

CONSEIL SCIENTIFIQUE

DE LA COMMISSION INTERNATIONALE
POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
CONTRE LA POLLUTION

RAPPORTS

SUR LES ÉTUDES
ET RECHERCHES ENTREPRISES
DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

PROGRAMME QUINQUENNAL 2001-2005
CAMPAGNE 2005

*Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.,
Campagne 2005, 2006*

Editeur :

Commission internationale pour la protection
des eaux du Léman contre la pollution

23, av. de Chailly
Case postale 80
CH - 1000 LAUSANNE 12

Tél. : CH - 021 / 653 14 14
F - 00 41 21 / 653 14 14

Fax : CH - 021 / 653 14 41
F - 00 41 21 / 653 14 41

E-mail : cipel@cipel.org

Site web : <http://www.cipel.org>

La reproduction partielle de rapports et d'illustrations publiés dans les
"Rapports de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman contre la pollution"
est autorisée à la condition d'en mentionner la source.
La reproduction intégrale de rapports doit faire l'objet d'un accord avec l'éditeur.

SOMMAIRE

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT	7
--	---

CONCLUSIONS GÉNÉRALES - Campagne 2005	11
---	----

RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

1. MÉTÉOROLOGIE	19
1. Introduction	19
2. Température de l'air	20
3. Pluviométrie	22
4. Insolation	24
5. Rayonnement	26
6. Vent	28
7. Conclusions	29
2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHEMIE DES EAUX DU LÉMAN	31
1. Méthodes	32
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	33
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	37
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes	44
5. Evolution interannuelle des principaux paramètres	47
5.1 Oxygène dissous	47
5.2 Phosphore dissous et phosphore total	49
5.3 Transparence	51
5.4 Azote nitrique et azote total	51
5.5 Chlorure	52
6. Evolution physico-chimie des eaux du Petit Lac entre 2001 et 2005	53
6.1 Evolution interannuelle des principaux paramètres	53
7. Conclusions	61
- Bibliographie	61
- Annexes	62
3. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES	65
1. Introduction	66
2. Echantillonnage	66
2.1 Lac	66
2.1 Exutoires de STEP	67
3. Méthodologie	67
3.1 Analyses chimiques	67
3.2 Contrôles	68
4. Résultats	68
4.1 Métaux	68
4.2 Pesticides (phytosanitaires) dans le lac	69
4.3 Pesticides (phytosanitaires) dans les eaux potables	72
4.4 Pesticides et composés figurant sur la liste des 87 substances à surveiller dans les rejets de STEP	73
4.5 Médicaments et substances à effets endocriniens dans les rejets de STEP	74
4.6 Médicaments et substances à effets endocriniens dans les eaux du lac	74
4.7 Benzotriazole et tolytriazole dans le lac	75
5. Conclusions	76
- Bibliographie	76
- Annexes	78

4. PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	89
1. Introduction	90
2. Méthodes	90
3. Résultats	90
3.1 Richesse taxonomique	90
3.2 Répartition par classe d'algues et par classe de taille	91
3.3 Développement des principales espèces au cours de l'année	93
3.4 Variations saisonnières et évolution interannuelle de la biomasse	94
3.5 Contribution des principales espèces au sein de la biomasse totale	97
3.6 Biomasse carbonée vs. Biovolume	97
4. Conclusions	98
– Bibliographie	98
– Annexes	99
5. ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU PETIT LAC	101
1. Introduction	102
2. Méthodes	102
3. Résultats	103
3.1 Transparence, température et phosphore	103
3.2 Richesse taxonomique	104
3.3 Abondance	106
3.4 Biomasse	107
3.5 Microplancton et nanoplancton	108
3.6 Cycles saisonniers	108
3.7 Taxons dominants et très dominants	109
3.8 Algues filamenteuses	111
3.9 Chlorophylle a	112
4. Conclusions et perspectives	115
– Bibliographie	116
6. PRODUCTION ET BIOMASSE PHYTOPLANCTONNIQUES DANS LE LÉMAN	117
1. Introduction	117
2. Méthodes	117
3. Résultats	118
3.1 Répartitions verticales	118
3.2 Variations saisonnières 2005 et comparaison avec les années 2003 et 2004	122
3.3 Comparaison interannuelle des valeurs de biomasse chlorophyllienne, de production primaire et de capacité photosynthétique	122
3.4 Relation entre phytoplancton et éléments nutritifs	122
4. Conclusions	123
– Bibliographie	123
7. ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN	127
1. Introduction	127
2. Méthodologie	127
3. Résultats	128
3.1 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne	128
3.2 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2005	128
3.3 Evolution à long-terme du zooplancton	130
3.4 Biovolumes sédimentés et autres groupes planctoniques	131
6. Conclusions	132
– Bibliographie	132
8. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE	133
1. Introduction	133
2. Méthodologie	134
3. Résultats	134
3.1 Taille des poissons examinés	134
3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité	134
3.3 Composition du régime alimentaire	135
4. Conclusions	136
– Bibliographie	137

9. ÉVOLUTION DU ZOOBENTHOS PROFOND DU LÉMAN	141
1. Introduction	141
2. Stations et méthodes	142
3. Résultats	143
3.1 Composition et fréquence des espèces	143
3.2 Densité et biomasse	144
3.3 Evaluation de la qualité biologique basée sur les communautés benthiques	144
4. Conclusions	144
– Bibliographie	145
10. BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE	147
1. Généralités et méthodes	148
2. Débits des affluents principaux et de l'émissaire	151
3. Apports annuels des affluents	152
3.1 Phosphore	152
3.2 Azote minéral total	156
3.3 Chlorure	159
4. Etude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin versant du Léman et des eaux de la Versoix	162
4.1 Rhône amont	162
4.2 Dranse	162
4.3 Venoge	163
4.4 Aubonne	163
4.5 Versoix	164
5. Apports annuels : bassin versant du Rhône de Genève à Chancy	164
5.1 Phosphore	164
5.2 Azote total ou minéral total	166
5.3 Chlorure	167
6. Étude de la qualité chimique des eaux des principales rivières du bassin versant du Rhône de Genève à Chancy	168
6.1 Rhône aval	168
6.2 Arve	168
6.3 Allondon	169
7. Conclusions	170
– Bibliographie	170
– Tableaux récapitulatifs	171

RAPPORTS TECHNIQUES

11. CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP)	175
1. Introduction	176
2. Etat des STEP : nombre de STEP, capacité et populations raccordées	176
3. Contrôles	177
4. Bilan de fonctionnement des STEP	177
4.1 Débits	177
4.2 Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	179
4.3 Phosphore total	179
4.4 Phosphore dissous (P-PO ₄)	179
5. Conclusions	186
– Bibliographie	187
12. ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	189
1. Introduction	189
2. Éléments majeurs dans des eaux de type lac et rivière	190
3. Aluminium dans l'eau de distribution	191
4. Phytosanitaires	191
5. Echantillon synthétique type "STEP"	191
6. Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	191
7. Conclusions générales	191
– Abréviations	192
– Bibliographie	192
– LISTE DES AUTEURS	197

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT

LE LÉMAN

Position géographique moyenne :	46°27' lat. N 6°32' long. E de Greenwich												
Altitude moyenne du plan d'eau (1930-2003) * :	372.05 m	mini :	371.01 (08.03.1949) maxi : 372.91 (17.06.1937)										
Superficie du plan d'eau ** :	580.1 km ²	dont :	<table> <tr> <td>. France :</td> <td>234.8 km²</td> </tr> <tr> <td>. Suisse :</td> <td>345.3 km²</td> </tr> <tr> <td>- Vaud :</td> <td>298.0 km²</td> </tr> <tr> <td>- Valais :</td> <td>10.6 km²</td> </tr> <tr> <td>- Genève :</td> <td>36.7 km²</td> </tr> </table>	. France :	234.8 km ²	. Suisse :	345.3 km ²	- Vaud :	298.0 km ²	- Valais :	10.6 km ²	- Genève :	36.7 km ²
. France :	234.8 km ²												
. Suisse :	345.3 km ²												
- Vaud :	298.0 km ²												
- Valais :	10.6 km ²												
- Genève :	36.7 km ²												
Volume moyen :	89 milliards m ³ soit 89 km ³												
Débit moyen du Rhône amont (à la Porte du Scex) (1935-2004) * :	182 m ³ /s	dont :	<table> <tr> <td>. maxi (1999) :</td> <td>227 m³/s</td> </tr> <tr> <td>. mini (1976) :</td> <td>127 m³/s</td> </tr> </table>	. maxi (1999) :	227 m ³ /s	. mini (1976) :	127 m ³ /s						
. maxi (1999) :	227 m ³ /s												
. mini (1976) :	127 m ³ /s												
Débit moyen du Rhône à l'exutoire (à Genève) (1935-2004) * :	250 m ³ /s	dont :	<table> <tr> <td>. maxi (1995) :</td> <td>327 m³/s</td> </tr> <tr> <td>. mini (1976) :</td> <td>166 m³/s</td> </tr> </table>	. maxi (1995) :	327 m ³ /s	. mini (1976) :	166 m ³ /s						
. maxi (1995) :	327 m ³ /s												
. mini (1976) :	166 m ³ /s												
Temps de séjour théorique des eaux (volume/débit moyen) :	11.4 ans												
Longueur de son axe :	72.3 km												
Profondeur maximale :	309.7 m												
Profondeur moyenne :	152.7 m												
Longueur des rives * * :	200.2 km	dont :	<table> <tr> <td>. France :</td> <td>58.0 km</td> </tr> <tr> <td>. Suisse :</td> <td>142.2 km</td> </tr> <tr> <td>- Vaud :</td> <td>102.0 km</td> </tr> <tr> <td>- Valais :</td> <td>7.6 km</td> </tr> <tr> <td>- Genève :</td> <td>32.6 km</td> </tr> </table>	. France :	58.0 km	. Suisse :	142.2 km	- Vaud :	102.0 km	- Valais :	7.6 km	- Genève :	32.6 km
. France :	58.0 km												
. Suisse :	142.2 km												
- Vaud :	102.0 km												
- Valais :	7.6 km												
- Genève :	32.6 km												

Caractéristiques morphométriques du Grand Lac et du Petit Lac

	Léman	Grand Lac	Petit Lac
Superficie du plan d'eau (km ² / %)	580.1	498.90 / 86	81.20 / 14
Superficie de la zone 0-12 m (km ² / %)	43.7	24.47 / 56	19.23 / 44
Volume (km ³ / %)	89	86 / 96	3 / 4
Profondeur maximale (m)	309.7	309.7	76
Profondeur moyenne (m)	152.7	172	41
Longueur dans l'axe (km)	72.3	49	23.3

Le Grand Lac forme un bassin unique, d'orientation approximative est-ouest, caractérisé par une plaine centrale étendue, limitée par la courbe isobathe 300 m. Orienté nord-est - sud-ouest, le Petit Lac est bien plus étroit et moins profond. Son plancher est découpé par une série de cuvettes peu marquées.

* Annuaire hydrologique de la Suisse, 2004

** Calculs informatiques effectués sur des cartes OFT (Office fédéral de topographie) au 1:25'000

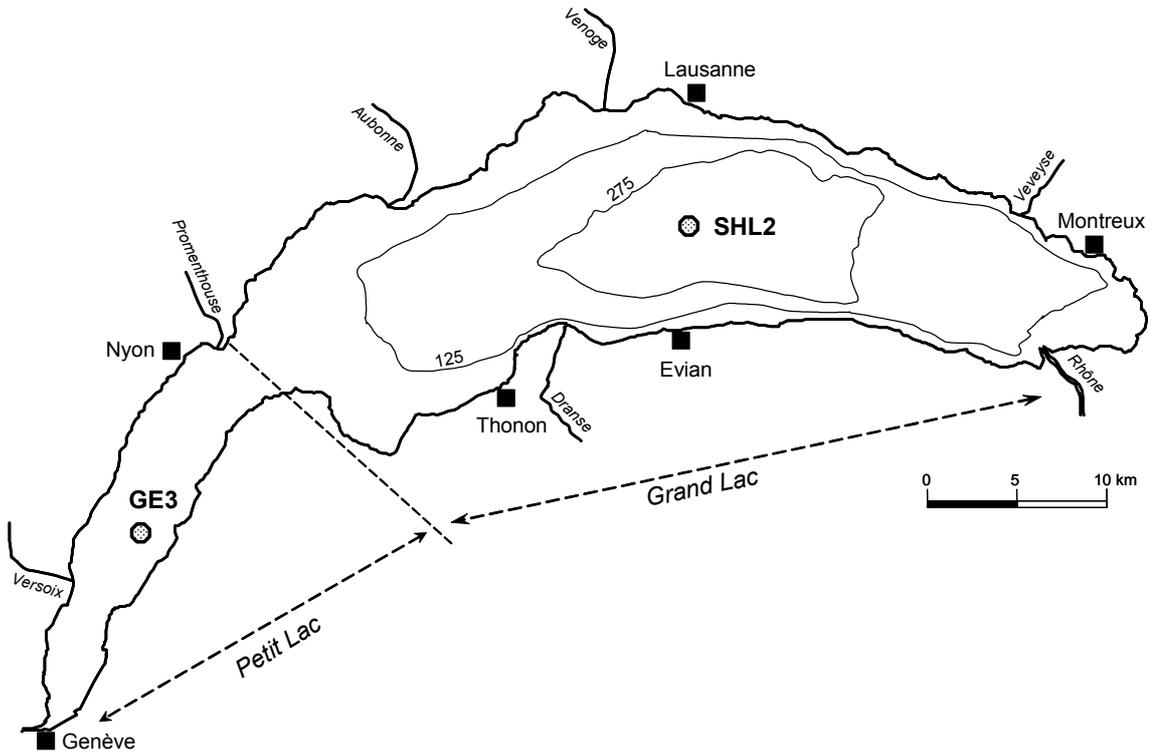


Figure 1 : Le Léman et la situation des stations de prélèvements
SHL2 : (coord. CH : 534.70 / 144.95)
GE3 : (ccord. CH : 506.10 / 128.04)

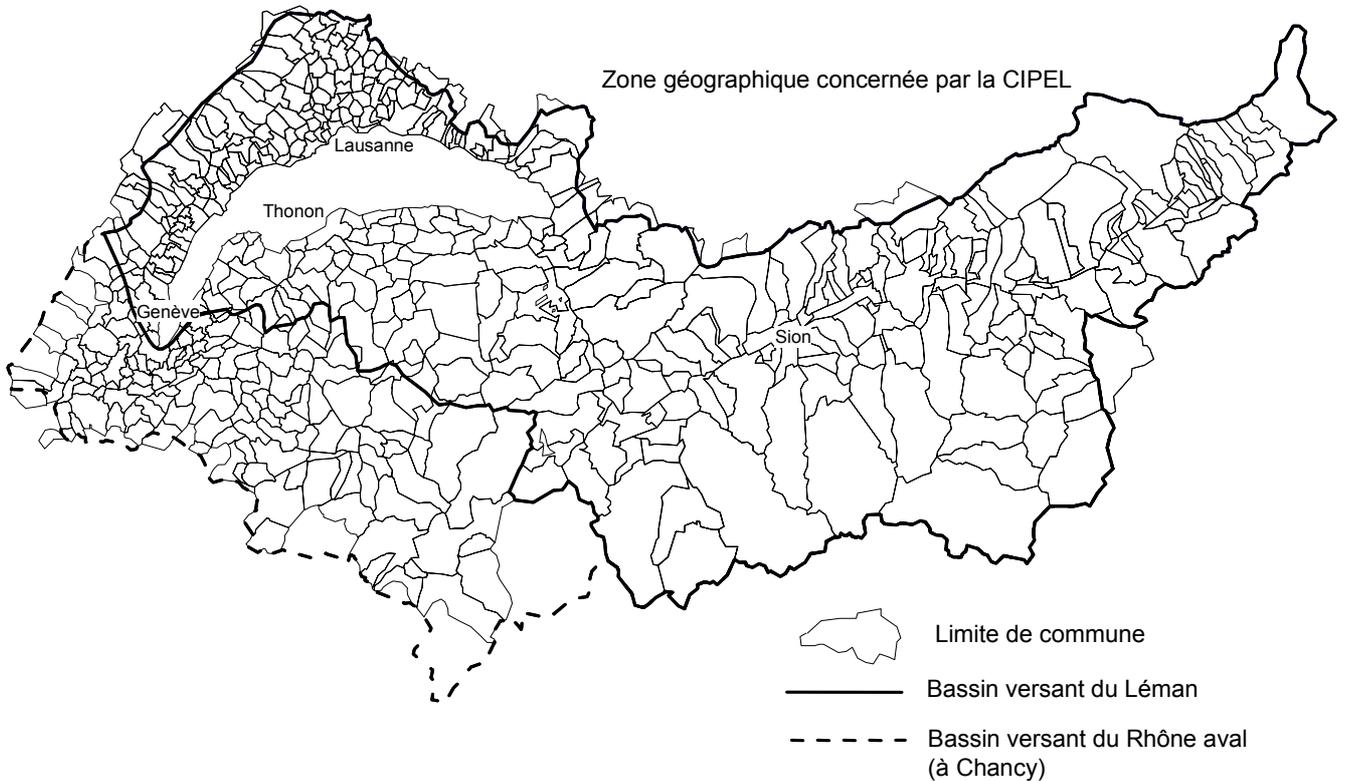


Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

LE BASSIN VERSANT DU LÉMAN

Surface du bassin versant (lac compris) * : 7'975 km²
Surface du bassin versant (sans le lac) : 7'395 km²
dont : . France : 890 km²
. Suisse : 6'505 km²

Altitude moyenne * : 1'670 m
Altitude maximale (Pointe Dufour) : 4'634 m

Indice de glaciation (par rapport à la superficie totale) * : 9.40 %

Population permanente (01.01.2003) : 948'240
dont : . France : 122'410
. Suisse : 825'830

Population touristique
(capacité d'accueil - 01.01.2003) : 615'610
dont : . France : 169'370
. Suisse : 446'240

Répartition des modes d'utilisation des sols les plus importants (CIPEL, 1999) :

. Terres incultes	34.5 %
. Forêts	22.0 %
. Pâturages	23.0 %
. Terres cultivables	20.5 %

Les terres cultivables se répartissent de la manière suivante :

. 63.1 % d'herbages
. 26.7 % de terres ouvertes
. 6.6 % de vignobles
. 2.6 % de vergers intensifs
. 1.0 % de cultures maraîchères.

LE BASSIN VERSANT DU RHÔNE À CHANCY

(jusqu'à la frontière franco-suisse; bassin versant dont s'occupe la CIPEL)

Surface du bassin versant (lac compris) * : 10'299 km²
Altitude moyenne * : 1'580 m
Altitude maximale (Mont-Blanc) : 4'810 m
Indice de glaciation (par rapport à la surface totale) * : 8.40 %
Débit moyen du Rhône (à Chancy) (1935-2004) * : 342 m³/s
dont : . maxi (1995) : 434 m³/s
. mini (1976) : 219 m³/s

Population permanente (01.01.2003) : 1'620'800
dont : . France : 419'890
. Suisse : 1'200'910

Population touristique
(capacité d'accueil - 01.01.2003) : 919'560
dont : . France : 454'850
. Suisse : 464'710

* Annuaire hydrologique de la Suisse, 2004

CIPEL (1999) : Apports diffus de phosphore d'origine agricole. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 221-229.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 2005

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

L É M A N

Evolution physico-chimique

Un brassage hivernal complet avec réoxygénation des eaux profondes

L'hiver 2004-2005 a permis un brassage complet et une réoxygénation totale des eaux du fond, un tel brassage n'a pas été observé depuis 1986. Les concentrations en oxygène dissous du fond du lac restent supérieures à 4mgO₂/L jusqu'à la fin de l'année, ce qui ne s'est pas produit depuis plus de vingt ans (figure 1).

En fin de brassage, le 8 mars 2005, la température du lac était de 5.73 °C tout le long de la colonne d'eau au point de suivi au centre du lac (SHL2). Une température aussi basse n'avait pas été enregistrée depuis 10 ans. Cependant, la tendance globale au réchauffement de la masse d'eau du lac est toujours vraie à l'échelle des quatre dernières décennies.

Les mesures effectuées sur le Petit Lac depuis 2001 jusqu'à 2005 sont présentées dans ce rapport. Le Petit Lac se démarque du Grand Lac par l'existence de brassages complets annuels, en relation avec sa profondeur plus faible. Les concentrations en oxygène du fond sont toujours supérieures à 6 mgO₂/L et le plus souvent supérieures à 8 mgO₂/L. Les stocks de phosphore sont stables et la concentration moyenne en phosphore total sur les 5 dernières années atteint 21.0 µgP/L.

Une phase des "eaux claires" tardive et longue

L'activité phytoplanctonique, accompagnée de la consommation des nutriments en surface, est importante de mars à septembre, masquée pendant une longue et nette période d'eaux claires observée entre le 6 juin et le 4 juillet 2005 du fait du broutage du phytoplancton par le zooplancton. Pendant la phase des eaux claires, la transparence était de 7.60 m à 8.80 m. Cette période est plus longue et arrive plus tardivement qu'habituellement.

Une stabilité de la concentration en phosphore

Le brassage a permis une redistribution importante des nutriments à partir des eaux du fond, mais, malgré la tendance générale des dernières années, le stock de phosphore n'a pas diminué par rapport à 2004. La concentration moyenne du lac est de 29.4 µgP/L (figure 2).

La décroissance de la concentration en phosphore dans le lac se poursuit lentement. L'effort de lutte à la source et d'amélioration de l'assainissement doit être maintenu et intensifié dans les secteurs où il n'est pas encore satisfaisant.

La diminution de la concentration en phosphore fait qu'il est rapidement consommé par la production d'algues au printemps et qu'il reste à une concentration très basse dans les couches superficielles de mai jusqu'en octobre.

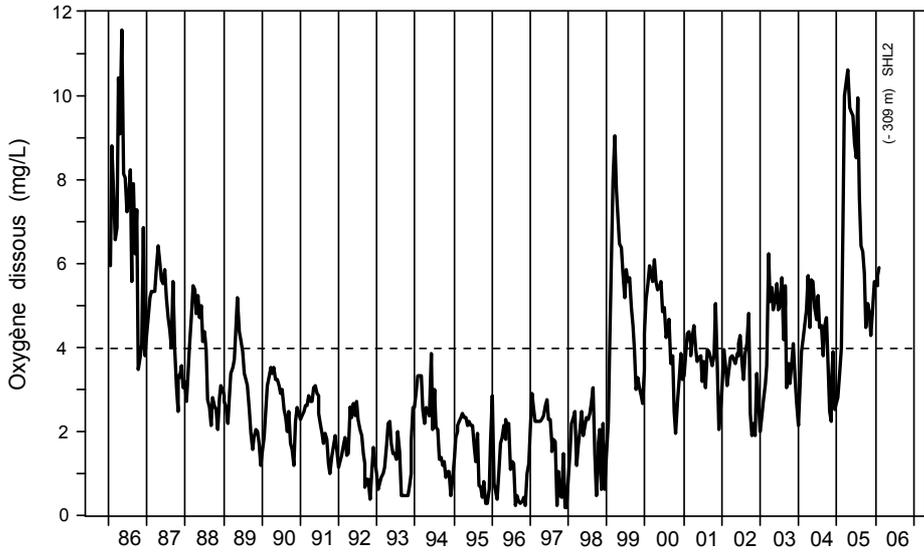


Figure 1

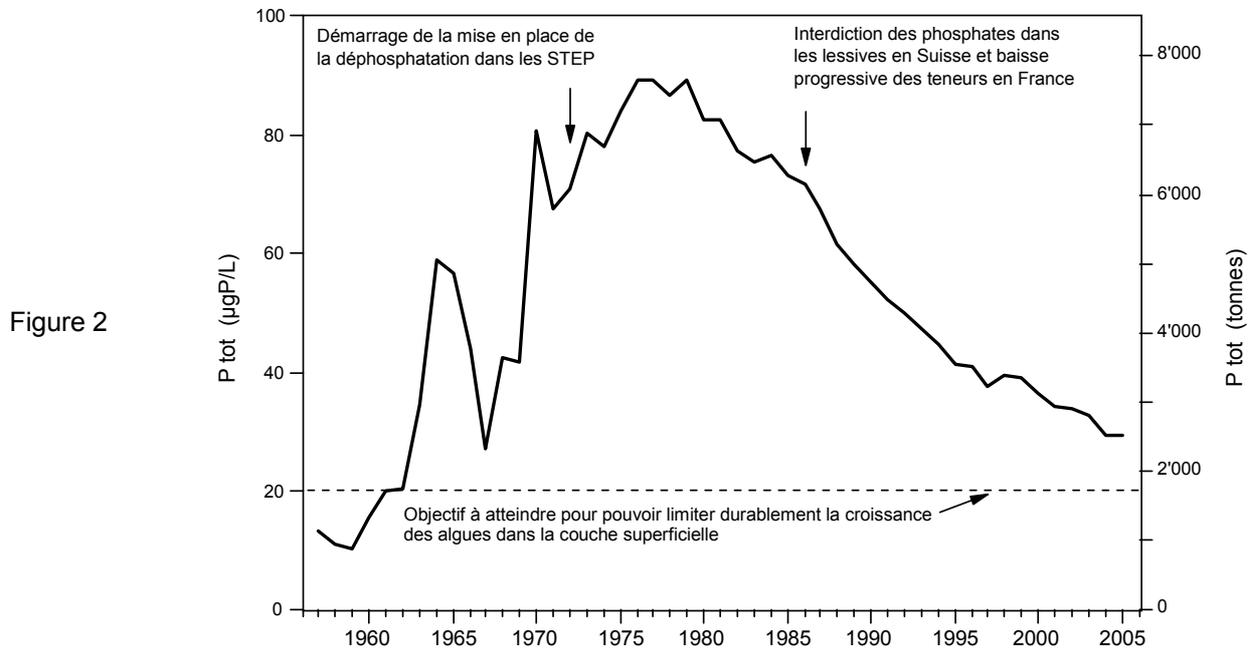


Figure 2

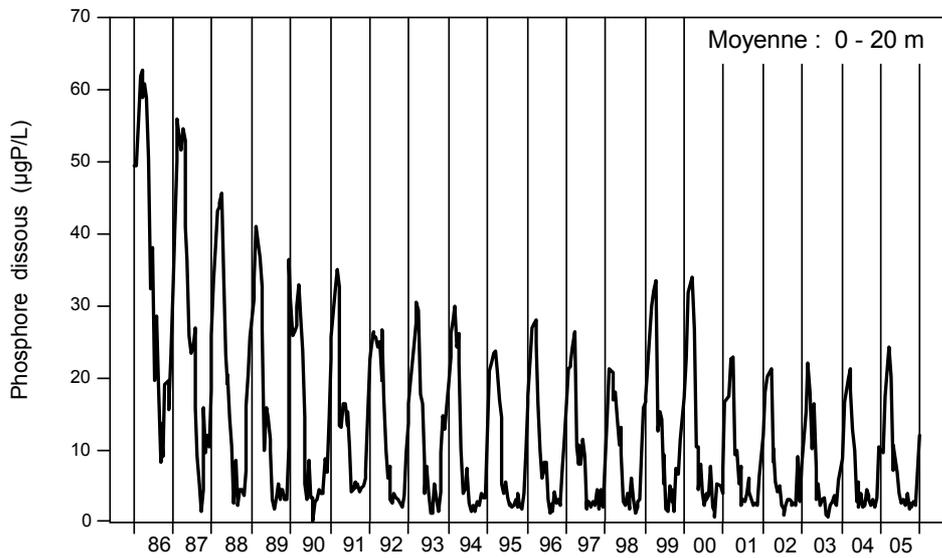


Figure 3

□ Une stabilité de la concentration en azote

Le stock d'azote, déjà stabilisé depuis une quinzaine d'années, reste lui aussi constant en 2005. L'azote nitrique est aussi constant depuis les années 1990 avec une teneur moyenne annuelle de 0.58 mgN/L en 2005, soit 2.57 mgNO₃/L (la norme d'eau de consommation en Suisse est de 40 mgNO₃/L et en France de 50 mgNO₃/L).

□ Les chlorures augmentent

Le stock de chlorures dans les eaux du Léman continue d'augmenter de 4 % par an.

Evolution biologique

□ Le phytoplancton

La biomasse annuelle moyenne a diminué de 18 % (293 µgC/L en 2005 contre 359 µgC/L en 2004), mais reste plus forte qu'en 2000-2003.

Avec 205 µgC/L, la biomasse printanière a considérablement augmenté (60 %) par rapport à 2004 (87 µgC/L), du fait de la phase printanière plus longue que les autres années (du 21 mars au 6 juin) mais aussi de développements importants d'espèces filamenteuses. Ce phénomène influence le rapport BP/BE (Biomasse Printanière/Biomasse Estivale), qui est en forte augmentation cette année. Par contre, la biomasse estivale a diminué de 30 % (372 µgC/L contre 540 µgC/L).

Les proportions du nanoplancton (12 % de la biomasse carbonée totale) et du microplancton (88 %) en 2005 sont comparables avec celles de 2004 où le nanoplancton représentait 9 % et était en baisse par rapport aux années antérieures.

Comme en 2004, la chlorophylle *a* représente le facteur prépondérant dans la modification de la transparence de l'eau.

Les valeurs moyennes de la biomasse chlorophyllienne dans la zone 0-20 m (5.6 mg.m⁻³), ainsi que celles de la production annuelle (261 gC.m⁻².an⁻¹), n'ont montré aucune différence significative comparées à celles de 2002, 2003 et 2004. Il en est de même pour les éléments nutritifs dans la zone 0-20 m, à l'exception du phosphore total dont la concentration était plus élevée qu'en 2003. L'analyse des relations phytoplancton-phosphore indique qu'au cours de ces 4 années, une fraction significative du phosphore était sous forme d'orthophosphate ou séquestrée par les organismes hétérotrophes.

□ Le zooplancton et l'alimentation des poissons

Comme pour les années précédentes les microcrustacés présentent une forte saisonnalité. Le pic d'abondance printanière des daphnies correspond bien à l'augmentation de la transparence début juin. La tendance à la baisse observée chez les microcrustacés depuis 1984 se poursuit cette année encore, et ce en raison d'une diminution des effectifs chez les daphnies, *Leptodora* et les calanoïdes.

La pêche du corégone est depuis six années de l'ordre de 300 tonnes. Les 7 années consécutives de données disponibles sur le régime alimentaire du corégone au Léman montrent clairement une tendance à l'augmentation de la part des *Bythotrephes* dans son régime alimentaire en particulier en été. Corrélativement la part des daphnies diminue. Ces dernières années les *Leptodora* contribuent à l'alimentation du corégone essentiellement en septembre et dans une moindre mesure en juin alors qu'en début de suivi elles étaient présentes dans les estomacs plus tôt dans l'été. La présence de nymphes de chironome dans le bol alimentaire du corégone, particulièrement en octobre 2005, et un taux de vacuité des estomacs élevé en été, traduisent un manque de disponibilité de la nourriture zooplanctonique au second semestre 2005. Ces tendances sont en accord avec l'évolution des densités de zooplancton mesurées dans le lac. Les densités en *Bythotrephes* dans le Léman sont relativement faibles, mettant ainsi en évidence une sélection alimentaire de la part du corégone.

□ **Le zoobenthos profond, évolution positive**

Le zoobenthos de la zone des 150 m de profondeur, étudié au printemps 2005, a permis de suivre l'évolution de la structure des communautés benthiques. Les paramètres quantitatifs comme la densité moyenne et la biomasse totale des vers oligochètes montrent une diminution significative des effectifs depuis 1998. De plus, l'accroissement de la densité des insectes chironomidés est particulièrement nette et réjouissante. Plusieurs indicateurs qualitatifs et quantitatifs concernant les oligochètes et chironomes montrent pour la plupart une évolution positive vers une amélioration de la qualité biologique des sédiments. Seul, l'indicateur de l'abondance relative des espèces d'oligochètes sensibles n'évolue pas dans le sens envisagé les années précédentes en augmentant progressivement. L'utilisation de plusieurs approches descriptives et de bioindication de la faune benthique des sédiments est donc actuellement nécessaire pour apprécier l'évolution du fonctionnement trophique à long terme du Léman.

□ **La qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade**

En 2005, les contrôles de la qualité sanitaire des eaux littorales et des plages, réalisés par les autorités compétentes, montrent que cette qualité est bonne pour 75 % des points de contrôle, qu'elle est moyenne dans 22 % des cas et que dans 3 % des stations, l'eau peut être momentanément polluée. Il n'y a plus de station actuellement qualifiée de mauvaise qualité (une carte de l'état sanitaire des eaux de baignade a été publiée dans La Lettre du Léman).

Malgré une fluctuation interannuelle sur les proportions relatives des classes de bonne et moyenne qualité, l'évolution au cours de ces dernières années montre une nette amélioration de la situation. En effet, en 1992, les plages de bonne qualité ne représentaient que 52 % et la proportion des plages dont la qualité des eaux était momentanément polluée était de 12 %.

Métaux et micropolluants organiques dans les eaux

Les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson et la vie piscicole.

La recherche de produits phytosanitaires dans les eaux du lac s'est poursuivie. Leurs concentrations totales, et surtout en foramsulfuron, continuent d'augmenter et se rapprochent sensiblement des valeurs limites pour l'eau potable. L'origine industrielle de certains de ces produits a été clairement identifiée. Une attention particulière a été portée sur l'eau potable afin de déterminer les abattements que permettent les diverses installations de potabilisation de l'eau existant sur le pourtour du Léman. Si les stations possédant les équipements les plus sophistiqués produisent de l'eau ne contenant quasiment plus de pesticides, la majorité d'entre elles ne conduisent qu'à des abattements de 50 à 75 % des pesticides initialement présents dans l'eau de la ressource. Le cas d'Yvoire, où le processus de traitement ne comprend qu'un simple tamisage et une chloration ne montre aucune réduction de pesticides; aussi, les concentrations dans l'eau potable ainsi produite se rapprochent beaucoup des valeurs maximales autorisées.

En 2005, la problématique des résidus de médicaments a également été étudiée. Une unique campagne d'analyse a été menée pour rechercher une centaine de principes actifs dans trois rejets de stations d'épuration, et dans l'eau du Léman. Dans les rejets de stations d'épuration (STEP), une trentaine de substances ont été mises en évidence, comprenant de nombreuses classes de médicaments dont beaucoup d'antibiotiques et de produits de contraste iodés, souvent présents à des teneurs importantes.

Des résidus de produits industriels, comme l'iso-nonylphénol, le bisphénol A ou encore les benzotriazoles ont aussi été mis en évidence et devront, par la suite, faire également l'objet d'une attention particulière.

BASSINS VERSANTS DU LÉMAN ET DU RHÔNE AVAL

□ Le bilan des apports au lac par les rivières

2005 est une année à pluviométrie déficitaire. Les débits des différentes rivières sont nettement inférieurs à leur moyenne sur 20 ans. La somme des débits moyens de l'ensemble des affluents contrôlés est de 184 m³/s. Le débit moyen à la sortie du lac (émissaire à Genève) est de 198 m³/s.

Les apports en phosphore total au lac par les onze rivières suivies ont été de 1081 tonnes. Le Rhône amont représente 95 % de ces apports. Il sort du lac 104 tonnes. Pour le phosphore dissous les apports sont de 52.3 tonnes et 43 tonnes sont exportées par l'émissaire.

Les flux de phosphore total apportés par le Rhône amont restent à des niveaux élevés. Par contre, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne montrent une évolution à la baisse. Il en est de même pour les flux exportés par le Rhône aval à Chancy. L'Arve et l'Allondon ne montrent pas d'évolution nette.

Pour le phosphore dissous, l'ensemble des onze rivières suivies se déversant dans le lac, ainsi que le Rhône aval à Chancy, montrent une nette décroissance des apports depuis une vingtaine d'années. Il n'en est pas de même pour l'Arve et l'Allondon qui ne montrent pas d'évolution à la baisse.

Pour l'azote minéral total, l'ensemble des rivières auscultées montre une stabilité des apports au cours des années.

Pour le chlorure, l'ensemble des rivières à l'exception du Rhône amont et de la Dranse, présente une stabilité des apports. L'augmentation est particulièrement nette pour le Rhône amont (+ 5 % par an).

En ce qui concerne la qualité des eaux, on constate une nette baisse des concentrations en phosphore dissous dans les eaux des diverses rivières, à l'exception toutefois de l'Arve et l'Allondon où l'évolution n'est pas nette. Cette évolution à la baisse reflète l'effet de la mise en place de la déphosphatation dans les stations d'épuration et de l'interdiction du phosphate dans les détergents textiles et sa limitation dans les produits pour lave-vaisselle en Suisse et la baisse des teneurs dans ces produits en France.

Pour l'azote ammoniacal (N-NH₄), l'évolution est beaucoup moins significative. Pour quelques rivières on constate une légère diminution des valeurs moyennes, par contre pour presque toutes les rivières les valeurs maximales sont à la baisse.

Pour les concentrations moyennes annuelles en carbone organique dissous (COD), quelque soit la rivière, elles sont stables. On notera toutefois une très légère diminution des valeurs maximales.

□ L'épuration des eaux usées

En 2005, 222 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le bassin versant CIPEL (bassins hydrographiques du Léman et du Rhône aval depuis l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy) totalisant 4'287'241 équivalents-habitants. 165 d'entre elles étaient contrôlées et ont transmis leurs données, représentant plus de 96 % de la capacité de traitement du bassin.

Les débits déversés mesurés dans les installations disposant de débitmètres sont moins élevés en 2005 avec environ 28'000 m³/j de moins qu'en 2004. Cette baisse peut être liée à l'amélioration des réseaux d'assainissement, mais surtout à la faible pluviométrie de l'année 2005. En effet, les débits des principaux affluents du Léman et du Rhône émissaire sont nettement inférieurs à leur moyenne sur 10 ans .

Globalement, les rendements d'épuration pour les paramètres DBO₅, P_{tot} et P-PO₄ sont plus élevés par rapport à l'année 2004. Ceci semble s'expliquer principalement par la baisse des débits collectés par les réseaux (eaux usées et eaux claires parasites), en relation avec la baisse de la pluviométrie, conduisant à une diminution des rejets directs en amont des stations d'épuration, d'une part, et/ou à de meilleures performances des ouvrages de traitement (diminution de la charge hydraulique), d'autre part.

Les résultats 2005 sont encourageants à plusieurs niveaux puisque le nombre de STEP contrôlées et transmettant leurs données a augmenté, notamment en Haute-Savoie. Le nombre de STEP mesurant le phosphore dissous s'est amélioré et les rendements globaux d'épuration pour la DBO₅, le P_{tot} et le P-PO₄ ont sensiblement progressé, même si ceux-ci s'expliquent en grande partie par la diminution des débits déversés, elle-même liée à des facteurs climatiques. Ces résultats positifs seront à confirmer en 2006. Le rendement d'épuration pour le phosphore total atteint 90 % et se rapproche progressivement de l'objectif fixé par la CIPEL d'ici 2010 (95 %).

Assurance qualité des analyses chimiques

Au cours de l'année 2005, les laboratoires membres du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL ont pu participer à 6 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides) et d'hydrocarbures polycycliques aromatiques, sur des matrices allant d'échantillons synthétiques à des eaux naturelles, en passant par des eaux minérales et des extraits de boues.

Le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon à très bon. Le nombre de résultats aberrants (test de Dixon) est faible, et la dispersion est bonne. Mis à part un ou deux cas particuliers, les écarts types sont du même ordre de grandeur que ceux observés les années antérieures, correspondant à une dispersion "typique" de ces essais (préparation des échantillons, techniques analytiques utilisées, etc...). La dispersion des résultats de l'essai concernant les hydrocarbures aromatiques polycycliques semble trop importante. Un essai avec des ajouts d'éléments majeurs dans les eaux naturelles s'est révélé très prometteur et sera répété.

Rapports sur les
études et recherches entreprises
dans le bassin lémanique

Campagne 2005

MÉTÉOROLOGIE

WEATHER

Campagne 2005

PAR

Philippe QUÉTIN

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRETEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens et Thonon-INRA sont les cinq stations météorologiques dont les résultats sont pris en compte dans ce rapport, jusqu'en octobre où la station de Montreux-Clarens a été abandonnée. Les paramètres climatiques examinés sont la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent.

