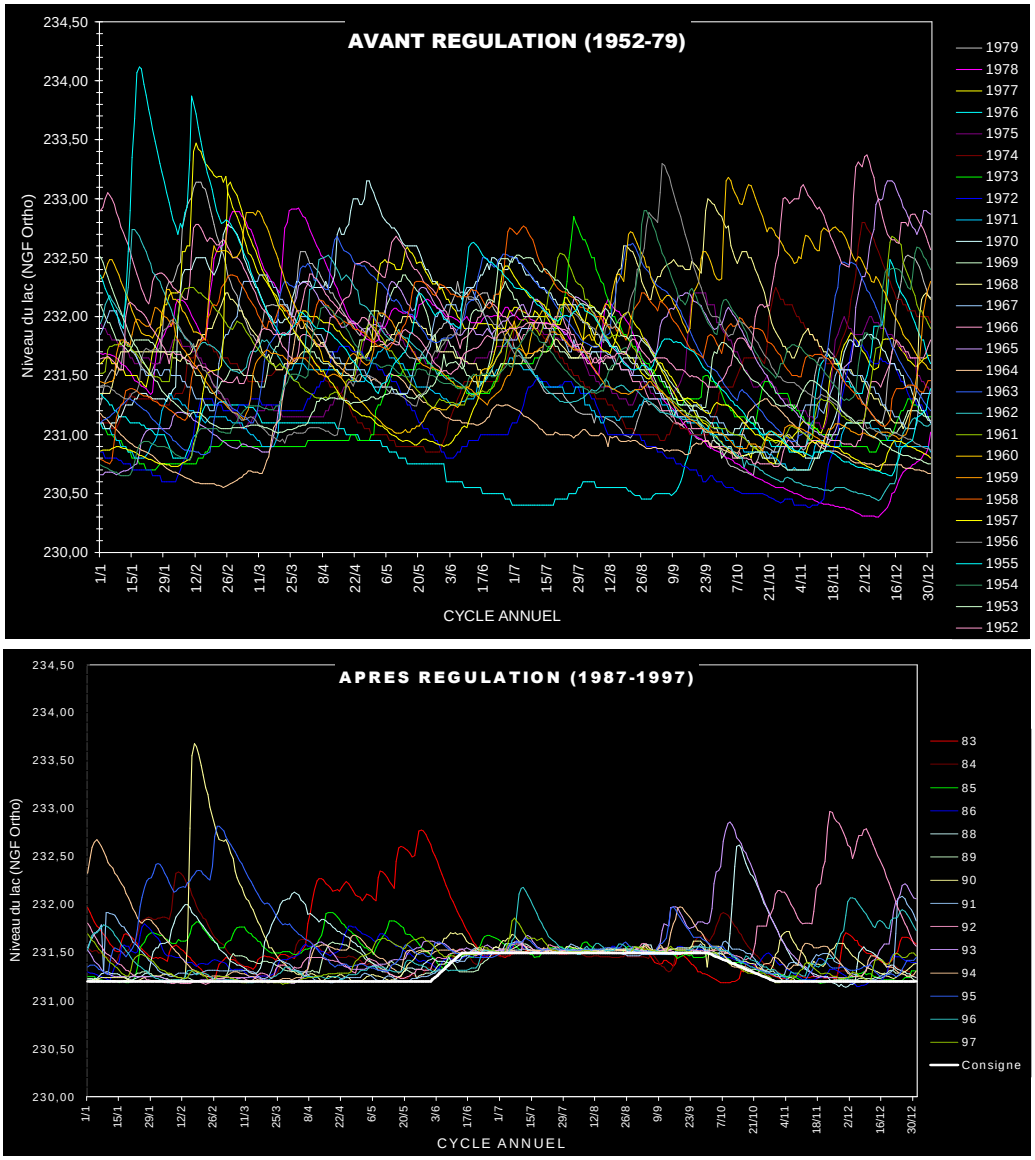


Figure 2. Fluctuations annuelles (1er janvier / 31 décembre) du lac du Bourget avant régulation (1952/1979) et après (1983/1997). La ligne blanche indique la consigne officielle de régulation.

2.5. Bilan : constriction et disparition de l'écosystème palustre

L'érosion de toute végétation émergeante et flottante côté lac, et l'embroussaillement puis le boisement des marais côté terre, conduit à terme à un milieu très appauvri (boisement venant border directement l'eau libre, Miquet 1997).

