

SYNDICAT MIXTE DU LAC D'ANNECY

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC D'ANNECY

Rapport 2012



Syndicat Mixte du Lac d'Anancy
7 Rue des Terrasses BP 39
74962 CRAN-GEVRIER CEDEX
Tél : 04 50 66 77 77

Station d'Hydrobiologie Lacustre
75 Avenue de Corzent BP 511
74203 THONON-LES-BAINS CEDEX
Tél : 04 50 26 78 00

Réalisé avec le soutien financier de:



*Vague de froid
de février 2012
© D. ZANELLA*

SYNDICAT MIXTE DU LAC D'ANNECY

SUIVI SCIENTIFIQUE DU LAC D'ANNECY

RAPPORT 2012

Rédigé par :

Isabelle DOMAIZON (coordination et édition)
Marie-Elodie PERGA & Leslie LAINE (zooplancton)
Frédéric RIMET & Stéphan JACQUET (phytoplancton)
Jérôme LAZZAROTTO (physico-chimie)
Jean GUILLARD, Michel COLON, Valérie HAMELET, Emilien LASNE (poisson)

Compilation du rapport et édition :
Damien ZANELLA - SILA

Appui technique INRA : A.S Châtaigner, L. Espinat, J.C Hustache & P. Perney.

Rapport validé par les conseillers « suivi de la qualité du lac » du collège scientifique du SILA à la date du 06 septembre 2013:

Gérard BALVAY – Chargé de recherche INRA en retraite	Christian DESVILETTES – Université Blaise Pascal
Janusz DOMINIK – Université de Genève	Daniel GERDEAUX – Directeur de recherche INRA en retraite
Michel MEYBECK – Université Pierre et Marie Curie	Emmanuel NAFFRECHOUX – Université de Savoie
Lionel NAVARRO – Agence de l'Eau RMC	Pascale NIREL – Service Cant. Ecologie Eau Genève
Gérard PAOLINI – Communauté Agglo. Lac du Bourget	Audrey KLEIN – CIPEL
Michel TISSUT – Université Joseph Fourier	Brigitte VINCON-LEITE – CEREVERE

Référence à citer : DOMAIZON I., PERGA M.E., RIMET F., GUILLARD J., LAZZAROTTO J., JACQUET S., LAINE L., COLON M., HAMELET V., LASNE E., 2013. Suivi scientifique du lac d'Annecy. Rapport 2012. SILA (éd.) et INRA-Thonon. 106 pages et dossiers.



Syndicat Mixte du Lac d'Annecy
7, rue des Terrasses B.P. 39
74962 CRAN-GEVRIER CEDEX
Tél : 04 50 66 77 77

☞ **Rapport téléchargeable en format PDF sur le site Internet du SILA :**
www.sila.fr



**INRA Station
d'Hydrobiologie Lacustre**
UMR CARTEL
75, avenue de Corzent B.P. 511
74203 THONON-LES-BAINS CEDEX
Tél : 04 50 26 78 00

LES DIFFERENTES COLLECTIVITES ADHERENTES AU SILA POUR LA COMPETENCE « AMENAGEMENT ET PROTECTION DU LAC »



Carte d'identité du lac



Nom : Lac d'Annecy
Né il y a 18 000 ans
des fontes glaciaires

Mensuration :

Longueur : 14,6 km

Largeur : de 0,8 à 3,2 km

Surface : 27 km²

Altitude : 446,97 m

Profondeur moyenne : 41 m

Profondeur maximale : 65m

(Le Boubioz : 78,70 m)

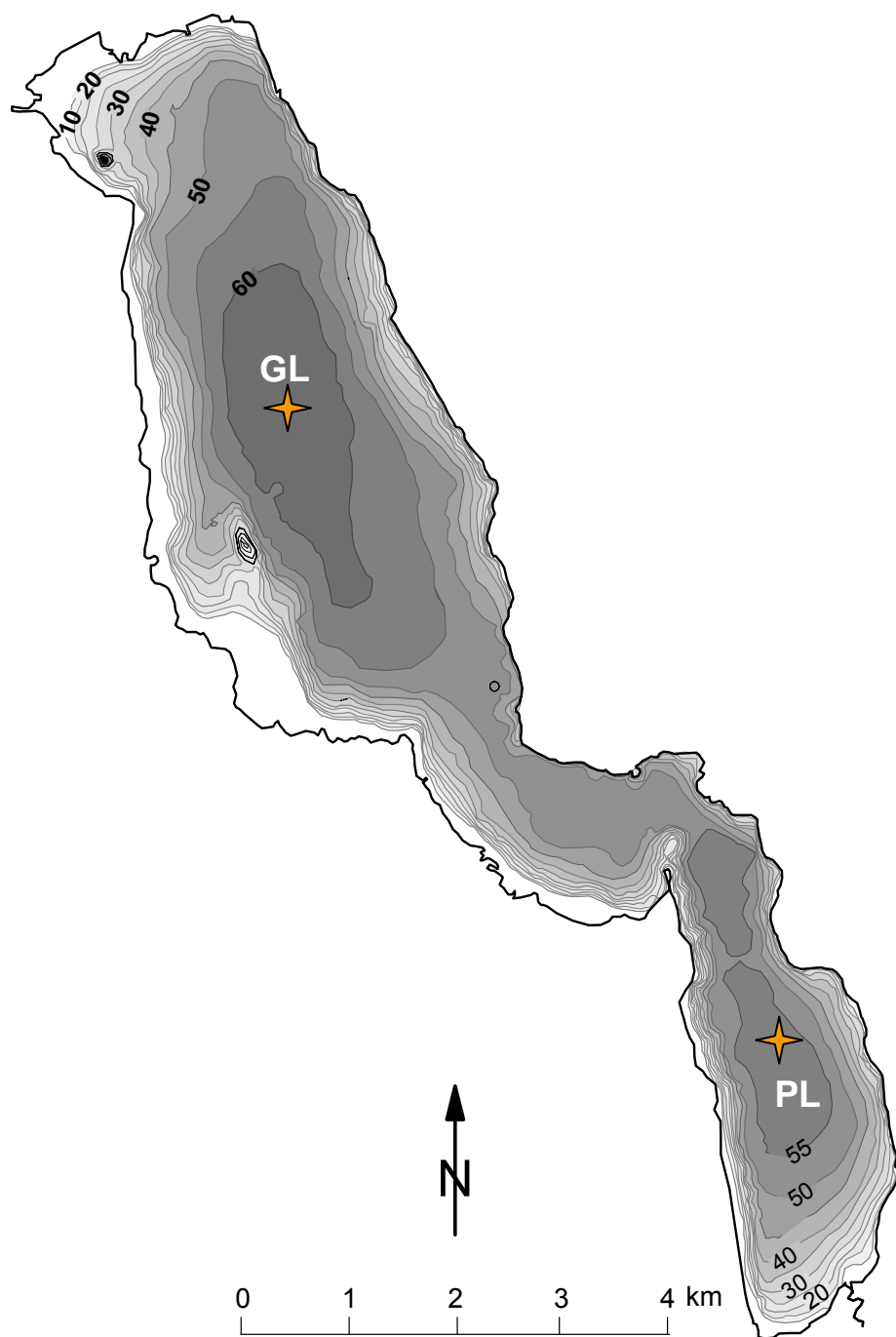
Volume d'eau douce :

1 124 500 000 m³

Signe particulier :

En bonne santé

CARTE BATHYMETRIQUE DU LAC D'ANNECY ET LOCALISATION DES POINTS DE PRELEVEMENT



Coordonnées des points de prélèvements

- « Grand Lac » : X=897009.793 ; Y=104060.45
- « Petit Lac » : X=901726.104 ; Y=98137.777

SOMMAIRE

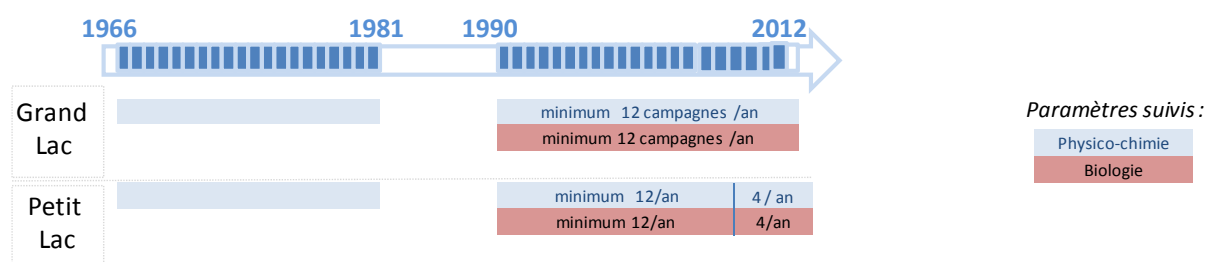
INTRODUCTION	p4
CHAPITRE I ETUDES PHYSICO-CHIMIQUES	p7
I.1 TRANSPARENCE	
I.2 TEMPERATURE	
I.3 OXYGENE DISSOUS	
I.4. CONDUCTIVITE	
I.5. TURBIDITE	
I.6. AZOTE	
I.7. PHOSPHORE	
I.8. RAPPORT 'N/P'	
I.9. EVOLUTION INTERANNUELLE DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE	
I.10. SILICE	
I.11. STOCKS EN CATIONS (Ca, Mg, Na, K) ET EN ANIONS (Cl, SO₄)	
I.12. CONCLUSION RELATIVE AUX PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES	
CHAPITRE II ETUDES DES COMPARTIMENTS PLANCTONIQUES	p41
II.1. METHODES D'ETUDE DU PLANCTON	p41
II.1.1. PHYTOPLANCTON : ASPECTS METHODOLOGIQUES	
II.1.2. ZOOPLANCTON : ASPECTS METHODOLOGIQUES	
II.2. LE PHYTOPLANCTON	p43
II.2.1. EVOLUTION SAISONNIERE DE L'ANNEE 2012	
II.2.1.1. Evolution des classes d'algues	
II.2.1.2. Evolution des espèces dominantes	
II.2.1.3. Evolution du micro et nanophytoplancton	
II.2.2. EVOLUTION INTERANNUELLE	
II.2.2.1. Evolution des classes d'algues	
II.2.2.2. Evolution de la diversité	
II.2.2.3. Evolution des groupes fonctionnels	
II.2.2.4. Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum	
II.2.2.5. Evolution du micro et nanophytoplancton	
II.2.2.6. Contribution du picophytoplancton (<3µm)	
II.2.3. CONCLUSIONS RELATIVES AU COMPARTIMENT PHYTOPLANCTONIQUE	
II.3. LE ZOOPLANCTON	p59
II.3.1. EVOLUTION A LONG TERME DE LA COMPOSITION DE LA COMMUNAUTE ZOOPLANCTONIQUE	

II.3.2. DYNAMIQUE SAISONNIERE EN 2012	
II.3.2.1. Dynamique saisonnière des Cladocères	
II.3.2.2. Dynamique saisonnière des Copépodes	
II.3.2.4. Variation saisonnière des espèces non crustacéennes	
II.3.2.4. Variation saisonnière des espèces non crustacéennes	
II.3.3. CONCLUSION RELATIVE AU COMPARTIMENT ZOOPLANCTONIQUE	
CHAPITRE III ETUDE DU PEUPEMENT PISCICOLE	p67
III.1. INTRODUCTION	p67
III.2. METHODES UTILISEES	p69
III.2.1 HYDROACOUSTIQUE	
III.2.2. PECHEES AUX FILETS CEN	
III.3 RESULTATS	p75
III.3.1. HYDROACOUSTIQUE	
III.3.1.1. Densité acoustique	
III.3.1.2. Structures en taille	
III.3.2. PECHEES CEN	
III.3.2.1 Cartographie des filets	
III.3.2.2 Espèces présentes et rendements globaux	
III.3.2.3 Rendements des filets benthiques 2010 - 2012	
III.3.2.4 Rendements des filets pélagiques 2012	
III.3.2.5 Répartition spatiale	
III.3.2.6 Analyse populationnelle des espèces majoritaires	
III.4 CONCLUSIONS RELATIVES AU COMPARTIMENT PISCICOLE	p89
CONCLUSIONS GENERALES	p92

INTRODUCTION

Le suivi du lac d'Annecy en 2012 poursuit l'auscultation sur le long terme de la qualité physico-chimique des eaux et des compartiments planctoniques de cet écosystème. Des données relatives aux variables d'état du lac d'Annecy sont disponibles depuis 1966, période à laquelle le Syndicat Intercommunal des Communes Riveraines du lac d'Annecy (SICRLA) a d'abord entrepris la réalisation d'un suivi de la qualité physico-chimique des eaux du lac. Par la suite, les compartiments phytoplanctonique, puis zooplanctonique ont été ajoutés aux paramètres de suivi de qualité de l'eau. Ce suivi environnemental interrompu de 1982 à 1986 a été repris par le Syndicat Intercommunal du lac d'Annecy (SILA) devenu actuellement le Syndicat Mixte du Lac d'Annecy. Le protocole de suivi est resté le même de 1990 à 2009. A partir de l'année 2010, un allègement des prélèvements effectués sur le Petit Lac a conduit à réduire l'échantillonnage à 4 dates (périodes d'échantillonnage correspondant à celles choisies par la Directive Cadre sur l'Eau). Les modalités du suivi effectué sur le Grand Lac n'ont pas été modifiées et s'appuient sur des échantillonnages mensuels à bi-mensuels. A partir de 2012, un suivi piscicole du lac a été engagé, il s'appuie sur des échantillonnages standardisés à l'aide de filets multimailles (norme DCE EN 14757) et sur une campagne hydroacoustique (norme DCE prEN 1591041).

Chronogramme de l'auscultation du Lac d'Annecy :



Ce suivi à long terme permet de disposer d'une série de paramètres physico-chimiques et biologiques du plan d'eau qui visent non seulement à qualifier l'état de qualité du milieu chaque année, mais également à appréhender le fonctionnement écologique et la trajectoire évolutive du système. Des tendances et des anomalies par rapport à un fonctionnement «moyen» peuvent ainsi être mises en évidence et des hypothèses de compréhension des phénomènes observés peuvent être avancées.

Le lac d'Annecy est une grande masse d'eau profonde, thermiquement stratifiée en été et déstratifiée en hiver. La stabilité de la stratification thermique estivale, la durée du brassage hivernal et la ré-oxygénation des eaux qu'il entraîne, dépendent non seulement des caractéristiques morphométriques du lac, mais aussi des caractéristiques climatiques. L'écosystème subit par ailleurs de nombreuses influences des activités humaines plus locales. Certains des impacts locaux peuvent être contrôlés comme l'ont été les apports en eaux usées par la construction du grand collecteur. Mais globalement, le lac subit le réchauffement global et les apports par l'air et l'eau qui ne sont pas ou peu maîtrisables par les collectivités locales.

Le suivi de l'année 2012 a été confié à la Station d'Hydrobiologie Lacustre de l'INRA à Thonon-les-Bains qui a bénéficié de l'appui du Syndicat Mixte du Lac d'Annecy pour toutes les interventions nécessaires à la bonne exécution des campagnes d'échantillonnages. Les résultats sont présentés dans ce rapport qui a été validé par les conseillers « suivi de la qualité du lac » du collège scientifique du SILA. Ces derniers orientent si besoin les études futures.

Seize campagnes d'échantillonnages ont été réalisées au point central du Grand Lac (zone de profondeur maximale du Grand Lac) et quatre campagnes dans le Petit Lac, pour les analyses physico-chimiques et biologiques. La réalisation et le contrôle des mesures et des prélèvements ont été effectués par les techniciens de la Station d'Hydrobiologie Lacustre INRA (Thonon), avec la collaboration du SILA. L'assistance technique (mise à disposition du bateau) a été assurée par le SILA.

Les données météorologiques locales sont reprises des bilans de Météo France que nous remercions et des données de pluviométrie du SILA (cf. dossier I). Les débits des principaux affluents (cf. dossier II) proviennent de la Banque HYDRO (<http://www.hydro.eaufrance.fr/>). Globalement l'année 2012 est un peu plus douce que la normale (1981-2010). Après un mois de janvier doux, le mois de février est caractérisé par une vague de froid exceptionnelle, toutefois dès le mois de mars on retrouve des températures au-dessus des valeurs de saisons. Cette douceur se poursuit en avril (mois au cours duquel deux épisodes de vents fort à violent sont observés) et en début d'été avec des températures moyennes plus élevées que la normale à partir de mi-juillet. Une canicule tardive et relativement courte (quelques

jours) est observée fin août. L'automne, globalement doux, voit toutefois alterner des périodes chaudes et d'autres très froides (octobre est également marqué par des vents forts).

Une pluviométrie déficitaire sur le début de l'année (janvier – mars) contraste avec des pluies fréquentes et abondantes en avril. De fortes pluies sont également observées en juin et début d'été, alors qu'en automne la pluviométrie est proche de la normale.

Les campagnes de prélèvements n'ont pas toujours eu lieu en période de débit stabilisé des affluents. On peut signaler notamment les dates du 16 février, 18 avril et 10 décembre pour lesquelles les échantillonnages ont été effectués après un épisode pluvieux important ou en période de pluviosité soutenue.

CHAPITRE I

ETUDES PHYSICO-CHIMIQUES

L'année 2012 a fait l'objet d'un suivi physico-chimique au cours de 16 campagnes de prélèvements effectuées dans le Grand Lac, tandis que le Petit Lac est suivi depuis 2010 de manière allégée avec 4 campagnes d'échantillonnage par an. Les prélèvements sont effectués aux profondeurs de 0m, 3m, 10m, 15m, 30m, 45m, et au niveau du fond (55 m pour le Petit Lac et 65 m pour le Grand Lac). Depuis 2008 des prélèvements complémentaires pour les dosages du phosphore total et dissous et de l'oxygène sont réalisés à 50 et 60 m dans le Grand Lac pour une meilleure observation des phénomènes de désoxygénation et des échanges de phosphore entre l'eau profonde et les sédiments. La profondeur de prélèvement est contrôlée par une sonde de pression couplée à la bouteille de prélèvement (les écarts par rapport à la profondeur théorique sont toujours inférieurs à 2 m, ils sont considérés comme acceptables pour la présente étude).

Lors de chaque campagne d'échantillonnage, les paramètres suivants sont analysés: phosphore total, orthophosphate, azote nitrique, azote ammoniacal, azote total, silice réactive, carbonates (titre alcalimétrique complet) et carbone organique total (COT). A l'occasion de deux campagnes dans l'année, les éléments majeurs (chlorure, sulfate, calcium, magnésium, sodium et potassium) sont dosés. Les méthodes utilisées pour ces analyses chimiques sont présentées dans les annexes.

Lors de chaque campagne de prélèvement, un profil de sonde physico-chimique est également effectué, indiquant l'évolution de la température, la saturation en oxygène dissous, la conductivité, la turbidité et la teneur en chlorophylle a tout au long de la colonne d'eau. Un descriptif de l'outil (sonde RBR CTD XRX620) et du protocole mis en œuvre est fourni dans le dossier III.

Ce chapitre présente les évolutions saisonnières des paramètres physico-chimiques mesurés, ainsi que les tendances interannuelles. Ces évolutions dépendent de l'hydrologie et des apports de rivières, de l'activité biologique du lac et des facteurs météorologiques (vents, température...).

I.1 TRANSPARENCE

La transparence est estimée par la mesure de la profondeur moyenne de disparition dans l'eau du disque de Secchi. La présence de particules (notamment les micro-algues pélagiques et les matières en suspension (MES) provenant des cours d'eau) influe sur la valeur de cette mesure.

La transparence est mesurée à chaque campagne de prélèvement. Elle donne une information globale sur l'évolution de la densité phytoplanctonique dans le milieu (bien que la relation entre transparence et biomasse phytoplanctonique ne soit pas strictement linéaire). La mesure de transparence a été effectuée avec le disque de Secchi classiquement utilisé dans le suivi des grands lacs périalpins (disque blanc de 30 cm de diamètre) et avec un disque de Secchi couramment utilisé dans les suivis DCE (disque bicolore, 2 quarts blancs et 2 quarts noirs, de 20 cm de diamètre).

L'analyse par régression linéaire montre que les valeurs obtenues pour les deux types de disques sont significativement corrélées ($R^2 = 0,93$, $p < 0,001$, $n = 16$) ; toutefois, le disque de petit diamètre donne systématiquement une valeur de transparence plus faible (0,8 m). Cette différence est à prendre en compte dans le cadre de comparaisons interlacs basées sur des mesures n'utilisant pas les mêmes disques de Secchi.

Les mesures de transparence des campagnes de 2012 sont présentées dans le tableau I.1 et sur les figures I.1. et I.2.

Tableau I.1 : Résultats des mesures de transparence (en mètre) en 2012

date	Secchi Blanc 30 cm		Secchi Noir/Blanc 20 cm	
	Grand Lac	Petit Lac	Grand Lac	Petit Lac
18 janvier 2012	9		8,4	
16 février 2012	9,2	10	7,0	9,2
13 mars 2012	10,4		10,1	
18 avril 2012	6,7		6,2	
15 mai 2012	5,5	5,1	4,4	3,8
29 mai 2012	5,3		5,1	
12 juin 2012	4,6		4,4	
26 juin 2012	3,6		3,4	
10 juillet 2012	4,8		4,4	
24 juillet 2012	4,6	4,9	4,2	4,2
7 août 2012	6,9		6	

20 août 2012	6,9		6	
17 septembre 2012	7,4	5,4	6,9	4,9
22 octobre 2012	7,3		6,5	
20 novembre 2012	8,5		7,1	
10 décembre 2012	9,9		8,1	
Nombre de mesures	16	4	16	4
Moyenne	6,9	6,4	6,1	5,5
Minimum	3,6	4,9	3,4	3,8
Maximum	10,4	10	10,1	9,2

La moyenne (6,9 m) et les minima et maxima (10,4 m et 3,6 m) sont inférieurs à ceux de 2011 mais dans l'ordre de grandeur des années précédentes. Le brassage est observé mi-février 2012, avec une transparence de 9,2 m dans le Grand Lac (Tableau I. 1, Figures I.1 et I.2). La dynamique de la transparence du Grand Lac après le brassage est très liée à la dynamique phytoplanctonique. Nous observons, de manière classique, une diminution de transparence avec le développement phytoplanctonique printanier. La valeur minimale de transparence est observée le 26 juin avec 3,6 m. Comme c'est le cas depuis plusieurs années, il n'est pas observé de phase d'eau claire marquée ; la transparence est modérée (inférieure à 6 m) entre mai et juillet puis augmente largement à partir du mois de novembre. (cf. Figures I 1 et I.2).

Les valeurs de transparence mesurées lors des 4 campagnes d'échantillonnages sur le Petit Lac sont cohérentes avec la dynamique de transparence du Grand Lac aux mêmes dates.

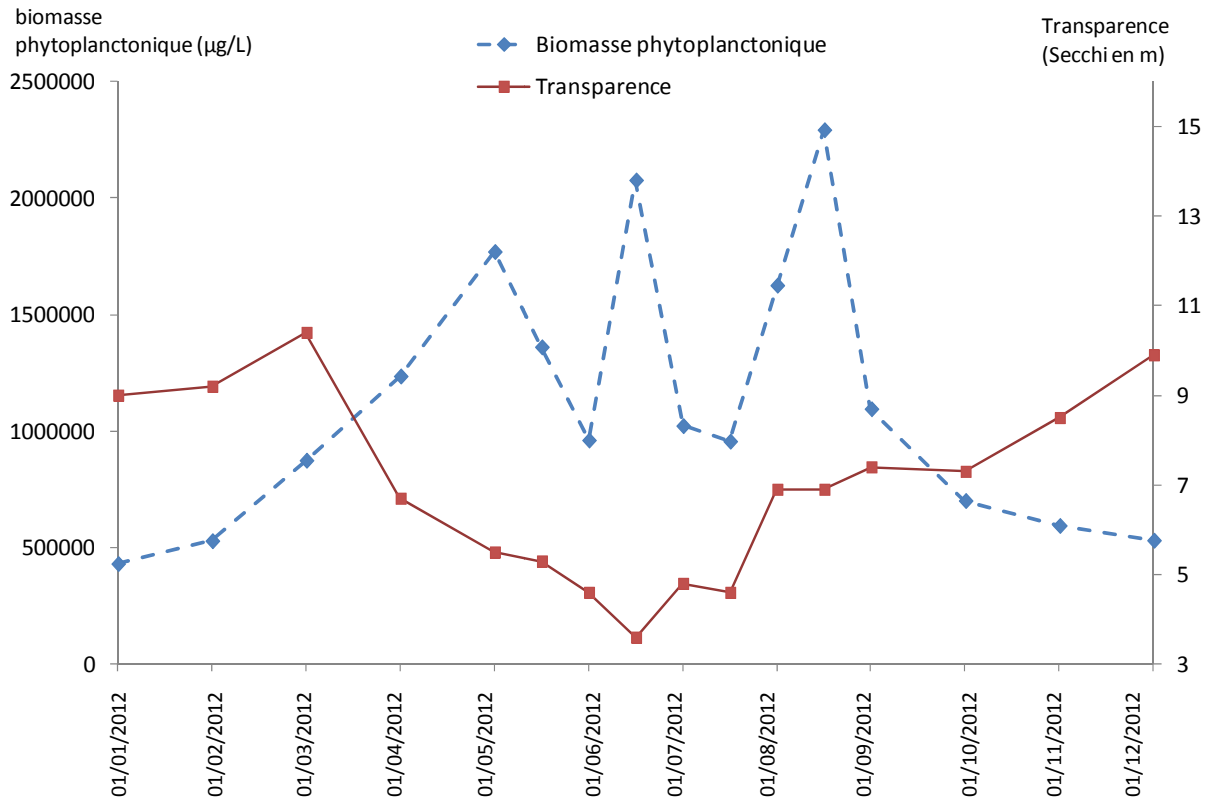


Figure I. 1 : Transparence de l'eau (m) et dynamique de la biomasse phytoplanctonique (µg/L) dans le Grand Lac en 2012.

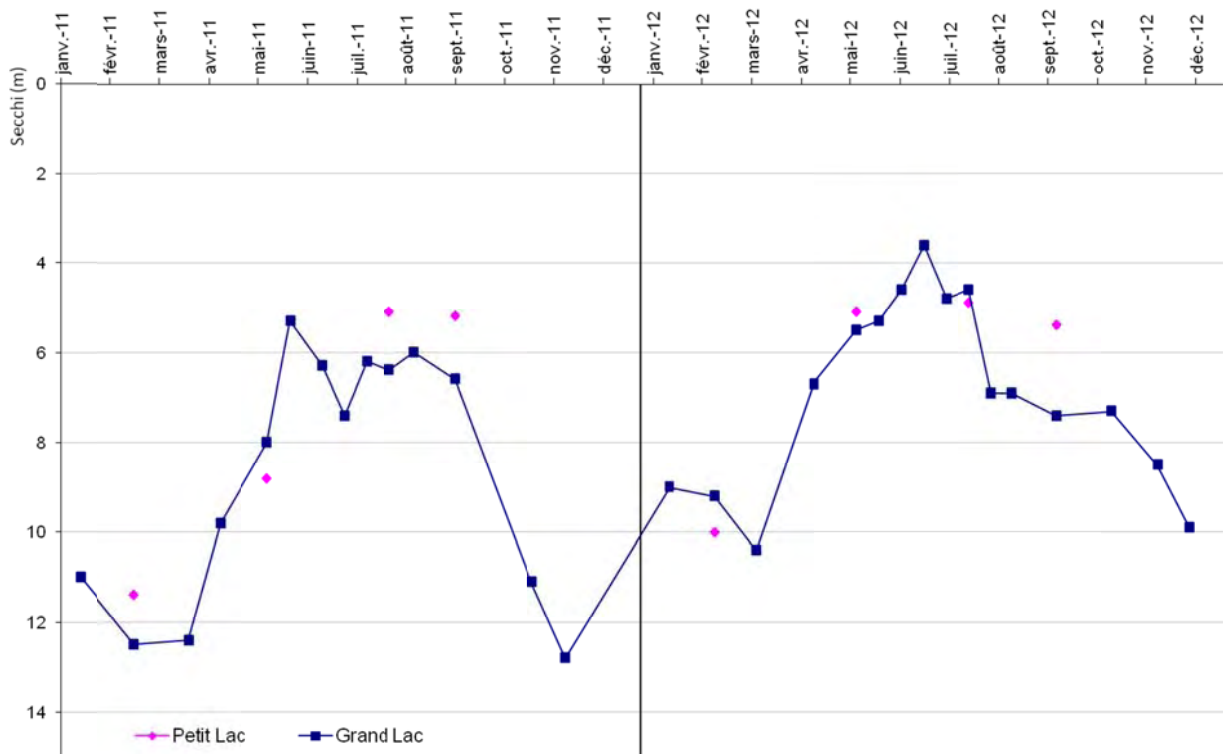


Figure I. 2 : Évolution de la transparence (en mètre) de 2011 à 2012

La figure I.3 permet d'observer l'historique de la transparence depuis 1995. L'année 2012 présente des valeurs du même ordre que l'ensemble de la chronique. Cependant elle se distingue de la chronique, comme les années 2005 et 2007, par le fait d'avoir une transparence faible jusqu'à la fin de l'automne. Si l'on s'intéresse aux valeurs minimales de transparence qui sont généralement celles qui sont considérées dans le cadre des évaluations DCE (transparence moyenne estivale), on peut souligner que dans le cas du Grand Lac, ces valeurs de transparence estivales varient, sur la chronique 1995-2011, entre 4,5 m et 7,5 m (moyennes des valeurs de transparences mesurées entre mi-juin et mi-septembre). Ces valeurs sont relativement stables sur la chronique ; il s'agit de valeurs de transparence correspondant à un 'bon' à 'très bon état' de qualité d'eau. Pour mémoire, les limites utilisées pour qualifier l'état des masses d'eau à partir de la transparence moyenne estivale, sont les suivantes :

Limites des classes d'état écologique des plans d'eau	
	Très bon bon moyen médiocre mauvais
Transparence moyenne estivale (m)	5 3,5 2 0,8

Référence : Guide Technique 'Évaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole'
http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/GuidetechniqueREEE-ESC_30mars2009.pdf

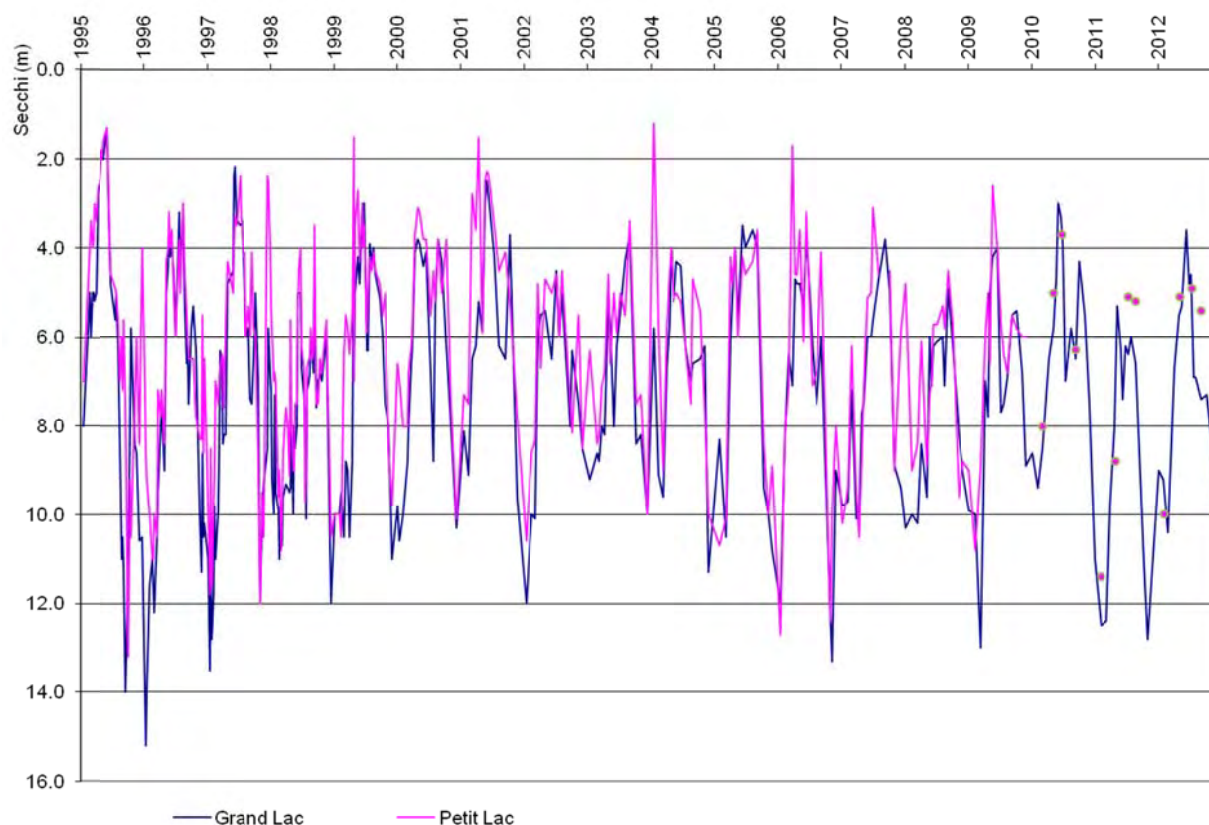


Figure I. 3 : Évolution de la transparence (m) de 1995 à 2012

I.2 TEMPERATURE

La température du lac est l'un des principaux paramètres explicatifs du comportement biologique de l'écosystème. La température de la colonne d'eau est mesurée par un profil de sonde lors de chaque campagne de prélèvement. Les figures suivantes (I.4 à I.7) représentent l'évolution des profils de température à l'échelle de l'année 2012, ou à l'échelle interannuelle.

En 2012, sur le Grand Lac, l'ensemble de la colonne d'eau est homogène en température lors de la campagne du 16 février avec une température de 4,5 °C, soit bien inférieure à la température d'homogénéisation de 2011 aux alentours de 5 °C. Cette homogénéisation thermique marque le brassage complet du lac.

La figure I.6 indique la température moyenne dans la colonne d'eau du Grand Lac lors de chaque brassage depuis 1996. La température de l'homogénéisation thermique en 2012 est parmi les plus faibles de la chronique (avec 2006). Cela est dû à un mois de février 2012 très froid.

Le réchauffement de la masse d'eau superficielle est visible dès le mois de mars. La température en surface augmente nettement à partir de la campagne du 18 avril avec un épilimnion marqué jusqu'à 8 m avec une température de 8,4 °C. La stratification continue et le maximum de température est atteint le 20 août avec 25,1 °C (sur les 2 premiers mètres de l'épilimnion). L'épaisseur de l'épilimnion s'accroît ensuite tandis que sa température diminue progressivement jusqu'à 15,6 °C (de 0 à 14 m) le 22 novembre.

La température de la colonne d'eau du Petit Lac n'est pas significativement différente de celle observée dans le Grand Lac (Figure I.5).

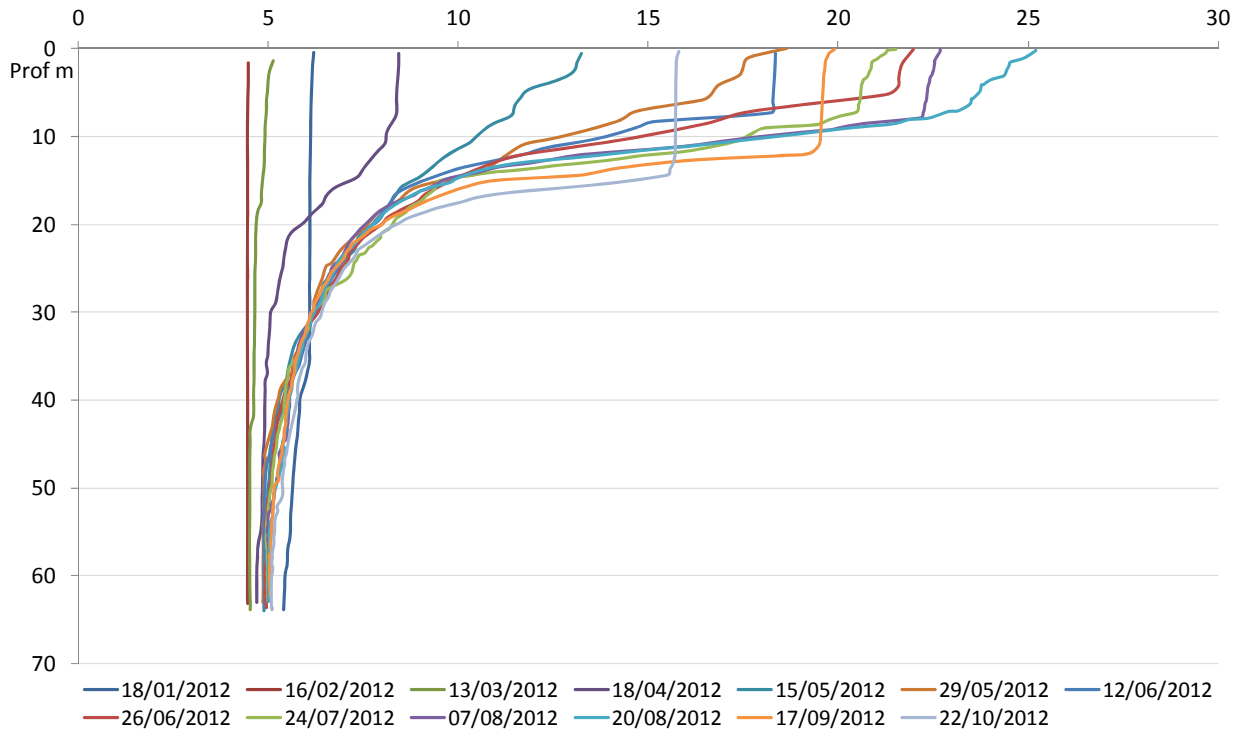


Figure I. 4 : Profils verticaux (profondeur en m) de la température (°C) dans le Grand Lac en 2012

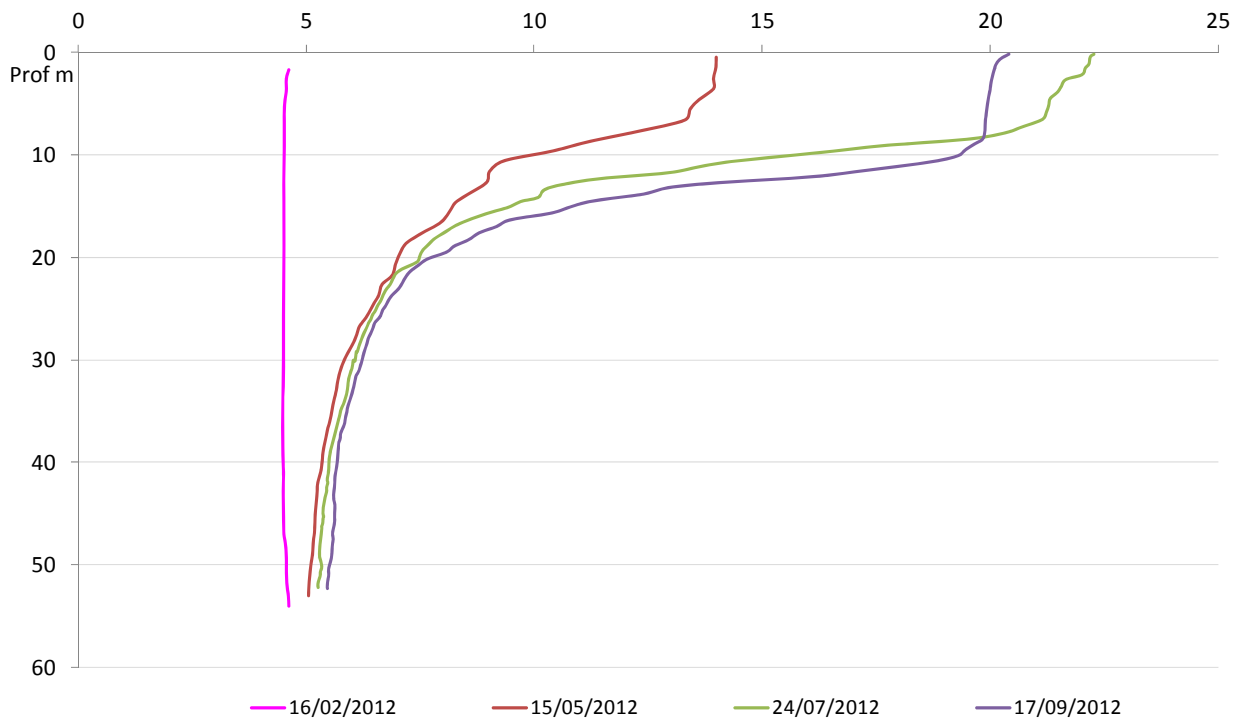


Figure I. 5 : Profils verticaux (profondeur en m) de la température (°C) dans le Petit Lac en 2012 (4 dates d'échantillonnage)

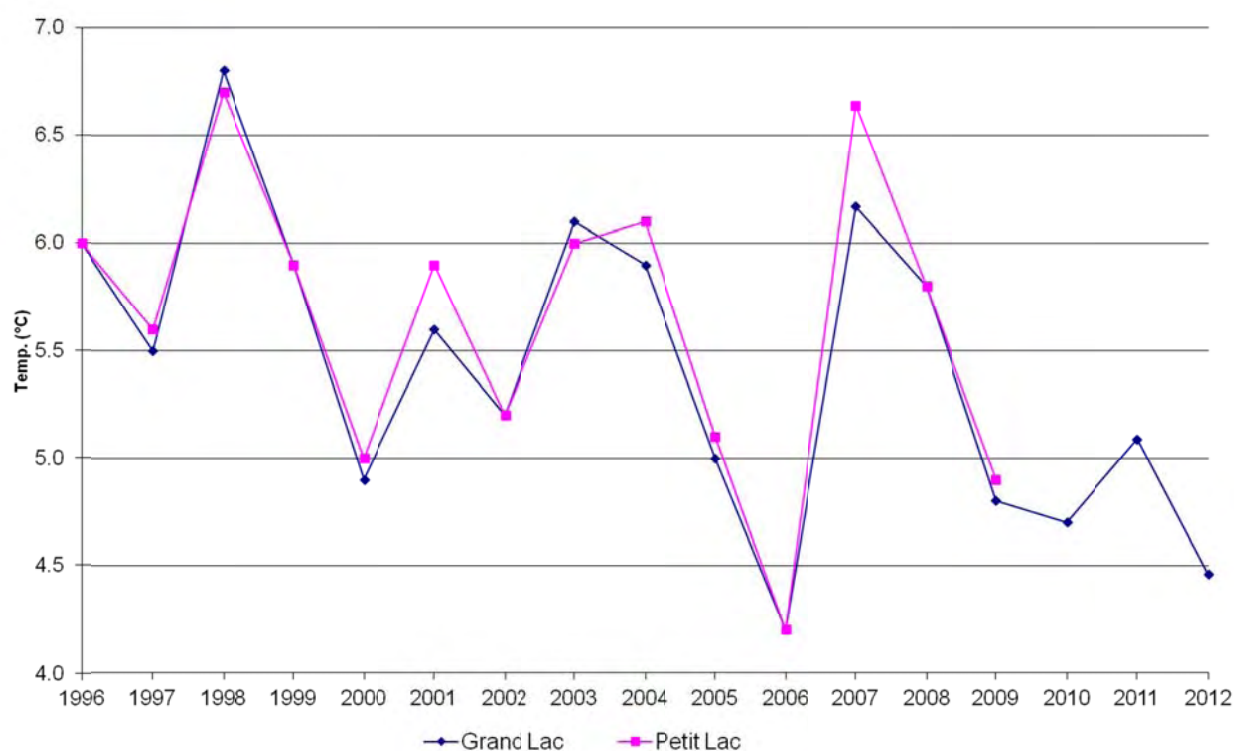


Figure I. 6 : Évolution de la température moyenne (°C) sur toute la hauteur d'eau au brassage du Grand Lac et du Petit Lac de 1996 à 2012

La figure I.7 présente l'évolution au cours de la chronique (1991-2012) de la profondeur à laquelle se situe la thermocline lorsque la stratification estivale est la plus marquée. On note pour les quatre dernières années des valeurs élevées qui marquent une stabilité plus forte de l'épilimnion. La tendance qui semble se dessiner à l'échelle de cette chronique, avec l'enfoncement de la thermocline, peut être reliée plus particulièrement aux anomalies thermiques positives observées au printemps (une relation linéaire positive significative est en effet observable entre la profondeur de la thermocline et les anomalies de température moyennes pour avril/mai/juin ; $n=21$, $p<0.05$).

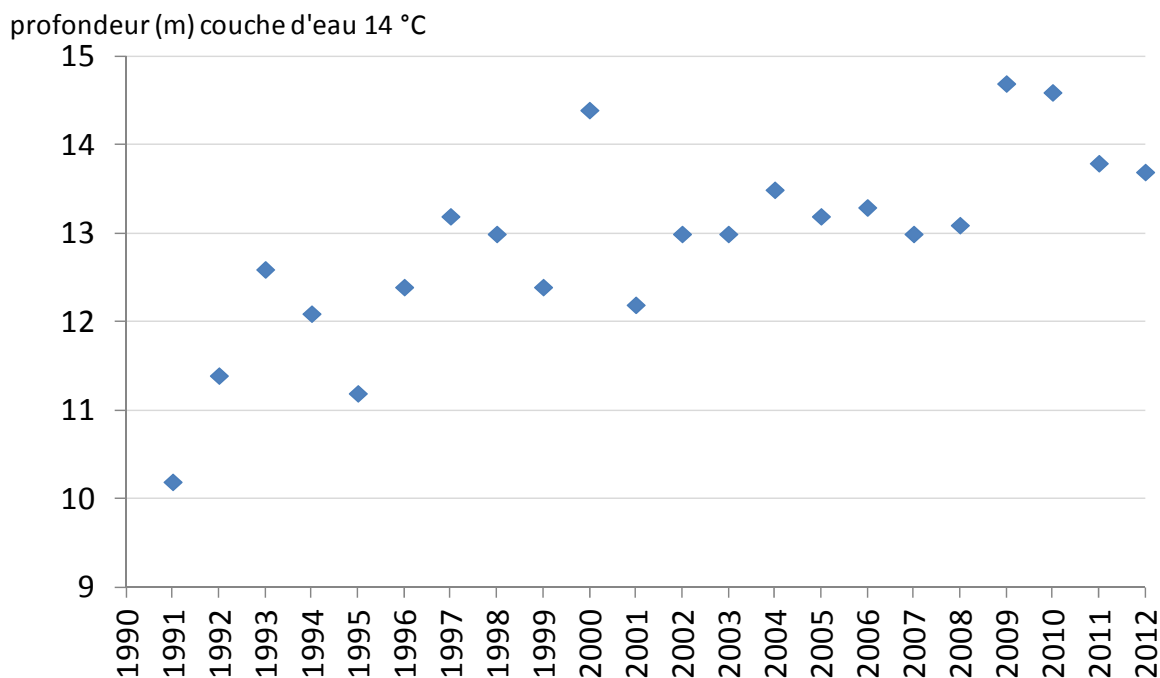


Figure I. 7 : Profondeur de la couche d'eau à 14°C au moment de la stratification maximale (juillet – août) dans le Grand Lac de 1991 à 2012

I.3 OXYGENE DISSOUS

L'oxygène dissous est mesuré à chaque profil de sonde de manière continue le long de la colonne d'eau. Il est également mesuré sur chaque échantillon prélevé à des profondeurs discrètes (0, 3, 10, 15, 30, 45, 50, 60 m et fond du lac) par la méthode de titration de Winkler. Les dosages chimiques donnent une mesure fiable de la quantité d'oxygène dissous, les profils sonde permettent de visualiser la répartition relative de la saturation en oxygène mais ne peuvent être utilisés pour quantifier de manière absolue cette saturation, en particulier dans les zones de changement rapide de concentration¹.

Les figures I.8 et I.9 représentent les profils en oxygène dissous (% de saturation en O₂) dans le Grand Lac et le Petit Lac. La figure I.10 représente l'oxygénation du fond du Petit Lac et du Grand Lac en 2011 et 2012. La réoxygénation du fond atteint son maximum lors de la campagne du 16 février avec 9,9 mgO₂/L. Toute la colonne d'eau

¹ Toutes les valeurs citées dans ce rapport, hors données de profils, sont issues des analyses chimiques Winkler et non des données de la sonde.

est alors homogène et ré-oxygénée comme l'année précédente et dans le même ordre de grandeur que la plupart des années de la chronique (Figure I.11).

Le Lac d'Annecy est caractérisé par une assez bonne capacité de ré-oxygénation lors du brassage annuel. En effet sur la chronique (1996-2012), si l'on fait exception de l'année 2008, les valeurs d'O₂ au moment du brassage ne sont jamais inférieures à 9,2 mgO₂/L (variant de 9,2 à 11,1 mgO₂/L).

Le brassage permet également de redistribuer les nutriments dans les couches d'eau superficielles. En 2012, les concentrations en nutriments sont homogènes au mois de février dans la colonne d'eau avec en moyenne 4,4 µgP/L en orthophosphate, 0,26 mgN/L en azote nitrique et 3,7 mg/l en silice réactive.

Dès la campagne suivante en mars, avec le réchauffement de la surface et le développement phytoplanctonique, on observe dans l'épilimnion une augmentation de la concentration en oxygène dissous et la silice réactive est consommée.

Dans les couches superficielles (3 m, 10 m, 15 m et 30 m) le maximum de concentration en oxygène dissous est observé le 20 août avec 15,3 mgO₂/L à 10 m (dosage Winkler). Conjointement à cette activité, les nutriments sont consommés. La concentration en carbone organique total augmente légèrement après le brassage et ne re-diminue pas significativement dans les zones épilimniques et métalimniques avant le mois de novembre. Le maximum est atteint en juillet avec 2,6 mgC/L (Figure I.13). Toutefois à 30m on observe la réduction des teneurs en COT par rapport aux couches plus superficielles dans lesquelles se poursuit le développement phytoplanctonique (Figure I.13).

Durant le même temps (à partir de mi-avril), l'activité biologique de dégradation de la matière organique entraîne la désoxygénation hypolimnique. Elle se poursuit toute l'année et contribue à la diminution de la teneur en oxygène dissous, pour atteindre 0,3 mgO₂/L au fond du Grand Lac en novembre. La dynamique de ré-oxygénation puis désoxygénation du fond est classique et conforme au reste de la chronique (Figure I.11).

Dans ces conditions désoxygénées et donc réductrices, les sels de fer et de manganèse sont réduits et libèrent le phosphore retenu dans les sédiments. De la même manière l'azote nitrique est réduit en azote ammoniacal. Avec la désoxygénation importante du fond du lac, ces phénomènes sont observables en 2012, ils sont cependant inférieurs à ceux de l'année précédente (Figure I.12). Les maxima observés en fin d'année sont 25 µgP/L de phosphore total et 202 µgN/L d'azote ammoniacal.

La dynamique de l'oxygène dans le Petit Lac lors des quatre campagnes de suivi est comparable à celle du Grand Lac ; toutefois, le fond est moins désoxygéné en raison d'une moindre profondeur qui caractérise le petit bassin (Figure I.9).