La température moyenne annuelle inter-stations en 2005 est de 10.6°C. A la station de Thonon, elle atteint 11.0°C. Depuis le début des mesures à Thonon en 1951, le seuil des 11°C a été atteint ou dépassé à 18 reprises, dont 13 fois depuis 1990.

L'année 2005 a une moyenne inter-stations des précipitations de 772 mm, à Thonon le total annuel se situe au 47^e rang de la chronologie 1951-2005, 2005 peut donc être considérée comme faiblement pluvieuse.

Concernant l'insolation, l'année 2005 avec une moyenne inter-stations de 2'145 h est la deuxième année la plus ensoleillée depuis 1985. A Thonon, l'année 2005 est au 2^e rang de la période 1954-2005. Les remarques faites sur l'insolation sont également valables pour le rayonnement global, où la moyenne inter-stations pour l'année 2005 est de 12.9 MJ/m².d.

L'année 2005 apparaît comme une année faiblement venteuse.

ABSTRACT

The results from the weather stations at Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens, and Thonon-INRA are included in this report up to October, when the Montreux-Clarens station was discontinued. The meteorological parameters investigated are the air temperature, the rainfall, the insolation, the global irradiation, and the wind.

The mean annual interstation temperature in 2005 was 10.6°C. At the Thonon station, it reached a value of 11.0°C. Since measurements began at Thonon in 1951, the 11°C threshold has been reached or exceeded on 18 occasions, 13 of them since 1990.

The year 2005 had a mean inter-station rainfall of 772 mm; at Thonon, the total annual rainfall was ranked 47th for the years 1951-2005, which means that 2005 can be classified as having had low rainfall.

With regard to insolation, the year 2005, with an inter-station mean of 2145 h, was the sunniest year since 1985. At Thonon, the year 2005 was ranked second for the period 1954-2005. The comments made about the insolation are also applicable to the global irradiation, with an inter-station mean for the year 2005 of 12.9 MJ/m².d.

The year 2005 was a year with little wind.

1. INTRODUCTION

Le réseau de mesure est modifié, il était constitué des stations climatiques de l'Office fédéral suisse de la météorologie et de la climatologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens et du laboratoire de l'INRA de Thonon-les Bains jusqu'au mois d'octobre, depuis la station de Montreux est supprimée du réseau et l'on ne mesure plus à Pully la durée d'insolation. Les paramètres climatiques examinés sont les mêmes que ceux analysés lors des années précédentes : la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent. Comme en 2003 et 2004, les unités du rayonnement global et de la vitesse du vent ont été conservées afin de faciliter les comparaisons avec les rapports des campagnes précédentes.

2. TEMPÉRATURE DE L'AIR

En 2005, la température moyenne annuelle inter-stations est de 10.6°C. Changins avec une moyenne annuelle de 10.1°C apparaît comme la station la plus froide, Thonon avec 11.0°C la plus chaude.

A Thonon, exceptés les mois de février et de décembre, la température moyenne mensuelle fut légèrement supérieure à la moyenne enregistrée entre 1951 et 2001 (tableau 1.1, figure 1.1).

Tableau 1.1 : Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station en 2005 (°C).

Table 1.1 : Mean monthly air temperature for each station in 2005 (°C).

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1951-2000
Janvier	1.3	0.8	1.6	1.5	2.1	2.1
Février	0.6	0.1	0.5	0.8	1.1	3.1
Mars	6.8	6.1	6.8	6.9	6.5	6.2
Avril	10.5	9.5	9.9	9.8	9.9	9.4
Mai	15.3	14.4	14.9	14.8	14.9	13.9
Juin	20.5	19.5	19.9	19.4	19.7	17.4
Juillet	20.9	19.8	20.2	20.0	20.4	19.9
Août	18.6	17.8	18.3	18.0	18.6	19.5
Septembre	16.9	16.3	16.9	17.2	17.2	16.2
Octobre	11.7	11.5	12.6	12.4	12.6	11.4
Novembre	4.8	4.8	6.1		6.7	6.2
Décembre	0.4	0.3	0.9		1.8	3.3
Moyenne annuelle	10.7	10.1	10.7		11.0	10.7

Avec une température moyenne annuelle de 11.0°C à Thonon, l'année 2005 se classe au sixième rang de la période 1951-2005. C'est la 13^e fois depuis 1990 que le seuil des 11°C est atteint ou dépassé (tableau 1.2, figure 1.2).

Tableau 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air à Thonon (°C).

Table 1.2 : Mean annual air temperature at Thonon (°C).

Années	Température moyenne annuelle	Années	Température moyenne annuelle
1980	9.8	1993	10.8
1981	10.4	1994	12.1
1982	11.1	1995	11.2
1983	10.9	1996	10.4
1984	10.4	1997	11.3
1985	9.7	1998	11.3
1986	10.4	1999	11.2
1987	10.3	2000	11.8
1988	11.2	2001	11.4
1989	11.2	2002	11.8
1990	11.4	2003	12.0
1991	10.7	2004	11.3
1992	11.2	2005	11.0

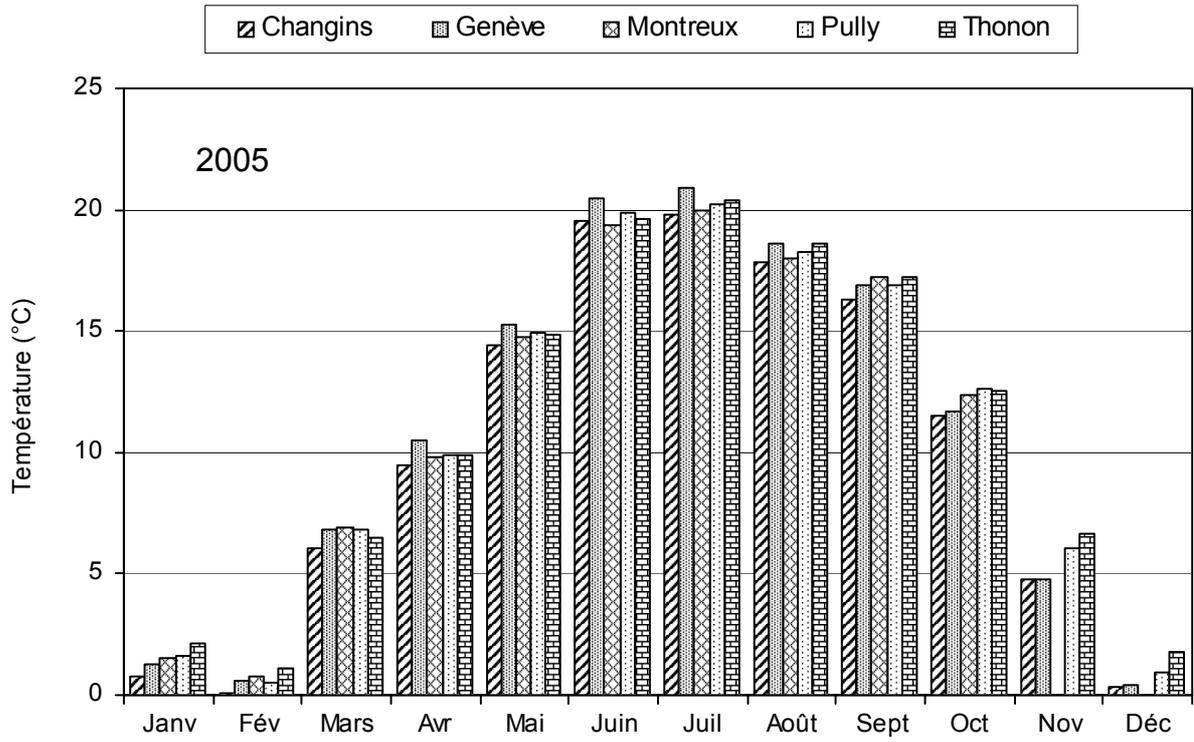


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2005.

Figure 1.1 : Mean monthly air temperature at each station in 2005.

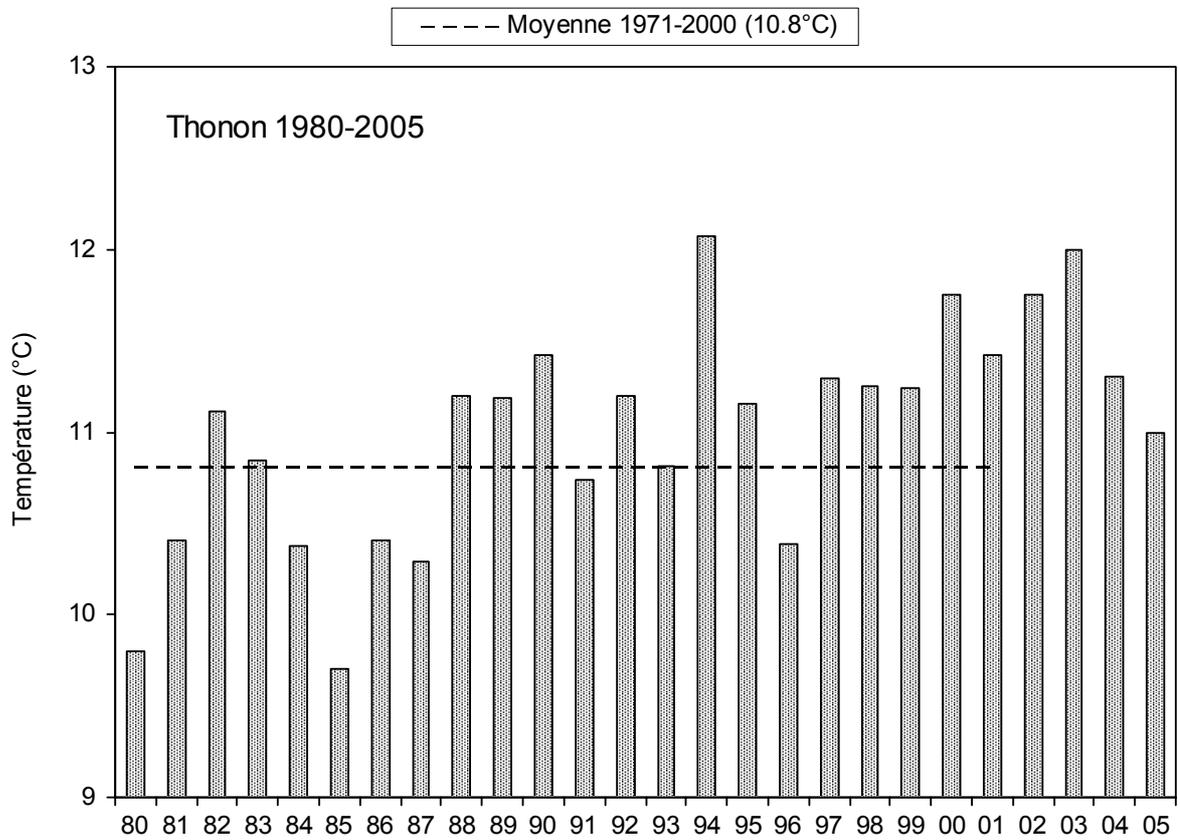


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air à Thonon.

Figure 1.2 : Mean annual air temperature at Thonon.

3. PLUVIOMÉTRIE

La pluviométrie de l'année 2005 sur le bassin lémanique est de 772 mm, inférieure à la moyenne inter-stations (1'086 mm) relevée entre 1978 et 2005. C'est Genève avec 746 mm qui est la station la moins arrosée, Pully avec 820 mm celle où les précipitations sont les plus importantes (tableau 2.1, figure 2.1). Si l'on prend le cumul des précipitations jusqu'au mois d'octobre, Montreux avec 1'008 mm est la station la plus arrosée.

A Thonon, à part les mois d'avril et juillet qui sont excédentaires, le reste de l'année fut déficitaire en précipitation. Ce sont trois épisodes orageux (18.07.2005, 29.07.2005 et 20-22.08.2005), surtout sensibles sur la partie est du lac, qui sont à la base du cumul des mois de juillet et août.

Tableau 2.1 : Pluviométrie mensuelle à chaque station en 2005 (mm).

Table 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2005 (mm).

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1951-2000
Janvier	48.0	53.3	46.6	64.2	51.0	61.7
Février	35.3	42.2	47.5	66.0	15.0	57.6
Mars	39.7	47.6	51.0	45.7	42.0	61.7
Avril	119.7	125.8	161.4	185.4	119.5	69.6
Mai	76.3	60.4	79.0	91.0	55.5	89.5
Juin	52.2	99.7	39.3	94.5	43.5	102.3
Juillet	65.8	52.0	63.9	123.3	95.5	74.1
Août	75.9	70.5	65.3	186.6	84.0	97.7
Septembre	65.5	44.6	63.5	80.4	73.0	95.3
Octobre	66.3	61.3	75.6	70.6	80.5	83.4
Novembre	36.7	44.6	47.5		41.0	83.9
Décembre	64.9	72.4	79.4		48.5	70.3
Total annuel	746.3	774.4	820.0		749.0	947.1

A Thonon, l'année 2005 se classe au 47^e rang de la chronologie 1951-2005 (le 1^{er} étant 1960 avec 1'269 mm, le dernier étant 1971 avec 561 mm) (tableau 2.2, figure 2.2).

Tableau 2.2 : Pluviométrie annuelle à Thonon (mm).

Table 2.2 : Annual rainfall at Thonon (mm).

Années	Pluviométrie total annuel	Années	Pluviométrie total annuel
1980	1'046.6	1993	1'011.7
1981	973.3	1994	1'105.9
1982	985.8	1995	1'114.5
1983	950.4	1996	954.0
1984	883.1	1997	1'012.0
1985	890.6	1998	855.5
1986	886.0	1999	1'134.6
1987	1'020.5	2000	885.6
1988	1093.0	2001	1'168.5
1989	676.3	2002	1'066.0
1990	1'141.6	2003	691.5
1991	794.9	2004	908.5
1992	993.0	2005	749.0

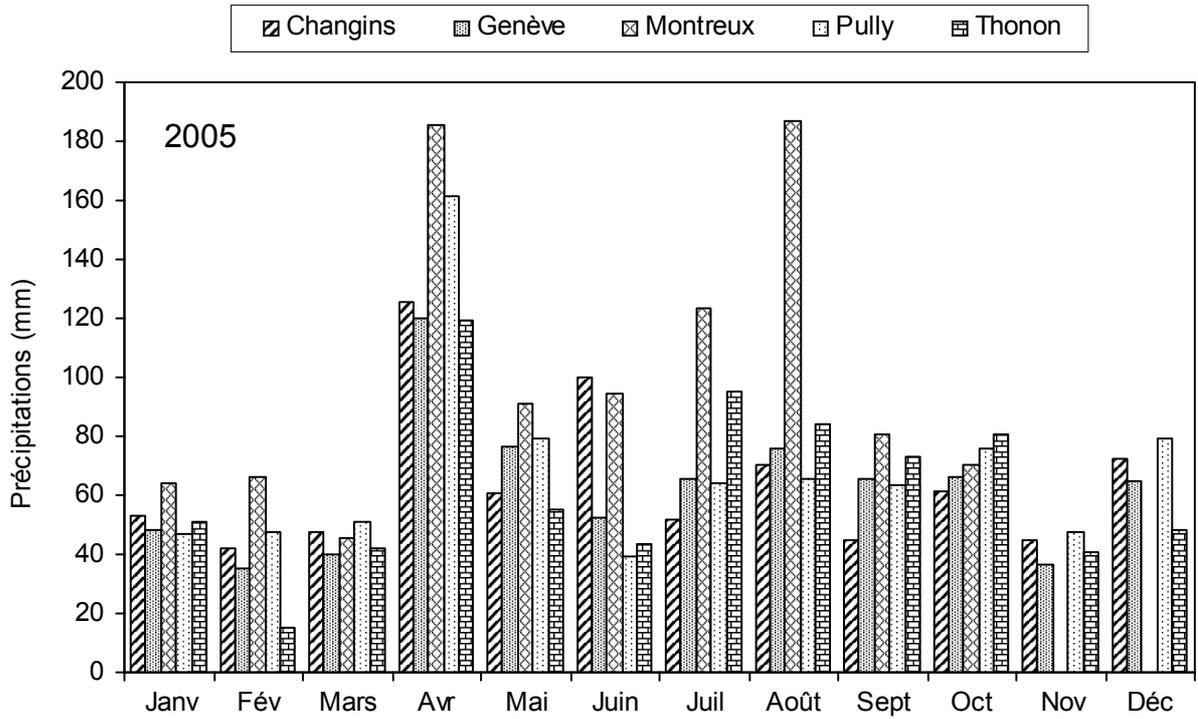


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2005 (mm).

Figure 2.1 : Monthly rainfall at each station in 2005 (mm).

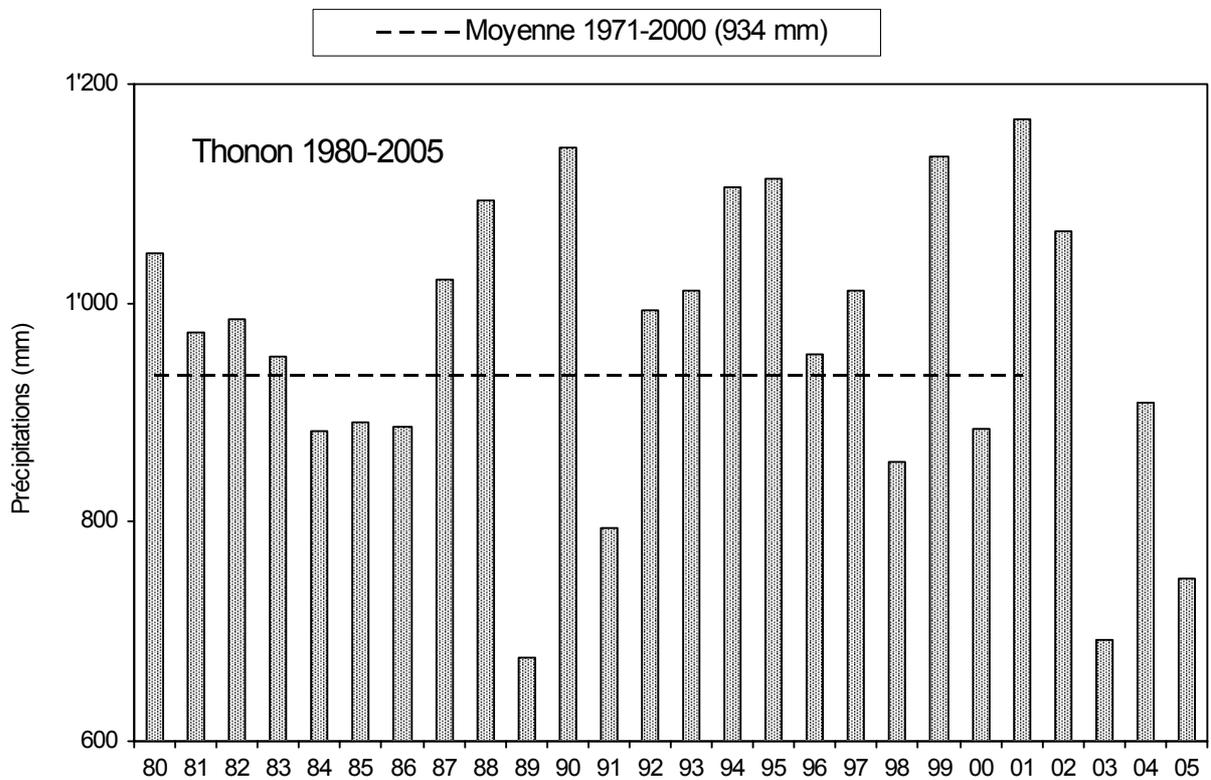


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle à Thonon (mm).

Figure 2.2 : Annual rainfall at Thonon (mm).

4. INSOLATION

Seules quatre des cinq stations analysées sont équipées pour la mesure de la durée de l'insolation (Genève, Changins, Pully et Thonon). Depuis le mois d'octobre, le relevé de cette mesure a été abandonné à Pully.

L'année 2005 avec une moyenne inter-stations de 2'146 h est encore une année très ensoleillée, la deuxième au classement depuis 1985 (derrière 2003 avec ses 2'367 h) (tableau 3.1, figure 3.1). A Thonon, cela fait 3 ans de suite que l'insolation atteint ou dépasse les 2'000 h, se démarquant ainsi nettement des 23 années précédentes (figure 3.2).

Tableau 3.1 : Insolation mensuelle à chaque station en 2005 (h).

Table 3.1 : Monthly insolation at each station in 2005 (h).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1954-2000
Janvier	106.4	119.4	134.8	92.7	43.6
Février	107.5	121.6	129.9	114.4	82.1
Mars	182.3	184.6	197.4	208.6	150.7
Avril	160.8	152.2	156.0	192.0	190.7
Mai	227.6	217.2	221.8	258.1	223.1
Juin	315.4	301.4	302.7	336.9	240.3
Juillet	284.2	273.4	255.2	300.3	268.3
Août	207.1	201.1	210.9	233.3	234.7
Septembre	187.8	187.2	194.3	200.4	178.1
Octobre	147.2	146.0		153.2	110.6
Novembre	117.7	129.3		101.3	54.9
Décembre	53.4	64.1		51.0	39.5
Total annuel	2'097.4	2'097.5		2'242.2	1'816.9

A Thonon, à part le mois d'avril et dans une moindre mesure août, le reste de l'année fut excédentaire en insolation. L'année 2005 se classe deuxième sur la période 1954-2005 (tableau 3.2, figure 3.2).

Tableau 3.2 : Insolation annuelle à Thonon (h).

Table 3.2 : Annual insolation at Thonon (h).

Années	Insolation total annuel	Années	Insolation total annuel
1980	1'879.5	1993	1'634.5
1981	1'862.9	1994	1'689.0
1982	2'026.2	1995	1'871.4
1983	1'931.2	1996	1'674.7
1984	1'743.5	1997	1'811.5
1985	1'580.2	1998	1'834.3
1986	1'477.8	1999	1'702.0
1987	1'376.7	2000	1'956.7
1988	1'540.8	2001	1'837.5
1989	1'694.5	2002	1'831.1
1990	1'821.1	2003	2'411.8
1991	1'788.1	2004	2'181.0
1992	1'667.6	2005	2'242.2

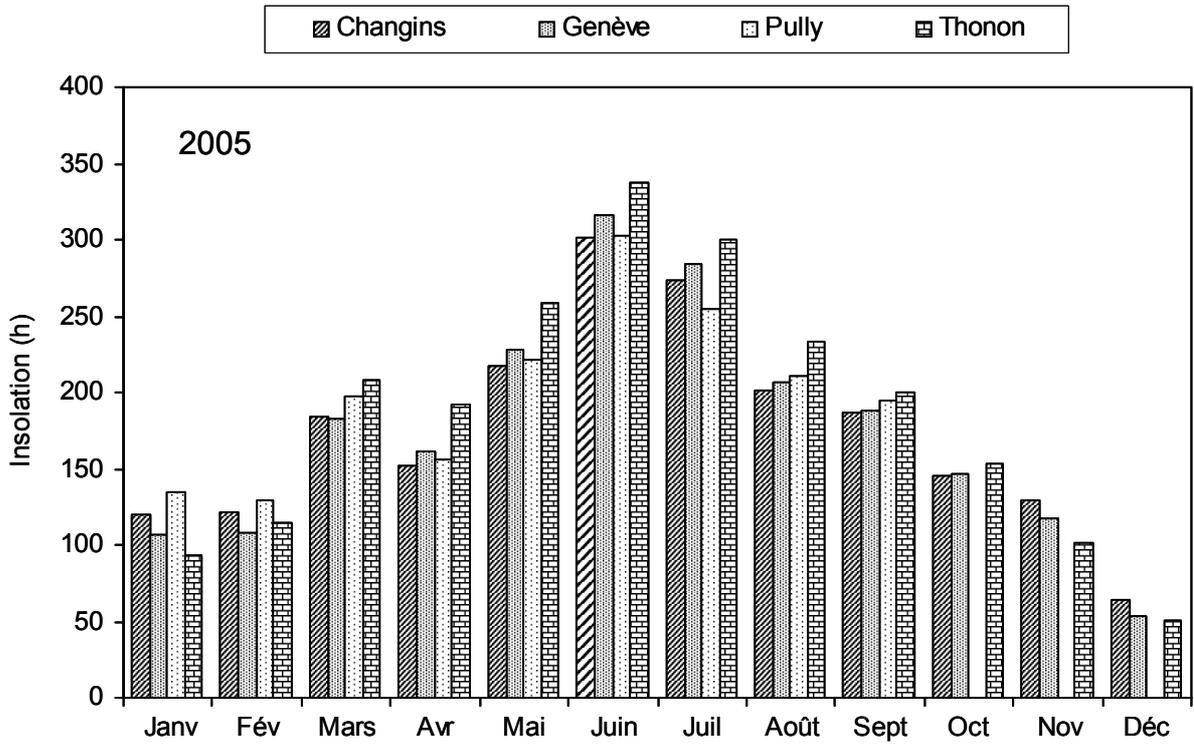


Figure 3.1 : Insolation mensuelle de chaque station en 2005.

Figure 3.1 : Monthly insolation at each station in 2005.

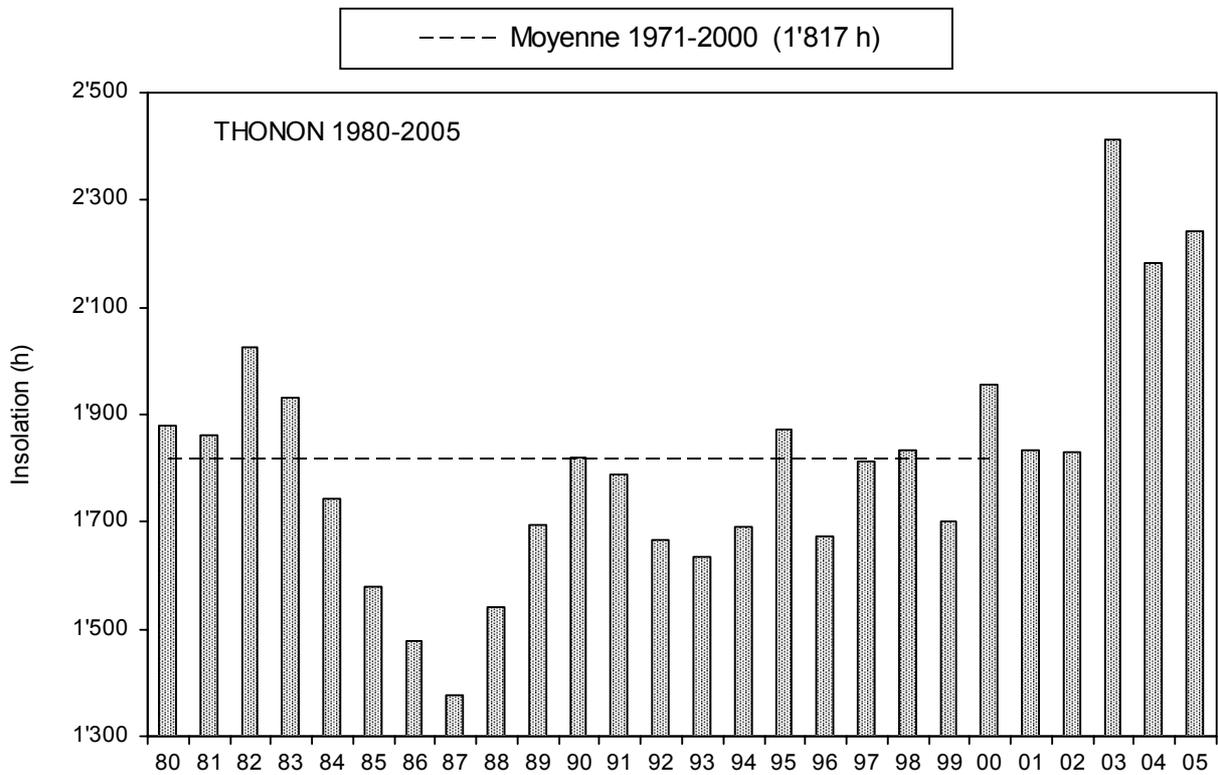


Figure 3.2 : Insolation annuelle à Thonon.

Figure 3.2 : Annual insolation at Thonon.

5. RAYONNEMENT

Comme pour l'insolation, seules les stations de Genève, Changins, Pully et Thonon sont équipées pour la mesure du rayonnement global (tableau 4.1, figure 4.1).

La moyenne inter-stations pour l'année 2005 est de 12.9 MJ/m².d.

Le rayonnement sur Genève, Changins, Pully suit la même tendance à l'augmentation depuis 2003 que celui relevé à Thonon (moyenne respective de Genève, Changins, Pully entre 1981 et 2002 : 11.9; 11.8; 11.9 MJ/m².d, pour une moyenne entre 2003-2005 de 13.3; 13.2;12.8 MJ/m².d).

Tableau 4.1 : Rayonnement global mensuel à chaque station en 2005 (MJ/m².d).

Table 4.1 : Global monthly solar irradiation at each station in 2005 (MJ/m².d).

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1971-2000
Janvier	4.93	5.19	5.36	4.32	3.0
Février	7.52	7.95	8.21	7.20	5.6
Mars	12.88	12.62	12.96	13.26	10.4
Avril	14.43	14.17	14.17	15.34	15.1
Mai	19.36	19.01	18.76	20.52	18.3
Juin	24.63	24.03	24.20	26.28	20.4
Juillet	21.52	21.18	20.57	23.29	21.0
Août	16.94	16.59	16.68	17.80	18.1
Septembre	13.83	14.00	14.17	14.40	13.0
Octobre	8.64	8.73	9.68	9.05	7.0
Novembre	5.62	5.79	5.79	5.18	3.6
Décembre	3.03	3.28	3.11	2.7	2.5
Moyenne annuelle	12.8	12.7	12.8	13.3	11.5

Pour Thonon en 2005, à part le mois d'août le rayonnement global se caractérise par des moyennes mensuelles toujours supérieures à la moyenne de la période 1971-2000. Le rayonnement global annuel obtenu est de 4'857,6 MJ/m², ce qui classe l'année 2005 deuxième sur la période 1971-2005 (avec seulement 4 MJ/m² de différence avec 2004) (tableau 4.2, figure 4.2).

Tableau 4.2 : Rayonnement global annuel à Thonon (MJ/m²).

Table 4.2 : Global annual solar irradiation at Thonon (MJ/m²).

Années	Rayonnement global total annuel	Années	Rayonnement global total annuel
1980	4'170.7	1993	4'038.2
1981	4'216.6	1994	4'102.9
1982	4'472.0	1995	4'351.4
1983	4'220.9	1996	4'113.7
1984	4'011.5	1997	4'306.1
1985	4'006.5	1998	4'290.6
1986	3'850.7	1999	4'123.9
1987	3'700.9	2000	4'501.7
1988	3'943.2	2001	4'319.4
1989	4'195.8	2002	4'344.1
1990	4'293.7	2003	5'212.2
1991	4'291.3	2004	4'853.6
1992	4'096.8	2005	4'857.5

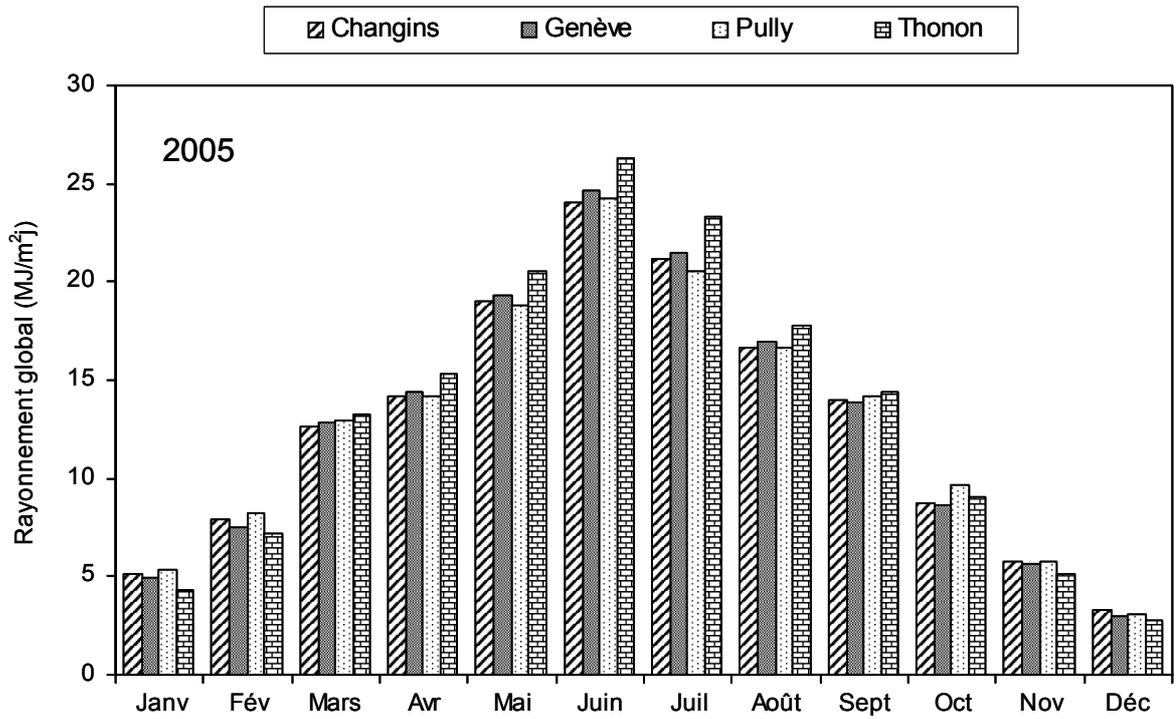


Figure. 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2005.

Figure.4.1 : Mean monthly global solar irradiation at station in 2005.

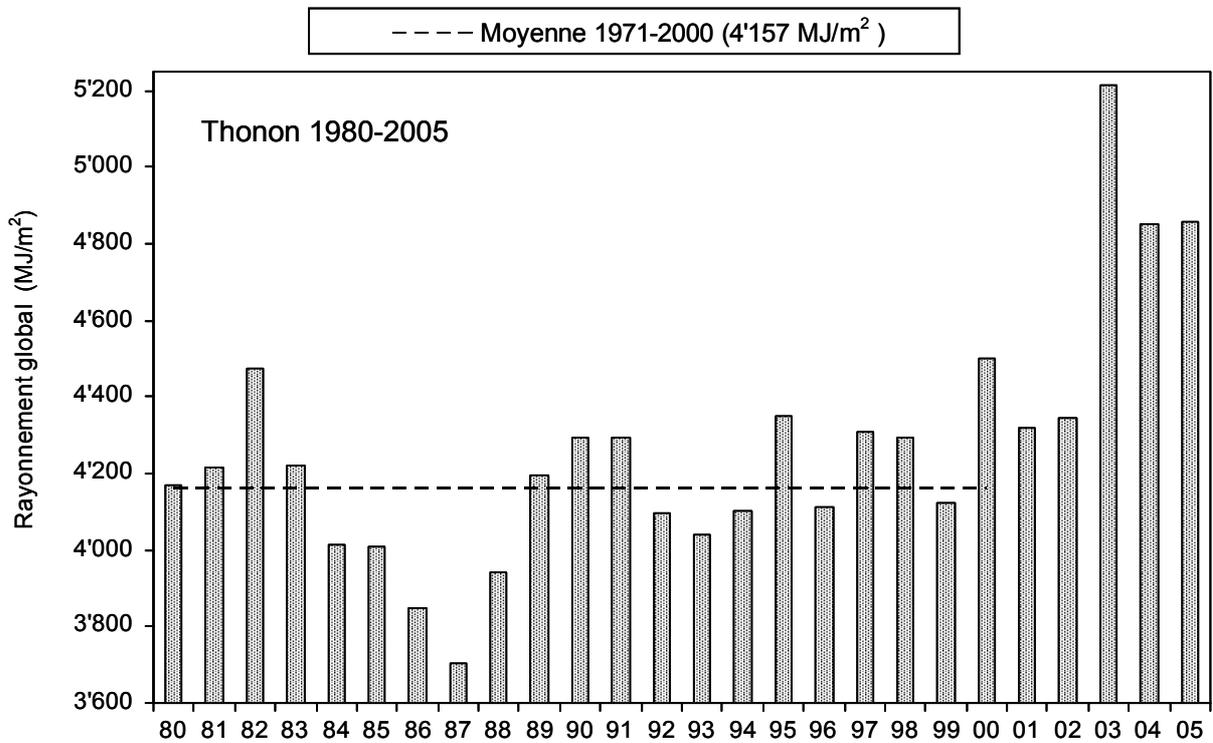


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel à Thonon.

Figure 4.2 : Global annual solar irradiation at Thonon.

6. VITESSE DU VENT

A Changins, station de référence, la moyenne de l'année 2005 se situe sous celle de la période 1981-2000 (tableau 5.1, figure 5.1). De mars à novembre, toutes les moyennes mensuelles sont inférieures aux moyennes de référence enregistrées entre 1981-2000.

Tableau 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent en 2005 (m/s)

Table 5.1 : Mean monthly wind speed in 2005 (m/s).

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Changins 1981-2000
Janvier	2.8	2.8	1.4	1.1	3.0	2.4
Février	2.8	3.0	1.7	1.1	3.0	2.8
Mars	1.7	1.7	1.1	1.1	1.4	3.4
Avril	2.5	2.8	1.4	1.1	2.1	3.5
Mai	1.9	1.9	1.4	1.1	1.5	3.0
Juin	2.5	2.8	1.4	1.1	1.9	3.0
Juillet	2.5	2.5	1.7	1.1	1.7	2.9
Août	1.7	1.9	1.4	1.1	1.8	2.7
Septembre	1.9	2.2	1.4	1.1	1.9	2.7
Octobre	1.4	1.7	1.4	1.1		2.5
Novembre	2.2	2.8	1.9		3.0	2.5
Décembre	2.8	3.0	1.7		2.2	2.6
Moyenne annuelle	2.2	2.4	1.5			2.8

Pour l'année 2005 à Changins, il n'a été enregistré que 27 jours à vent fort (> 5 m/s), (soit un jour de plus qu'en 2003 et un de moins qu'en 2004) répartis régulièrement tout au long de l'année (figure 5.2). Il y a eu cependant sur 2005, 5 jours où la vitesse du vent a été enregistrée à 4.99 m/s.

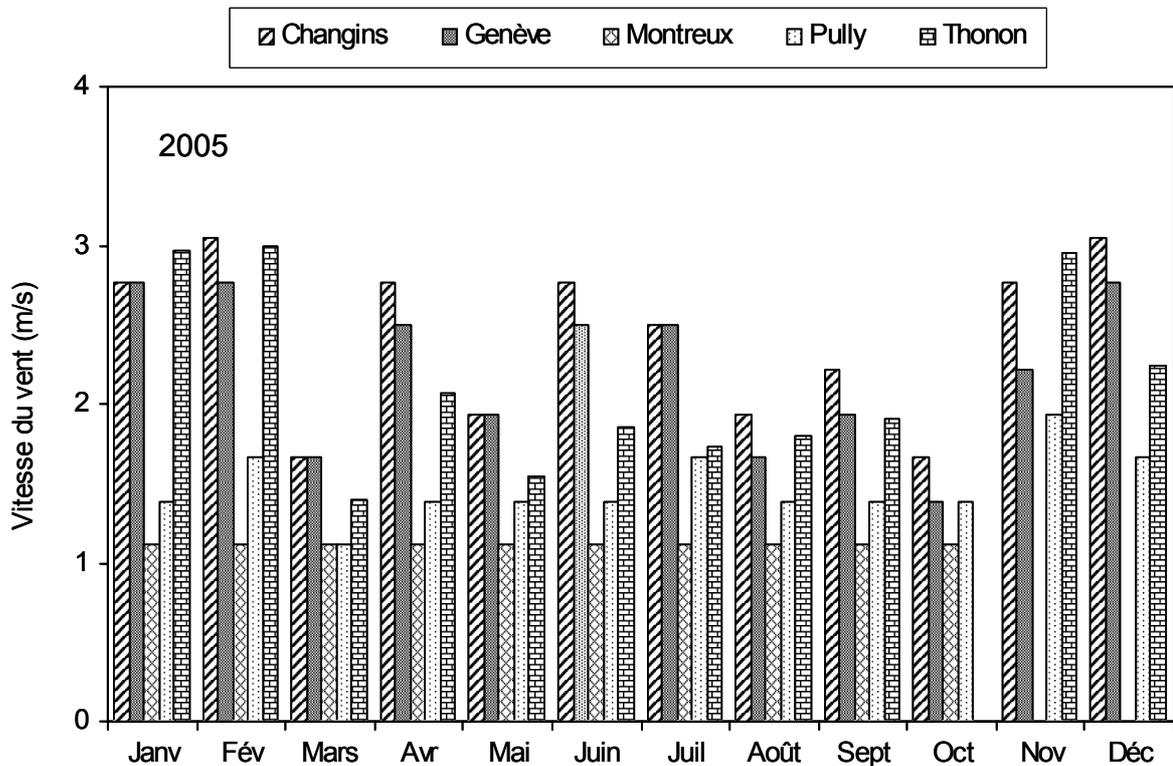


Figure 5.1 : Moyenne mensuelle de la vitesse du vent de chaque station à 13 heures en 2005.