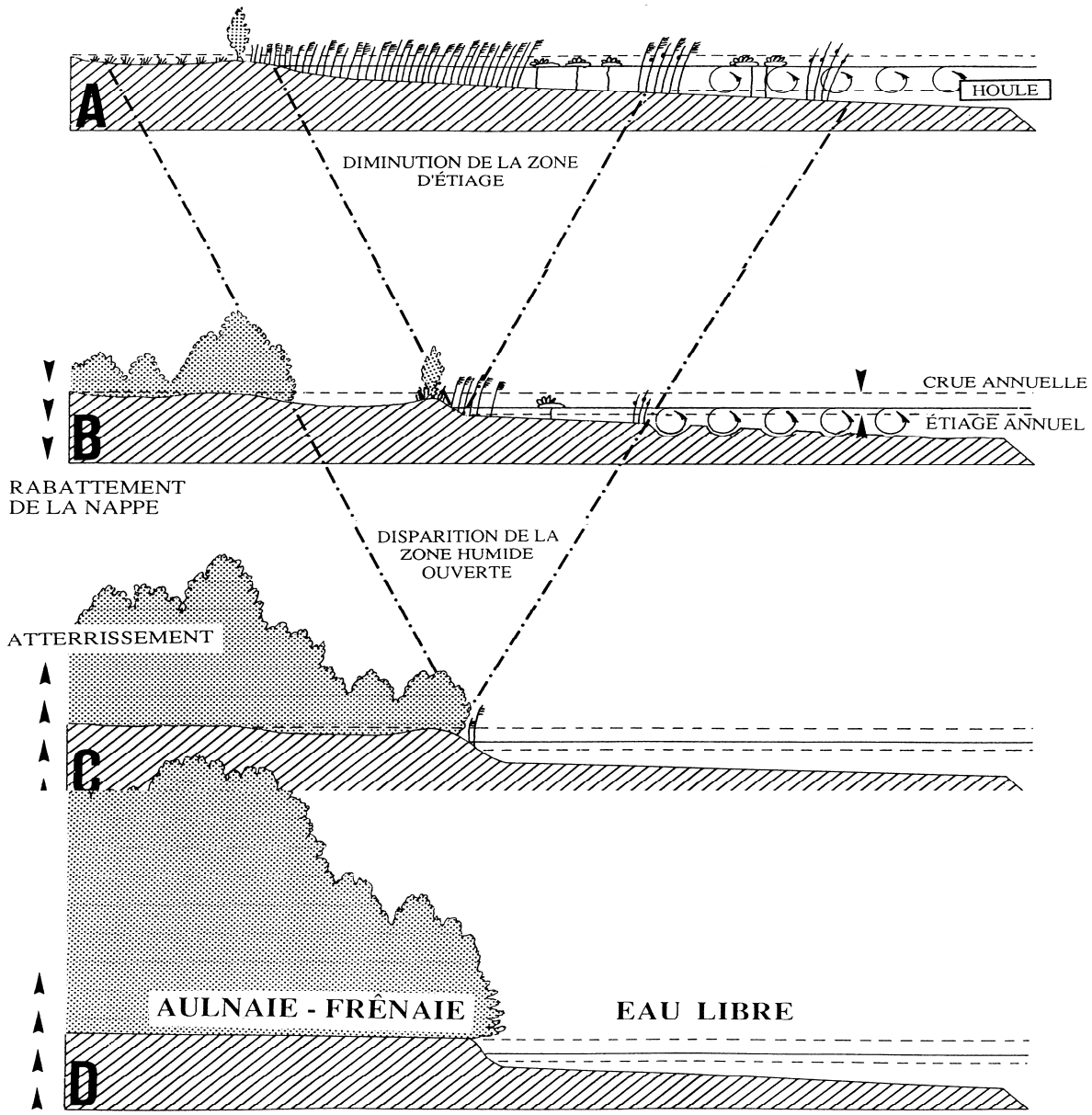


Figure 3. Effet du rabaissement et de la stabilisation du niveau d'eau sur l'érosion et l'embroussaillement de l'écosystème palustre.

3. La démarche de « renaturation de la gestion hydraulique du lac »

3.1. Rehaussement du niveau estival

Ce serait la mesure de loin la plus souhaitable, peu impactante en termes d'activités humaines, mais posant la question de sécurité hydraulique (utilisation du lac du Bourget comme bassin d'écrêtement des crues). Celle-ci se gérant au niveau interrégional (bassin Rhône-Saône), il est à craindre que ce rehaussement ne soit pas mis en oeuvre.

3.2. Rétablissement d'un étiage automnal

Contrairement au précédent, ce projet ne poserait pas de problème de sécurité hydraulique, et relève d'une gestion locale ; par contre, il occasionnerait une gêne pour l'activité nautique d'où incidences financières (curage de ports, réaménagements divers). Cet étiage demeure un objectif

à moyen terme ; pas forcément annuel, il fera l'objet de divers suivis et expérimentations les premières années.

4. Le programme de restauration de roselières aquatiques par « génie écologique »

4.1. Par endiguement et submersion de roselières terrestres

L'étang des Aigrettes a été réalisé de cette manière en 1995-96 ; 13 ha ont ainsi été remis en eau, de manière vidangeable ce qui facilite la gestion. Celle –ci consiste en fauches annuelle de la roselière ; en effet cette dernière, étant soustraite à la houle et bénéficiant de mises à sec, s'avère extrêmement dynamique contrairement à la roselière lacustre.

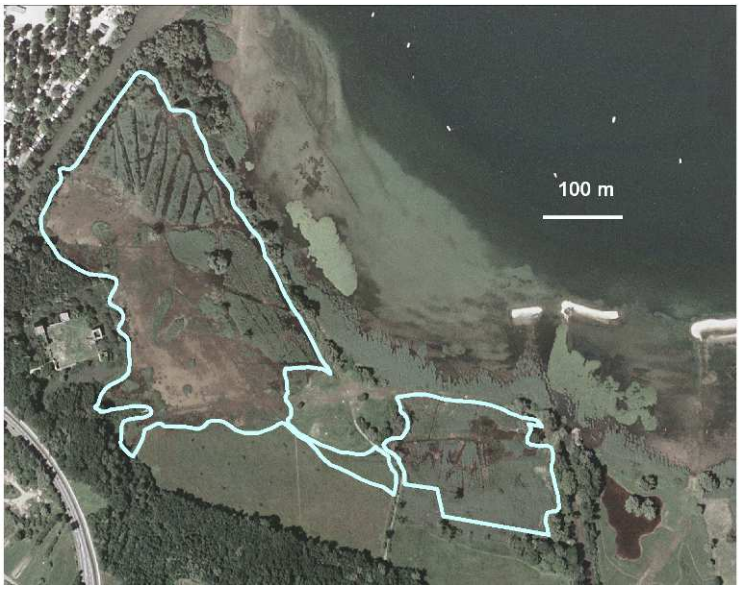


Figure 4. L'étang des Aigrettes, 13 ha mis en eau par endiguement et pompage. Un système de quatre vannes permet de gérer les vidanges des deux parties indépendamment.

4.2. Par décapage de roselières terrestres

Il s'agit de rabaisser le niveau du sol au-dessous du niveau d'été du lac, de manière à obtenir des « lagunes » connectées au lac (4 ha à Viviers du Lac et Aix les Bains) ou non (4 ha au Bourget du Lac).

Figure 5. Restauration de roselières aquatiques par décapage : vue du chantier.

4.3. Par protection anti-houle, engraissement et plantation de zones littorales

Il s'agit, par enrochements, fascines végétales ou gabions immergés, de freiner la houle et d'apporter des matériaux (3000 m^3 au Bourget du Lac, 1000 m^3 à Aix les Bains)

Figure 6. Dispositif mis en place au sud du lac du Bourget : îlots d'enrochement (blanc) et fascines végétales (en jaune) pour freiner la houle ; décapage de trois grandes mares (pointillés bleus) ; mise en place sous l'eau de ces matériaux dans le lac (zone brune) et plantation (traits rouge).