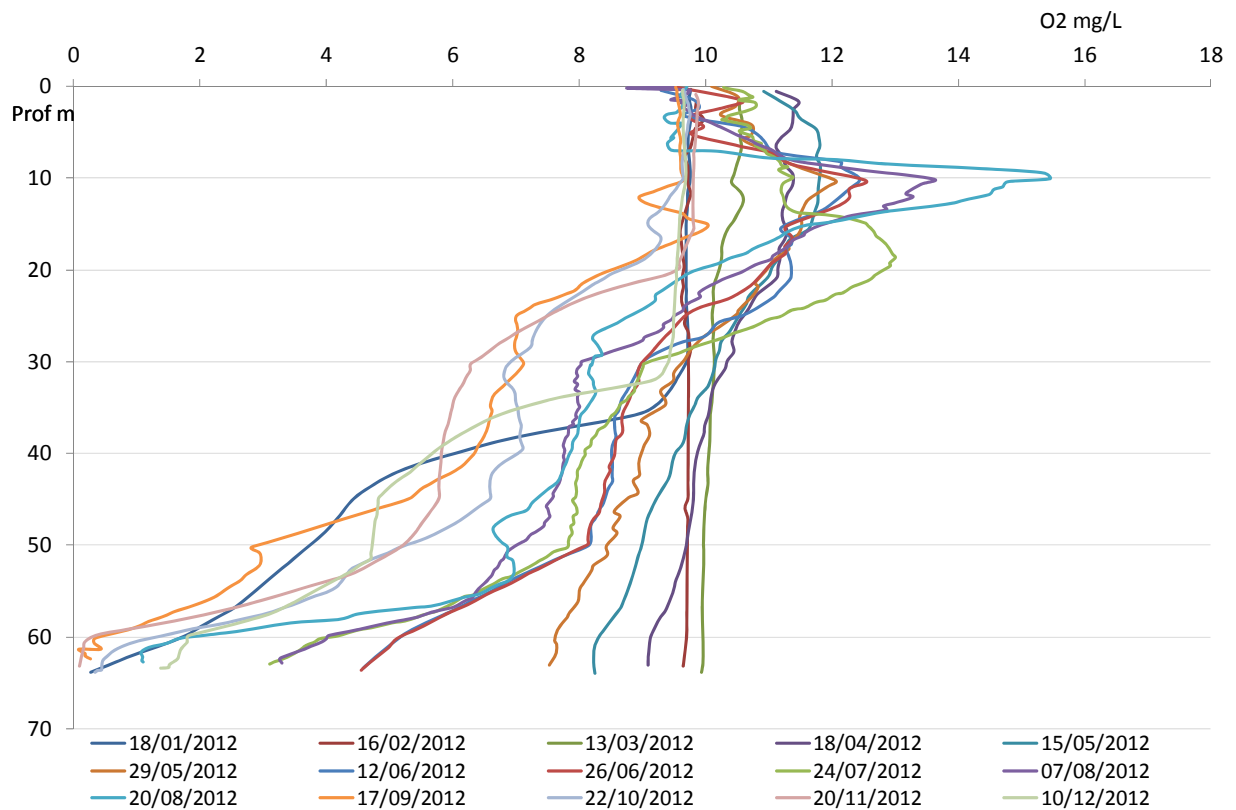


Figure I. 8 : Profils d'oxygène dissous (mg O₂/L) dans le Grand Lac en 2012

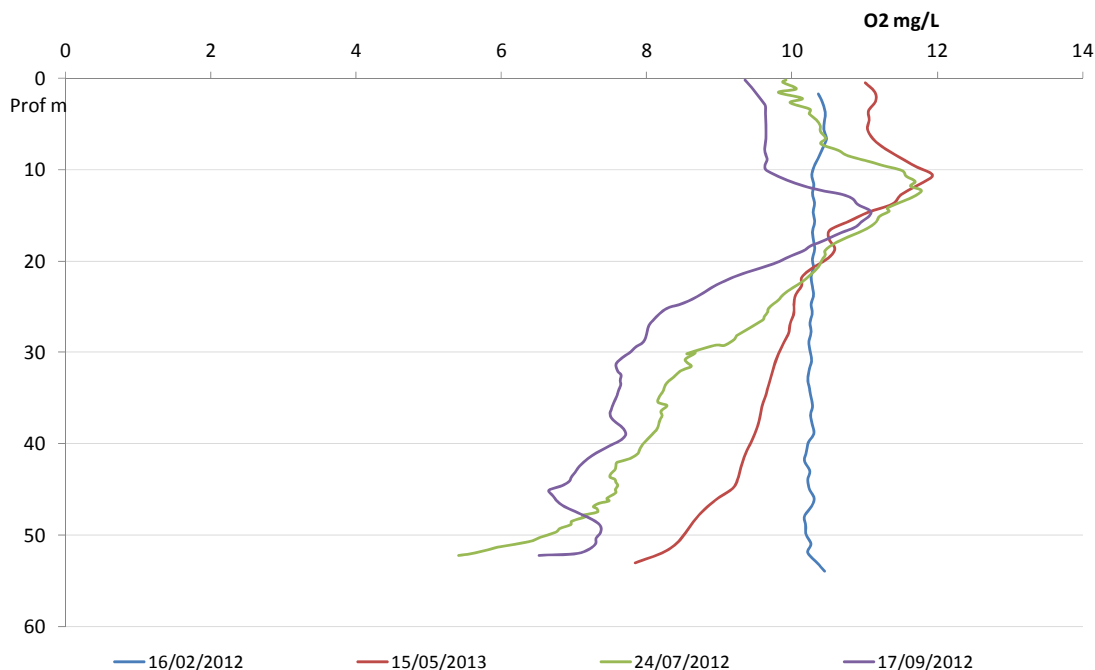


Figure I. 9 : Profils d'oxygène dissous (mg O₂/L) dans le Petit Lac en 2012

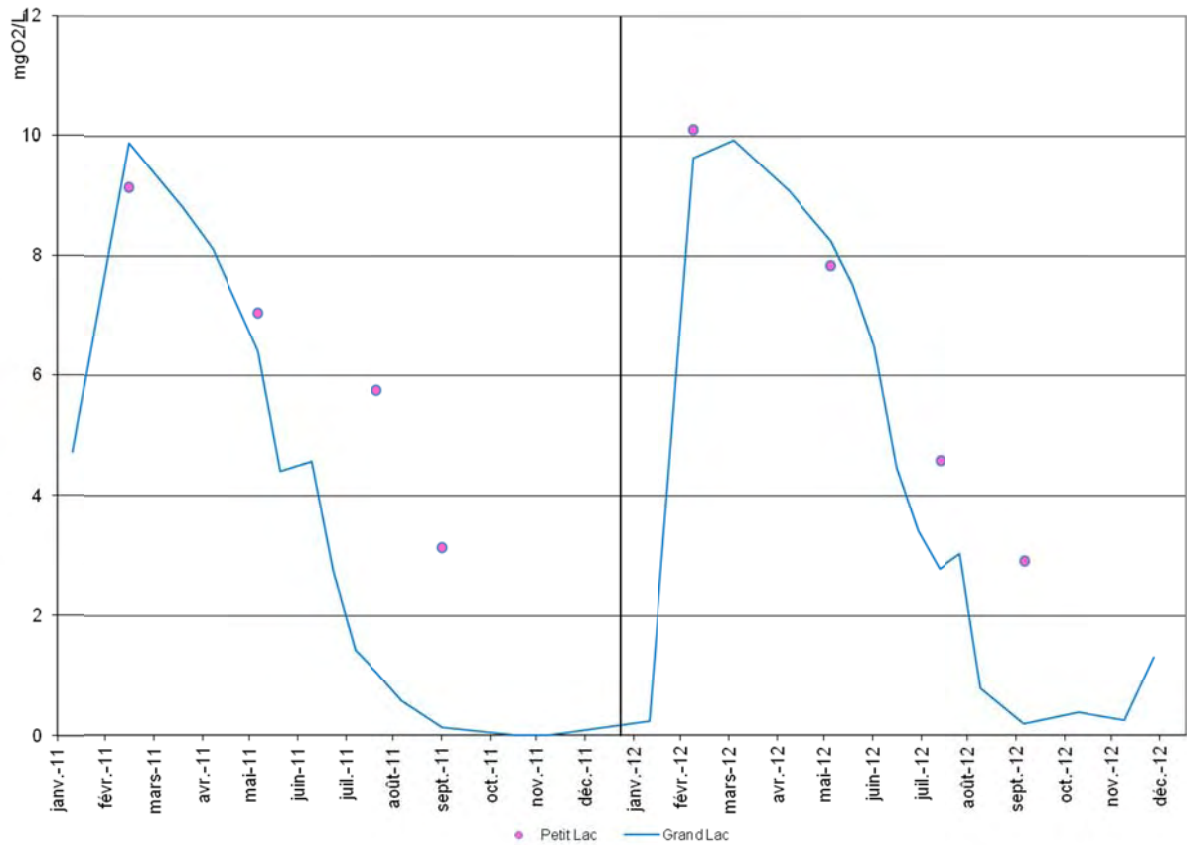


Figure I. 10 : Évolution de la concentration en oxygène dissous (mgO₂/L) au fond du Grand Lac et du Petit Lac en 2011 et 2012

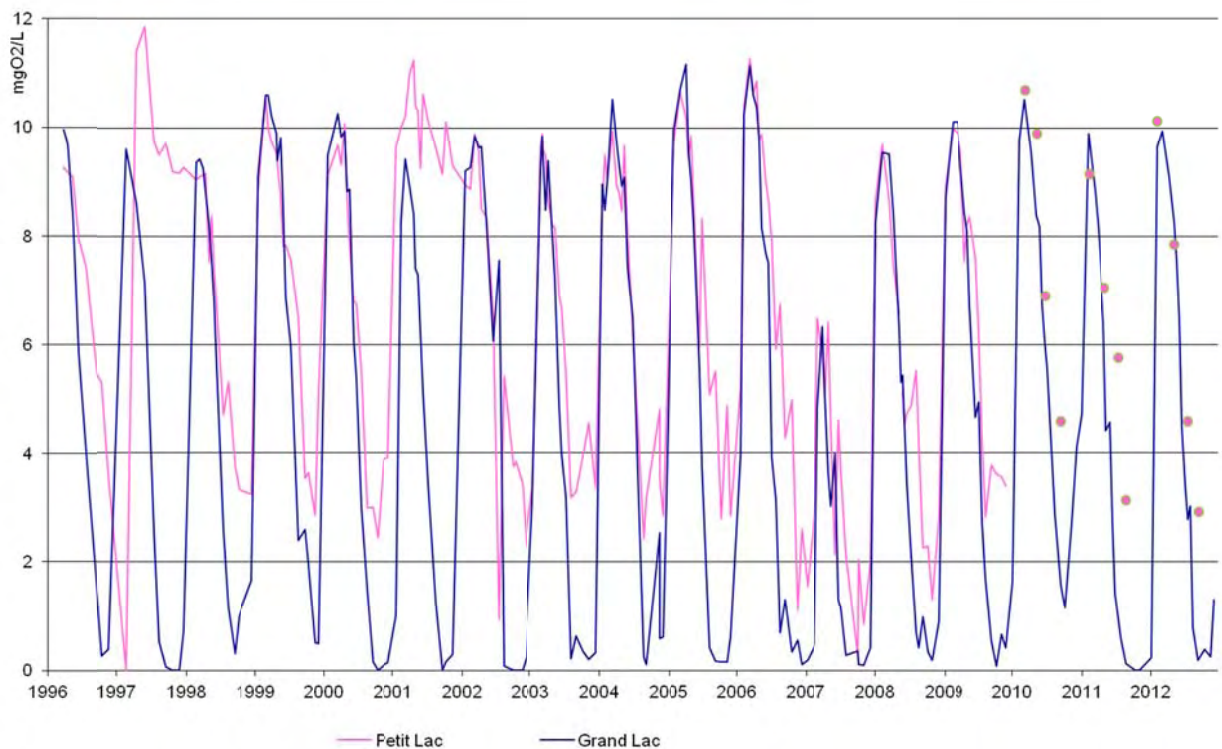


Figure I. 11 : Évolution de la concentration en oxygène dissous (mgO₂/L) au fond du Grand Lac et du Petit Lac de 1996 à 2012

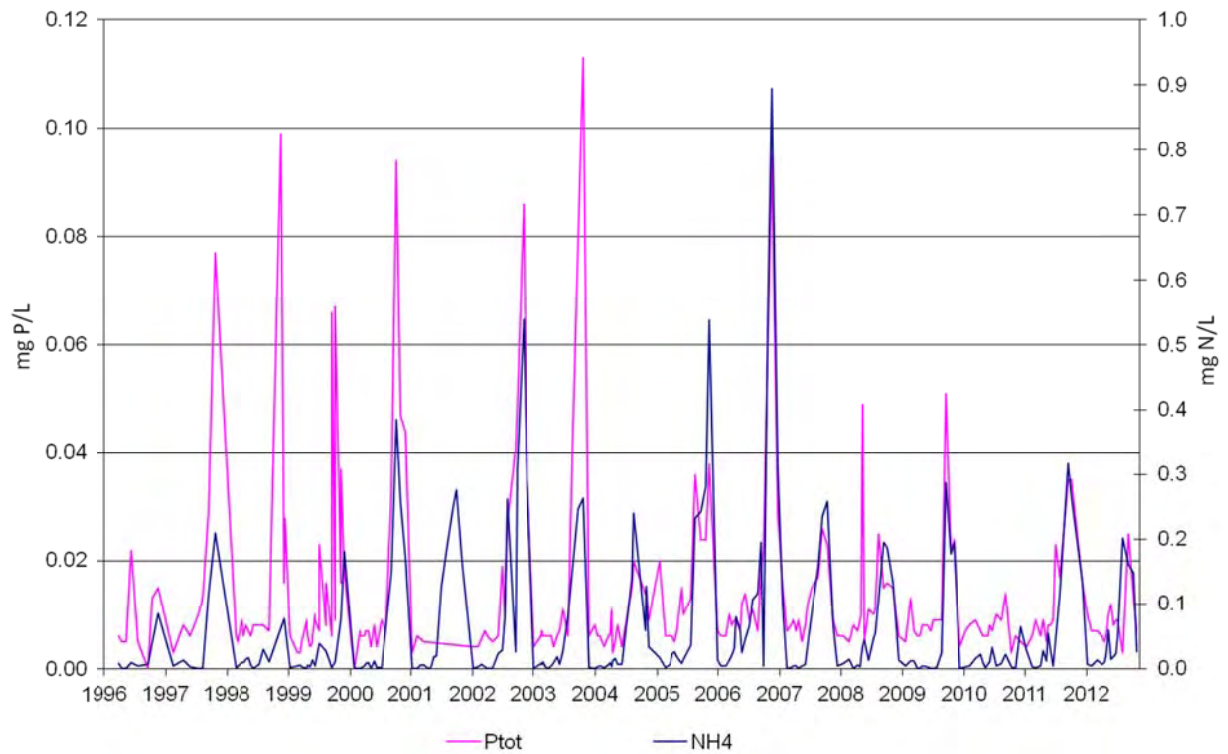


Figure I. 12 : Évolution de l'azote ammoniacal et du phosphore total au fond du Grand Lac de 1996 à 2012

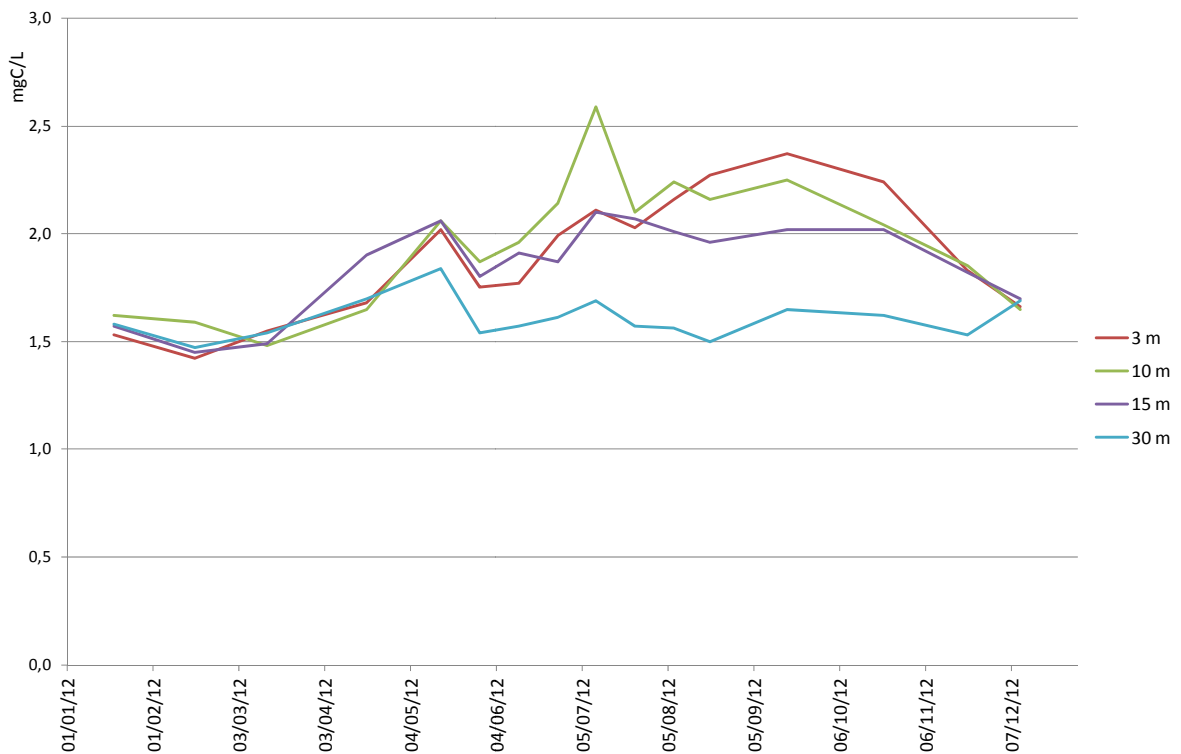


Figure I. 13 : Évolution de la concentration en carbone organique total en mgC/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2012

I.4. CONDUCTIVITE

La conductivité est mesurée lors de chaque profil de sonde. Ce paramètre quantifie la somme des sels dissous présents dans l'eau. Cette mesure est dépendante de la température et est exprimée par convention à 25 °C.

Les figures I.14 et I.15 représentent les profils de conductivité dans le Grand Lac en 2012.

Au mois de février, la conductivité est homogène dans toute la colonne d'eau (Grand Lac) avec une moyenne de 0,301 mS/cm. La conductivité reste relativement stable jusqu'au mois de mai. Fin mai, elle commence à diminuer de manière significative dans l'épilimnion avec l'intensification de l'activité phytoplanctonique. Cette diminution est provoquée par la consommation de CO₂ par la photosynthèse. Le CO₂ étant consommé, l'équilibre acido-basique du milieu est modifié et le pH augmente. En augmentant, il modifie à son tour l'équilibre calco-carbonique et favorise la précipitation et la sédimentation de carbonate de calcium. Le calcium influençant significativement la conductivité, sa précipitation entraîne une diminution de cette dernière. Le minimum de conductivité est observé en août et septembre dans l'épilimnion avec des valeurs proches de 0,25 mS/cm.

Après le brassage, la conductivité augmente progressivement dans l'hypolimnion profond (au-delà de 50m) tout au long de l'année. La minéralisation de la matière organique par l'activité bactérienne induit une désoxygénation qui entraîne le relargage de plusieurs sels dont des sels de fer.

Les valeurs mesurées pour les 4 échantillonnages effectués sur le Petit Lac ne permettent pas de souligner de particularité dans le petit bassin pour ce paramètre.

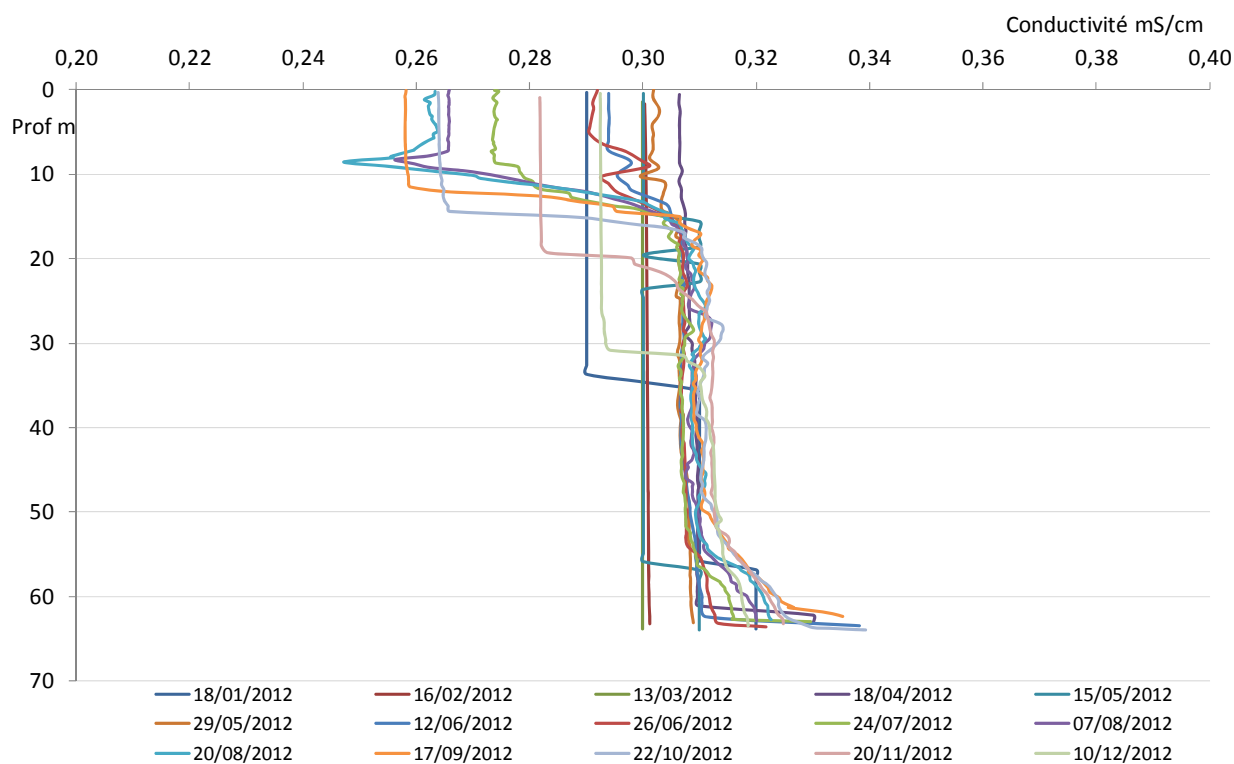


Figure I. 14 : Profils de conductivité (mS/cm) dans le Grand Lac en 2012

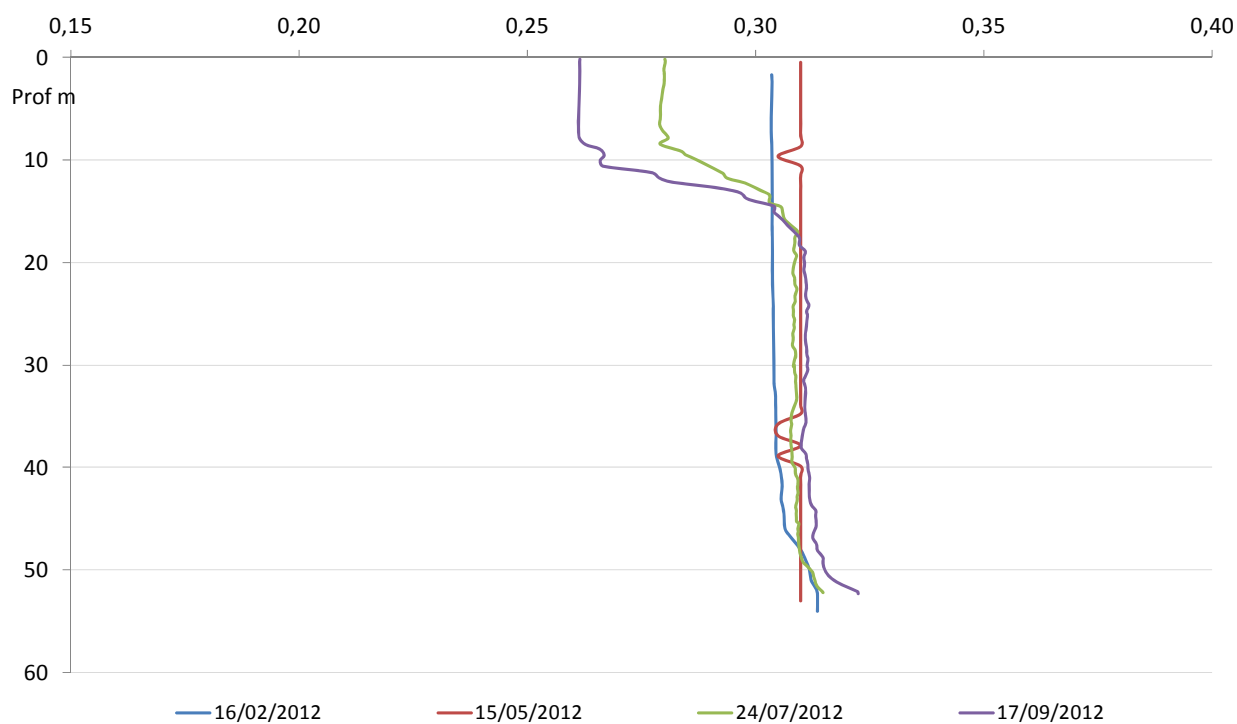


Figure I. 15 : Profils de conductivité (mS/cm) dans le Petit Lac en 2012

I.5. TURBIDITE

La turbidité est la mesure de la transmission de la lumière à 90° d'un rayon incident. Un profil de turbidité est effectué lors de chaque campagne à l'aide de la sonde multiparamètres. La turbidité de l'eau est provoquée par la présence de particules (micro-algues ou autres matières en suspension). La turbidité est exprimée en FTU (Formazine Turbidity Unit). A la différence de la transparence, la mesure de la turbidité n'intègre pas l'épaisseur de la couche d'eau mais donne une valeur à chaque profondeur.

La figure I.16 représente les profils de turbidité dans le Grand Lac en 2012.

Les pics de turbidité dans l'épilimnion indiquent notamment la présence de phytoplancton. Il n'est toutefois pas possible d'établir de relation directe entre ces pics de turbidité et la biomasse phytoplanctonique. Le maximum de turbidité est observé à 8 m avec 5,2 FTU le 26 juin et il est du même ordre que les années précédentes.

Les fortes valeurs de turbidité au fond du Grand Lac en début et en fin d'année mettent en évidence la chute des particules détritiques ainsi que la précipitation d'hydroxydes, comme les oxy-hydroxydes de manganèse, suite à la réduction du manganèse contenu dans les sédiments. La turbidité du fond du lac augmente donc tout au long de l'année.

La figure I.17 représente les profils obtenus pour le Petit Lac en 2012. Les valeurs maximales de turbidité sont observées dans les strates épi- et métalimniques aux dates estivales.

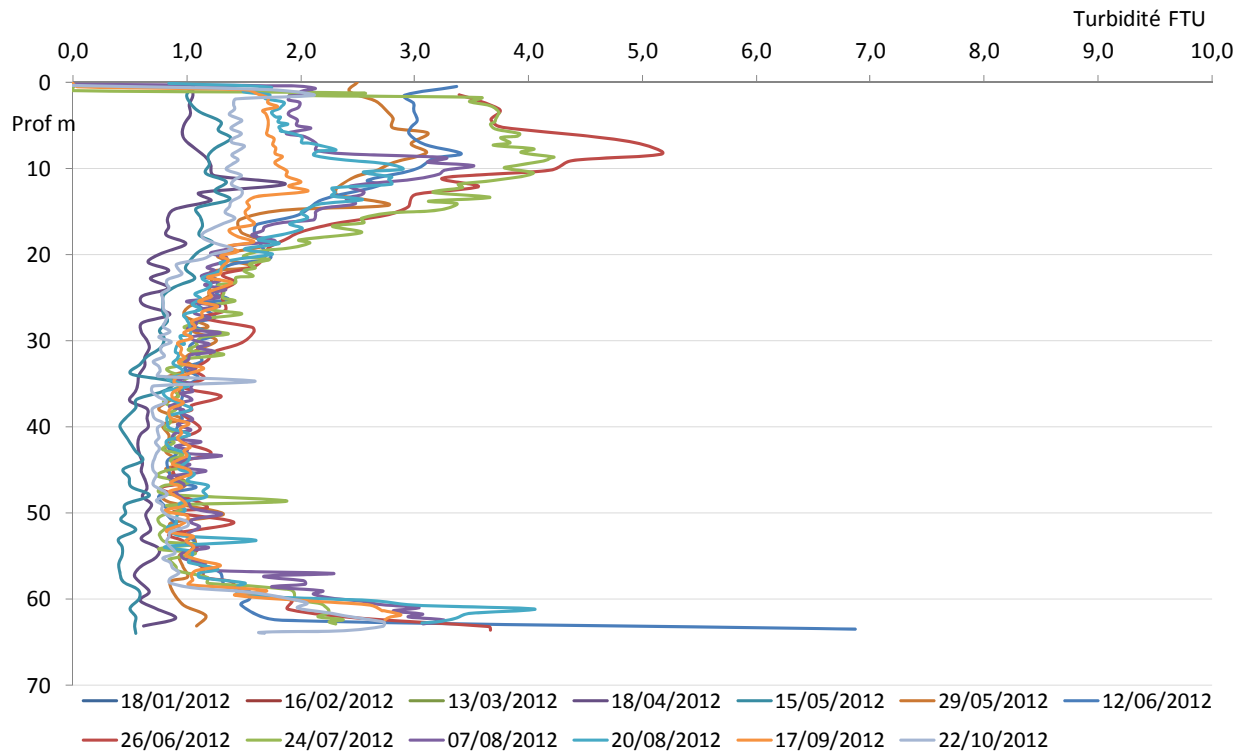


Figure I. 16 : Profils de turbidité (FTU) dans le Grand Lac en 2012

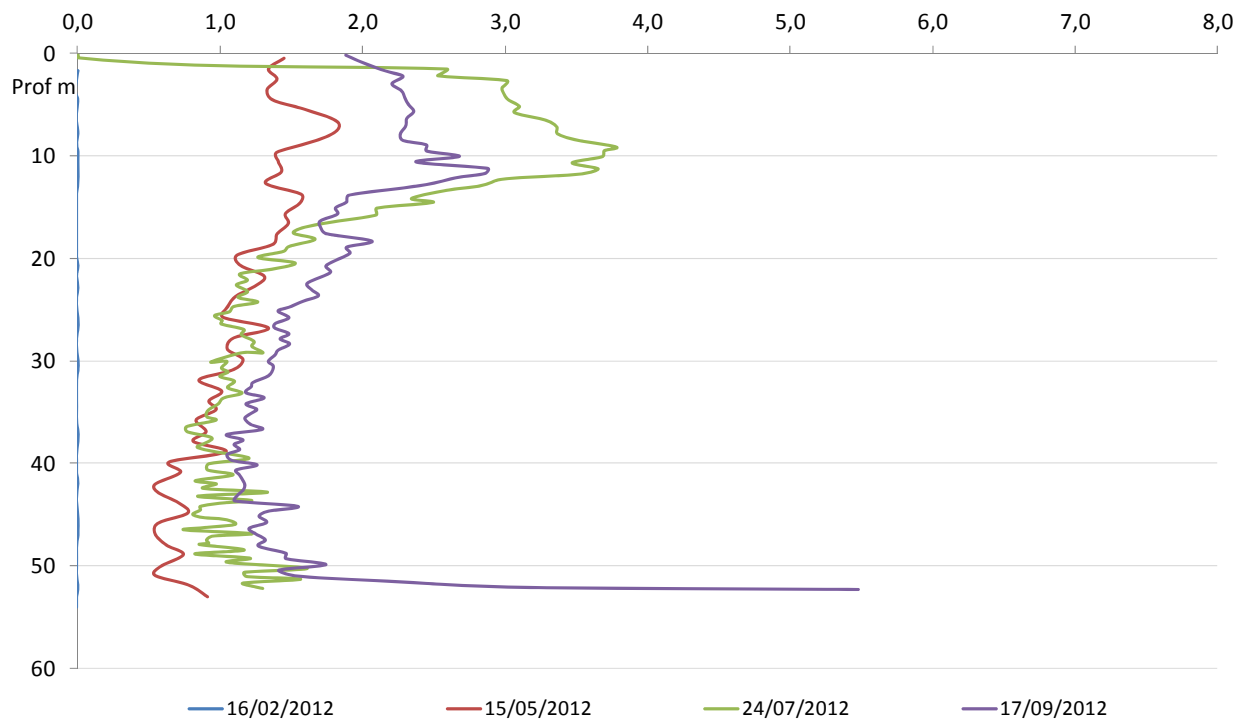


Figure I. 17 : Profils de turbidité (FTU) dans le Petit Lac en 2012

I.6. AZOTE

L'azote est présent dans le lac sous différentes formes minérales à différents degrés d'oxydation (azote nitrique, azote ammoniacal, azote nitreux) et organiques. L'azote nitreux (N-NO_2^-) est présent dans des quantités négligeables par rapport aux autres formes que sont l'azote total, l'azote ammoniacal et l'azote nitrique. Les nitrites (N-NO_2^-) sont en général immédiatement métabolisés dans les écosystèmes naturels et ils sont observables dans des concentrations faibles et relativement stables (à notre échelle d'étude). Ceci est confirmé chaque année par les deux campagnes complètes avec balance ionique. L'azote total (minéral + organique), l'azote ammoniacal (N-NH_4^+) et l'azote nitrique (N-NO_3^-) sont analysés ; l'azote organique est évalué par différence entre l'azote total et l'azote minéral ($\text{N-NO}_3^- + \text{N-NH}_4^+$).

Durant l'hiver, le brassage induit une remise à disposition du stock de nutriments sur l'ensemble de la colonne d'eau. La concentration en azote nitrique, qui représente un nutriment azoté essentiel, est homogène dans la colonne d'eau le 22 mars avec une concentration de 0,26 mgN/L (concentration du même ordre de grandeur que celles des années précédentes). La diminution de l'azote nitrique est visible dans les strates supérieures (3, 10, 15 m) à partir du mois de juin et continue jusqu'au mois de novembre (Figure I.18). Cette dynamique est cohérente avec la production phytoplanctonique qui utilise cet élément en tant que ressource nutritive. Les concentrations minimales (0 à 0,01 mgN/L) sont observées entre le mois d'août et le mois d'octobre dans la partie supérieure de la colonne d'eau (0-10 m).

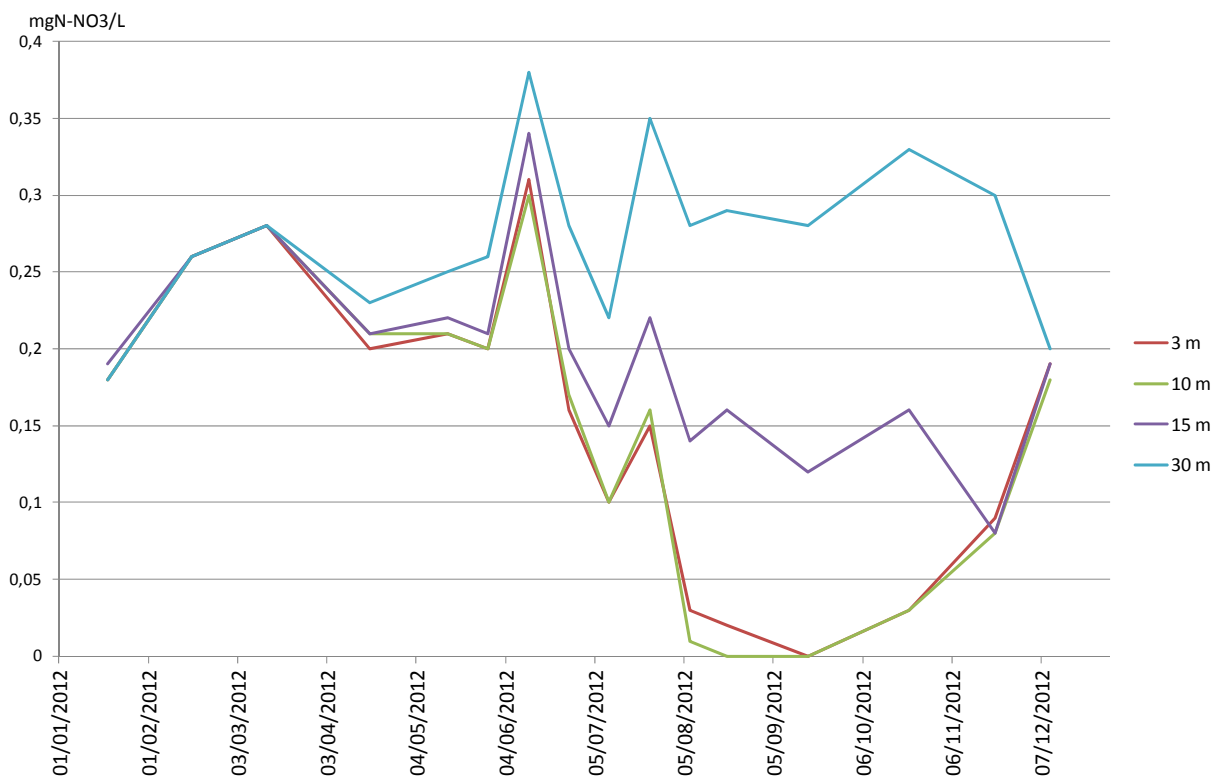


Figure I. 18 : Évolution de la concentration en azote nitrique en mgN/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2012

Tableau I.2 : Concentration en azote nitrique en mgN/L aux profondeurs 3m, 10m, 15m, 30m dans le Petit Lac en 2012 (4 dates d'échantillonnage)

NO ₃ - mgN/L	fév.	mai	juil	sept
3 m	0,25	0,21	0,17	0,00
10 m	0,26	0,22	0,18	0,00
15 m	0,25	0,23	0,27	0,13
30 m	0,26	0,25	0,34	0,27

L'azote ammoniacal ne présente pas de valeurs élevées dans l'épilimnion après l'homogénéisation. Au maximum, on mesure 28 µgN/L à 15 m le 20 octobre dans le Grand Lac. Les valeurs moyennes (3, 10 et 15m) oscillent entre 1 et 15 µgN/L dans la couche euphotique en 2012 (Figure I.19). Ces valeurs ne sont pas significativement différentes de celles mesurées au cours de la chronique 1996-2012.

Malgré des valeurs de concentrations modérées, si l'on se réfère aux normes de qualité (cf guide technique d'évaluation de l'état de plans d'eaux - Agence de l'eau), les valeurs d'azote minéral (azote nitrique + azote ammoniacal) mesurées dans le lac

d'Annecy correspondent à des eaux de bonne qualité et non pas très bonne qualité (voir tableau ci-dessous).

N minéral maximal (mg N/L)	Limites des classes d'état écologique des plans d'eau type N4				
	Très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
	0,2	0,4	1,0	2,0	

N minéral maximal annuel dans la zone euphotique estimée en période de mélange total des eaux.
 Référence : Guide Technique 'Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole'
http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/GuidetechniqueREEE-ESC_30mars2009.pdf

Dans le Petit Lac les concentrations en azote ammoniacal sont dans la même gamme de concentration (3 à 21 $\mu\text{gN/L}$ dans la zone euphotique pour les 4 dates). La figure I.20 permet d'apprécier la stabilité des teneurs en composés azotés (N-NO_3 et N-NH_4) au cours des 16 dernières années (observation de la couche euphotique).



Figure I. 19 : Évolution de la concentration moyenne en azote nitrique et azote ammoniacal ($\mu\text{gN/L}$) dans la zone euphotique du Grand Lac en 2012

Dans l'hypolimnion, l'azote ammoniacal est formé par les conditions réductrices, ainsi de manière continue à partir du mois de mai, la concentration en azote ammoniacal augmente au fond du Grand Lac pour atteindre un maximum de 202 $\mu\text{gN/L}$ le 17 septembre, cette valeur est dans la gamme des valeurs moyennes enregistrées au cours de la chronique (Figure I.21). Les mesures (4 dates) effectuées

sur le Petit Lac ne permettent pas d'apprécier finement cette dynamique, toutefois on observe effectivement en septembre une concentration maximale (60 $\mu\text{gN/L}$) en zone profonde (55m) du Petit Lac (7 ; 21 ; 6 et 60 $\mu\text{gN/L}$ respectivement en février, mai, juillet et septembre à 55m dans le Petit Lac).

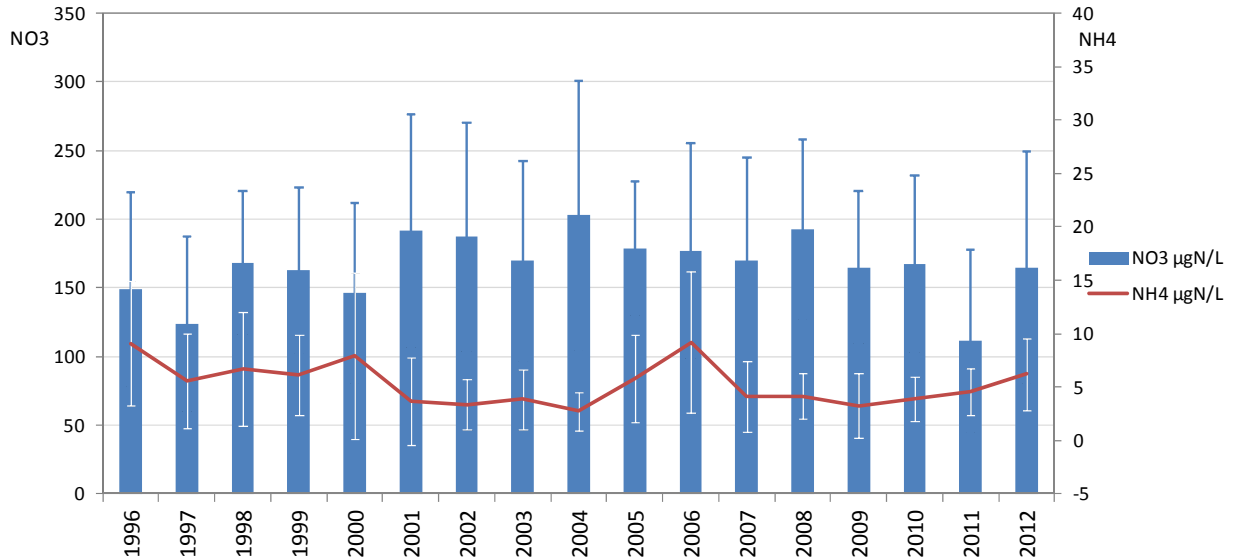


Figure I. 20 : Évolution temporelle des concentrations moyennes annuelles en azote nitrique et azote ammoniacal dans la couche euphotique du Grand Lac

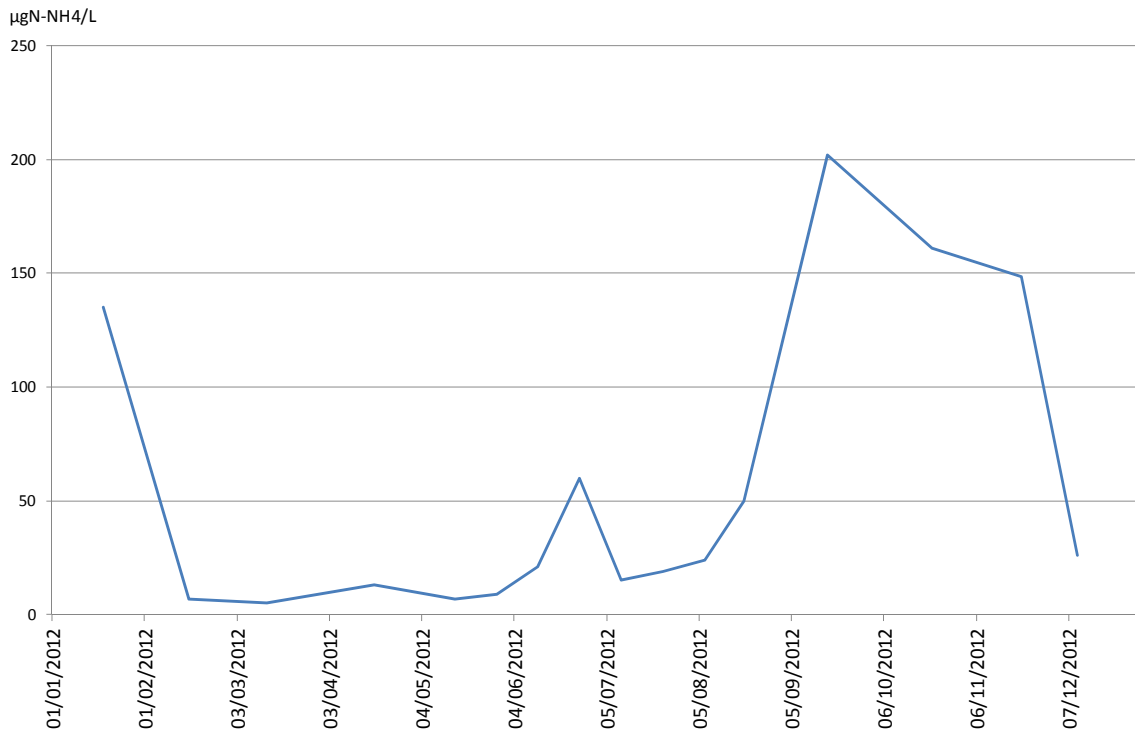


Figure I. 21 : Évolution des concentrations en azote ammoniacal en $\mu\text{gN/L}$ au fond du Grand Lac en 2012

I.7. PHOSPHORE

Comme l'azote, le phosphore est présent sous différentes formes dans le lac. Nous analysons la forme soluble réactive, considérée comme orthophosphate, et le phosphore total comportant le phosphore dissous et le phosphore particulaire.

Le lac d'Annecy est caractérisé par des concentrations faibles en phosphore total et très faibles en orthophosphate, en conséquence, les dynamiques de l'orthophosphate, forme directement biodisponible du phosphore, sont difficiles à étudier.

Lors de l'homogénéisation de la colonne d'eau, le stock de phosphore remis à disposition correspond à une concentration moyenne de 0,008 mgP/L de phosphore total et 0,004 mgP/L d'orthophosphate dans le Grand Lac. Durant tout le reste de l'année, la concentration en orthophosphate dans l'épilimnion reste à cet état de trace et oscille entre 0 et 0,005 mgP/L (Figure I.22).

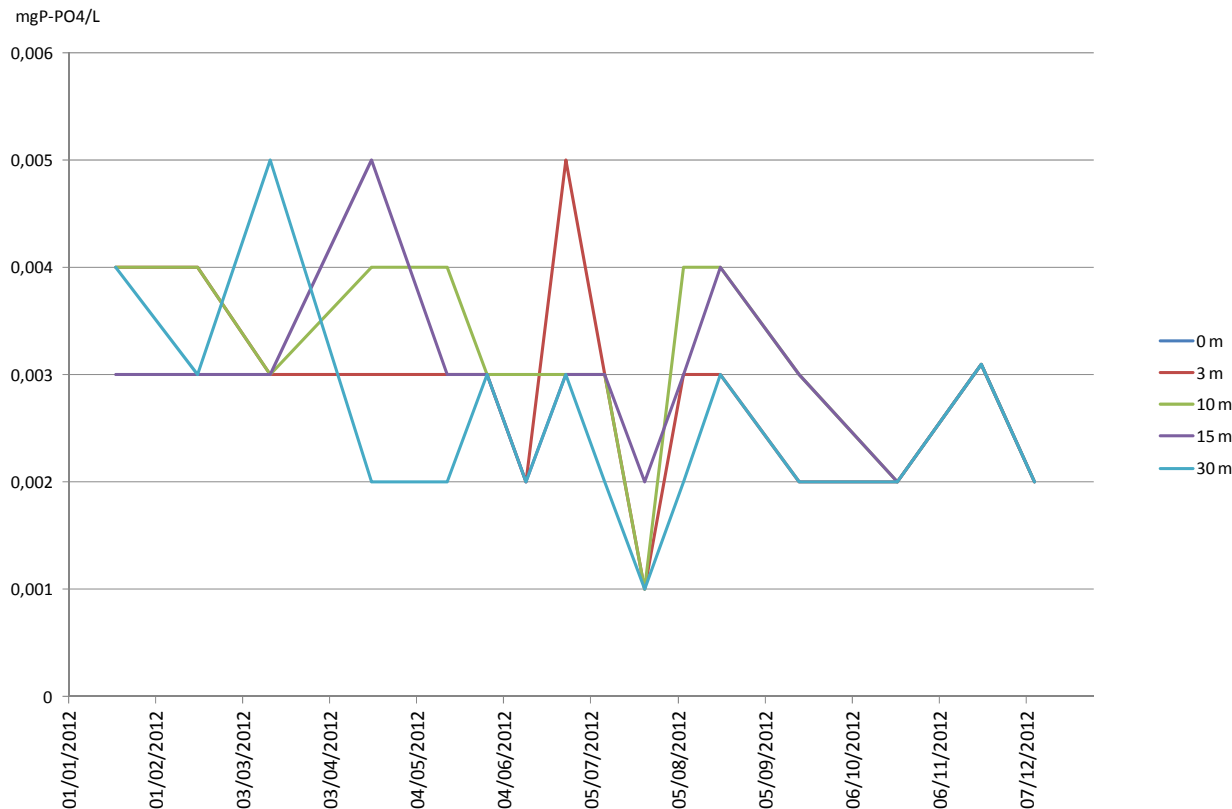


Figure I. 22 : Évolution de la concentration en orthophosphate en mgP/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2012

Si, à titre indicatif, on se réfère aux grilles de qualité des eaux de type DCE, le lac d'Annecy se situe clairement dans des eaux de très bon état écologique (cette comparaison doit être faite avec réserve car les procédures d'échantillonnage DCE sont quelque peu différentes : échantillonnage intégré sur une profondeur égale à 2.5 fois le Secchi ; la conclusion reste toutefois valide).

	Limites des classes d'état écologique des plans d'eau							
	Très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais			
PO ₄ ³⁻ maximal (mg P/L)	0,01	0,0	0,03	0,05				
P Total maximal (mg P/L)	0,015	0,0	0,06	0,1				

Référence : Guide Technique 'Evaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole'
http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/GuidetechniqueREEE-ESC_30mars2009.pdf

Les valeurs mesurées dans le Petit Lac sont du même ordre de grandeur que celles du Grand Lac (Tableau I.3).

Tableau I.3 : Concentrations en orthophosphate en mgP/L aux profondeurs 3m, 10m, 15m, 30m dans le Petit Lac en 2012 (4 dates d'échantillonnage)

PO4 mgP/L	fév.	mai	juil	sept
3 m	0,004	0,004	0,001	0,002
10 m	0,004	0,004	0,001	0,002
15 m	0,003	0,004	0,001	0,002
30 m	0,004	0,003	0,001	0,002

Dans les conditions réductrices caractéristiques de la zone profonde au niveau de laquelle l'anoxie s'installe à partir du réchauffement de la masse d'eau et, en lien avec les phénomènes de re-minéralisation de la matière organique qui s'opèrent dans la zone profonde, les teneurs en orthophosphates augmentent nettement à partir de septembre (Grand Lac) comme l'illustre la figure I.23.

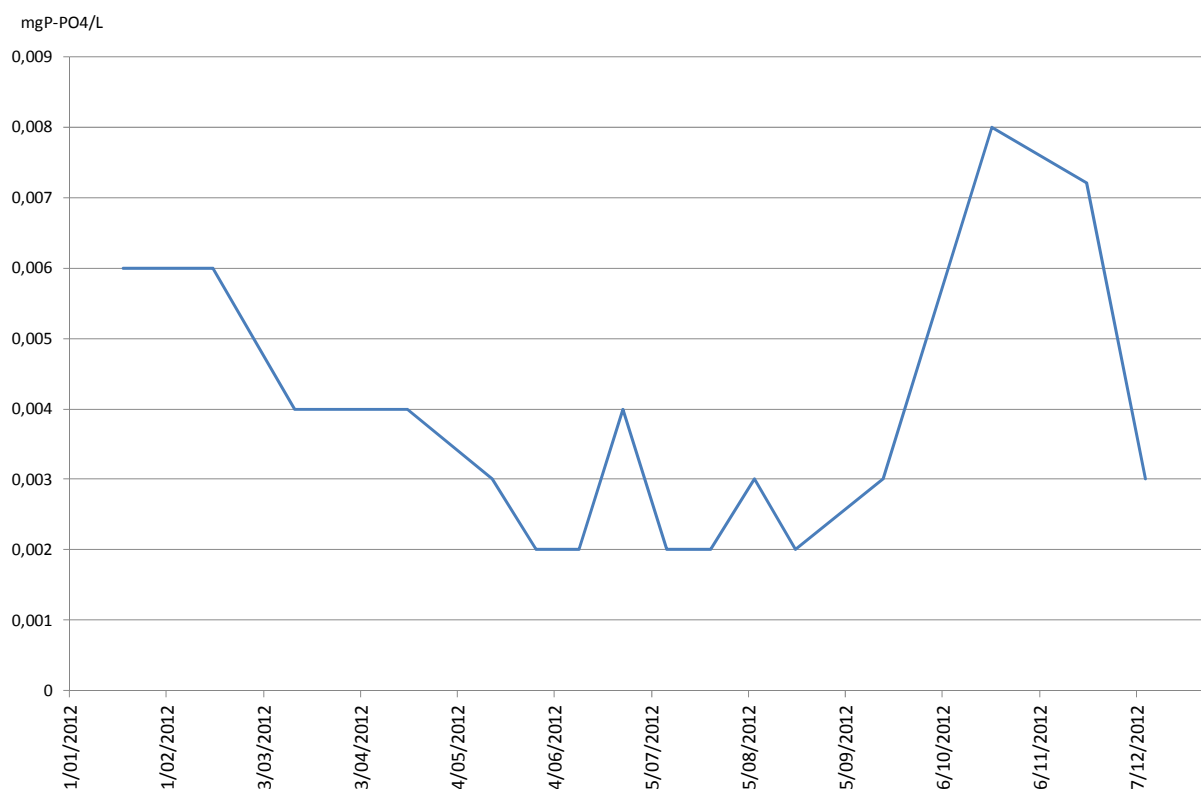


Figure I. 23 : Évolution des concentrations en orthophosphate en µgP/L au fond du Grand Lac en 2012

I.8. RAPPORT 'N/P'

La valeur du rapport azote/phosphore (N/P) dans l'eau permet de distinguer l'élément nutritif limitant la production photosynthétique (Redfield, 1985). Le rapport optimal moyen N/P requis pour la croissance de la plupart des espèces phytoplanctoniques est estimé à 16 atomes d'azote pour 1 atome de phosphore, soit un rapport en masse de 7/1.