Figure 5.1 : Mean monthly wind speeds at each station at 1 p.m. in 2005.

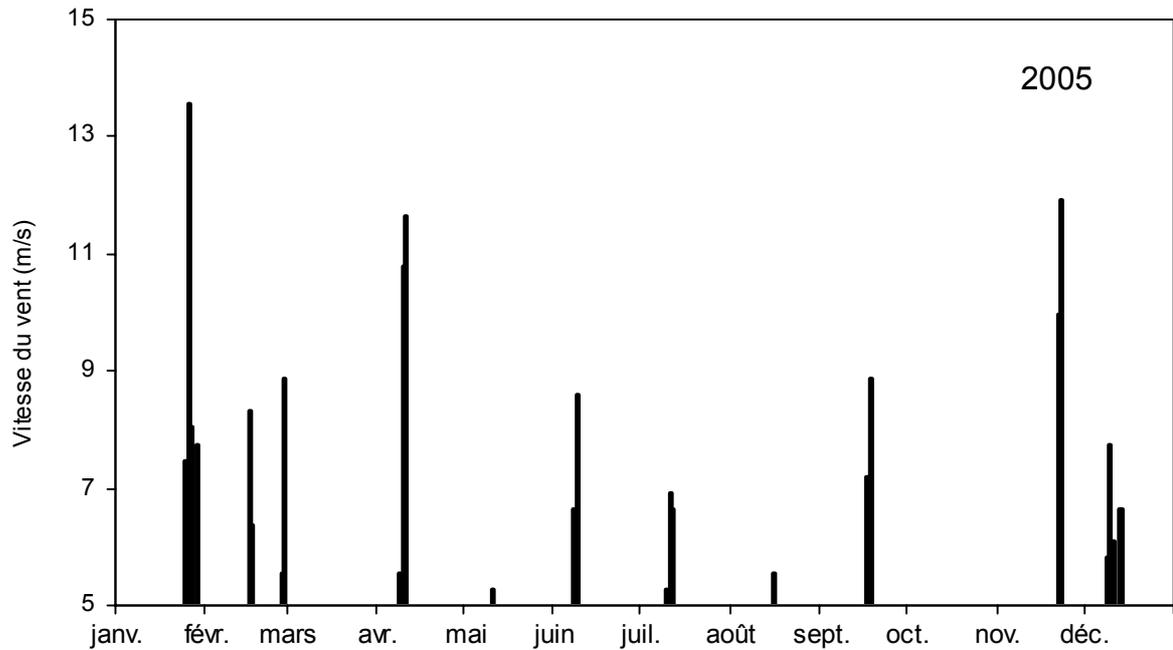


Figure 5.2 : Répartition annuelle (en 2005) des vents forts (> 5 m/s) à Changins à 13 heures.

Figure 5.2 : Annual distribution (in 2005) of strong winds (> 5 m/s) at Changins at 1 p.m.

7. CONCLUSIONS

L'année climatique 2005 sur les rives du Léman est encore une fois considérée comme une année relativement chaude, avec 10.6 °C de moyenne inter-stations. C'est la 13^e fois depuis 1990 à Thonon que la température moyenne atteint 11.0°C. Avec 772 mm de précipitations, 2005 fut une année faiblement pluvieuse avec trois épisodes orageux surtout ressentis sur la partie est du lac qui font augmenter le cumul annuel. L'insolation, comme le rayonnement global sont supérieurs à leurs moyennes (2'145 h au lieu de 1'825 h et 12.9 MJ/m².d au lieu de 11.8 MJ/m².d). L'insolation annuelle des 3 dernières années est significativement plus importante que les années précédentes. L'année 2005 fut faiblement venteuse. Le nombre de jours de vents forts à Changins (> 5m/s) fut très légèrement plus nombreux qu'en 2003 (+1) mais moins qu'en 2004 (-1).

ÉVOLUTION PHYSICO-CHEMIQUE DES EAUX DU LÉMAN

PHYSICAL-CHEMICAL CHANGES IN THE WATERS OF LAKE GENEVA

Campagne 2005

PAR

Jérôme LAZZAROTTO

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

Pascale NIREL

SERVICE DE L'ÉCOLOGIE DE L'EAU, DÉPARTEMENT DU TERRITOIRE, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

François RAPIN

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

RÉSUMÉ

L'hiver 2004-2005 a permis un brassage complet et une réoxygénation totale des eaux du fond, un tel brassage n'a pas été observé depuis 1986. Les concentrations en oxygène dissous des eaux du fond du lac restent supérieures à 4 mgO₂/L jusqu'à la fin de l'année, ce qui ne s'est pas produit depuis plus de vingt ans.

En fin de brassage, le 8 mars 2005, la température du lac était de 5.73 °C tout le long de la colonne d'eau au centre du lac. Une température aussi basse n'avait pas été enregistrée depuis 10 ans. Cependant, la tendance globale au réchauffement de la masse d'eau du lac est toujours vraie à l'échelle des quatre dernières décennies.

Dans le Grand Lac, le brassage a permis une redistribution importante des nutriments à partir des eaux du fond; mais, malgré la tendance générale des dernières années, le stock de phosphore n'a pas diminué par rapport à 2004. La concentration moyenne du lac est de 29.4 µgP/L.

Le stock d'azote, déjà stabilisé depuis une quinzaine d'années, reste lui aussi constant en 2005. L'azote nitrique est aussi constant depuis les années 1990 avec une teneur moyenne annuelle de 0.58 mgN/L en 2005, soit 2.57 mgNO₃/L.

L'activité phytoplanctonique, accompagnée de la consommation des nutriments en surface, est importante de mars à septembre, masquée pendant une longue et nette période d'eaux claires observée entre le 6 juin et le 4 juillet 2005 du fait du broutage du phytoplancton par le zooplancton. La transparence était de 7.60 m à 8.80 m. Cette période est plus longue et arrive plus tardivement qu'habituellement.

Les mesures effectuées sur le Petit Lac de 2001 à 2005 sont présentées dans ce rapport. Le Petit Lac se démarque du Grand Lac par sa plus faible profondeur et par l'existence de brassages complets annuels. Les concentrations en oxygène du fond sont toujours supérieures à 6 mgO₂/L et le plus souvent supérieures à 8 mgO₂/L. Les stocks de phosphore sont stables et la concentration moyenne en phosphore total sur les 5 dernières années atteint 21.0 µgP/L.

ABSTRACT

The winter of 2004-2005 produced complete churning and total reoxygenation of the bottom water of the lake; this degree of churning had not been seen since 1986. The concentrations of dissolved oxygen in the bottom water of the lake remained above 4 mg O₂/L until the end of the year, something that had not happened for more than twenty years.

At the end of the churning period, on 8 March 2005, the temperature of the lake was 5.73°C throughout the column of water in the center of the lake. Such a low temperature had not been recorded for 10 years; however, the overall trend towards warming of the mass of water in the lake was still true over the last four decades.

In the Grand Lac, the churning produced considerable redistribution of nutrients from the water at the bottom of the lake; however, despite the general trend over recent years, the phosphorus content was no lower than in 2004. The mean concentration in the lake in 2005 was 29.4 µgP/L.

The nitrogen content, which had been stable for about fifteen years, also remained unchanged in 2005. Nitric nitrogen has also been constant since the 1990s, with a mean annual content of 0.58 mgN/L in 2005, i.e. 2.57 mgNO₃/L.

Phytoplanktonic activity, accompanied by the consumption of surface nutrients, was considerable from March to September, which was masked for a long and clear period of clear water observed between 6 June and 4 July 2005 due to grazing of the phytoplankton by the zooplankton. The transparency was between 7.60 m and 8.80 m. This period lasted longer and started later than usually.

Measurements carried out on the Petit Lac from 2001 to 2005 are presented in this report. The Petit Lac differs from the Grand Lac by being shallower and undergoing complete annual churning. The oxygen concentrations in the bottom water were always above 6 mgO₂/L and usually over 8 mgO₂/L. The phosphorus content remained unchanged, and the mean concentration of total phosphorus over the last 5 years was 21.0 µgP/L.

1. MÉTHODES

Les stations de mesure des paramètres physico-chimiques, représentées sur la figure 1, sont :

- SHL2 au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. CH : 534.70/144.95), correspond à la partie la plus profonde du lac (-309.7 m),
- GE 3 au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevrens entre Coppet et Chevrens (coord. : 506.10/128.04) (-71 m).

Ce rapport traitera dans un premier temps de l'étude du Grand Lac en SHL2, puis de l'étude du Petit Lac en GE3.

La station SHL2 est admise comme représentative du Grand Lac au point de vue physico-chimique quant à l'évolution à long terme (BLANC et al., 1993). Les stocks et concentrations moyennes sont calculés à partir des mesures obtenues sur les prélèvements à différentes profondeurs en ce point SHL2 (Annexes 1 et 2).

• Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station SHL2 (Grand Lac)

Afin de déterminer l'évolution de la qualité des eaux du Grand Lac, les prélèvements sont effectués à 20 profondeurs au point SHL2 :

0 - 2.5 - 5 - 7.5 - 10 - 15 - 20 - 25 - 30 - 35 - 50 - 100 - 150 - 200 - 250 - 275 - 290 - 300 - 305 et 309 m.

La fréquence d'échantillonnage des prélèvements est adaptée au cycle biologique du lac : lorsque l'activité biologique et la composition chimique du lac changent, la fréquence du suivi est plus importante. Elle est prévue : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et que le lac subit de fortes et rapides fluctuations.

Il y a eu 19 campagnes de prélèvements en 2005, réparties selon les dates indiquées dans le tableau 1.

Les prélèvements sont effectués, selon des techniques uniformisées, par l'Institut de Limnologie de Thonon-les-Bains, qui procède également à diverses mesures "in situ". Lors de chaque prélèvement, une sonde pression est couplée à la bouteille de prélèvement afin de déterminer la profondeur réelle de prélèvement. L'étude des relevés de la sonde indique des écarts allant de 0 à 3 m par rapport à la profondeur théorique pour les prélèvements à partir de 50 m jusqu'au fond, avant 50 m les écarts sont négligeables.

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA-Thonon-les-Bains). La validité des résultats est testée semestriellement par des analyses interlaboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. En 2005, les résultats des différents laboratoires sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2006).

De plus lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH, turbidité, chlorophylle a in vivo et transmission de la lumière sont réalisés à l'aide d'une sonde multiparamètres immergeable (BLANC et al., 1994).

Tableau 1 : Dates des campagnes de prélèvement.

Table 1 : Dates of the sampling surveys.

Campagne n°	Date	Campagne n°	Date
1	lundi 10 janvier 2005	11	lundi 18 juillet 2005
2	lundi 7 février 2005	12	mardi 9 août 2005
3	mardi 8 mars 2005	13	lundi 22 août 2005
4	lundi 21 mars 2005	14	lundi 5 septembre 2005
5	lundi 4 avril 2005	15	mardi 27 septembre 2005
6	mardi 26 avril 2005	16	lundi 10 octobre 2005
7	mardi 17 mai 2005	17	lundi 24 octobre 2005
8	lundi 6 juin 2005	18	mardi 8 novembre 2005
9	lundi 20 juin 2005	19	lundi 19 décembre 2005
10	lundi 4 juillet 2005		

• **Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station GE3 (Petit Lac)**

Le suivi de la qualité des eaux s'effectue au point GE3 aux profondeurs suivantes :

0 - 2.5 - 5 - 7.5 - 10 - 15 - 20 - 30 - 50 et 70 m.

La fréquence de prélèvements est mensuelle.

Les prélèvements et les analyses sont effectués, également selon des techniques normalisées, par le Service cantonal de l'écologie de l'eau de Genève.

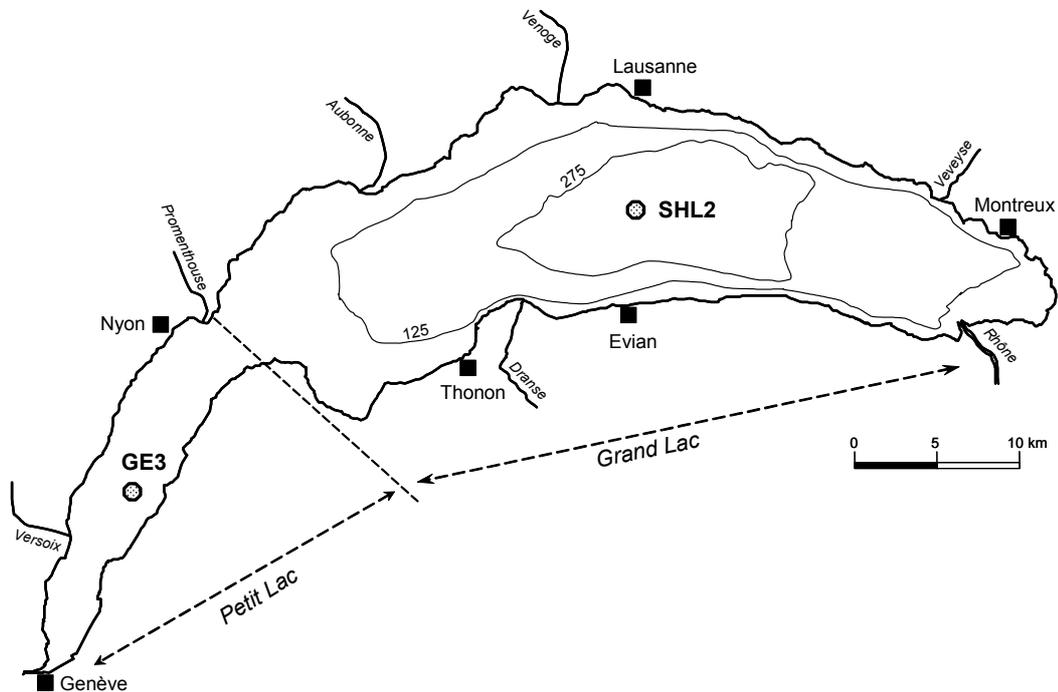


Figure 1 : Situation des points de prélèvement.

Figure 1 : Location of the sampling stations.

2. RÉGIME THERMIQUE ET INFLUENCE SUR LA STRATIFICATION OU LE MÉLANGE DES EAUX

L'hiver 2004-2005 a été froid, avec au minimum une température de 5.73 °C tout le long de la colonne d'eau à SHL2 lors de la campagne du 8 mars 2005; cette valeur est significativement plus faible que celle des années précédentes (6.0 °C). On constate, toujours lors de la campagne du 8 mars, que les vents forts ont permis un brassage complet de la colonne d'eau déjà homogénéisée thermiquement. Le profil physico-chimique de la colonne d'eau en SHL2 lors du brassage est représenté sur la figure 2 : la température, la conductivité et l'oxygène dissous sont homogènes de la surface au fond du lac.

Ainsi la colonne d'eau a été entièrement réoxygénée jusqu'au fond et on mesure une concentration en oxygène dissous à 309 m de 10.02 mgO₂/L. Les nutriments ont été redistribués sur toute la colonne d'eau. Un tel brassage n'avait pas eu lieu depuis 1986 et le dernier brassage a eu lieu en 1999, mais n'avait pas permis une réoxygénation des eaux profondes aussi importante.

La réoxygénation des eaux du fond a continué après le brassage pour atteindre un maximum en oxygène dissous le 4 avril 2005 avec 10.64 mgO₂/L, soit beaucoup plus important que les années précédentes où le maximum était de l'ordre de 6 mgO₂/L.

Les figures 3 à 7 représentent l'évolution saisonnière et interannuelle de la température du lac. On remarque que le début de l'année comporte 4 semaines de température moyenne de l'air négative (figure 3a), soit beaucoup plus que les 5 années précédentes, ce qui explique l'important refroidissement des eaux (figure 4) par rapport à la précédente décennie. Les températures de fin d'année permettront un brassage complet durant l'hiver 2005-2006. A contrario, la tendance de la température moyenne de l'eau du lac à 5 m entre 1970 et 2005 est toujours légèrement à la hausse, de l'ordre de 4 % par an (figure 5). Les températures estivales des couches superficielles (0 à 20 m) sont habituelles, de l'ordre de 23 °C en surface au maximum (figure 6).

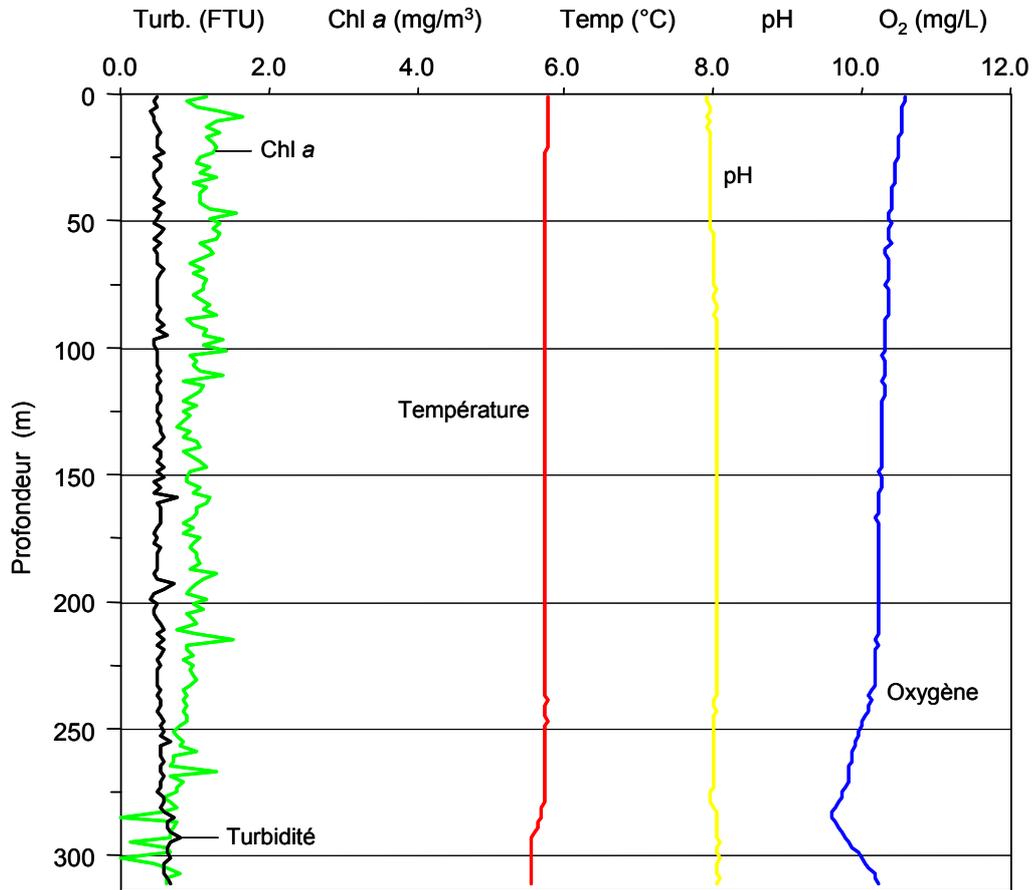


Figure 2 : Profil à SHL2 mesuré avec une sonde multiparamètres lors du brassage (08.03.2005).

Figure 2 : Multi-parameter Water Quality Logger profile during churning at SHL2 (08 March 2005).

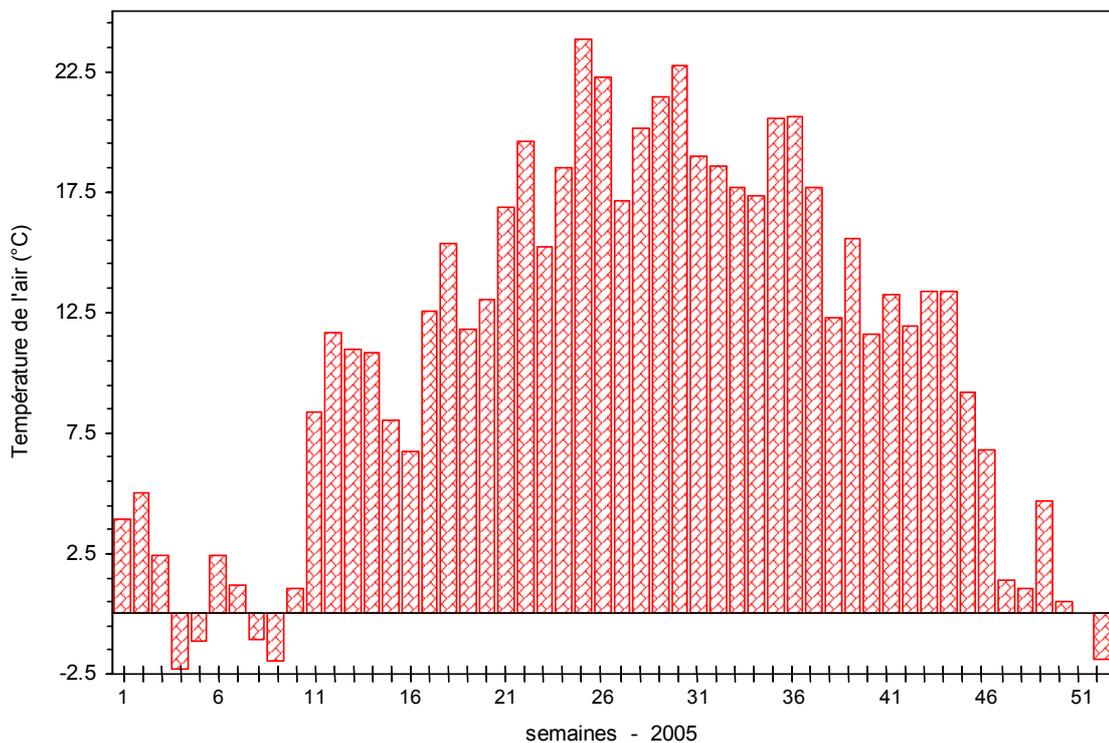


Figure 3 a : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully en 2005.

Figure 3 a : Mean weekly air temperature at the Pully station in 2005.

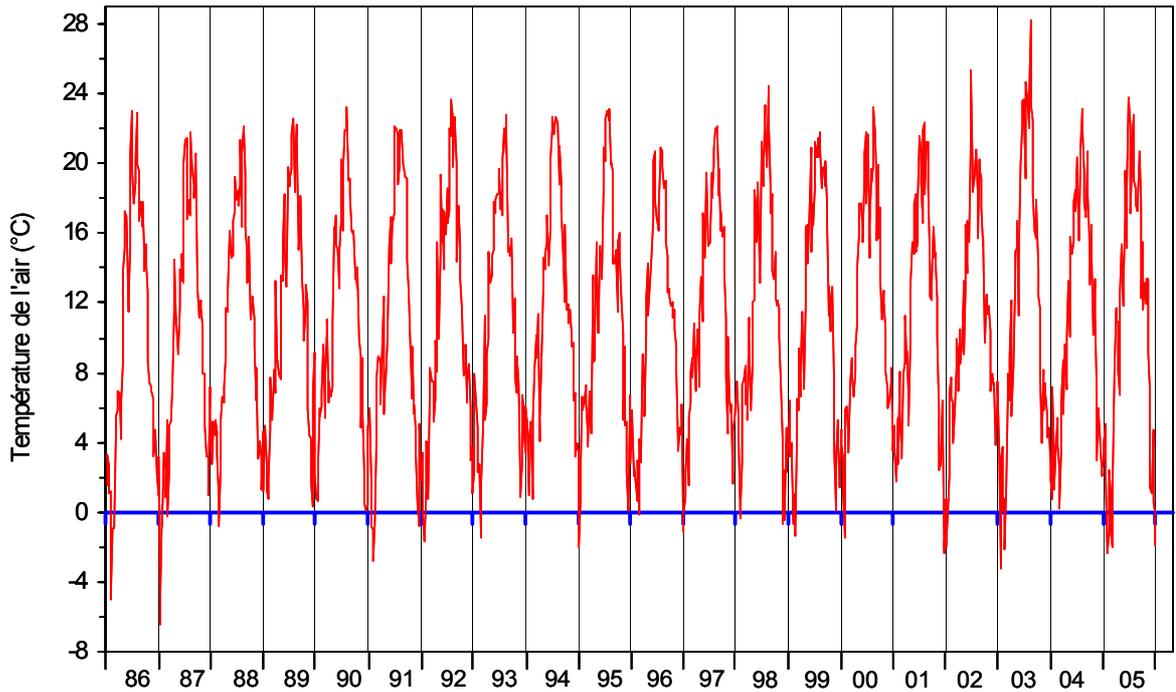


Figure 3 b : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully de 1986 en 2005.

Figure 3 b : Mean weekly air temperature at the Pully station from 1986 to 2005.

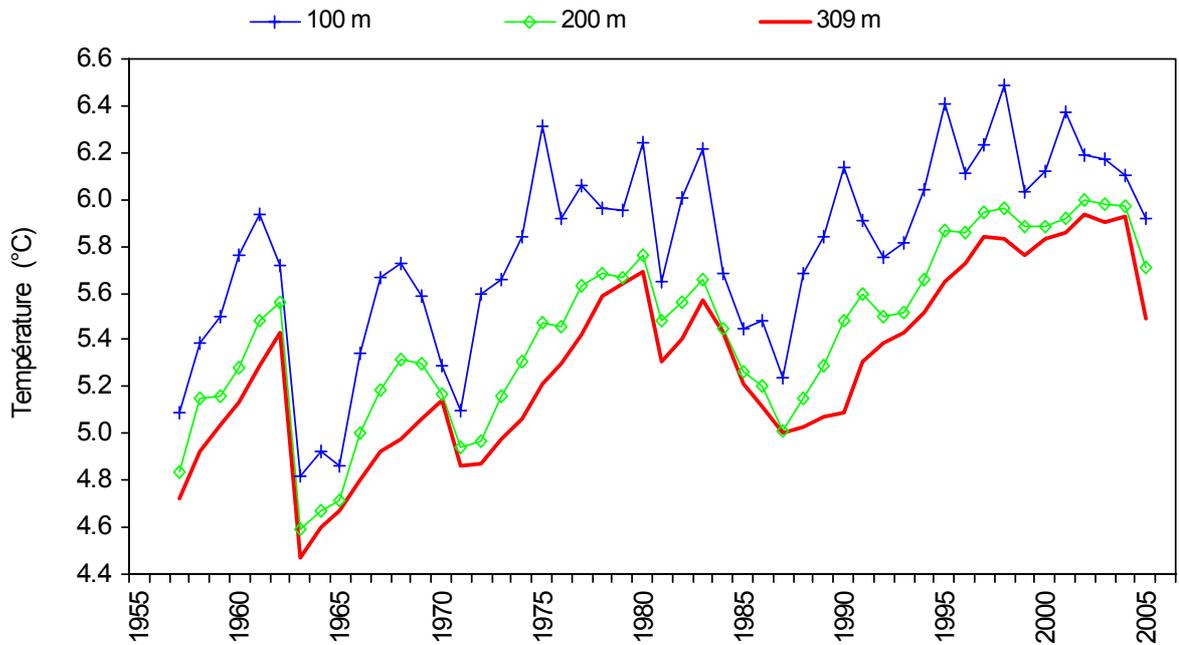


Figure 4 : Evolution de la température moyenne de l'eau à 100, 200 et 309 mètres de profondeur, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 4 : Change in the mean annual water temperature at depths of 100, 200 and 309 meters, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

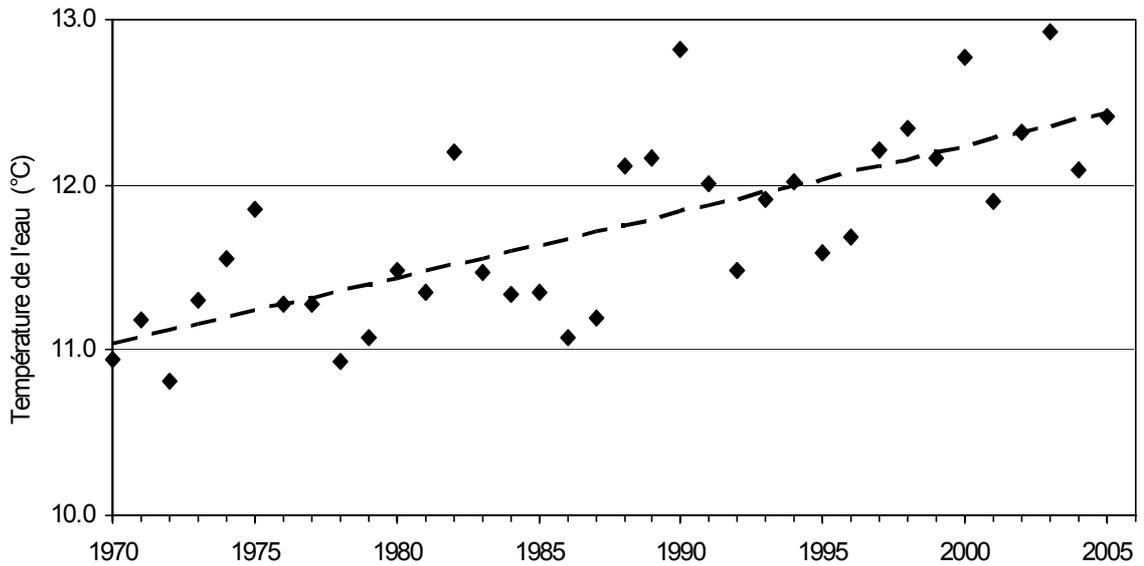


Figure 5 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman à 5 mètres de profondeur - Grand Lac (SHL2)

Figure 5 : Change in the mean annual water temperature at a depth of 5 meters inf Lake Geneva-Grand Lac (SHL2)

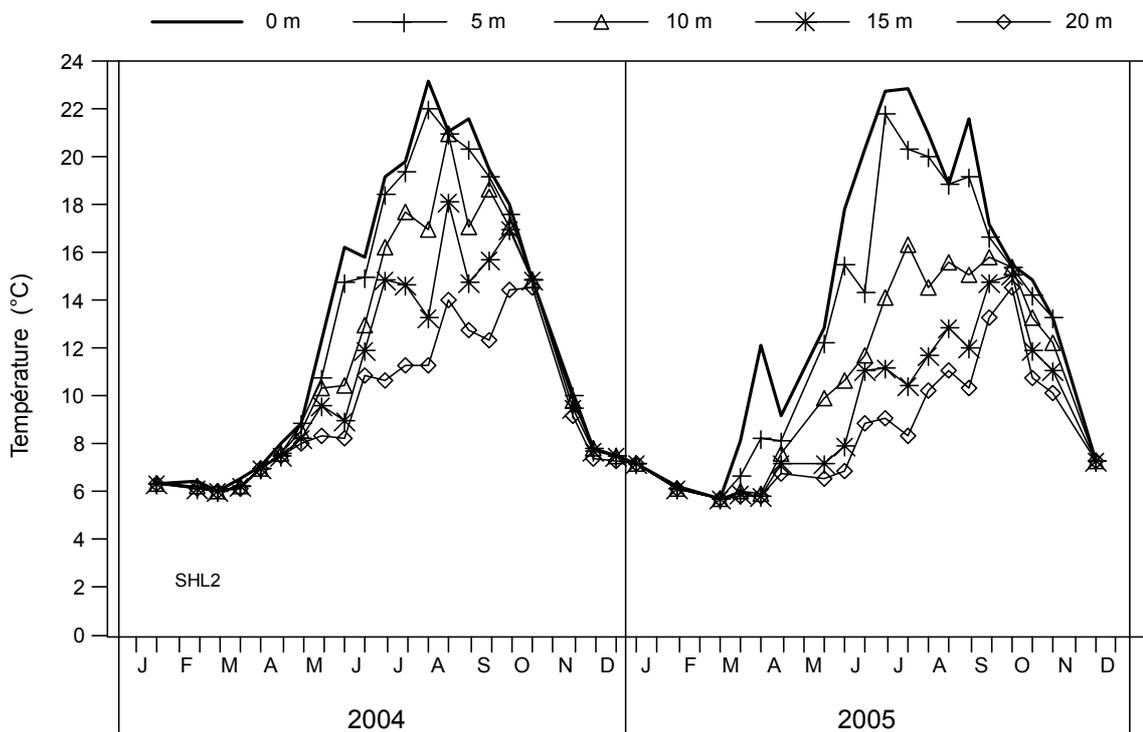


Figure 6 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 6 : Temperature of the water in the surface layers (0, 5, 10, 15 et 20 m) of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

La figure 8 représente l'évolution de la température depuis 1996 de la colonne d'eau du lac à SHL2. On observe entre chaque brassage partiel (1996, 1999), un approfondissement de la couche à 6 °C lié au réchauffement des couches superficielles. Le brassage complet de 2005 permet de remonter significativement le niveau de cette couche.

3. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

Comme nous l'avons vu précédemment, le brassage hivernal de mars 2005 a permis un renouvellement total des nutriments en provenance des couches profondes. La concentration en orthophosphate est remontée à 24 µgP/L en mars 2005 dans les couches superficielles, soit légèrement plus que les années précédentes (de 20 à 22 µgP/L) (figures 8 et 9).

Parallèlement, l'azote nitrique est remonté à 630 µgN/L (figure 10) et la silice dissoute à 2.78 mg/L (figure 11) dans les couches superficielles, et sont distribués de façon quasi-homogène le long de la colonne d'eau, en début mars. Le brassage complet a permis une concentration en silice en surface très importante par rapport aux années précédentes (1.5 mg/L).

La transparence de début d'année est relativement faible, comparativement aux années précédentes, et atteint 8,70 m en début mars, contre des transparences de l'ordre 12 à 14 m pour les années précédentes; ainsi la transparence maximale en 2005 est observée après l'activité estivale lors de la campagne du 10 octobre avec 9.50 m (figure 12).

On observe le démarrage de l'activité photosynthétique lors de la campagne suivant le brassage le 21 mars 2005, avec une légère diminution des nutriments (orthophosphate de 24 à 15 µgP/L; nitrate de 630 à 440 µgN/L et silice de 2.78 à 1.53 mg/L) en surface (figures 9 à 11) et une augmentation notable du carbone organique particulaire (de 107 à 354 µgC/L; figure 16). La transparence diminue aussi fortement (de 8.70 à 4.60 m) lors de cette prolifération algale. Cette activité se poursuit le 4 avril 2005 : on observe déjà une concentration en orthophosphates de l'ordre de µgP/L de 0 à 10 m, puis la consommation des orthophosphates atteint les 35 m entre août et septembre (figure 25). L'activité photosynthétique se maintient de manière importante jusqu'à fin septembre (figure 13).

La photosynthèse fournit donc dès le 21 mars de l'oxygène dans l'épilimnion et entraîne progressivement une sursaturation importante avec au maximum 15.2 mgO₂/L à 5 m le 4 avril 2005, soit relativement plus importante qu'en 2004 (12.1 mgO₂/L) et 2003 (13.5 mgO₂/L). Cette sursaturation diurne est observée jusqu'au mois de septembre et est plus importante que les années précédentes (figure 14).

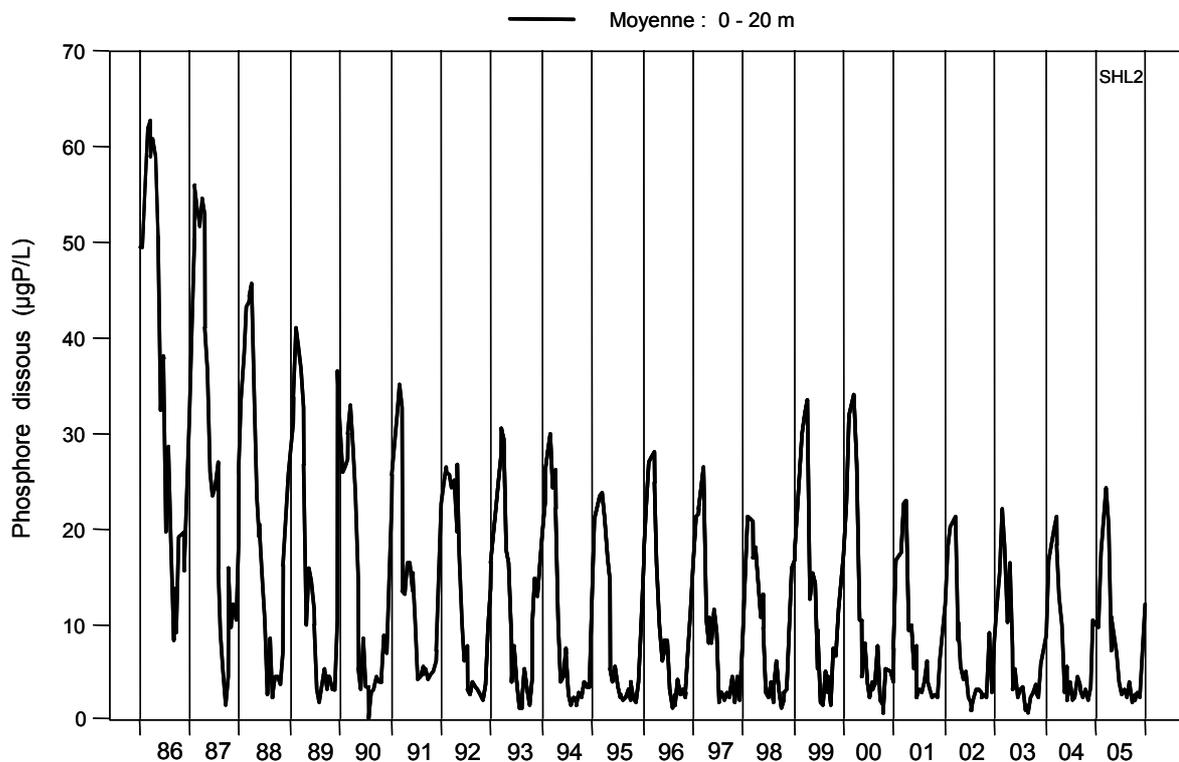


Figure 7 : Concentration en phosphore dissous (P-PO₄³⁻) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 7 : Concentration of dissolved phosphorus P- (PO₄³⁻) in the surface water (mean 0-20 m) of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Température (°C) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2005

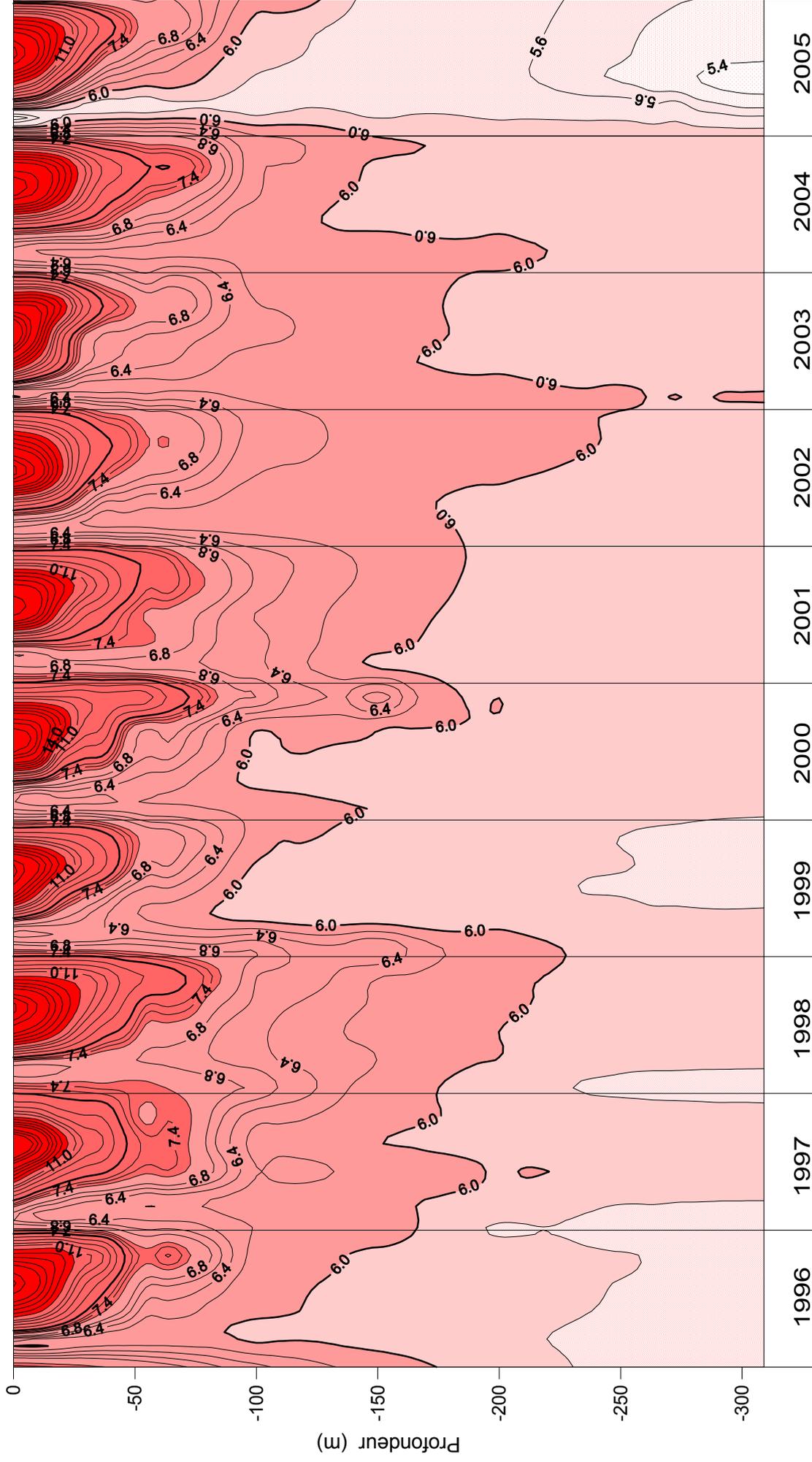


Figure 8 : Température des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de présentation graphique peuvent apparaître (différence de lissage des courbes d'isovaleurs)).