5. Conclusion

Si l'état des hydrophytes, totalement lié à la qualité de l'eau (et dans une moindre mesure des sédiments) ne prête plus guère à inquiétude depuis la nette dépollution du lac du Bourget, il n'en va pas de même des hélophytes. En effet, la végétation émergeante du littoral reçoit de plein fouet les effets de la régulation des eaux, de la houle, et des déchets flottants. Cet aspect doit être pris en compte dans la définition du « bon état écologique » au titre de la Directive Cadre Eau de l'Union Européenne, ne serait-ce qu'en tant que paramètre de l'équilibre géomorphologique de la masse d'eau et de ses berges. Certes le génie écologique est capable de stopper (ponctuellement et temporairement) cette régression, voire de réamorcer une recolonisation par les roselières ; il importe donc de le mettre en œuvre, notamment pour ne pas perdre d'espèce animale. Il ne peut cependant être conçu que comme mesure d'urgence. En effet le véritable enjeu, et la seule façon de préserver durablement la végétation littorale, consiste à redonner au lac un maximum de liberté dans ses variations saisonnières de niveau d'eau.

Références bibliographiques

ECOTEC, 2000. Diagnostic de l'état sanitaire de la végétation aquatique et principes d'action. Conservatoire du patrimoine naturel de la Savoie, rapport technique,

Miquet, A. 1997. La régulation du lac du Bourget (France) : nouveau fonctionnement hydraulique, impacts environnementaux. *Revue de Géographie alpine*, 1997, n°2 : 11-21.

Ostendorp, W. 1989. 'Die-back' of reeds in Europe – a critical review of the literature. Aquatic Botany 35:5-26.

Espèces exotiques envahissantes et aménagements riverains Exemple de la Leysse aval

Pierre Gotteland

Laboratoire d'Ecologie Alpine, UMR CNRS 5553, Université de Savoie - Savoie Technolac, 73376 - Le Bourget du lac – Cedex - France
pierre.gotteland@univ-savoie.fr

1. Introduction

Depuis plusieurs siècles, la plupart des cours d'eau européens ont vu leur fonctionnement hydrologique altéré par les activités humaines (Jung, Hoffman et Muller). On constate également la prolifération d'espèces végétales indésirables d'origine exotique, particulièrement dans et à proximité des milieux humides. La plupart de ces espèces végétales, dites "invasives" (Muller – 2005, Gotteland – A paraître), sont des espèces rudérales et pionnières qui envahissent de préférence les terrains fraîchement remaniés. Il est fréquemment admis que l'apparition de ces espèces est souvent liée aux transformations du territoire par l'homme. Les travaux d'aménagement menés par l'homme favorisent également leur transport et leur dissémination.
Par suite de l'observation de nombreuses espèces invasives le long des rives de la Leysse (Gotteland – 2005), principal affluent du lac du Bourget, nous avons cherché à savoir s'il existait une corrélation entre l'apparition de ces végétaux exotiques et les aménagements récents dont les rives de cette rivière ont fait l'objet dans les dix dernières années.

2. Méthodes

2.1. Etude bibliographique

La consultation de documents de synthèse (Girel – 1991, SISEC – 2001) et des cartes de travaux récents (SISEC - Avenue verte), a permis de faire la liste des événements successifs de réaménagement des rives droite et gauche de la rivière Leysse, ainsi que de préciser dans certains cas, quelles espèces végétales ont été utilisées dans des actions de reboisement.
Des documents de synthèse historique sur les espèces végétales invasives ont été analysés pour rechercher les dates ou époques de première introduction sur le territoire français et savoyard. Un certain nombre de monographies précisent les dates d'arrivée de ces espèces en Europe de l'ouest, en France ou dans des pays limitrophes.
En se servant de ces indications, on a estimé l'époque d'arrivée des espèces en question dans le territoire de la Savoie et la date probable de leur dispersion dans le milieu naturel. Les dates proposées s'appliquent également d'une manière générale au territoire de la France, voire à ses régions frontalières. Elles ne tiennent pas compte de l'existence possible d'un délai qui s'est écoulé entre leur première introduction en France et la date de leur arrivée dans les espaces naturels savoyards. Ce décalage temporel, que nous ne pouvons estimer faute d'archives, pourrait se monter à plusieurs dizaines d'années (Voir tableau en annexe).

2.2. Inventaire et cartographie de la végétation

Sur une longueur de trois kilomètres, comprise entre le vieux pont de Savoie-Technolac et le carrefour giratoire de Villarcher, en rive droite de la rivière Leysse, nous avons procédé, à un inventaire visuel des patches de végétation présents le long de la piste cyclable, également dénommée "Allée verte". Le côté qui longe la rivière Leysse (= côté rivière) a été inventorié jusqu'à la berge. Le côté opposé (= côté champs) a été inventorié jusqu'à la base du talus de la piste. La largeur moyenne de la bande d'inventaire correspondante est de douze mètres en moyenne, sans compter la largeur de piste goudronnée.
Puis, suivant le même tronçon de la rivière, nous avons inventorié la rive gauche, le long de la digue de protection. Les patches de végétations ont été observés de part et d'autre de la digue. La largeur moyenne de la bande d'inventaire correspondante est de trente mètres environ.
L'inventaire a porté uniquement sur les espèces d'origine exotique, répertoriées comme invasives ou potentiellement invasives (Muller 2004, IUCN-GISP 2005), quel que soit la dynamique actuelle des peuplements au bord de la Leysse : faiblement, moyennement ou fortement envahissantes.
Ont été considérés comme "patches", les groupements denses, à l'intérieur desquels ne subsistent pas ou très peu d'espèces végétales autochtones habituelles, et les groupements plus diffus à l'intérieur desquels une espèce domine et donne son nom à l'unité cartographique. Il ne s'agit donc pas d'une cartographie phytosociologique au sens strict.
L'inventaire a consisté en un examen visuel de la végétation, accompagné du prélèvement d'échantillons de plantes destinés à la détermination. Un certain nombre de photographies ont également été prises à des fins d'identification.
A l'aide du logiciel de cartographie MapInfo, nous avons reporté les divers ensembles botaniques que nous avons voulu individualiser et mettre en évidence. Ces derniers sont caractérisés par la présence d'une espèce végétale dominante qui lui donne son nom. On a cependant distingué la formation arborescente du Robinier faux-acacia, capable d'englober sous son couvert d'autres ensembles de caméphytes ou d'herbacées. La formation du Robinier est donc représentée par un trait qui ferme des surfaces à l'intérieur desquelles peuvent apparaître d'autres formations végétales.
Les patches de végétation représentés sur la carte sont souvent dans la réalité plurispécifiques pour des raisons d'échelle. Par convention, ces derniers ont été subdivisés arbitrairement, à postériori, en des assemblages de surfaces colorées distinctives sur la carte, et ce, proportionnellement à la dominance estimée des différentes espèces. Ainsi, chaque tache colorée représente la surface estimée totale de l'espèce considérée au sein d'un assemblage plurispécifique. Ces taches peuvent parfois être superposées sur la carte.