Le tableau I.4 présente le rapport azote minéral/orthophosphate ($([\text{NH}_4^+] + [\text{NO}_3^-])/[\text{PO}_4^{3-}]$) calculé sur la moyenne des concentrations mesurées dans la couche euphotique (3, 10 et 15 m) dans le Grand Lac en 2012. Ce rapport concerne donc les formes nutritives directement biodisponibles.

Ce tableau indique que le rapport $[\text{Nmin}]/[\text{PO}_4]$ est supérieur à 7 toute l'année. Le phosphore est globalement le facteur limitant de la production photosynthétique. L'orthophosphate est à partir du brassage jusqu'à la fin de l'année à l'état de trace alors que l'azote minéral est à des concentrations supérieures à 0,10 mgN/L jusqu'au mois

de juillet, puis diminue jusqu'en novembre tout en conservant des valeurs non négligeables.

Tableau I. 4 : Rapport azote minéral/orthophosphate dans la couche euphotique dans le Grand Lac (moyenne 3 m, 10 m et 15 m)

date	Nminéral/Orthophosphate
18 janvier 2012	51
16 février 2012	72
13 mars 2012	95
18 avril 2012	54
15 mai 2012	66
29 mai 2012	70
12 juin 2012	139
26 juin 2012	49
10 juillet 2012	16
24 juillet 2012	137
7 août 2012	20
20 août 2012	18
17 septembre 2012	19
22 octobre 2012	44
20 novembre 2012	28
10 décembre 2012	94

I.9. EVOLUTION INTERANNUELLE DE L'AZOTE ET DU PHOSPHORE

Après le brassage, lorsque la colonne d'eau est homogène, le stock de nutriments remis à disposition par le brassage peut être estimé.

Le tableau I.5 présente l'évolution du stock de phosphore total et orthophosphate depuis 1991 vu au travers des concentrations mesurées au moment du brassage. Le stock en phosphore total varie selon les années mais la concentration moyenne en orthophosphate se maintient à l'état de trace depuis les années 90.

Les évolutions observées au cours de la chronique temporelle pour les concentrations moyennes des formes de l'azote et du phosphore dans la couche euphotique du Grand Lac (3, 10 et 15 m) sont représentées dans les figures I.24, I.25. L'évolution des rapports $[N_{min}]/[PO_4^{3-}]$ et $[N_{tot}]/[P_{tot}]$ est illustrée sur la figure I.26. La dynamique annuelle de l'azote nitrique dans la couche euphotique indique une consommation classique par l'activité biologique en 2012, plus faible qu'en 2011 et du

même ordre de grandeur que les années précédentes. Les concentrations en orthophosphate dans la couche euphotique sont toujours faibles avec des amplitudes de variation modérées.

Tableau I. 5 : Évolution de la concentration moyenne de la surface au fond du Grand Lac en phosphore total et orthophosphate au brassage de 1991 à 2012

	P ortho µgP/L	P total µgP/L
févr-91	2,8	6,0
févr-92	<0,1	7,2
mars-93	5,2	10,5
mars-94	1,2	7,0
févr-95	2,8	8,0
févr-96	2,5	6,0
févr-97	1,0	2,7
mars-98	4,0	4,0
févr-99	3,0	6,0
mars-00	1,7	6,8
mars-01	4,0	8,2
févr-02	1,3	3,3
janv-03	1,2	4,0
janv-04	2,5	6,3
mars-05	1,0	5,3
mars-06	1,7	5,7
mars-07	1,7	2,5
févr-08	0,3	5,7
févr-09	2,1	5,5
févr-10	3,3	6,5
mars-11	3,0	6,0
févr-12	4,4	7,9
Moyenne 1991 – 2012	2,3	6,0
(+/- écart type)	(+/- 1,4)	(+/- 1,9)

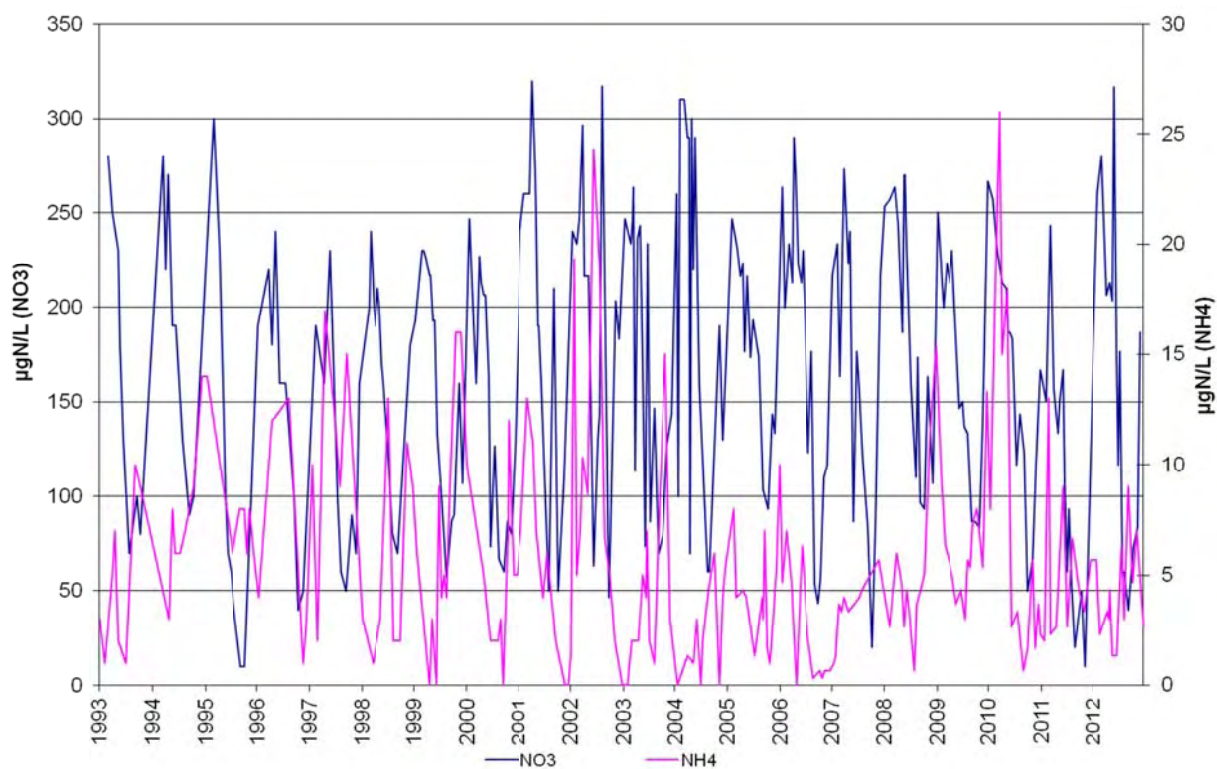


Figure I. 24 : Évolution des formes de l'azote ($\mu\text{gN/L}$) de 1993 à 2012 en moyenne dans la couche euphotique du Grand Lac

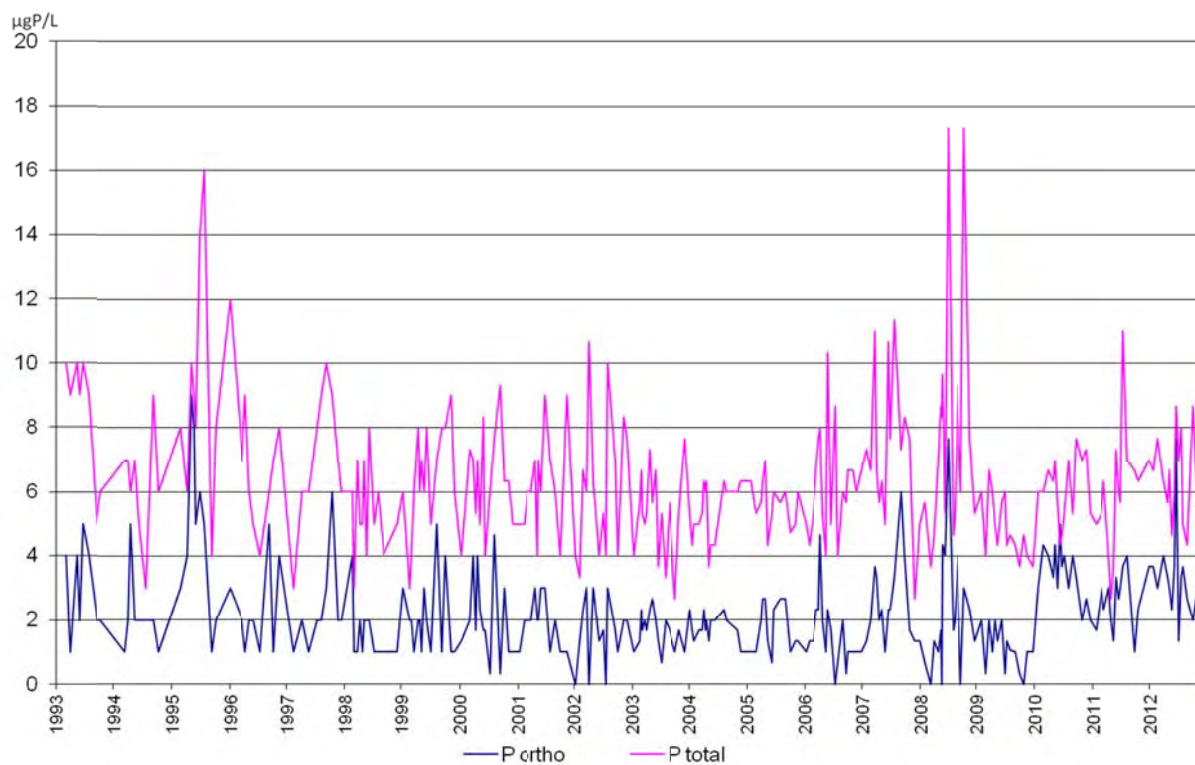


Figure I. 25 : Évolution des formes du phosphore ($\mu\text{gP/L}$) de 1993 à 2012 en moyenne dans la couche euphotique du Grand Lac

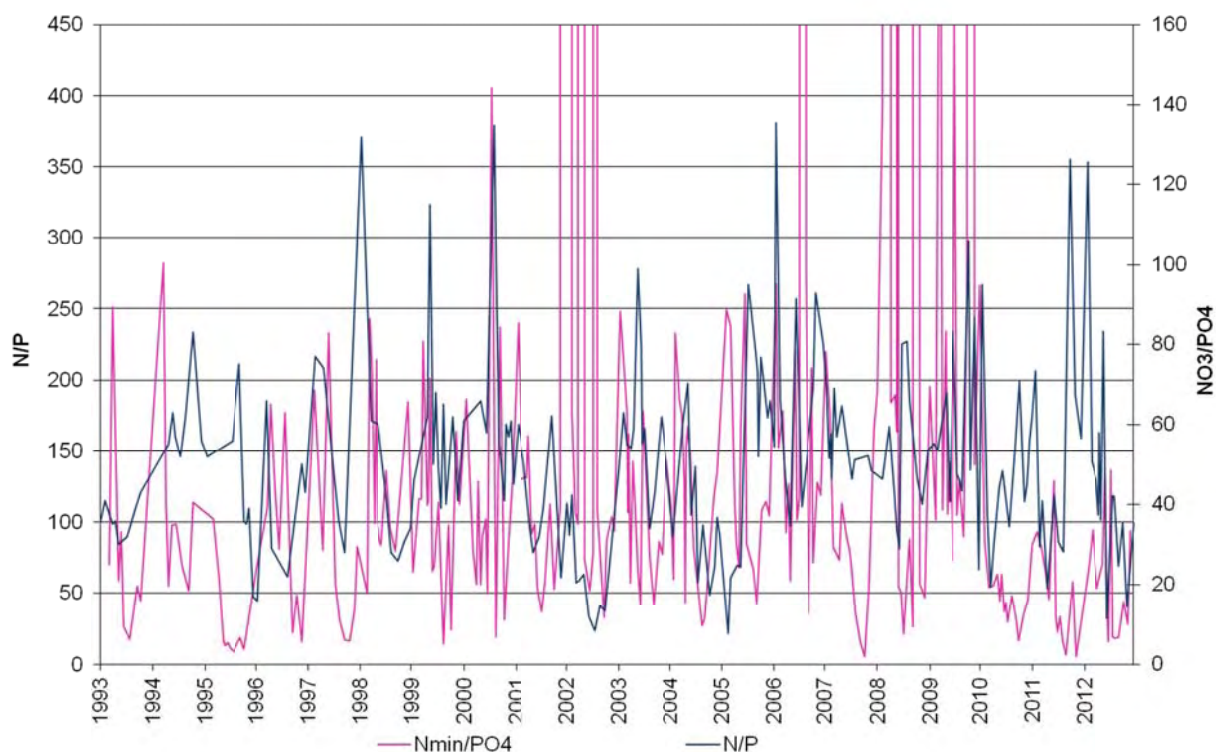


Figure I. 26 : Évolution du rapport azote/phosphore de 1993 à 2012 en moyenne dans la couche euphotique du Grand Lac

I.10. SILICE

La silice est un nutriment essentiel pour les diatomées qui l'utilisent pour la construction de leurs frustules.

De la même manière que pour les autres nutriments, le brassage remet à disposition le stock de silice réactive à partir de l'hypolimnion. Pour l'année 2012, la concentration moyenne est, lors de l'homogénéisation, de 3,7 mg/L dans le Grand Lac (16 février).

La concentration diminue ensuite significativement dans la couche euphotique à partir du mois de mars avec le développement des diatomées ; dans le même temps la concentration en silice augmente au fond du lac (Figures I.27 et I.28). Les valeurs minimales en zone éclairée sont observées en fin d'année avec un minimum de 0,5 mg/L le 20 août à 10 m.

Dans l'hypolimnion, les frustules des diatomées sédimentées se dissolvent dans les conditions chimiques et biologiques du fond du lac. On peut alors observer une

augmentation de la concentration en silice réactive dans le fond du Grand Lac comme on le constate sur la figure I.28. Les maxima sont observés à la fin de l'année avec 9,44 mg/L dans le Grand Lac le 21 novembre ; cette valeur est du même ordre de grandeur que celles observées les années précédentes.

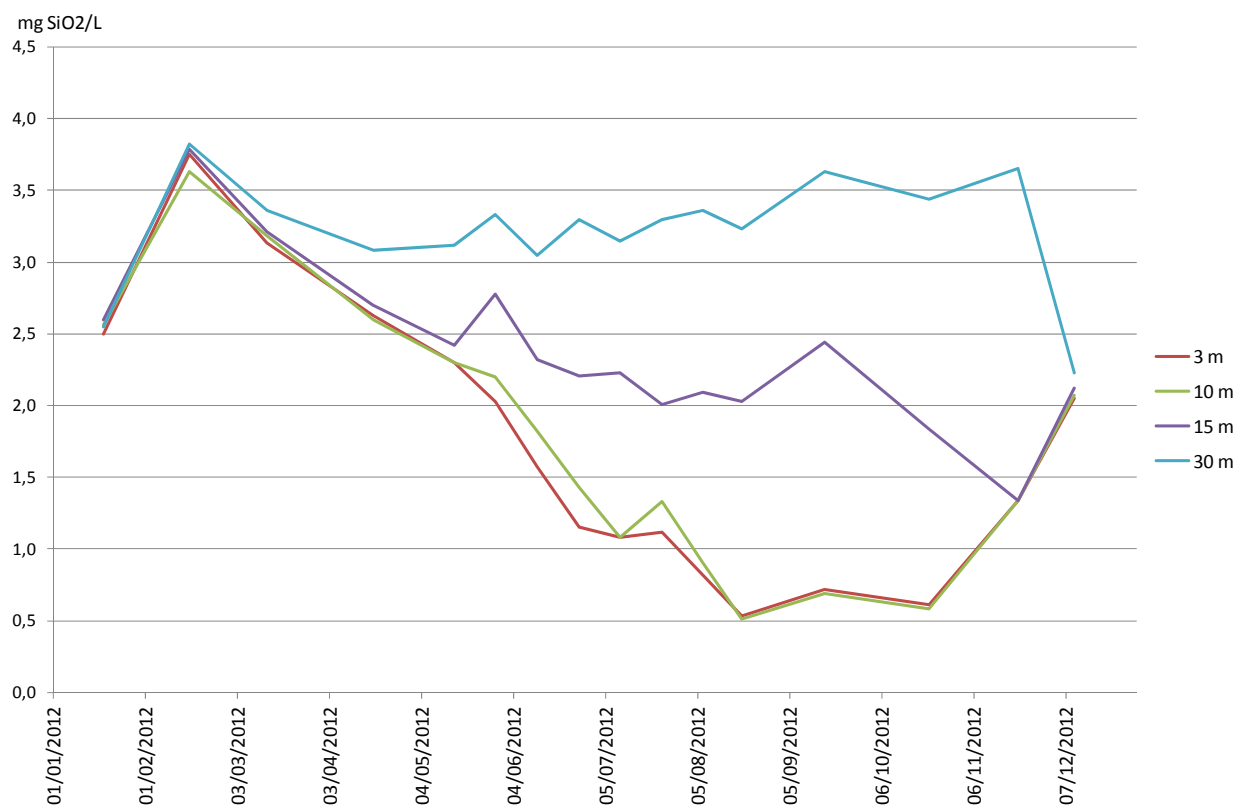


Figure I.27 : Évolution de la concentration en silice réactive en mgSiO₂/L aux profondeurs 3 m, 10 m, 15 m et 30 m dans le Grand Lac en 2012

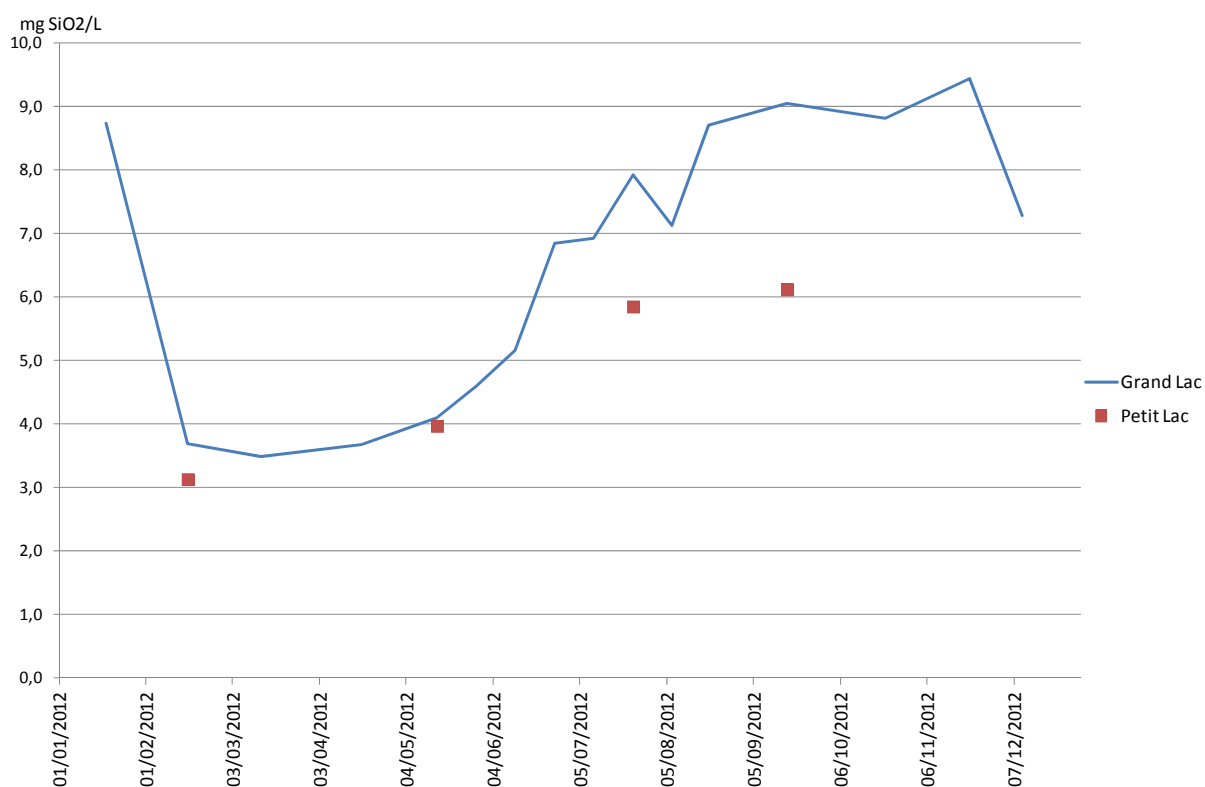


Figure I. 28 : Évolution de la concentration en silice réactive (mgSiO₂/L) au fond du Grand Lac et du Petit Lac en 2012

I.11. STOCKS EN CATIONS (Ca, Mg, Na, K) ET EN ANIONS (Cl, SO₄)

A partir de l'année 2003, les stocks des ions majeurs (calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorure, sulfate) sont calculés à partir de campagnes d'analyses complètes. Les résultats pour la chronique sont représentés sur le tableau I.6.

Ces ions sont répartis de façon homogène le long de la colonne d'eau, mis à part le calcium durant les phases de photosynthèse (ce dernier est en effet en plus faible concentration en surface car il précipite sous forme de calcaire (Tableau I.6.)).

Depuis le début des mesures de ces ions majeurs, les concentrations des ions calcium, magnésium, potassium n'évoluent pas de manière significative (Figure I.29). Des tendances à l'augmentation des teneurs en chlorure et sodium sont détectables. La concentration en chlorure passe de 3,8 mg/L en 2003 à 5,2 mg/L en 2012.

Une augmentation du stock de chlorure a été précédemment constatée dans le lac Léman (passant de 2,7mg/L en 1971 à 9,1mg/l en 2010) avec une augmentation quasi linéaire de 2% par an. Dans le cas d'Annecy les valeurs mesurées sont moindres, mais

la dynamique d'accroissement (bien que non linéaire) est relativement comparable à celle observée sur le lac Léman (en termes de % d'augmentation). Les analyses visant à déterminer les origines de cette pollution par le chlorure dans le Léman ont montré (en 2001) que les deux sources principales sont l'industrie (50% des apports) et les sels de déneigement (environ 20% des apports). Cette étude menée par Gumy & de Alencastro (2001) indiquait également que les valeurs observées dans le Léman sont très inférieures aux valeurs toxiques citées dans la littérature. Les valeurs de concentration en chlorure actuellement mesurées sur le Lac d'Annecy ne présentent donc pas de risque de toxicité pour les espèces aquatiques.

Tableau I. 6 : Stocks des cations et anions majeurs de 2003 à 2011

		Ca	Mg	Na	K	Cl	SO ₄
2003	Stock GL en tonnes	53065	4624	2881	730	4288	7882
	Stock GL en mg/L	47,07	4,01	2,56	0,65	3,80	6,99
2004	Stock GL en tonnes	53453	4509	2841	850	4466	8050
	Stock GL en mg/L	47,41	4,00	2,52	0,75	3,96	7,14
2005	Stock GL en tonnes	51619	4637	2985	806	4975	8276
	Stock GL en mg/L	45,78	4,11	2,65	0,72	4,41	7,34
2006	Stock GL en tonnes	53467	4618	3289	891	5192	8218
	Stock GL en mg/L	47,42	4,10	2,92	0,79	4,60	7,29
2007	Stock GL en tonnes	56021	3976	3208	818	5081	8090
	Stock GL en mg/L	49,69	3,53	2,85	0,73	4,51	7,18
2008	Stock GL en tonnes	58933	4506	3383	846	5235	8685
	Stock GL en mg/L	52,27	4,00	3,00	0,75	4,64	7,70
2009	Stock GL en tonnes	55353	4279	3494	950	5234	8466
	Stock GL en mg/L	49,10	3,80	3,10	0,84	4,64	7,51
2010	Stock GL en tonnes	57065	4449	3700	872	5796	8429
	Stock GL en mg/L	50,60	3,95	3,28	0,77	5,14	7,47
2011	Stock GL en tonnes	52391	4382	3553	853	5771	8072
	Stock GL en mg/L	46,45	3,89	3,15	0,76	5,12	7,16
2012	Stock GL en tonnes	55086	4455	3830	869	5800	7394
	Stock GL en mg/L	48,88	3,95	3,40	0,77	5,15	6,56

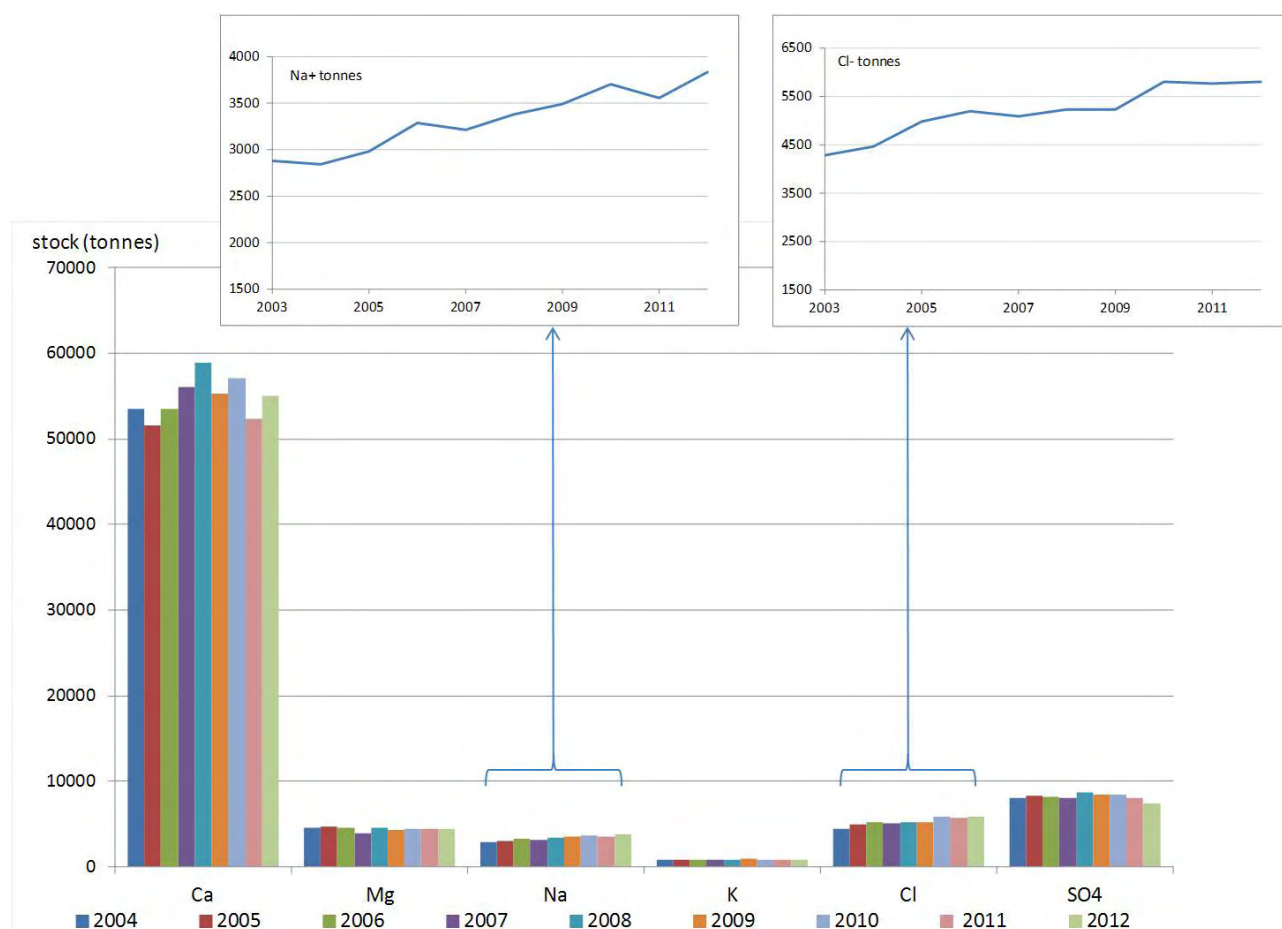


Figure I. 29 : Évolution interannuelle des stocks de calcium, magnésium, sodium, potassium, chlorure et sulfate de 2003 à 2012 dans la Grand Lac. Zoom sur la dynamique des teneurs en chlorure et en sodium (2 encarts supérieurs)

I.12. CONCLUSION RELATIVE AUX PARAMETRES PHYSICO-CHIMIQUES

Au cours de l'hiver 2011-2012, l'homogénéisation thermique de la colonne d'eau a permis un brassage complet comme cela est classiquement observé pour le Lac d'Annecy. Le fond du lac a été bien ré-oxygéné et les nutriments ont été redistribués à partir de l'hypolimnion. Cependant le stock en phosphore remis à disposition est toujours faible et il limite majoritairement l'activité phytoplanctonique. La reprise de l'activité phytoplanctonique est détectable rapidement après le brassage, en mars. L'azote nitrique, comme les formes d'orthophosphate, sont consommés à partir de ce moment jusqu'à atteindre des concentrations très faibles (dans zone épilimnique en particulier). Au fond du lac, la désoxygénation s'opère à partir du mois de mai. Cette désoxygénation devient importante au niveau du fond en fin d'année. Elle entraîne un

relargage de phosphore total, il s'agit toutefois de concentrations en phosphore qui restent modérées au regard des teneurs quantifiées au cours des dernières années.

Les valeurs de transparence et de teneurs en éléments nutritifs (nitrates, orthophosphates) permettent de souligner le caractère oligotrophe du lac, et le très bon niveau de qualité des eaux au regard des critères classiques de l'évaluation des eaux continentales (norme DCE).

Les stocks en ions majeurs du lac restent globalement constants (en lien avec la stabilité géochimique des apports du bassin versant) ; toutefois une tendance à l'augmentation des teneurs en chlorure (et sodium) est confirmée en 2012 (chronique 2003-2012). Ces dynamiques d'augmentation des teneurs en chlorure sont observées dans de nombreux lacs (e.g. Lac de Constance, Müller & Gachter 2012). Les valeurs de concentrations atteintes pour ces ions dans le Lac d'Annecy ne présentent pas de risque écologique.

Pour compléter ce résumé il est utile de rappeler la tendance observée au cours de la chronique, concernant l'enfoncement de la thermocline, marquant un épilimnion plus épais et plus stable. Une compilation des données historiques disponibles sur le lac d'Annecy (concernant la température de la masse d'eau) n'a pas permis d'allonger en deçà de l'année 1990 le graphique d'évolution de la profondeur de la thermocline (avant 1990, les données acquises sont incomplètes sur le profil vertical de la colonne d'eau, et il est difficile de définir la couche d'eau à 14°C avec une précision suffisante). En ce qui concerne la température des eaux du fond (Figure IV.2, § conclusion générale) ou la température des eaux du lac au moment du brassage (Figure I.30), il est par contre possible d'obtenir à partir des données historiques une vision à plus long terme. Alors que l'effet du réchauffement apparaît nettement sur l'enfoncement de la thermocline, l'évolution des températures au moment du brassage ne présentent pas de tendance aussi évidente.

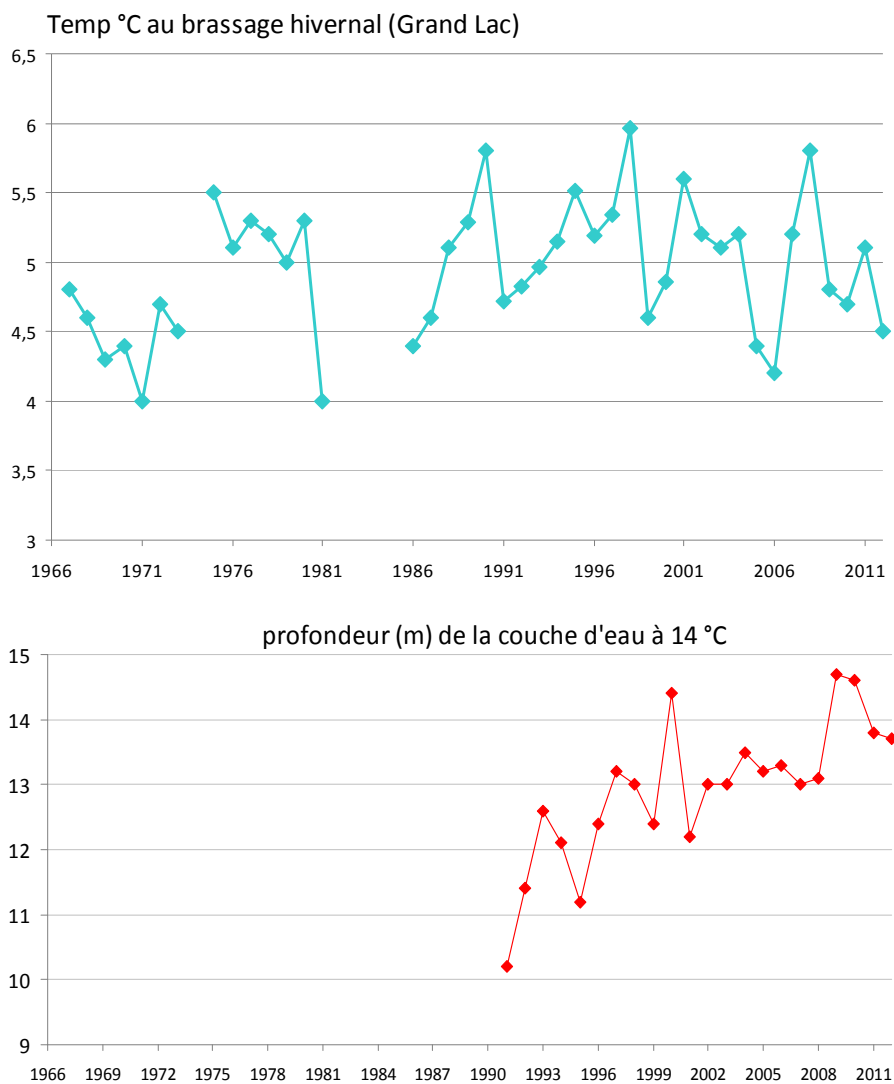


Figure I. 30 : Évolution interannuelle de la profondeur de la couche d'eau à 14°C. et évolution des températures au moment du brassage hivernal, dans le Grand Lac (chronique 1966-2012).

CHAPITRE II

ETUDES DES COMPARTIMENTS PLANCTONIQUES

II.1. METHODES D'ETUDE DU PLANCTON

II.1.1. PHYTOPLANCTON : ASPECTS METHODOLOGIQUES

En 2012, 16 campagnes de prélèvements ont été effectuées dans le Grand Lac d'Annecy et 4 campagnes dans le Petit Lac. Les méthodes d'échantillonnages et de dénombrements du phytoplancton n'ont pas été modifiées. Les échantillons d'eau brute ont été prélevés dans la couche 0-18 m avec un appareil intégrateur (Brevet INRA, (Pelletier & Orand, 1978)) (photo 1). Après la récolte, les échantillons sont immédiatement fixés au lugol, réactif iodo-ioduré qui assure la conservation du phytoplancton et colore l'amidon des cellules, ce qui rend leur identification plus aisée.



Photo 1 : Appareil intégrateur

Les échantillons d'eau brute fixés au lugol sont préparés selon la technique d'Utermöhl, méthode normalisée au niveau français et européen (Norme NF EN 15204,

(Afnor, 2006)). Un sous-échantillon de 25 à 50 ml est versé dans un cylindre surmontant une chambre de sédimentation et il est laissé à sédimenter pendant 24 heures à l'abri de la lumière (le lugol se dégrade à la lumière et perd son effet conservateur) et de la chaleur. Ce laps de temps permet aux algues de sédimenter au fond de la cuvette. Puis, on glisse la partie cylindrique sur le côté de la chambre pour la remplacer par une lamelle de couverture en verre. Enfin, la lame est déposée délicatement sur un microscope inversé ZEISS AXIOVERT 135 afin de procéder à l'examen qualitatif et quantitatif du phytoplancton.

Les abondances sont exprimées en nombre de cellules algales ou de colonies par millilitre d'eau brute, puis transformées en biomasse (poids frais en $\mu\text{g/L}$). Les moyennes annuelles présentées dans les divers tableaux correspondent à des moyennes arithmétiques de tous les prélèvements effectués dans l'année. Le détail des modes opératoires est donné dans Druart & Rimet (2008).

II.1.2. ZOOPLANCTON : ASPECTS METHODOLOGIQUES

L'échantillonnage s'effectue à l'aide d'un filet de maille de 200 μm lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. L'effort d'échantillonnage du Lac d'Annecy a été réduit depuis 2010 : la fréquence de suivi du Grand Lac n'a pas été affectée, avec au minimum un échantillonnage mensuel. Le suivi sur le Petit Lac a lui été restreint à 4 échantillons par an (mars, mai, juillet et septembre), les résultats des comptages 2012 sur le Petit Lac ne seront analysés qu'en termes de variabilité inter-annuelle.

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

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

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

Où: $N_{\text{ind.ss.ech}}$ est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon, $Vol_{\text{ech.total}}$ est le volume de l'échantillon total ajusté (en ml), $Vol_{\text{ss.ech}}$ est le volume du sous-échantillon (en ml), $H_{\text{filtrée}}$ est la hauteur de colonne d'eau filtrée, ou profondeur du prélèvement (50 m) et $V_{\text{filtré}}$ le volume filtré par le filet (4,81 m³).

II.2. LE PHYTOPLANCTON

II.2.1. EVOLUTION SAISONNIERE DE L'ANNEE 2012

II.2.1.1. Evolution des classes d'algues

Les figures II.1 et II.2 présentent les évolutions saisonnières des principales classes algales (*sensu* Bourrelly 1972, 1981, 1985) pour l'année 2012 dans le Grand et le Petit Lac d'Annecy.

Dans le Grand Lac, plusieurs phases peuvent être individualisées pour l'année 2012 :

- Une phase hivernale (18 janvier au 16 février) au cours de laquelle la biomasse phytoplanctonique est relativement faible. Ce sont alors les Diatomées centriques qui dominent l'assemblage phytoplanctonique.
- Une phase printanière (13 mars au 15 mai) durant laquelle la biomasse augmente graduellement jusqu'au 15 mai. Ce sont les diatomées qui continuent à dominer le compartiment phytoplanctonique, mais la proportion des Chrysophycées augmente également, et les Chlorophycées représentent une part non négligeable de l'assemblage. Ces Chlorophycées ainsi que les Chrysophycées et Diatomées bénéficient de la redistribution des nutriments du fond vers la surface suite au brassage du lac en février (vent et froid important).
- Fin mai (29 mai), ce sont essentiellement les Chlorophycées (préférentiellement broutées par le zooplancton) et les Chrysophycées qui voient leur biomasse diminuer notamment en lien avec la pression de prédation du zooplancton (cladocères).
- La phase estivale (16 juin au 20 août) est caractérisée par une biomasse dominée par les Diatomées, ainsi que les Chrysophycées et Chlorophycées qui

voient leur biomasse augmenter graduellement pendant cette saison. La biomasse des Chlorophycées est inhabituellement élevée en comparaison des années précédentes. A l'inverse, les cyanobactéries *Chroococcus* qui étaient retrouvées de manière significative l'année passée, sont en 2012 peu importantes en termes de biomasses estivales.

- Une phase automnale et hivernale (17 septembre au 10 décembre) au cours de laquelle la biomasse diminue graduellement et est dominée par les Chrysophycées et les Diatomées.

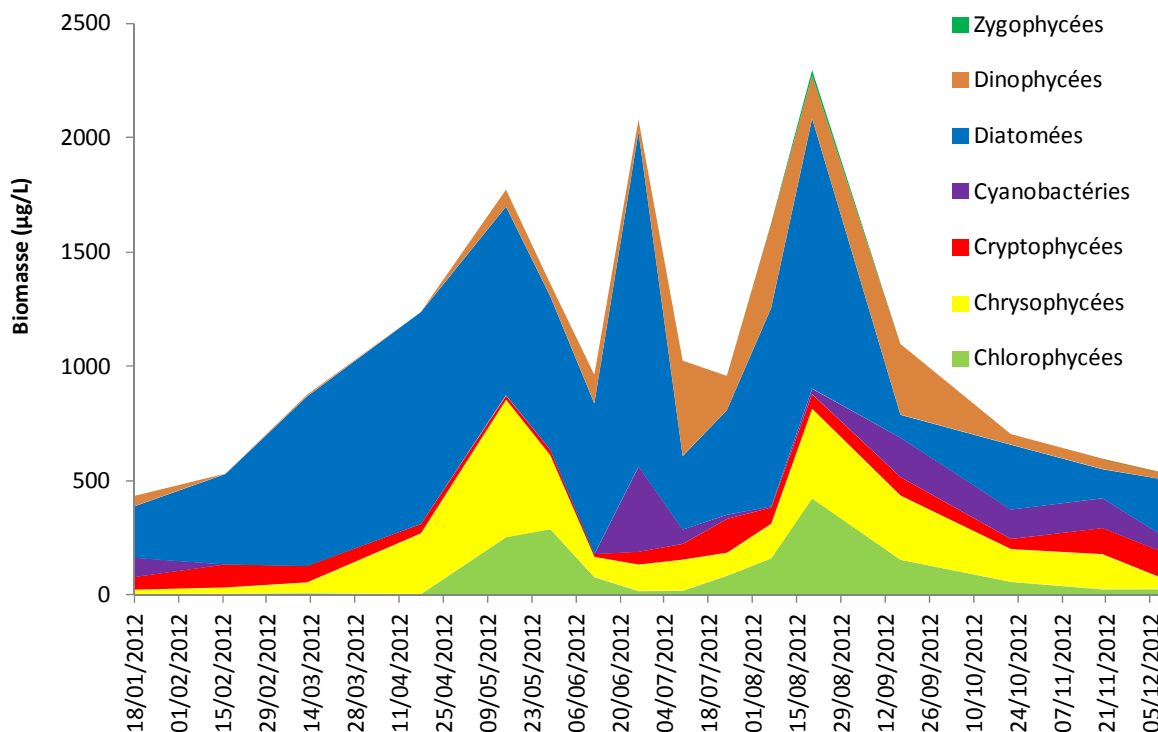


Figure II.1 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes phytoplanctoniques dans le Grand Lac en 2012.

Pour le Petit lac, on observe que la biomasse phytoplanctonique augmente et est largement dominée par les diatomées et les Chrysophycées jusqu'en mai. Puis ces deux classes algales vont voir leur proportion diminuer au profit des Chlorophycées et des Dinophycées. Dans le Petit Lac également, les Chlorophycées présentent des biomasses inhabituellement élevées par rapport aux années précédentes.

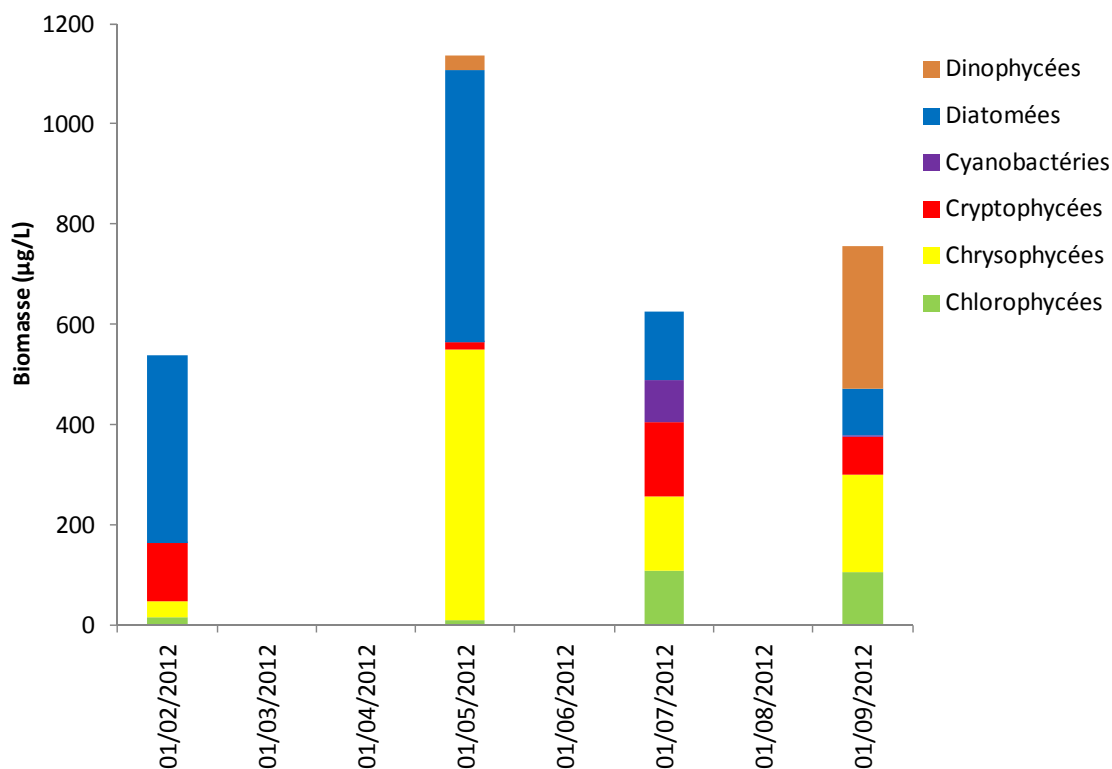


Figure II.2 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton par classes phytoplanctoniques dans le Petit Lac en 2012.

II.2.1.2. Evolution des espèces dominantes

Les figures II.3 et II.4 illustrent la dynamique des taxons dominant la biomasse du phytoplancton pour l'année 2012 pour le Grand et le Petit Lac (les 11 taxons présentant la plus forte biomasse annuelle sont représentés).

Pour le Grand Lac :

Pendant la phase hivernale de début d'année, c'est une diatomée pennée, *Fragilaria crotonensis*, qui domine le peuplement. Elle est accompagnée par *Cyclotella costei*, une petite diatomée centrique et *Rhodomonas minuta var. nannoplanctica* une Cryptophycée de petite taille. Ces deux dernières espèces présentent de faibles biomasses.

Pendant la phase printanière, le peuplement se diversifie, *Fragilaria crotonensis* voit sa biomasse diminuer au profit de diatomées centriques telles que *Cyclotella costei*, *C. kuetzingiana*. Ces diatomées centriques sont bien adaptées aux eaux brassées. Ce qui marque cette période, c'est la présence de *Scenedesmus acutus* (et *S. acuminatus*)

avec des biomasses importantes pour le lac d'Annecy. Il s'agit d'un taxon plutôt caractéristique de milieux eutrophes (Padisak et al., 2009).

Au cours du mois de mai, les Chlorophycées préférentiellement broutées par le zooplancton (en particulier cladocères) tendent à disparaître.

Pendant l'été le peuplement se diversifie, d'autres espèces de diatomées centriques vont apparaître (*Cyclotella ocellata*, *Puncticulata bodanica*, *P. radiosa*). En plus du genre *Scenedesmus*, d'autres Chlorophycées se développent également: *Oocystis rhomboidea*, *Sphaerocystis schroeteri*, *Chlamydomonas* sp.

Après l'été, les Chlorophycées voient leur biomasse diminuer. Elles laissent la place à différentes espèces de diatomées centriques et pennées ainsi qu'à des Chrysophycées.

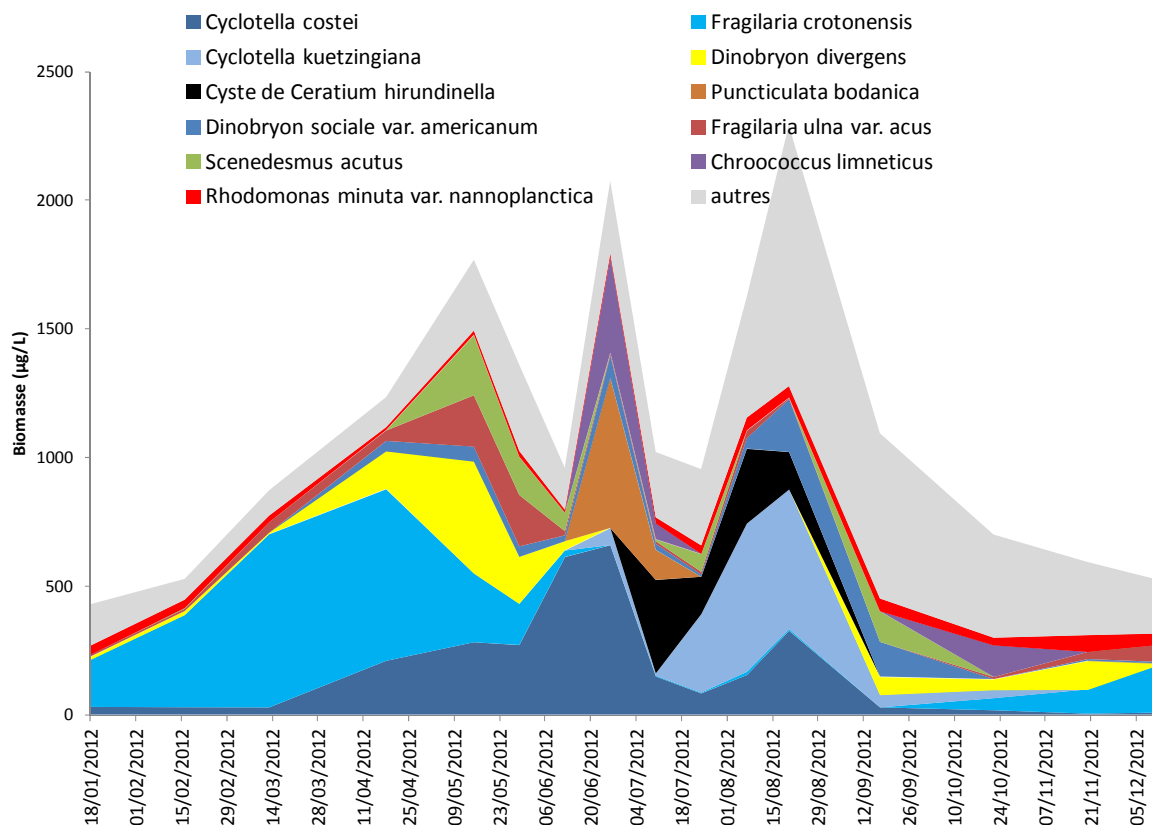


Figure II.3 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Grand Lac en 2012.

Pour le Petit Lac, la biomasse est dominée par *Fragilaria crotonensis* et *Dinobryon divergens* jusqu'au 15 mai. Ensuite le peuplement se diversifie avec des taxons tels que *Cyclotella costei* (diatomée centrique), *Ceratiium hirundinella*

(Dinophycée), *Rhodomonas minuta* var. *nannoplantica* (Cryptophycée), mais aussi quelques Chlorophycées comme *Scenedesmus acutus*.