Figure 8 : Water temperature in Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth (N.B.: depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation (due to differences in the smoothing of the isothermal curves)).

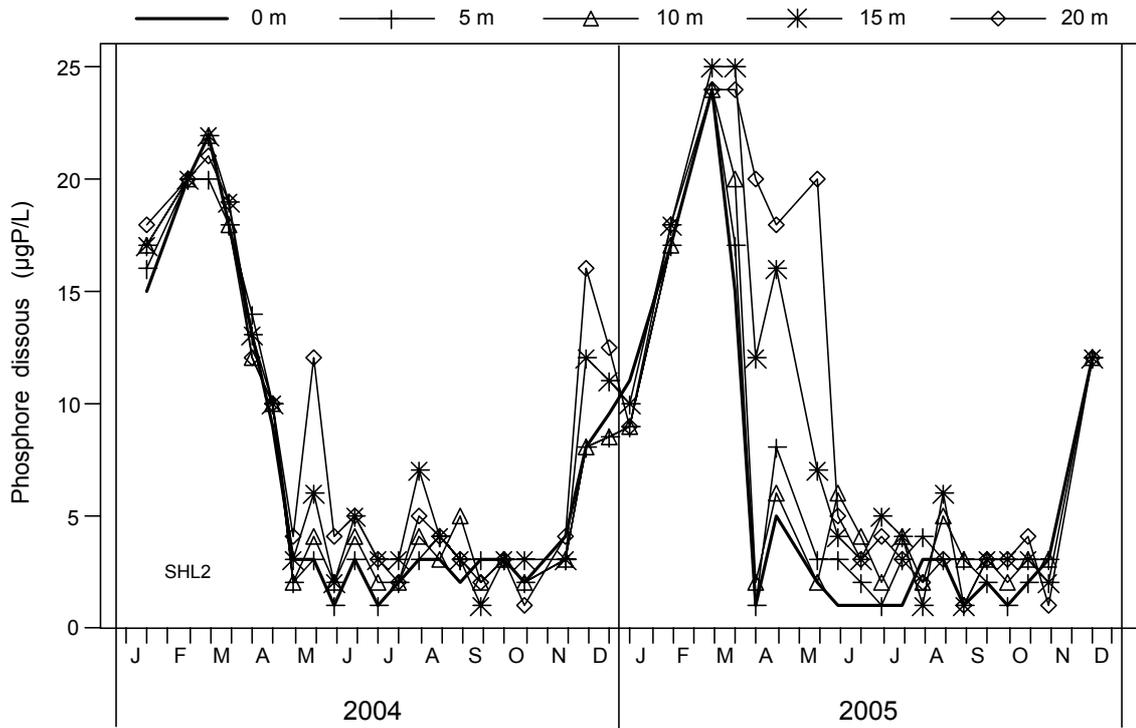


Figure 9 : Concentration en phosphore dissous ($P-PO_4^{3-}$) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 9 : Concentration of dissolved phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in the surface water (0, 5, 10, 15 and 20 m) of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

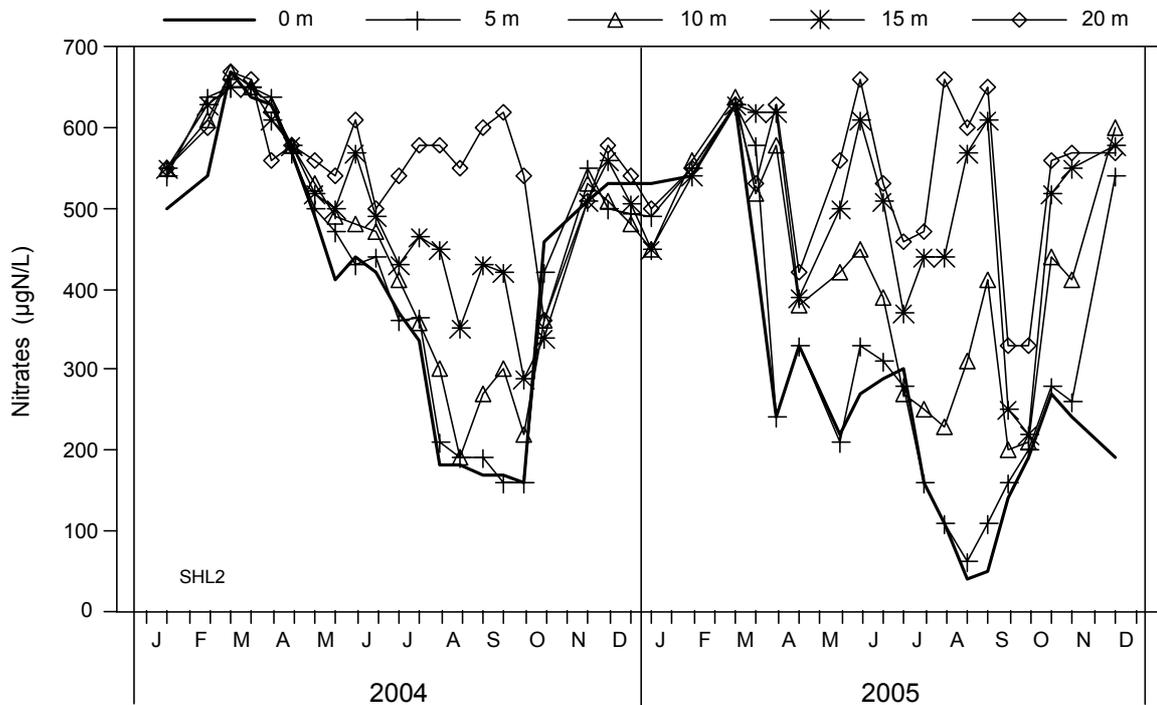


Figure 10 : Concentration en nitrate ($N-NO_3^-$) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 10 : Concentration of nitrate ($N-NO_3^-$) in the surface water (0, 5, 10, 15 and 20 m) of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

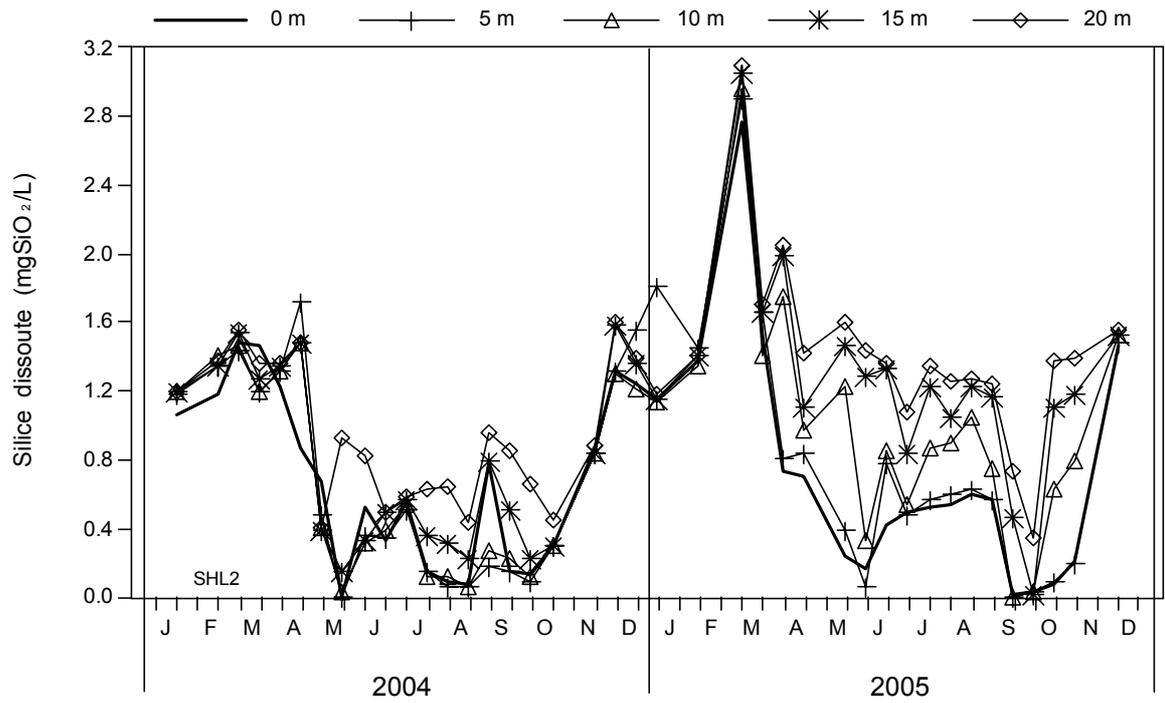


Figure 11 : Concentration en silice (SiO_2) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 11 : Concentration of dissolved silica (SiO_2) in the surface water (0, 5, 10, 15 and 20 m) of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

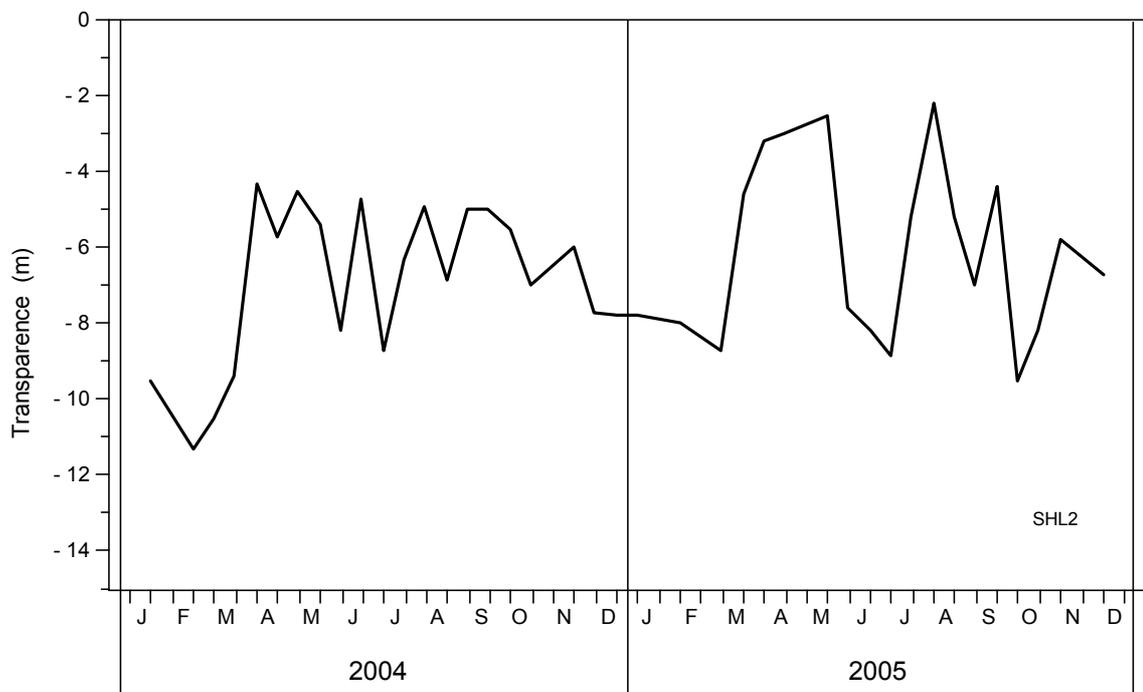


Figure 12 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 12 : Transparency measured using a Secchi disk, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

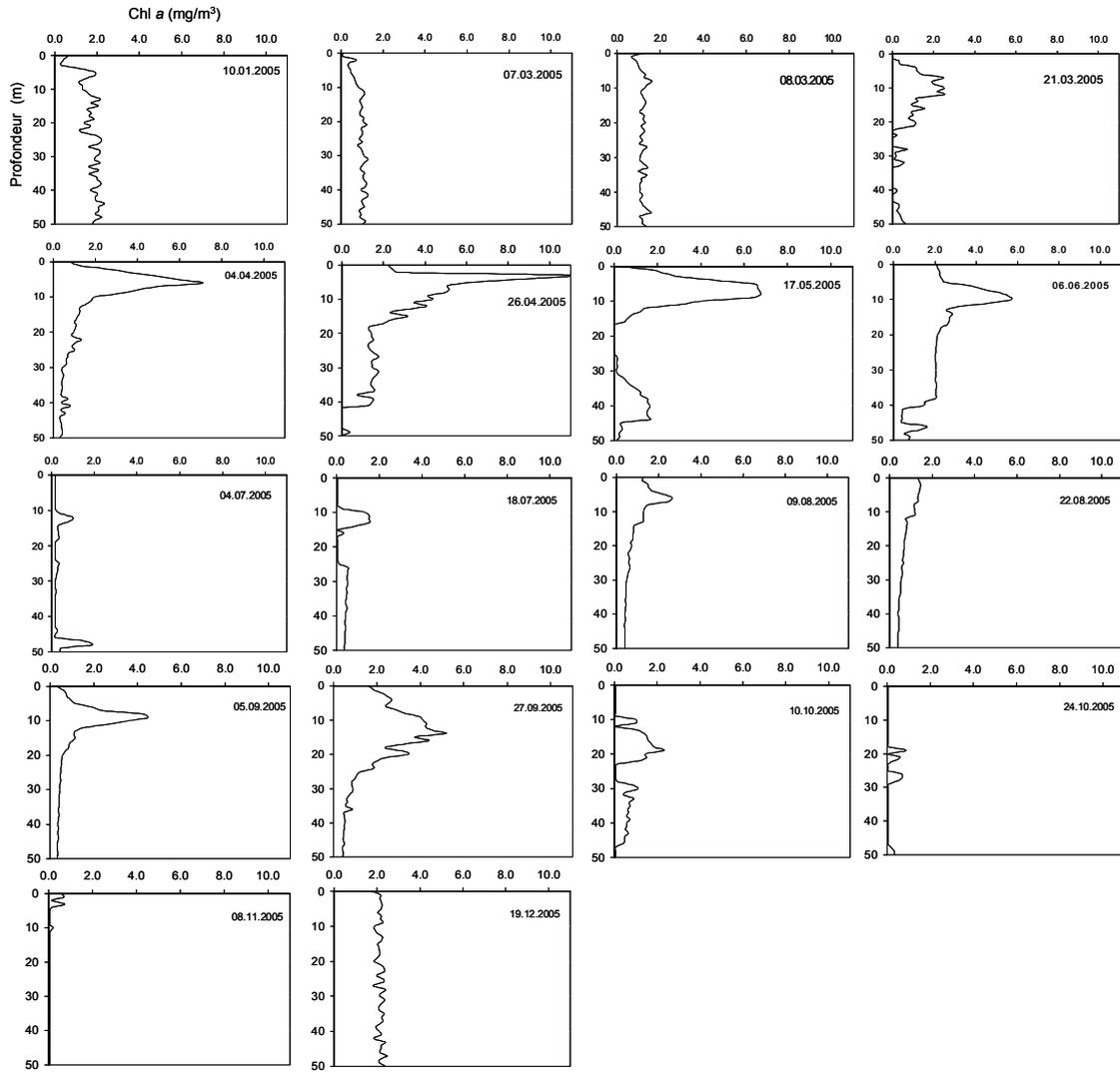


Figure 13 : Evolution de la concentration en chlorophylle a dans les 50 premiers mètres, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 13 : Change in the concentration of chlorophyll a in the first 50 meters, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

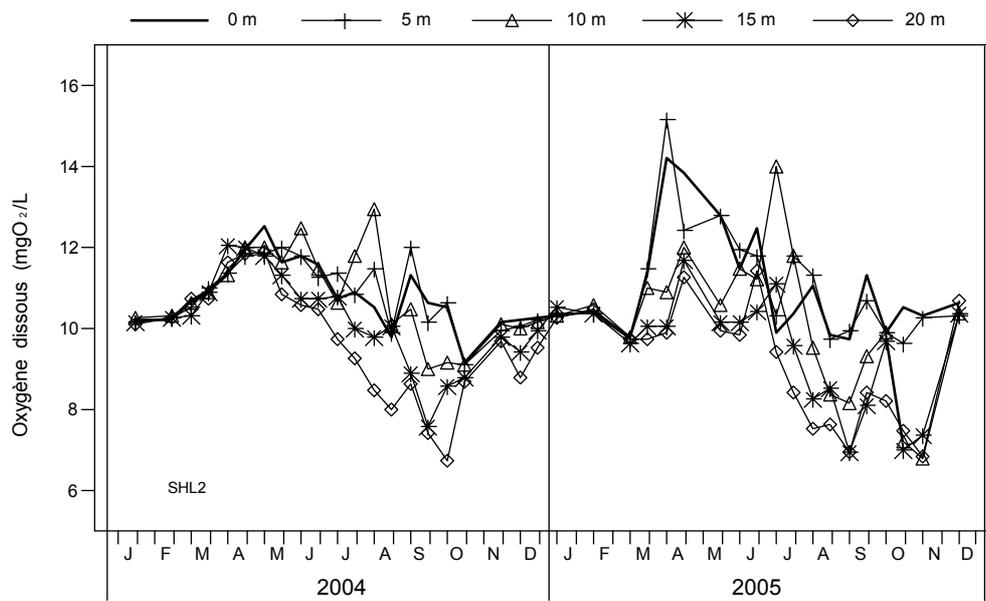


Figure 14 : Concentration en oxygène dissous des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 14 : Concentration of dissolved oxygen in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m) of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Après le démarrage de l'activité phytoplanctonique, le zooplancton se développe, broute les algues, entraînant une augmentation de la transparence : c'est la période des "eaux claires" (figure 12). Cette période est observée entre la campagne du 6 juin et la campagne du 4 juillet 2005 avec une transparence de 7.60 m à 8.80 m. Cette période est plus longue et arrive plus tardivement qu'habituellement.

Dans son cycle biologique, le zooplancton rejette de l'azote ammoniacal : les pics d'azote ammoniacal observés dans les couches superficielles semblent indiquer que le zooplancton a commencé à se développer à partir de mi avril avec des concentrations de l'ordre de 20 µgN/L et continue jusqu'au mois de septembre avec un maximum observé le 9 août à 15 m avec 73 µgN/L (figure 15 et ANNEVILLE et al., 2006). Ces pics d'azote ammoniacal indiquent une activité zooplanctonique beaucoup plus importante que les années précédentes, par leurs fortes valeurs et la durée de ces excrétions, cependant cette observation n'est pas confirmée par les mesures de zooplancton. En effet les comptages de zooplancton pour l'année 2005, bien que non réalisés sur l'ensemble des campagnes, n'indiquent pas de variation significative par rapport à 2004 (ANNEVILLE et al., 2006).

Après l'important broutage des algues par le zooplancton lors de la période des eaux claires, l'activité phytoplanctonique redémarre en juillet, entraînant une rechute des nutriments azote nitrique et silice (figures 10 et 11), l'orthophosphate étant déjà fortement consommé à partir du mois de juin (figure 9). La consommation des nutriments atteint la couche des 35 m (figure 25).

Cette activité est accompagnée d'un pic en carbone particulaire et en azote particulaire qui atteint un maximum lors de la campagne du 26 mars 2005 avec des valeurs supérieures aux années précédentes (figure 16).

Les températures estivales des couches superficielles en 2005 sont habituelles et n'expliquent pas l'importante activité phytoplanctonique (figure 3b).

Ces fortes consommations de nutriments jusqu'à 35 m de mi-mars à fin septembre et la sursaturation en oxygène dissous, continue et importante de mars à septembre, indiquent une production algale significativement importante cette année 2005, ce qui est confirmé par le suivi du carbone organique particulaire qui est supérieur à celui de 2005 (figure 16). Cela peut être expliqué, entre autres, par le brassage total qui a remis à disposition un stock plus important de nutriments au printemps. Le suivi du phytoplancton indique en effet une activité printanière beaucoup plus élevée que les années précédentes, mais une activité estivale relativement plus faible.

La figure 17 représente le rapport $N_{\text{minéral}} / PO_4$ sur la couche 0-20 m, soit le rapport N/P disponible pour la production photosynthétique. On remarque que ce rapport augmente rapidement au printemps pour rester élevé toute l'année, du fait de la consommation quasi-totale du phosphore par rapport à l'azote, cela explique l'importante biomasse, à ces périodes, des cyanobactéries qui sont adaptées à un tel milieu.

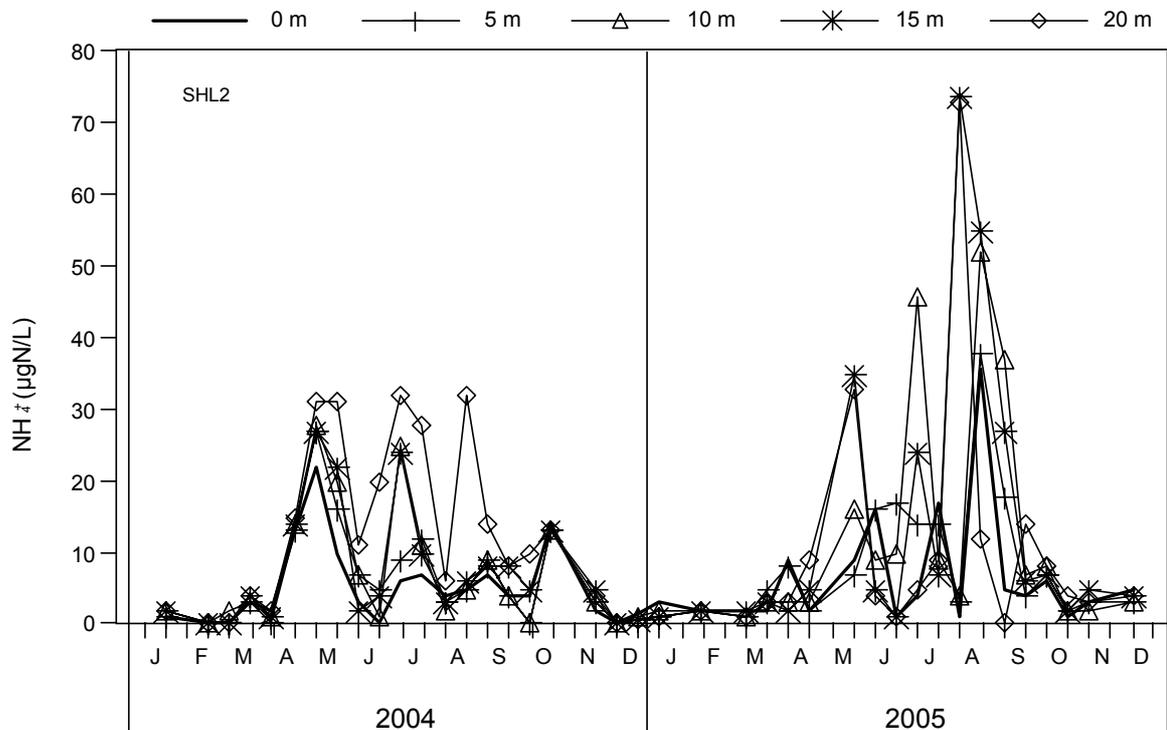


Figure 15 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 15 : Concentration of ammoniacal nitrogen in the surface layers (0, 5, 10, 15 and 20 m) of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

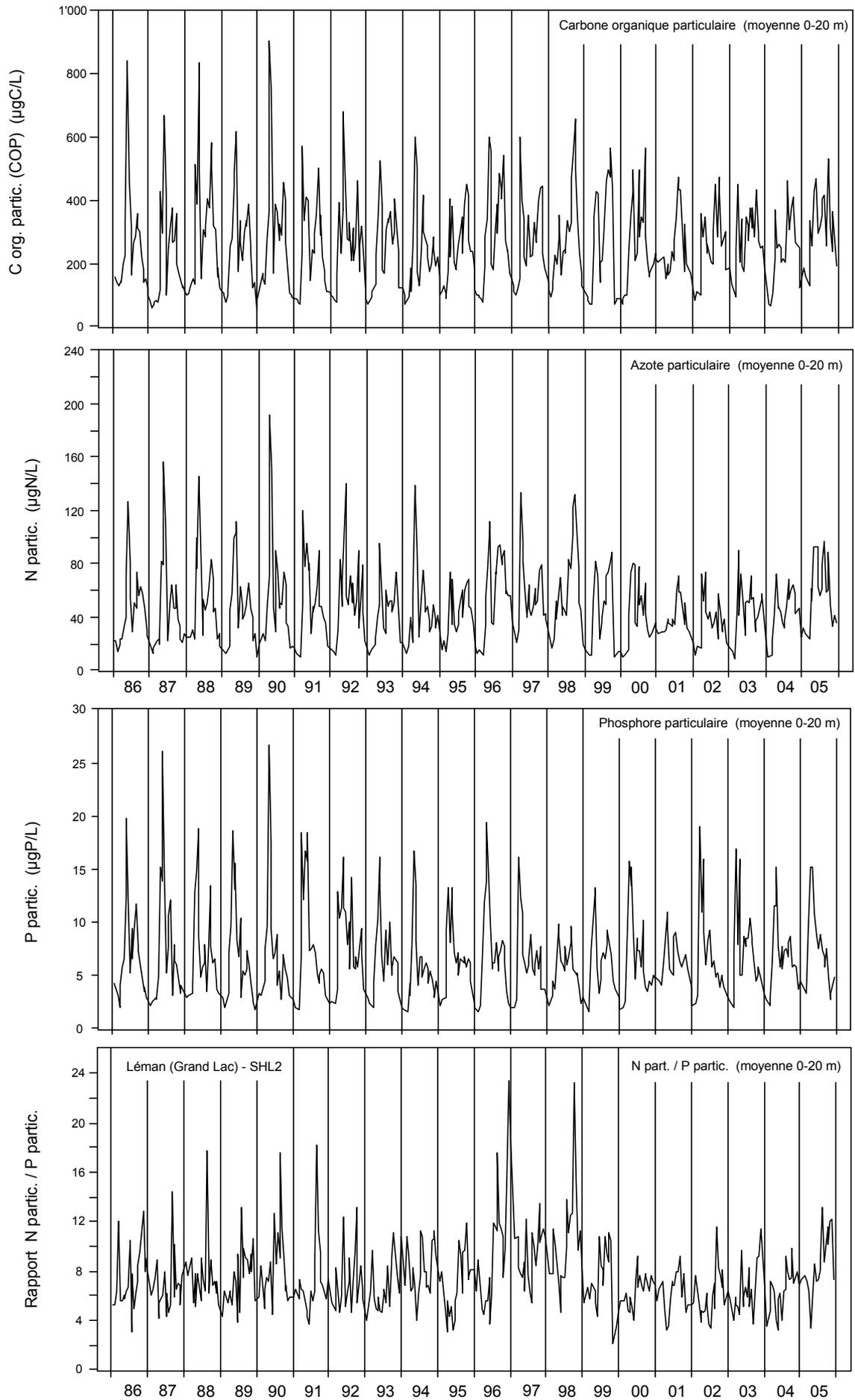


Figure 16 : Concentrations en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-10 m) et rapport Nparticulaire / Pparticulaire, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 16 : Concentrations of particulate organic carbon, nitrogen and phosphorus, as well as the N : P (particulate) ratio in the surface water (0-10 m) of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

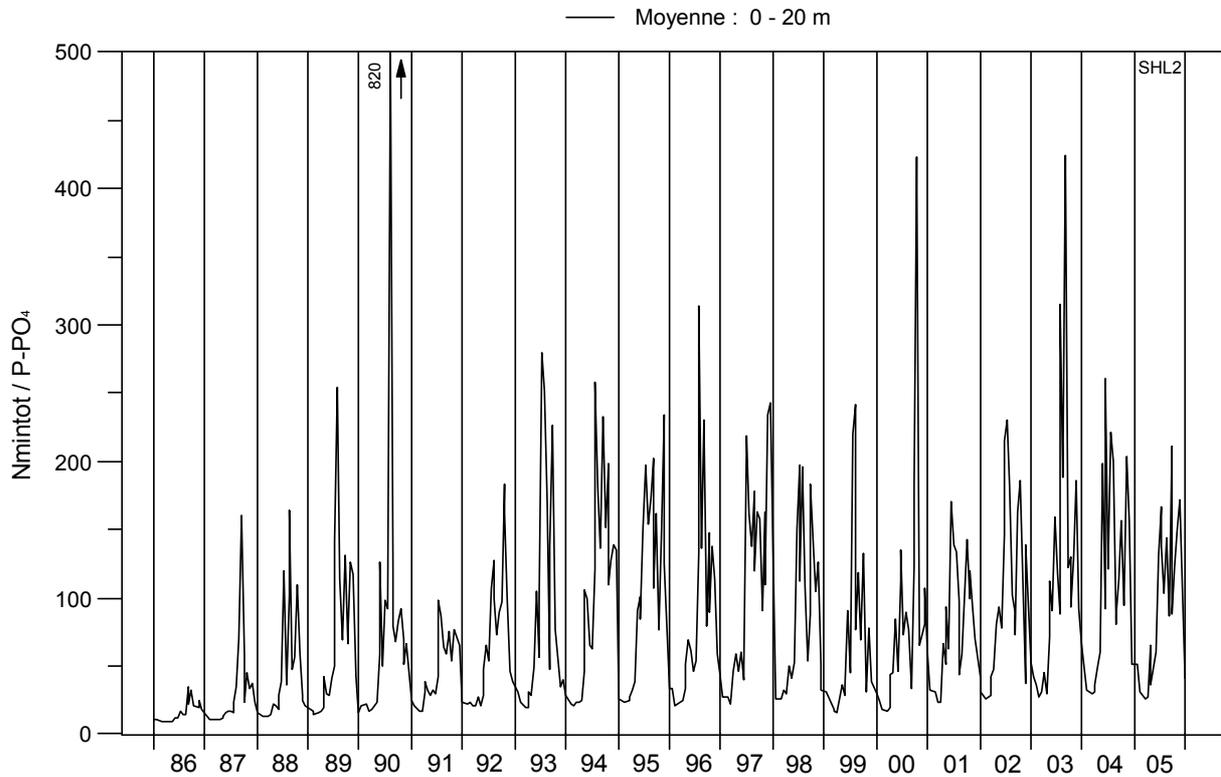


Figure 17 : Rapport Nminéral / P-PO₄, Léman - Grand Lac (SHL2)

Figure 17 : Nmineral / P-PO₄ ratio in Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Du fait du brassage complet de l'hiver 2004-2005, les eaux du fond ont subi une réoxygénation du même ordre que lors du brassage de 1986 (figure 18) : la concentration en oxygène dissous au fond du lac atteint donc 10.64 mgO₂/L le 4 avril 2005. L'oxygénation du fond se maintient aux environs de 5 mgO₂/L durant toute l'année, avec 5.59 mgO₂/L lors de la campagne du 12 décembre 2005, soit plus que l'oxygénation observée après une majorité de brassages partiels.

Malgré une oxygénation importante des eaux profondes, on observe la réduction des sels de manganèse et leur diffusion à partir des sédiments jusqu'à une concentration maximum élevée le 27 septembre 2005 de 216 µg/L (figure 21). Cette diffusion entraîne la remise en solution d'orthophosphate contenu dans les sédiments (figure 19), ce qui entraîne un léger pic de turbidité. Cette diffusion est toutefois plus faible que les années précédentes avec au maximum 74 µgP/L lors de la même campagne, contre des concentrations de l'ordre de 90 µgP/L les années précédentes. La diffusion du fer est complètement inhibée par l'oxygénation des couches profondes.

Une estimation de la quantité d'orthophosphate relarguée au fond du lac donne un maximum de 30 tonnes de phosphore lors de la campagne du 19 décembre, soit deux fois moins qu'en 2004 et du même ordre qu'en 2003, et moins de 2 % des apports externes de phosphore (QUETIN, 2006). Le brassage de l'hiver 2005-2006 va redistribuer dans toute la colonne d'eau ce phosphore relargué.

Après le brassage de l'hiver 2004-2005, la température des eaux du fond reste très stable à 5.4 °C.

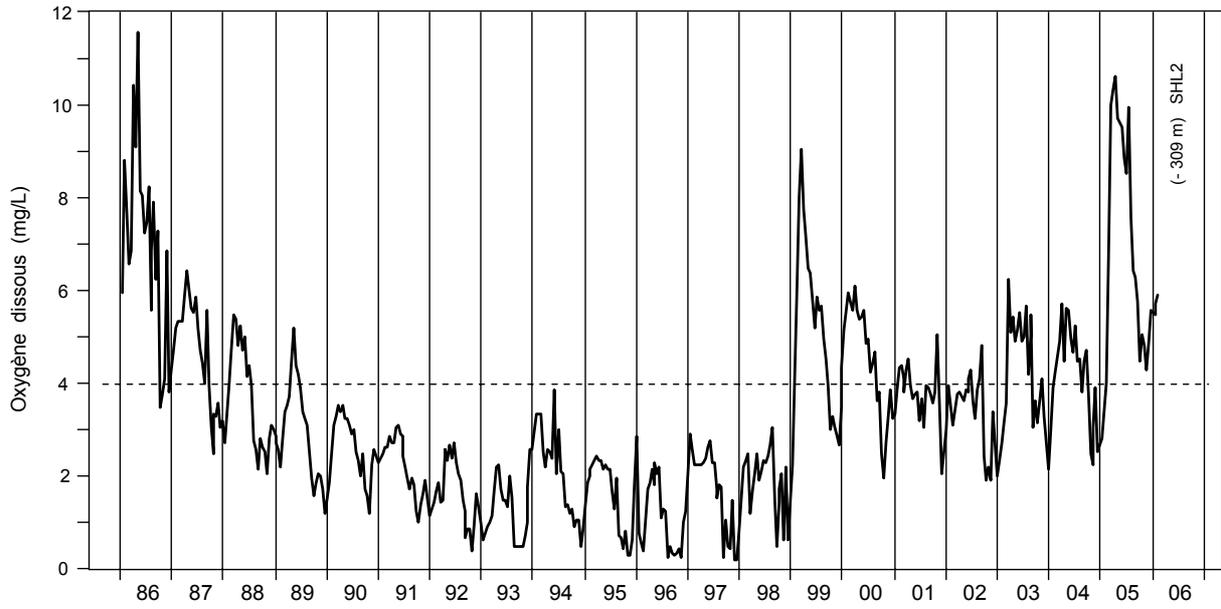


Figure 18 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 18 : Concentration of dissolved oxygen in the bottom water of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

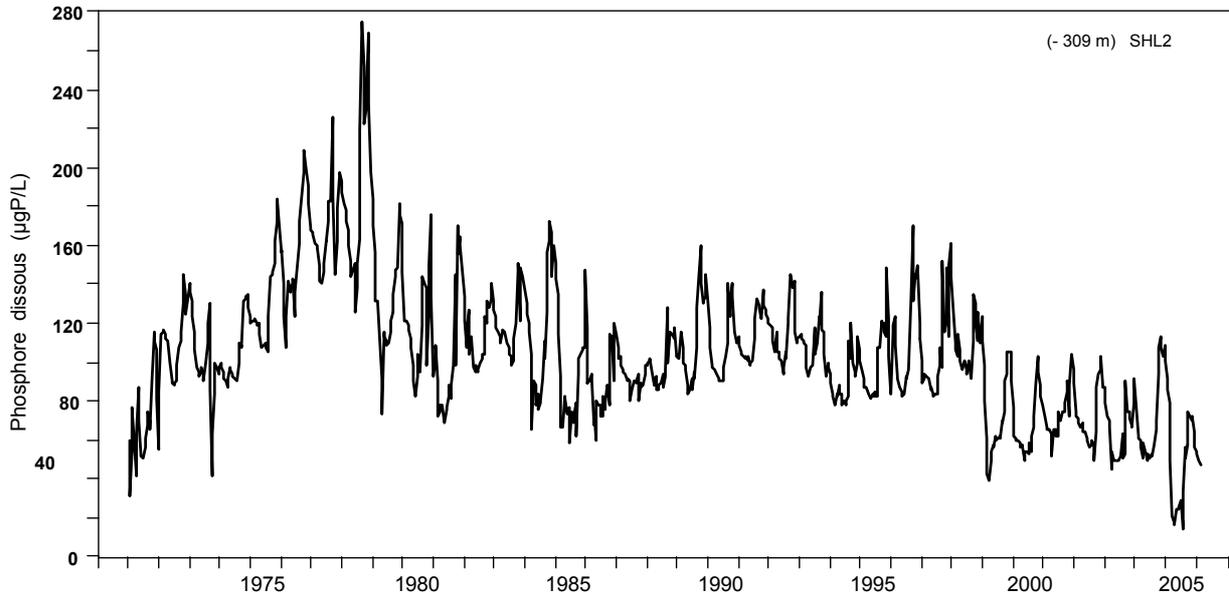


Figure 19 : Concentration en phosphore dissous ($P-PO_4^{3-}$) des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 19 : Concentration of dissolved phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in the bottom water of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

Oxygène (mg/l) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2005

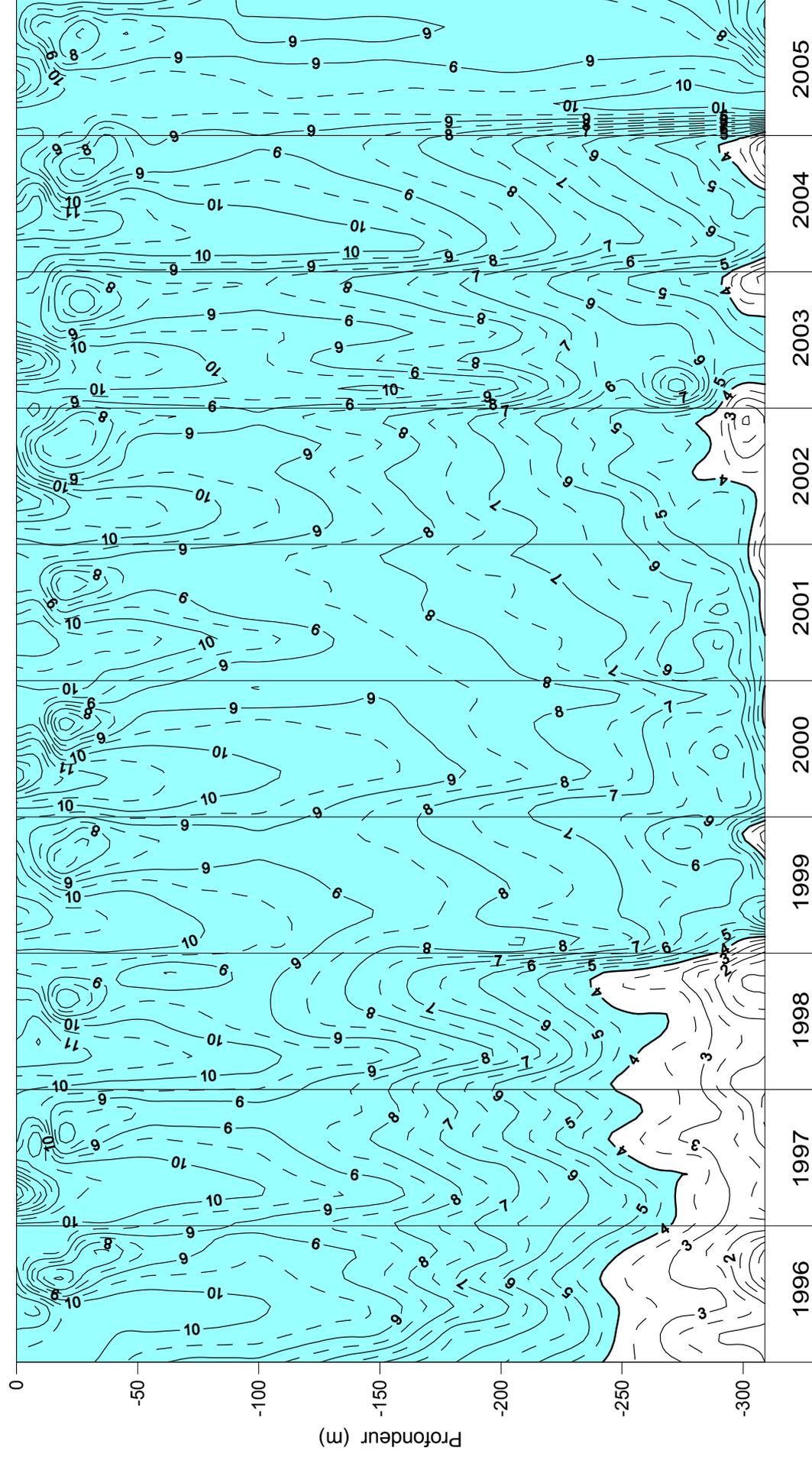


Figure 20 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur (zone bleue = concentration supérieure à 4 mgO₂/L)

(N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître - différence de lissage des courbes d'isovaleurs).