2.3. Mesure des linéaires occupés

Pour mesurer le linéaire occupé par les espèces ou les assemblages d'espèces, on a pris la longueur cumulée des taches colorées de la carte en mesurant cette dimension parallèlement à l'axe de la rivière Leysse, depuis le pont de l'université (au nord). Les patches manifestement situés trop à l'écart de la ligne de berge, n'ont pas été pris en compte, car à l'extérieur de l'emprise supposée des travaux de réaménagement des berges.

Nous avons tout d'abord mesuré le linéaire total occupé par chacune des espèces, en rive droite et en rive gauche, puis comparé ensuite les linéaires occupés sur chaque rive droite et gauche, en calculant la différence. Cette différence est considérée comme significative lorsqu'elle atteint ou dépasse 20% de la longueur totale du linéaire occupé en rive droite et gauche. Le seuil de 20% est fixé arbitrairement.
Une espèce est dite caractéristique de la rive droite ou gauche suivant que la différence entre les linéaires en rive droite et gauche qu'elle occupe est égale ou supérieure à 20% du linéaire total de l'espèce sur les rives droite et gauche. Cette différence est affectée du signe plus (rive droite) ou du signe moins (rive gauche).

Nous avons ensuite comparé les linéaires occupés en rive gauche et droite, pour l'ensemble des espèces invasives, en ne prenant en compte que les limites des patches principaux, pour la plupart plurispécifiques.

Nous avons tenté de rendre compte de la présence prépondérante du Robinier, et tenté d'estimer son importance en effectuant la comparaison des linéaires en rive droite et gauche, en tenant compte des patches occupés par le Robinier d'une part, et d'autre part en les éliminant du calcul.

3. Résultats

3.1. Inventaire

Quinze espèces exotiques ont été détectées, dont 9 herbacées, 2 arbustives, 3 arborescentes. Une partie de ces espèces sont sociales et forment des patches monospécifiques.

Exemples d'espèces sociales à recouvrement fortement voire totalement exclusif:

- *Fallopia japonica*
- *Buddleïa davidii*
- *Solidago gigantea*
- *Aster Novi-Belgii*
- *Artemisia verlotiorum*
- *Helianthus tuberosa*

D'autres espèces ont une répartition plus diffuse, néanmoins elles sont souvent rassemblées en groupements denses:

- *Robinia pseudacacia*
- *Erigeron annuus*
- *Impatiens glandulifera*
- *Ambrosia artemisifolium*
- *Phytolacca americana*

On relève enfin des espèces présentes de manière sporadique et dont le caractère invasif est localement à confirmer :

- *Rhus sp.*
- *Diospyros virginiana*
- *Cordateria selloana*

3.2. Caractéristiques des plantes exotiques présentes sur les rives droite et gauche de la Leysse et historique de leur introduction

Helianthus tuberosus : Espèce originaire d'Amérique du nord, introduite en France dès le début du XVIIème siècle comme plante alimentaire à la table des princes (Muller – 2004). Elle compte parmi les espèces les plus envahissantes dans certaines régions d'Allemagne. Cette espèce favoriserait le sapement des berges à cause de la décomposition précoce de ses tiges au début de l'hiver, qui met le sol à nu (Lohmeyer – 1971). La plante se reproduit habituellement de manière végétative par la croissance d'un rhizome ou par des tubercules. Un seul tubercule peut générer plus de 480 pousses en trois ans. Il n'existe pas de données sur les facultés de reproduction sexuée du Topinambour en Europe. Cependant, des akènes peuvent être produits et devenir mâtures dans les conditions climatiques européennes. La quantité de graines viables produites par individu varie fortement selon les localités et suivant l'année (Konvalinkova – 2003). Sur cette base, et en l'absence d'autres données, on considèrera que l'espèce est présente en Savoie depuis 1850.

Impatiens glandulifera : Espèce originaire de l'ouest de l'himalaya, introduite en Europe pour l'ornementation dans les années 1830, en 1839 en Angleterre (Muller – 2004), vers 1840 en Belgique (Fondation Rops – 2005), elle colonise les berges des cours d'eau en France depuis le début du XXème siècle. Ses fleurs sont autofertiles et chaque plant peut produire jusqu'à 800 graines. Elle peut également se reproduire par bouturage des tiges ou des racines (Muller). Sa

dissémination le long des cours d'eau s'effectue par l'entraînement de graines et des parties végétatives lors des crues. L'extension de ses peuplements peut conduire à une baisse de la biodiversité (Muller).
Sur cette base, et en l'absence d'autres données, on considèrera que l'espèce est présente en Savoie depuis 1900.

Fallopia japonica : Originaire des régions méridionales et océaniques d'Asie orientale, cette espèce a été introduite en Europe en 1825. On a commencé à observer sa colonisation exponentielle des milieux naturels au milieu du XX^{ème} siècle (Muller – 2004). L'espèce est généralement stérile mais possède un fort pouvoir de régénération à partir de petits tronçons de rhizomes ou par bouturage des tiges. Elle est considérée comme l'espèce ayant la dynamique d'extension la plus forte en France et en Europe aujourd'hui (Muller). L'expansion des peuplements de Renouée du Japon affaiblit la biodiversité et menace des espèces à valeur patrimoniale, elle s'oppose à la régénération naturelle des ligneux, favorisant ainsi le sapement des berges des cours d'eau.
Sur cette base, et en l'absence d'autres données, on considèrera que l'espèce est présente en Savoie depuis 1950.