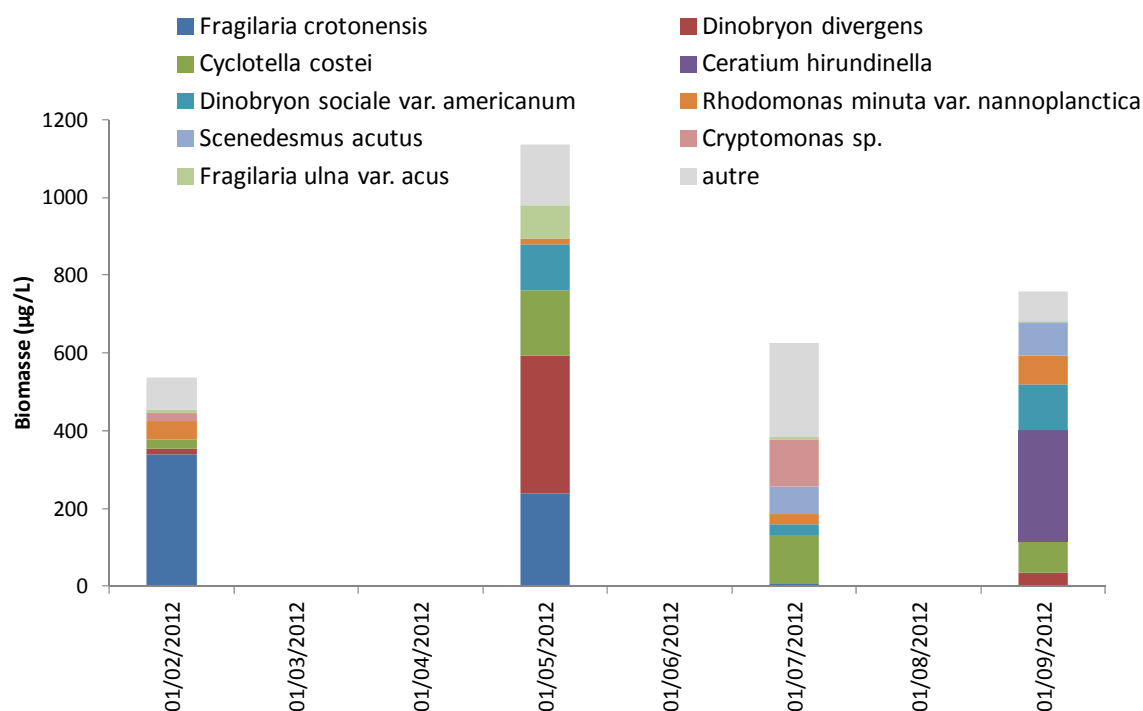


Figure II.4 : Variations saisonnières de la biomasse des principaux taxons du phytoplancton dans le Petit Lac en 2012.

II.2.1.3. Evolution du micro et nanophytoplancton

L'examen de la structure en taille du phytoplancton est intéressant en termes de fonctionnement trophique du milieu pélagique. En effet les milieux de bonne qualité (oligotrophes, oligo-mésotrophes) voient, en général, la proportion de phytoplancton de petite taille (nanophytoplancton i.e. <20µm, Sieburth et al 1978) augmenter. Ce nanophytoplancton est considéré comme plus adapté aux conditions nutritives contraintes (faibles teneurs en N et P) et il est par ailleurs très facilement consommable par le zooplancton (en raison d'une taille facilement ingérable par les filtres zooplanctoniques); le transfert trophique se fait de manière assez efficace par conséquent.

L'évolution du nano et microphytoplancton est présentée sur les figures II.5 et II.6 respectivement pour le Grand Lac et le Petit Lac.

Pour le Grand Lac, le peuplement est dominé par le microphytoplancton, sauf aux dates du 29/05 et 12/06. La tendance à une augmentation de la représentativité des espèces microphytoplanctoniques est donc confirmée en 2012. Parmi les taxa qui contribuent à faire augmenter la proportion de microphytoplancton, on recense *Fragillaria crotonensis* (taxa considéré comme plutôt thermophile), *Cyclotella kuetzingiana* (une diatomée centrique plus grande que *C. costei*) *Puncticulata bodanica* (diatomée centrique également) et *Dinobryon divergens* (espèce mixotrophe formant des logettes de grande taille).

Pour le Petit Lac, il apparaît que le microphytoplancton domine jusqu'au début de l'été, puis le rapport entre les deux classes s'équilibre.

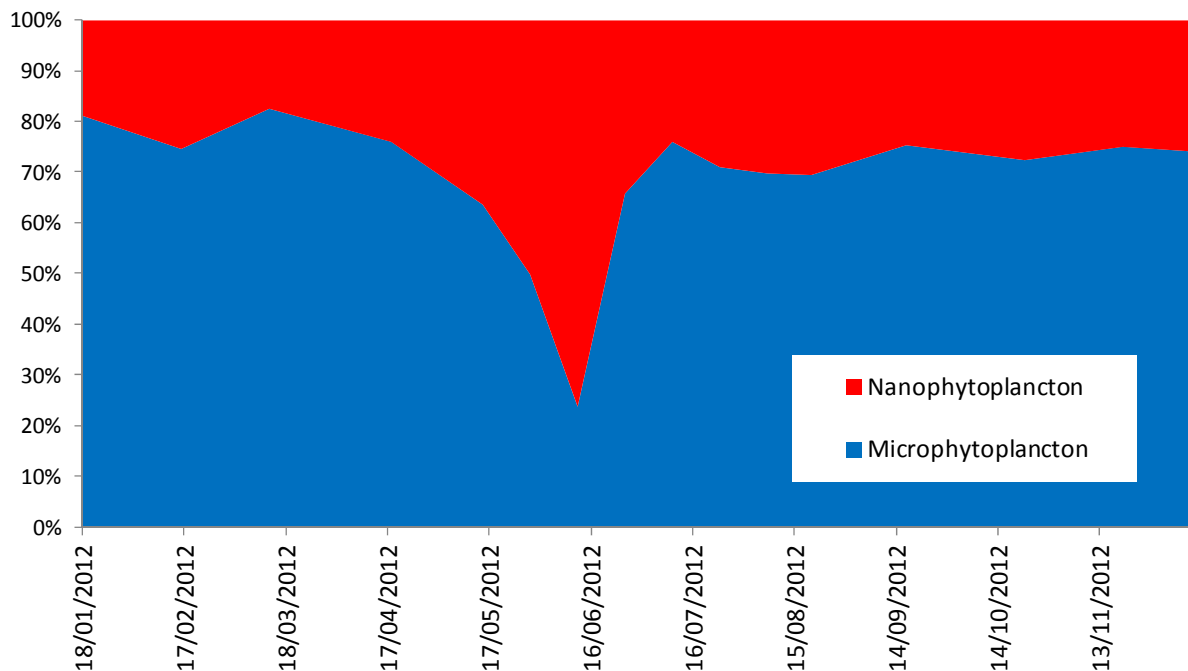


Figure II.5 : Evolution du nano et microphytoplancton dans le Grand Lac à partir des biomasses en $\mu\text{gC/L}$.

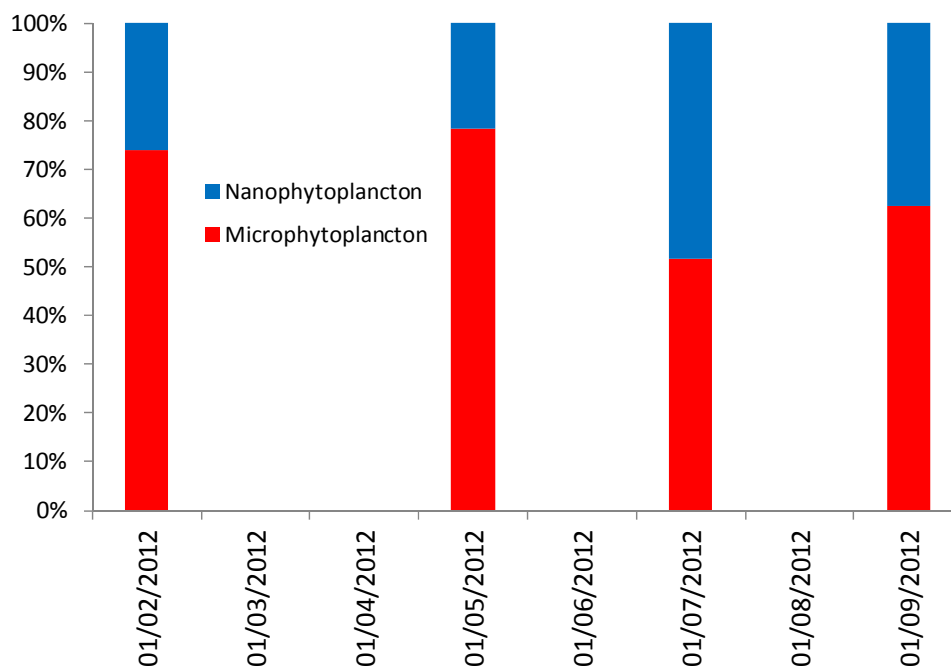


Figure II.6 : Evolution du nano et microphytoplankton dans le Petit Lac à partir des biomasses en $\mu\text{gC/L}$.

II.2.2. EVOLUTION INTERANNUELLE

On notera que la dynamique interannuelle pour le Petit Lac n'est pas représentée car, depuis l'année 2010, seuls 4 prélèvements contre 15 prélèvements pour les années précédentes sont réalisés: la comparaison pour la dynamique phytoplanktonique (composée de micro-organismes ayant des vitesses de croissance rapides) est délicate puisque l'effort d'échantillonnage (très espacé dans le temps) est très différent. D'autre part, lors des rapports précédents, il est apparu que l'évolution interannuelle du compartiment phytoplanktonique du Petit Lac suivait sensiblement celle du Grand Lac, notamment en termes de diversité, composition taxonomique et indice de Brettum.

II.2.2.1. Evolution des classes d'algues

La figure II.7 présente la dynamique des principales classes algales (selon Bourrelly) pour le Grand Lac.

Alors que les années 2008 à 2011 étaient marquées par des biomasses faibles (parmi les plus faibles de la chronique), l'année 2012 présente une biomasse supérieure à celles estimées de 2008 à 2011. De plus on note que la proportion en Chlorophycées est importante, avec l'apparition de taxons dits « eutrophes » (comme *Scenedesmus*), et des biomasses de Chlorophycées supérieures aux années précédentes.

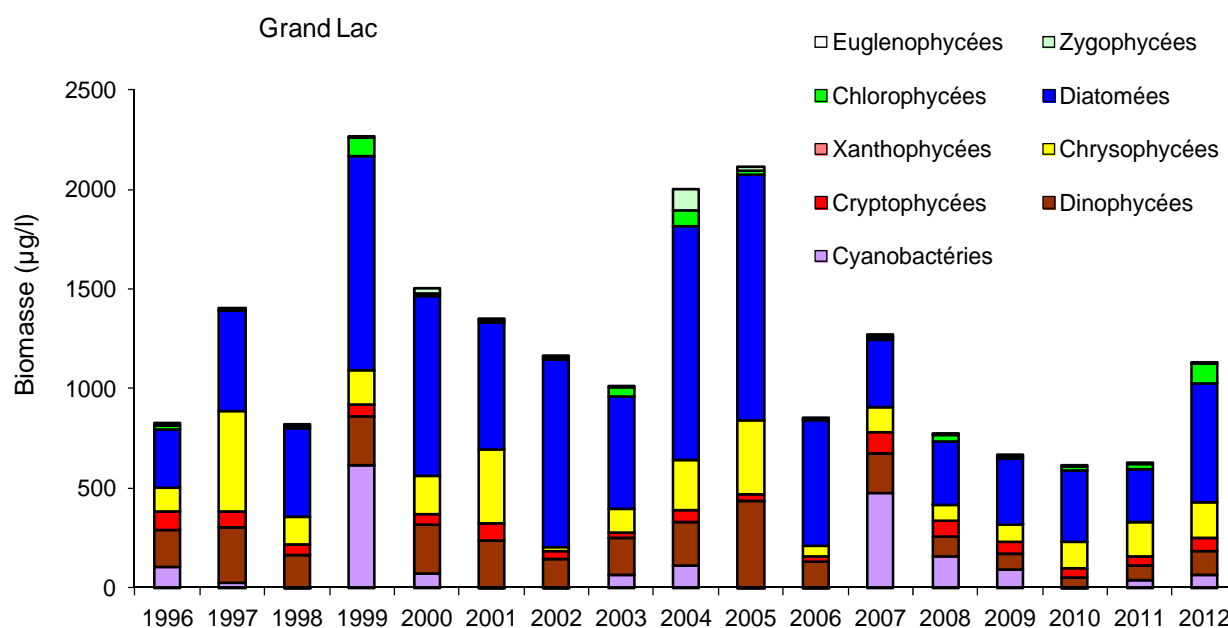


Figure II.7 : Evolution interannuelle des principales classes phytoplanctoniques dans le Grand Lac d'Annecy.

II.2.2.2. Evolution de la diversité

La figure II.8 présente l'évolution de la diversité (Indice de Shannon) pour le Grand Lac. L'estimation de cet indice de diversité peut être fait en considérant les valeurs d'indice obtenus chaque mois, et en les moyennant par année, ou, en considérant globalement les listes taxonomiques à l'échelle de l'année (cumul des échantillonnages mensuels). Ces modes de calculs donnent des valeurs différentes (Figure II.8), et ces différences ont entraîné par le passé des biais dans les comparaisons interannuelles (calcul de l'indice effectué à partir des valeurs mensuelles depuis 2008, mais effectué à partir des valeurs globales annuelles depuis 2008). Les données homogénéisées sont présentées ci après (Figure II.8) et montrent que quelque

soit le mode de calcul, il n'apparaît de tendance claire (au cours de la chronique 1996-2012) concernant les valeurs de l'indice de diversité de Shannon. La valeur moyenne des indices de diversité calculée pour le lac d'Annecy ne traduit pas de déséquilibre dans l'assemblage phytoplanctonique.

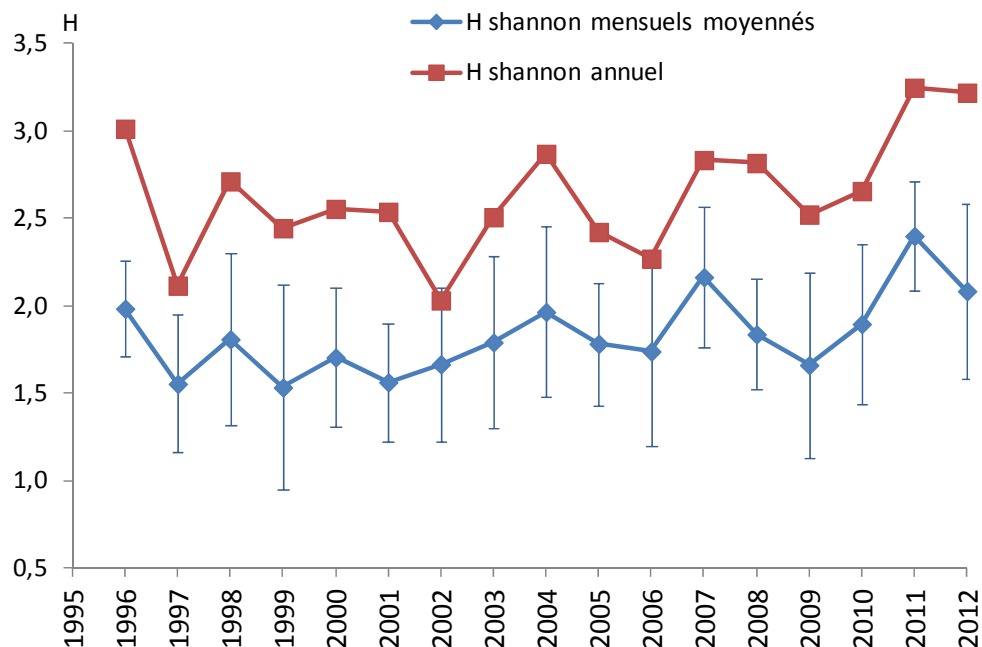


Figure II.8 : Evolution des valeurs de l'indice de Shannon (taxons phytoplanctoniques) dans le Grand Lac d'Annecy. Le calcul est effectué soit à partir des valeurs de l'indice estimé chaque mois (valeurs ensuite moyennées sur l'année avec écart-types associés) soit en considérant globalement les données de l'année.

II.2.2.3. Evolution des groupes fonctionnels

La dynamique interannuelle de certains groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002) est présentée sur la figure II.9 pour le Grand Lac (détail des groupes fonctionnels dans le dossier IV). Il s'agit des groupes présentant les cinétiques les plus intéressantes sur la chronique.

La caractéristique de l'année 2012 est la présence en quantité importante du groupe J, caractéristique des milieux plutôt eutrophes (*Scenedesmus spp.*, *Pediastrum spp.*), il s'agit essentiellement de Chlorophycées, leur présence ne peut pas être mise en lien avec des teneurs élevées en nutriments sur le lac d'Annecy, les teneurs en orthophosphate étant très faibles (on ne peut évoquer une augmentation des ressources en phosphore dans le lac, même si l'on dose seulement la fraction non

utilisée par le phytoplancton en considérant les orthophosphates). L'explication du développement de ces taxa (Chlorophycées) ne peut s'expliquer que de manière multifactorielle, notamment, on peut émettre l'hypothèse d'un effet de la température de la masse d'eau et de l'augmentation de la durée de la période de croissance de ces taxa (adaptés à des eaux plutôt plus chaudes en comparaison aux autres groupes phytoplanctoniques), de même des évolutions dans la composition du zooplancton herbivore pourraient être explorées.

Le groupe E rassemble des taxons mixotrophes, préférant les milieux oligotrophes, ce qui est cohérent avec l'état écologique du lac. Leur abondance augmente régulièrement de 2006 à 2011, toutefois, 2012 présente une proportion de ce groupe légèrement inférieure.

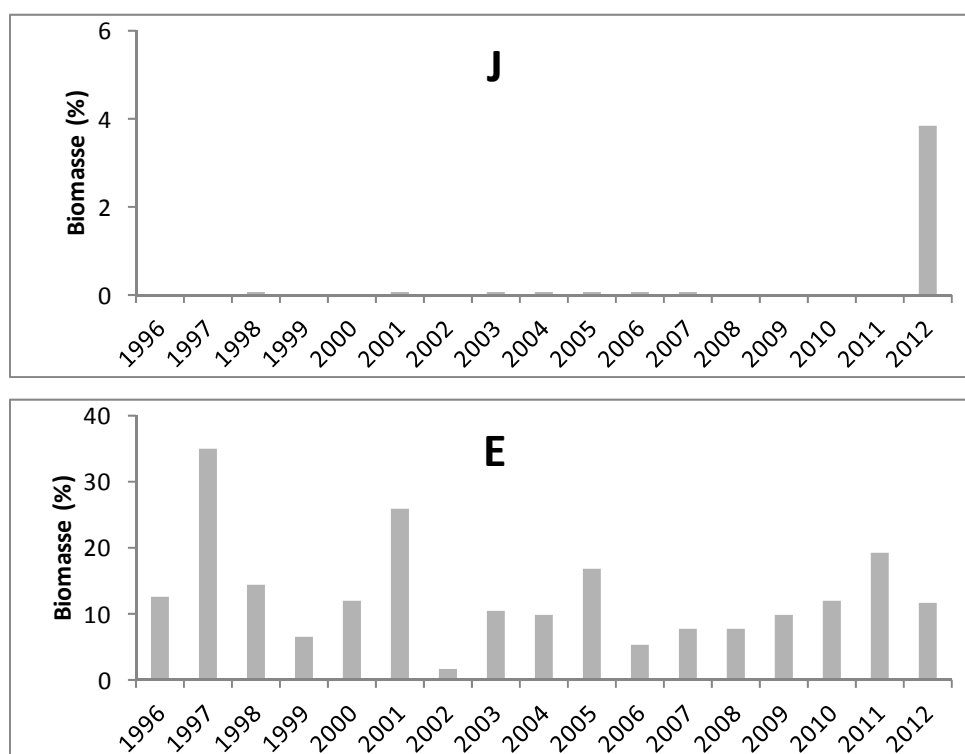


Figure II.9 : Evolution de la dynamique interannuelle des groupes fonctionnels J et E (groupes fonctionnels selon Reynolds et al., 2002) pour le Grand Lac.

II.2.2.4. Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum

Plusieurs indices basés sur la composition phytoplanctonique ont été développés par différents auteurs ces dernières années pour évaluer le niveau trophique des lacs. Ces différents indices ont fait l'objet de tests sur les trois grands lacs péri-alpins suivis

par l'INRA (Kaiblinger, 2008, Anneville & Kaiblinger, 2009), et c'est l'indice de Brettum (Brettum, 1989) modifié par Wolfram (Wolfram et al., 2007; Wolfram & Dokulil, 2007) qui a présenté les meilleurs résultats (meilleure discrimination du niveau trophique des différents lacs testés). Le dossier IV donne le détail du calcul de l'indice Brettum.

Cet indice donne pour 133 taxons leurs préférences par rapport à une concentration en phosphore total (PT). Plus cet indice est élevé plus le niveau trophique sera faible.

Les valeurs suivantes sont données par les auteurs :

Classe	Concentrations en PT	Niveau trophique
6	$\leq 5 \mu\text{g.L}^{-1}$	ultra-oligotrophe
5	$5-8 \mu\text{g.L}^{-1}$	oligotrophe
4	$8-15 \mu\text{g.L}^{-1}$	oligo-mésotrophe
3	$15-30 \mu\text{g.L}^{-1}$	méso/faiblement eutrophe
2	$30-60 \mu\text{g.L}^{-1}$	eutrophe
1	$>60 \mu\text{g.L}^{-1}$	hypereutrophe

La figure II.10 présente l'évolution pour le Grand Lac de cet indice. On observe une légère chute de l'indice en 2012. Ceci est lié à la présence de taxons de Chlorophycées et notamment plusieurs espèces de *Scenedesmus* (comme dit précédemment, indicateurs de milieux plutôt eutrophes). Leurs proportions sont nettement plus élevées que les années précédentes. Ceci fait donc chuter la valeur de l'indice (4,2). Toutefois cet indice reste dans le reflet d'une eau de type oligotrophe, et il n'y a pas de tendance significative sur la chronique 1996-2012.

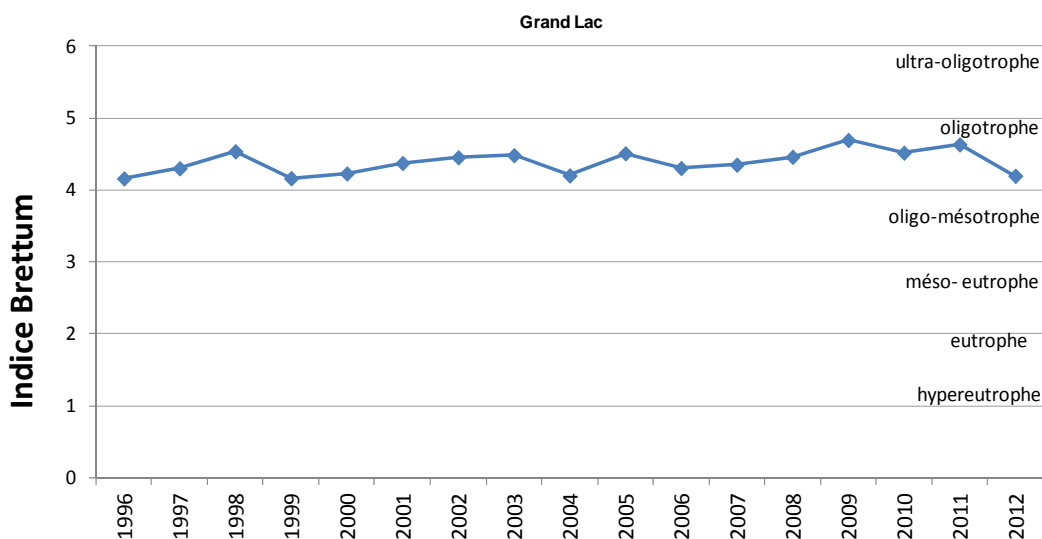


Figure II.10 : Evolution de l'indice de qualité phytoplancton Brettum pour le Grand Lac.

II.2.2.5. Evolution du micro et nanophytoplancton

La figure II.11 présente l'évolution du micro et du nanophytoplancton dans le Grand Lac.

Pour toute la période 1996-2007, le nanophytoplancton est dominant. A partir de 2008, la tendance semble s'inverser avec une augmentation de la part de la biomasse représentée par le microphytoplancton. L'année 2012 confirme cette tendance, le nanophytoplancton ne représente que 32% de la biomasse annuelle moyenne, il s'agit de la valeur la plus faible de toute la chronique. Des explications peuvent être recherchées dans la composition taxonomique associée à ce microphytoplancton, on note en particulier la présence d'espèces ayant des préférences thermophiles, qui pourraient être influencées par les conditions thermiques de ces dernières années (voir conclusions § II.2.3).

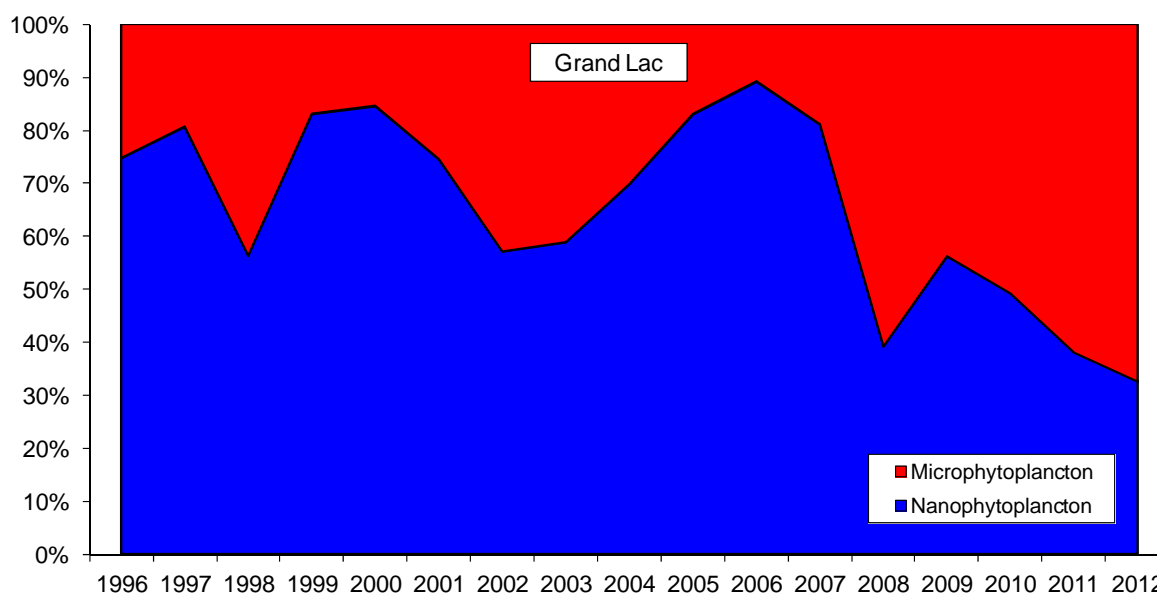


Figure II.11 : Evolution de la biomasse moyenne annuelle des compartiments micro et nanophytoplanctoniques pour le Grand Lac.

II.2.2.6. Contribution du picoplancton (<3µm)

Les dénombrements classiques du phytoplancton effectués dans le cadre du suivi de qualité des eaux ne permettent pas de quantifier la part des espèces de très petite taille (picoplancton) qui incluent notamment des picocyanobactéries. Ces

dernières sont des espèces de taille $<3 \mu\text{m}$, a priori non toxiques, qui possèdent des avantages compétitifs sur les plus grosses cellules (utilisation des ressources et de la lumière). Les picocyanobactéries sont connues pour être prédominantes dans les écosystèmes pauvres en nutriments, et elles participent significativement, au moins à certains moments et en zone épilimnique, à la production primaire totale, et donc au soutien de la production secondaire (zooplanctonique) (Callieri 2007).

Depuis 2003, dans le cadre d'études menées par l'INRA de Thonon-les-Bains (S. Jacquet), un suivi de l'abondance de ce compartiment picophytoplanctonique est effectué (estimation d'abondance par cytométrie en flux ; e.g. Personnic et al 2009).

Afin d'illustrer la part importante prise par ces communautés phytoplanctoniques de petites tailles dans l'assemblage phytoplanctonique, ces données sont proposées pour la première fois dans le rapport de suivi du lac d'Annecy. Depuis 2003 (inclus), les abondances picocyanobactériennes ont été estimées aux profondeurs 3, 10, 15, 20, 30 et 45 m dans le Grand Lac, et, en 2012, la mesure de leur concentration a également été effectuée sur l'échantillon d'eau intégrée 0-18 m utilisée pour l'analyse du phytoplancton. Ci-après sont présentées les données d'abondances (abondances moyennes pour la strate 3-20m) ainsi que les estimations concernant les biomasses relatives du pico-, nano- et microphytoplancton (Figures II.12 & II.13).

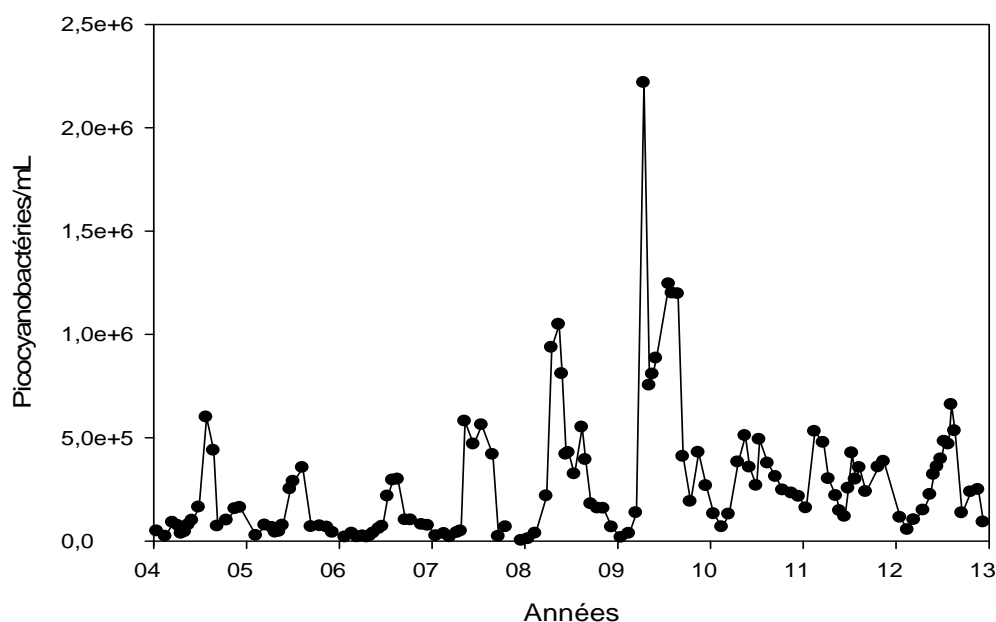


Fig. II.12 Evolution des abondances (moyennes entre 3-20 m) entre 2004 et 2012

Les concentrations annuelles moyennes des picocyanobactéries sur la zone 3-20 m dépassent régulièrement les 10^5 cellules/mL. Ces fortes valeurs sont toujours

enregistrées sur la période printemps-été, les concentrations maximales étant généralement observées en juillet-août.

Sur la période 2003 à 2012, la proportion (en termes de biomasse) du picophytoplancton (représenté donc ici par les picocyanobactéries) fluctue entre 2,5 et 43,2% révélant de fortes disparités entre années mais également l'importance quantitative des picocyanobactéries dans le lac d'Annecy par rapport aux autres formes phytoplanctoniques. Cette proportion peut occasionnellement être équivalente à celle des formes nano- et microphytoplanctoniques à certaines périodes de l'année, en particulier au début du printemps et au milieu de l'été.

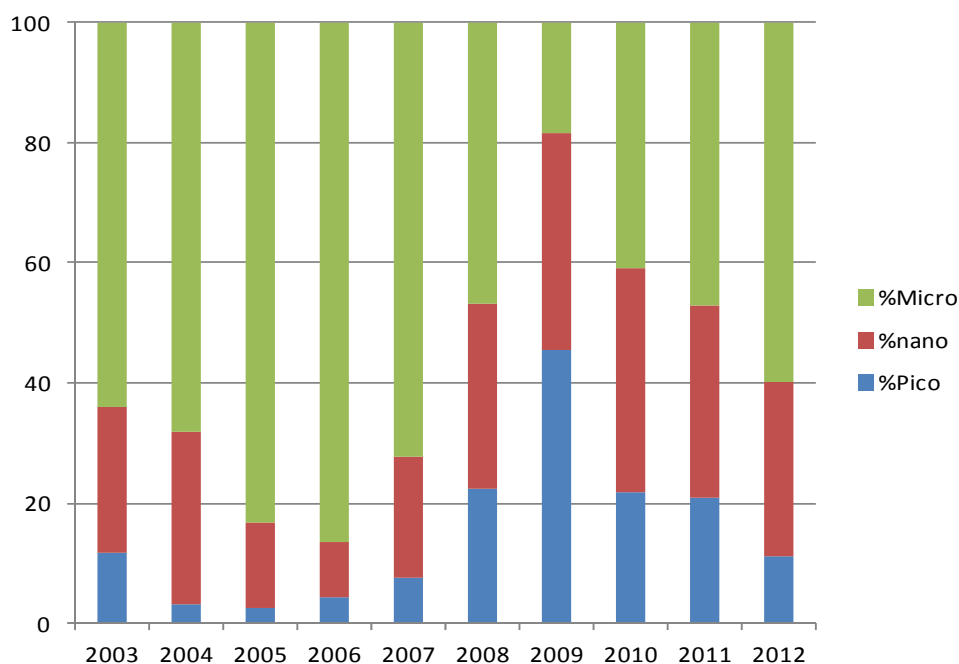


Fig.II.13 Evolution de la proportion en biomasse des compartiments pico-, nano- et microphytoplanctoniques dans le lac d'Annecy depuis 2003

La comparaison entre le lac d'Annecy et le lac du Bourget (pour ce compartiment picophytoplanctonique) permet d'appuyer l'hypothèse d'augmentation de la proportion du picoplancton avec l'appauvrissement en nutriments (réoligotrophisation du lac du Bourget). La proportion de picocyanobactéries bien qu'augmentant avec la réoligotrophisation dans le Lac du Bourget, demeure toutefois très inférieure à celle trouvée dans le lac oligotrophe d'Annecy. Sur le lac d'Annecy, les picocyanobactéries présentent des concentrations sur la chronique 2003-2012 deux fois supérieures en moyenne annuelle à celles mesurées sur le Lac du Bourget ; en périodes hivernale et printanière ces densités peuvent être 7 à 10 fois supérieures à celles enregistrées au lac du Bourget (Personnic et al 2009).

Au sein des lacs péri-alpins, l'importance relative des picocyanobactéries par rapport à l'ensemble du phytoplancton semble augmenter avec les écosystèmes en ré-oligotrophisation. Ces picocyanobactéries peuvent s'organiser en formes coloniales (quelques cellules) ; ces formes coloniales (consommables par le zooplancton) semblent être prépondérantes dans les milieux oligotrophes (e.g. Annecy) comparativement aux milieux oligo-mésotrophes (e.g. Bourget et Léman, Cellamare). En période hivernale, la prépondérance des picocyanobactéries semble beaucoup plus marquée dans les systèmes oligotrophes qu'oligo-mésotrophes.

La communauté picophytoplanctonique, particulièrement les picocyanobactéries, peut donc être une source de carbone importante pour les maillons trophiques supérieurs, notamment dans le lac oligotrophe d'Annecy.

II.2.3. CONCLUSIONS RELATIVES AU COMPARTIMENT PHYTOPLANCTONIQUE

L'évolution saisonnière du phytoplancton pour l'année 2012

Pour le Grand Lac, la dynamique saisonnière peut être résumée de cette façon :

- Une phase hivernale (18 janvier-16 février) largement dominée par des diatomées pennées et dans une moindre mesure des diatomées centriques.
- Une phase printanière (13 mars-16 mai), qui voit la biomasse phytoplanctonique augmenter jusqu'au 15 mai. Les diatomées et les Chrysophycées présentent la majeure partie de la biomasse. On note par ailleurs une biomasse non négligeable de plusieurs espèces de Chlorophycées (*Scenedesmus* spp.) généralement indicatrices de milieux plus eutrophes. Leur présence peut également être reliée à des conditions thermiques favorables.
- A la fin du mois de mai, la pression de broutage du zooplancton (Daphnies notamment) contribue à la baisse de la biomasse phytoplanctonique.
- Une période estivale (16 juin-20 août), dominée par les diatomées et les Chrysophycées, et une biomasse des Chlorophycées relativement importante en comparaison des années précédentes.
- Une phase automnale et hivernale (17 septembre-10 décembre) marquée par une diminution de biomasse et la présence dominante de diatomées et Chrysophycées.

Le Petit Lac a été prélevé 4 fois dans l'année ; on observe une biomasse dominée par des diatomées pennées (*Fragilaria crotonensis*) et des Chrysophycées (*Dinobryon divergens*) en début d'année (jusqu'au 15 mai). Ensuite le peuplement se diversifie.

La présence de *Fragilaria crotonensis* est associée à des conditions de température plutôt élevée (espèce thermophile décrite comme étant favorisée dans un contexte de réchauffement des masses d'eau (Rimet et al. 2009).

L'évolution interannuelle

Pour le Grand Lac, l'année 2012 présente une biomasse plus élevée que les années précédentes (2008-2011). La proportion de Chlorophycées est également plus importante ; il s'agit de taxons généralement considérés comme électifs de milieux eutrophes, or leur présence ne peut être mise en lien avec des teneurs élevées en nutriments, même s'il est admis que l'on ne dose que les nutriments non consommés et que les cinétiques de consommation des nutriments très rapides peuvent masquer une partie de la ressource nutritive utilisée dans le milieu.

La présence de ces taxons explique la baisse de la valeur de l'indice Brettum en 2012 par rapport aux trois années précédentes.

Leur développement peut s'inscrire simplement dans une variabilité interannuelle (à l'image du développement ponctuel, certaines années, de cyanobactéries). En effet, aux côtés de taxons de milieux typiquement oligotrophes, on observe au cours de ces dernières années la présence des Chlorophycées ou Cyanobactéries qui bénéficient probablement de conditions environnementales, et en particulier thermiques, assez favorables.

Certaines modifications semblent s'inscrire dans une tendance assez claire, à l'exemple de l'accroissement de la proportion du microphytoplancton (avec cette année par exemple l'importance de *Fragilaria crotonensis* considérée comme thermophile). Là encore, les changements dans l'intensité et la durée de la stratification thermique du lac pourraient être impliqués. Les modifications de structure en taille (nano *versus* micro phytoplancton) s'opèrent de manière concomitante avec l'enfoncement de la thermocline (résultat d'une stratification plus marquée et stable) (Figure II.14). Les liens de cause à effet pour ce genre de données à moyen terme (quelques années) doivent toutefois être manipulés avec beaucoup de prudence, d'autres facteurs de régulation s'appliquant également sur le compartiment phytoplanctonique.

Il est intéressant de souligner que les effets du réchauffement des masses d'eau sont plus généralement associés à des diminutions en taille des espèces, or, ce n'est pas le cas sur la dynamique phytoplanctonique du lac d'Annecy au vu des données acquises dans le cadre de ce suivi.

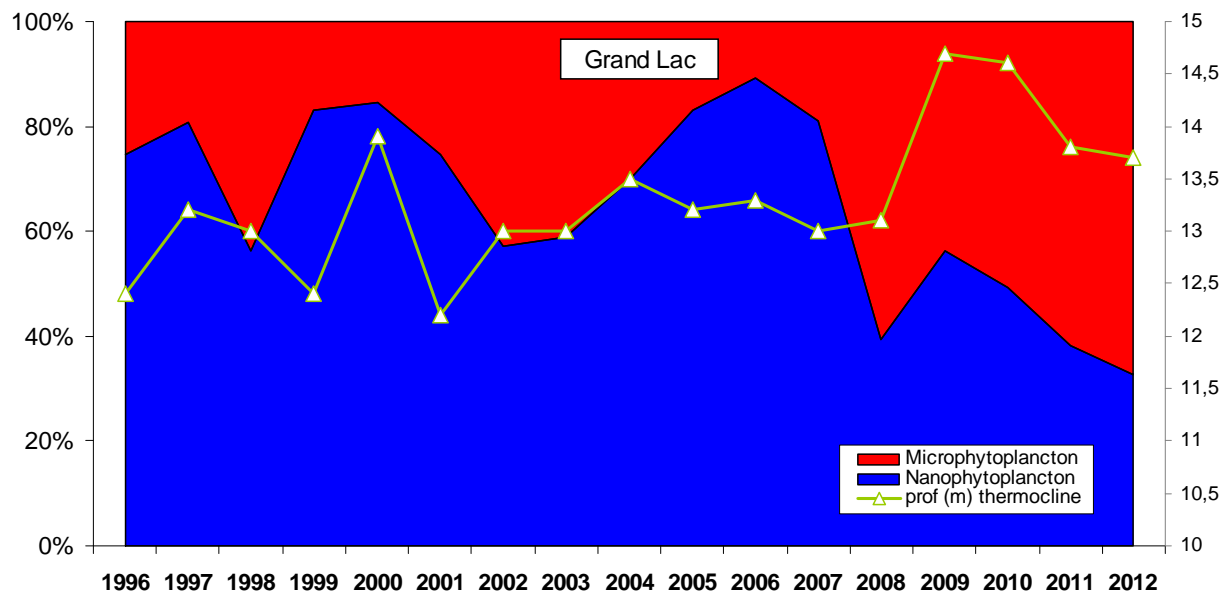


Figure II.14 : confrontation de l'évolution de la structure en taille du phytoplancton, et de l'enfoncement de la thermocline.

II.3. LE ZOOPLANCTON

II.3.1. EVOLUTION A LONG TERME DE LA COMPOSITION DE LA COMMUNAUTE ZOOPLANCTONIQUE

L'abondance moyenne annuelle des crustacés en 2012 a atteint $250\,000\text{ ind.m}^{-2}$ dans les Grand et Petit lacs, valeurs proches des minima du début des années 2000 (Figure II.15). Les abondances moyennes annuelles des crustacés, ainsi que des deux groupes prédominants (Cladocères et Cyclopidés), fluctuent sur la série 1995-2012, sans tendance évidente. Ces fluctuations n'ont pu être corrélées ni à la biomasse totale de phytoplancton, ni à celles de certaines classes spécifiques et résultent probablement d'interactions plus complexes entre contrôles par la ressource alimentaire et par la prédation, ainsi que par l'environnement thermique (Alric et al, revised). Au contraire, les calanides représentent le seul taxon pour lequel une tendance temporelle nette avait

été observée depuis la reprise du suivi. Entre 1995-2001 et 2008-2009, les abondances de Calanides avaient été multipliées par 50-60 (Figure II.13). L'année 2010 avait été la 1^{ère} année (depuis le début du suivi) pour laquelle une diminution significative des abondances des calanides avait été observée (-40% par rapport à 2009), et ce dans les deux bassins. Cette tendance à la diminution des effectifs avait été mise en relation avec la diminution de la biomasse moyenne annuelle des Cryptophycées (Rapport SILA 2011). En 2011 et 2012 toutefois, cette relation n'est que partiellement confirmée. Les biomasses moyennes annuelles de Cryptophycées ont sensiblement augmenté dans le Grand Lac, alors que les effectifs de Calanides ont continué de décroître. Les facteurs de régulation des effectifs de Calanides semblent donc plus complexes. Une tendance similaire est observée pour l'espèce Calanide (*E. gracilis*) présente au lac du Bourget.

Ces fluctuations d'abondances s'accompagnent de changement dans la composition relative de la communauté crustacéenne (Figure II.16).

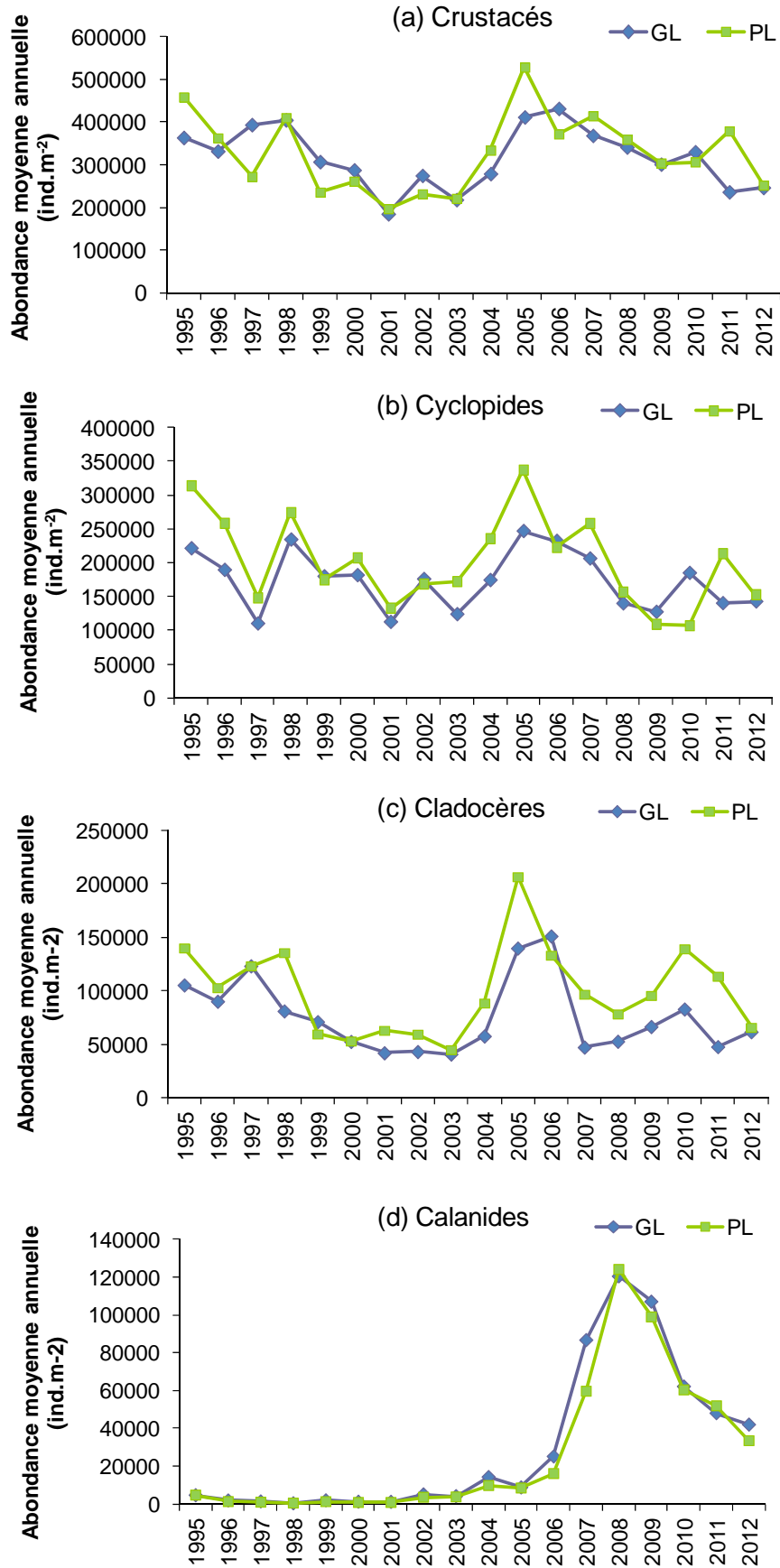


Figure II.15 Evolution de l'abondance des microcrustacés dans le Lac d'Annecy (Grand Lac) entre 1995 et 2012.

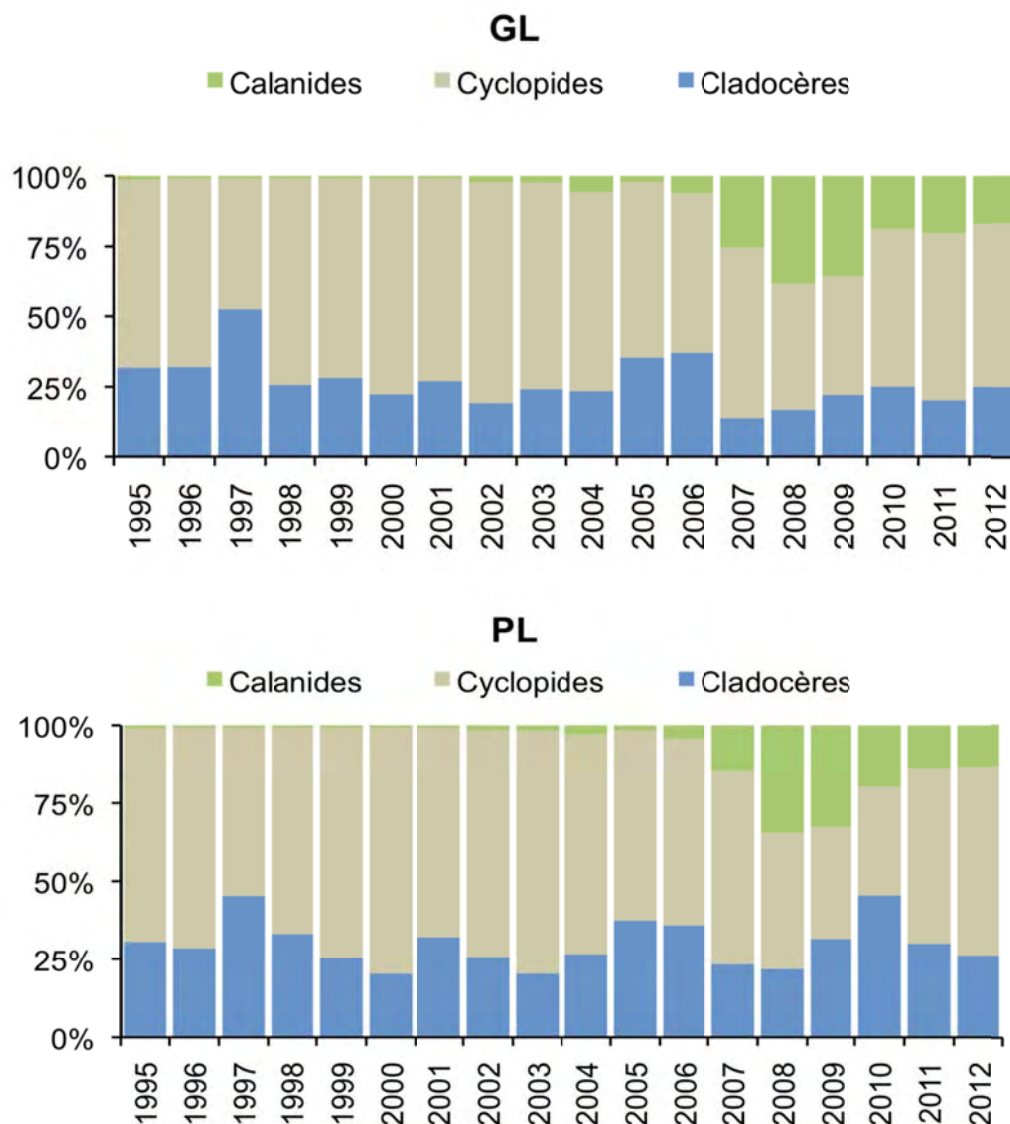


Figure II.16. Evolution de la composition de la communauté crustacéenne du Lac d'Annecy (Grand Lac (GL) et Petit Lac (PL)) entre 1995 et 2012.

Rq: les années 2011 et 2012 s'appuient sur un échantillonnage réduit à 4 prélèvements pour le Petit Lac.

II.3.2. DYNAMIQUE SAISONNIERE EN 2012

II.3.2.1. Dynamique saisonnière des Cladocères

En 2012, les Cladocères présentent une dynamique saisonnière clairement bimodale. La communauté est très largement dominée par les Daphnies tout au long de l'année, accompagnées de Bosmines au printemps et à l'automne (essentiellement *Bosmina longispina*) et de l'espèce thermophile *Diaphanosoma brachyurum* en été. Le pic d'abondance printanier atteignant son maximum le 12 juin avec des effectifs de 180 000 ind.m⁻² tandis que le pic automnal dépasse 220 000 ind.m⁻² (Figure II.17).