Figure 20 : Concentration of dissolved oxygen in the water of Lake Geneva (Grand Lac - SHL2) as a function of depth (blue zone = concentration > 4 mgO₂/L)

(N.B. : depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation (due to differences in the smoothing of the isothermal curves)).

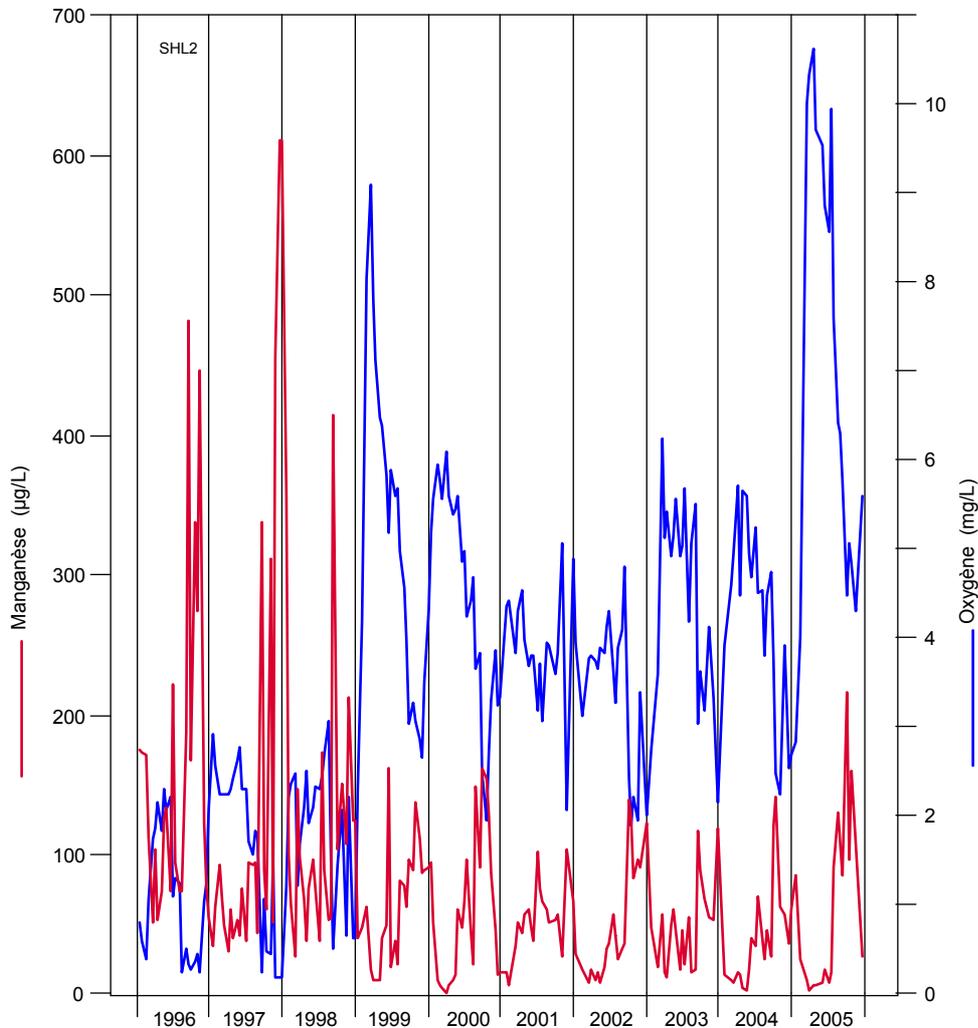


Figure 21 : Concentrations comparées en manganèse total et en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 21 : Comparison of the changes in the concentrations of total manganese and dissolved oxygen in the bottom water of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

Les concentrations moyennes pondérées¹ pour l'ensemble du Grand Lac sont calculées à partir des mesures et des analyses effectuées sur les échantillons prélevés au centre du lac entre Lausanne et Evian (Grand Lac, point SHL2 : figure 1), ce site est considéré comme représentatif du lac (cf. Annexes 1 et 2).

5.1 Oxygène dissous

Le brassage complet du lac et la forte réoxygénation de la totalité de la colonne d'eau du lac entraînent une concentration moyenne pondérée annuelle de 9,28 mgO₂/L, soit la plus importante depuis les 20 dernières années.

Sur les figures 18 et 22, la limite pointillée indique le seuil des 4 mgO₂/L correspondant aux exigences relatives à la qualité des eaux, Annexe 2 de l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux) du 28 octobre 1998 :

"Pour les lacs, il faut [...] que : [...] la teneur en oxygène de l'eau ne soit à aucun moment et à aucune profondeur, inférieure à 4 mgO₂/L [...] Les conditions particulières sont réservées."

La figure 23 indique l'évolution de l'épaisseur de la couche d'eau de concentration inférieure à 4 mgO₂/l depuis 1957.

Ainsi sur les figures 20, 22 et 23, on remarque que depuis les années 1970, 2005 est la seule année durant laquelle la concentration en oxygène dissous est toujours supérieure à 4 mgO₂/L.

¹ Les concentrations moyennes pondérées sont calculées de la façon suivante :

$$C = \frac{\sum (C_i \cdot V_i)}{V}$$

avec

C_i = concentration dans la strate
 V_i = volume de la strate
 V = volume total du Grand Lac

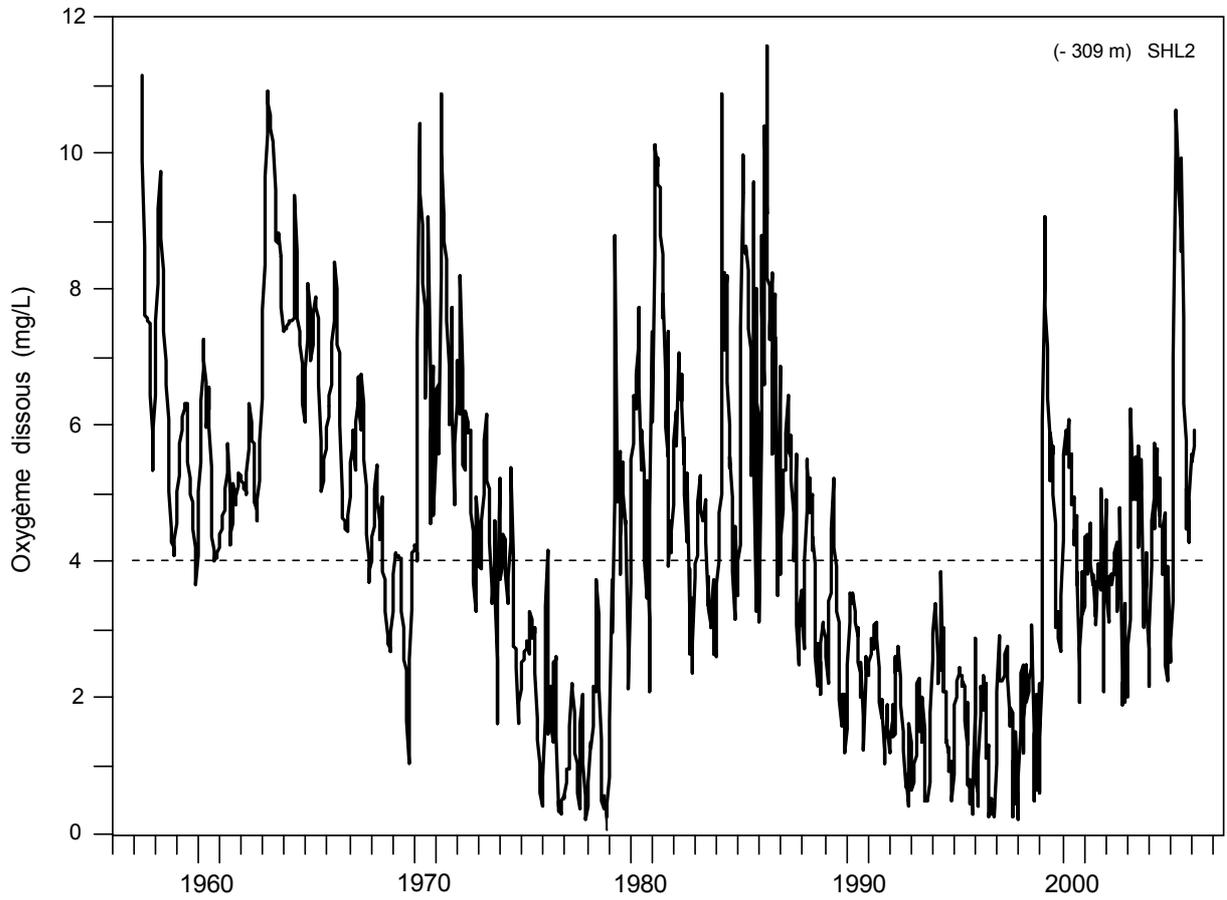


Figure 22 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond du Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 22 : Concentration of dissolved oxygen in the bottom water of Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

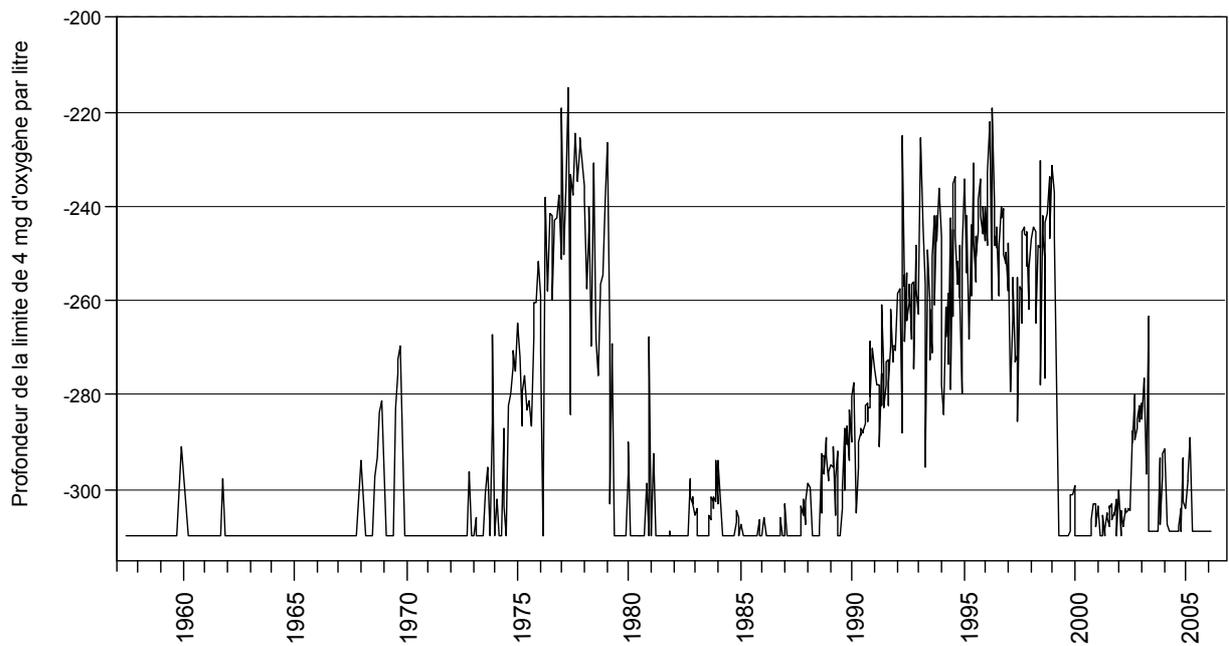


Figure 23 : Evolution de la profondeur de la limite à 4 mgO₂/L dans le Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 23 : Change in the depth of the 4 mgO₂/L threshold in Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.2 Phosphore dissous et phosphore total

Le stock de phosphore total suit la tendance générale à la diminution depuis les années 1980, avec un net ralentissement de la pente depuis les années 1995. Ainsi en 2005, le stock moyen en phosphore total est quasiment identique à celui de 2004 : 29.4 µgP/L, soit 2'520 tonnes de phosphore, contre 29.5 µgP/L en 2004 (figure 24).

Le brassage, comme en 1999, a remis en stock une partie importante du phosphore des couches profondes, ainsi la tendance à la baisse du stock de phosphore, observée depuis les dernières années, est ralentie.

Selon la tendance à la baisse mesurée depuis 1998, la concentration moyenne du lac en phosphore atteindra l'objectif de 20 µgP/L en 2011. Les efforts de lutte à la source de phosphore doivent donc être maintenus et même renforcés afin d'atteindre l'objectif visé de 20 µgP/L.

La figure 25 indique l'évolution de la concentration en orthophosphate dans la colonne d'eau depuis 1996.

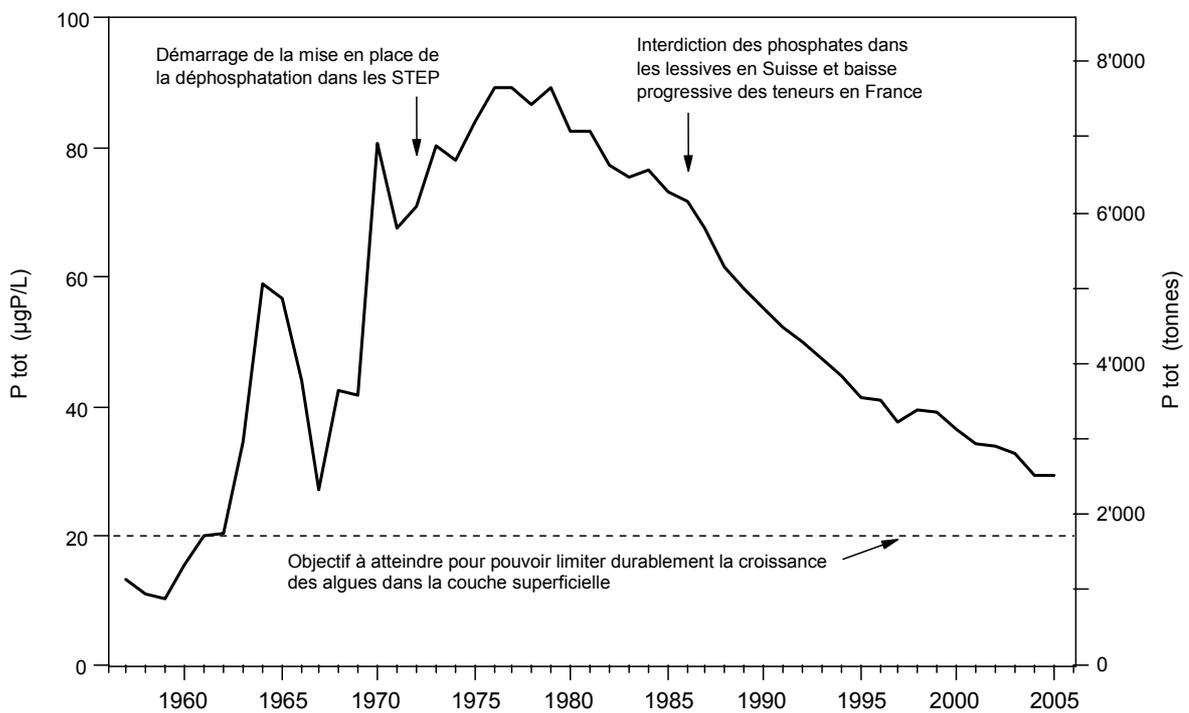


Figure 24 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Léman de 1957 à 2005 - Grand Lac (SHL2).

Figure 24 : Change in weighted mean annual total phosphorus concentration and total phosphorus content of the Lake Geneva from 1957 to 2005 - Grand Lac (SHL2).

Orthophosphate - PO4 (µgP/l) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2005

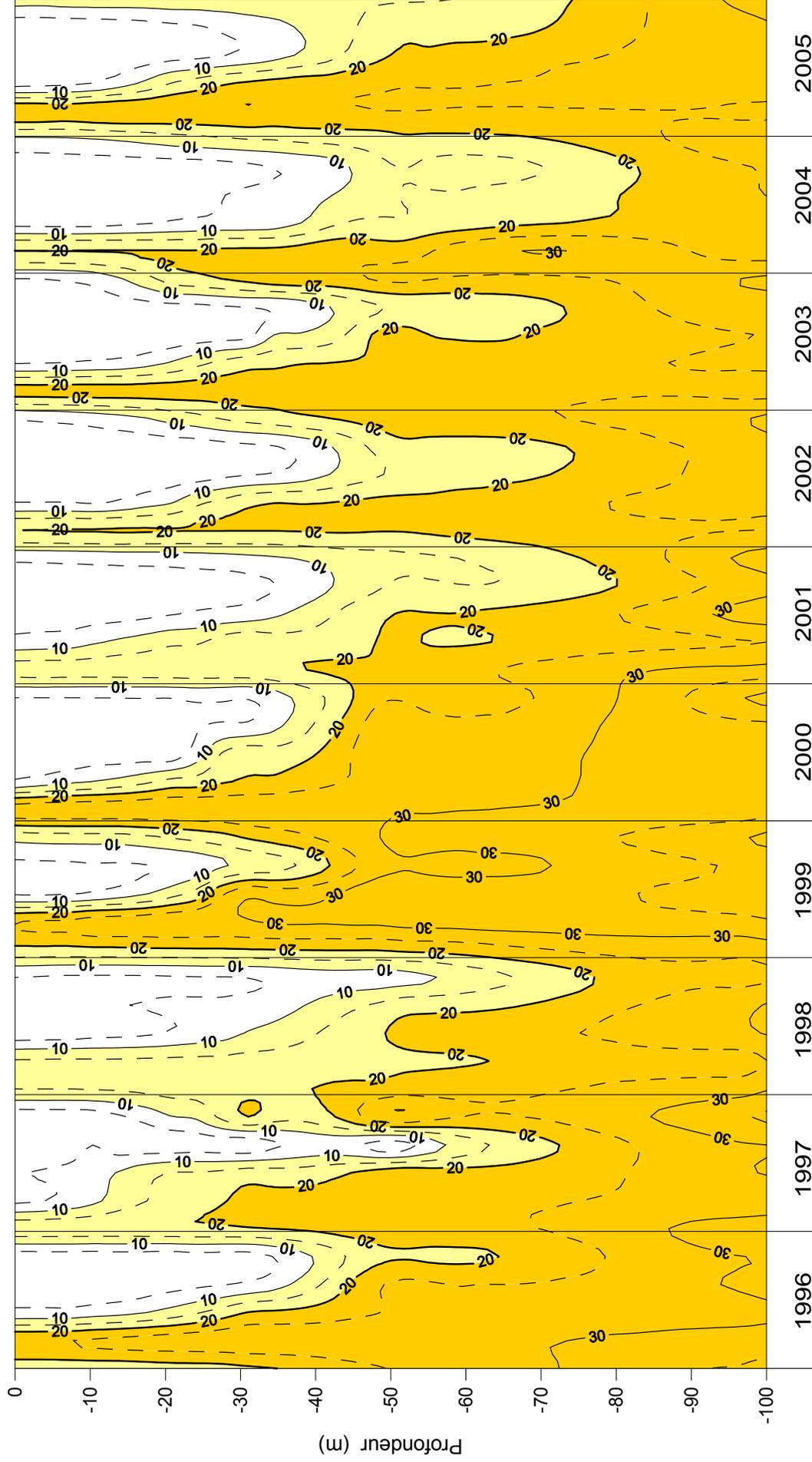


Figure 25 : Concentration en phosphore dissous ($P-PO_4^{3-}$) dans les différentes couches du Léman (SHL2) (zone jaune foncée = concentration supérieure à 20 µgP/L; zone jaune claire = concentration entre 10 et 20 µgP/L) (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître (différence de lissage des courbes d'isovaleurs)).

Figure 25 : Concentration of dissolved phosphorus ($P-PO_4^{3-}$) in the various layers of lake Geneva (SHL2) (dark yellow shaded zone = concentration > 20 µgP/L; light yellow shaded zone = concentration between 10 and 20 µgP/L) (N.B. : depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation (due to differences in the smoothing of the isothermal curves)).

5.3 Transparence

L'évolution de la transparence est présentée sur la figure 26 et indique que l'année 2005 est une année très différente avec une faible transparence hivernale, suivie d'une importante période des "eaux claires".

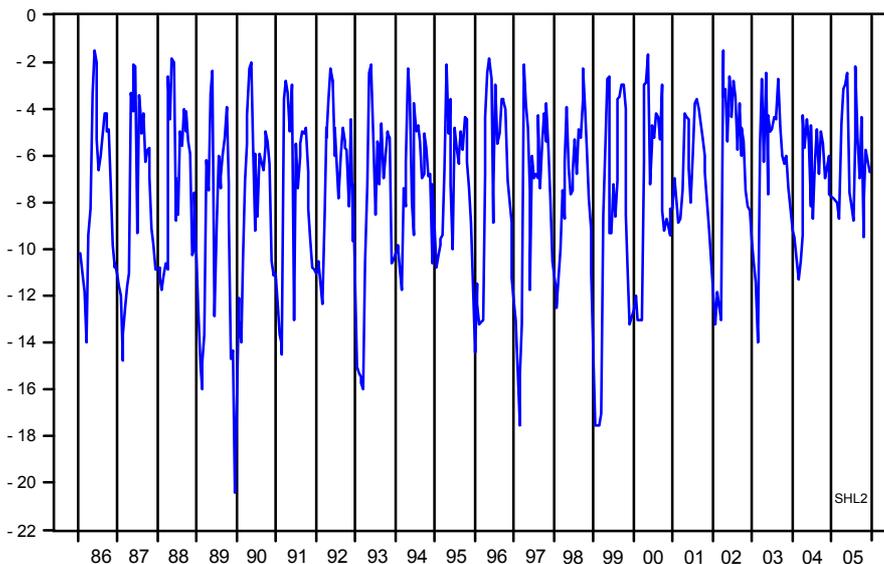


Figure 26 : Evolution de la transparence mesurée avec le disque de Secchi de 1986 à 2005, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 26 : Change in the transparency measured using a Secchi disk from 1986 to 2005, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.4 Azote nitrique et azote total

L'azote total reste constant depuis les années 1990 avec une concentration de 0,63 mgN/L en 2005 soit un stock de 53810 tonnes de N (figure 27). L'azote nitrique est aussi constant depuis les années 1990 avec une teneur moyenne annuelle de 0,58 mgN/L en 2005, soit 2,57 mgNO₃/L (la norme pour l'eau de consommation en Suisse est de 40 mgNO₃/L et en France de 50 mgNO₃/L).

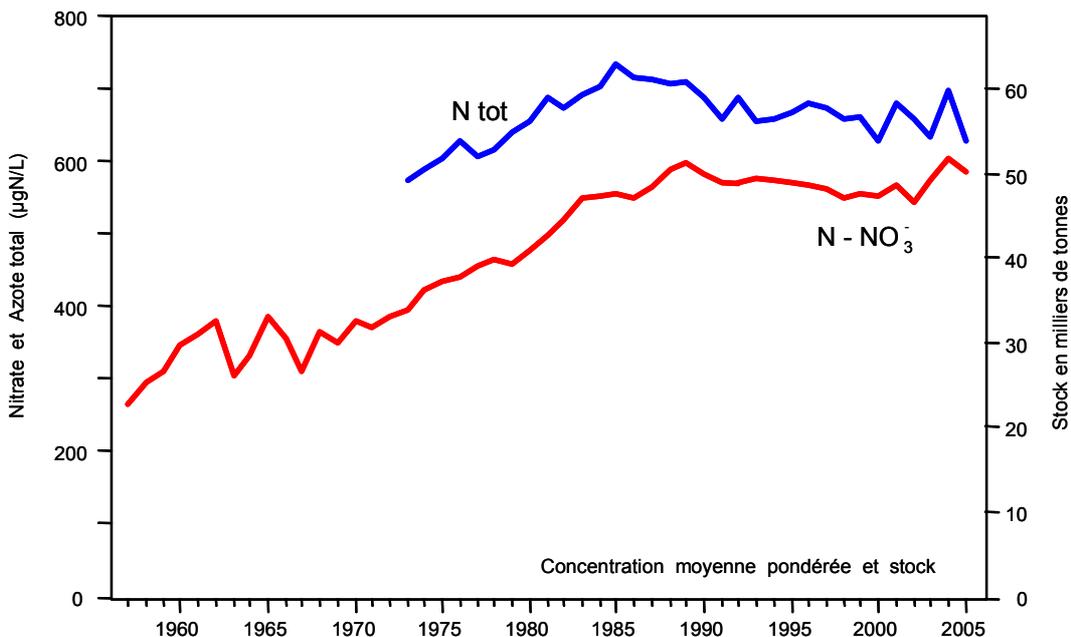


Figure 27 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Léman de 1957 à 2005, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 27 : Change in the weighted mean annual total nitrogen concentration, in the total nitrogen content and the nitric content of lake Geneva from 1957 to 2005, Lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

5.5 Chlorure

Depuis le début des mesures du chlorure dans le Léman en 1971, la teneur du Grand Lac en chlorure est en augmentation quasi linéaire et passe en 2005 à 8.44 mg/L contre 2.73 mg/L en 1971 (figure 28). Le stock moyen du Grand Lac est alors de 722'920 tonnes de chlorure, soit en augmentation de 4 % par rapport à 2004. Cette augmentation confirme la tendance linéaire d'augmentation de pente 0.04 par an.

L'étude menée par GUMY et de ALENCASTRO (2001) indique que les concentrations du chlorure observées dans le Léman sont très inférieures aux valeurs toxiques citées dans la littérature. Elle montre également que les principales sources du chlorure sont l'industrie majoritairement et les sels de déneigement.

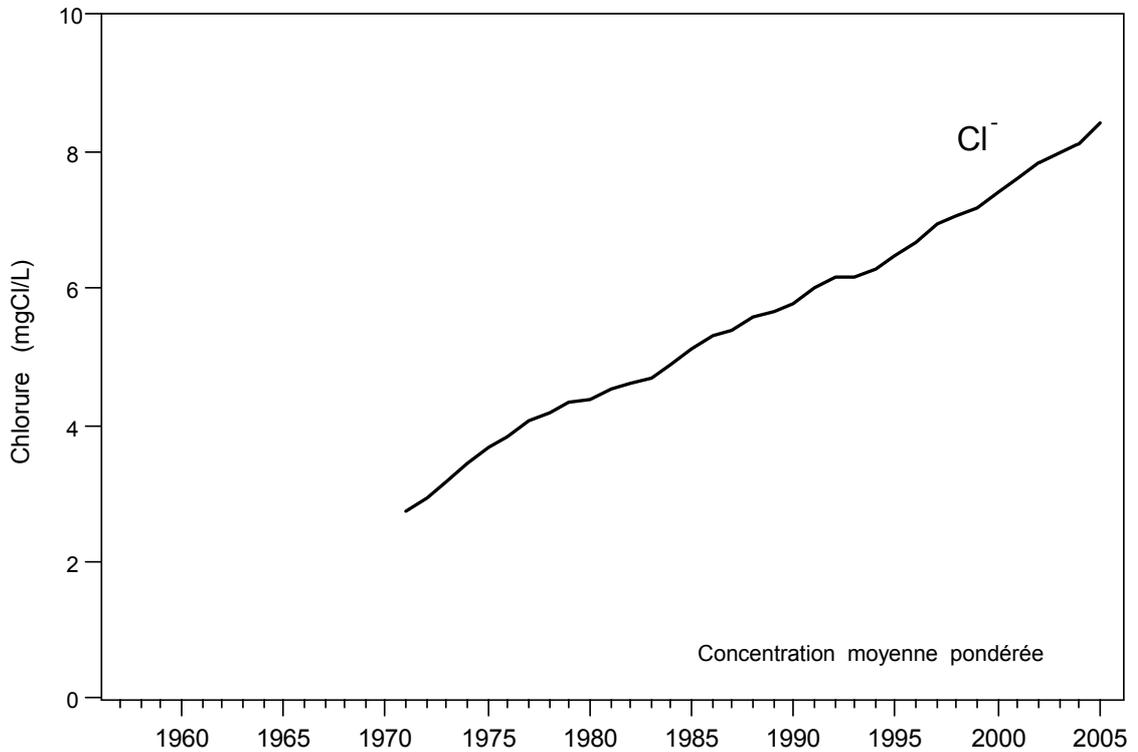


Figure 28 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du lac, de 1971 à 2005, Léman - Grand Lac (SHL2).

Figure 28 : Change in the weighted mean annual concentration of chloride in the entire mass of the water of the lake from 1971 to 200, lake Geneva - Grand Lac (SHL2).

6. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU PETIT LAC ENTRE 2001 ET 2005

6.1 Evolution interannuelle des principaux paramètres

Les concentrations moyennes pondérées et les stocks sont calculés suivant la même méthode que pour le Grand Lac. Les résultats sont présentés dans les tableaux 2a et 2b.

► **Température** (figures 29 et 30).

Les figures 29 et 30 montrent que, contrairement au Grand Lac, l'homogénéisation thermique des eaux s'effectue chaque année.

La température maximum a été mesurée en surface en août 2003 (26.4 °C).

La température moyenne annuelle pondérée varie entre 8.7 °C en 2005 et 9.7°C en 2004 (figure 30). Elle est plus élevée que dans le Grand Lac (7.0°C en 2004 et 6.6°C en 2005). Ceci s'explique simplement par la différence considérable entre les volumes du Petit et du Grand Lac.

Les températures restent stables au fond et en surface, la légère pente en surface n'étant pas significative.

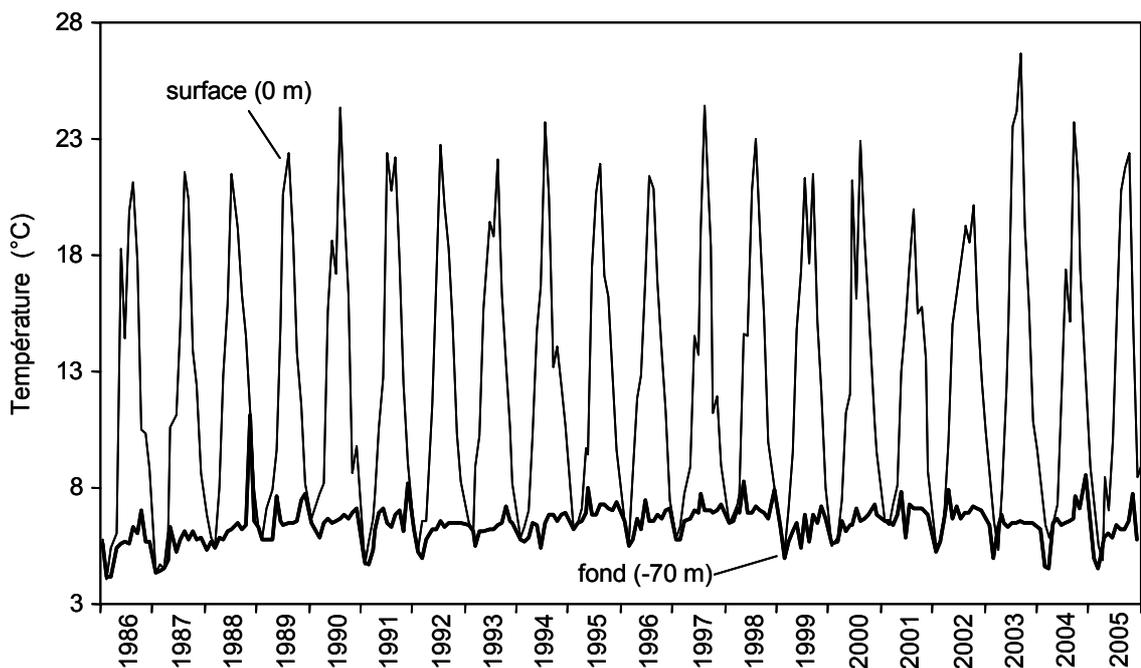


Figure 29 : Évolution de la température des eaux de surface (0 m) et au fond (-70 m), Léman - Petit Lac (GE3).

Figure 29 : Change in the water temperature at the surface (0 m) and at the bottom of Lake of Geneva - Petit Lac (GE3).

► **Oxygène dissous** (figure 31)

Contrairement aux eaux du Grand Lac, celles du Petit Lac s'homogénéisent chaque année et présentent toujours des teneurs en oxygène dissous très supérieures à l'exigence relative à la teneur en oxygène des eaux des lacs (4 mgO₂/L, Ordonnance suisse du 28 octobre 1998, OEaux).

On notera les concentrations élevées d'oxygène en début d'année. Ce phénomène est lié, dans un premier temps, au refroidissement des eaux de surface, puis à l'activité photosynthétique des organismes. Il est visible même en profondeur jusqu'à 30 m, voire jusqu'au fond. Durant la seconde partie de l'année, une stratification thermique s'installe, on observe alors une diminution nette de l'oxygène dans les couches de surface probablement associée à l'augmentation de la température de l'eau et à la minéralisation de la matière organique.

► **Phosphore total et orthophosphate** (figures 32, 33 et 34).

Les figures 32 et 33 montrent clairement que la baisse régulière des teneurs en phosphore total et dissous (orthophosphate) amorcée depuis de nombreuses années s'est ralentie à partir de 2003. Il s'agit probablement des conséquences des brassages complets ayant eu lieu sur le grand lac. Suite au mélange des eaux sur toute la hauteur, les eaux du fond plus riches en phosphore (car moins riche en oxygène) ont été ramenées en surface.

Ainsi la baisse des stocks de phosphore dans le Petit Lac semble se stabiliser, ils ont diminué de 65 % depuis 1986 pour le phosphore total et de 77 % pour l'orthophosphate (tableau 2b).

Température (°C) - Léman / Petit Lac (GE3) - 2001 à 2005

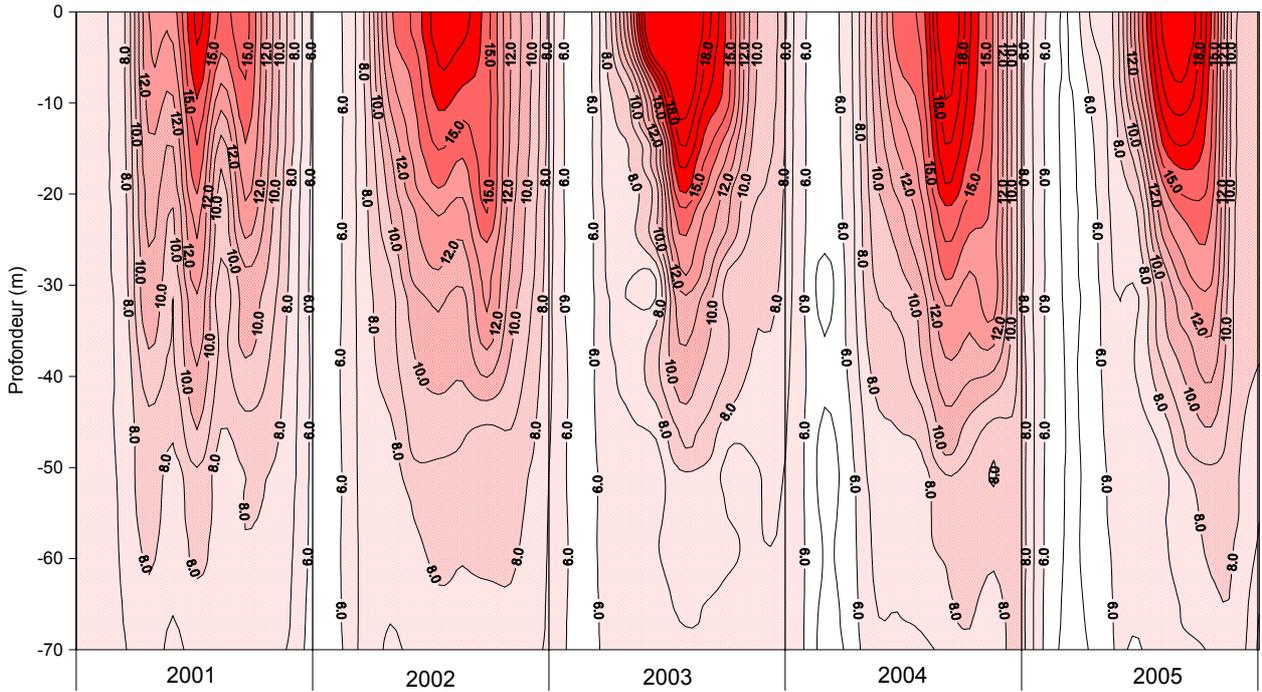


Figure 30 : Température des eaux du Léman (Petit Lac - GE3) en fonction de la profondeur (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître - différence de lissage des courbes d'isovaleurs).

Figure 30 : Water temperature in Lake Geneva (Petit Lac - GE3) as a function of depth (N.B.: depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation - due to differences in the smoothing of the isothermal curves).