Robinia pseudoacacia : Originaire des Appalaches en Amérique du nord, il a été introduit très tôt en 1601 à Paris, dans les années 1630 en Angleterre. La première observation de son implantation dans le milieu naturel en Angleterre date de 1888 (Preston et al – 2002). Le Robinier produit une grande quantité de graines. Il rejette facilement de souche et drageonne abondamment après la coupe, ce qui lui assure une reproduction végétative efficace (Muller – 2004). L'envahissement des pelouses calcaires ou sableuses par le Robinier modifie fortement la flore de ces milieux. On observe une réduction drastique des espèces remarquables et de la perte de biodiversité. Il favorise l'implantation d'autres espèces exotiques.
Sur cette base, et en l'absence d'autres données, on considèrera que l'espèce est présente en Savoie depuis 1750.

Solidago gigantea : Cette espèce est originaire d'Amérique du nord. Elle aurait été introduite en Angleterre vers 1750, précédée par une espèce proche, la Verge d'or du Canada. Elles se sont naturalisées dans le courant du XIX^{ème} siècle. Leur expansion a subi une croissance exponentielle depuis 50 années (Muller et Mony – 2004). La reproduction sexuée croisée obligatoire est assurée par des insectes, et le nombre d'akène est très élevée par plante, jusqu'à 19000. La dissémination par le vent est efficace et permet à la plante de s'étendre rapidement. Une fois établie, les populations s'accroissent par reproduction végétative essentiellement et augmentent rapidement leur aire d'occupation. La colonisation des berrges de rivières par le transport de fragments de rhizomes a aussi été constatée. Le Solidage glabre s'installe principalement dans les milieux rudéralisés, les remblais, les bords de routes, les voies ferrées, les friches urbaines, etc. La colonisation d'un milieu entraîne une forte réduction de la biodiversité ainsi qu'un arrêt de la régénération des ligneux, empêchant ainsi la reprise de la forêt.
Sur cette base, et en l'absence d'autres données, on considèrera que l'espèce est présente en Savoie depuis 1950.

Aster novi-belgii : Originaire d'Amérique du nord, son introduction en France est ancienne et remonte à 1815 (Benoît -Toussaint in Muller – 2004). Les Asters sont des hémicryptophytes à long rhizomes traçants. Ce pouvoir de reproduction végétative important permet la constitution de colonies denses et étendues. La reproduction sexuée est également efficace en Europe, et donne naissance à des akènes dispersés par le vent. Malgré une viabilité faible des graines, la dissémination de la plante est favorisé par le grand nombre de graines produites. Les milieux colonisés sont préférentiellement des zones rudérales, mais aussi des prairies fraîches à humides, les berges de cours d'eau, les clairières, etc. La densité des colonies provoque une baisse notable de la biodiversité et l'élimination d'espèces sensibles comme certaines orchidacées.
Sur cette base, et en l'absence d'autres données, on considèrera que l'espèce est présente en Savoie depuis 1900.

Artemisia verlotiorum : Originaire d'Extrême Orient, dans le sud-ouest de la Chine. Introduite en Angleterre en 1908. Il s'agit d'une plante vivace, sans stolon (Rey – 2004) qui se reproduit par croissance rhizomatique. Elle pourrait s'hybrider avec des espèces locales. Elle forme des populations très importantes et est l'une des plantes exotiques les plus répandues en Angleterre. Les données de sa répartition en France montrent qu'elle est présente dans au moins 50 départements. Les groupements denses de ses colonies induisent probablement une baisse de la biodiversité localement, par annihilation de la croissance des autres plantes et en particulier des ligneux.
Sur cette base, et en l'absence d'autres données, on considèrera que l'espèce est présente en Savoie depuis 1950.

3.3. Historique des travaux de réaménagement des berges de la Leysse sur le tronçon Villarcher-Le Bourget

On distingue trois périodes:

Première période, 1750-1870 : Endiguement général et redressement du lit de la Leysse au niveau de Villarcher. Des reboisements sont effectués sur les rives, surtout en rive gauche. On note l'utilisation du Robinier, associé au Frêne et au Peuplier pour ce reboisement.

Deuxième période, 1906-1909 : Rehausse des digues et reconstructions partielles en aval de Chambéry.

Troisième période, 1990-2000 : Travaux de reprise des digues existantes. Construction de l'avenue verte en rive droite, associée à des opérations de revégétalisation.

3.4. Carte des patches de végétation

Légende de la carte	
	Rhus typhina
	Fallopia japonica
	Robinia pseudacacia
	Dyospiros sp.
	Buddleia davidii
	Erigeron annuus
	Aster Novi-Belgii
	Cordateria selloana
	Artemisia verlotiorum
	Impatiens glandulifera
	Helianthus tuberosa
	Solidago gigantea

Légende
Rhus
Fallopia
Robinia
Dyospiros
Buddleia
Elaganon
Aster
Cordaterie
Artemisia
Impatiens
Helianthus
Solidago

4. Analyse

4.1. Classement selon le linéaire occupé

Le Robinier (*Robinia pseudacacia*), espèce ligneuse de la strate arborescente, domine largement avec 4419m de linéaire occupé, soit près de 3/4 (0,74) du linéaire total d'une longueur de 6000m.
Deux espèces sont également fortement implantées le long des berges. Il s'agit dans l'ordre, du Solidage glabre (*Solidago gigantea*) et de l'Arbre à papillons (*Buddleia davidii*), avec respectivement 1715 m et 1268 m de linéaire cumulé.
L'Armoise des Frères Verlot (*Artemisia verlotiorum*) vient en quatrième position. Cette espèce discrète et méconnue car facilement confondable, forme des massifs herbacés denses sur 541m de longueur.
Cinq espèces sont peu représentées, parfois sous la forme d'un seul plant. Ainsi, les linéaires occupés par l'Ambroisie (*Ambrosia artemisifolium*), le Kaki (*Diospyros virginia*), l'Herbe de la Pampa (*Cordateria selloana*), le Raisin d'Amérique (*Phytolacca americana*) et le Sumac (*Rhus typhina*), sont négligeables, ce qui ne préjuge pas de l'impact futur de ces plantes à caractère envahissant.

Tableau 1. Classement selon le linéaire occupé.