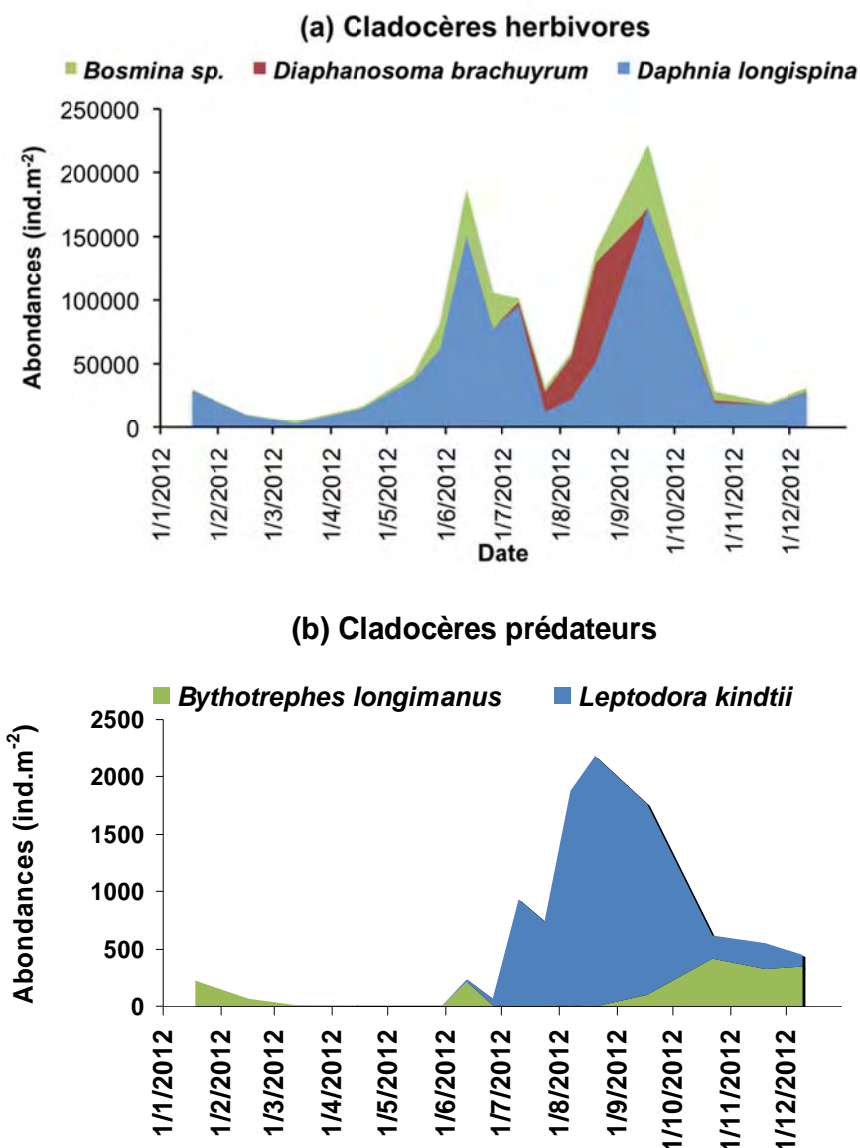


Figure II.17. Evolution saisonnière des abondances des espèces de cladocères (a) herbivores et (b) prédateurs identifiées dans le Grand Lac d'Annecy en 2012

Si *Bythotrephes longimanus* est plus classiquement une espèce à développement en période de stratification thermique (Balvay et al., 2004), elle est présente tout au long de l'année sans dynamique saisonnière claire. *L. kindtii* est plus typiquement une espèce thermophile et estivale dont les effectifs atteignent leur maximum mi-août avec plus de 2000 ind.m⁻².

II.3.2.2. Dynamique saisonnière des copépodes

La communauté des Cyclopidés est représentée par deux espèces : *Cyclops prealpinus* et *Mesocyclops leuckarti*. (Figure II.18). Comme en 2011, *C. prealpinus* a été

plus abondant que *M. leuckarti*. Les deux espèces montrent généralement des dynamiques saisonnières opposées dans le lac d'Annecy : *M. leuckarti* domine pendant l'hiver en période de brassage des eaux tandis que *C. prealpinus* domine pendant les périodes de stratification.

Comme au cours des années précédentes, l'abondance de *M. laciniatus* fluctue sur l'année 2012 entre 20 000 (minimum de fin d'hiver) et 60 000 ind.m⁻² (en début de stratification) sans montrer de saisonnalité très claire.

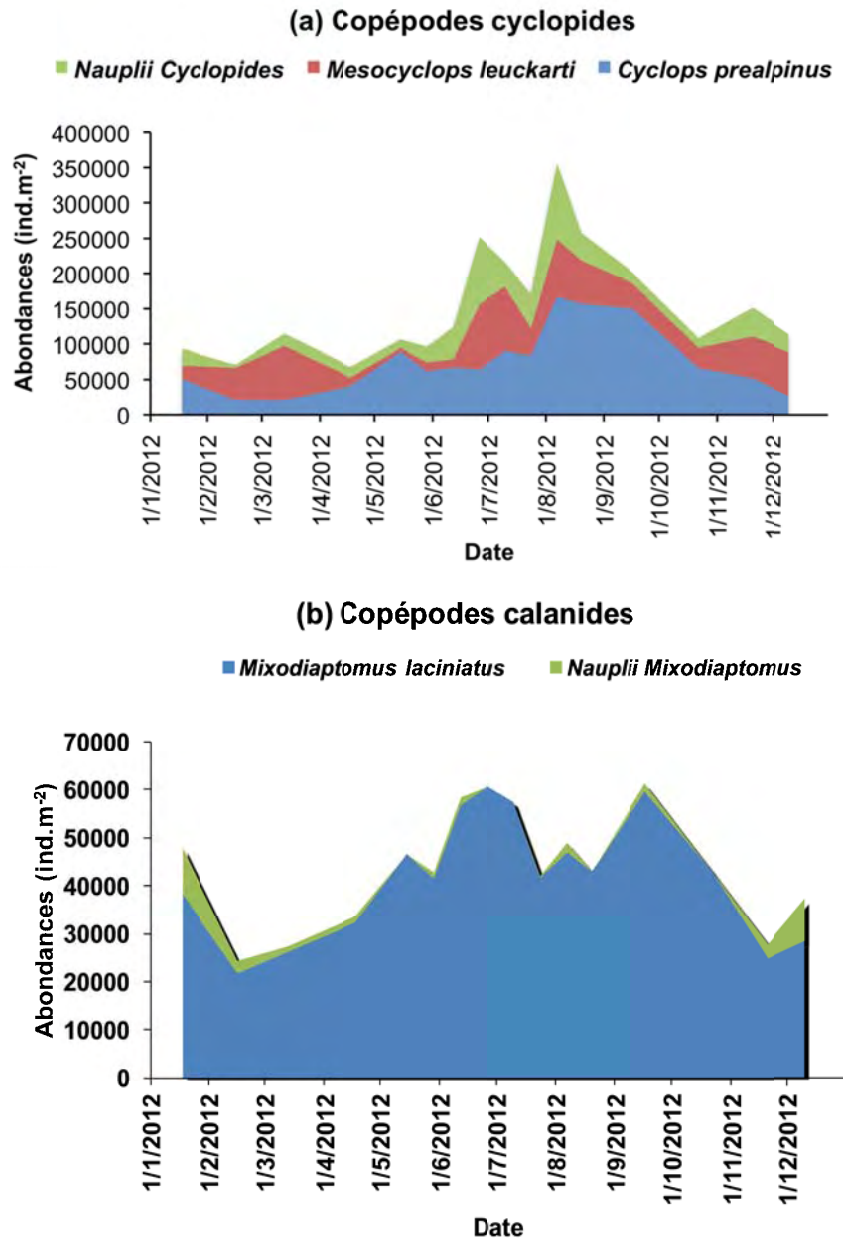


Figure II.18. Evolution saisonnière des abondances des différentes espèces de Copépodes (a) Cyclopidés et (b) Calanidés identifiées dans le Grand Lac en 2012

II.3.2.4. Variation saisonnière des espèces non crustacéennes

Comme au cours des années précédentes, *Conochilus* a été très faiblement représenté dans la communauté rotiférienne en 2012, et n'a été détecté que pendant les périodes hivernales. Tandis que *Kellicottia* avait plutôt montré une dynamique hivernale les années précédant 2011, les effectifs maximaux sont atteints au printemps (24 mai) avec 200 000 ind.m⁻². *Asplanchna* présente deux pics d'abondance, un premier en début de printemps à 220 000 ind.m⁻² et un second en fin d'automne avec des maxima deux fois plus importants (Figure II.19).

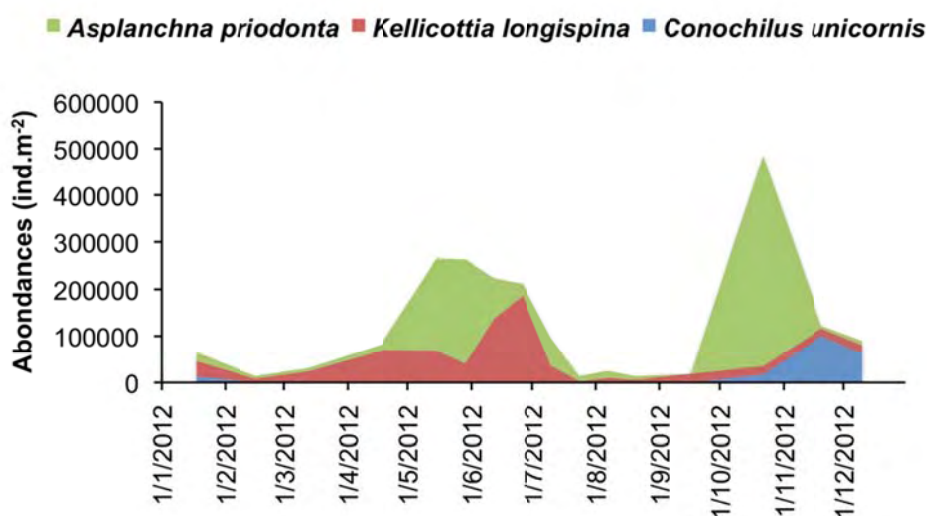


Figure II.19. Evolution saisonnière des abondances de quelques rotifères dans le Grand Lac d'Annecy en 2012.

Aucun individu de la larve véligère de la moule zébrée d'eau douce *Dreissena polymorpha* n'a été observé dans le Grand Lac en 2012.

II.3.3. CONCLUSIONS RELATIVES AU COMPARTIMENT ZOOPLANCTONIQUE

En 2012, l'abondance moyenne annuelle des crustacés se trouve dans des valeurs faibles par rapport à celles de l'ensemble de la chronique 1995-2011 ; toutefois il n'est pas observé de tendance claire à une réduction de biomasse zooplanctonique totale en lien avec l'état oligotrophe marqué du lac. Ces valeurs moyennes d'abondance zooplanctonique sont légèrement inférieures à celles qui sont mesurées dans les lacs voisins (Léman et Bourget, respectivement mésotrophe et oligo-

mésotrophe). Il faut noter que les groupes crustacéens dominants sont toutefois différents dans ces 3 lacs : les calanides et les cladocères dominent respectivement au Léman et sur le Lac du Bourget, alors que les cyclopidés représentent le groupe dominant sur le lac d'Annecy.

Une des évolutions notables des 10 dernières années sur le Lac d'Annecy concerne les changements dans la proportion des calanides. En effet, on enregistre pour les calanides dont les abondances augmentaient entre 2001 et 2008, une diminution significative en 2010 qui est confirmée en 2011 et semble se stabiliser en 2012. Les 2 autres groupes (cyclopidés et cladocères qui représentent plus de 75% de l'abondance crustacéenne) bénéficient de cette réduction de l'abondance des calanides. Ces changements de structure de la communauté zooplanctonique sont clairement multi-factoriels (ressource alimentaire, température, pression de prédation...).

CHAPITRE III

ETUDE DU PEUPELEMENT PISCICOLE

Approche combinant hydroacoustique et filets maillants CEN

III.1. INTRODUCTION

Les poissons dans les écosystèmes lacustres présentent une grande diversité, tant sur le plan de leur niveau trophique (espèces carnivores, planctonophages et/ou détritivores) que de leurs exigences de vie, mais aussi de leur comportement et mode de reproduction (Gillet, 2001). De par sa position aux niveaux supérieurs du réseau trophique, les poissons sont des modèles biologiques d'intérêt (Karr, 1981) : d'une part, ils agissent en tant que régulateur de la chaîne alimentaire (effet « top-down » ; Mehner, 2010) et intègrent les changements qui ont lieu à des niveaux trophiques inférieurs (Angeli *et al.*, 2001) ; d'autre part, leur développement et leur maintien dans un milieu donné, dépend fortement des échelons inférieurs dans la pyramide trophique (effet « bottom-up » ; Lazzaro, 2009). Enfin, leur durée de vie relativement longue par rapport aux autres organismes aquatiques, leur permet de pouvoir intégrer les changements d'états des écosystèmes dans le temps (Karr, 1981). Dans les grands lacs péri-alpins comme le lac d'Annecy, le poisson présente également un intérêt sociétal, puisque plusieurs espèces sont exploitées par la pêche amateur mais aussi professionnelle.

Ce suivi du peuplement piscicole s'inscrit dans une démarche à long terme, qui a pour objectif de dégager des tendances d'évolution pour les mettre en relation avec l'état écologique du lac et la dynamique du réseau trophique pélagique. Il couple 2 méthodes indépendantes de suivis des espèces et du peuplement, à savoir les pêches aux filets et l'hydro-acoustique dont la convergence (Emmrich *et al.*, 2012) et la complémentarité (Yule *et al.*, 2013) ont été montrées. Il sera ainsi possible de prendre en compte le poisson, en plus des compartiments classiquement suivis, dans une approche de type 'bio-indicateur' et ainsi de le mettre en relation avec l'état écologique

du lac, ce compartiment biologique présentant un caractère intégrateur différent et complémentaire de celui des autres indicateurs. Ce chapitre décrira rapidement les différentes techniques utilisées qui visent des échelles différentes : le peuplement, par l'hydroacoustique, et les populations, à travers les méthodes de pêches utilisant les filets normalisés CEN. L'évolution des communautés ichtyaires sera abordée à partir des données de pêches effectuées en 2010 selon le même protocole (Onema, 2010).

Appuyés sur un suivi régulier (annuel) et standardisé, s'inscrivant dans la continuité, ces résultats seront ainsi plus informatifs et plus opérationnels que des études ponctuelles soumises aux fluctuations interannuelles parfois importantes des populations de poissons.

Couplage des méthodes de Pêche CEN et des approches hydroacoustique :

Intérêts et objectifs

L'ichtyofaune est un bon intégrateur de l'état des écosystèmes lacustres (capacité à intégrer les changements d'état des écosystèmes sur un pas de temps long). La compréhension des évolutions de l'écosystème et de son réseau trophique nécessite d'obtenir des informations sur le compartiment piscicole dans sa globalité (approche du peuplement et non pas uniquement des espèces pêchées).

Pour ces raisons, des informations complémentaires sont acquises via le couplage Pêche CEN – hydroacoustique.

Pêches CEN

- **Obtention de données sur l'ensemble du peuplement piscicole et non pas uniquement sur les espèces d'intérêt halieutique.** Certaines populations non ciblées par la pêche peuvent représenter une forte biomasse et avoir un rôle majeur dans l'écosystème.
- **Etudier l'évolution des rendements des pêches CEN (numérique et pondéral) pour chaque espèce => variations d'une population donnée d'une année sur l'autre.**
- **Comparer les rendements obtenus avec ceux provenant d'autres lacs (méthode standardisée).**
- **Explorer les relations tailles-poids des différentes espèces.**
- **Acquérir des informations sur les populations cibles via l'étude ses structures en tailles, couplées à une approche par sclérochronologie -> structures en âge**

En particulier pour les espèces à 'forts rendements' (*par exemple perche*) car, pour les espèces à rendements 'plus faibles' (omble, corégone), la précision de ces informations est moindre voire non significative lorsque le nombre d'individus capturés est < 100.

Acoustique

- **Estimation des biomasses de poissons (en kg.ha⁻¹), avec différenciation des communautés piscicoles qui se répartissent dans les deux couches d'eau séparées par le gradient thermique. Cette estimation est sujette à caution dans sa valeur absolue (facteur de conversion entre unités acoustique et kg), mais permet de mesurer l'évolution du stock global d'une année sur l'autre.**
- **Répartition des poissons dans la colonne d'eau : occupation ou non de l'ensemble du volume d'eau en relation avec les niveaux d'oxygène.**

Intérêts du couplage Pêche/Acoustique

- **Pour certaines espèces, a priori plutôt présentes en zone littorale mais qui peuvent être très abondantes dans la zone pélagique, et qui sont donc mal estimées par les seuls filets benthiques, l'approche acoustique permet de corriger les estimations.** C'est le cas de la perche juvénile qui peut présenter des rendements stables dans les filets benthiques, alors que beaucoup d'individus sont présents dans la zone pélagique, avec des densités parfois très élevées.
- **L'acoustique permet d'estimer les densités des communautés de poissons principalement pélagiques (comme le corégone) et leurs évolutions dans le cadre d'un suivi, ces espèces étant insuffisamment échantillonnées par les filets pélagiques CEN.**
- **Alors que l'approche acoustique seule ne permet pas d'avoir accès de façon fine à la composition du peuplement, ni aux traits d'histoires de vie des poissons (âge, taille, poids,...), les données de pêche apporte ces informations.**

Périodicité des mesures et impact sur le peuplement piscicole ?

- **Nécessité d'avoir des données sur un rythme annuel, car certaines populations peuvent fluctuer fortement d'une année sur l'autre, en fonction des conditions climatiques (par exemple perche).**
- **L'acoustique est sans impact connu pour le peuplement piscicole, la pêche DCE a un impact faible (biomasse pêchée : environ une cinquantaine de kg)**

Quelles limites ?

- **Certaines espèces sont mal échantillonnées à cause de leur mode de vie très benthique (blennie, lotte, ..) ou très littoral, ou en raison de leur rareté : la diversité réelle est donc imparfaitement estimée.** Des méthodes spécifiques pourraient être utilisées pour cibler ces espèces (nasses, pêches électriques), si besoin. **De plus, certaines espèces ont une capturabilité plus faible que d'autres (comme le brochet), donc les données obtenues sur ces espèces sont biaisées en termes de quantification, mais permettent d'estimer quand même l'évolution de telles populations (comparabilités annuelles).**

Le nombre d'individus capturés pour les espèces d'intérêt halieutique (corégone, omble) est faible, il est donc difficile de déduire les structures en tailles (et en âges) significatives, d'avoir des informations sur les régimes alimentaires (d'autant plus que les poissons sont capturés aux filets et ont donc une digestion souvent avancée), et donc d'étudier la dynamique de population. Un suivi à vocation halieutique nécessiterait une mise en place de méthodes complémentaires (échantillonnages ciblés, pêches professionnelles, amateurs, ...).

III.2. METHODES UTILISEES

III.2.1 HYDROACOUSTIQUE

L'hydroacoustique est une méthode non destructive qui permet d'obtenir une image quantitative du peuplement piscicole, sa distribution spatiale (toutes espèces confondues), ainsi que les répartitions en classes de taille. Cette approche est maintenant largement utilisée et est reconnue comme pertinente en ce qui concerne l'évaluation des stocks et l'étude des distributions spatio-temporelles, en particulier

dans les lacs (Guillard et al., 2006, Sotton et al., 2011; Winfield et al., 2009). Les lecteurs pourront se référer en particulier à l'ouvrage de Simmonds et MacLennan (2005) qui fait référence et à deux chapitres d'ouvrages (Rudstam et al., 2013; Guillard et Marchal, 2001) plus précisément consacrés à l'utilisation de l'hydroacoustique en milieu lacustre. Le protocole employé sur le lac du Bourget est le protocole standard déjà utilisé dans d'autres lacs et retenues (Guillard et al., 2006 ; Guillard et al., 2012), conformément aux travaux en cours de normalisation européenne (CEN, 2009) et américaine (Parker-Stetter et al., 2009).

Des parcours de nuit sont réalisés afin d'échantillonner les poissons lorsque la répartition de ceux-ci est la plus dispersée possible, selon un parcours dit en transects, effectué à environ 8 km.h^{-1} . Le matériel est constitué d'un sondeur SIMRAD EK 60, fréquence 70 kHz, transducteur circulaire split-beam (faisceaux partagés) de 11° à -3 dB , fixé à 70 cm en dessous de la surface de l'eau. La longueur d'impulsion du sondeur est fixée à 0.256 ms (Godlewska et al., 2011). Un ordinateur gère et stocke les données, qui sont géo-référencées à l'aide d'un GPS. Une couverture acoustique, effectuée la même semaine que les pêches scientifiques, de 18 transects distants d'environ 500 mètres a été réalisée le 17 septembre 2011 de nuit (Figure III.1), après avoir effectué un parcours de jour. Les transects permettent d'échantillonner avec le même effort les différentes zones (zones pélagique et littorale) (Guillard et Vergés, 2007). Les données acoustiques ont été analysées avec le logiciel Sonar5-Pro (Balk et Lindem, 2011). Les séquences d'échointégration, l'unité élémentaire d'échantillonnage, d'une distance d'environ 205 mètres permettent d'obtenir une valeur de la « densité moyenne acoustique », exprimée en $S_a \text{ (m}^2\text{.ha}^{-1}\text{)}$ (MacLennan et al., 2002), proportionnelle à la quantité de poisson détectée dans le volume échantillonné : on considère cette valeur comme un proxy de la densité de poissons (Simmonds et MacLennan, 2005).

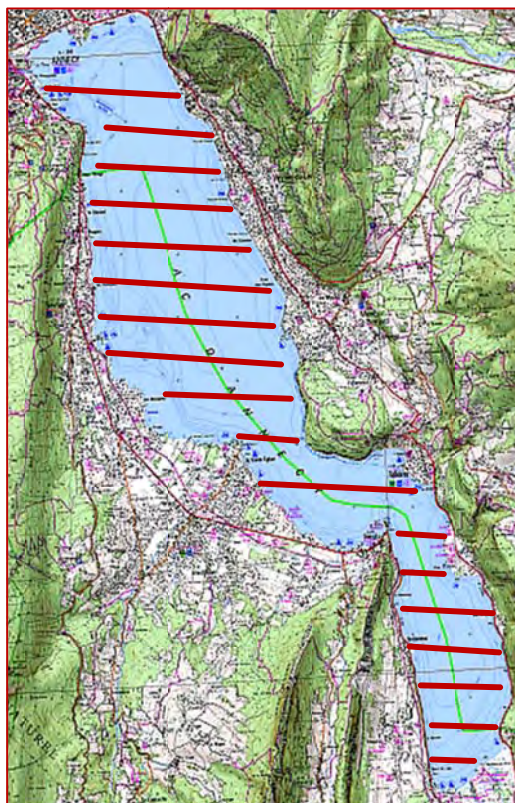


Figure III.1 : Localisation des transects

Pour des raisons techniques, le volume d'eau située entre la surface et les premiers mètres (environ 2 à 3 m) n'est pas échantillonné, ainsi que les zones littorales d'une profondeur de fond inférieure à 3-5 m. Pour les calculs des estimateurs de densité réalisés à partir des Sa (MacLennan et al., 2002), la moyenne arithmétique des valeurs (Guillard et Vergés, 2007) est calculée, 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 a priori (Smith, 1990) et si l'effort d'échantillonnage est suffisant (Aglen, 1989).

Les sondeurs de type split-beam permettent d'accéder à la position de chaque cible dans le cône acoustique et donc de calculer leur index de réflexion (Target Strength : TS), compensé, exprimé en dB (MacLennan et al., 2002). Cet index de réflexion est, pour une espèce donnée, proportionnel à la taille de chaque individu (Simmonds et MacLennan, 2005). Nous ne disposons pas d'équations issues de la littérature pour les espèces présentes dans le lac d'Annecy, mais l'utilisation de l'équation classique de Love (1971) permet d'approcher les répartitions en taille des poissons des lacs Européens (Emmerich et al., 2012). Les données sont analysées en

mode 'tracking' (Balk et Lindem, 2011) qui permet d'associer plusieurs cibles individuelles définissant un même individu (Godlewska et al., 2009) (2 cibles minimum pour les couches supérieures à la thermocline, 3 pour les couches inférieures). Cette approche permet de lisser la variabilité des réponses des valeurs de TS.

C'est à partir de ces valeurs moyennes qu'on définit la densité de poissons (ρ_a , nombre de poisson. ha^{-1}) basée sur la 'Sv/TS scaling method' (Balk and Lindem, 2011) à partir de l'équation: $\rho_a = Sa/\sigma$ (σ étant défini par $TS = 10 \log (\sigma /4\pi)$ (Dinner et Marchand, 1995)).

Les seuils d'acquisitions ont été fixés à -60 dB pour les SED (Single Echo Detection, les échos simples) ($40 \log R$) et -66 dB pour les énergies (AmpSa ($20 \log R$)) (Balk and Lindem, 2011) conformément aux recommandations des normes internationales (CEN, 2009 ; Parker-Stetter et al., 2009). A titre indicatif les poissons ayant une TS inférieure à -42 dB, correspondent à des poissons mesurant au maximum 15 cm, et les poissons ayant une TS supérieure à -36 dB à des poissons mesurant plus de 30 cm. Pour l'analyse des données, la masse d'eau est divisée en deux couches, (surface - 14 m, et 14 m -Fond) en fonction de la structure thermique du lac et des teneurs en oxygène au moment où s'effectuent les campagnes (Figure III.2). Les poissons, selon les espèces, se répartissent en effet préférentiellement dans les couches superficielles chaudes ou profondes froides (Guillard et al., 2006 ; Mehner et al., 2010). Dans le cas du lac d'Annecy, une attention particulière a été portée sur la couche profonde afin d'examiner les densités près du fond. Cette couche a donc elle-même été divisée en 2 (14 m – 30 m, et 30 m - Fond)

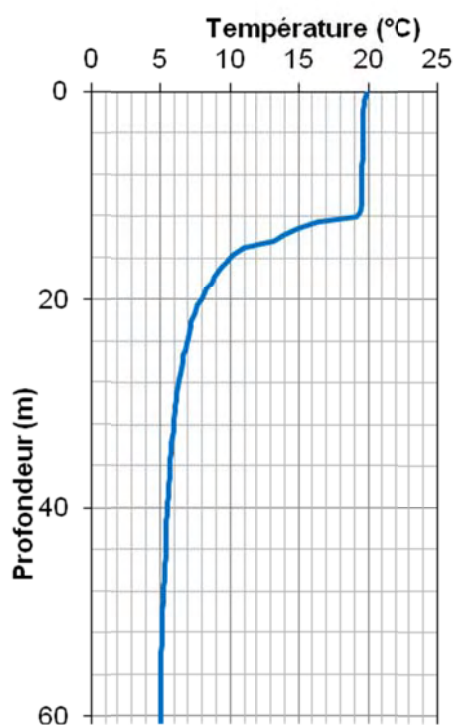


Figure III.2 : Profil thermique, Grand lac, 17 septembre 2012

III.2.2. PECHES AUX FILETS CEN

Le protocole d'échantillonnage choisi pour réaliser le suivi annuel du peuplement de poissons correspond au protocole de la norme EN 14757 (Afnor, 2005 ; Appelberg, 2000) mis en œuvre dans les plans d'eau européens dans le cadre de la DCE². Cette norme prévoit l'utilisation de filets benthiques posés de façon aléatoire, dans des strates préalablement définies (Tableau III.1), avec un effort proportionnel à la surface et la profondeur du plan d'eau. De plus, la norme prévoit que des filets pélagiques soient posés dans la zone de plus grande profondeur du lac.

Tableau III.1 : nombre de filets par strates

Strates	Nombre de filets
< 3 m	10
3 à 5,9 m	10

² Directive Cadre Eau

6 à 11,9 m	10
12 à 19,9 m	10
20 à 34,9 m	10
35 à 49,9 m	10
>50 m	6

Total	66
--------------	-----------

Surface total de filets posés	66 * 30 * 1.5 = 2970 m²
--	---

Chaque filet benthique mesure 30 mètres de long par 1.5 mètres de haut. Il est composé de 12 nappes, de 2,5 mètres de long chacune. Chaque nappe a une maille différente, couvrant en progression géométrique la gamme de mailles de 5 mm à 55 mm (Tableau III.2).

Tableau III.2 : Tailles des mailles et disposition des mailles

<u>N° de nappe</u>	<u>Taille de maille (mm)</u>
1	43
2	19,5
3	6,25
4	10
5	55
6	8
7	12,5
8	24
9	15,5
10	5
11	35
12	29

Les filets pélagiques, longs de 27,5 mètres et hauts de 6 mètres, sont similaires dans leur composition aux filets benthiques. Seule la nappe de maille 5 mm est

absente, du fait de l'impossibilité technique actuelle de réaliser à cette dimension de maille des nappes de 6 mètres de haut. Couplés par deux, ils sont ancrés au point le plus profond du lac (Figure III.3). Par l'intermédiaire de suspentes, ils sont descendus quotidiennement d'une profondeur de 6 mètres, afin d'explorer toute la tranche d'eau jusqu'à une profondeur de 60 mètres. La norme précise que les données issues des filets pélagiques sont uniquement qualitatives.

Afin de pouvoir effectuer les pêches au cours d'une seule semaine, 3 batteries de filets pélagiques ont été posées afin d'obtenir chaque jour 3 strates de 6 m. La surface totale échantillonnée par les filets pélagiques est de $(27,5 * 6) * 2$ nappes * 3 batteries * 4 jours soit 3300 m² (les deux premiers jours seulement 2 filets ont été posés).

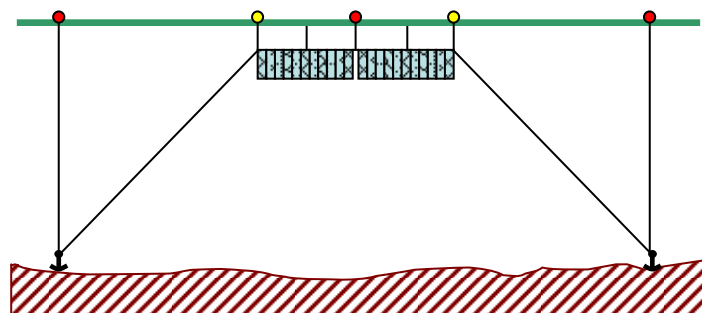


Figure III.3 : Schéma de pose des filets pélagique

Les filets sont posés avant le coucher du soleil, pic d'activité de la faune piscicole, et sont relevés au lever du jour. Le temps de pose pour tous les filets est fixé à 12 heures environ. Le démaillage des filets et le traitement des échantillons de poissons s'effectuent à terre. Chaque filet est démaillé nappe par nappe, afin d'identifier et dénombrer les espèces capturées, par filet et par taille de maille. Des mesures biométriques (taille, poids...) sont réalisées sur tous les individus capturés et des prélèvements (écailles, opercules,...) sont effectués sur les espèces dominantes.

III.3 RESULTATS

III.3.1. HYDROACOUSTIQUE

III.3.1.1. Densité acoustique

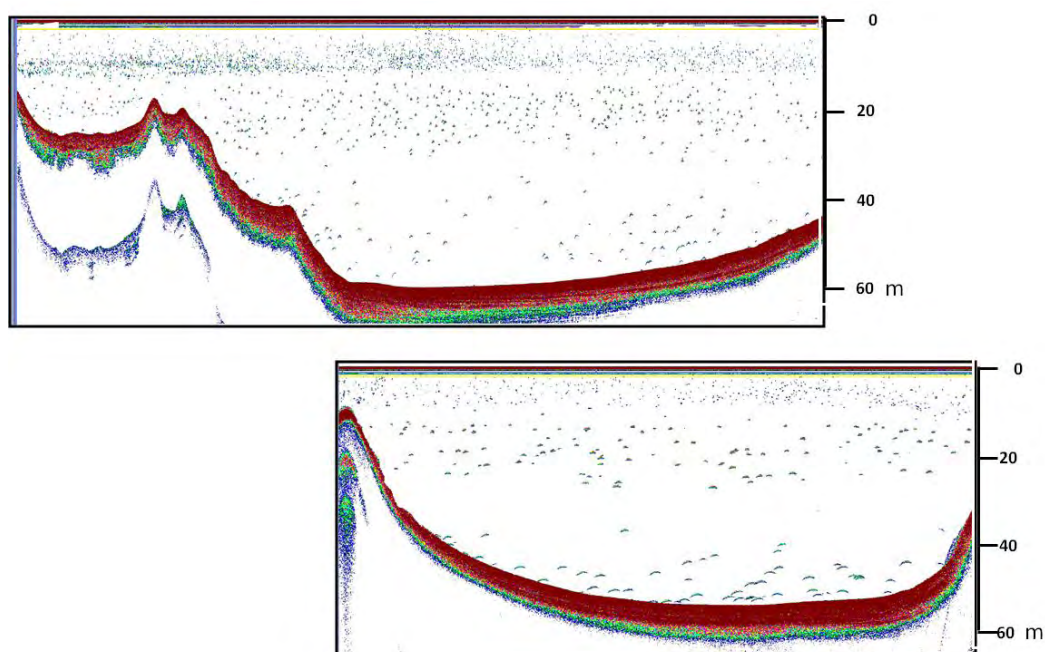


Figure III.4 : exemples d'échogrammes, 17 septembre 2012.

Les résultats des Sa moyens exprimés en unité d'échointégration ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) (MacLennan et al., 2002), sont résumés dans le tableau 3, pour les trois strates définies en fonction de la thermocline (supérieure, intermédiaire et inférieure) et visualisées par un cercle dont la surface est proportionnelle à la densité détectée (Figure III.5).

Tableau III.3 : Sa ($\text{m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$) pour les couches supérieure, intermédiaire, inférieure

	3 – 14 m	14 m – 30 m	30 m – Fond
Maximum	4,886	2.045	0.712
Moyenne	0.750	0.976	0.143
Minimum	0.041	0.083	0.000

Les valeurs de densité des strates supérieure (3 m – 14 m) et intermédiaire (14 m- 30 m) apparaissent être du même ordre de grandeur. La valeur de la strate la plus profonde est nettement plus faible (Tab. III.3). Alors que les densités des strates intermédiaire (14 m- 30 m) et inférieure (30 m – Fond) semblent réparties uniformément

sur l'ensemble du lac, les densités de la couche supérieure apparaissent moins élevées dans le Petit Lac (Tab. III.4).

Tableau III.4 : Sa moyen ($m^2 \cdot ha^{-1}$) pour les couches supérieure, intermédiaire, inférieure dans le Grand Lac et le Petit Lac.

	3 – 14 m	14 m – 30 m	30 m – Fond
Grand lac Transects 1 à 10	1.037	1.002	0.139
Petit Lac Transects 11 à 18	0.172	0.923	0.153

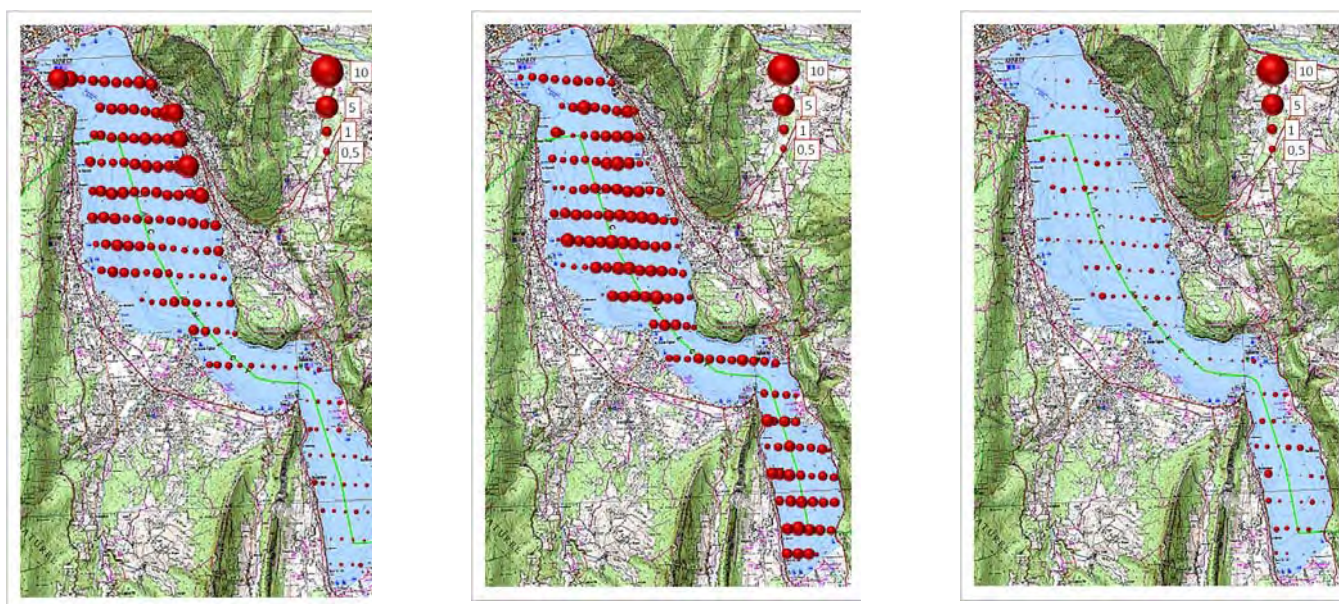


Figure III.5 : Sa ($m^2 \cdot ha^{-1}$) parcours 2012 de nuit (18 transects) pour les couches supérieure, intermédiaire, inférieure (de gauche à droite, respectivement)

III.3.1.2. Structures en taille

Le nombre de cibles utilisées pour le calcul des TS moyennes dans les trois couches analysées de la campagne de nuit est résumé dans le tableau 5. Les TS moyennes des deux couches profondes (14 m- 30 m et 30 m- Fond) sont du même ordre de grandeur -35 dB et -36.4 dB, alors que les valeurs moyennes de la couche supérieure (3 m – 14 m) sont nettement plus faibles -47.1 dB.

Tableau III.5 : Nombre de cibles détectés, TS moyennes de nuit et tailles moyennes équivalentes (Love, 1971) par couche.

	3 m – 14 m	14 m – 30 m	30 m - Fond
Nombre	12332	2820	1256
TS moyenne (dB)	- 47.1	- 35.0	- 36.4
Taille moyenne équivalente (cm)	7	32	27

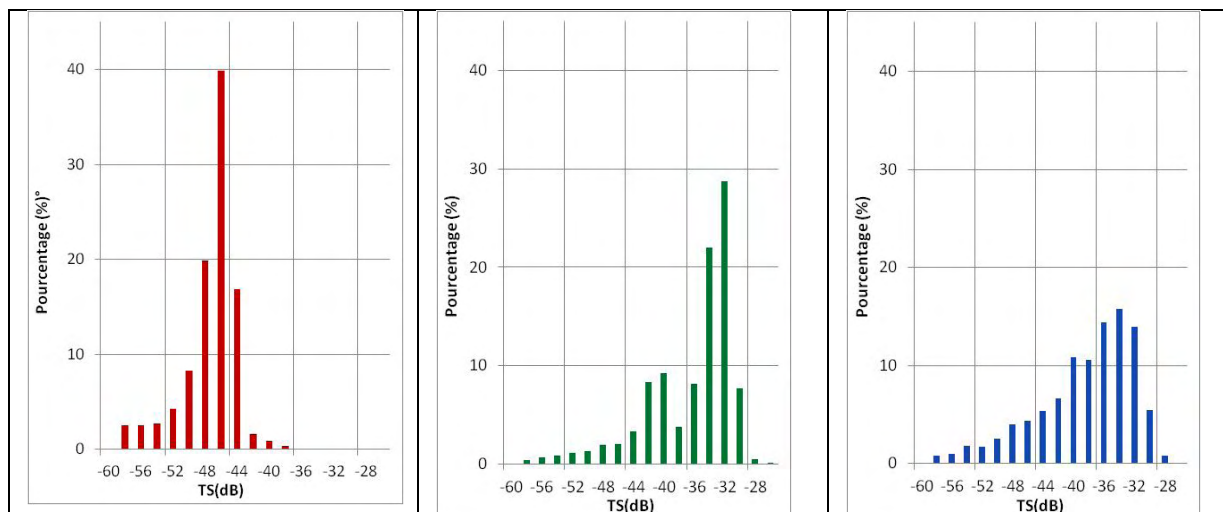


Figure III.6 : Distribution en classes de tailles, pour les strates supérieure, intermédiaire, inférieure (de gauche à droite, respectivement).

Dans la strate supérieure, la TS modale (Figure III.6) des cibles se situe dans la classe -46 dB, correspondant à des poissons d'environ 8 cm (Love, 1971). La couche intermédiaire est bimodale, avec un premier mode dans la classe -40 dB, correspondant à des poissons d'environ 17 cm (Love, 1971) et un second mode dans la classe -32 dB, correspondant à des poissons d'environ 45 cm (Love, 1971). Le mode de la strate la plus profonde se situe dans la classe -34 dB, soit des poissons d'environ 36 cm (Love, 1971).

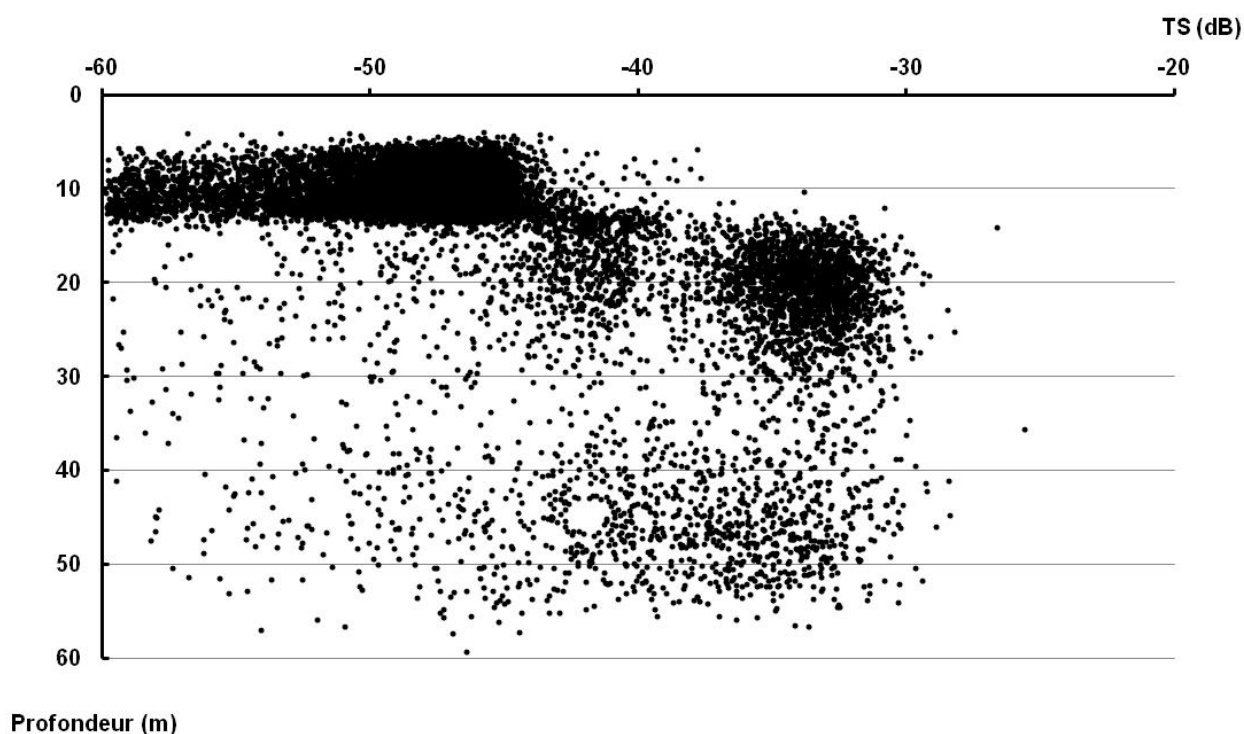


Figure III.7 : répartition des cibles dans la colonne d'eau.

III.3.1.3. Analyse des données hydroacoustiques

La valeur de densité acoustique observée dans la couche supérieure à la thermocline (3 m – 14 m) est plus faible que la valeur mesurée en 2002 (1,25) et se situe dans une gamme de valeurs moyennes au regard des densités trouvées dans d'autres lacs alpins (Brienz : 0,28 (2011), Morat : 0,28 (2010), Bourget : 0,21 (2005), Joux : 1,42 (2011), Neufchâtel : 2,20 (2011), Bourget : 2,62 (2012)). Les fortes valeurs sont principalement localisées dans la partie Grand Lac, les valeurs détectées dans le Petit lac étant plus faibles. Ces densités sont a priori majoritairement des jeunes poissons de l'année, perche (*Perca fluviatilis*) et gardon (*Rutilus rutilus*), (taille moyenne < 10 cm) et les valeurs sont donc très dépendantes du succès de la reproduction de ces deux espèces. La qualité du recrutement de ces deux espèces dépend de plusieurs facteurs, en particulier des conditions climatiques avant, pendant et surtout après la période de reproduction (émergence des larves) et pas uniquement de la qualité du milieu (Gillet, 2001). Les densités acoustiques observées dans les strates intermédiaire et profonde se répartissent de manière homogène sur l'ensemble du lac. Les densités acoustiques observées de 0,56, sont supérieures à la valeur moyenne mesurée en 2002 (0,40), et équivalentes aux valeurs trouvées dans le lac du Bourget en 2010 et

2011 (0,62, 0,58), mais inférieures à celles mesurées sur les lacs de Neuchâtel en 2011 (0,98) et du Bourget 2012 (0.91) (Tab. III.6). Les estimations calculées en biomasse par hectare, à partir des tailles moyennes des cibles estimées par acoustique, sont d'environ 14 kg.ha⁻¹ pour la couche superficielle et 48 kg.ha⁻¹ pour la couche profonde.

Tableau III.6: Sa (m².ha⁻¹) moyen pour différents plans d'eau

	<i>Couche d'eau supérieure</i>	<i>Couche d'eau inférieure</i>
<i>Annecy (2002)</i>	1.25	0.40
<i>Annecy (2012)</i>	0.75	0.56
<i>Aiguebelette (2005)</i>	0.35	0.24
<i>Bourget (2005)</i>	1.63	0.09
<i>Bourget (2010)</i>	0.90	0.62
<i>Bourget (2011)</i>	0.20	0.58
<i>Bourget (2012)</i>	2.62	0.91
<i>Morat (2010)</i>	0.28	0.03
<i>Neuchâtel (2011)</i>	2.20	0.98
<i>Joux (2011)</i>	1.42	0.36
<i>Brienz (2011)</i>	0.28	0.23

III.3.2. PECHES CEN

III.3.2.1 Cartographie des filets

Conformément au plan d'échantillonnage, 66 filets benthiques ont été posés en 2012 (Figure III.8), et 3 filets pélagiques dans la zone centrale.

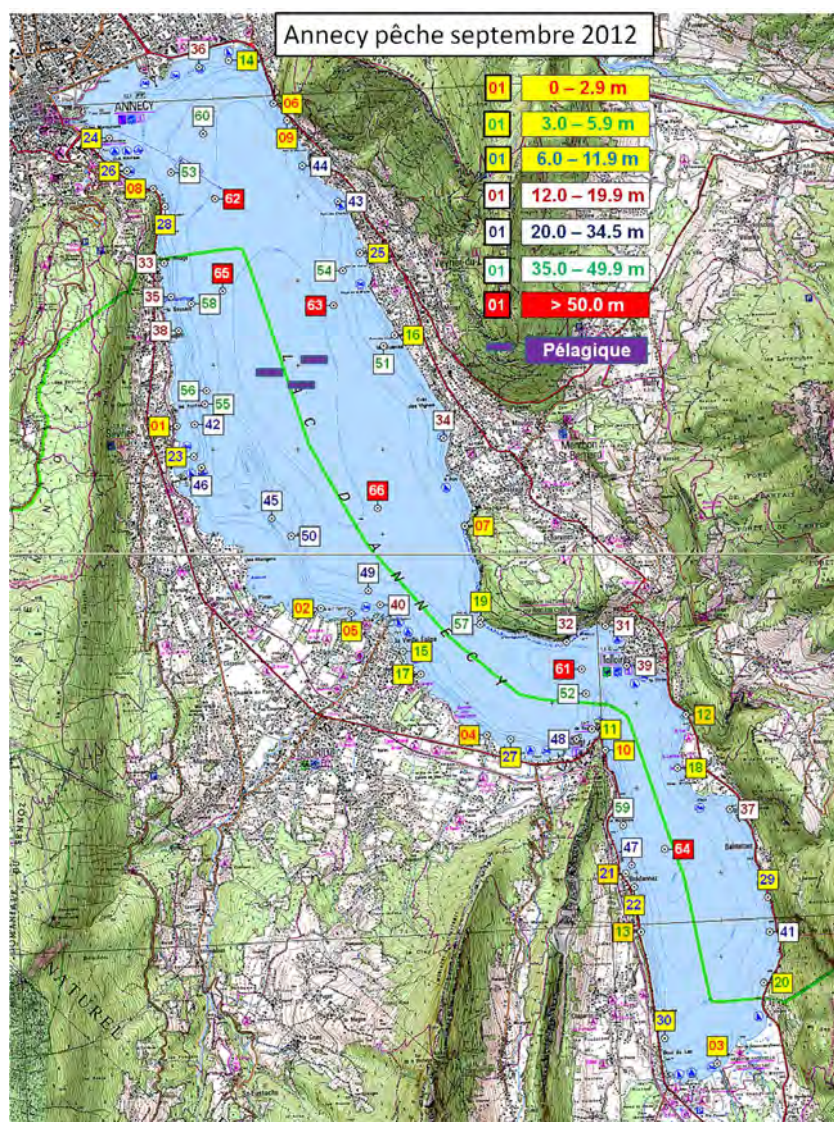


Figure III.8 : répartition spatiale des filets benthiques.

III.3.2.2 Espèces présentes et rendements globaux

Les captures dans les filets permettent d'identifier les espèces présentes et d'obtenir les rendements par espèce (nombre d'individus ou poids des individus ramenés à une surface unitaire de filet) (Tab. III.7 et III.8).

Tableau III.7 : chiffres clés de la campagne de pêche 2012 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets posés benthique (2970 m²) et pélagique 3300 m²).

	Captures		Pourcentages		Rendements de pêche	
	Nombre ind.	Biomasse gr.	Numériques %	Pondéraux %	Numériques ind./1000m ²	Pondéraux gr./1000m ²
Brochet <i>Esox lucius</i>	16	6292,8	0,3	7,7	2,7	1059,4
Corégone <i>Corégonus lavaretus</i>	38	12822,0	0,8	15,8	6,4	2158,6
Gardon <i>Rutilus rutilus</i>	462	14739,7	9,3	18,1	77,8	2481,4
Goujon <i>Gobio gobio</i>	2	36,2	0,0	0,0	0,3	6,1
Lotte <i>Lota lota</i>	4	288,2	0,1	0,4	0,7	48,5
Omble chevalier <i>Salvelinus alpinus</i>	13	1863,2	0,3	2,3	2,2	313,7
Perche <i>Perca fluviatilis</i>	4408	40236,8	89,0	49,5	742,1	6773,9
Rotengle <i>Scardinius erythrophthalmus</i>	2	109,7	0,2	6,1	0,3	18,5
Tanche <i>Tinca tinca</i>	8	4929,4	0,2	6,6	1,3	829,9
Total	4953	81318	100	100	834	13689,9

Tableau III.8 : chiffres clés de la campagne de pêche 2010 (les rendements surfaciques prennent en compte tous les types de filets tendus benthique 2970 m², pélagique 3300 m²) (Onema, 2010)

Espèce Code	Captures		Pourcentages		Rendements de pêche	
	effectifs ind.	biomasses gr.	Numériques %	pondéraux %	numériques ind./1000m ²	pondéraux gr./1000m ²
BLE	3	8,2	0,18	0,02	0,48	1,31
BRO	11	3816	0,66	8,69	1,75	608,61
CHA	1	2,2	0,06	0,01	0,16	0,35
CHE	11	7626	0,66	17,36	1,75	1216,27
COR	24	2641	1,43	6,01	3,83	421,21
GAR	141	5610,7	8,41	12,77	22,49	894,85
GOU	11	89,9	0,66	0,20	1,75	14,34
LOT	1	366	0,06	0,83	0,16	58,37
OBL	7	590	0,42	1,34	1,12	94,10
PER	1402	14833,1	83,65	33,77	223,60	2365,73
PFL	59	3283,1	3,52	7,47	9,41	523,62
ROT	1	248	0,06	0,56	0,16	39,55
TAN	3	4810	0,18	10,95	0,48	767,15
TRF	1	4,7	0,06	0,01	0,16	0,75
Total	1676	43928,9	100	100	267,30	7006,20

La campagne de pêche 2012 a permis la capture de 9 espèces de poissons. Comparativement aux pêches Onema de 2010, les pêches de 2012 ont capturé 4 espèces de moins, la Blennie, le Chabot, le Chevaine et la Truite fario, toutes capturées en très faible nombre en 2010, à part le Chevaine. Ni la vandoise, ni l'ablette n'ont été reprises en 2012 comme en 2010 et ceci contrairement aux pêches Onema de 2007. Il

ne faut pas exclure que des individus aient pu être confondus avec une autre espèce, en particulier lorsque les poissons sont au stade juvénile et auraient échappé à la vigilance des équipes. Toutes ces espèces non capturées régulièrement présentent de très faibles abondances. Les deux espèces d'écrevisses, la californienne (*Pacifastacus leniusculus*) et l'américaine (*Orconectes limosus*) ont été capturées mais ne sont pas prises en compte dans ce rapport.