Oxygène (mg/L) - Léman / Petit Lac (GE3) - 2001 à 2005

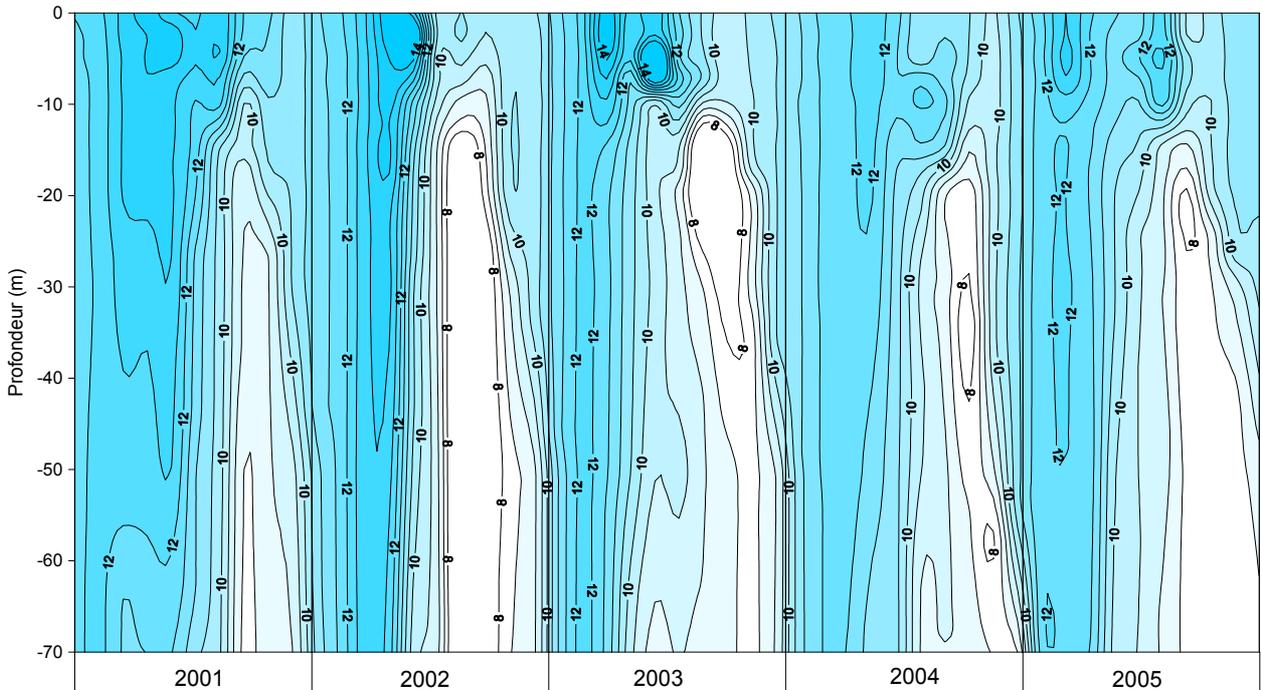


Figure 31 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (Petit Lac - GE3) en fonction de la profondeur (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître - différence de lissage des courbes d'isovaleurs).

Figure 31 : Concentration of dissolved oxygen in the water of Lake Geneva (Petit Lac - GE3) as a function of depth (N.B.: depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation - due to differences in the smoothing of the isothermal curves).

Orthophosphate - PO₄ (µgP/L) - Léman / Petit Lac (GE3) - 2001 à 2005

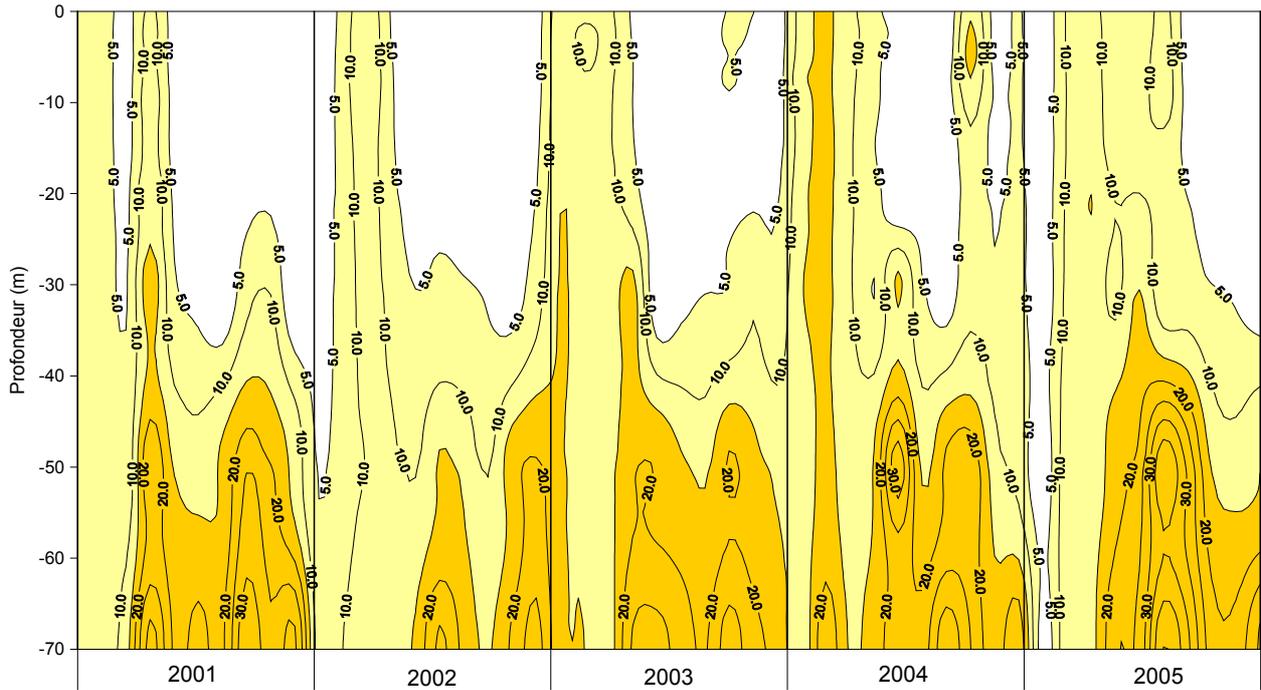


Figure 32 : Concentration en phosphore dissous (P-PO₄³⁻) dans les différentes couches du Léman (Petit Lac - GE3) (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître - différence de lissage des courbes d'isovaleurs).

Figure 32 : Concentration of dissolved phosphorus (P-PO₄³⁻) in the various layers of lake Geneva (Petit Lac - GE3) (N.B. : depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation - due to differences in the smoothing of the isothermal curves).

Phosphore total (µgP/L) - Léman / Petit Lac (GE3) - 2001 à 2005

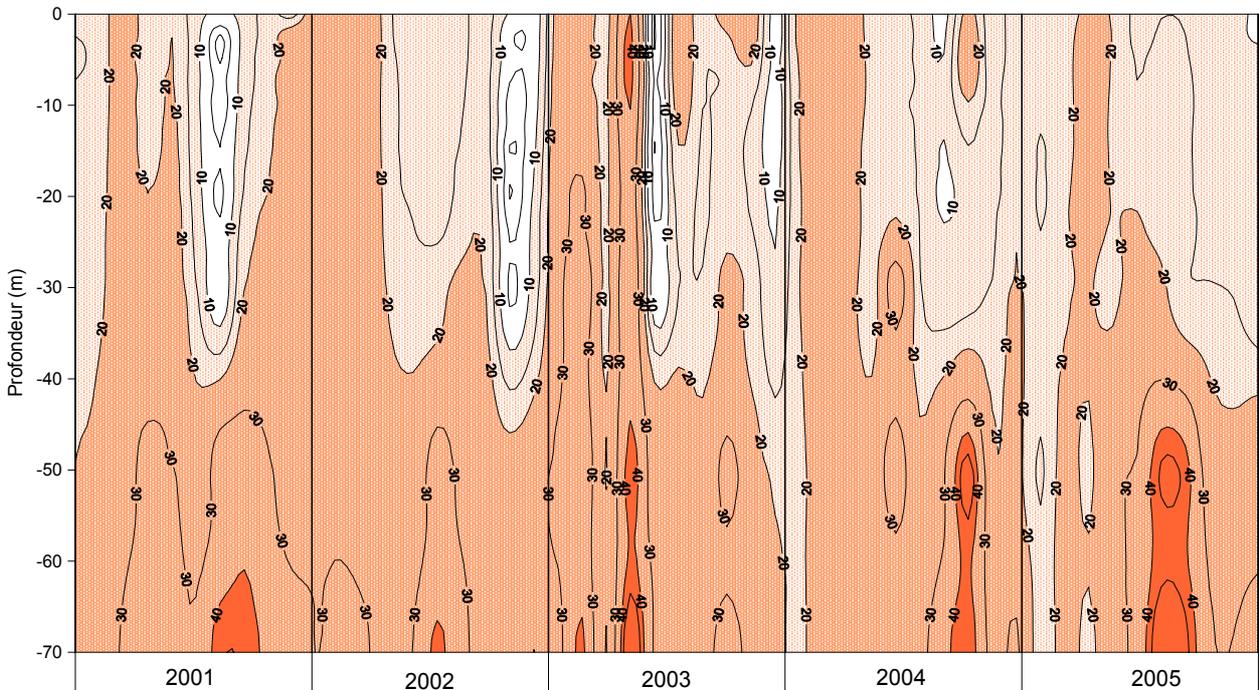


Figure 33 : Concentration en phosphore total dans les différentes couches du Léman (Petit Lac - GE3) (N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître - différence de lissage des courbes d'isovaleurs).

Figure 33 : Concentration of total phosphorus in the various layers of lake Geneva (Petit Lac - GE3) (N.B.: depending on how many years are taken into consideration, there may be some very slight differences in the graphical presentation - due to differences in the smoothing of the isothermal curves).

Tableau 2a : Concentrations moyennes pondérées, Léman - Petit Lac (GE3).

Table 2a : Mean weighted concentrations, Lake of Geneva - Petit Lac (GE3).

Année	Oxygène (mg/L)	Ptot (µgP/L)	P-PO ₄ (µgP/L)	Ntot (µgN/L)	N-NH ₄ (µgN/L)	N-NO ₃ (µgN/L)	Cl (mg/L)	SiO ₂ (mgSiO ₂ /L)	C.O.D (mgC/L)
1986	11.07	58.3	43.9	-	7.2	469	5.08	1.10	1.0
1987	11.12	53.9	38.1	-	9.6	498	5.12	0.99	1.0
1988	10.88	40.8	30.6	-	3.3	473	5.25	0.91	0.9
1989	10.50	37.8	25.6	-	5.6	503	5.87	0.83	0.9
1990	10.57	35.3	19.2	-	21.0	487	6.36	1.04	0.7
1991	10.79	32.6	20.2	622	5.9	521	7.10	0.95	1.0
1992	10.80	32.0	19.5	559	6.9	542	6.73	0.93	1.0
1993	10.74	29.9	17.1	689	12.6	551	6.52	1.05	1.0
1994	10.61	28.1	16.9	687	7.9	497	6.43	0.96	1.0
1995	10.71	21.4	12.4	682	8.8	483	6.44	1.00	1.0
1996	10.72	23.6	9.2	636	5.4	448	6.66	1.15	1.0 ***
1997	10.53	25.1	10.4	659	11.0	481	6.91	1.13	0.9
1998	10.74	23.9	10.1	578 **	5.0	407	7.22	1.03	1.0
1999	10.61	22.3	11.6	-	10.4	392	6.93 ***	1.56	0.7 *
2000	11.48	21.2	10.4	627	4.0	463	7.04	2.13	0.9 ***
2001	11.53	21.3	7.7	637	3.9	435	7.18	0.96	0.9
2002	10.50	19.9	6.7	631	9.4	366	7.33	1.01	1.0
2003	10.33	22.2	9.2	636	14.7	427	7.40	1.15	0.9
2004	10.63	20.1	9.7	695	10.9	503	8.12	0.96	1.0
2005	10.55	20.0	10.0	662	3.7	467	8.44	1.21	1.2

*) valeur établie sur 7 mois de mesures; **) valeur établie sur 9 mois de mesures; ***) valeur établie sur 11 mois de mesures

Tableau 2b : Stocks en tonnes, Léman - Petit Lac (GE3).

Table 2b : Total content in metric tons, Lake of Geneva - Petit Lac (GE3).

Année	Oxygène (tonnes)	Ptot (tonnes)	P-PO ₄ (tonnes)	Ntot (tonnes)	N-NH ₄ (tonnes)	N-NO ₃ (tonnes)	Cl (tonnes)	SiO ₂ (tonnes)	C.O.D (tonnes)
1986	35'735	188	142	-	23	1'512	16'379	3'561	3'077
1987	35'874	174	123	-	31	1'607	16'532	3'004	3'098
1988	35'121	132	99	-	11	1'526	16'937	2'925	3'017
1989	35'874	122	83	-	18	1'624	18'938	2'694	2'958
1990	34'120	114	62	-	68	1'571	20'518	3'363	2'331
1991	34'819	105	65	2'007	19	1'682	22'896	3'076	3'335
1992	34'857	103	63	1'803	22	1'748	21'703	3'000	3'073
1993	34'652	96	55	2'225	41	1'777	21'047	3'393	3'074
1994	34'228	91	55	2'217	25	1'604	20'765	3'092	3'098
1995	34'569	69	40	2'200	28	1'558	20'771	3'225	3'350
1996	34'605	76	29	2'051	17	1'445	21'484	3'701	3'052 ***
1997	33'994	81	33	2'125	35	1'554	22'311	3'632	3'038
1998	34'668	77	33	1'864 **	16	1'313	23'302	3'340	3'126
1999	34'224	72	38	-	33	1'266	22'362 ***	5'020	2'401 *
2000	37'031	68	34	2'022	13	1'494	22'734	6'879	2'879 ***
2001	37'217	69	25	2'057	13	1'403	23'165	3'111	2'902
2002	33'879	64	22	2'036	30	1'180	23'638	3'271	3'064
2003	33'319	72	30	2'053	47	1'378	23'893	3'718	2'948
2004	34'308	65	31	2' 242	35	1'623	26'198	3'097	3'064
2005	34'060	65	32	2'136	12	1'506	27' 235	3'899	3'745

*) valeur établie sur 7 mois de mesures; **) valeur établie sur 9 mois de mesures; ***) valeur établie sur 11 mois de mesures

Les concentrations, en début d'année, du phosphore dissous (forme disponible pour les algues) restent faibles. Ces concentrations ont augmenté jusqu'à 17 µgP/L en février 2004, suite au brassage quasi complet dans le Grand Lac. On notera également que les périodes où le phosphore est presque entièrement épuisé sont de plus en plus fréquentes et prolongées entre 2001 et 2004. Cependant, en 2005, l'activité phytoplanctonique n'a pas abouti à une consommation complète du phosphore dissous et sa concentration a toujours été mesurable sauf à la fin de l'automne. L'influence des organismes se fait sentir jusqu'à au moins 20 m (figures 33 et 34).

A l'exception des années 2003 et 2004, l'évolution observée montre que, en surface, les teneurs en phosphore dissous tendent à se stabiliser autour de 5 µgP/L en moyenne annuelle; le phosphore total se stabilise autour de 15 à 20 µgP/L.

Dans le tableau 3a, sont présentés les concentrations et rapports des différentes formes du phosphore dans les couches de surface (0 à 10 m) et au fond (- 70 m), dans le tableau 3b, sont présentés les mêmes résultats sur la couche 0-20m afin de mieux prendre en compte l'influence de l'activité phytoplanctonique. La part de phosphore dissous par rapport au phosphore total diminue en surface. De 63 % en 1986, elle passe à 39 % en 2005 (donnée non présentée). A 70 m, les taux de diminution semblent stabilisés, et le rapport phosphore soluble/phosphore total reste relativement constant au cours des années et varie entre 60 et 80 %. On notera une possible tendance à l'augmentation depuis 2003 (tableau ci-dessous). On notera qu'est considérée la couche de surface entre 0 et 20m afin de mieux intégrer l'activité biologique alors que par le passé elle était de 0 à 5m (tableau 3b).

Tableau 3a : Concentrations et rapports des différentes formes du phosphore dans les couches de surface (moyenne de 0 à 10 m) et du fond (-70 m) du Petit Lac (GE 3).

Table 3a : Concentrations and ratios of the various forms of phosphorus in the surface layers (on average from 0 to 10 m) and in the bottom layers (-70 m) of the Petit Lac (GE 3).

Années	P-PO ₄ 0-10m (µgP/L)	Ptot 0-10m (µgP/L)	P-PO ₄ /Ptot surf. (%)	P-PO ₄ fond (µgP/L)	Ptot fond (µgP/L)	P-PO ₄ /Ptot fond (%)
1996	5.0	19.7	25.4	21.8	36.1	60.4
1997	5.7	20.2	28.2	28.4	45.7	62.1
1998	6.9	20.3	34.0	22.8	34.1	66.9
1999	6.1	16.5	37.0	28.8	39.5	72.9
2000	5.2	15.3	34.0	26.5	37.3	71.0
2001	3.3	16.0	20.5	25.8	37.6	68.5
2002	4.0	15.6	25.7	18.5	32.3	57.3
2003	5.1	20.6	24.7	22.9	33.3	68.9
2004	7.6	19.7	38.5	23.6	30.0	78.7
2005	6.1	15.7	39.0	25.3	32.4	78.1

Tableau 3b : Concentrations et rapports des différentes formes du phosphore dans les couches de surface (moyenne de 0 à 20 m) et du fond (-70 m) du Petit Lac (GE 3).

Table 3b: Concentrations and ratios of the various forms of phosphorus in the surface layers (on average from 0 to 20 m) and in the bottom layers (-70 m) of the Petit Lac (GE 3).

Années	P-PO ₄ 0-20m (µgP/L)	Ptot 0-20m (µgP/L)	P-PO ₄ /Ptot surf. (%)	P-PO ₄ fond (µgP/L)	Ptot fond (µgP/L)	P-PO ₄ /Ptot fond (%)
2001	3.2	16.9	19.0	25.8	37.6	68.5
2002	3.7	15.9	23.2	18.5	32.3	57.3
2003	4.9	18.9	25.9	22.9	33.3	68.9
2004	6.9	18.0	38.6	23.6	30.0	78.7
2005	6.3	16.0	39.6	25.3	32.4	78.1

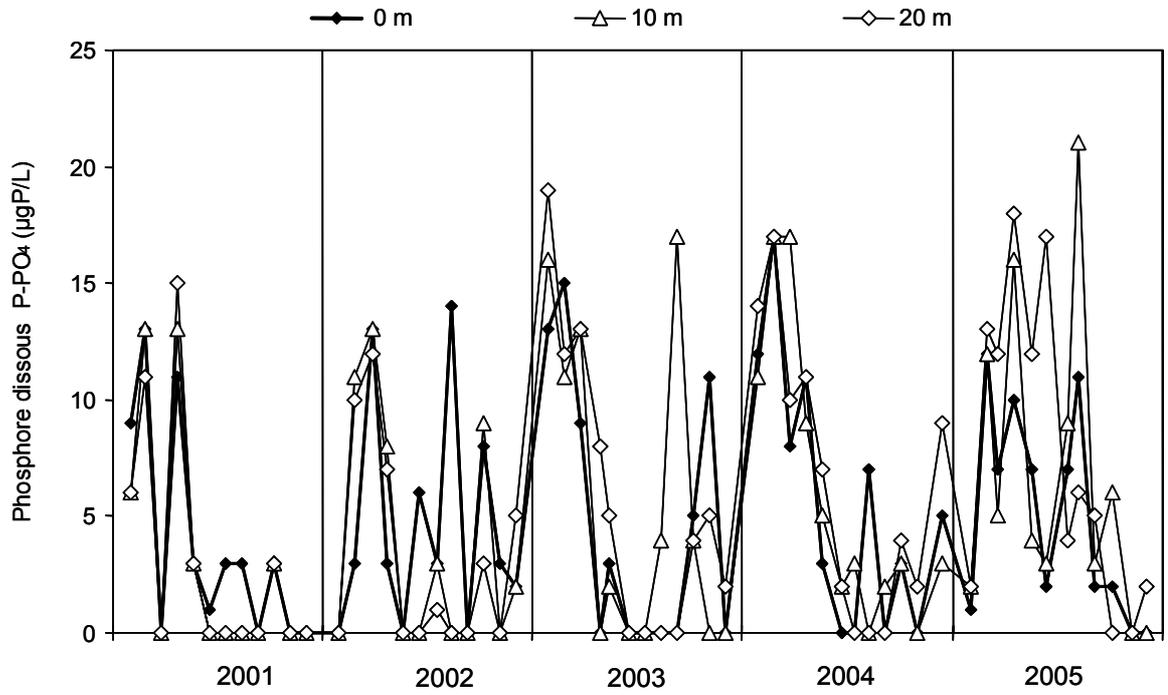


Figure 34 : Concentration en phosphore dissous (orthophosphate; P-PO₄³⁻) des eaux des couches superficielles (0, 10 et 20 m), Léman - Petit Lac (GE3).

Figure 34 : Concentration of dissolved phosphorus (P-PO₄³⁻) in the surface water (0, 10 and 20 m) of Lake Geneva - Petit Lac (GE3).

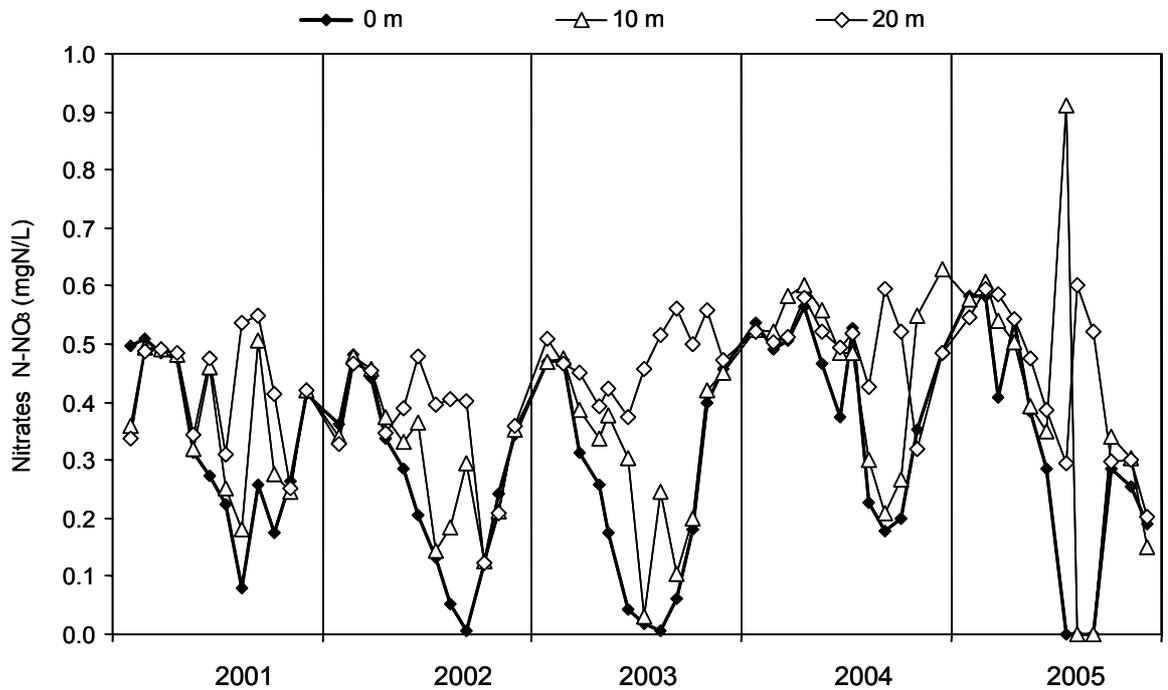


Figure 35 : Concentration en azote nitrique (N-NO₃⁻) des eaux des couches superficielles (0, 10 et 20 m). Léman - Petit Lac (GE3).

Figure 35 : Concentration of nitrate (N-NO₃⁻) in the surface water (0, 10 and 20 m) of Lake Geneva - Petit Lac (GE3).

► **Azote nitrique, total et ammoniacal** (figure 35).

Le stock d'azote nitrique a varié au cours des 5 dernières années (tableau 2b) : il est compris entre 1'180 tonnes en 2002 et 1623 tonnes en 2004. La tendance à la baisse (BLANC et *al.*, 1996) se confirme sur les 20 dernières années.

On notera que lors des étés 2002, 2003 et 2005, l'azote nitrique a été presque totalement consommé par les organismes planctoniques dans les couches superficielles jusqu'à 10m (figure 35).

Le stock d'azote total semble stable (tableau 2b). Le stock d'azote ammoniacal reste très variable mais ce paramètre présente des variations très rapides par rapport au pas de temps de nos mesures, il est donc très difficile de l'interpréter (tableau 2b).

Dans l'optique d'une limitation de la croissance planctonique, le rapport N/P demeure particulièrement intéressant à considérer. Ce rapport semble diminuer depuis 2001. Le rapport annuel moyen en surface (0-20 m) et au fond (70 m) est présenté au table 4. Il varie fortement en fonction de l'activité biologique au cours de l'année, en particulier en été et automne (données non présentées). L'interprétation de ce rapport est discutée dans la partie biologie.

Tableau 4 : Rapport des concentrations annuelles moyennes pondérées de l'azote minéral et du phosphore dissous en surface (0-20 m) et au fond (70 m).

Table 4 : Ratio of the mean annual weighted concentrations of inorganic nitrogen and phosphorus dissolved at the surface (0-20 m) and at the bottom (70 m).

Années	N / P 0-20 m	N / P fond
2001	121	20
2002	90	26
2003	78	22
2004	69	24
2005	63	23

► **Chlorure**

L'évolution des concentrations moyennes pondérées en chlorure du Petit Lac (tableau 2a) suit celle du Grand Lac.

► **Autres paramètres** (figures 36 et 37)

L'évolution des concentrations en surface et au fond de la silice dissoute et du carbone sont présentées figures 36 et 37. On observe une tendance à l'augmentation pour la silice au fond. En surface, les chutes de concentrations se situent au printemps mais peuvent se prolonger plus tard dans l'automne comme en 2003 et 2005 (figure 37). Ceci est lié à la dynamique des populations d'organismes planctoniques utilisant la silice, les diatomées en particulier.

Le carbone organique dissous tend à légèrement croître en surface comme au fond (figure 37).

Pour ces deux paramètres, les moyennes pondérées sur toute l'année présentent peu de variations entre 2001 et 2005 (tableaux 2a et 2b).

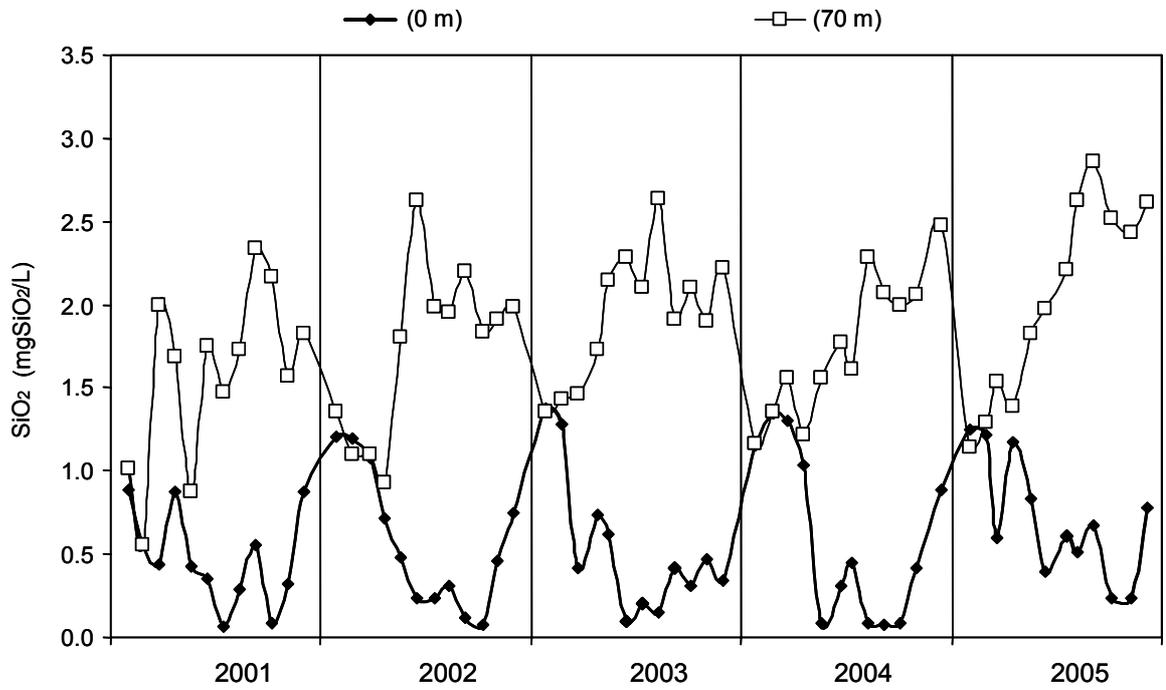


Figure 36 : Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux de surface (0 m) et au fond (-70 m). Léman - Petit Lac (GE3).

Figure 36 : Concentration of dissolved silica (SiO_2) in the surface water (0 m) and in the bottom water (-70 m) of Lake Geneva - Petit Lac (GE3).

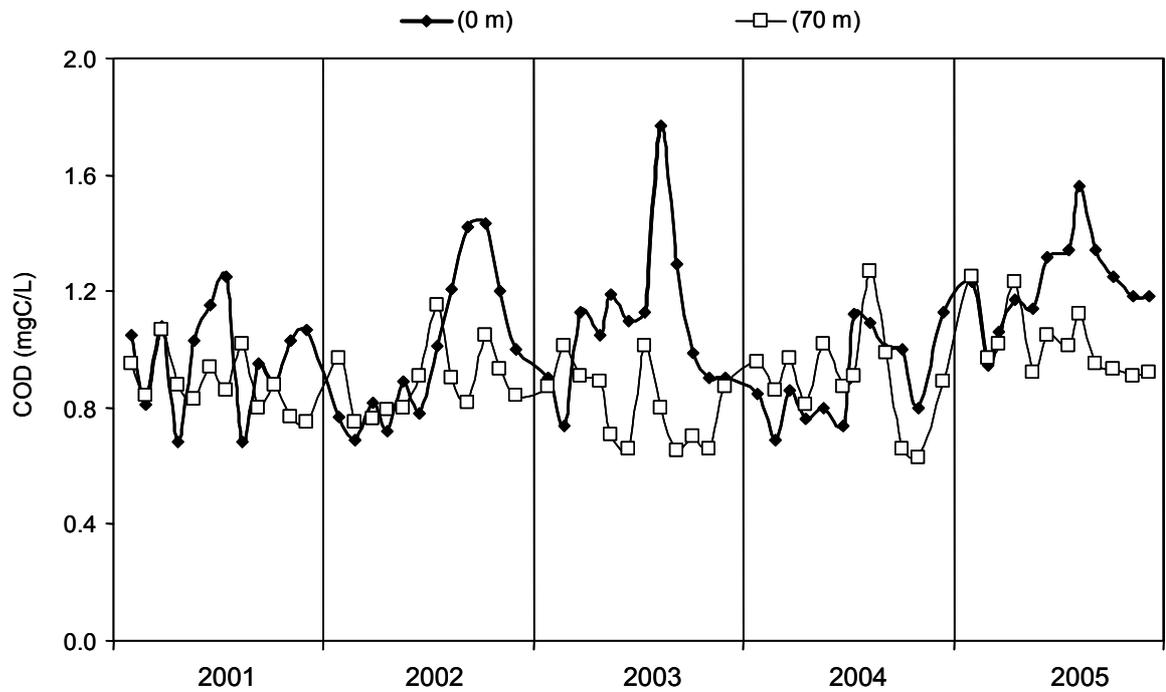


Figure 37 : Concentration en carbone organique dissous (C.O.D.) des eaux de surface (0 m) et au fond (-70 m). Léman - Petit Lac (GE3).

Figure 37 : Concentration of dissolved organic carbon (D.O.C) in the surface water (0 m) and in the bottom water (-70 m) of Lake Geneva - Petit Lac (GE3).

7. CONCLUSIONS

Les principales observations en 2005 sont les suivantes :

- L'hiver 2004-2005 a permis un brassage exceptionnel et complet, du même ordre que celui de 1986.
- La réoxygénation des eaux du fond par le brassage atteint 10.64 mgO₂/L au maximum au mois de mars, et la concentration en oxygène dissous est toujours supérieure à 4 mgO₂/L en tout point du lac toute l'année.
- La période des "eaux claires" se distingue nettement du reste de l'année 2005, on l'observe assez tardivement du mois de juin au mois de juillet avec une transparence maximum de 8.80 m.
- Le phosphore dissous est consommé en quasi-totalité dans les couches superficielles à partir de début avril à décembre jusqu'à 35 m.

Pour les stocks :

- L'évolution du phosphore indique toujours un caractère asymptotique depuis quelques années. En 2005, le stock moyen en phosphore total est quasiment identique à celui de 2004, avec une concentration moyenne de 29.4 µgP/L en phosphore total soit 2'520 tonnes de P.
- Le stock en chlorure continue d'augmenter, cette année, en suivant la tendance habituelle de 4 % par an, pour atteindre 8.44 mg/L, soit 722'920 tonnes de Cl.
- L'azote nitrique et l'azote total restent constants relativement aux années précédentes.

BIBLIOGRAPHIE

ANNEVILLE, O et LAINE, L. (2006) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 127-132.

BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1994) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 37-64.

BLANC, P., CORVI, C., NIREL, P., REVACLIER, R. et RAPIN, F. (1996) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 37-80.

BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 113-162 et 162b-162p.

GUMY, D. et de 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.

OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).

QUETIN, P.. (2006) : Bilan des apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 147-172.

STRAWCZYNSKI, A. (2006) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 189-196.

Concentrations moyennes pondérées - Léman (Grand Lac - SHL2)
Mean weighted concentrations

Année	Oxygène mg/l	P tot. µgP/l	PO ₄ µgP/l	N tot. µgN/l	Nmintot µgN/l	NH ₄ µgN/l	NO ₂ µgN/l	NO ₃ µgN/l	Cl mgCl/l	C.O.P µgC/l	Npartic µgN/l	Ppartic µgP/l	Transpar 12 mois (en m)	Transpar mai-sept (en m)
1957	9.66	12.4			266	0.3	1.0	265					10.80	6.74
1958	10.32	11.2			297	0.9	1.7	294					9.50	5.20
1959	9.59	10.4			312	0.3	1.1	311					9.70	6.74
1960	9.57	15.4			349	1.2	1.1	347					11.10	10.46
1961	9.36	20.0			366	3.4	0.9	362					9.50	8.06
1962	10.33	20.4			392	9.0	1.5	381					9.70	6.80
1963	10.30	34.7			314	6.0	1.5	306					9.80	6.26
1964	10.21	58.8			342	8.8	1.3	332					9.50	7.30
1965	10.25	56.8			391	4.4	1.3	385					9.50	7.10
1966	10.44	43.9			362	4.8	1.4	356					8.10	5.74
1967	9.72	27.0			314	2.1	1.0	311					9.80	6.30
1968	9.43	42.5			372	5.4	0.7	366					10.30	6.52
1969	9.01	41.7			354	4.2	1.1	349					9.60	7.24
1970	9.69	80.5	50.5		383	2.9	1.3	379					8.63	4.86
1971	9.69	67.6	45.6		382	9.0	1.6	371	2.73				9.49	6.02
1972	9.25	71.1	56.3		401	14.6	1.6	385	2.93				8.45	6.88
1973	9.36	80.5	66.1	574	412	13.8	2.4	396	3.16				9.33	5.48
1974	9.12	78.2	63.2	588	438	13.8	1.9	422	3.44				8.46	5.98
1975	8.96	84.0	66.1	606	447	10.6	1.9	434	3.66				7.30	3.78
1976	8.36	89.6	72.3	628	454	11.7	1.4	441	3.84				8.18	4.00
1977	8.31	89.4	74.0	608	468	11.2	1.8	455	4.05				7.95	5.18
1978	8.55	86.8	73.4	617	474	7.0	1.8	465	4.18				7.27	5.64
1979	8.93	89.5	74.0	641	466	5.5	1.5	459	4.35				10.42	5.86
1980	9.06	82.5	71.5	657	485	7.4	1.9	476	4.39				8.88	6.04
1981	9.32	82.6	71.6	688	507	8.0	1.1	498	4.53				8.10	5.80
1982	9.24	77.5	69.5	675	529	8.4	1.2	519	4.60				7.54	5.52
1983	9.19	75.4	67.3	693	560	10.2	1.2	549	4.70				8.23	6.04
1984	9.46	76.4	67.6	706	566	11.2	1.0	554	4.88				7.59	5.55
1985	9.54	73.1	65.0	734	571	14.0	0.6	556	5.12				8.44	4.94
1986	9.83	71.8	61.9	718	558	6.8	1.0	550	5.30	106.7	19.0	3.1	7.50	4.31
1987	9.62	67.7	58.3	713	573	6.6	0.8	566	5.40	72.9	14.0	2.9	8.00	4.70
1988	9.33	61.7	54.5	709	594	5.4	0.9	588	5.60	115.3	17.2	2.5	7.18	5.19
1989	8.65	58.3	51.7	712	605	5.6	0.9	598	5.68	93.3	14.2	2.1	8.85	6.22
1990	8.33	55.3	48.3	689	589	5.8	0.9	582	5.79	101.7	16.4	2.4	7.82	6.08
1991	8.49	52.3	45.3	660	580	5.9	0.9	572	6.00	91.5	15.1	2.5	7.79	5.86
1992	8.42	49.9	40.8	690	577	5.4	1.2	570	6.16	91.2	17.7	2.8	6.77	5.19
1993	8.29	47.3	40.4	656	581	3.2	0.9	577	6.18	88.1	13.3	2.3	8.24	5.42
1994	8.33	44.8	39.4	660	580	3.9	1.1	575	6.29	83.6	14.0	2.2	7.10	5.87
1995	8.22	41.3	37.0	667	576	3.5	1.2	571	6.47	90.1	13.1	2.3	7.47	5.89
1996	8.27	40.9	36.0	681	575	4.5	1.1	569	6.68	107.4	22.3	2.3	7.17	4.56
1997	8.41	37.7	33.7	673	568	4.2	1.1	563	6.96	107.4	23.1	2.2	8.82	6.73
1998	8.26	39.6	35.2	658	557	5.1	0.9	551	7.06	100.3	22.1	2.2	7.36	5.65
1999	8.79	39.2	34.9	662	560	3.3	0.8	556	7.19	92.3	13.2	2.3	8.99	5.72
2000	9.09	36.5	31.8	629	550	2.9	1.3	546	7.42	109.8	14.7	2.5	7.42	4.96
2001	8.48	34.2	28.8	680	570	1.8	0.8	567	7.60	94.1	12.9	2.3	6.29	5.06
2002	8.45	34.0	29.5	659	547	2.1	0.8	544	7.85	97.1	11.2	2.0	6.78	4.28
2003	8.60	32.8	27.7	634	579	2.4	1.3	575	* 7.98	93.8	14.1	2.3	6.70	4.86
2004	9.10	29.5	26.1	698	609	2.0	1.3	605	8.12	94.6	14.9	2.5	7.14	5.95
2005	9.28	29.4	24.1	628	589	2.4	1.6	585	8.44	138.2	22.0	3.0	6.17	5.39

* : valeur interpolée

Stocks en tonnes - Léman (Grand Lac - SHL2)

Total content in tons

Année	Oxygène Tonnes	P tot. Tonnes	P-PO ₄ Tonnes	N tot. Tonnes	Nmintot Tonnes	N-NH ₄ Tonnes	N-NO ₂ Tonnes	N-NO ₃ Tonnes	Cl Tonnes	C.O.P. Tonnes	P partic Tonnes	N partic Tonnes
1957	827'900	1'150			22'824	25	109	22'690				
1958	883'900	960			25'370	75	145	25'150				
1959	822'000	890			26'733	30	93	26'610				
1960	819'800	1'320			29'931	105	96	29'730				
1961	802'000	1'720			31'370	290	80	31'000				
1962	885'200	1'750			37'527	770	127	36'630				
1963	883'100	2'970			26'839	510	129	26'200				
1964	874'900	5'050			29'275	750	115	28'410				
1965	878'500	4'870			33'459	375	114	32'970				
1966	894'400	3'760			31'071	415	116	30'540				
1967	823'700	2'320			26'887	180	87	26'620				
1968	808'300	3'640			31'888	465	63	31'360				
1969	772'100	3'580			30'403	360	93	29'950				
1970	830'600	6'920			32'804	245	109	32'450				
1971	830'500	5'790	3'910		32'668	770	138	31'760	237'000			
1972	792'400	6'090	4'830		34'426	1'255	141	33'030	251'000			
1973	801'900	6'900	5'660	49'180	35'306	1'185	201	33'920	271'000			
1974	781'700	6'700	5'420	50'350	37'544	1'180	164	36'200	295'000			
1975	767'500	7'200	5'670	51'970	38'292	905	167	37'220	314'000			
1976	716'800	7'670	6'200	53'820	38'916	1'000	116	37'800	329'000			
1977	712'100	7'660	6'340	52'140	40'115	960	155	39'000	347'000			
1978	732'300	7'440	6'290	52'860	40'558	595	153	39'810	358'000			
1979	765'500	7'670	6'340	54'970	39'929	470	129	39'330	372'000			
1980	776'200	7'070	6'130	56'270	41'574	635	159	40'780	376'000			
1981	798'600	7'080	6'130	58'970	43'490	680	90	42'720	388'000			
1982	791'600	6'640	5'950	57'830	45'274	720	104	44'450	394'000			
1983	787'600	6'460	5'760	59'360	48'000	875	105	47'020	403'000			
1984	810'200	6'550	5'790	60'500	48'488	965	83	47'440	418'000			
1985	817'600	6'260	5'570	62'970	48'855	1'205	50	47'600	439'000			
1986	842'600	6'150	5'300	61'500	47'812	580	72	47'160	454'000	9'138	262	1'630
1987	824'200	5'800	5'000	61'130	49'169	570	69	48'530	462'000	6'247	249	1'203
1988	799'940	5'290	4'665	60'750	50'882	458	74	50'350	480'200	9'882	217	1'472
1989	741'520	4'995	4'430	61'020	51'776	482	74	51'220	486'300	7'993	179	1'220
1990	714'200	4'740	4'145	59'000	50'460	493	77	49'890	496'200	8'715	209	1'400
1991	727'600	4'480	3'880	56'540	49'670	509	81	49'080	514'000	7'840	218	1'292
1992	721'550	4'275	3'495	59'150	49'389	464	105	48'820	528'300	7'811	241	1'515
1993	710'190	4'050	3'460	56'210	49'814	274	80	49'460	529'700	7'548	197	1'142
1994	714'185	3'835	3'380	56'550	49'701	334	92	49'275	538'930	7'166	185	1'203
1995	704'075	3'535	3'170	57'140	49'348	302	101	48'945	554'670	7'722	193	1'123
1996	708'680	3'505	3'085	58'350	49'205	382	93	48'730	572'410	9'205	198	1'913
1997	721'005	3'230	2'885	57'690	48'701	357	94	48'250	596'140	9'207	185	1'981
1998	707'750	3'395	3'020	56'430	47'764	434	80	47'250	604'630	8'596	186	1'897
1999	753'185	3'360	2'990	56'780	48'002	283	64	47'655	615'910	7'905	193	1'134
2000	778'880	3'130	2'725	53'910	47'815	250	115	47'450	635'650	9'413	212	1'263
2001	726'525	2'930	2'465	58'270	48'818	152	66	48'600	651'600	8'065	197	1'105
2002	724'005	2'915	2'530	56'460	46'875	178	67	46'630	672'320	8'322	172	962
2003	737'325	2'805	2'370	54'310	49'550	206	114	49'230	* 684'220	8'034	200	1'205
2004	779'535	2'530	2'235	59'790	52'161	174	107	51'880	696'130	8'108	217	1'280
2005	795'590	2'520	2'065	53'820	50'453	210	133	50'110	722'920	11'840	253	1'888

* : valeur interpolée

MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

METALS AND ORGANIC MICROPOLLUTANTS

Campagne 2005

PAR

Patrick EDDER et Didier ORTELLI

SERVICE DE PROTECTION DE LA CONSOMMATION, CP 76, CH - 1211 GENÈVE 4 Plainpalais

Stéphan RAMSEIER

SERVICES INDUSTRIELS DE GENÈVE, Service de l'eau, CP 2777, CH - 1211 GENÈVE 2

RÉSUMÉ

Les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson et la vie piscicole.