Espèce	**Type biologique**	**Longueur cumulée totale** (mètres)	**Classement**
Robinia pseudacacia	Arbre	**4419**	**1**
Solidago gigantea	Herbe ou Chaméphyte	**1715**	**2**
Buddleïa davidii	Arbuste	**1268**	**3**
Artemisia verlotiorum	Herbe ou Chaméphyte	**541**	**4**
Impatiens glandulifera	Herbe ou Chaméphyte	**372**	**5**
Fallopia japonica	Herbe ou Chaméphyte	**364**	**6**
Erigeron annuus	Herbe ou Chaméphyte	**320**	**7**
Aster Novi-Belgii	Herbe ou Chaméphyte	**180**	**8**
Helianthus tuberosa	Herbe ou Chaméphyte	**180**	**8**
Diospyros virginiana	Arbre	**12**	**9**
Rhus sp.	Arbre	**6**	**10**
Cordateria selloana	Herbe ou Chaméphyte	**6**	**10**
Ambrosia artemisifolium	Herbe ou Chaméphyte	pour mémoire	**11**
Phytolacca americana	Herbe ou Chaméphyte	pour mémoire	**11**

4.2. Essai de caractérisation des berges par les espèces dominantes

Le résultat de l'approche décrite au paragraphe 3-c, s'applique à six espèces. C'est ainsi que suivant cette définition, la Renouée du Japon, le Solidage glabre, l'Aster de la Nouvelle-Belgique et l'Armoise des Frères verlots, caractérisent la rive droite, tandis que la Balsamine de l'Himalaya et le Topinambour sont caractéristiques de la rive gauche.

Tableau 2. Caractérisation des rives de la Leysse par les espèces invasives présentes.

% du linéaire cumulé	Rive dominante	Signification au seuil de 20%	Espèce
5	RD		*Robinia pseudacacia*
37	RD	Droite	***Fallopia japonica***
-100	RG		*Rhus sp.*
0	0		*Diospyros virginiana*
19	RD		*Buddleïa davidii*
-2	RG		*Erigeron annuus*
44	RD	Droite	***Solidago gigantea***
35	RD	Droite	***Aster Novi-Belgii***
100	RD		*Cordateria selloana*
-63	RG	Gauche	***Impatiens glandulifera***
72	RD	Droite	***Artemisia verlotiorum***
-23	RG	Gauche	***Helianthus tuberosa***
100	RD		*Ambrosia artemisifolium*
100	RD		*Phytolacca americana*

5. Discussion

Lorsqu'on met en parallèle la chronologie des travaux qui ont modifié les rives de la Leysse et les périodes d'introduction probable des espèces exotiques qui caractérisent les rives droite et gauche (Voir paragraphe : 3-b), on observe des relations de contemporanéïté entre ces différents événements.

Les quatre espèces exotiques qui caractérisent la rive droite sont toutes des espèces dont l'introduction et la dissémination dans le milieu naturel est récente. Parmi les quatre espèces concernées, trois au moins sont réputée ne s'être répandu en France dans le milieu naturel qu'à partir des années 50. Or les travaux les plus récents menés sur la Leysse l'ont été sur cette même rive droite, depuis le début des années 90, et n'ont pas concernés la rive gauche. Il s'agit pour l'essentiel de la construction d'une piste cyclable, associée à d'importants travaux de terrassements et de remblais. La relation entre l'occurrence de ces travaux et l'apparition probable de ces espèces exotiques envahissantes fait peu de doute.

Les deux espèces qui caractérisent la rive gauche sont quant à elles, réputées avoir été introduites plus anciennement, et leur dissémination est antérieure aux travaux de la piste cyclable. Leur implantation a sans doute été favorisée par les remaniements apportés aux berges au début du siècle. Ces travaux ont concerné les deux rives, droite et gauche. Des travaux anciens, menés au XIX^{ème} siècle le long de la rive gauche, ont pu être à l'origine d'une invasion par le Topinambour (*Helianthus tuberosa*).

6. Conclusions

Les rives de la Rivière Leysse comprise entre le pont de l'université au nord et le carrefour giratoire de Villarcher au sud, sont colonisées à 96% par des espèces reconnues comme envahissantes ou "invasives" (GISP - 2006). Si l'on retire de ces espèces le Robinier (*Robinia pseudacacia*), dont l'introduction est ancienne, ce pourcentage tombe à 62%.

Ce fort taux de colonisation des rives laisse peu de place aux espèces locales, il est sans doute à mettre en rapport avec les différentes périodes d'aménagements dont la Leysse a fait l'objet depuis deux siècles.

On relève la présence de 14 espèces réputées envahissantes, dont 9 occupent des patches qui cumulent plus de 100 mètres de longueur.

Les indices de la présence d'espèces faiblement représentées telles que l'Ambroisie (*Ambrosia artemisifolium*), le Raisin d'Amérique (*Phytolacca americana*) et l'Herbe de la Pampa (*Cordateria selloana*), dont le caractère hautement envahissant est connu par ailleurs, devraient attirer

l'attention sur une invasion potentielle de ces dernières le long de l'axe de la Leysse et permettre la prise de décision des aménageurs en faveur de mesures d'éradication avant que leur développement ne devienne problématique et leur éviction impossible.
L'étude de la répartition de ces espèces sur les rives droite et gauche de la Leysse, entre le Bourget du Lac et Villarcher, met en évidence certaines espèces dont l'implantation s'est faite préférentiellement sur l'une des rives plutôt qu'une autre. Quatre espèces caractérisent la rive droite (*Fallopia japonica, Aster Novi-Belgii, Artemisia verlotiorum, Solidago gigantea*), Deux espèces caractérisent la rive gauche (*Helianthus tuberosa, Impatiens glandulifera*).
Les espèces qui caractérisent la rive droite sont toutes arrivées récemment sur le territoire français. Leur apparition sur la rive droite de la Leysse est probablement à mettre en rapport avec les travaux dont cette rive a fait l'objet dans les années 1990 (Avenue verte). Ces derniers ont certainement favorisé leur implantation. Les espèces typiques de la rive gauche ont une histoire plus ancienne et peuvent avoir été favorisées par des travaux antérieurs, qui se sont déroulés dans le courant du XIX^{ème} siècle et au début du XX^{ème} siècle.
En comparant la longueur cumulée des patches de colonisation par les espèces invasives sur les rives droite et gauche d'une rivière, qui ont fait l'objet de travaux d'aménagement différents, en temps et en nature, cette étude montre un exemple de synchronisme entre l'occurence de travaux de terrassement importants (Avenue verte), et une phase d'apparition d'espèces exotiques envahissantes.