Le rendement de pêche numérique global en 2012 est de 833,8 ind./1000 m², nettement supérieur à ceux de 2010 et 2007 (respectivement 267,30 et 133 ind./1000 m²) et aussi à celui de 2009 (514,5 ind./1000 m²). Le rendement de pêche pondéral considéré comme stable pour les années 2010 et 2007 (Onema, 2010), d'environ 7 kg/1000 m² est nettement supérieur en 2012 avec un peu plus de 13,69 kg/1000 m². En 2012, comme pour les années précédentes, le peuplement est largement dominé par la perche et ensuite le gardon, tant en nombre qu'en poids.

Pour les autres espèces, les différences de rendement sont faibles et peuvent être difficilement interprétées de façon robuste sur ce court terme. On notera cependant une augmentation du nombre de corégone, omble et brochet capturés de 2010 à 2012 (respectivement en 2010 et 2012 par espèce et en nombre d'individus, 24 -38, 11-13, 11-16), mais étant donné les faibles effectifs, toute conclusion sur d'éventuelle tendances seraient hasardeuse. C'est bien le suivi sur le moyen et long terme qui permettra d'obtenir des informations interprétables.

III.3.2.3 Rendements des filets benthiques 2010 - 2012

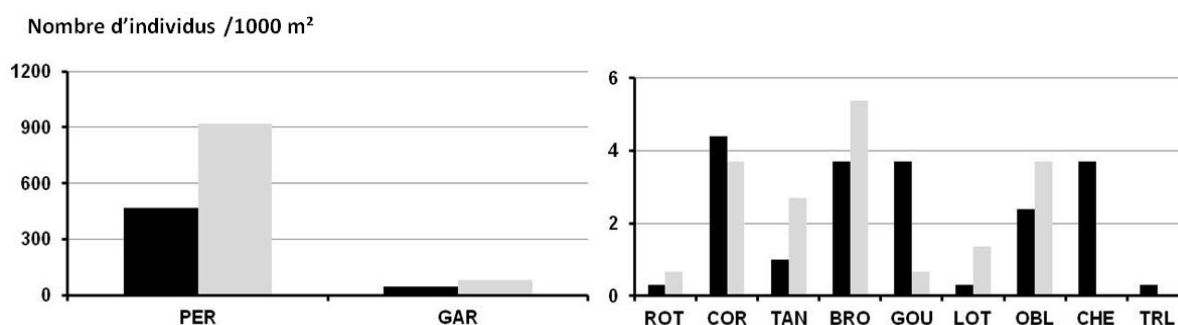


Figure III.9 : rendements numériques des filets benthiques (2010 : noir, 2012 : gris).

Les rendements numériques (Figure III.9) des deux espèces majoritaires, la perche (PER) et le gardon (GAR) sont susceptibles d'être variables annuellement car liés aux variations du recrutement (Gillet, 2001) et l'importance quantitative et la survie des cohortes précédentes pour la perche. En 2012, les captures de perche sont deux fois plus importantes qu'en 2010. On observe aussi en 2012 un rendement supérieur pour le gardon, mais le rendement de cette espèce est environ 10 fois plus faible que celui de la perche. Le reste des captures des filets benthiques est dominé par le brochet, le corégone et l'omble, presque tous en augmentation entre 2010 et 2012. Enfin, on trouve un cortège d'espèces dont les rendements sont faibles et sur lesquels il est difficile de faire une analyse rigoureuse des tendances (goujon, lotte, rotengle, tanche). Les rendements pondéraux confirment la dominance de la perche et du gardon en termes de biomasse.

III.3.2.4 Rendements des filets pélagiques 2012

Les filets pélagiques sont posés pour obtenir des informations qualitatives (CEN, 2009) mais les rendements sont néanmoins calculés afin d'appréhender la dynamique des communautés piscicoles pélagiques, en particulier le corégone. Les captures des filets pélagiques sont composées de corégone, perche, gardon et omble en 2012. Les rendements sont dominés par la perche 507,57 ind./1000 m², puis le gardon 64,54 ind./1000 m², et le corégone 8,18 ind./1000 m². Le rendement de l'omble, 0,60 ind./1000 m², correspondant à seulement 2 individus, est faible. Les rendements pondéraux confirment ces chiffres. Pour le corégone, le rendement numérique est similaire à celui des données Onema de 2007 (8,48 ind./1000 m²), plus élevé que celui de 2010 (3,33 ind./1000 m²) et, est du même ordre de grandeur que les captures 2012 de corégonnes sur le lac du Bourget (7,8 ind./1000 m²). La capture de nombreuses perches dans le milieu pélagique corrobore les données acoustiques. En cas de succès de la reproduction de cette espèce, phénomène fréquent sur Annecy (Guillard et al., 2006), une partie de la population de perchettes est pélagique.

III.3.2.5 Répartition spatiale

La répartition spatiale verticale des prises issues des filets benthiques, sur les 2 principales espèces, perche, gardon confirme la stratification spatiale stricte des poissons déjà montré par ailleurs (Mehner et al., 2010, ; Guillard et al., 2006) : percidés et cyprinidés sont capturés au-dessus de la thermocline. Les autres espèces, hors salmonidés et corégonidés, sont capturées aussi majoritairement au-dessus de la thermocline. En ce qui concerne les corégones, principalement pris dans les filets pélagiques, 93 % des poissons sont pris dans les couches inférieures à la thermocline (Figure III.10). Des poissons sont capturés jusque dans les strates 48-54m, seule la couche la plus profonde (54-60 m) n'a pas permis la capture de poissons, ce qui peut s'expliquer par les faibles concentrations en oxygène qui s'y rencontrent ($<3\text{mg.l}^{-1}$; Figure I.8).

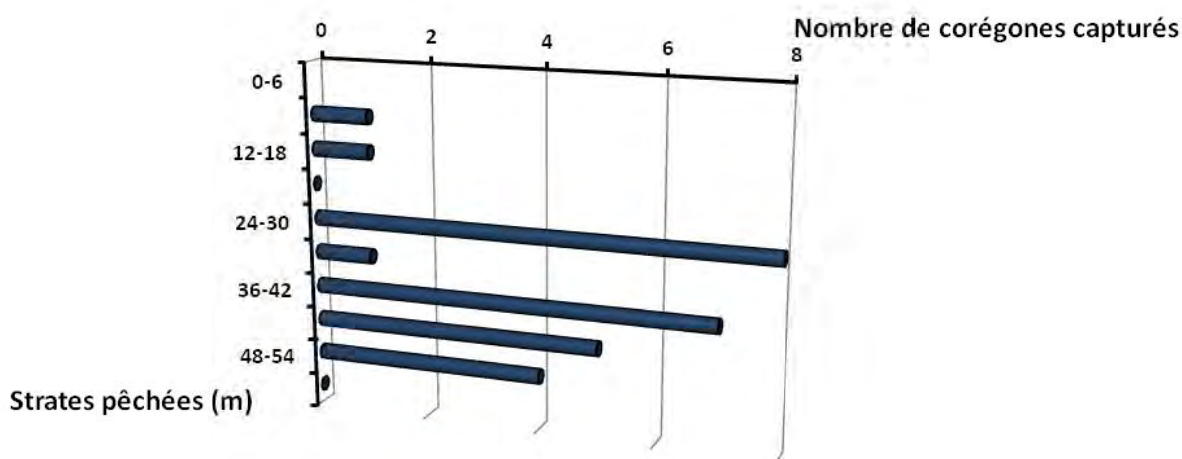


Figure III.10 : répartition verticale des corégones capturés aux filets pélagiques.

III.3.2.6 Analyse populationnelle des espèces majoritaires

III. 3.2.6.1. La perche



La perche est un poisson peu exploité sur le lac d'Annecy, et cela malgré une population de juvéniles très abondante presque chaque année (Guillard et al, 2006). En 2012, ce poisson est à nouveau très abondant, mais la majorité des poissons capturés sont des poissons de l'année (Figure

III. 11) d'une taille inférieure à 10 cm et porteur à plus de 95 % du parasite *Triaenophorus crassus*. En moyenne, chaque poisson héberge plus de 2 parasites. Ce parasite impacte fortement la dynamique de cette espèce avec un faible taux de survie en 1+ (Guillard et al., 2006). Les poissons adultes sont proportionnellement moins parasités (de l'ordre de 50 %), mais le faible nombre de poissons adultes échantillonnés ne permet pas une analyse robuste.

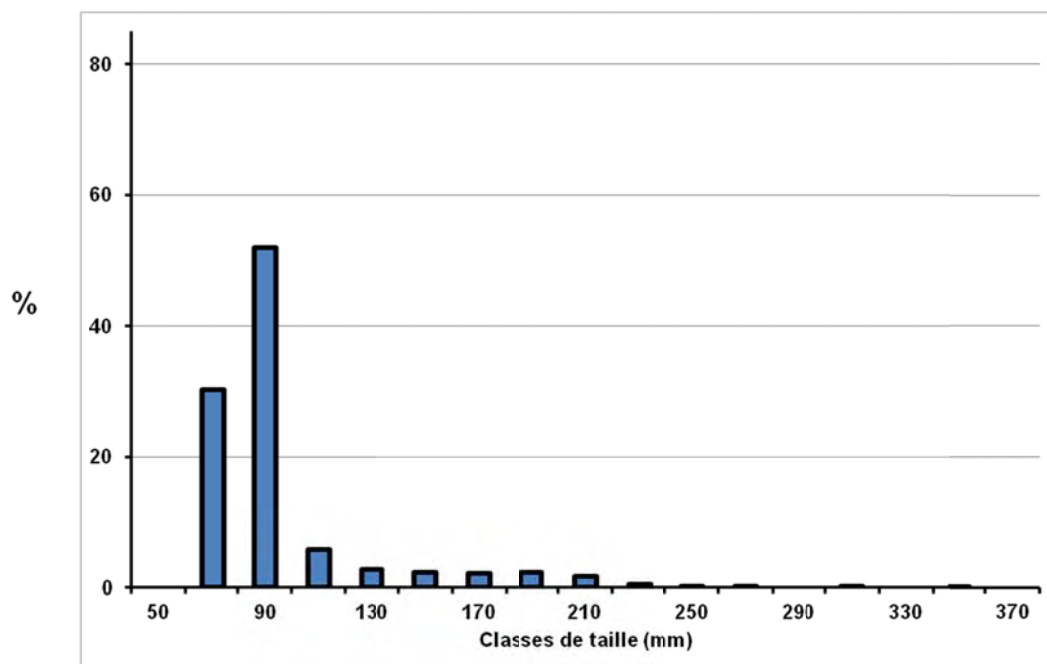


Figure III.11 : structure en taille de la population de perches capturées

Les alevins de l'année, dont l'âge a été vérifié à partir des lectures d'opercules, mesurent entre 7 et 10 cm. Le reste de la population (moins de 20 %) est représenté par des perches plus grandes (taille maximale capturée 34,5 cm) correspondant à des poissons de 1+, 2+ voire 3+, mais donc en faible proportion. La relation taille-poids (Figure III.12) est plus faible que la relation établie par Giannetto et al. (2011) sur 64913 spécimens provenant de 762 populations différentes de perches Européennes, mais sans que celle-ci n'apparaissent différente de celle issue des poissons du Bourget.

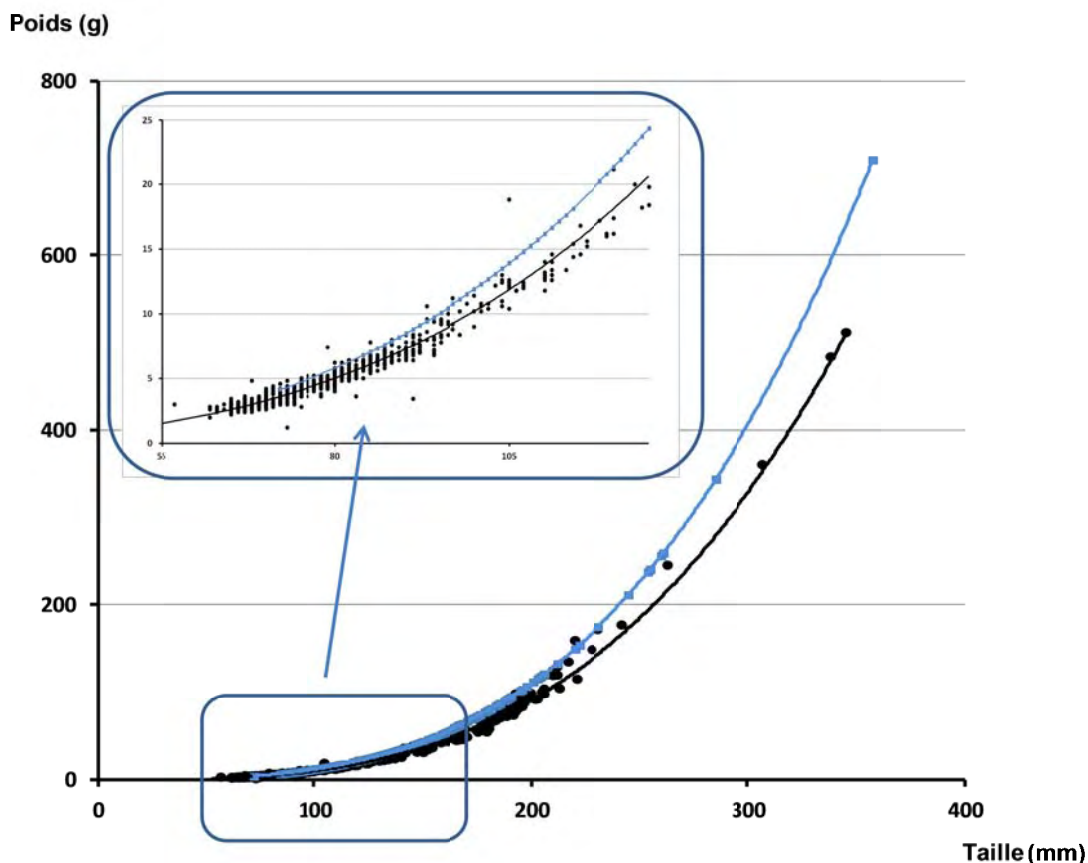
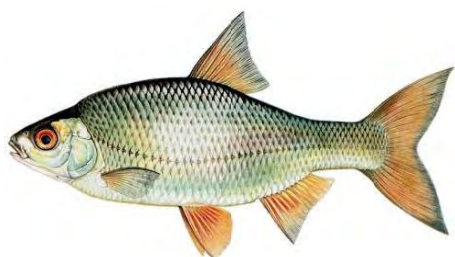


Figure III.12 : relation taille – poids pour la perche : Annecy 2012 en noir (données =point et modèle=courbe), modèle issu de Giannetto et al. (2011) en bleu.

III.3.2.6.2. Le gardon



Le gardon est la seconde espèce en termes d'abondance après la perche, mais avec des rendements de pêche beaucoup plus faibles (environ 10 fois). Capturés majoritairement dans les filets benthiques, 213 individus l'ont été aussi dans les filets pélagiques. Comme pour la perche, ce poisson a un comportement grégaire quand il est juvénile (Guillard et al., 2011).

La taille des alevins de l'année est du même ordre de grandeur que celle des alevins de perches, inférieure à 10 cm (Figure III.13), mais la proportion de poissons plus âgés (> 50 % de la population) (âges estimés par les lectures d'écaïlles) est beaucoup plus importante. Les poissons 1+, 2+ sont majoritaires, mais quelques individus plus âgés (4+,5+) sont aussi présents (taille maximale capturée 33,9 cm, âge estimé 5+).

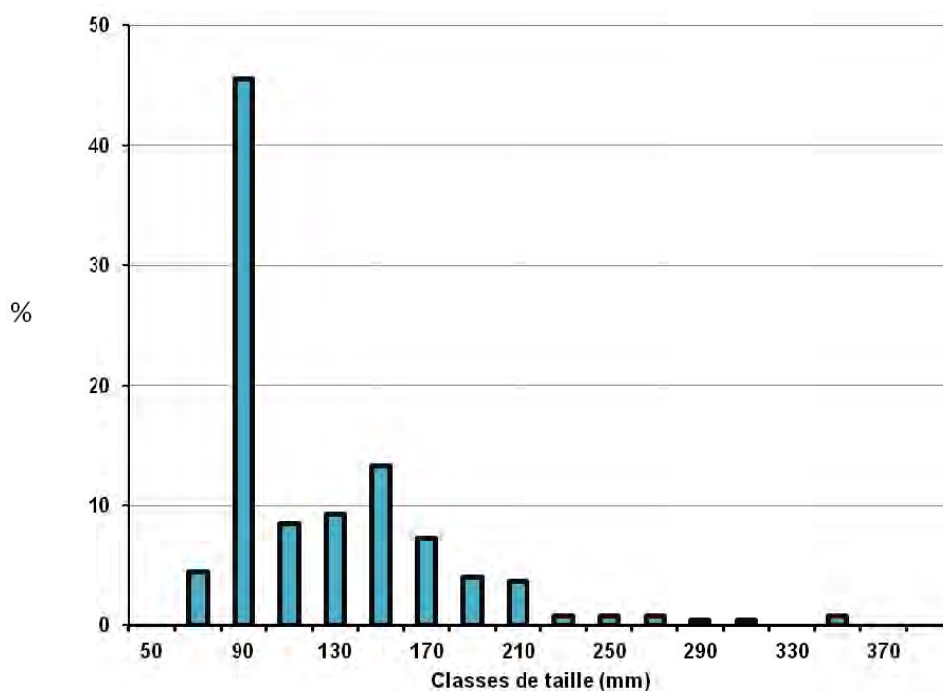


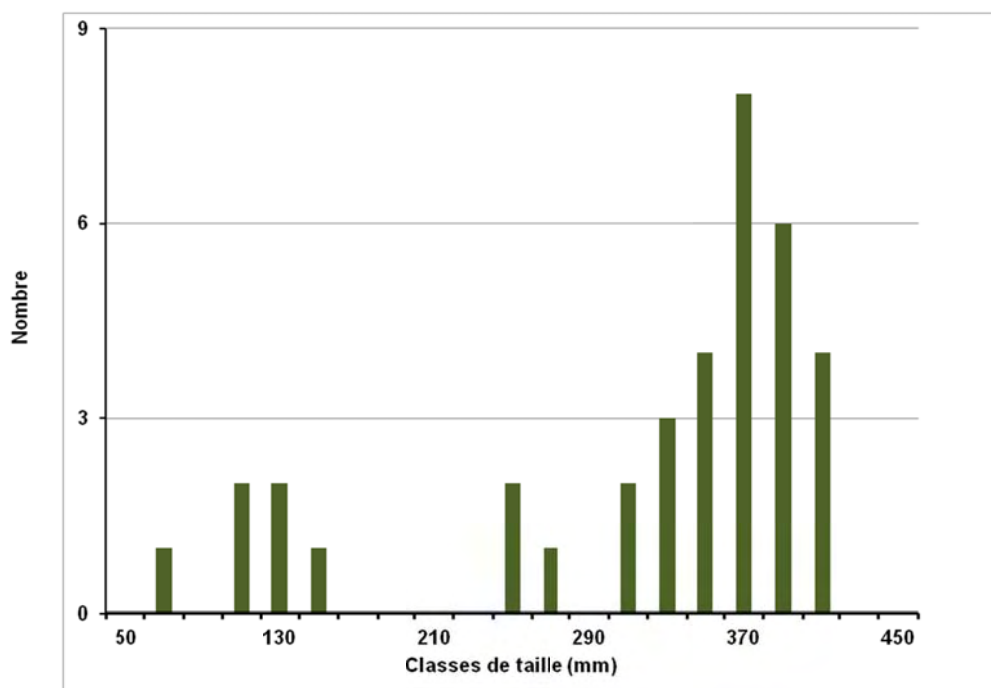
Figure III.13 : structure en taille de la population de gardon

III.3.2.6.3. Le corégone

Le rendement numérique et pondéral de cette espèce particulièrement ciblé par la pêche professionnelle et amateur est similaire à celui obtenu en 2007 et, est le double de celui de 2010.



En revanche le nombre de poisson 0+ et 1+ (âge estimé par les lectures d'écaillés, taille jusqu'à 13-14 cm) est faible par rapport aux adultes (moins de 20 %), ce qui n'était pas le cas pour les suivis de 2007 et 2010 (Onema, 2010). Ces poissons ont tous été pris dans les filets benthiques, aucun dans les filets pélagiques. Le faible nombre d'individus capturés ne permet pas de tirer des conclusions, mais ce comportement plus littoral serait à confirmer.



Figure

III.14 : structure en taille des corégones capturés.

Les cohortes présentes (Figure III.14) dans la population sont nombreuses, puisque des poissons âgés de 4+, 5+ ont été capturés (taille maximale capturée : 50,1 cm, 6+). On notera que la taille des 0+ et 1+, à partir des quelques échantillons obtenus apparaît faible par rapport à la taille des poissons de la même cohorte sur le lac du Bourget (Jacquet et al., 2013), mais similaire aux données de 2007 et 2010. Le nombre d'individus supérieurs à la taille légale de 37 cm est d'environ 30 %.

III.3.2.6.4. L'Omble chevalier



Les rendements sont proches de ceux de 2010, mais le faible nombre de poissons capturés (N=13) ne permet pas de dégager de tendances robustes. Deux individus ont été capturés vers 25 m, les autres entre 40 et 50 m, principalement dans les filets benthiques.

L'analyse des écailles montre que plusieurs générations sont présentes, dans des proportions similaires, sauf pour la génération de l'année, les 0+, 1 seul individu ayant été capturé. La taille maximale capturée est de 35 cm pour un poids de 439,2 g (âge

estimé à 4+). Les rendements observés sont beaucoup plus élevés que sur le Bourget (1 seul individu capturé pour un effort d'échantillonnage comparable, Jacquet et al., 2013) et que sur le Léman (4 individus capturés lors de la campagne 2012, JC Raymond, communication personnelle).

III.4 CONCLUSIONS RELATIVES AU COMPARTIMENT PISCICOLE

La diversité piscicole du lac apparaît comme stable, même si les espèces difficilement capturables par les filets comme la blennie fluviatile ou peu abondantes comme le Chabot, le Chevaine et la Truite fario, tous capturés en très faible nombre en 2010, ne sont pas capturées ou pas identifiées chaque année. La pêche de type CEN n'est pas la technique la mieux adaptée pour décrire la diversité piscicole, du fait de son approche globale, mais elle permet par contre grâce à sa standardisation, de pouvoir comparer les données dans le temps. Le rendement de pêche numérique global en 2012 est nettement supérieur à ceux de 2010 et 2007 (respectivement 267 et 133 ind./1000 m²) et aussi à celui de 2009 (515 ind./1000 m²). Le rendement de pêche pondéral est aussi nettement supérieur en 2012, avec un peu plus de 13,69 kg/1000 m². Mais si ces rendements sont en augmentation, la structure des communautés est stable, largement dominée par la perche et ensuite le gardon, tant en nombre qu'en poids, pour les couches chaudes, et, par le corégone pour les couches inférieures la thermocline. Les poissons occupent tout le volume d'eau jusque 50 m, les données d'acoustique et de pêches allant dans le même sens : les couches en dessous de 50 m sont peu fréquentées à cette période de l'année, le niveau d'oxygène dans l'eau étant relativement peu élevé.

Le nombre de corégones capturés au cours de cette étude, une quarantaine, permet d'obtenir des informations sur les distributions en classes d'âges, et ceci grâce à l'augmentation de l'effort de pêche ciblée sur les couches qu'occupent préférentiellement les corégones dans la zone pélagique, notoirement sous échantillonnée par la norme DCE (Decelières-Vergés et Guillard, 2008). Cette population de poissons, caractéristiques des milieux oligo-mésotrophes, a un optimum de production dans la gamme 10-40 µg l⁻¹ de phosphore (Gerdeaux *et al.*, 2006) et est donc indicatrice d'une bonne qualité des eaux du lac, qui va dans le même sens que les

autres paramètres biologiques et physico-chimiques. La taille des 0+ et 1+, à partir des quelques échantillons obtenus apparaît faible, par rapport à la taille des poissons de la même cohorte sur le lac du Bourget (Jacquet et al., 2013), mais est similaire aux données de 2007 et 2010. Le comportement littoral des jeunes poissons (0+ et 1+) serait intéressant à suivre dans le futur, ainsi que l'évolution des rendements de ces classes d'âges, afin de surveiller l'évolution de la dynamique de cette espèce cible des pêcheurs. Les données acoustiques n'ont pas permis de différencier de répartitions spatiales distinctes pour les classes de tailles des poissons pélagiques des couches profondes. Le faible rendement obtenu par la pêche dans la couche 18-24 m n'est pas corroboré par les données d'acoustique. Ce faible rendement peut être dû à un échantillonnage mal réalisé (la pose des filets pélagiques est parfois difficile en cas de vent fort et n'est pas toujours répliquée, 1 seule tendue par strate).

Pour les autres espèces, les analyses permettent les remarques suivantes :

- une population de perche qui domine en terme numérique la pêche de suivi. Pour la perche, le parasitisme important des 0+ semble un phénomène majeur, qui contribue à une forte mortalité de cette classe d'âge, mais dont le stock arrive à se reconstituer chaque année grâce aux individus survivants. L'exploitation des individus adultes de cette espèce pourrait potentiellement être un problème, les poissons en âge de se reproduire apparaissant comme peu nombreux mais cette dynamique particulière est observée depuis plusieurs années. Les données acoustiques confirment l'importance du niveau du stock, relativement haut, pour les perches, et donc la présence de nombreux poissons dans la zone pélagique. Les seules données de pêches, avec une répartition principalement littorale des filets benthiques, auraient conclu à un niveau de stock particulièrement abondant, mais les données acoustiques pondèrent cette analyse. Le stock global est à un niveau haut, mais pas à un niveau record comme il a été observé par le passé (Guillard et al., 2006). La distribution très hétérogène des poissons détectés, situés principalement dans la partie Nord, fait que le niveau du stock est moyen.

- la population de gardons est assez abondante, mais à un niveau beaucoup plus faible que celui de la perche. Par contre toutes les classes d'âges sont présentées.

- l'année 2012 a vu un nombre de brochets capturés en augmentation mais sans que cette augmentation puisse être interprétée actuellement ni validée d'un point de vue statistique.

- concernant l'omble chevalier, les rendements de pêches sont relativement faibles par rapport aux autres espèces, mais sont importants par rapport aux autres lacs échantillonnés comme le Bourget ou le Léman. Les conditions favorables à son maintien semblent atteintes, mais les prises sont trop peu nombreuses pour être interprétées actuellement. Les poissons proches du fond dans l'analyse acoustique pourraient être principalement des ombles, même si le corégone est décrit comme ayant un comportement parfois inféodé au fond dans ce lac, avec des densités observées de l'ordre d'une dizaine de $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$

L'image du peuplement de poisson du lac d'Annecy permet de confirmer la qualité des eaux observée au travers des autres indicateurs. Les facteurs de forçage tel que des accroissements de la température (Béniston, 2006), la pression de pêche, les ressources alimentaires disponibles ou d'autres paramètres environnementaux exerçant des pressions multifactorielles (Millenium Assessment, 2005) impactent aussi les populations de poissons, et, nécessitent de continuer à acquérir des données sur du long terme. Les méthodes utilisées dans le cadre d'inventaires scientifiques (acoustique et pêche CEN), déconnectées des suivis de la pêche amateur et professionnelle, permettent de s'affranchir de paramètres parfois difficilement quantifiables (CPUE, rejet en fonction de la taille, espèces non halieutiques) et donc d'obtenir une image répétable et fiable du peuplement de poisson du lac d'Annecy. Déjà constaté sur les compartiments eau et plancton dans le cadre du suivi annuel du lac, l'analyse du statut trophique du lac d'Annecy est renforcée à présent par la réponse du compartiment biologique supérieur, le poisson, avec des niveaux de populations de corégone et d'omble relativement abondants. Il est nécessaire de continuer à échantillonner à un rythme annuel pour pouvoir identifier les tendances d'évolution des populations, en se démarquant des fluctuations annuelles dues à un recrutement plus ou moins bon, en particulier pour des espèces comme la perche et le gardon, et *in fine* pour pouvoir comparer les données sur une échelle temporelle suffisante.

CONCLUSIONS GENERALES

Dynamique thermique:

A l'exception de la période de froid marqué en février (période de brassage total de la masse d'eau qui a conduit à une ré-oxygénation assez efficace des eaux profondes) le début de l'année 2012 a été marqué par des températures plutôt douces. Comme cela avait été souligné pour le suivi 2011, la stratification thermique de la colonne d'eau (qui est liée aux fluctuations interannuelles des températures de l'air) conduit à l'apparition d'une couche épilimnique chaude plus épaisse au cours des dernières années (voir Figure I.30 ou Figure IV.1). Même si la durée de la chronique observée ici (1991-2012) est un peu restreinte, cet indicateur de l'intensité du réchauffement du lac sur la zone superficielle semble confirmer l'effet climatique précédemment suggéré notamment en lien avec des températures printanières relativement élevées. Toutefois, l'évolution de la température des eaux profondes ne traduit pas ce genre d'effet, et ceci même si l'on observe les données à plus long terme (Figure IV.2)

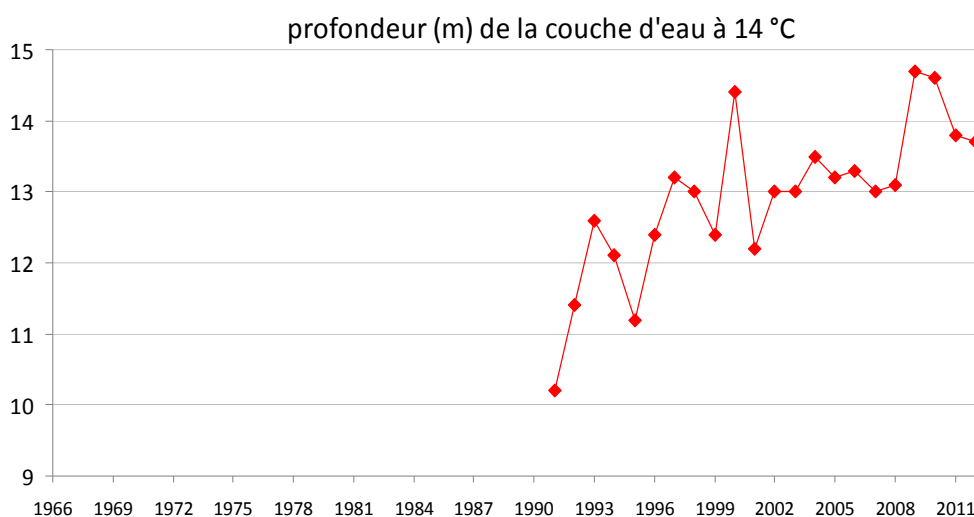


Figure IV.1 : Evolution temporelle de la profondeur (en m) de la thermocline dans le Grand Lac (les valeurs avant 1991 n'ont pu être intégrées faute de données comparables à celles de 1991-2012).

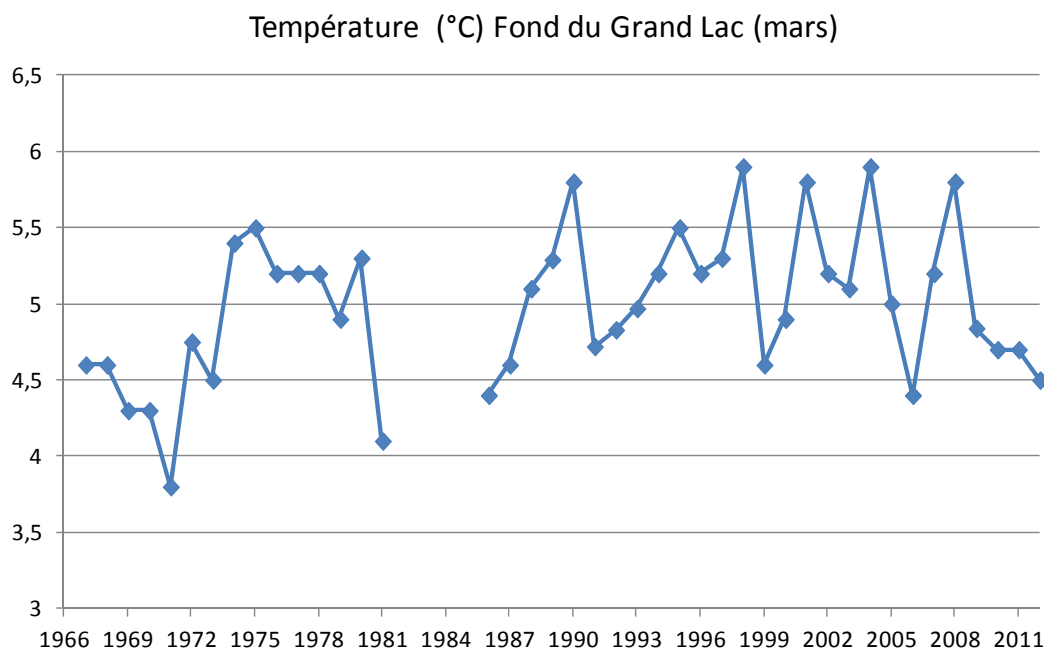


Figure IV.2 : Dynamique temporelle interannuelle de la température des eaux profondes (printemps) dans le Grand Lac.

Les systèmes lacustres péri-alpins proches du lac d'Annecy, tel que le Léman, ont également été significativement touchés par un réchauffement des eaux au cours des deux dernières décennies, il s'agit d'un réchauffement visible notamment au travers d'une augmentation des températures des eaux profondes (Dokulil et al., 2006 ; Anneville et al., 2009). Le Lac d'Annecy a un comportement différent dans le sens qu'il est un système à faible inertie thermique, ce qui est un facteur important pour expliquer l'absence de tendance claire concernant le réchauffement des eaux profondes du lac, les brassages complets annuels étant efficaces pour ré-oxygéner et refroidir la masse d'eau.

Aspects chimiques:

L'année 2012, comme toutes les années de la chronique temporelle, est caractérisée par une désoxygénation des eaux profondes qui s'amorce dès le printemps et devient maximale en fin d'année (novembre en général). La désoxygénation en 2012 est moins prononcée que celle mesurée en 2011, mais globalement si l'on examine les données à long terme disponible pour le lac d'Annecy, il n'y a pas de tendances claires concernant la désoxygénation des eaux profondes qui existent chaque année et fluctuent entre 0 et 1,4 mgO₂/L (Figure IV.3)

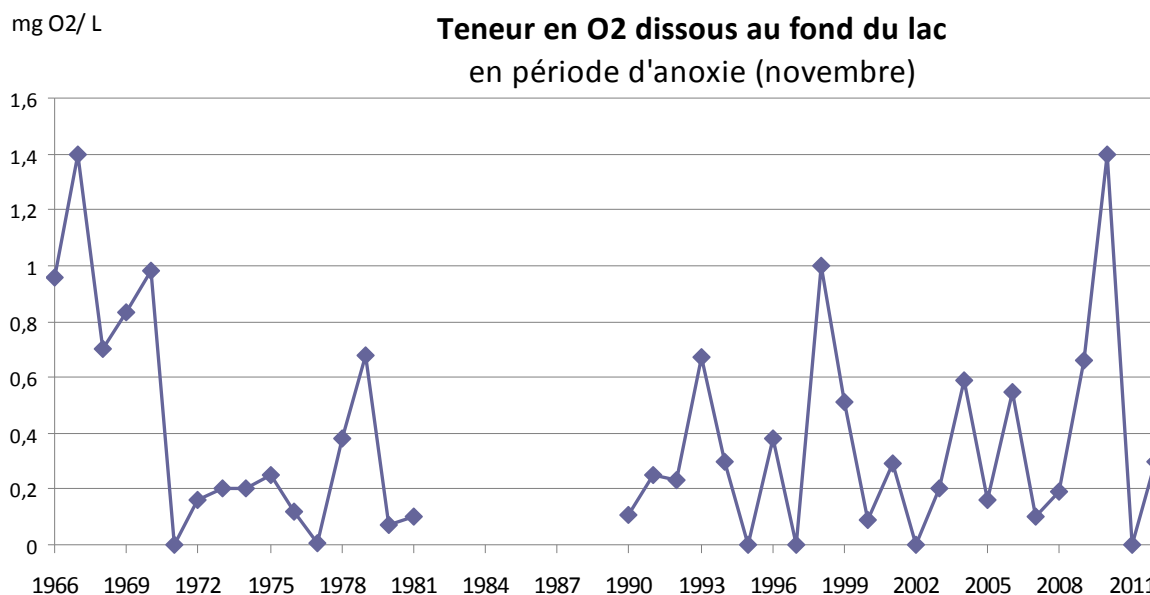


Figure IV.3 : Dynamique temporelle interannuelle de désoxygénation des eaux profondes dans le Grand Lac.

Concernant les teneurs en orthophosphate (élément clé de la croissance phytoplanctonique) on note des teneurs faibles (dans la gamme de celles observées au cours des 10 dernières années). Le lac d'Annecy est caractérisé, comme cela a déjà été rapporté à plusieurs reprises lors des suivis limnologiques, par des teneurs en phosphore inférieures au seuil des 10 µgP/L en zone pélagique supérieure. Si l'on explore les données historiques disponibles (Figure IV.4) concernant les teneurs en orthophosphates (forme bio assimilable du P) au moment du brassage hivernal (remise à disposition des éléments nutritifs), ce seuil des 10µg P/L n'est jamais atteint entre 1973 et 2012.

Il est utile de préciser que les données historiques disponibles pour les différents paramètres sont parfois incomplètes. En effet, le nombre d'échantillons par an, ainsi que les profondeurs échantillonnées, ou encore les méthodes utilisées pour les dosages/mesures ont parfois varié. Ainsi, une sélection a été faite pour assurer une comparabilité acceptable.

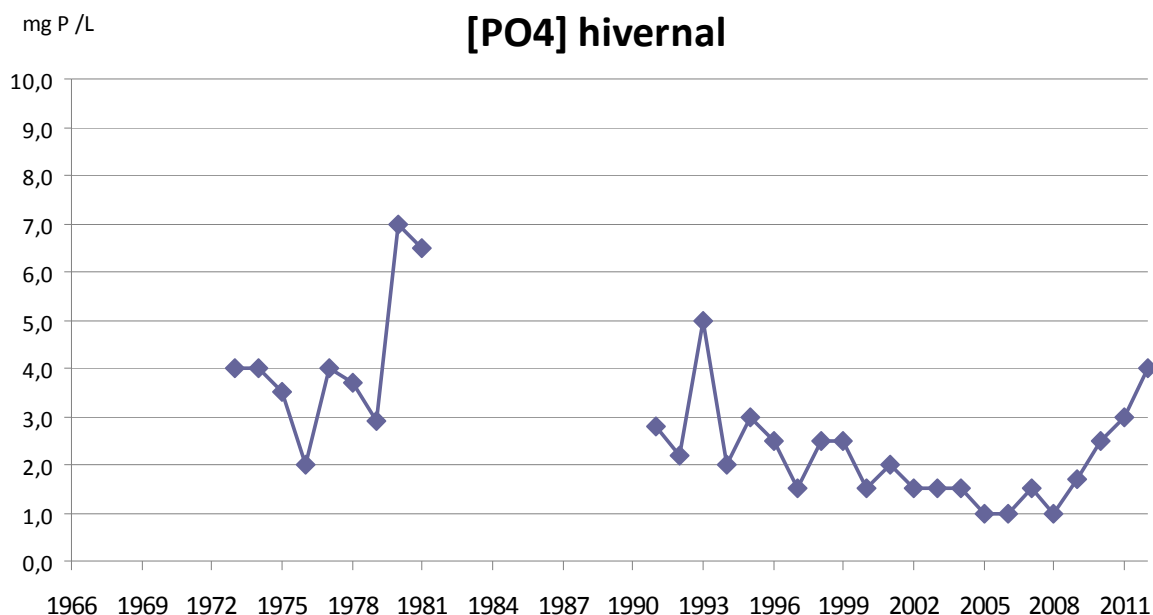


Figure IV.4 : Dynamique temporelle des teneurs en orthophosphate remis à disposition lors du brassage hivernal dans le Grand Lac.

Compartiment phytoplanctonique:

Comme cela a été acté lors de précédents rapports de suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy, les caractéristiques chimiques et la transparence des eaux placent très clairement le lac d'Annecy dans la classe de 'très bonne qualité' des eaux lacustres.

La faible ressource en éléments nutritifs limite naturellement la production phytoplanctonique. Toutefois, alors qu'en 2011 nous avons souligné que, pour la 4^{ème} année consécutive, les valeurs de biomasses phytoplanctoniques parmi les plus basses de la chronique étaient observées, en 2012 on note une valeur de biomasse phytoplanctonique qui ré-augmente, s'approchant de celles de 2002-2003 (et s'approchant également des biomasses quantifiées sur le lac du Bourget en 2011). Le lac d'Annecy demeure toutefois caractérisé par des valeurs de biomasse phytoplanctonique relativement faibles cohérentes avec le classement 'oligotrophe'.

Les diatomées et les chrysophycées sont les classes phytoplanctoniques dominantes. Les taxons mixotrophes (e.g. *Dinobryon*), caractéristiques de milieux pauvres en nutriments continuent à présenter des biomasses relatives élevées. Ces taxons mixotrophes utilisent l'osmotrophie ou la phagotrophie pour obtenir des éléments nutritifs en conditions de ressources limitantes. En système oligotrophe ou en période

d'appauvrissement du milieu en phosphore, la mixotrophie offre ainsi un avantage compétitif non négligeable à ces microalgues photosynthétiques ayant une double compétence alimentaire (Stickney et al. 2000; Domaizon et al. 2003).

Si la présence de ces mixotrophes est une constante dans les données des suivis limnologiques du lac d'Annecy, on note, en fonction des années, des particularités telles que celle de l'année 2012 concernant l'« apparition » de Chlorophycées en biomasse relativement importante (rarement observée sur la chronique). La présence de ces taxons (plutôt retrouvés dans eaux plus riches en nutriments que ne le sont celles d'Annecy) influencent par ailleurs la valeur de l'indice de Brettum qui malgré tout reste caractéristique d'une eau de très bonne qualité.

Parmi les tendances qui semblent s'opérer au cours des dernières années, on note un changement dans les proportions phytoplanctoniques en termes de structure en taille (nano- *versus* micro-phytoplancton). En effet au cours des 5 dernières années la part relative du microphytoplancton augmente alors que depuis les années 90, le lac d'Annecy était caractérisé par une forte dominance des espèces phytoplanctoniques de petites tailles (nanoplancton). Les espèces impliquées dans ce changement au cours de ces 5 dernières années, sont, soit des espèces mixotrophes, soit des chlorophycées ou des cyanobactéries non toxiques (deux groupes qui ont des taux de croissance plus efficaces dans les eaux plutôt chaudes, et pour lesquels on peut émettre l'hypothèse que la stratification très stable associée à des printemps et étés plutôt chauds a eu un effet bénéfique). D'autres espèces telles que des diatomées centriques de taille légèrement supérieure à 20µm (limite de taille pour discriminer nano- et microplancton) sont également impliquées dans cette modification de structure en taille.

Il est toutefois important de souligner que les dénombrements classiques effectués dans le cadre du suivi ne permettent pas de quantifier la part des espèces de très petite taille (picoplancton, taille <3 µm). Les picocyanobactéries (a priori non toxiques), très représentées dans ce compartiment picoplanctonique, possèdent des avantages compétitifs sur les plus grosses cellules (utilisation des ressources et de la lumière). Elles sont souvent prédominantes dans les écosystèmes pauvres en nutriments, et elles participent significativement, au moins à certains moments en zone épilimnique, à la production primaire totale, et donc au soutien de la production secondaire (zooplanctonique). Sur la base d'études récentes menées par l'INRA de Thonon-les-Bains, il est vérifié que ce compartiment est très représenté dans la zone pélagique du lac d'Annecy. Les picocyanobactéries présentent des concentrations sur

la chronique 2003-2012 deux fois supérieures en moyenne annuelle à celles mesurées sur le Lac du Bourget ; en périodes hivernale et printanière ces densités peuvent être 7 à 10 fois supérieures à celles enregistrées au lac du Bourget (Personnic et al 2009). Leur contribution en termes de biomasse phytoplanctonique est très significative et il est probable que cette ressource microbienne joue un rôle dans le fonctionnement trophique du lac. On peut souligner par ailleurs que les picocyanobactéries sont susceptibles de réagir positivement au réchauffement estival de la masse d'eau (Domaizon et al., 2013).

Compartiment zooplanctonique et piscicole:

Le compartiment zooplanctonique, bien que ne représentant pas un indicateur standard dans l'évaluation de la qualité des eaux, est un compartiment intégrateur de l'état écologique du lac ; il est par conséquent intéressant de l'observer pour suivre l'évolution du fonctionnement écologique de l'écosystème. La structure du compartiment zooplanctonique est soumise à des pressions de régulation complexes (quantité et qualité des ressources phytoplanctoniques, pression de prédation des zooplanctonophages, conditions thermiques ayant des effets directs ou indirects). Les abondances moyennes annuelles des microcrustacés estimées sur le lac d'Annecy, fluctuent modérément sur la période 1995-2012, sans tendance évidente. Si l'on se place dans une démarche comparative, il est intéressant de constater que, malgré la différence de niveau trophique les effectifs totaux moyens en microcrustacés des 3 grands lacs péri-alpins (Annecy : oligotrophe ; Bourget : oligo-mésotrophe ; Léman : mésotrophe) sont relativement proches en termes de densité (individus/m²). Les proportions des divers groupes crustacéens sont toutefois différentes. Les cyclopidés représentent le groupe dominant sur le lac d'Annecy. Les calanides ont pris une part importante dans la composition zooplanctonique à partir de 2004 (proportions allant jusqu'à 34-36% des microcrustacés en 2008-2009), mais ce pic d'abondance se réduit depuis 2010. La quantité, taille et qualité nutritionnelle du phytoplancton ont été identifiées comme des facteurs explicatifs de ces modifications, toutefois, d'autres facteurs interviennent à l'évidence sur la dynamique du compartiment zooplanctonique. L'importance de la boucle microbienne peut être une des causes possibles expliquant le manque de relation directe entre phyto- et zooplancton au lac d'Annecy (Perga et al., 2010) notamment en jouant un rôle dans l'utilisation des matières organiques comme une source d'éléments nutritifs dans la production zooplanctonique.

Par ailleurs les effets top-down (prédation par les poissons zooplanctonophages) sont bien sûr structurant pour le compartiment zooplanctonique (Perga et al., 2010). Cette pression de prédation est exercée principalement par les jeunes perches (O+) très abondantes dans la zone pélagique et littorale, ainsi que par les corégones (zooplanctonophages) et les gardons (omnivores).

Les données concernant l'estimation des stocks piscicoles ont été intégrées en 2012 dans le suivi scientifique du lac d'Annecy. L'intérêt de ces données s'inscrit dans une démarche à moyen-long terme, toutefois on peut d'ores et déjà fournir une description de la composition de l'assemblage piscicole vu au travers des méthodes utilisées dans le cadre d'inventaires scientifiques (acoustique et pêche CEN), déconnectées des suivis de la pêche amateur et professionnelle.

Dans le lac d'Annecy, le rendement de pêche (numérique et pondéral) globale en 2012 s'est révélé supérieur à ceux de 2010 et 2007. La structure des communautés est stable en comparaison de ces années antérieures. Les juvéniles de perche perche et secondairement le gardon, dominant largement l'assemblage piscicole dans la zone épilimnique.

Le stock global pour la perche (avec une distribution Nord-Sud hétérogène) est à un niveau haut, mais pas à un niveau record comme il a pu l'être par le passé. La structure en âge de cette espèce permet de souligner que si le recrutement est très bon, une forte régulation s'exerce au cours de la 1ère année.

Dans les couches profondes, le corégone est prépondérant. Il est intéressant de noter que des niveaux de populations de corégone et d'omble relativement abondants ont été estimés en 2012. La taille des 0+ et 1+ de Corégone (à partir des quelques échantillons obtenus) est par ailleurs similaire à celle obtenue en 2007 et 2010.

Il est tout de même nécessaire de pondérer ces données très positives concernant le compartiment piscicole par le fait que les poissons (perche, gardon, corégone) semblent avoir des tailles individuelles inférieures sur le lac d'Annecy en comparaison de celles mesurées (à âge égal) sur le lac du Bourget (à titre d'exemple pour les perches 1+ la taille moyenne respectivement à Annecy et au Bourget est de 170 contre 183 mm ; pour les corégones 2+, la taille moyenne respectivement à Annecy et au Bourget est de 288 contre 323 mm ; et pour les gardons 1+ les valeurs sont de 129 contre 162 mm). Les données disponibles pour effectuer la comparaison sont

parfois peu nombreuses (en particulier pour les corégones) et donc ces comparaisons devront être confortées, elles sont fournies ici à titre indicatif.

Le peuplement de poisson du lac d'Annecy permet de confirmer la qualité des eaux observée aux travers des autres indicateurs biologiques ou chimiques. Le lac d'Annecy est considéré comme un système référence/modèle en termes d'oligotrophie et de bonne qualité des eaux. Le suivi à long terme de ses caractéristiques physico-chimiques et biologiques, ainsi que les programmes de recherche plus spécifiques, contribuent à la connaissance de sa dynamique et son fonctionnement écologique en vue d'une gestion adaptative.

Bibliographie

AFNOR, 2005. Echantillonnage des poissons à l'aide de filets maillants. NF EN 14757, rapport Afnor, 27 pp.

AFNOR, 2006. NF EN 15204. Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl). Afnor 1-41.

Agence de l'eau RMC, 2011. Suivi des plans d'eau des bassins Rhône-Méditerranée et Corse en application de la Directive Cadre sur l'Eau. Lac du Bourget, campagnes 2010. Rapport 22 p.

Aglen A., 1989, Empirical results on precision-effort relationships for acoustic surveys. ICES CM B/30: 28 pp.

Angeli N., Cretenoy L., Gerdeaux D., 2001. Importance du peuplement piscicole dans la qualité des eaux: les biomanipulations. In : Gerdeaux D. (ed.), Gestion piscicole des grands plans d'eaux, INRA Paris : 35-73.

Anneville, O. & Kaiblinger K., 2009. Proposal for a phytoplankton lake index applicable to lakes of the Rhône-Alpes basin for the implementation of the European Water Framework Directive. Final report. INRA Thonon, France: 1-54.

Anneville O., Souissi S., Molinero J.C., Gerdeaux D., 2009. Influences of human activity and climate on the stock-recruitment dynamics of whitefish, *Coregonus lavaretus*, in Lake Geneva. Fisheries Manag. Ecol., 16(6): 492-500.

Anneville, O., Molinero, J.C., Souissi, S., & Gerdeaux, D., 2010 Seasonal and interannual variability of cladoceran communities in two peri-alpine lakes: uncoupled response to the 2003 heat wave. J. Plankton Res., 32: 913-925.

Appelberg M., 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multimesh. Rapp. Inst. Freshwater Research, Drottningholm (Sweden), 26 pp.

Balk H. & Lindem T., 2011. Sonar4 and Sonar5-Pro post processing systems, Operator manual version 6.0.1. Lindem Data Acquisition Humleveiien 4b. 0870 Oslo, Norway 464 pp.

Balvay G., Lainé L., Anneville O., 2004 Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux. Léman contre pollut., campagne 2003, 81-92.