La recherche de produits phytosanitaires dans les eaux du lac s'est poursuivie. Leurs concentrations totales, et surtout en Foramsulfuron, continuent d'augmenter et se rapprochent sensiblement des valeurs limites pour l'eau potable. L'origine industrielle de certains de ces produits a été clairement identifiée. Une attention particulière a été portée sur l'eau potable afin de déterminer les abattements que permettent les diverses installations de potabilisation de l'eau existant sur le pourtour du Léman. Si les stations possédant les équipements les plus sophistiqués produisent de l'eau ne contenant quasiment plus de pesticides, la majorité d'entre elles ne conduisent qu'à des abattements de 50 à 75 % des pesticides initialement présents dans l'eau de la ressource. Le cas d'Yvoire, où le processus de traitement ne comprend qu'un simple tamisage et une chloration ne montre aucune réduction de pesticides; aussi, les concentrations dans l'eau potable ainsi produite se rapprochent beaucoup des valeurs maximales autorisées.

Cette année, la problématique des résidus de médicaments a également été étudiée. Une unique campagne d'analyses a été menée pour rechercher une centaine de principes actifs dans trois rejets de stations d'épuration, et dans l'eau du Léman. Dans les rejets de stations d'épuration (STEP), une trentaine de substances ont été mises en évidence, comprenant de nombreuses classes de médicaments dont beaucoup d'antibiotiques et de produits de contraste iodés, souvent présents à des teneurs importantes.

Des résidus de produits industriels, comme l'iso-nonylphénol, le bisphénol A ou encore les benzotriazoles ont aussi été mis en évidence et devront, par la suite, faire également l'objet d'une attention particulière.

ABSTRACT

The levels of heavy metals in the water of Lake Geneva are still low, and fully compliant with the levels stipulated for drinking water and for fish life.

Testing for pesticide residues in water of the lake continued. Total pesticide levels, and especially those of foramsulfuron, are still increasing and are getting much nearer to the acceptable limits for drinking water. The industrial origin of some of these products was clearly identified. Drinking water was closely monitored in order to determine the reductions that the various water processing plants located on the shores Lake Geneva have achieved. The stations with the most sophisticated facilities produce water that contains almost no pesticides, and most of them achieve a reduction of 50 to 75 % in the level of pesticides initially present in the unprocessed water. The case of Yvoire, where the treatment consists of just one simple sifting process followed by chlorination, is more problematic because there is no reduction in pesticide levels, and the concentrations are much closer to the maximum values permitted in drinking water.

This year, the problem of the drugs residues was also investigated. An analytical survey was carried out to screen for hundreds of active ingredients in discharges from three wastewater treatment plants (WWTPs) into Lake Geneva and the Rhone before it enters the lake. About thirty substances were detected in the WWTP discharges, including many classes of drugs, particularly many antibiotics and iodinated contrast media, which were often present at high concentrations.

Residues of industrial products, such as nonlyphenols, bisphenol A, and the benzotriazoles were also detected, and in the future they too will be subjected to detailed monitoring.

1. INTRODUCTION

La problématique des micropolluants dans les eaux du bassin lémanique et du lac est aujourd'hui une préoccupation majeure de la CIPEL. Un groupe de travail spécifique a été créé fin 2004 afin d'étudier cet aspect.

Ce groupe de travail a, d'une part, poursuivi les travaux menés précédemment dans le domaine des résidus de produits phytosanitaires et, d'autre part, également élargi ses investigations à d'autres types de micropolluants comme les médicaments ou certaines substances d'origine industrielle, telles que le benzotriazole. Les travaux se sont pour l'instant focalisés sur le lac, car ce dernier représente un milieu plus stable et plus adéquat pour une bonne visualisation des pollutions dues aux micropolluants organiques. Les pollutions des rivières, même si elles sont parfois plus importantes et les écosystèmes plus menacés, sont beaucoup plus ponctuelles et nécessiteraient un suivi sur une large période de temps.

2. ÉCHANTILLONNAGE

2.1 Lac

La surveillance de la pollution en métaux lourds, en produits phytosanitaires et en benzotriazoles des eaux du lac est effectuée sur des échantillons prélevés au centre du Léman, à la station SHL2 (figure 1), les 26 avril et 10 octobre 2005 (LAZAROTTO *et al.*, 2006).

Pour les recherches concernant l'eau potable, les eaux brutes (pompage à la crépine) des stations de potabilisation du Prieuré à Genève, d'Evian, de Nyon et de Vevey ont été prélevées par le personnel des différentes installations, de même que les eaux potabilisées (après traitements) des stations du Prieuré (Genève), Founex, Coppet, Nyon, Rolle, St-Sulpice, Lutry, Vevey, Yvoire et Evian.

Pour l'étude comparative de l'efficacité des différents traitements sur la réduction des pesticides, des échantillons ont également été prélevés le long de la filière de traitement d'une unique installation (Prieuré), après filtration sur sable, après ozonation et finalement après filtration sur charbon actif. Pour cette dernière, deux prélèvements ont été effectués : l'un sur un filtre neuf venant d'être réactivé, l'autre sur un filtre dont la dernière régénération remontait à 2002.

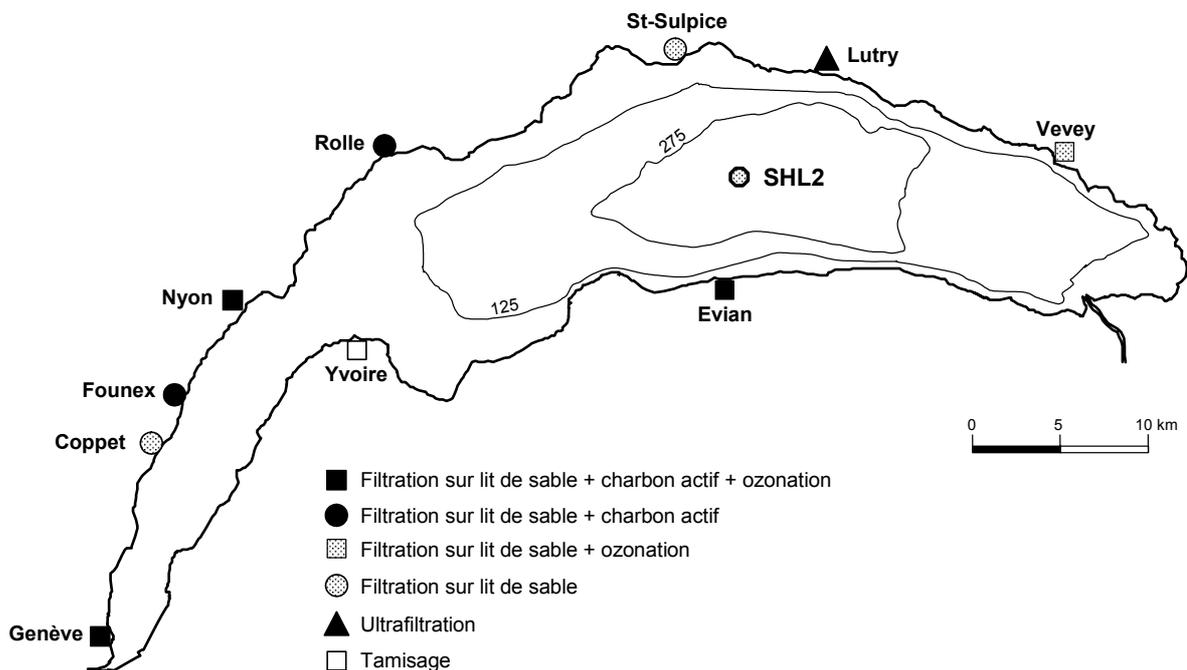


Figure 1 : Situation des points de prélèvement pour les eaux de station de production d'eau potable et de la station SHL2.

Figure 1 : Location of the drinking water production sampling sites and the SHL2 station.

Pour les analyses de médicaments et de substances à effet endocrinien comme l'iso-nonylphénol, ou le bisphénol A, l'échantillon d'eau du lac a été prélevé au large de la station de l'INRA à Thonon (prof. 50 m) le 1^{er} juin 2005 et non pas au point SHL2 habituel.

2.2 Exutoires de STEP

Dans le cadre d'une étude relative aux substances rejetées par les stations d'épuration dans le milieu aquatique, des prélèvements (échantillon moyen sur 24 h) de 11 STEP suisses, à forte ou moyenne charge, recevant des eaux industrielles ou mixtes ont été effectués début juin 2005.

Le tableau 1 donne les lieux de prélèvement ainsi que les paramètres recherchés sur chaque échantillon.

Les échantillons analysés par les laboratoires CARSO-LSEHL (Laboratoire Santé Environnement Hygiène de Lyon), TZW (Technologiezentrum Wasser) à Karlsruhe et de l'EAWAG (Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux) à Dübendorf / ZH ont été transportés le jour du prélèvement au moyen d'une glacière à 4 °C.

Tableau 1 : Prélèvement des rejets de STEP 2005 et paramètres analysés

Table 1 : Sampling of WWTP wastes 2005 and analysed parameters

Points de prélèvement - Laboratoires d'analyses	Analyses 87 substances - CARSO - LSEHL / Lyon	Analyses pesticides - SPCo / Genève	Analyses de médicaments et perturbateurs endocriniens - TZW / Karlsruhe
Volume prélevé	6 x 1 L	1 X 2 L	6 x 1 L
STEP d'Aire (GE)	oui	oui	oui
STEP du Nant d'Avril (GE)	oui	oui	non
STEP de Givaudan (GE)	oui	oui	non
STEP de Firmenich (GE)	oui	oui	non
STEP de Viège-Lonza (VS)	oui	oui	non
STEP de Monthey-CIMO (VS)	oui	oui	non
STEP de Sierre (VS)	oui	oui	non
STEP d'Orgamol (VS)	oui	oui	non
STEP de Tamöil (VS)	oui	oui	non
STEP de Nyon (VD)	oui	oui	oui
STEP de Lausanne Vidy (VD)	oui	oui	oui

3. MÉTHODOLOGIE

Certains métaux et micropolluants organiques sont recherchés dans les eaux du lac à différentes profondeurs (0 - 1 - 5 - 7.5 - 10 - 30 - 100 - 305 - 309 m), après brassage des eaux (avril) et en période de stratification (octobre). Les éléments suivants ont été dosés : manganèse, plomb, cadmium, chrome, cuivre et mercure. La liste des pesticides recherchés dans les eaux du Léman est à peu près la même qu'en 2004 et comprend environ 85 herbicides et 140 fongicides et insecticides. La liste des produits recherchés est indiquée en annexe 1.

La liste des paramètres analysés dans le cadre des exutoires de STEP (voir annexe 2) est celle préconisée dans le cahier des charges INERIS (réf. INERIS-DRC-CHEN-25580-PO6-Mco/02.0603). Cette liste comprend notamment les 33 substances prioritaires de la Directive Cadre sur l'Eau de l'Union européenne (DCE) ainsi que les 54 substances quantifiées dans les précédentes campagnes dites "132 substances", soit au total 87 substances. Ces analyses ont été confiées au laboratoire CARSO-LSEHL à Lyon.

Pour les autres micropolluants organiques, les analyses ont été sous-traitées à un laboratoire allemand (TZW à Karlsruhe), excepté pour le benzotriazole qui a été analysé à l'EAWAG. L'annexe 3 donne la liste des médicaments et autres substances analysées par le laboratoire allemand.

3.1 Analyses chimiques

► Métaux

Les analyses de métaux sont effectuées par absorption atomique sur les échantillons d'eau brute acidifiée sans filtration préalable. Il s'agit donc de métaux totaux.

► Pesticides

La recherche des pesticides est effectuée sur l'eau brute : ils sont préconcentrés à partir d'un échantillon de 500 mL d'eau passé sur une phase solide. Après élution à l'aide d'un solvant et concentration de ce dernier, l'extrait concentré est analysé par chromatographie en phase liquide couplée à un détecteur de spectrométrie de masse en mode tandem (HPLC/MS-MS). Le principe de cette méthode, appliquée aux contrôles des résidus de pesticides dans les fruits et légumes a été décrit plus en détail par ORTELLI et al. (2004) et permet de garantir sans ambiguïté l'identité de la substance décelée. Cette manière de procéder est préconisée aujourd'hui dans divers documents officiels (par exemple la directive européenne EEC/657/2002) concernant les performances analytiques des méthodes.

► **Médicaments et substances à effet endocrinien**

Les analyses menées par le laboratoire TZW et l'EAWAG sont effectuées avec une méthodologie très similaire à celle appliquée pour les pesticides. Après préconcentration d'un volume d'eau de 500 mL sur un support d'extraction sur phase solide, les extraits sont analysés par HPLC-MS/MS.

3.2 Contrôles

La qualité des résultats est assurée par la participation du laboratoire ayant effectué les analyses (Service de protection de la consommation - SPCo) à toutes les procédures d'intercalibration organisées par la CIPEL (pesticides, métaux, etc.).

Les résultats des intercalibrations organisées en 2005 par la CIPEL font l'objet du rapport de STRAWCZINSKI (2006).

4. RÉSULTATS

4.1 Métaux (tableaux 2 et 3)

Les teneurs en éléments métalliques toxiques (mercure, plomb, cadmium et chrome) demeurent faibles, voire inférieures aux limites de détection et ne posent aucun problème en regard des valeurs recommandées pour les eaux de boisson. Elles sont également du même ordre de grandeur que les teneurs correspondantes observées dans d'autres eaux douces exemptes de pollutions métalliques (CORVI, 1984; SIGG, 1992).

Les concentrations métalliques toxiques pour le poisson, citées dans la littérature (REICHENBACH-KLINKE, 1966; DIETRICH, 1995), varient pour chaque espèce, selon la nature et la forme chimique du métal mais sont bien supérieures aux concentrations observées dans les eaux du lac.

Tableau 2 : Campagne du 26 avril 2005

Léman - Grand Lac (Station SHL 2)

Table 2 : Survey done on April 26, 2005

Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2)

Profondeur m	Plomb µg/L	Cadmium µg/L	Chrome µg/L	Cuivre µg/L	Mercure µg/L
0	nd *	nd *	0.14	2	nd *
1	nd	nd	nd*	3	nd
5	nd	nd	nd	3	nd
7.5	nd	nd	0.14	4	nd
10	nd	nd	nd	3	nd
30	nd	nd	0.11	2	nd
100	nd	nd	nd	2	nd
305	nd	nd	nd	2	nd
fond	nd	0.02	nd	3	nd

* = non décelé (plomb < 1 µg/L; cadmium < 0.02 µg/L; chrome < 0.1 µg/L; cuivre < 1 µg/L; mercure < 0.1 µg/L)

Tableau 3 : Campagne du 10 octobre 2005

Léman - Grand Lac (Station SHL 2)

Table 3 : Survey done on October 10, 2005

Lake Geneva - Grand Lac (SHL 2)

Profondeur m	Plomb µg/L	Cadmium µg/L	Chrome µg/L	Cuivre µg/L	Mercure µg/L
0	nd *	nd *	nd *	nd *	nd *
1	nd	nd	nd	nd	nd
5	nd	nd	nd	nd	nd
7.5	nd	nd	nd	nd	nd
10	nd	nd	nd	nd	nd
30	nd	nd	nd	nd	nd
100	nd	nd	nd	nd	nd
305	nd	nd	nd	nd	nd
fond	nd	nd	nd	nd	nd

* = non décelé (plomb < 1 µg/L; cadmium < 0.02 µg/L; chrome < 0.1 µg/L; cuivre < 1 µg/L; mercure < 0.1 µg/L)

RÉFÉRENCES POUR L'EAU POTABLE :

		Plomb µg/L	Cadmium µg/L	Chrome µg/L	Cuivre µg/L	Mercuré µg/L
OMS ¹		10	3	50 ²	2'000	1 ²
CE ³		10	5	50	2'000	1
OSEC ⁴	T	-	-	-	1'500	-
	L	10	5	20 ⁵		

¹ = Organisation Mondiale de la Santé, "Guidelines for Drinking-water Quality", 3rd edition Geneva 2004.

² = Teneurs totales.

³ = Directive 98/83/CE DU CONSEIL du 3 novembre 1998 - Journal officiel des Communautés européennes du 05.12.1998.

⁴ = Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants (1995) (Office central fédéral des imprimés et du matériel, 3003 Berne).

T = Valeur de tolérance (concentration maximale au-delà de laquelle l'eau est considérée comme souillée ou diminuée d'une autre façon dans sa valeur intrinsèque).

L = Valeur limite (concentration maximale au-delà de laquelle l'eau est jugée impropre à la consommation).

⁵ = Chrome hexavalent.

EXIGENCES RELATIVES À LA QUALITÉ DES EAUX POUR LES COURS D'EAU

(Ordonnance suisse sur la protection des eaux - OEaux du 28 octobre 1998) :

	Plomb µg/L	Cadmium µg/L	Chrome µg/L	Cuivre µg/L	Mercuré µg/L
total ⁶	10	0.2	5	5	0.03
dissous	1	0.05	2 ⁷	2	0.01

⁶ = La valeur indiquée pour la concentration dissoute est déterminante.

Si la valeur indiquée pour la concentration totale est respectée, on partira du principe que celle qui est fixée pour la concentration dissoute l'est également.

⁷ = Chrome trivalent et hexavalent.

4.2 Pesticides (phytosanitaires) dans le lac (annexes 4 et 5 et figures 2 et 3)

En 2004, le Service de protection de la consommation de Genève (SPCo) a mis en oeuvre une nouvelle technologie pour la recherche des résidus de pesticides dans les eaux, permettant le dépistage de 146 fongicides et insecticides et 86 herbicides, soit plus de 200 matières actives. Cette méthode, très performante et sensible, a été appliquée pour la première fois à la surveillance des eaux du lac la même année et a permis de mettre en évidence de nouveaux polluants dont certains en concentration élevée se rapprochaient des normes fixées pour les eaux de boisson (0.1 µg/L par composé et 0.5 µg/L en pesticides totaux selon la Directive du Conseil des Communautés européennes - 1998 et l'Ordonnance suisse sur les substances étrangères et les composants, OSEC - 1995). Divers indices suggéraient alors que bon nombre des pesticides décelés pouvaient avoir une origine industrielle. L'évolution des concentrations de ces derniers revêt donc un intérêt particulier et le lac a fait l'objet d'un contrôle très attentif.

Les pesticides recherchés sont listés dans l'annexe 1: près de 200 produits font aujourd'hui l'objet d'un suivi dans les eaux (rappelons que près de 2'000 substances actives sont actuellement commercialisées et qu'environ 300 d'entre elles sont estimées être utilisées dans le bassin versant lémanique). Les limites de détection sont très basses et se situent pour la majorité des molécules dosées entre 0.001 et 0.01 µg/L, soit entre 10 et 100 fois moins que les concentrations maximales fixées par les législations suisse et française (OSEC et Directive européenne citées ci-dessus).

Plus de trente pesticides, principalement des herbicides et des fongicides, ont été mis en évidence à presque toutes les profondeurs (annexes 4 et 5). Prise individuellement, leur concentration respective reste généralement inférieure à la norme par substance (0.1 µg/L), excepté pour le Foramsulfuron lors du prélèvement d'octobre 2005 effectué en surface. Les figures 2 et 3 montrent l'évolution des concentrations totales en pesticides et en Foramsulfuron entre les campagnes 2004 et 2005.

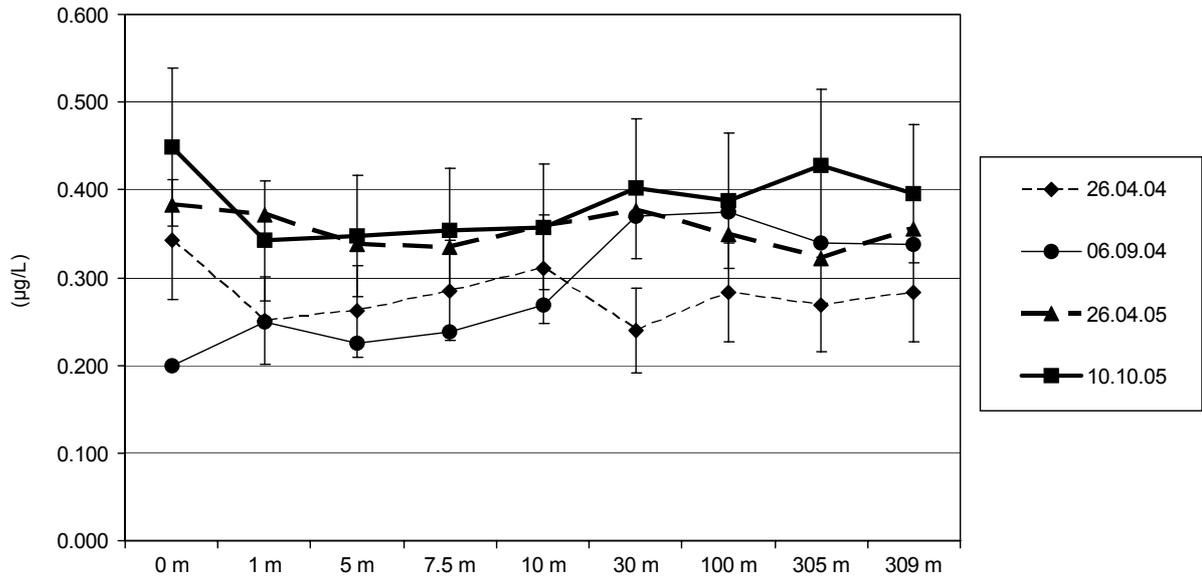


Figure 2 : Evolution des concentrations en pesticides totaux recherchés en fonction de la profondeur au centre du Léman (station SHL2) entre 2004 et 2005 (Pour une question de lisibilité, les barres d'erreur ont été reportées uniquement sur la première et sur la dernière campagne).

Figure 2 : Change in the total pesticide concentrations determined as a function of the depth in the middle of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2005 (To make this Figure easier to read, error bars are shown only for the first and last surveys).

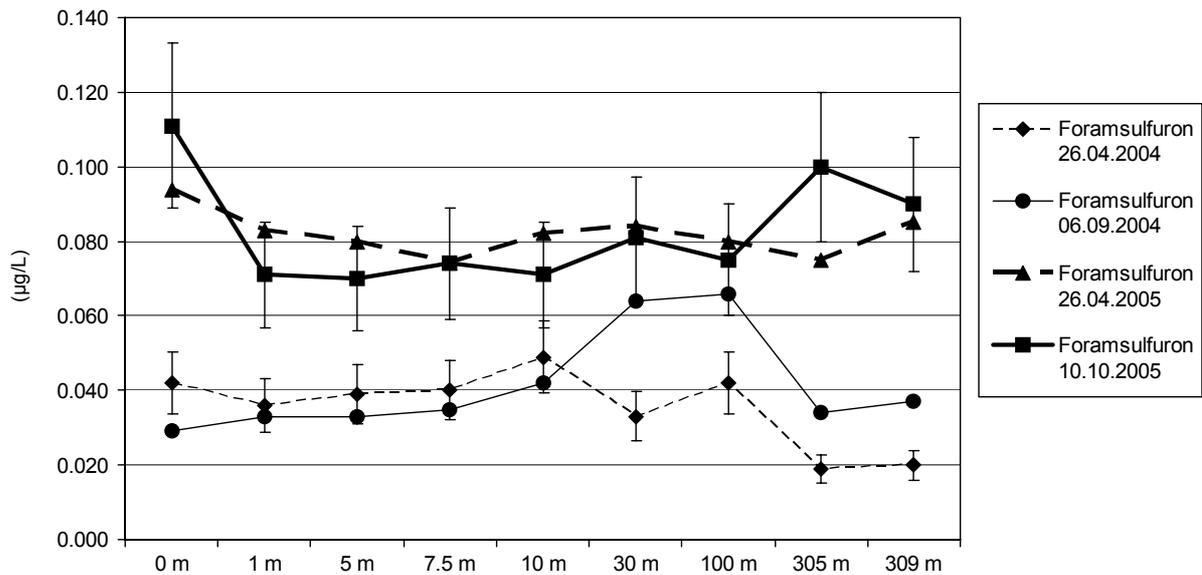


Figure 3 : Evolution des concentrations en Foramsulfuron en fonction de la profondeur au centre du Léman (station SHL2) entre 2004 et 2005 (Pour une question de lisibilité, les barres d'erreur ont été reportées uniquement sur la première et sur la dernière campagne).

Figure 3 : Change in Foramsulfuron concentrations as a function of depth in the center of Lake Geneva (SHL2) between 2004 and 2005 (To make this Figure easier to read, error bars are shown only for the first and last surveys).

Le brassage des eaux du lac en hiver 2005 a eu pour conséquences une meilleure homogénéisation du milieu et les concentrations mesurées au centre du lac à SHL2 en 2005 sont relativement stables sur tout le profil de profondeur.

Les figures 4 et 5 montrent également les concentrations mesurées à environ 30 m de profondeur sur le pourtour du lac (échantillons pompés aux crépines des différentes stations de traitement d'eau potable). Ces résultats offrent une bonne vision spatiale de l'état du Léman en regard des résidus de pesticides et permettent de constater, à cette profondeur, une certaine homogénéité des mesures sur tout le pourtour du lac.

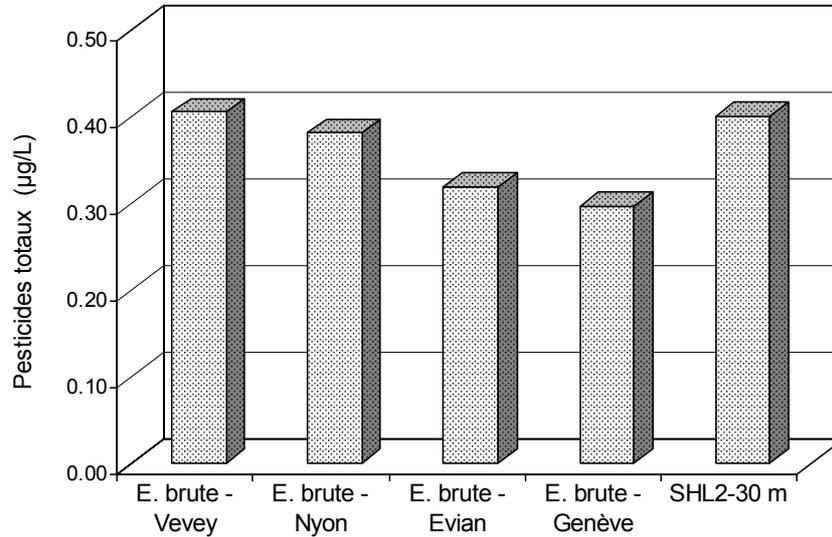


Figure 4 : Concentrations en pesticides totaux mesurées sur le pourtour du lac (stations de potabilisation, eaux brutes) comparativement au point central SHL2 (profondeur 30 m) en 2005.

Figure 4 : Total pesticide concentrations measured around the edge of the lake (plants processing untreated water to make it potable) in comparison with the central SHL2 point at a depth of 30 m in 2005.

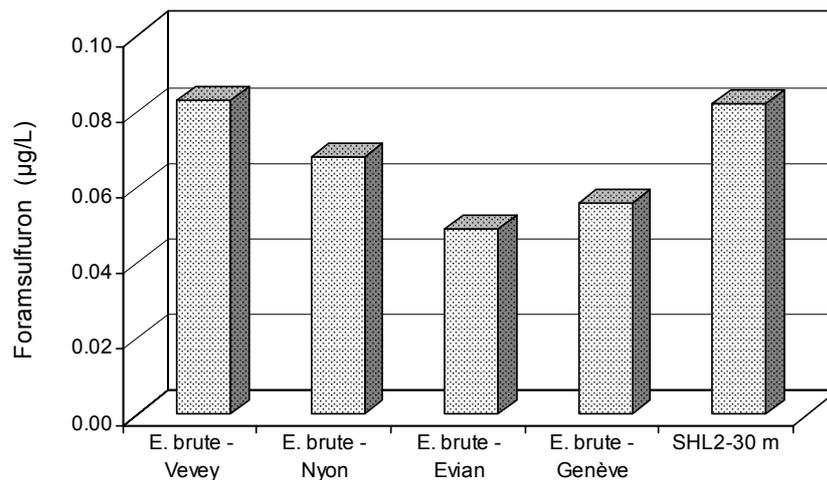


Figure 5 : Concentrations en Foramsulfuron mesurées sur le pourtour du lac (stations de potabilisation, eaux brutes) comparativement au point central SHL2 (profondeur 30 m) en 2005.

Figure 5 : Foramsulfuron concentrations measured around the edge of the lake (plants processing untreated water to make it potable) in comparison with the central SHL2 point at a depth of 30 m in 2005.

Les teneurs moyennes en pesticides totaux ont augmenté entre 2004 et 2005 et se situent aujourd'hui aux environs de 0.4 µg/L. Ces dernières se rapprochent donc toujours plus de la valeur maximale limite de 0.5 µg/L, ceci d'autant plus que de nombreuses substances ne sont pas encore incluses dans la méthode d'analyse (substances utilisées dans l'agriculture dans le bassin versant et substances produites industriellement).

L'année dernière (CORVI et al., 2005), nous avons déjà évoqué qu'un grand nombre des pesticides décelés dans le lac, dont en particulier le Foramsulfuron et le Métalaxyl, étaient amenés par les eaux du Rhône et provenaient de rejets industriels. Des analyses complémentaires, notamment le long du Rhône en amont et en aval de chaque industrie incriminée, ont bien confirmé cette hypothèse. Les industries, ainsi que l'Etat du Valais, ont été informés et ont pris des mesures début 2005. Les résultats de l'année prochaine seront donc particulièrement intéressants pour suivre l'efficacité des mesures entreprises.

La figure 3 illustre l'évolution des concentrations du Foramsulfuron (herbicide) en fonction de la profondeur. Si la situation était déjà fort inquiétante en 2004, elle s'est encore largement dégradée et une forte élévation des concentrations a été mesurée en 2005. La concentration moyenne en Foramsulfuron se situe aujourd'hui aux alentours de 0.08 µg/L et se rapproche très rapidement de la valeur limite pour l'eau potable de 0.1 µg/L.

Si cette pollution n'est pas endiguée rapidement, les analyses de l'année prochaine pourraient montrer des teneurs supérieures à 0.1 µg/L. Ceci d'autant plus que les données de la littérature concernant la stabilité du Foramsulfuron indiquent une demi-vie à pH 7.0 de 128 jours (INRA, 2005, FERENC, 2001). La dégradation du Foramsulfuron en absence de lumière (dès 5 m de profondeur) et à basse température (4 à 10 °C) pourraient être lente. Toutefois, ces études de stabilité réalisées en laboratoire ne tiennent pas forcément compte de tous les phénomènes naturels intervenant dans le milieu (dégradation par des microorganismes, adsorption sur les particules, etc). Du point de vue écotoxicologique, les études existantes montrent que si le Foramsulfuron, et d'une manière générale les sulfonilurées ne sont que peu toxiques pour les poissons, les invertébrés et les algues, ils sont en revanche très toxiques pour les plantes aquatiques (ROSHON 1999; MOHAMMAD *et al.*, 2005 et 2006; JUNGHANS *et al.*, 2003). En effet, les EC50 mesurées sur *Lemna gibba* sont de 0.65 et 0.40 µg/L (INRA 2005, IPM 2006). En appliquant le facteur de sécurité de 100 généralement admis, une PNEC de 0.004 µg/L est donc obtenue. Les concentrations mesurées dans le lac étant de 10 à 20 fois supérieures, il existe donc théoriquement un risque important pour les plantes aquatiques du Léman. Des études complémentaires seraient toutefois nécessaires pour mesurer l'impact réel de cette substance sur l'environnement lacustre.

Bien que leur utilisation soit en nette régression, les herbicides de la famille des triazines restent décelables dans les eaux du lac. La présence de l'herbicide Métolachlore fréquemment associé à l'Atrazine dans la culture du maïs est toujours observée.

Toutes les concentrations mesurées sont inférieures à celles fixées pour une eau de boisson (0.1 µg/L par composé selon la Directive du Conseil des Communautés européennes - 1998 et l'Ordonnance suisse sur les substances étrangères et les composants, OSEC - 1995). Cependant, il faut rappeler que la présence de ces produits de synthèse persistants et résultant de l'activité humaine n'est pas souhaitable dans les eaux. L'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998) rappelle cet objectif écologique pour les eaux superficielles. Il faut relever que les exigences relatives à la qualité des eaux de cette ordonnance fixent la teneur en pesticides organiques à 0.1 µg/L par pesticide pour les cours d'eau. Cette concentration n'a pas de lien direct avec une éventuelle toxicité envers les organismes, mais se veut au moins aussi sévère que ce qui est exigé pour l'homme (eau de boisson).

4.3 Pesticides (phytosanitaires) dans les eaux potables (figures 4 et 5)

Les résultats obtenus sur les eaux brutes (eaux du lac à l'arrivée dans la station) font état de concentrations en pesticides de plus en plus proches des valeurs limites pour l'eau de boisson; des analyses ont été effectuées afin de connaître les teneurs en pesticides des eaux distribuées par les différentes stations utilisant l'eau du Léman comme ressource, plus de 600'000 personnes étant alimentées par celle-ci. Pour rappel, un des objectifs principaux de la CIPEL est de garantir une qualité de l'eau du Léman suffisante pour produire de l'eau potable au moyen d'un traitement simple.

Onze différentes stations de potabilisation de l'eau sont réparties sur le pourtour du lac, 9 en Suisse et 2 en France. Chacune utilise des procédés de traitement de l'eau brute différents, plus ou moins sophistiqués, allant du simple tamisage (pour Yvoire) à des procédés comprenant des filtrations sur sable, ozonation et filtration sur charbon actif (RAMSEIER *et al.*, 2003).

La figure 6 donne les résultats obtenus exprimés en pesticides totaux dans quelques eaux brutes et dans les eaux potabilisées (en sortie de station).

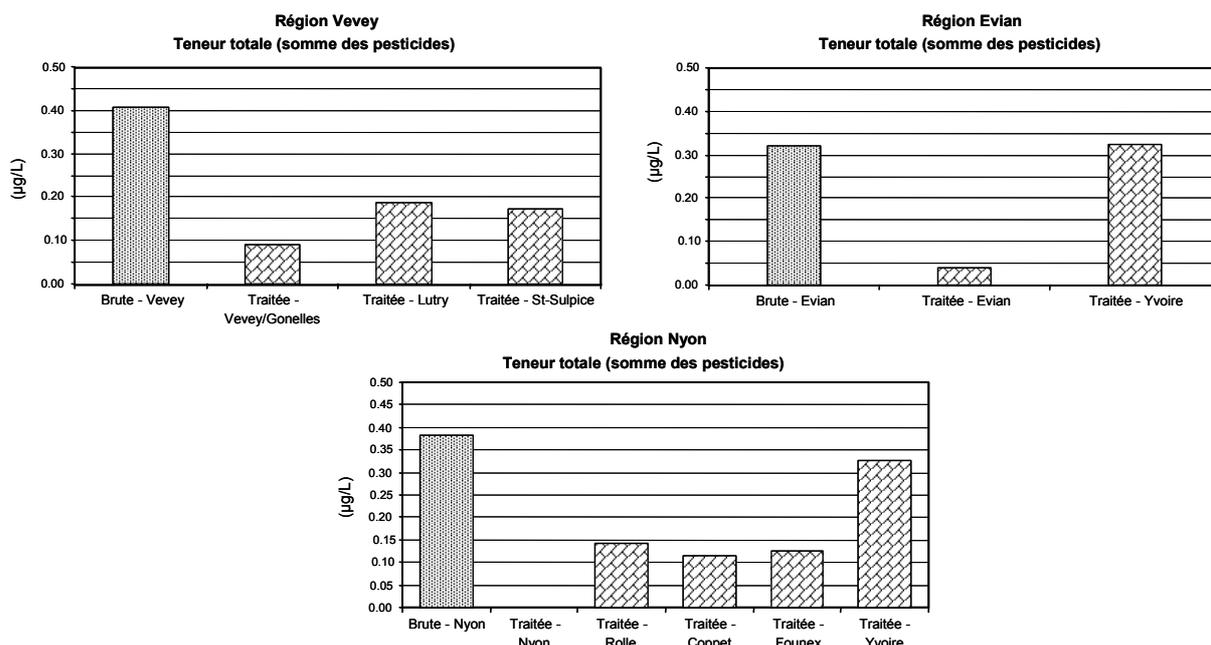


Figure 6 : Pesticides totaux dans les eaux avant et après traitement pour la fabrication d'eau potable.