Remerciements

Jacky Girel, Jean-Pierre Pasquon, Christophe Gay, Jean André, Thomas Gotteland, Jean-François Dobremez, Thierry Loisy, Marie Ginibre.

Références bibliographiques

Agences de l'eau (1997). Biologie des espèces végétales proliférantes en France - Synthèse bibliographique, Agences de l'eau.

Comité_des_pays_de_Loire (2004). Gestion des plantes exotiques envahissantes : Guide technique.

Conservatoire botanique national de Bailleul, CBLBN Antenne de Picardie, et al. (n.d.). Alerte aux plantes invasives en Picardie, Conseil Régional de Picardie.

Council of Europe (2003). Convention relativee à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel en Europe. Strasbourg, Council of Europe.

Dutartre, A. (2005). Gestion des plantes aquatiques envahissantes : l'exemple des jussies. Colloque plantes envahissantes, Nantes, COREVE.

Genovesi, P. and C. Shine (2003). European Strategy on Invasive Alien Species. Strasbourg, Council of Europe.

Gilman Edward, F. and Watson Dennis, G. (1993)The Common Persimmon (*Diospyros virginia*). Fact sheet, Forest Service Department of Agriculture (USA).

Girel Jacky (1991) Aménagement anciens et récents. Incidences sur l'écologie d'un corridor fluvial: La Leysse dans le bassin chambérien. Revue d'Ecologie Alpine, Grenoble, tome 1, pages 81-95.

Girel Jacky (2005) Use off town liquid wastes to producee hay and green manure within Alpine floodplains. The example of the city of Chambéry during 18th and 19th centuries. 3rd ESEH Conference, Florence, Italy, February 2005.

Groupe d'experts de la Convention de Berne sur les espèces exotiques envahissantes (2005). Mise en oeuvre des recommandations sur les espèces exotiques envahissantes. Palma de Majorca, Council of Europe.

Greulich Sabine (2006) La végétation pionnière des grèves de la Loire : Une cohabitation réussie entre espèces patrimoniales et espèces autochtones?.

IUCN (2004). Prévention et gestion des espèces étrangères envahissantes: Mise en oeuvre de la coopération en Afrique de l'Ouest. Accra, Ministry of Environment and Science, Ghana.

Jung Vincent, Hoffmann Lucien et Muller Serge (2006) Impact d'une modification du régime hydrique sur la flore des prairies alluviales. Symposium "Ecologie des communautés végétales" ECOVEG2, Avignon, avril 2006.

Lambelet, C. (2005). Plantes exotiques envahissantes. Ces conventions qui nous poussent à agir : aspects légaux et réglementaires.

MacNeely, J. A., H. A. Mooney, et al. (2001). A Global Strategy on Invasive Alien Species, IUCN Gland, Switzerland and Cambridge**:** 50.

Muller, S. and coord. (2004). Plantes invasives en France. Paris, Publications scientifiques du Museum.

Noble, V. (2002). Cartographie des espèces végétales envahissantes en Languedoc-Roussillon, Agence méditerranéenne de l'environnement. Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles.

Parc naturel régional de l'Avesnois (2005). Rapport d'activité 2004, Parc naturel régional de l'Avesnois.

Perring, C., M. Williamson, et al. (2000). The economics of biological invasions, Edward Elgar Publishing Limited.

RICHARDSON, D. M., 1, et al. (2000). "Naturalization and invasion of alien plants:concepts and definitions." Diversity and Distributions **6**: 93–107.

Syndicat Intercommunanl des Cours d'Eau du Bassin Chambérien (SICEC) (2001)
Les inondations dans le bassin chambérien. Document de synthèse, SICEC, Chambéry.

Winttenberg, R. and M. J. W. Cock (2004). Invasive alien species: A toolkit of best prevention and management oractices, GISP.

Zoological Institute : Universität Karlsruhe (2005). The impact of global change. Ecological and Environmental Parasitology: The impact of global change. The Black Forest Symposium, Freudenstadt.

Tableau 3: Historique des travaux menés depuis 1750

Période	Type d'aménagement	Type de revégétalisation	Emplacement	Rive Droite	Rive Gauche	Rive Droite				Rive Gauche	
						Artemisia verlotiorum	*Solidago gigantea*	*Fallopia japonica*	*Reynoutria Bohemica*	*Impatiens glandulifera*	*Helianthus tuberosa*
						Modification de la flore des rives					
1750-1870	Reboisement des franges ripariales	Robinier, Frêne, Peuplier	Rive gauche depuis Villarcher jusqu'au Bourget du Lac								
						Travaux en rive droite et gauche					
1831	Début de l'endiguement		Chambéry								
1847	Endiguement partiel										
1866-1870	Endiguement général et redressement du lit		Villarcher								
		Hiatus									
1906-1909	Réhausse et reconstructions partielles		A l'aval de Chambéry			Modification de la flore des rives					
		Hiatus									
1925-1935	Curage du lit, réhausse des levées, redressage des sections	Reboisement	Amont de Villarcher								
1935-1938	Réduction de la zone marécageuse	Ripisylve à Robinier									
		Hiatus									
1990	Travaux divers de reprises sur les digues existantes	Déboisement partiel	Entre Villarcher et le Bourget du Lac								
1996	Décaissement et remblais	Déboisement partiel	Atelier-Garage à bateaux au Bourget du lac			Travaux en rive droite					
1997-1998	Construction de l'Avenue Verte - Piste cyclable Pose d'enrochements Reprofilage du lit Comblement d'affouillements	Déboisement partiel (éparreuse) rive droite	Entre Villarcher et le Bourget du Lac								
1999-2000	Revégétalisation de l'Avenue Verte - Piste cyclable	Végétalisation rive droite	Entre Villarcher et le Bourget du Lac								

Compte-rendu des sessions

Les articles scientifiques présentés dans cet ouvrage sont issus de travaux présentés lors du colloque sous forme de communications orales ou affichées. En ce qui concernait les sessions orales, elles furent structurées autour des 5 grands thèmes suivants :

- **Le lac du Bourget : 10 000 ans d'histoire**

(*Animateur : Marc Desmet*)

- **Echanges Bassin Versant -Lac et flux intralac**

(*Animateur : Jean Marcel Dorioz*)

- **Qualité Biologique et fonctionnement du lac du Bourget en relation avec les usages**

(*Animateurs : Stéphan Jacquet et Dominique Fontvieille*)

- **Préservation et conservation des espèces et des espaces**

(*Animateur : Xavier Gayte*)

- **Demain, le lac du Bourget ? Prospectives et perspectives**

(*Animateur : Renaud Jalinoux)*

Pour chacune de ces grandes thématiques, les animateurs ont réalisé une synthèse des présentations orales et discussions. Leurs contributions qui permettent de retracer le déroulement des sessions orales sont présentées ci-après.