Bourrelly, P., 1972. Les Algues d'eau douce, Tome I: Les Algues vertes. 1-572pp. Ed Boubée

Bourrelly, P., 1981. Les Algues d'eau douce, Tome II: Les Algues jaunes et brunes. 1-517 pp. Ed Boubée

Bourrelly, P., 1985. Les Algues d'eau douce, Tome III: Les Algues bleues et rouges. 1-606 pp. Ed Boubée

Brettum, P., 1989. Algen als Indikatoren für die Gewässerqualität in norwegischen Binnenseen. Norsk Institutt for vannforskning NIVA, 1-102.

Beniston, M., 2006. Mountain weather and climate: A general overview and a focus on climatic change in the Alps. *Hydrobiol.*, 562: 3–16.

Bigarré L., Cabon J., Baud M., Pozet F., Castric J., 2008. Ranaviruses associated with high mortalities in catfish in France. *Bull. Eur. Ass. Fish Pathol.*, 28(4).

Callieri C., 2007. Picophytoplankton in freshwater ecosystems : the importance of small-size phototrophs. *Freshwater Reviews*, 1:2-28.

Campton P., 2007. Diagnostic de la gestion de la perche (*Perca fluviatilis*) au lac du Bourget. Rapp. CISALB, 27p.

CEN, 2009. Water quality - Guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. prEN 1591041.

CISALB, 2008. Gestion de la ressource piscicole du lac du Bourget. Rapp. 76 pp.

CISALB, 2011. Suivi 2010 des populations piscicoles exploitées par la pêche amateur en bateau sur le lac du Bourget. Rapp. 53 pp.

Clady M.D., 1976. Influence of Temperature and Wind on the Survival of Early Stages of Yellow Perch (*Perca flavescens*). *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 33(9): 1887-1893.

Decelières-Vergès C., 2008. Caractérisation des métriques issue de l'échantillonnage de l'ichtyofaune lacustre et conséquences pour l'évaluation de la qualité du milieu. Thèse Univ. De Savoie, 165 pp.

Deceliere-Vergès C. & Guillard J., 2008. Assessment of the pelagic fish communities: consequences for the lake fish monitoring. *Knowl. Managt. Aquatic Ecosyst*, 389, 04.

Degiorgi F., Cachera S., Guillard J., Raymond J.C., Vergés C., 2006. Synthèse des études piscicoles effectuées sur le lac du Bourget entre 2003 et 2005. Etat de santé du peuplement piscicole Facteur limitant ou ralentissant la restauration. Proposition de remédiation et de gestion halieutique. *Cisalb*, 73 pp.

Diner N., Marchand P., 1995. Acoustique et Pêche Maritime. Ed. IFREMER, Plouzané, 147 pp.

Dokulil MT., Jagsch A., George GD., Anneville O., Jankowski T., Wahl B., Lenhart B., Blenckner T., Teubner K., 2006. Twenty years of spatially coherent deep-water warming in lakes across Europe related to North-Atlantic Oscillation. *Limnol. Ocenogr.*, 51 :2787-2793.

Domaizon I., Viboud S., Fontvieille D., 2003. Taxon-specific and seasonal variations in flagellates grazing on heterotrophic bacteria in the oligotrophic Lake Annecy - importance of mixotrophy. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 46: 317-329.

Domaizon I., Savichtcheva O., Debroas D., Arnaud F., Villar C., Pignol C., Alric B., Perga M.E., 2013. DNA from lake sediments reveals the long-term dynamics and diversity of *Synechococcus* assemblages. *Biogeosciences*, 10, 3817-3838.

Druart J. C. & Rimet F., 2008. Protocoles d'analyse du phytoplancton de l'INRA : prélèvement, dénombrement et biovolumes. In INRA (ed), Thonon-les-Bains: 1-200.

Dubois J.P., Gillet C., Hilgert N., Balvay G., 2008. The impact of trophic changes over 45 years on the Eurasian perch, *Perca fluviatilis*, population of Lake Geneva. *Aquat. Living Resour.*, 21 (4): 1-10.

Emmrich M., Winfield I.J., Guillard J., Rustadbakken A., Vergès C., Volta P., Jeppesen E., Laurdisen T., Holmgren K., Argillier C., Mehner T., 2012. Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes, *Freshwater Biology*, 57 (12), 2436–2448.

Gerdeaux D., Anneville O., Hefti D., (2006) Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecologica* 30, 161-177.

Giannetto D., Carosi A., Franchi E., Porta GL., Lorenzoni M., 2011. Proposed standard weight (Ws) equation for European perch (*Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758). *J. Appl. Ichthyol.*, 1-6.

Gillet C. & Quetin P., 2006. Effect of temperature changes on the reproductive cycle of roach in Lake Geneva from 1983 to 2001. *J. Fish Biol.* 69: 518-534.

Godlewska M., Colon M., Doroszczyk L., Długoszewski B., Verges C., Guillard J., 2009 Hydroacoustical measurements at two frequencies: 70 and 120 kHz - consequences on fish stock estimation. *Fisheries Res.*, 96: 11-16.

Godlewska M., Colon M., Jozwik A., Guillard J., 2011. How pulse lengths impact fish stock estimations during hydroacoustic measurements at 70 kHz. *Aquat. Living Res.*, 24, 71-78.

Guillard, J., F. Darchambeau, P. Masilya, Descy J.P., 2012. Is the fishery of the introduced Tanganyika sardine (*Limnothrissa miodon*) in Lake Kivu (East Africa) sustainable? *J. Great Lakes Res.*, 38: 524–533.

Guillard J., Fernandes P., Laloë T., Brehmer P., 2011 Three-dimensional internal spatial structure of young-of-the-year pelagic freshwater fish provides evidence for the identification of fish school species. *Limnol. Oceanogr. Methods*, 9 : 322–328.

Guillard J. & Marchal E., 2001. L'hydroacoustique, méthode d'étude de la distribution spatiale et de l'abondance des peuplements pisciaires lacustres. In : La gestion piscicole des grands plans d'eaux, Ed. Gerdeaux, INRA Paris, 215 - 239.

Guillard J., Perga M.-E., Colon, M., Angeli N., 2006. Hydroacoustic assessment of young-of-year perch, *Perca fluviatilis*, population dynamics in an oligotrophic lake (Lake Annecy, France). *Fish. Manag. Ecol.*, 13: 319-327.

Guillard J. & Vergés C., 2007. The Repeatability of Fish Biomass and Size Distribution Estimates obtained by Hydroacoustic Surveys Using Various Survey Designs and Statistical Analyses. *Int. Rev. Hydrobiol.*, 92 (6): 605–617.

Guide technique 'évaluation de l'état des eaux de surface de métropole' Mars 2009. Ministère Chargé de l'Ecologie. pp74, http://www.eaufrance.fr/IMG/pdf/Guidetechnique REEE-ESC_30mars2009.pdf.

Gillet C., 2001. Le déroulement de la fraie des principaux poissons lacustres. In Gerdeaux D (éditeur) gestion piscicole des grands plans d'eau, INRA, Paris, pp 241-282.

Gumy D. & Alencastro L.F., 2001. Origine de la pollution du Léman par le Chlorure. *RapP. Comm. Int. Prot. Eaux Léman contre pollut. Campagne 2000*, 261-278.

Jacquet, S., S. Cachera, M. Colon, C. Girel, J. Guillard, V. Hamelet, J.C. Hustache, F. Kerrien, D. Lacroix, L. Laine, C. Laplace-Treyture, J. Lazzarotto, G. Paolini, M. Perga, P. Perney, F. Rimet, V. Verneaux., 2013. Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2012. Rapport INRA-CISALB-CALB, 226 pages.

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

Karr J. R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21–27.

Kaiblinger K., 2008. Water quality assessment in lakes with special focus on Phytoplankton indices used within the EU Water Framework Directive (WFD). INRA Thonon, 1-45.

Kerfoot W.C. & Kirk K.L., 1991. Degree of Taste Discrimination among Suspension-Feeding Cladocerans and Copepods - Implications for Detritivory and Herbivory. *Limnol. Oceanogr.*, 36 : 1107-1123.

Lazzaro X., 2009. Rôle structurant des poissons filtreurs omnivores sur la dynamique des communautés planctoniques et les efflorescences dans les lacs tropicaux peu profonds. HDR Univ. Pierre et Marie Curie – Paris 6, 115pp.

Lazzarotto J & Rapin F., 2009. Evolution physico-chimique des eaux du Léman, *Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre Pollut. Campagne 2008*, 33-58.

Love, R., 1971. Dorsal-aspect target strength of an individual fish. *J. Acous. Soc. Am.*, 49: 816-823.

MacLennan D., Fernandes P. G., Dalen J., 2002. A consistent approach to definitions and symbols in fisheries acoustics. *ICES J. Marine Scien.* 59: 365-369.

Mehner, T., 2010. No empirical evidence for community-wide top-down control of prey fish density and size by fish predators in lakes. *Limnol. Oceanogr.* 55(1): 203-213.

Mehner T., Busch S., Helland I.P., Emmrich M., and Freyhof J., 2010. Temperature related nocturnal vertical segregation of coexisting coregonids. *Ecol. Freshw. Fish*, 19: 408-419.

Millenium Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: Wetland and Water synthesis*, 2005.

Molinero J.C., Anneville O., Souissi S., Lainé L., Gerdeaux D., 2007. Decadal changes in water temperature and ecological time series in Lake Geneva, Europe — relationship to subtropical Atlantic climate variability. *Clim. Res.* 34: 15–23.

Müller B., Gachter R., 2012. Increasing chloride concentrations in Lake Constance: characterization of sources and estimation of loads. *Aquatic sciences*, 74 (1): 101-112.

Onema, 2007. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy - Application du protocole EN 14757 – Rap. Onema, dél. rég. Rhône-Alpes, 27 p.

Onema, 2010. Echantillonnage du peuplement piscicole du lac d'Annecy – Réseau de Contrôle de Surveillance- (Année 2010) - Eléments d'analyse. Rap. Onema, dél. rég. Rhône-Alpes, 27 pp.

Padisak, J., Crossetti L. O., Naselli-Flores L., 2009. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia* 621: 1-19.

Parker-Stetter S.L., Rudstam L.G., Sullivan P.J. Warner D.M., 2009. Standard operating procedures for fisheries acoustic surveys in the Great Lakes. *Great Lakes Fish. Comm. Spec. Pub.* 09-01.

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

Perga M.E., Desmet M., Enters D., Reyss J.L., 2010. A century of bottom-up and top-down driven changes on a lake planktonic food web : A paleo-ecological and paleo-isotopic study of Lake Annecy, France. *Limnology and Oceanography*, 55: 803-816.

Personnic S., Domaizon I., Dorigo U., Berdjeb L., Jacquet S., 2009. Seasonal and spatial variability of virio, bacterio- and picophytoplanktonic abundances in three peri-alpine lakes. *Hydrobiol.*, 627: 99-111.

Redfield A.C., 1958. The biological control of chemical factors in the environment, *American Scientist*, 46: 205-221.

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

Rimet F., Druart J. C., Anneville O., 2009. Exploring the dynamics of plankton diatom communities in Lake Geneva using emergent self-organizing maps (1974-2007). *Ecological Informatics*, 4: 99-110.

Rudstam L.G., Jech J.M., Parker-Stetter S.L., Sullivan P.J., Mason D.M., 2013. Fisheries acoustics. In: Fisheries Techniques, Third Edition (Ed. Alexander V. Zale, Donna L. Parrish, and Trent M. Sutton) American Fisheries Society. 597-636.

Sieburth J.M., Smetacek V., Lenz J., 1978. Pelagic ecosystem structure - heterotrophic compartments of plankton and their relationship to plankton size fractions - comment. *Limnol Oceanogr.*, 23: 1256-1263.

SILA, 2011. Suivi scientifique du Lac d'Annecy, rapport 2009. SILA-INRA.

SILA, 2011. Suivi scientifique du Lac d'Annecy, rapport 2010. SILA-INRA.

Simmonds E.J., MacLennan D.N., 2005. Fisheries Acoustics: Theory and Practice. Oxford: Blackwell Science Ltd., 437 pp.

Smith, S., 1990. Use of statistical models for the estimation of abundance from groundfish survey data. *Can. J. Fish. Aquatic Sci.*, 47: 894-903.

Stickney H.L., Hood R.R., Stoecker D.K., 2000. The impact of mixotrophy on planktonic marine ecosystems. *Ecological Modelling*, 125: 203-230.

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

Sprent P., 1992. Pratique des statistiques non paramétriques. INRA (Ed.), Paris, 105 p.

Winfield I.J., Fletcher J.M., James J.B., Bean C.W., 2009. Assessment of fish populations in still waters using hydroacoustics and survey gill netting: Experiences with Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) in the UK. *Fisheries Res.*96:30-38.

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

Wolfram G., Dokulil M., Pall K., Reichmann M., Schulz L., Argillier C., de Bortoli J., Martinez J. P., Rioury C., Hoehn E., Riedmuller U., Schaumburg J., Stelzer D., Buzzi F., Dalmiglio A., Morabito G., Marchetto A., Remec-Rekar S. & Urbanic G., 2007. Intercalibration Exercise, Technical Report + Annexes, Alpine GIG (Lakes). Vienna - Ispra.

Yule D., Evrard L.M, Cachera S., Colon M., Guillard J., 2013. CEN gillnet and acoustic standards: there's more to a picture than meets the eye. En revision dans *Freshwater Biology*.

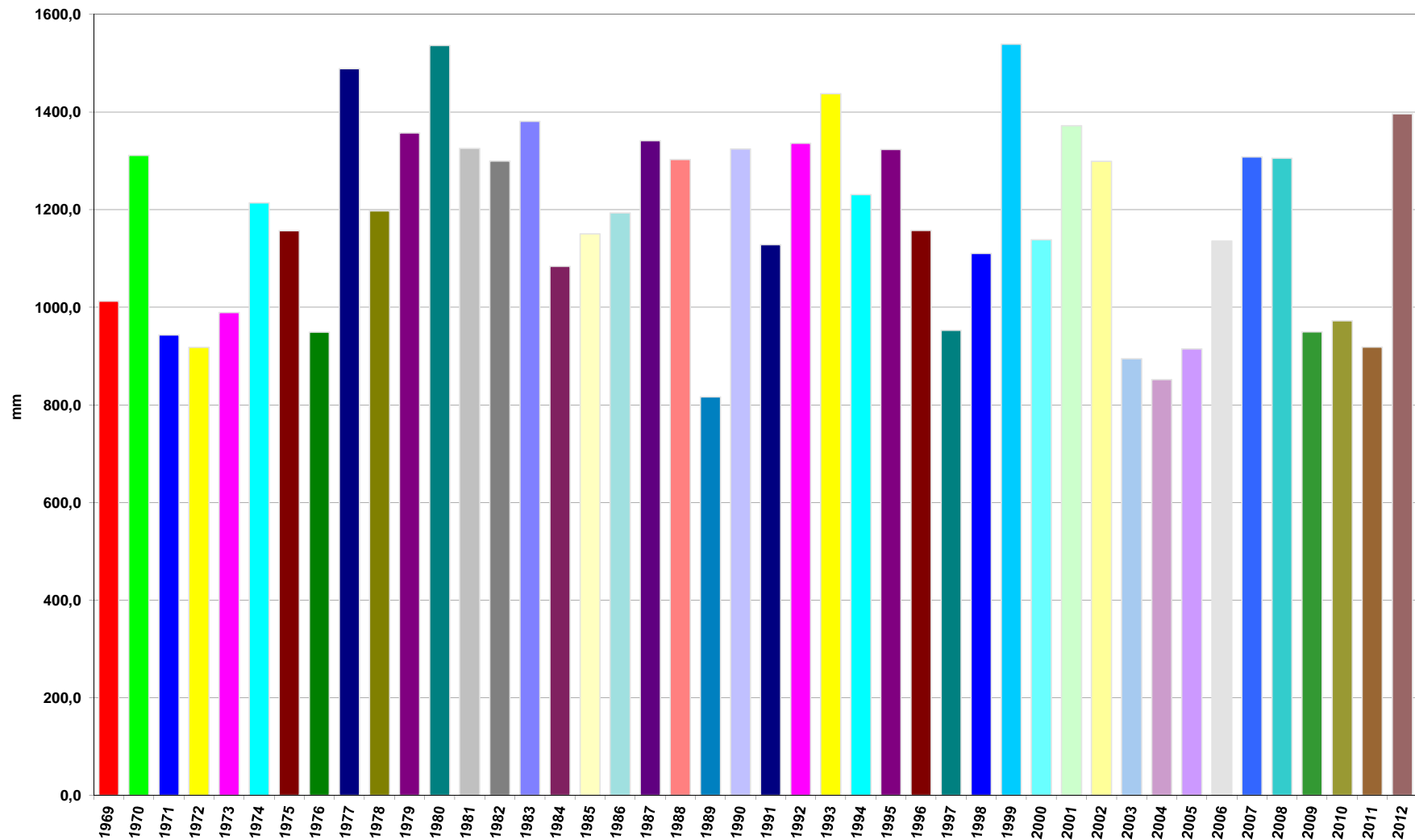
DOSSIER I

<p>METEOROLOGIE ET CLIMATOLOGIE 2012</p>

METEO
HAUTEURS DE PLUIE (mm)

ANNEE	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	TOTAL
1969	77,5	64,4	68,3	118,8	107,6	135,0	81,3	79,7	62,0	2,1	142,3	73,2	1012,2
1970	102,7	199,3	115,8	217,6	86,6	104,3	37,1	77,5	64,5	90,5	183,1	32,0	1311,0
1971	60,9	39,7	122,7	74,9	76,0	178,7	18,1	119,8	96,1	28,5	120,7	6,9	943,0
1972	21,0	98,6	65,5	97,2	59,4	124,5	113,4	72,4	33,6	44,8	146,2	40,9	917,5
1973	45,6	64,0	7,8	59,8	76,6	92,7	218,8	86,1	106,6	104,0	63,6	63,6	989,2
1974	70,6	75,1	59,8	42,4	104,2	199,4	55,1	40,1	196,1	163,7	146,3	61,2	1214,0
1975	110,1	11,1	104,4	68,4	110,3	138,0	50,6	80,3	190,9	64,1	170,1	58,2	1156,5
1976	19,9	71,9	32,8	64,5	38,4	10,7	99,2	88,1	188,7	94,0	103,0	137,5	948,7
1977	91,9	197,0	104,2	195,6	128,1	128,9	178,9	137,4	14,6	99,0	113,4	99,5	1488,5
1978	137,7	137,4	168,1	72,5	136,2	70,1	76,6	143,3	45,9	25,4	12,4	171,6	1197,2
1979	195,1	113,5	181,4	99,5	99,5	90,1	51,0	109,6	56,9	103,1	105,1	152,1	1356,9
1980	135,6	80,0	145,6	18,9	127,5	248,8	178,5	86,6	103,9	231,1	88,7	91,2	1536,4
1981	152,7	45,2	161,0	18,8	163,2	50,1	168,6	19,3	133,4	147,2	35,1	230,5	1325,1
1982	96,6	22,6	130,3	11,1	68,2	172,4	87,1	113,7	96,6	195,8	95,4	209,9	1299,7
1983	77,3	82,0	80,5	190,5	282,0	54,7	34,3	78,3	188,2	99,7	113,2	100,3	1381,0
1984	156,5	113,4	75,7	43,8	119,7	73,1	18,7	41,9	161,9	134,6	74,9	69,7	1083,9
1985	121,1	79,4	106,3	125,0	181,1	211,2	47,8	105,4	16,6	6,3	78,6	71,6	1150,4
1986	159,8	69,1	84,2	132,7	113,7	59,8	86,4	152,5	62,5	94,2	81,9	96,6	1193,4
1987	75,3	76,7	91,4	87,3	114,7	258,7	160,4	101,5	84,0	134,5	90,7	65,9	1341,1
1988	131,5	128,7	161,4	66,8	126,0	53,3	119,0	63,5	134,9	209,6	57,9	49,8	1302,4
1989	19,8	60,9	97,5	178,3	73,3	34,5	59,3	39,0	50,7	60,4	60,5	81,8	816,0
1990	49,8	211,0	21,4	80,7	83,5	251,0	90,7	35,6	107,2	157,5	148,0	88,0	1324,4
1991	50,3	63,0	99,2	50,1	50,3	169,8	68,0	8,6	172,7	130,9	143,6	121,6	1128,1
1992	22,3	54,0	99,2	103,7	96,6	154,7	119,8	71,5	77,2	236,5	184,8	115,5	1335,8
1993	29,7	9,5	20,4	100,2	112,6	197,7	174,1	54,7	281,5	160,3	47,7	248,8	1437,2
1994	112,0	38,1	42,3	149,3	143,2	57,3	68,9	57,2	228,7	125,2	101,3	107,3	1230,8
1995	190,1	205,5	100,0	53,9	185,3	42,9	112,1	29,0	180,8	48,4	70,6	104,7	1323,3
1996	52,2	76,1	33,1	38,2	107,6	98,6	141,5	168,8	46,0	83,3	199,5	112,6	1157,5
1997	70,2	21,5	21,5	68,5	88,4	165,0	116,9	53,7	59,5	65,0	110,6	112,1	952,9
1998	112,1	18,3	45,6	106,0	27,9	105,2	90,9	106,0	236,8	106,2	111,4	43,6	1110,0
1999	86,8	122,2	101,2	157,6	75,5	151,5	70,7	156,7	236,9	112,6	100,6	166,4	1538,7
2000	15,0	123,0	76,6	109,4	82,2	29,6	133,4	50,0	85,8	170,8	195,4	67,2	1138,4
2001	151,2	40,2	295,8	155,6	76,6	136,6	109,0	128,2	99,6	93,8	46,8	38,4	1371,8
2002	46,0	90,8	52,8	34,6	125,1	91,3	102,3	156,4	60,0	153,6	255,6	130,4	1298,9
2003	101,0	39,6	31,0	94,4	43,0	29,8	64,2	90,5	68,5	211,4	80,8	40,2	894,4
2004	112,6	25,2	73,4	53,2	50,2	37,6	72,8	148,6	38,2	159,8	21,5	58,4	851,5
2005	49,4	48,8	67,1	152,6	65,8	49,2	59,6	96,6	69,6	91,2	54,0	110,8	914,7
2006	29,6	84,0	206,2	95,2	119,4	46,4	41,4	186,8	97,4	86,6	65,8	76,6	1135,4
2007	88,8	120,8	115,8	5,4	170,6	174,6	170,4	164,0	83,4	30,2	65,2	118,8	1308,0
2008	101,8	44,4	108,8	141,0	85,4	117,4	148,0	116,8	187,2	103,0	59,0	92,6	1305,4
2009	66,3	52,4	76,4	44,2	44,8	101,2	73,0	106,2	19,6	33,6	187,0	145,0	949,7
2010	54,4	121,8	98,0	34,0	150,6	58,0	43,0	120,2	59,0	52,6	136,5	44,2	972,3
2011	44,2	28,0	45,2	33,4	57,8	116,0	154,2	81,2	71,2	55,8	5,8	225,6	918,4
2012	123,0	2,0	50,6	203,6	121,4	129,0	54,0	119,6	114,2	99,4	181,0	198,8	1396,6
VAL MAX	195,1	211,0	295,8	217,6	282,0	258,7	218,8	186,8	281,5	236,5	255,6	248,8	1538,7
VAL MINI	15,0	2,0	7,8	5,4	27,9	10,7	18,1	8,6	14,6	2,1	5,8	6,9	816,0

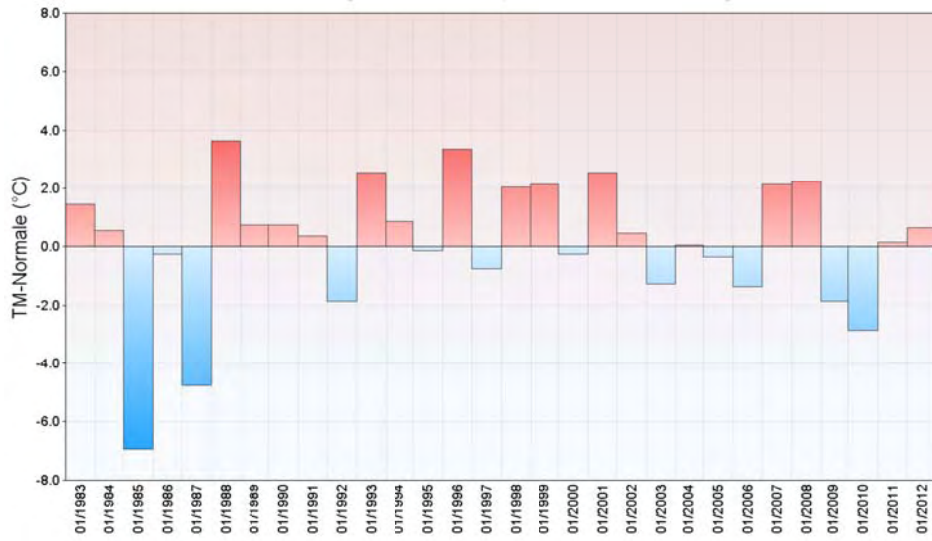
ANNEES	mm
1969	1012,2
1970	1311,0
1971	943,0
1972	917,5
1973	989,2
1974	1214,0
1975	1156,5
1976	948,7
1977	1488,5
1978	1197,2
1979	1356,9
1980	1536,4
1981	1325,1
1982	1299,7
1983	1381,0
1984	1083,9
1985	1150,4
1986	1193,4
1987	1341,1
1988	1302,4
1989	816,0
1990	1324,4
1991	1128,1
1992	1335,8
1993	1437,2
1994	1230,8
1995	1323,3
1996	1157,5
1997	952,9
1998	1110,0
1999	1538,7
2000	1138,4
2001	1371,8
2002	1298,9
2003	894,4
2004	851,5
2005	914,7
2006	1135,4
2007	1308,0
2008	1305,4
2009	949,7
2010	972,3
2011	918,4
2012	1396,0



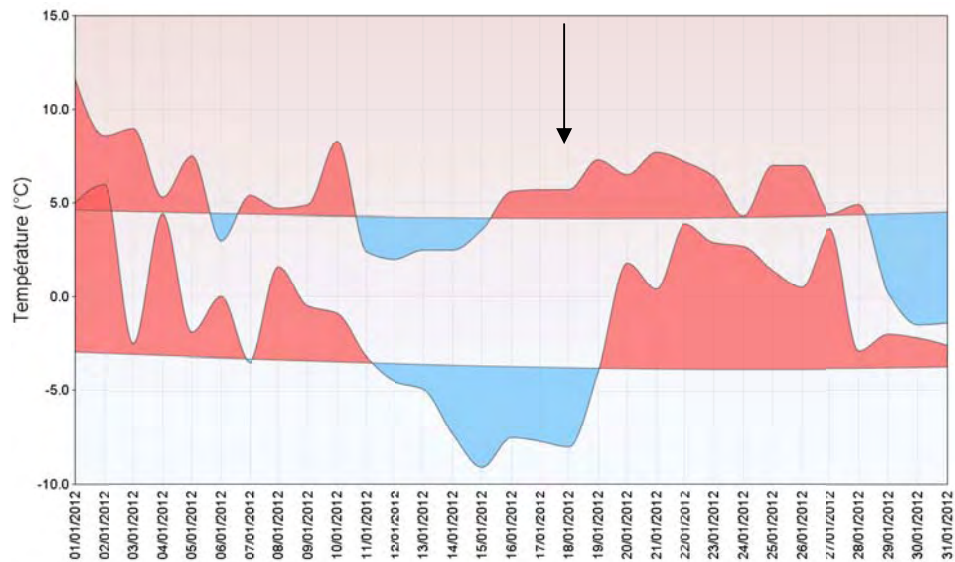
moy 1180,9

JANVIER

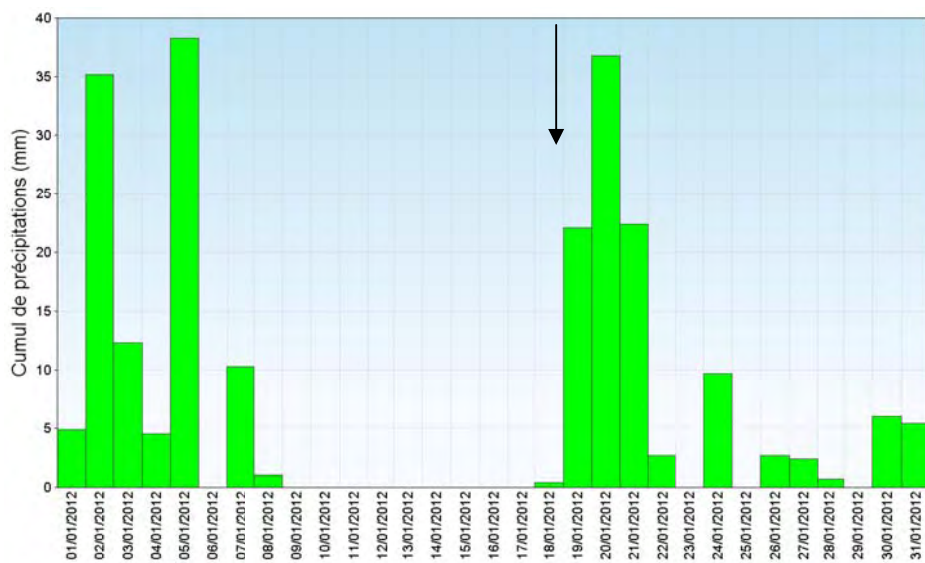
Ecart à la normale mensuelle () des températures moyennes mensuelles pour les 30 dernières années*



Températures minimales et maximales

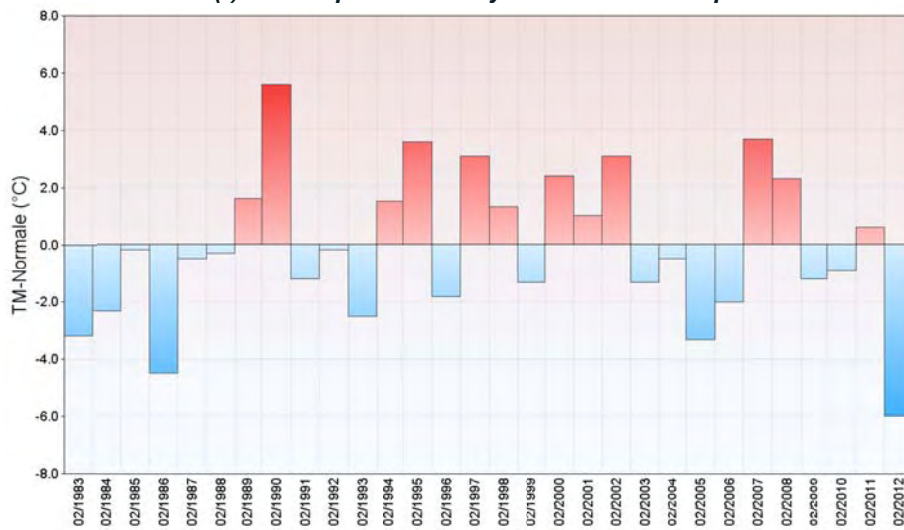


Précipitations quotidiennes

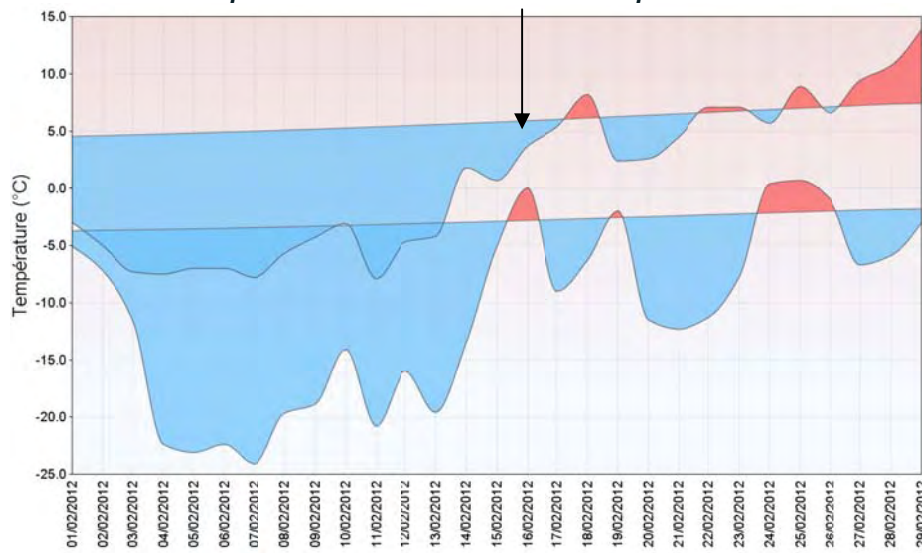


FEVRIER

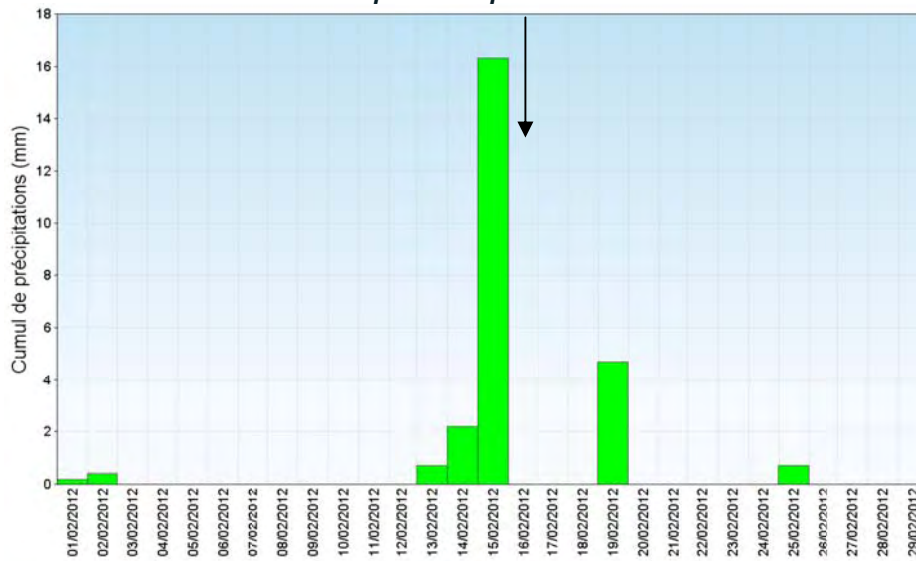
Ecart à la normale mensuelle () des températures moyennes mensuelles pour les 30 dernières années*



Températures minimales et maximales quotidiennes

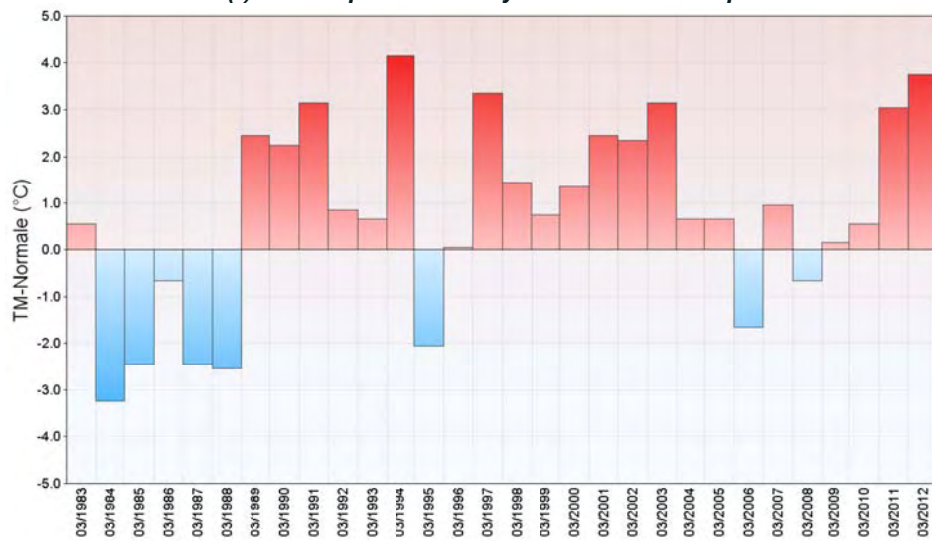


Précipitations quotidiennes

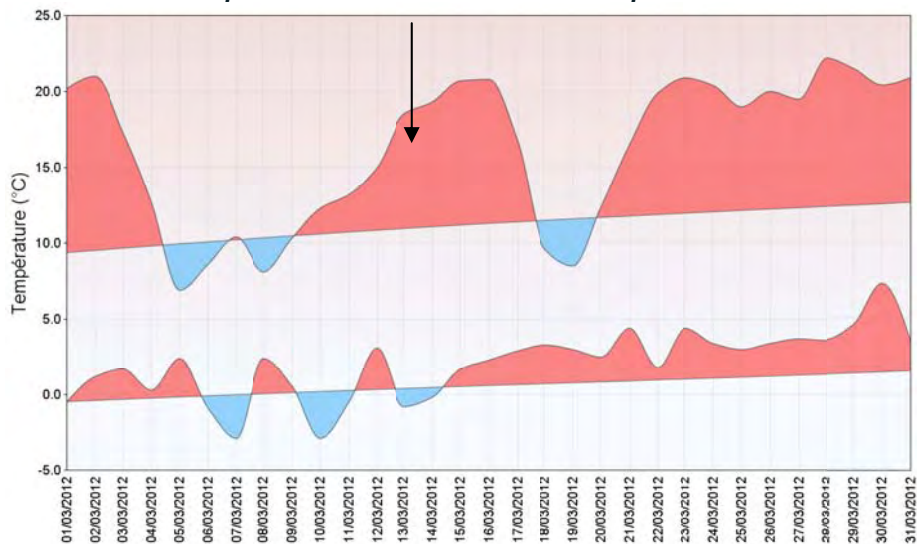


MARS

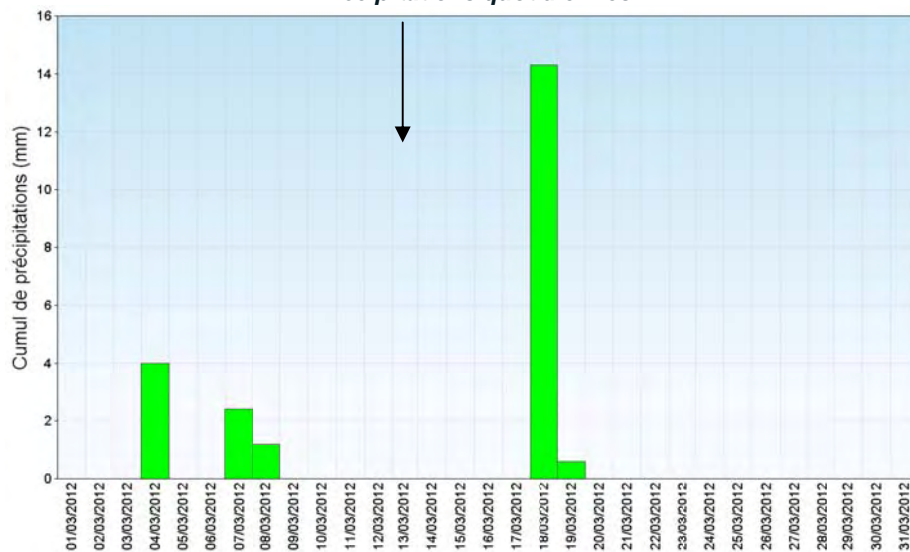
Ecart à la normale mensuelle () des températures moyennes mensuelles pour les 30 dernières années*



Températures minimales et maximales quotidiennes

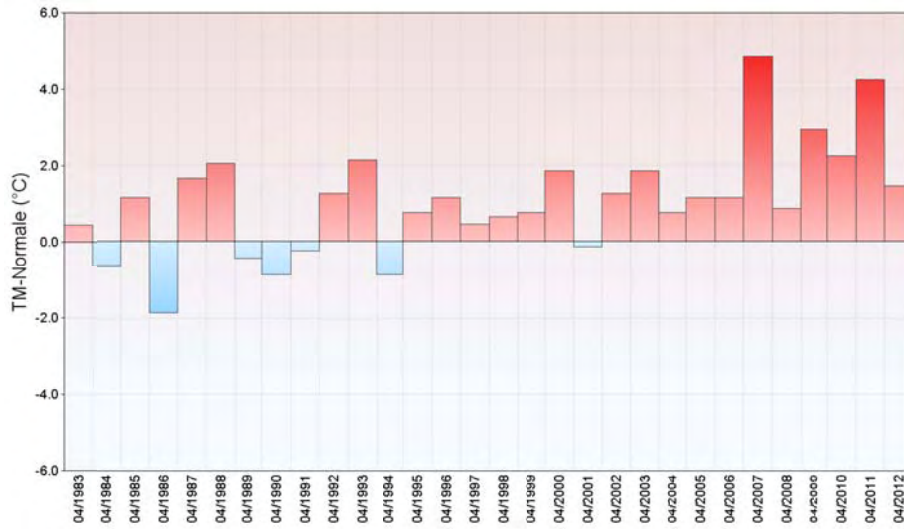


Précipitations quotidiennes

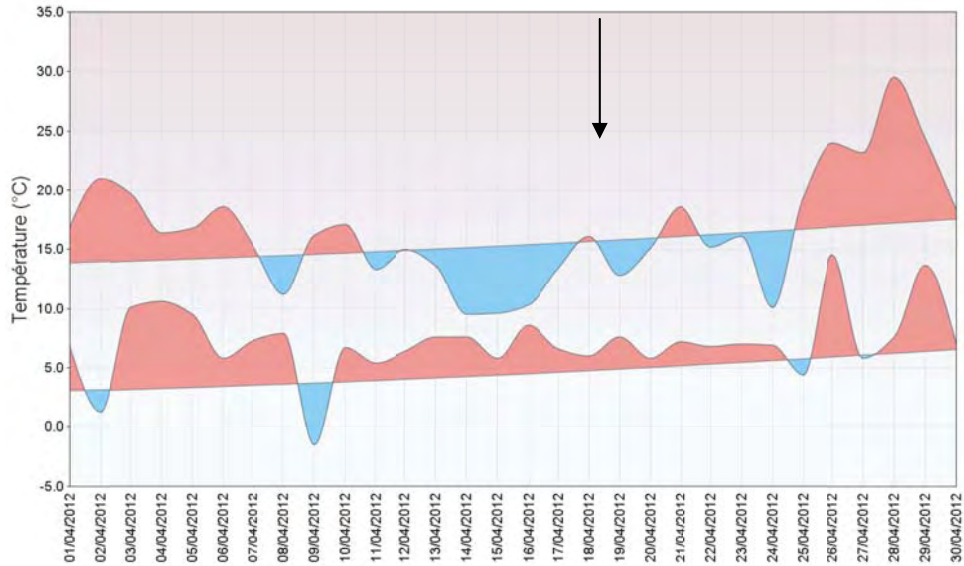


AVRIL

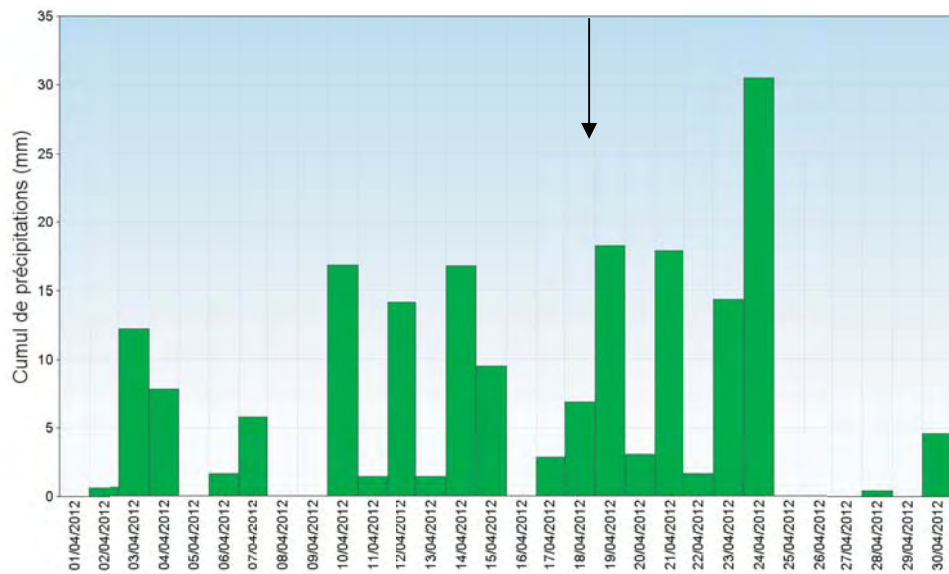
Ecart à la normale mensuelle (*) des températures moyennes mensuelles pour les 30 dernières années



Températures minimales et maximales quotidiennes



Précipitations quotidiennes

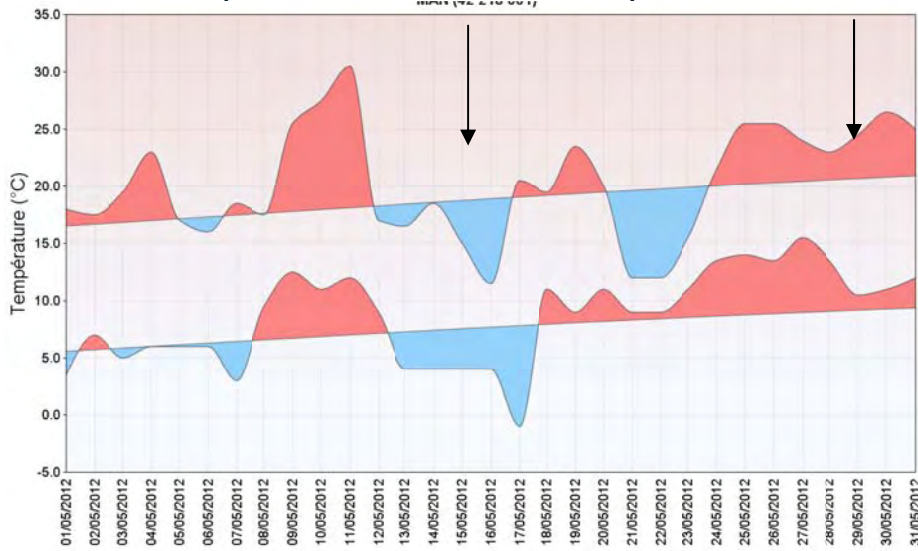


MAI

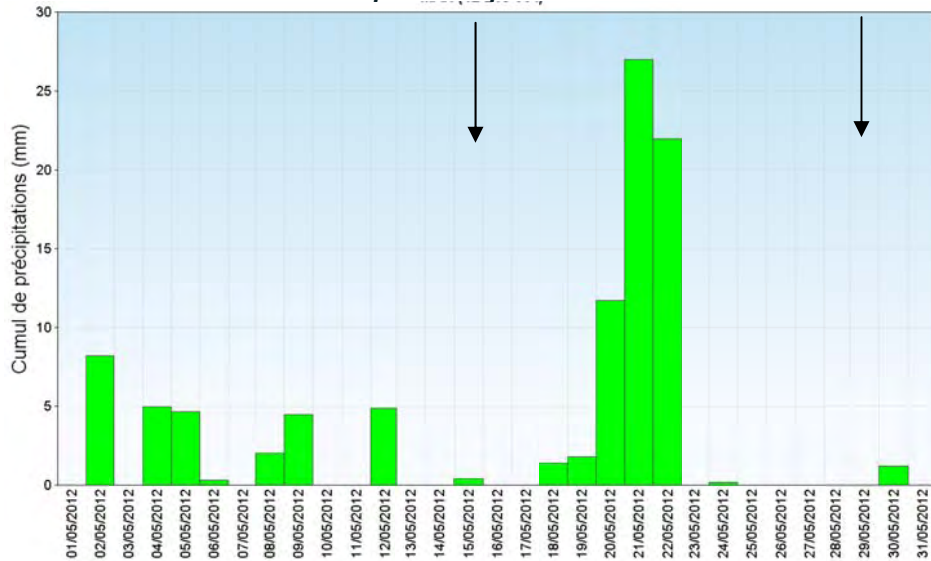
Ecart à la normale mensuelle (*) des températures moyennes mensuelles pour les 30 dernières années



Températures minimales et maximales quotidiennes

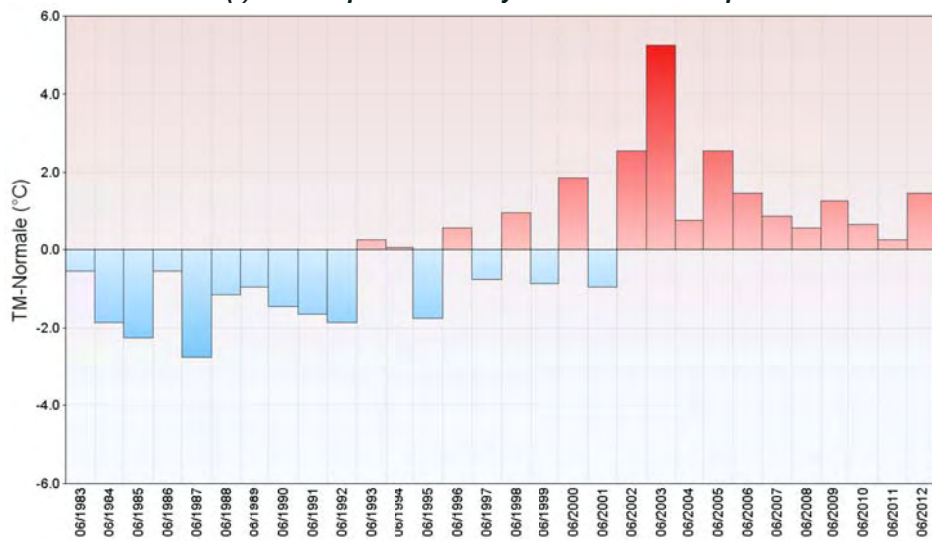


Précipitations quotidiennes

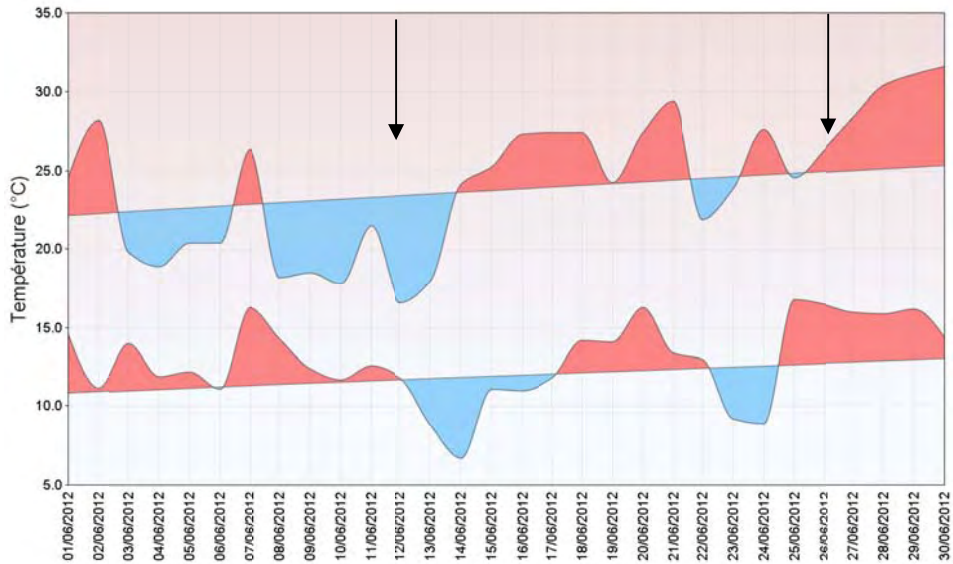


JUIN

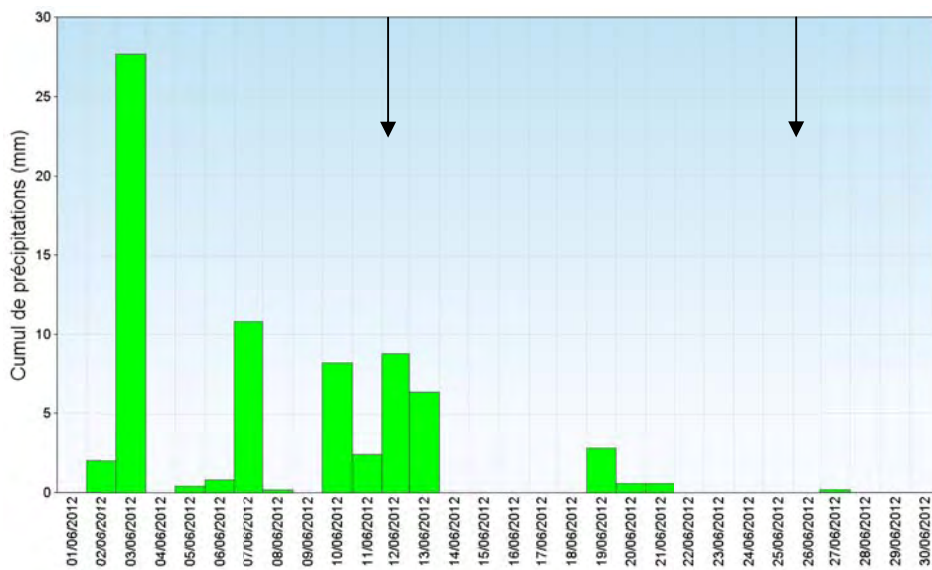
Ecart à la normale mensuelle () des températures moyennes mensuelles pour les 30 dernières années*