Les sédiments du Lac du Bourget : archive des histoires géologique, climatique et des activités humaines

Marc Desmet, Laboratoire EDYTEM – Université de Savoie, le Bourget du Lac

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'orogenèse 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 19ème 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 18ème 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.

Échanges Bassin versant – Lacs et flux intra-lacs

Jean-Marcel DORIOZ, INRA-CARRTEL, 74200 Thonon-les-Bains

« 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 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 différentiation 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 transfert 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 paléo-limnologiques, les cinétiques de la phase d'eutrophisation et du début de réoligotrophisation 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.

Qualité et fonctionnement biologique du lac du Bourget

Stéphan Jacquet, INRA-CARRTEL, 74200 Thonon-les-Bains

Avec une surface totale de 44 km^2 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 étaient considérés, suivis par les problèmes posés par le développement d'une « microalgue » un peu particulière. Puis, il s'est agit 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 présenté 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 CEREVE) 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 écosytèmiques 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. **Stéphan 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 intéresser (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.

Préservation et conservation des espèces et des espaces

Xavier GAYTE, Conservatoire du Patrimoine Naturel de la Savoie, Le Prieuré, le Bourget du Lac

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 fore 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 règlementaire 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'Epine, 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 a stabiliser voire inverser le phénomène de disparition, c'est ainsi que :

- 4 ha de roselières atterries en zones littorales (Mottets et Mémard) on été remise 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 1999) ;
- 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 ;
- dadre 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.

Qualité du lac du Bourget.
Aperçu des évolutions à travers l'examen de plusieurs indicateurs

Renaud Jalinoux, Directeur du CISALB, F-73000 Chambéry

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 Ptot 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'écailles 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.

Organisation du Colloque

Comité de pilotage :

Fabien ARNAUD Laboratoire EDYTEM CNRS Université de Savoie, Le Bourget du Lac
Isabelle DOMAIZON UMR CARRTEL Université de Savoie, Le Bourget du Lac
Stéphan JACQUET UMR CARRTEL INRA, Thonon-les-Bains
Jérôme POULENARD UMR CARRTEL Université de Savoie, Le Bourget du Lac

Comité scientifique :

Fabien ARNAUD Laboratoire EDYTEM CNRS Université de Savoie, Le Bourget du Lac
Sébastien CACHERA CISALB, Chambéry
Isabelle DOMAIZON UMR CARRTEL Université de Savoie, Le Bourget du Lac
Jean-Marcel DORIOZ UMR CARRTEL INRA, Thonon-les-Bains
Stéphan JACQUET UMR CARRTEL INRA, Thonon-les-Bains
Renaud JALINOUX CISALB Chambéry
Gérard PAOLINI CALB, Aix-les-Bains
Jérôme POULENARD UMR CARRTEL Université de Savoie, Le Bourget du Lac

Partenaires scientifiques et financiers :

INRA Institut national de Recherche Agronomique
Université de Savoie
CNRS Centre national de Recherche Scientifique
Laboratoire CARRTEL (Centre Alpin de Recherches sur les Réseaux Trophiques des Ecosystèmes Limniques) UMR 42 INRA Université de Savoie
Laboratoire EDYTEM (Environnements DYnamiques et TErritoires de Montagne) UMR 5204 CNRS Université de Savoie
Région Rhone-Alpes
CISALB Comité Intersyndical pour l'Assainissement du lac du Bourget
CALB Communauté d'Agglomérations du lac du Bourget

Animateurs de sessions :

Marc DESMET Laboratoire EDYTEM CNRS Université de Savoie, Le Bourget du Lac
Jean-Marcel DORIOZ UMR CARRTEL INRA, Thonon-les-Bains
Xavier GAYTE Conservatoire Le Bourget du Lac
Stéphan JACQUET UMR CARRTEL INRA, Thonon-les-Bains
Renaud JALINOUX CISALB Chambéry

Et aussi :

Pour leur participation active à l'organisation :

Josée DEPRIESTER (Université de Savoie)
Annie MILLERY (Université de Savoie)
Laetitia ROCHE (Université de Savoie)

Les exposants :

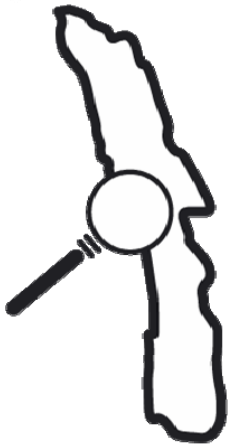
Raymond CASTEL, auteur de l'ouvrage « *Le lac du Bourget, 50 ans de recherches archéologiques 5000 ans d'histoire* »
Elisabeth ANDRE, la maison d'édition « *La Fontaine de Siloé* »

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

Résumé

L'UMR CARRTEL (INRA - Université de Savoie), l'UMR EDYTEM (CNRS - Université de Savoie) et le CISALB ont organisé du 15 au 17 mai 2006 le premier colloque national pluridisciplinaire concernant le Lac du Bourget. Cet événement a permis aux scientifiques, gestionnaires, utilisateurs et élus locaux de se rencontrer et de partager ensemble et avec un public plus large, les connaissances actuelles portant sur cet écosystème et son bassin versant. Ces actes reprennent les grands thèmes du colloque « Autour du lac du Bourget » sous la forme d'articles, donnant une photographie au printemps 2006 de l'état d'avancement des connaissances acquises et des travaux scientifiques en cours. Centrés sur l'objet lac, les sujets traitent à la fois de la qualité de l'eau, de la biodiversité, du fonctionnement hydrologique, des relations entre le fonctionnement du lac et l'évolution des facteurs de forçage externes locaux et globaux (changements d'usages sur le bassin versant, changement climatique) mais également de son patrimoine naturel et archéologique. Bonne lecture !



ISBN : 2-915351-10-4