Températures minimales et maximales quotidiennes



Précipitations quotidiennes

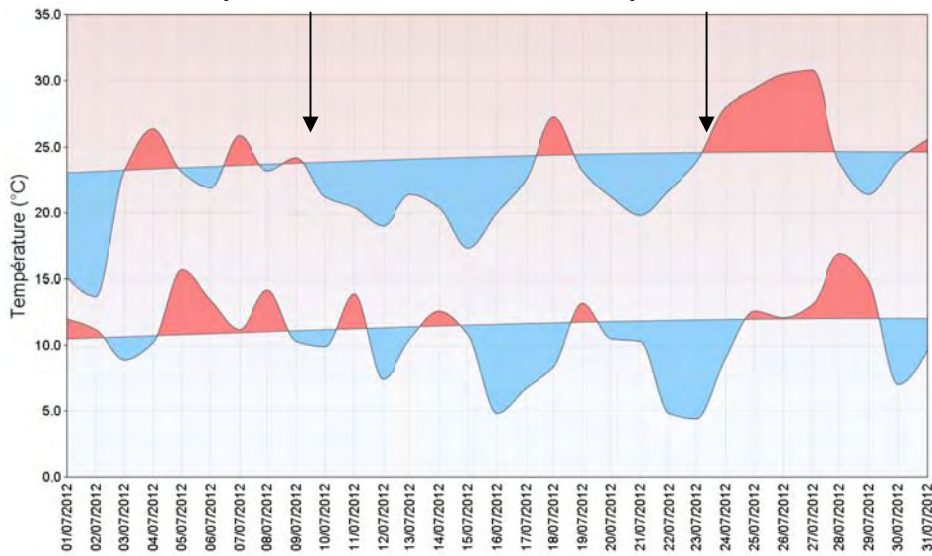


JUILLET

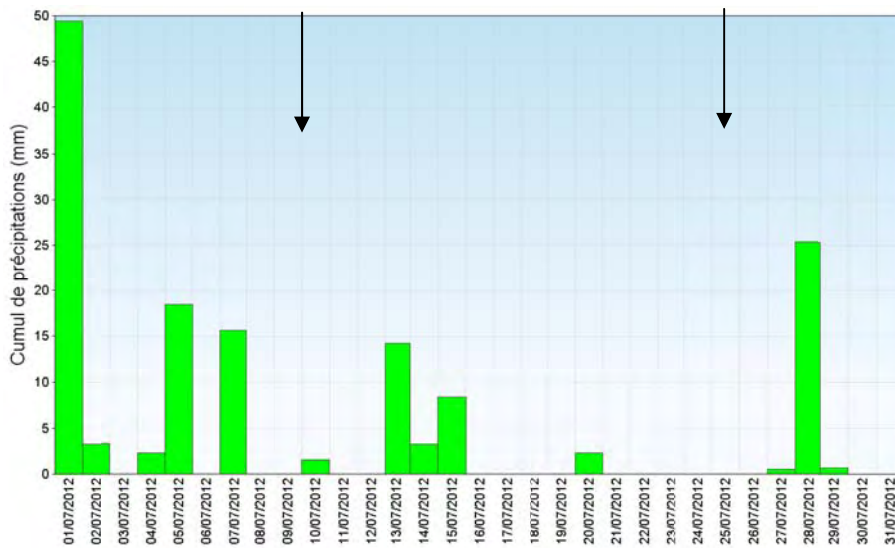
Ecart à la normale mensuelle (*) des températures moyennes mensuelles pour les 30 dernières années



Températures minimales et maximales quotidiennes

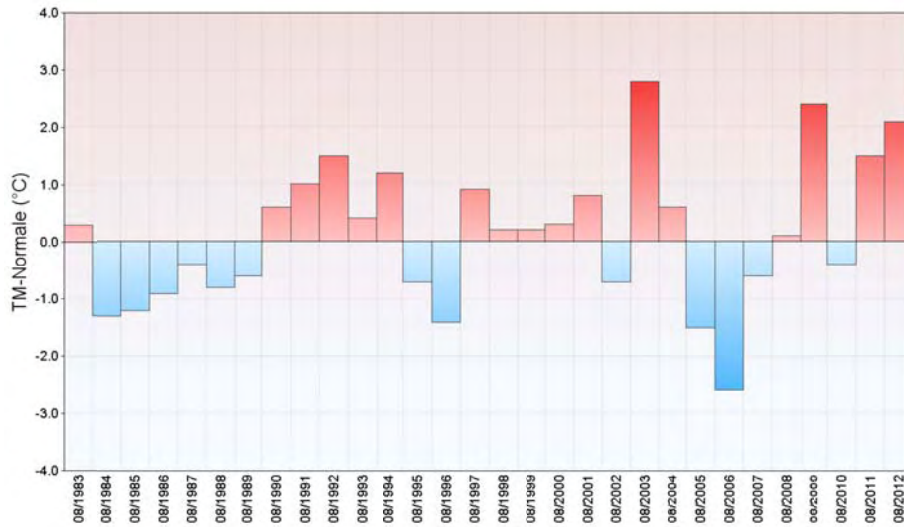


Précipitations quotidiennes

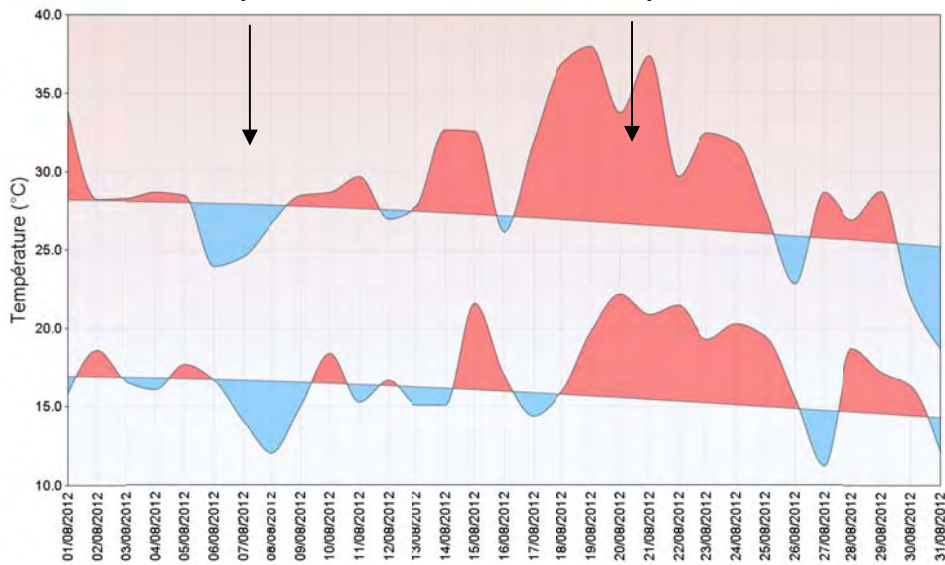


AOUT

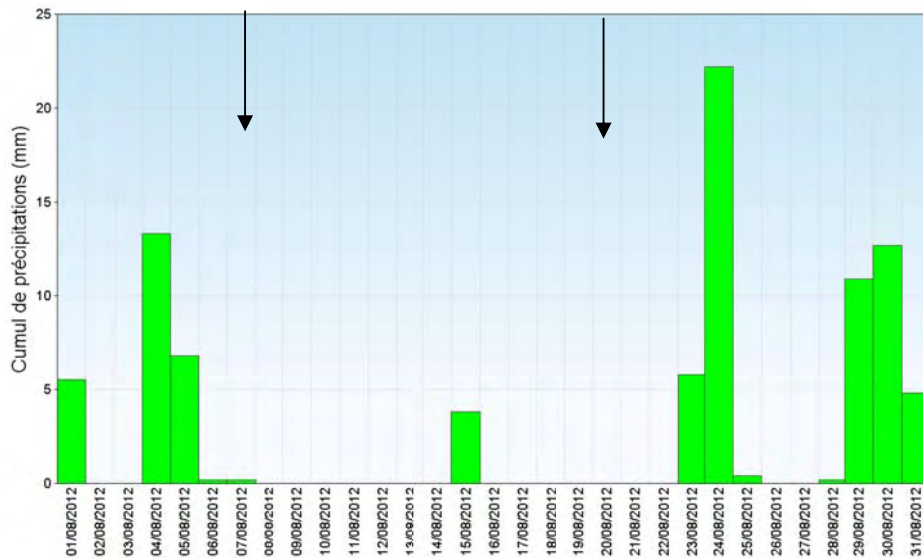
Ecart à la normale mensuelle () des températures moyennes mensuelles pour les 30 dernières années*



Températures minimales et maximales quotidiennes

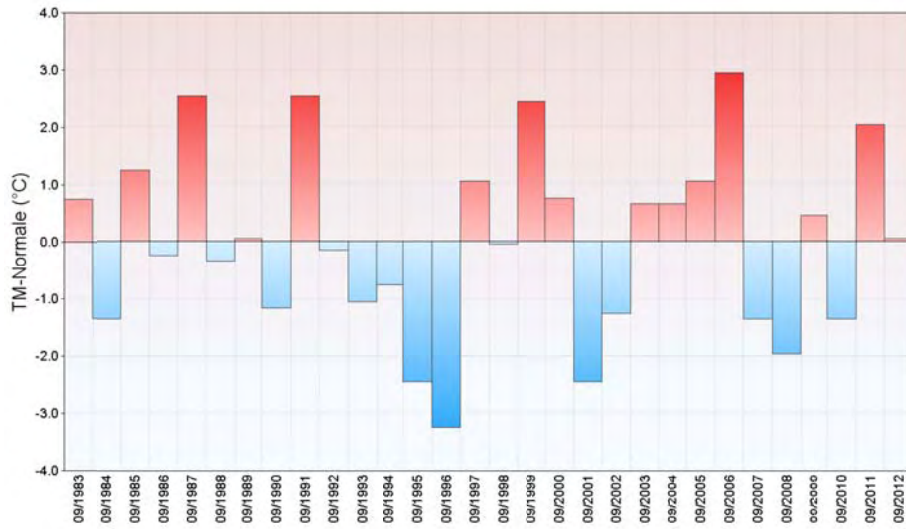


Précipitations quotidiennes

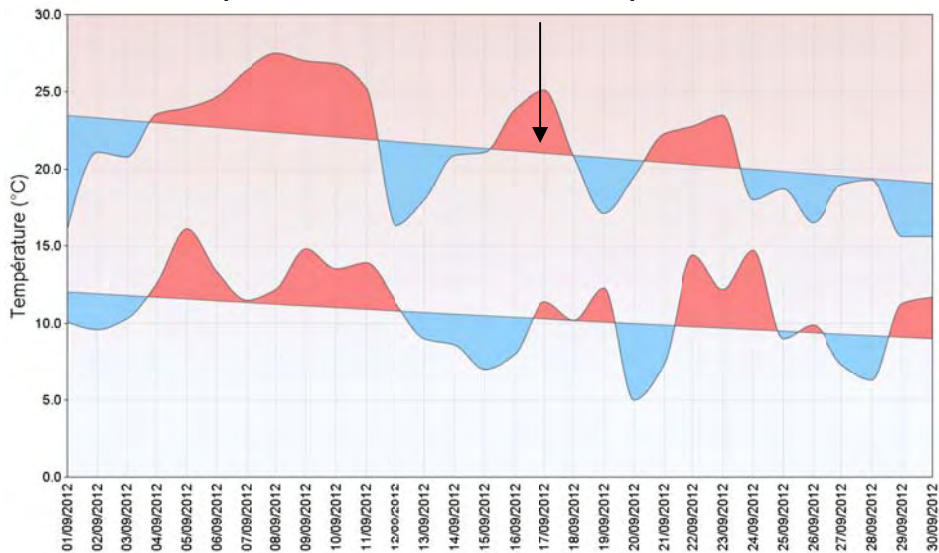


SEPTEMBRE

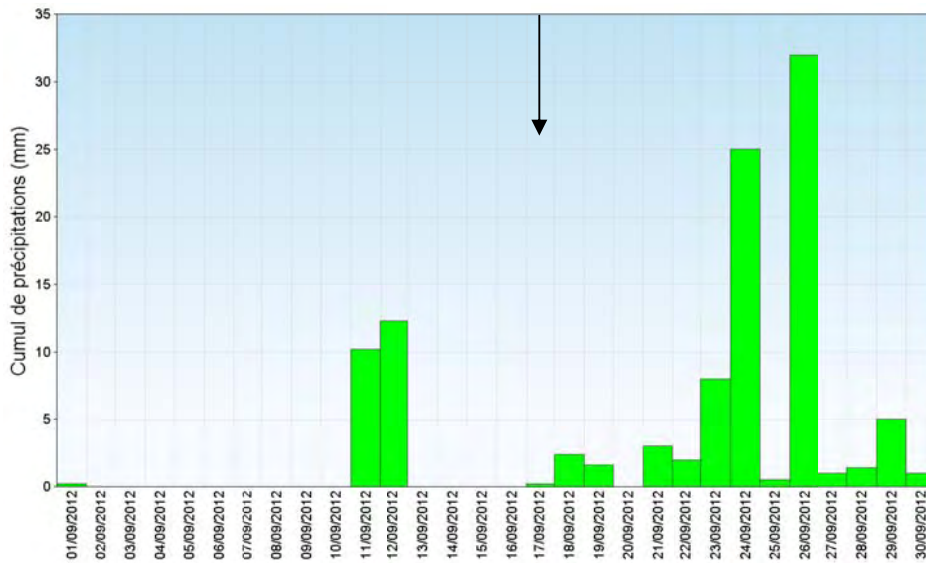
Ecart à la normale mensuelle () des températures moyennes mensuelles pour les 30 dernières années*



Températures minimales et maximales quotidiennes

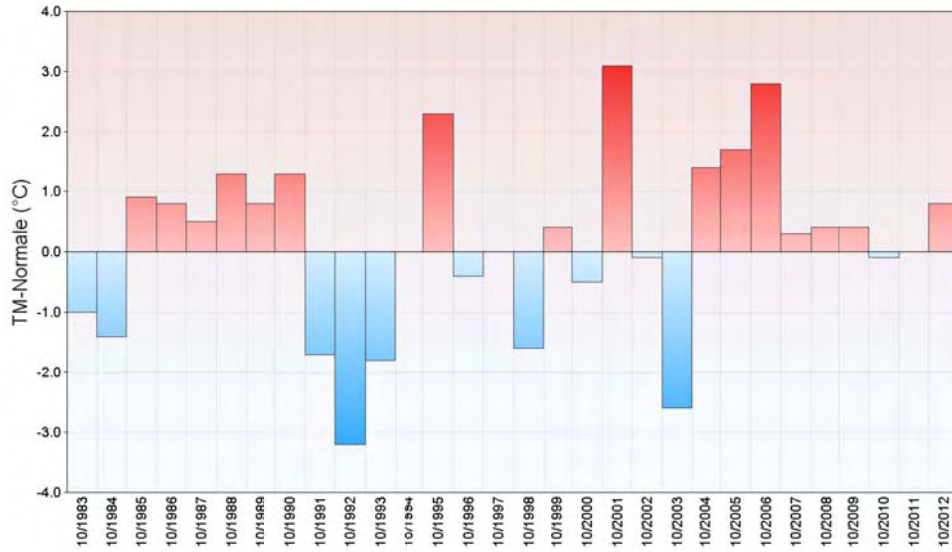


Précipitations quotidiennes

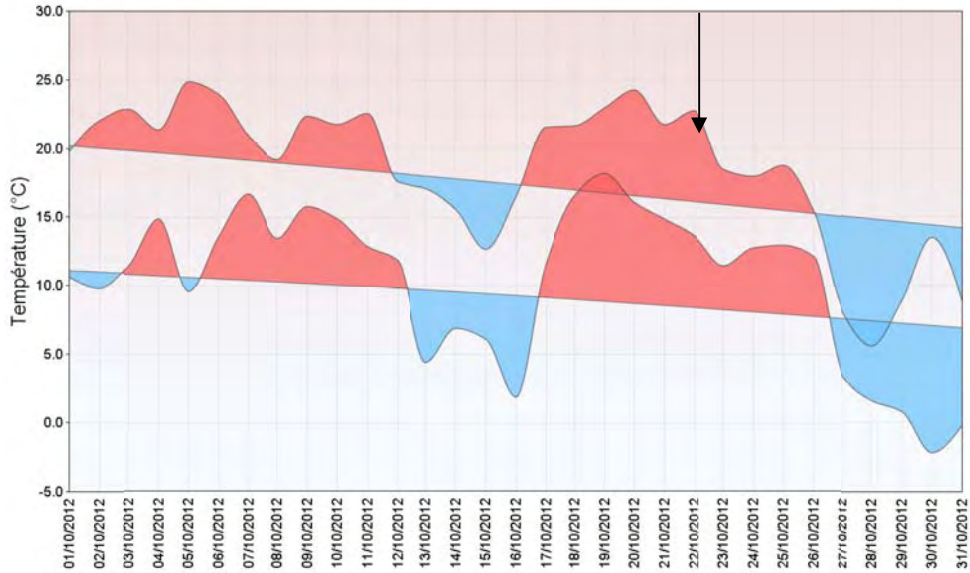


OCTOBRE

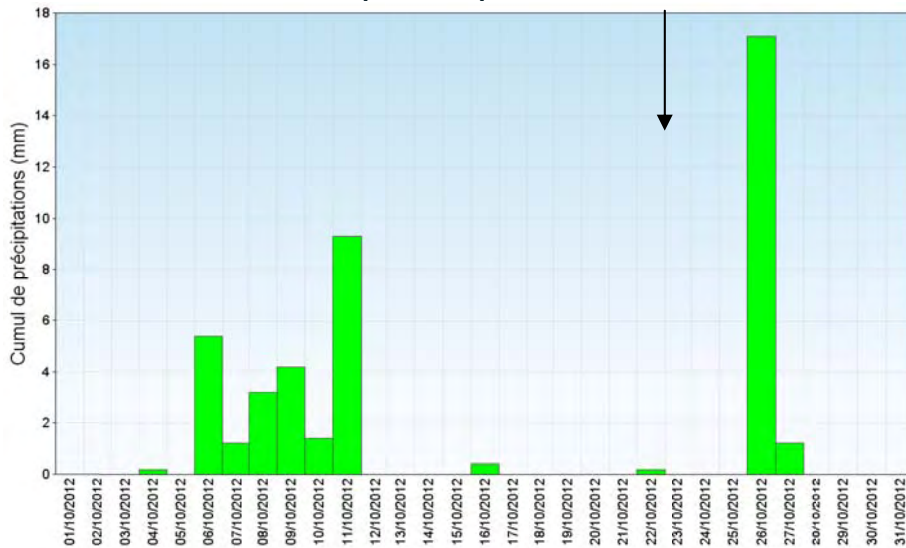
Ecart à la normale mensuelle () des températures moyennes mensuelles pour les 30 dernières années*



Températures minimales et maximales quotidiennes

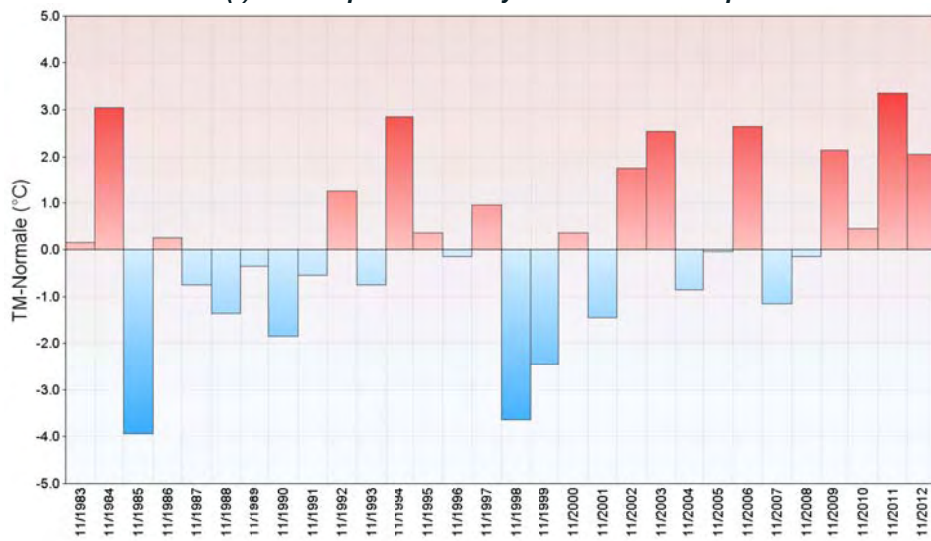


Précipitations quotidiennes

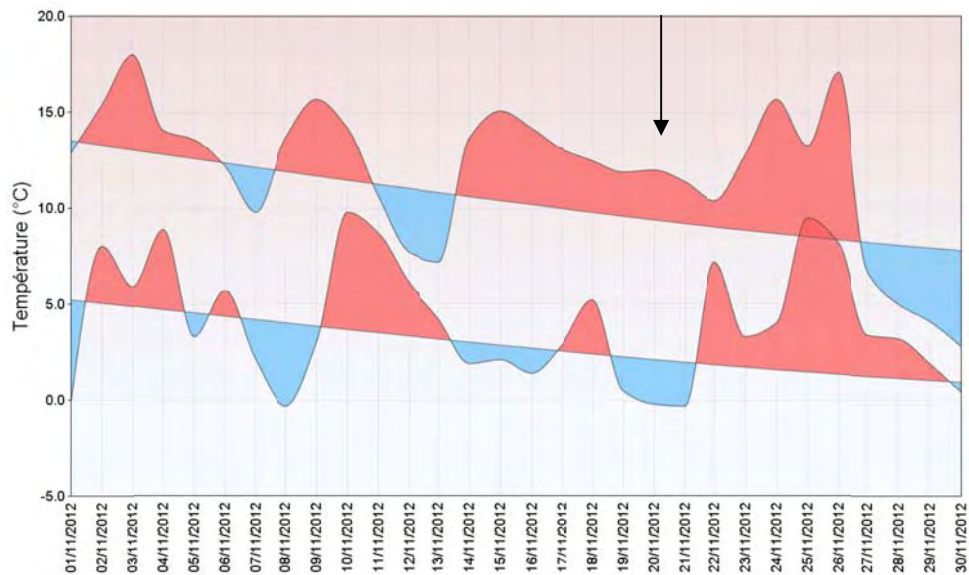


NOVEMBRE

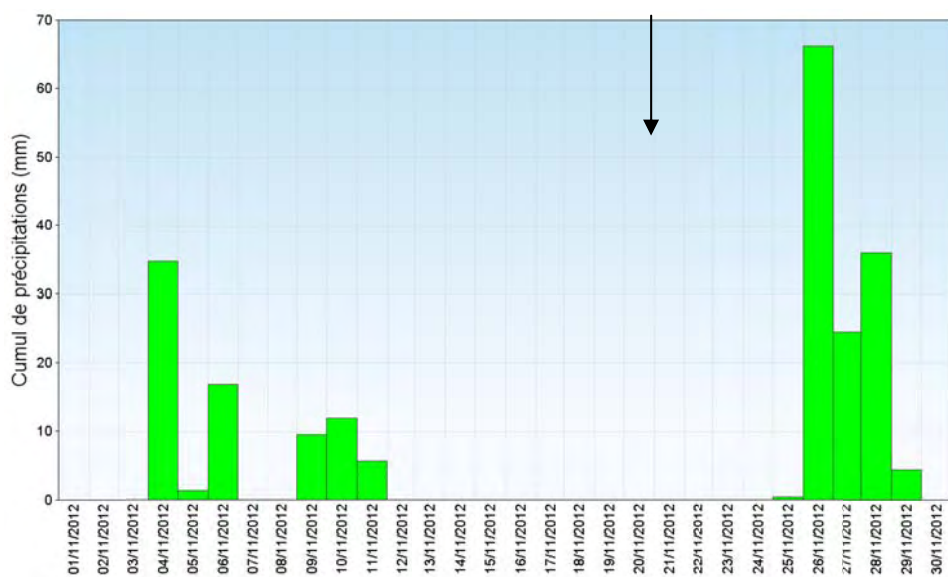
Ecart à la normale mensuelle () des températures moyennes mensuelles pour les 30 dernières années*



Températures minimales et maximales quotidiennes

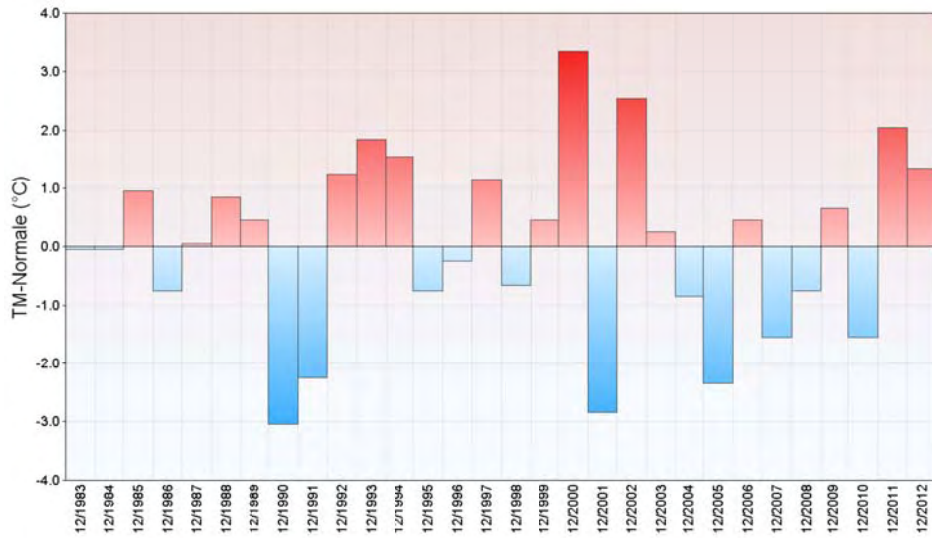


Précipitations quotidiennes

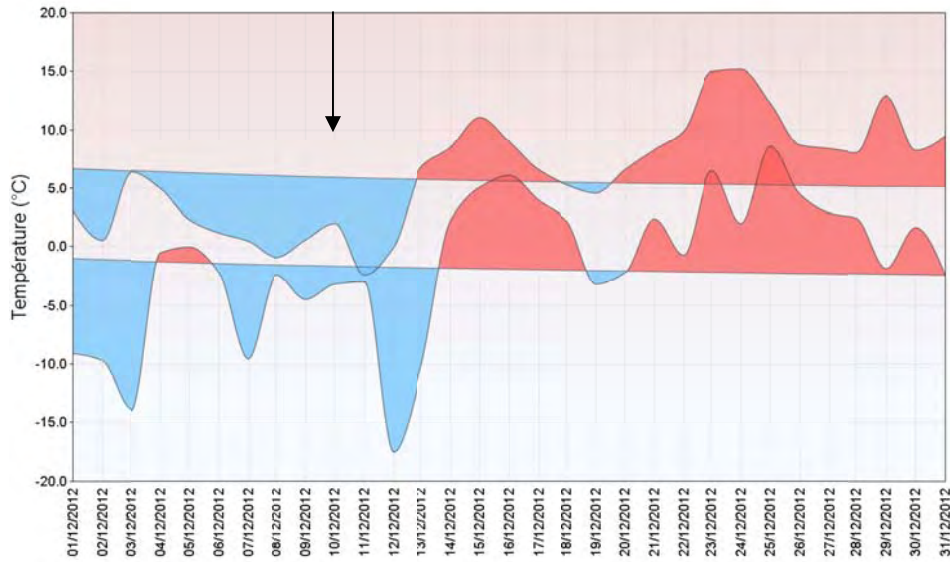


DECEMBRE

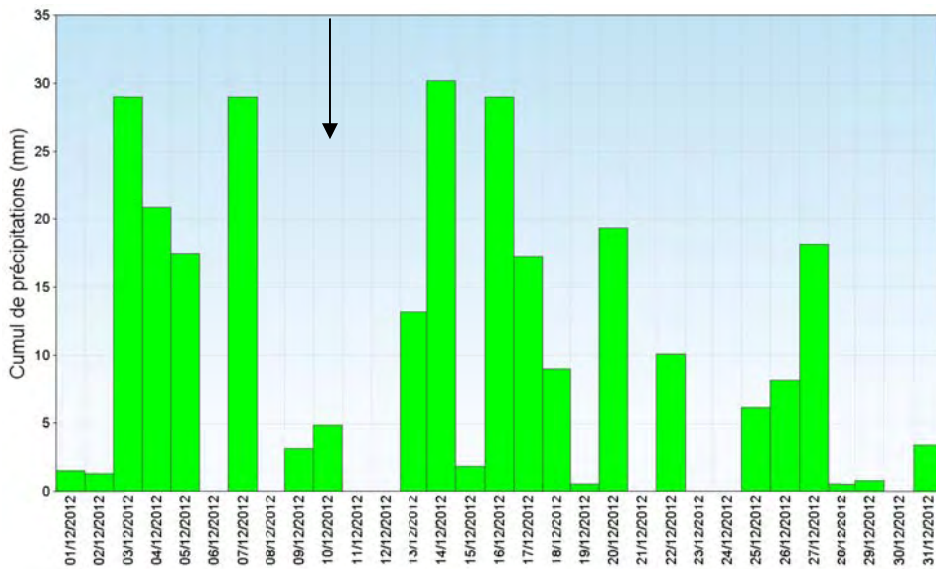
Ecart à la normale mensuelle () des températures moyennes mensuelles pour les 30 dernières années*



Températures minimales et maximales quotidiennes



Précipitations quotidiennes



DOSSIER II

<p>DEBITS DES PRINCIPAUX AFFLUENTS</p> <p>2012</p>
--

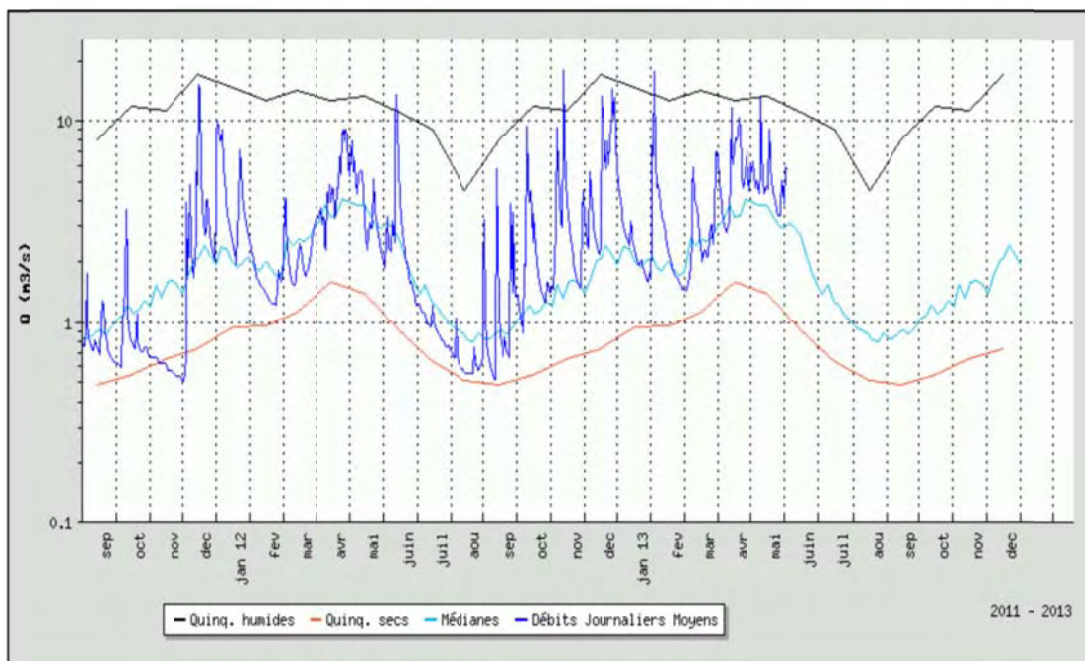
Source : Banque HYDRO/DREAL
Rhône-Alpes

L'EAU MORTE à DOUSSARD

Code station : V1235610 Bassin versant : 92.5 km²

Producteur : DREAL Rhône-Alpes E-mail : hydrometrie.dreal-ra@developpement-durable.gouv.fr

ENTRE2 : PERIODE DU 01/09/2011 AU 31/12/2013 COMPAREE A L'ENSEMBLE DE LA PERIODE CONNUE

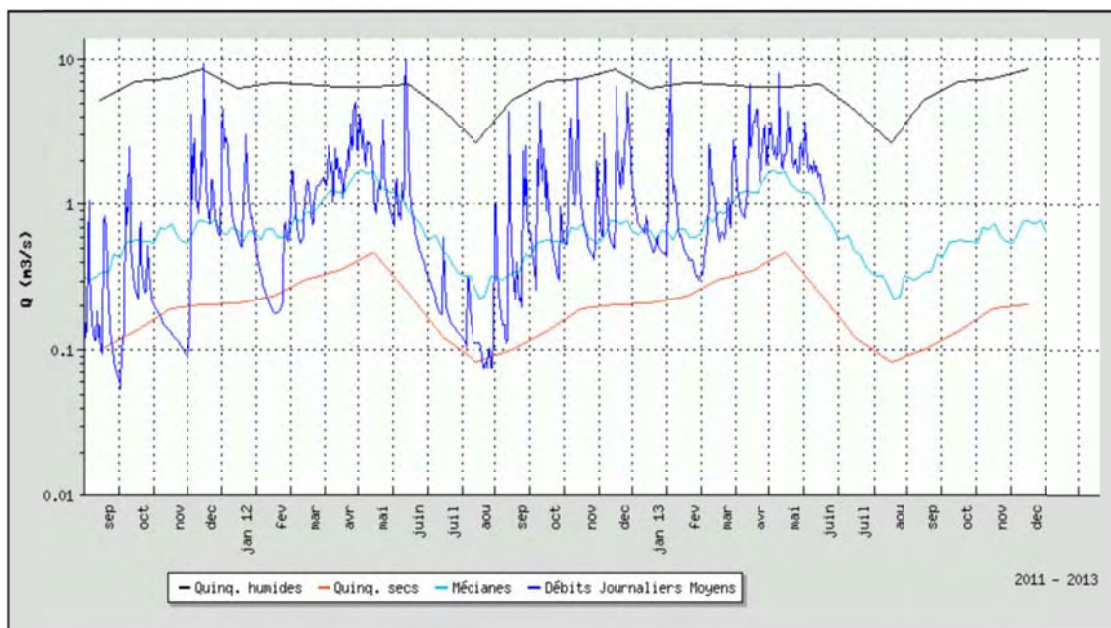


L'IRE à DOUSSARD

Code station : V1235210 Bassin versant : 27.1 km²

Producteur : DREAL Rhône-Alpes E-mail : hydrometrie.dreal-ra@developpement-durable.gouv.fr

ENTRE2 : PERIODE DU 01/09/2011 AU 31/12/2013 COMPAREE A L'ENSEMBLE DE LA PERIODE CONNUE

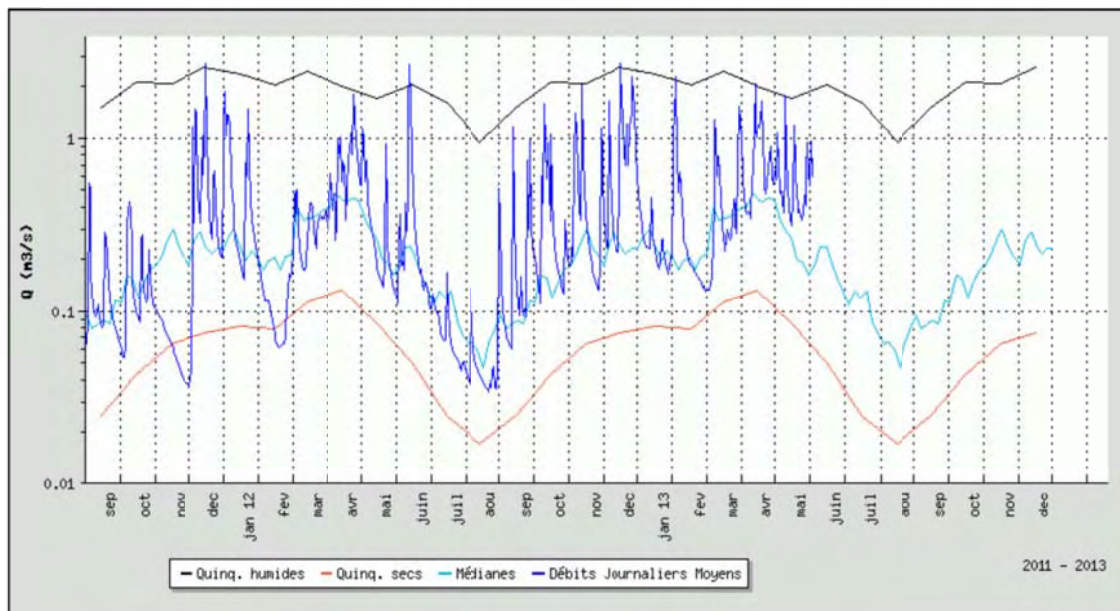


LA BORNETTE à LATHUILE

Code station : V1235420 Bassin versant : 11.6 km²

Producteur : DREAL Rhône-Alpes E-mail : hydrometrie.dreal-ra@developpement-durable.gouv.fr

ENTRE2 : PERIODE DU 01/09/2011 AU 31/12/2013 COMPAREE A L'ENSEMBLE DE LA PERIODE CONNUE

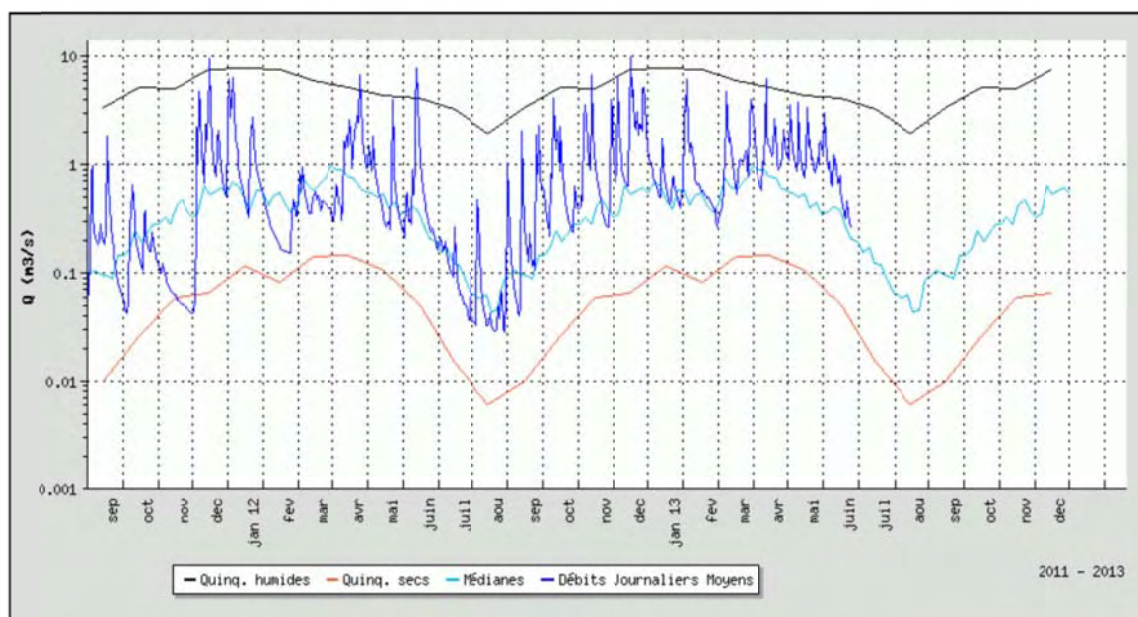


LE LAUDON à SAINT-JORIOZ

Code station : V1237410 Bassin versant : 292 km²

Producteur : DREAL Rhône-Alpes E-mail : hydrometrie.dreal-ra@developpement-durable.gouv.fr

ENTRE2 : PERIODE DU 01/09/2011 AU 31/12/2013 COMPAREE A L'ENSEMBLE DE LA PERIODE CONNUE



DOSSIER III

**CARACTERISTIQUES DE LA SONDE
MULTIPARAMETRES IMMERGEABLE UTILISEE PAR
L'INRA-THONON**

Marque : RBR

Modèle : RBR-CTD XRX620

Sonde n°: 18061

Paramètres mesurables:

La sonde possède des capteurs pour la mesure de :

- pression (profondeur)
- température
- conductivité électrique
- pH
- oxygène dissous
- transmission de la lumière
- mesure de la chlorophylle *a* (fluorimètre)
- turbidité

Description de la procédure et des organes de commande:

La sonde RBR est une sonde portable submersible autonome.

Les étapes de mises en œuvre sur le terrain sont les suivantes :

- Activation et paramétrisation de la sonde

Avant la mise à l'eau, la sonde est activée et les informations de configuration lui sont transmises à l'aide d'un ordinateur portable (liaison de type RS232), à partir du logiciel RUSKIN qui permet de définir quels sont les paramètres mesurés.

Lors de la mesure *in situ*, **la sonde est autonome**, elle enregistre et stocke directement les mesures des différents paramètres *dans* une mémoire interne à la sonde. **Le pas de temps d'acquisition des données** (pression, température, conductivité, pH, oxygène, lumière, chlorophylle *a*, turbidité) **est de 3 secondes** à partir de l'activation de la sonde.

- Réalisation du profil

La sonde est fixée à un câble (sur treuil), elle est immergée à la surface de l'eau et **un temps d'équilibration de 10 minutes** environ est respecté avant sa descente le long de la colonne d'eau (descente lente d'environ 0,1 m par seconde permettant une mesure fiable des divers paramètres).

- Récupération des données

A sa sortie de l'eau, la sonde est reconnectée à l'ordinateur portable afin d'exporter les données à l'aide du logiciel RUSKIN.

L'ordinateur permet de visualiser les données *a posteriori* et leur représentation graphique sous forme de profils en fonction de la profondeur.

Le logiciel RUSKIN permet de récupérer les données sous forme de fichiers excel, txt ou matlab.

Procédures d'étalonnage:

➤ **Profondeur**

La sonde de pression piézoélectrique est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration RBR Janvier 2012). Une comparaison est effectuée par des mesures avec les longueurs marquées sur le câble et occasionnellement avec une sonde bathymétrique attachée à la sonde.

➤ **Température**

Le capteur de température RBR (résistance platine), a été étalonné par le fabricant (certificat de calibration RBR Janvier 2012). Sa gamme de mesure est de -5°C à + 35°C avec une incertitude de $\pm 0,002^\circ\text{C}$.

➤ **pH**

La sonde est une électrode de verre combinée à une électrode de référence. Elle est étalonnée par le fabricant (certificat de calibration RBR Janvier 2012). L'incertitude sur la mesure est de $\pm 0,1$.

Un comparatif est systématiquement effectué en laboratoire pour des échantillons d'eau prélevés à des profondeurs discrètes.

➤ **Oxygène dissous**

Le capteur d'oxygène dissous Oxyguard Ocean (détails techniques consultables <http://www.oxyguard.dk/images/stories/pdf/d05%20ocean%20probe%20brochure%20gb%200111.pdf>). Il est étalonné par le fabricant (certificat de calibration RBR Janvier 2012).

Des vérifications sont systématiquement effectuées par la méthode chimique de Winkler pour des échantillons d'eau pris à des profondeurs discrètes et, si nécessaire, des corrections sont appliquées. La gamme de mesure de la sonde est de 0 à 200% et son incertitude est de $\pm 2\%$.

➤ **Conductivité électrique**

Le capteur est une électrode AMT 3 dont la gamme de mesure est de 0 à 2mS/cm (en eau douce) et l'incertitude de $\pm 0,003$ mS/cm.

Il est étalonné par le fabricant (certificat de calibration RBR Janvier 2012).

➤ **Chlorophylle a**

Le capteur est un fluorimètre submersible Cyclops-7 (Numéro de série : 2102289). Les gammes de teneurs en chlorophylle a mesurables varient en fonction du gain sélectionné (voir tableau ci-dessous).

Paramètre mesuré	Gain X1	Gain X10	Gain X100
Concentration maximum	500µg/L	50µg/L	5µg/L
Concentration maximum	0.3µg/L	0.1µg/L	0.03µg/L

Les détails techniques concernant ce capteur sont consultables online:

<http://www.turnerdesigns.com/t2/doc/manuals/998-2100.pdf>.

Le capteur est étalonné par le fabricant (certificat de calibration Turner Designs Janvier 2012).

En parallèle, des mesures de la chlorophylle a sur des échantillons prélevés à des profondeurs discrètes sont réalisés par la méthode d'extraction à l'acétone et mesure spectrophotométrique (Strickland & Parsons 1968).

➤ **Transmission de la lumière**

Le capteur est un LiCor PAR* dont la gamme de mesure est de 0 à 10 000µmol/s-m² avec une incertitude de $\pm 2\%$.

Le capteur est étalonné par le fabricant (certificat de calibration RBR Janvier 2012).

➤ **Turbidité**

Le capteur est un capteur SeaPoint Auto-ranging dont la gamme de mesure est de 0 à 2500 FTU(NTU) avec une incertitude de $\pm 2\%$ (valeur d'incertitude pour des mesures jusqu'à 750 FTU).

Le capteur est étalonné par le fabricant (certificat de calibration RBR Janvier 2012).

*PAR : *Photosynthetically Active Radiations*

DOSSIER IV

PHYTOPLANCTON :

- Définition des groupes fonctionnels
selon (Reynolds et al. 2002)**
- Détail du calcul de l'indice Brettum**

Définition des groupes fonctionnels selon Reynolds et al. (2002)*Table I: Trait-separated functional groups of phytoplankton (updated from Reynolds, 1997)*

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
A	Clear, often well-mixed, base poor, lakes	<i>Urosolenia</i> , <i>Cyclotella comensis</i>	Nutrient deficiency	pH rise
B	Vertically mixed, mesotrophic small-medium lakes	<i>Aulacoseira subarctica</i> <i>Aulacoseira islandica</i>	Light deficiency	pH rise, Si depletion stratification
C	Mixed, eutrophic small-medium lakes	<i>Asterionella formosa</i> <i>Aulacoseira ambigua</i> <i>Stephanodiscus rotula</i>	Light, C deficiencies	Si exhaustion stratification
D	Shallow, enriched turbid waters, including rivers	<i>Synedra acus</i> <i>Nitzschia spp</i> <i>Stephanodiscus hantzschii</i>	Flushing	nutrient depletion
N	mesotrophic epilimnia	<i>Tabellaria</i> <i>Cosmarium</i> <i>Staurodesmus</i>	Nutrient deficiency	stratification pH rise
P	eutrophic epilimnia	<i>Fragilaria crotonensis</i> <i>Aulacoseira granulata</i> <i>Closterium aciculare</i> <i>Staurastrum pingue</i>	Mild light and C deficiency	stratification Si depletion
T	deep, well-mixed epilimnia	<i>Geminella</i> <i>Mougeotia</i> <i>Tribonema</i>	Light deficiency	Nutrient deficiency
S1	turbid mixed layers	<i>Planktothrix agardhii</i> <i>Limnothrix redekei</i> <i>Pseudanabaena</i>	highly light deficient conditions	flushing
S2	shallow, turbid mixed layers	<i>Spirulina</i> <i>Arthrospira</i> <i>Raphidiopsis</i>	light deficient conditions	flushing
S_N	warm mixed layers	<i>Cylindrocapsa</i> <i>Anabaena minutissima</i>	light-, nitrogen-deficient conditions	flushing
Z	clear, mixed layers	<i>Synechococcus</i> prokaryote picoplankton	low nutrient	light deficiency grazing
X3	shallow, clear, mixed layers	<i>Koliella</i> <i>Chrysococcus</i> eukaryote picoplankton	low base status	mixing, grazing
X2	shallow, clear mixed layers in meso-eutrophic lakes	<i>Plagioselmis</i> <i>Chrysochromulina</i>	stratification	mixing, filter feeding
X1	shallow mixed layers in enriched conditions	<i>Chlorella</i> , <i>Ankara</i> <i>Monoraphidium</i>	stratification	nutrient deficiency filter feeding
Y	usually, small, enriched lakes	<i>Cryptomonas</i>	low light	phagotrophs!
E	usually small, oligotrophic, base poor lakes or heterotrophic ponds	<i>Dinobryon</i> <i>Mallomonas</i> <i>(Synura)</i>	low nutrients (resort to mixotrophy)	CO ₂ deficiency
F	Clear epilimnia	colonial Chlorophytes e.g. <i>Botryococcus</i> <i>Pseudosphaerocystis</i> <i>Coenochloris</i> <i>Oocystis lacustris</i>	low nutrients high turbidity	?CO ₂ deficiency

Table I: continued

Codon	Habitat	Typical representatives	Tolerances	Sensitivities
G	Short, nutrient-rich water columns	<i>Eudorina</i> <i>Volvox</i>	high light	nutrient deficiency
J	shallow, enriched lakes ponds and rivers	<i>Pediastrum</i> , <i>Coelastrum</i> <i>Scenedesmus</i> <i>Golenkinia</i>		settling into low light
K	short, nutrient-rich columns	<i>Aphanothece</i> <i>Aphanocapsa</i>		deep mixing
H1	dinitrogen-fixing Nostocales	<i>Anabaena flos-aquae</i> <i>Aphanizomenon</i>	low nitrogen low carbon,	mixing, poor light, low phosphorus
H2	dinitrogen-fixing Nostocales of larger mesotrophic lakes	<i>Anabaena lemmermanni</i> <i>Gloeotrichia echinulata</i>	low nitrogen	mixing, poor light,
U	summer epilimnia	<i>Uroglana</i>	low nutrients	CO ₂ deficiency
L_O	summer epilimnia in mesotrophic lakes	<i>Peridinium</i> <i>Woronichinia</i> <i>Merismopeda</i>	segregated nutrients	prolonged or deep mixing
L_M	summer epilimnia in eutrophic lakes	<i>Ceratium</i> <i>Microcystis</i>	very low C,	mixing, poor stratification light
M	dielly mixed layers of small eutrophic, low latitude lakes	<i>Microcystis</i> <i>Sphaerocavum</i>	high insolation	flushing, low total light
R	metalimnia of mesotrophic stratified lakes	<i>P. rubescens</i> <i>P. mougeotii</i>	low light, strong segregation	instability
V	metalimnia of eutrophic stratified lakes	<i>Chromatium</i> , <i>Chlorobium</i>	very low light, strong segregation	instability
W1	small organic ponds	Euglenoids, <i>Synura</i> <i>Gonium</i>	high BOD	grazing
W2	shallow mesotrophic lakes	bottom-dwelling <i>Trachelomonas</i>	?	?
Q	small humic lakes	<i>Gonyostomum</i>	high colour	?

Détail du calcul de l'indice Brettum

L'indice Brettum est basé sur la probabilité d'occurrence de taxons phytoplanctoniques le long d'un gradient de phosphore total. Ce gradient est divisé en 6 classes de trophies (de 1 à 6). Quelques exemples de scores sont donnés pour des taxons dans le tableau suivant :

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

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

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

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

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

Finalement l'indice Brettum BI est calculé :
 Avec : - T_j : poids de chaque indice I , ($T_1 = 6, T_2=5, T_3=4, T_4=3, T_5=2, T_6=1$)

DOSSIER V

REVUE DE PRESSE 2012