Figure 6 : Total pesticide contents in the water before and after processing to produce drinking water.

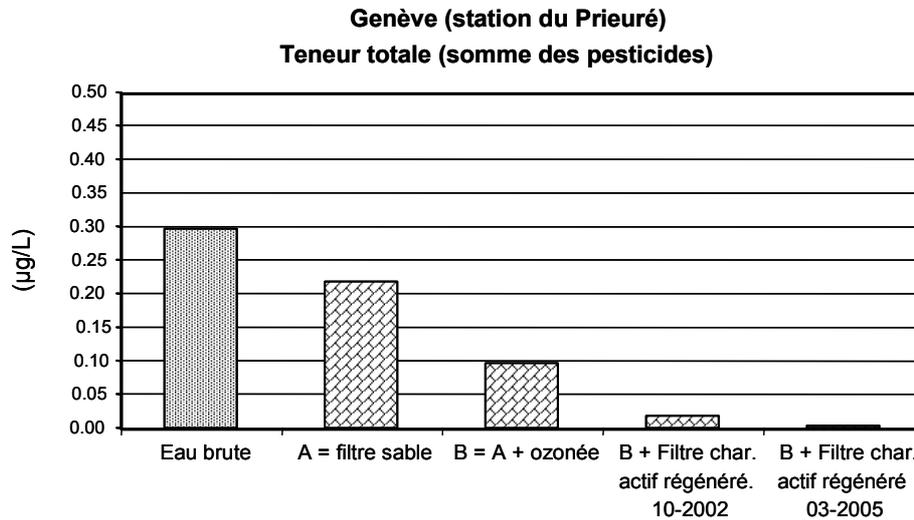


Figure 7 : Pesticides totaux dans les eaux le long de la filière de traitement à la station de potabilisation du Prieuré (Genève).

Figure 7 : Total pesticide contents in the water during the processing to produce drinking water at the Prieuré station (Geneva).

La figure 7 donne l'évolution des teneurs en pesticides totaux suite aux différents traitements de production de l'eau potable de l'usine du Prieuré à Genève.

Ces différentes séries de mesures montrent que les normes pour l'eau potable sont toujours respectées et que la plupart des stations de production d'eau permettent des abattements de la teneur totale en pesticides de l'ordre de 50 à 75 %. Toutefois, seules les usines de production possédant les procédés les plus complets (filtration sur sable + ozonation + filtration sur charbon actif) permettent une élimination quasi totale des pesticides. La situation d'Yvoire est particulière, car la simplicité du traitement (tamisage) ne réduit pas la teneur en pesticides. Si les teneurs devaient encore augmenter dans le lac, l'eau distribuée par cette station ne répondrait alors plus aux exigences pour l'eau potable, ce qui démontre qu'un traitement simple n'est plus à même de potabiliser l'eau du Léman.

La figure 7 permet de constater que chaque étape des processus de potabilisation de l'eau est utile à l'abattement des pesticides. Ces résultats semblent également montrer que la régénération des filtres à charbon actif est un paramètre important pour garantir une bonne rétention des pesticides. A terme, si la qualité de l'eau brute devait continuer à se détériorer, les chaînes de traitements les plus complètes deviendraient absolument nécessaires. Les frais d'exploitation augmenteraient en conséquence avec des répercussions probables sur le coût de l'eau potable.

Ces conclusions peuvent sans doute être transposées à beaucoup d'autres types de micropolluants organiques.

4.4 Pesticides et composés figurant sur la liste des 87 substances à surveiller dans les rejets de STEP (annexes 6 et 7)

Les contrôles des rejets de STEP domestiques et industrielles concernaient principalement la liste des 87 substances à surveiller (annexe 2) et les pesticides (annexe 1). Pour une meilleure estimation de l'importance de ces rejets, les annexes 6 et 7 donnent les résultats en charge, c'est-à-dire en g/j en tenant compte des débits. En ce qui concerne les STEP industrielles, comme il s'agit d'un prélèvement moyen 24h, ces résultats ne permettent qu'un pointage dépendant des productions mises en œuvre à cette période dans l'usine. Une comparaison sérieuse des STEP et de leur efficacité en regard des micropolluants n'est pas possible sur la base de ces mesures ponctuelles et nécessiterait de faire des analyses supplémentaires.

► 87 substances

La plupart des substances retrouvées sont proches des seuils de détection. Certains résultats méritent tout de même quelques commentaires :

- Une teneur élevée en 1,2 dichloroéthane a été mesurée en sortie d'une des STEP industrielles. Une très nette amélioration a toutefois été observée par rapport aux mesures effectuées en 1995 (151 g/L au lieu de 2'250 en 1995).
- La présence d'organostanneux (monobutylétain et dibutylétain) en sortie d'une autre STEP industrielle est problématique du fait de la forte écotoxicité de ces produits.
- La présence d'alkylphénols, connus pour être des perturbateurs endocriniens en sortie des trois STEP.
- L'absence (contre toute attente) d'hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP) en sortie d'une STEP industrielle procédant à du raffinage pétrolier.

► **Pesticides**

Les STEP domestiques constituent aussi un apport en pesticides, mais selon les substances cet apport est marginal en regard de certaines STEP industrielles. En effet, les industries traitant des produits phytosanitaires rejettent des quantités parfois importantes des substances qu'elles produisent. Dans un des cas, une charge supérieure à 1,2 kg/j a été mesurée. Si on totalise la charge en pesticides, les deux STEP industrielles concernées par la production de produits phytosanitaires rejettent respectivement 19'300 g/j et 560 g/j de substances actives dans les eaux. Par extrapolation, sur une année ce serait donc environ plus de 7 tonnes de pesticides qui seraient déversées dans le Rhône. Dès lors, les résultats observés dans le lac semblent parfaitement cohérents avec cette estimation.

Il est donc impératif que des efforts beaucoup plus importants soient entrepris à la source pour préserver les eaux du Léman de ces apports bien trop importants en pesticides.

4.5 Médicaments et substances à effets endocriniens dans les rejets de STEP (annexe 8)

L'annexe 3 présente la liste des médicaments recherchés par le laboratoire TZW à Karlsruhe auquel nous avons sous-traité ces analyses. Environ 100 substances médicamenteuses ont été recherchées.

L'annexe 8 donne la liste des substances mises en évidence dans les rejets des STEP d'Aire, de Vidy et de Nyon, ainsi que leur concentration et les flux correspondants. 39 substances différentes ont été mises en évidence dans les rejets de STEP, parfois avec des concentrations et/ou des flux importants. D'une manière générale, les constatations suivantes peuvent être faites :

- Des teneurs relativement importantes en substances ayant des effets endocriniens ont été observées. Il s'agit essentiellement de nonylphénols et de bisphénol A, substances provenant respectivement de la dégradation de détergents (surfactants) et de la dégradation de matières plastiques. Les hormones contraceptives sont présentes, mais n'ont été mesurées qu'à des concentrations relativement faibles.
- Les anti-inflammatoires et analgésiques sont bien présents avec des teneurs et des flux parfois relativement élevés. Etant donné les quantités utilisées, soit en milieu hospitalier, soit chez les privés, il n'est pas étonnant de retrouver des rejets de cet ordre de grandeur.
- Les produits de contraste iodés pour les rayons X sont décelés en quantités très importantes dans les rejets des trois STEP. Si les flux mesurés sont additionnés pour les trois STEP et pour l'ensemble de ces produits, ce sont plus de 7 kg de matières actives qui ont été rejetés dans le milieu lacustre le jour du prélèvement. Ces substances sont reconnues pour n'être que très peu dégradées par les STEP et très stables dans l'environnement (HEBERER, 2002). Fort heureusement, même si peu d'études écotoxicologiques complètes existent, elles ne semblent pas présenter de grand risque pour l'environnement. Mais beaucoup d'inconnues demeurent pour une évaluation correcte du risque que ces substances représentent.
- Des rejets en carbamazépine (médicament anti-épileptique et anti-névralgique) également mesurée dans le lac, ont effectivement été mis en évidence dans les trois STEP. La carbamazépine est connue pour n'être que très peu dégradée par les STEP (HEBERER 2002) et dans l'environnement.
- 12 antibiotiques ont été décelés, principalement des sulfamidés, des macrolides et des fluoroquinolones.

Une étude complémentaire a été menée durant l'automne 2005 par le Service de l'Ecologie de l'Eau à Genève (SECOE) sur les STEP d'Aire, du Nant d'Avril et de Villette. La STEP du Nant d'Avril traite les eaux domestiques, mais également les rejets provenant de l'Hôpital de la Tour. Les analyses ont été mandatées auprès du même laboratoire et les résultats obtenus montrent des résultats assez similaires.

4.6 Médicaments et substances à effets endocriniens dans les eaux du lac (tableau 4)

Le tableau 4 donne la liste des substances mises en évidence dans le lac ainsi que leur concentration.

Tableau 4 : Médicaments et perturbateurs endocriniens dans l'eau du Léman au point SHL2.

Table 4 : Drugs and endocrine disrupters in the Lake of Genva.

Substances	Famille	Teneur dans le lac (ng/L)
4-tert-octylphenol	Perturbateur endocrinien	6.9
iso-nonylphenol	Perturbateur endocrinien	81
bisphenol A	Perturbateur endocrinien	7.3
β-sitosterol	Perturbateur endocrinien	35
carbamazépine	Anti-épileptique	45
iohexol	Produit de contraste rayon X	13
ciprofloxacine	Antibiotique	97
norfloxacine	Antibiotique	30

La valeur mesurée en iso-nonylphénol est inférieure aux PNECs citées dans les récentes études FISCHNETZ (CHEVRE, 2003). En effet, pour le nonylphenol qui représente la substance la plus toxique appartenant à ce groupe de produits, la PNEC pour les algues a été estimée à 330 ng/L et 600 ng/L pour les poissons. Cependant, cette étude indique également qu'il peut exister des effets de synergie entre les différentes substances appartenant à cette catégorie de polluants. Pour une meilleure évaluation du risque lié aux alkylphénols, il serait nécessaire de procéder à des mesures complémentaires incluant le dosage d'autres substances de cette famille, notamment celles ayant le plus grand potentiel œstrogène comme le nonylphénol, le nonylphénolmonoéthoxylate, le nonylphénoléthoxylate et le nonylphénoltriéthoxylate.

La présence de carbamazépine dans le lac reste un phénomène relativement étonnant. En effet, le nombre de personnes souffrant d'épilepsie et traitées au moyen de carbamazépine semble être faible en comparaison avec la population traitée avec des anti-inflammatoires ou des analgésiques, substances qui n'ont pas été décelées dans le lac. Cette substance est toutefois également utilisée pour ses propriétés anti-névralgiques et pour d'autres effets encore. Il peut donc rentrer dans la composition de nombreux médicaments. Toutefois, la carbamazépine est connue pour être très peu dégradée dans les STEP et être très stable en milieu aqueux (HEBERER, 2002 ; MAYEUX et al., 2004). Les teneurs mesurées en sortie des STEP d'Aire, de Vidy et de Nyon ne montrent cependant pas des flux particulièrement importants (voir point suivant) pouvant expliquer le déversement de plusieurs tonnes de matières actives. Pourtant, la carbamazépine a également été mise en évidence dans d'autres études sur les lacs et rivières (MAYEUX et al., 2005 ; BAYERRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT, 2004). Une telle concentration dans le milieu peut s'expliquer soit par une rémanence très élevée dans l'environnement (en dizaines d'années), soit par une provenance d'autres sources comme, par exemple, la dégradation de médicaments analogues. En contrepartie, les données de la littérature ne semblent pas conclure à un risque écotoxicologique important (PNEC 420 ng/L) (FERRARI et al., 2003 ; OETKEN et al., 2005).

La mise en évidence de iohexol à une teneur relativement faible n'est que peu surprenante étant donné les flux en produits de contraste iodés mesurés dans les sorties de STEP. Très peu d'études écotoxicologiques existent pour cette classe de substances et aucune n'a été recensée pour le iohexol. Les quelques données disponibles semblent toutefois montrer que ces substances sont peu toxiques (PNEC de 10 mg/L pour le iopromide) (STEGER-HARTMANN et al., 1999).

La présence de deux antibiotiques de la famille des fluoroquinolones est également préoccupante. En effet, les concentrations sont relativement élevées et les études disponibles sur leur écotoxicité montrent que celles-ci sont déjà supérieures à la PNEC (50 ng/L) (HALLING-SORENSEN et al., 2000). Toutefois, comme il n'y a que peu d'études incluant des essais sur les micro-organismes, des évaluations supplémentaires seraient nécessaires pour une meilleure mesure de l'impact de ces substances sur l'environnement. En effet, les tests sur les micro-organismes ne sont pas requis habituellement dans les tests écotoxicologiques. Ceci représente une lacune importante pour l'estimation du risque que représentent des substances comme les antibiotiques ou les fongicides.

Comme pour les rejets de STEP, une étude complémentaire a été menée durant l'automne 2005 par le Service de l'Ecologie de l'Eau à Genève (SECOE) par l'analyse d'un échantillon d'eau prélevé dans le petit lac et d'un échantillon prélevé dans la rade de Genève. Les résultats obtenus correspondent bien à ceux mesurés lors de la campagne organisée par la CIPEL en ce qui concerne la carbamazépine, mais différent sur plusieurs autres points : d'autres produits de contraste iodés, le ioméprol (12 ng/L), le iopamidol (16 ng/L) et le iopromide (12 ng/L), ainsi qu'un autre antibiotique le sulfaméthoxazole (14 ng/L) ont été mis en évidence et, surtout, la présence des antibiotiques de la famille des fluoroquinolones n'a pas été confirmée.

Ces mesures montrent bien la nécessité d'avoir des résultats d'analyses supplémentaires en différents points du lac et sur sa profondeur afin de pouvoir faire une estimation correcte et fiable de l'état du lac.

4.7 Benzotriazole et tolyltriazole dans le lac

Le benzotriazole et le tolyltriazole sont des substances principalement utilisées comme inhibiteurs de corrosion dans les circuits ouverts de refroidissement et comme protecteurs de l'argenterie dans les produits détergents. Les résultats obtenus pour les différentes profondeurs au point SHL2 sont assez homogènes avec une valeur moyenne de 193 ng/L en benzotriazole et 48 ng/L en tolyltriazole.

Les concentrations en benzotriazole dans le lac sont relativement élevées et peu de données sont réellement disponibles pour comparer les eaux du Léman avec d'autres lacs, ainsi que pour évaluer le risque écotoxicologique qu'il représente pour le milieu aquatique.

Une étude est en cours au sein de l'EAWAG et des résultats seront publiés prochainement.

5. CONCLUSIONS

- ▶ **Métaux lourds** : les teneurs en métaux lourds des eaux du Léman demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson et la vie piscicole. La limite de détection du mercure dans les eaux par le laboratoire effectuant les analyses n'est pas suffisante pour vérifier le respect des exigences de l'OEaux (tableau 2) pour ce métal.
- ▶ **Pesticides** : Les concentrations en pesticides dans le lac continuent d'augmenter. Les teneurs relevées sont encore inférieures aux normes requises pour les eaux de boisson, mais des mesures urgentes doivent être prises afin d'éviter le dépassement de ces limites. Ceci concerne surtout les produits dont l'origine industrielle a été démontrée. La teneur en Foramsulfuron dans le lac est préoccupante; d'une part, elle s'approche de la norme eau potable fixée à 100 ng/L; d'autre part, elle est largement supérieure à la PNEC ce qui implique potentiellement un risque élevé pour les plantes aquatiques. Des analyses d'eau potable après traitements dans les différentes stations situées sur le pourtour du Léman montrent que les processus de potabilisation réduisent significativement les teneurs en pesticides. Toutes les eaux satisfont aux normes de potabilité pour les pesticides recherchés, même si seuls les traitements les plus sophistiqués (filtration sur sables + ozonation + filtration sur charbon actif) permettent leur élimination complète.
- ▶ **Médicaments et substances à effet endocrinien** : Environ 40 substances différentes ont été mesurées dans les exutoires de STEP. Le milieu lacustre est donc confronté à de nombreux composés qui ne sont pas tous dégradés par les STEP. Peu de substances ont par contre été mises en évidence dans le lac. Ces résultats étant issus d'une mesure ponctuelle, il est délicat d'en tirer des conclusions générales. Ceci indique clairement toutefois que des travaux complémentaires sont nécessaires pour avoir une meilleure vision de l'état du lac quant à cette problématique. D'autre part, les données écotoxicologiques dans ce domaine sont bien trop lacunaires ce qui rend très difficile toute évaluation fiable des risques encourus par l'environnement lacustre.

BIBLIOGRAPHIE

- BAYERRISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (2004) : Arzneimittel in der Umwelt, F + E Vorhaben 2000-2002, Schlussbericht.
- CHEVRE, N. (2003) : Risk assessment of 6 different substances occurring in Swiss rivers, Teilprojekt 02/01, Fischnetz-publication, Synthese Ökotox, EAWAG.
- CORVI, C. (1984) : Métaux en traces. In : Le Léman, Synthèse 1957-1982. Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Chapitre 3.2.11, page 207, tableau 3.
- CORVI, C., ZIMMERLI P., ORTELLI D., KHIM-HEANG S., BECKER VAN SLOOTEN K. (2005) : Métaux et micropolluants organiques dans les eaux, les moules et les poissons du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 55-78.
- DIETRICH, D. (1995) : Kritische Beurteilung der ökotoxikologischen Aussagekraft von Schwermetallanalysen in Fischen aus schweizerischen Gewässern. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg., 86, 213-225.
- FENT, K. (1996) : Ecotoxicology of organotin compounds. Crit. Rev. Toxicol., 26 (1), 1-117.
- FERENC, S.A. (2001) : Impacts of low-dose, high-potency herbicides on nontarget and unintended plant species. Pensacola, FL, US: SETAC (www.setac.org).
- FERRARI, B., PAXEUS, N., GIUDICE R.L., POLLIO, A., GARRIC, J. (2003) : Ecotoxicological impact of pharmaceuticals found in treated wastewaters : study of carbamazepine, clofibric acid and diclofenac. Ecotoxicology and Environmental Safety, 55, 359-370.
- HALLING-SORENSEN, B., HOLTEN-LUTZHOFT, H.-C., ANDERSEN, H.R., INGERSLEV, F. (2000) : Environmental risk assessment of antibiotics : comparison of mecillinam, trimethoprim and ciprofloxacin. J. Antimicrobial Chemotherapy, Suppl., S1, 53-58.
- HEBERER, T. (2002) : Occurrence, fate and removal of pharmaceuticals residues in the aquatic environment : a review of recent research data. Toxicology letters, 131, 5-17.
- INRA (2005) : base de donnée AGRITOX ; www.inra.fr/agritox
- IPM Centers (2006) : United states environmental agency : base de données écotox : <http://www.ipmcenters.org/ECotox/DataAccess.cfm>
- JUNGHANS, BACKHAUS, T., FAUST, M., SCHOLZE, M., GRIMME, L..H. (2003) : Toxicity of sulfonylurea herbicides to the green alga *scenedesmus vacuolatus* : predictability of combination effects. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 71, 585-593.

- LAZZAROTTO, J., NIREL, P. et RAPIN, F. (2006) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 31-63.
- MAYEUX V., COURTOIS, G., FENET, H., CASELLAS, C. (2005) : Impact sanitaire des effluents hospitaliers de l'agglomération de Montpellier. Master Pro2. de l'Université de Montpellier I.
- MOHAMMAD, M., ITOH, K., SUYAMA, K., YAMAMOTO, H. (2006) : Recovery of Lemna sp. After exposure to sulfonyleurea herbicides. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 76, 256-263.
- MOHAMMAD, M., ITOH, K., SUYAMA, K., YAMAMOTO, H. (2005) : Comparative sensitivity of Pseudokirchneretella subcapitata vs. Lemna sp. to sulfonyleurea herbicides. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 75, 866-872.
- OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (Suisse, état au 18 novembre 2003)
- OETKEN, M., NENTWIG, G., LOEFFER, D., TERNES, T., OELHLMANN, J. (2005) : Effects of pharmaceuticals on aquatic invertebrates. Part I. The antiepileptic drug carbamazepine. Arch. Environ., Contam. Toxicol., 49, 353-361.
- ORTELLI, D., EDDER, P. et CORVI, C. (2004) : Multiresidue analysis of 74 pesticides in fruits and vegetables by liquid chromatography-electrospray-tandem mass spectrometry. Anal. Chim. Acta, 520, 33-45.
- OSEC (1995) : Ordonnance du 26 juin 1995 sur les Substances Etrangères et les Composants (Suisse, état novembre 2005).
- RAMSEIER, S., MANTEGAZZI, D., BERSIER, Y. (2003) : Qualité des eaux potables produites à partir du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2002, 123-138.
- REICHENBACH-KLINKE, H.-H. (1966) : Krankheiten und Schädigungen der Fische. Gustav Fischer Verlag, page 288.
- ROSHON, R.D. (1999) : A toxicity test for the effects of chemical on the non-target submersed aquatic macrophyte, Myriophyllum sibiricum Komarov. PhD thesis. The Faculty of Graduate Studies, University of Guelph, Guelph, Canada.
- SIGG, L. (1992) : Les métaux lourds dans les cours d'eau. Nouvelles de l'EAWAG, 32, 32-35.
- STEGE-HARTMANN, T, LANGE, R., SCHWEINFURTH H. (1999) : Environmental risk assessment for the widely used iodinated X-ray contrast agent iopromide (Ultravist). Ecotoxicology and Environmental Safety, 42, 274-281.
- STRAWCZYNSKI, A. (2006) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 187-194.

Produits phytosanitaires recherchés.
Pesticides (crop treatments) checked.

ANNEXE 1

Herbicides : (les limites de détection sont comprises entre 0.001 et 0.10 µg/L)

Acetochlor	Cycloxydim	MCPB	Propanil
Alachlor	Dichlorprop-methyl	Mecoprop	Propaquizafop
Amidosulfuron	Dichlorprop-P	Metamitron	Propazine
Amitrole	Difenoxyuron	Methabenzthiazuron	Propham
Asulam	Dimefuron	Metobromuron	Propyzamide
Atrazine	Dimethachlor	Métolachlore	Prosulfocarb
Atrazine-2-hydroxy	Dimethenamid	Metoxuron	Pyridate
Atrazine-desethyl	Dinoseb	Metribuzin	Quizalofop-P-Ethyl
Atrazine-desisopropyl	Dinoterb	Metsulfuron-methyl	Simazin
Aziprotrolyne	Diuron	Monolinuron	Tebutam
Bentazone	Fenuron	Monuron	Tepaloxymid
Bifenox	Fluazifop-butyl	Napropamid	Terbacil
Bromacil	Fluroxypyr	Norflurazon	Terbuthylazine
Chlorbromuron	Foramsulfuron	Orbencarb	Terbuthylazine-2-hydroxy
Chloridazon	Haloxypol-methyl	Oryzalin	Terbuthylazine-desethyl
Chlorotoluron	Ioxynil	Oxadiazon	Terbutryn
Chloroxuron	Isoproturon	Pendimethalin	Thifensulfuron-methyl
Chlorpropham (CIPC)	Lenacil	Phenmedipham	Triasulfuron
Clopyralid	Linuron	Prometryn	Triclopyr
Cyanazin	MCPA	Propachlor	Trifluralin

Fongicides, insecticides et acaricides :

Acetamiprid	Difenoconazole	Imazalil	Pymetrozine
Aldicarb	Diflubenzuron	Imidacloprid	Pyridaben
Aldicarb-sulfoxide	Dimethoate	Indoxacarb	Pyrifenox
Aldoxycarb	Dimethomorph	Iprovalicarb	Pyrimethanil
Anilazine	Dimetilan	Isazofos	Pyriproxyfen
Azametiphos	Dinocap	Lufenuron	Spinosad
Azoxystrobin	Diphenylamine	Mecarbam	Spirodiclofen
Bendiocarb	Disulfoton	Mepanipyrim	Spiroxamine
Benfuracarb	Epoxiconazole	Metalaxyl	Tebuconazole
Benodanil	Ethiophencarb	Methiocarb	Tebufenozide
Benthiavalicarb-isopropyl	Fenamidone	Methomyl	Tebufenpyrad
Benzoximate	Fenarimol	Metolcarb	Teflubenzuron
Bromuconazole	Fenazaquin	Monocrotophos	Terbufos
Buprofezin	Fenbuconazole	Myclobutanil	Thiabendazole
Butocarboxym	Fenhexamid	Omethoate	Thiacloprid
Carbaryl	Fenoxycarb	Oxadixyl	Thiobencarb
Carbendazim	Fenpropathrin	Oxamyl	Thiodicarb
Carbofuran	Fenpropimorph	Oxine	Thiofanox
Carboxin	Fipronil	Phenthoate	Thiometon
Chlorfluazuron	Fludioxonil	Phosalone	Thiophanate-ethyl
Clofentezine	Flufenoxuron	Pirimicarb	Thiophanate-methyl
Cymoxanil	Fluquinconazole	Prochloraz	Tolclophos-methyl
Cyproconazole	Flutriafol	Promecarb	Tridemorph
Cyprodinil	Fuberidazole	Propamocarb	Triflumizole
Diafenthiuron	Furathiocarb	Propetamphos	Triflumuron
Dicrotophos	Hexaflumuron	Propiconazole	Triforine
Diethofencarb	Hexythiazox	Propoxur	Vamidothion

Liste des 87 substances (ou familles de substances) recherchées dans la campagne exutoires de STEP.

ANNEXE 2

List of the 87 substances (or groups of substances) included in the WWTP exit survey..

Paramètres de base	pH in situ (moyenne)
	Température in situ (moyenne)
	Conductivité in situ (moyenne)
	pH in situ (composite)
	Conductivité in situ (composite)
	pH au laboratoire
	Température au laboratoire
	Conductivité au laboratoire
	Matières en suspension (MES)
	Demande chimique en oxygène (DCO)
Organo-Etains	Composés du tributylétain
	Tributylétain cation
	Dibutylétain
	Monobutylétain
	Triphénylétain
Métaux	Cadmium et ses composés
	Plomb et ses composés
	Mercure et ses composés
	Nickel et ses composés
	Arsenic et ses composés
	Chrome
	Cuivre
	Zinc
Hydrocarbures Aromatiques Polycycliques(HAP)	HAP total
	Benzo (a) pyrène
	Benzo (b) fluoranthène
	Benzo (g,h,i) pérylène
	Benzo (k) fluoranthène
	Indeno (1,2,3-cd) pyrène
	Anthracène
	Fluoranthène
	Naphtalène
	Acénaphène
PolyChloroBiphényles(PCB)	PCB (somme des 7 congénères)
	PCB 28
	PCB 52
	PCB 101
	PCB 118
	PCB 138
	PCB 153
	PCB 180
Chlorobenzènes	Hexachlorobenzène
	Pentachlorobenzène
	Trichlorobenzènes (mélange technique)
	1,2,4 Trichlorobenzène
	1,2,3 Trichlorobenzène
	1,3,5 Trichlorobenzène
	Chlorobenzène
	Dichlorobenzènes (somme des 3 isomères)
	1,2 dichlorobenzène
	1,3 dichlorobenzène
	1,4 dichlorobenzène
	1,2,4,5 Tetrachlorobenzène
	1-chloro-2-nitrobenzène
	1-chloro-3-nitrobenzène
	1-chloro-4-nitrobenzène
Chlorotoluène	Chlorotoluène total (somme des 3 isomères)
	2-chlorotoluène
	3-chlorotoluène
	4-chlorotoluène
Nitro aromatiques	Nitrobenzène
	2-nitrotoluène

Benzène Toluène Ethylbenzène Xylène (BTEX)	Benzène
	Ethylbenzène
	Isopropylbenzène
	Toluène
	Xylènes (somme o,m,p)
Composés Organiques Halogénés Volatils (COHV)	Hexachloropentadiène
	1,2 dichloroéthane
	Dichlorométhane
	Hexachlorobutadiène
	Chloroforme
	Tétrachlorure de carbone
	Chloroprène
	3-chloroprène (chlorure d'allyle)
	1,1 dichloroéthane
	1,1 dichloroéthylène
	1,2 dichloroéthylène
	Hexachloroéthane
	1,1,1,2-tétrachloroéthane
	Tétrachloroéthylène
	1,1,1 Trichloroéthane
	1,1,2 Trichloroéthane
	Trichloroéthylène
Chlorure de vinyle	
Chlorophénols	Pentachlorophénol
	4-chloro-3-méthylphénol
	Chlorophénols total (somme des 3 isomères)
	2 chlorophénol
	3 chlorophénol
	4 chlorophénol
	Dichlorophénols total (somme des 6 isomères)
	2,4 dichlorophénol
	2,4,5-trichlorophénol
	2,4,6 trichlorophénol
Alkylphénols	Nonylphénols
	4-para-nonylphénol
	Octylphénols
	para-tert-octylphénol
	4-tert-butylphénol
Aniline	Chloroanilines total (somme des 3 isomères)
	2-chloroaniline
	3-chloroaniline
	4-chloroaniline
	4-chloro2-nitroaniline
	Dichloroanilines (3,4)
Diphényléthers bromés	Diphényléthers bromés
	pentabromodiphényléther
	octabromodiphényléther
	décabromodiphényléther
Pesticides	Alachlore
	Atrazine
	Chlorfenvinphos
	Chlorpyrifos
	Diuron
	Endosulfan total
	alpha endosulfan
	béta endosulfan
	Hexachlorocyclohexane total
	gamma isomère - Lindane
	alpha hexachlorocyclohexane
	Isoproturon
	Simazine
Trifluraline	
Autres	Chloroalcanes C10-C13
	Di (2-éthylhexyl)phtalate
	Biphényle
	Acide chloroacétique
	Epichlorhydrine
	Tributylphosphate

Liste des médicaments et perturbateurs endocriniens recherchés par le laboratoire TZW.

ANNEXE 3

List of the drugs and endocrine disrupters checked by TZW .

Substances à effet endocrinien	Tranquillisants	Antibiotiques
Estrone	Diazepam	Sulfamethoxazole
17-beta-estradiol	Venlafaxine	Sulfamerazine
Mestranol		Furazolidone
Norethisteron	Analgésiques	Chloroamphenicol
17-alpha-ethinylestradiol	Phenazone	Erythromycin
Estriol	Pimethylaminophenazone	Clarithromycin
4-tert-octylphenol	Propyphenazone	Amoxicillin
Iso-nonylphenol		Dicloxacillin
Bisphenol A	Beta-bloquants	Penicillin V
β-sitosterol	Metoprolol	Sulfadiazine
Daidzeine	Bisoprolol	Ronidazole
	Betaxolol	Trimethoprim
Analgésiques, antipyrétiques, anti-phlogistiques	Propranolol	Virginiamycin
Diclofenac	Sotalol	Anhydro-erythromycin
Indometacine	Atenolol	Spiramycin
Paracetamol	Pindolol	Oxacillin
Ibuprofen		Nafcillin
Naproxen	Broncholytiques, secretolytiques	Sulfadimidine
Ketoprofen	Salbutamol	Metronidazole
Fenoprofen	Clenbuterol	Dapsone
	Terbutaline	Oleandomycin
Hypolipémiants	Antinéoplastiques	Roxithromycin
Clofibrac acid	Ifosfamide	Tylosin
Etofibrate	Cyclophosphamide	Cloxacillin
Bezafibrate		Penicillin G
Fenofibrate	Produits de contraste rayons X	Clindamycin
Gemfibrozil	Iopamidol	Azithromycin
Fenofibrac acid	Amidotrizoic acid	Ciprofloxacine
Simvastatin	Iotalamic acid	Norfloxacine
Antiépileptique	Iopromide	Enrofloxacine
Carbamazepine	Iodipamide	Enoxacin
	Ioxaglic acid	Ofoxacin
Vasodilateur	Iomeprol	Oxytetracycline
Pentoxifylline	Iohexol	Doxycycline
	Ioxitalamic acid	Tetracycline
		Meclocycline
		Chlorotetracycline

Produits phytosanitaires décelés dans le lac - prélèvement SHL2 du 26 avril 2005.

ANNEXE 4

Pesticides detected in the lake- SHL2 sampling of 26 april 2005.

Prélèvement SHL2 du 26.4.05	0m	1m	5m	7.5m	10m	30m	100m	305m	Fond
Pesticides	µg/L								
Amidosulfuron	0.022	0.019	0.018	0.019	0.018	0.019	0.015	0.015	0.017
Atrazine	0.025	0.022	0.021	0.021	0.022	0.024	0.023	0.021	0.026
Atrazine-2-hydroxy	0.011	0.009	0.008	0.009	0.010	0.010	0.010	0.008	0.009
Atrazine-desethyl	0.020	0.017	0.017	0.017	0.014	0.018	0.018	0.016	0.017
Atrazine-desethyl-2-hydroxy	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Atrazine-desisopropyl	0.013	0.011	0.010	0.010	0.010	0.012	0.011	0.010	0.011
Azoxystrobin	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Carbendazim	0.002	0.003	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002
Chlorotoluron	0.009	0.008	0.007	0.007	0.008	0.008	0.009	0.007	0.007
Cyproconazole	0.004	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.004	0.004	0.005
Cyprodinil	0.002	0.003	0.002	0.002	0.003	0.003	0.002	0.002	0.002
Difenoconazol	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.001	0.001
Dimethachlor	0.004	0.003	0.002	0.003	0.003	0.004	0.004	0.004	0.003
Dimethenamid	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.009
Diuron	0.010	0.009	0.008	0.008	0.008	0.010	0.008	0.007	0.005
Fenarimol	0.008	0.012	0.008	0.009	0.009	0.008	0.007	0.004	0.001
Fenuron					0.001	0.001	0.001	0.001	0.002
Foramsulfuron	0.094	0.083	0.080	0.074	0.082	0.084	0.080	0.075	0.085
Furalaxyl	0.002	0.003	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002
Isoproturon	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
Linuron	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Lufenuron		0.002		0.001	0.003	0.003	0.001		0.003
Metalaxyl	0.044	0.054	0.047	0.048	0.053	0.053	0.048	0.044	0.049
Methabenzthiazuron	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Metobromuron	0.009	0.008	0.008	0.008	0.008	0.008	0.009	0.008	0.008
Metolachlore	0.013	0.012	0.011	0.011	0.012	0.013	0.013	0.012	0.011
Monolinuron	0.014	0.013	0.012	0.010	0.013	0.013	0.012	0.011	0.012
Monuron	0.002	0.002	0.002	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002
Prometryn	0.006	0.006	0.005	0.005	0.005	0.006	0.005	0.005	0.005
Propazine	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Propiconazole	0.006	0.009	0.008	0.008	0.008	0.009	0.008	0.007	0.008
Propyzamide	0.001								
Pymetrozine	0.007	0.008	0.006	0.006	0.006	0.005	0.004	0.004	0.004
Pyrifenox		0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Pyrimethanil				0.002				0.001	0.001
Simazin	0.012	0.010	0.009	0.010	0.010	0.011	0.010	0.009	0.010
Tebuconazole		0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Tebutam	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Terbumeton	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
Terbutylazine	0.011	0.011	0.010	0.010	0.011	0.011	0.010	0.010	0.010
Terbutylazine-2-hydroxy	0.007	0.006	0.006	0.006	0.006	0.006	0.006	0.005	0.006
Terbutylazine-desethyl	0.007	0.006	0.006	0.005	0.006	0.006	0.006	0.006	0.006
Terbutryn	0.004	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003
Somme	0.383	0.372	0.338	0.335	0.359	0.376	0.350	0.320	0.356

Produits phytosanitaires décelés dans le lac - prélèvement SHL2 du 10 octobre 2005.

ANNEXE 5

Pesticides detected in the lake- SHL2 sampling of 10 October 2005.

Prélèvement SHL2 du 10.10.05	0m	1m	5m	7.5m	10m	30m	100m	305m	Fond
Pesticides	µg/L								
Amidosulfuron	0.028	0.017	0.018	0.019	0.019	0.019	0.019	0.022	0.019
Atrazine	0.031	0.024	0.024	0.025	0.025	0.027	0.027	0.030	0.027
Atrazine-2-hydroxy	0.014	0.010	0.011	0.011	0.011	0.013	0.013	0.015	0.014
Atrazine-desethyl	0.027	0.019	0.021	0.020	0.021	0.021	0.020	0.023	0.021
Atrazine-desisopropyl	0.022	0.018	0.017	0.017	0.018	0.017	0.017	0.019	0.016
Azoxystrobin	0.001	0.002	0.001	0.002	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Carbendazim	0.003	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003
Chlorbromuron	-	-	-	-	-	-	0.002	-	-
Chlorotoluron	0.009	0.006	0.006	0.006	0.006	0.009	0.010	0.011	0.010
Cycloxydim	-	-	-	-	-	-	-	0.003	0.002
Cyproconazole	0.010	0.007	0.007	0.008	0.007	0.008	0.007	0.007	0.007
Cyprodinil	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.002	0.002	0.002
Difenoconazol	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.001
Dimethachlore	0.004	0.003	0.002	0.003	0.003	0.003	0.004	0.004	0.003
Dimethenamid	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	-	0.001	0.001
Dinoterb	0.001	-	-	-	-	-	0.001	-	0.001
Diuron	0.012	0.010	0.010	0.010	0.009	0.009	0.009	0.009	0.008
Fenarimol	0.011	0.007	0.007	0.007	0.007	0.015	0.012	0.008	0.006
Fenuron	-	-	-	-	-	0.001	0.001	0.001	0.001
Foramsulfuron	0.111	0.071	0.070	0.074	0.071	0.081	0.075	0.100	0.090
Furalaxyl	0.002	0.002	0.001	0.001	0.001	0.002	0.002	0.002	0.002
Iodosulfuron-methyl	0.016	0.011	0.011	0.010	0.013	0.010	0.006	0.010	0.009
Isoproturon	0.002	0.002	0.001	0.000	0.001	0.003	0.003	0.003	0.003
Linuron	0.002	0.002	0.001	0.001	0.002	0.002	0.001	0.001	0.002
Metalaxyl	0.017	0.031	0.041	0.037	0.039	0.052	0.055	0.051	0.051
Metobromuron	0.009	0.007	0.007	0.007	0.007	0.008	0.009	0.009	0.009
Metolachlore	0.016	0.011	0.010	0.012	0.013	0.013	0.013	0.015	0.012
Metsulfuron-methyl	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Prometryn	0.003	0.003	0.003	0.003	0.003	0.004	0.005	0.004	0.004
Propazine	-	-	-	-	-	-	0.001	0.001	0.001
Propiconazole	0.013	0.010	0.010	0.010	0.009	0.011	0.012	0.011	0.011
Propyzamide	0.001	-	-	0.001	0.001	-	0.001		0.001
Pymetrozine	0.017	0.010	0.012	0.011	0.012	0.010	0.004	0.004	0.004
Pyrimethanil	-	0.003	-	-	0.001	-	-	-	-
Simazin	0.021	0.016	0.016	0.016	0.016	0.017	0.017	0.018	0.017
Simazine-2-hydroxy	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Tebuconazole	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	-	-	-
Tebutam	0.001	0.001	-	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001	0.001
Terbumeton	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.003	0.003
Terbuthylazine	0.012	0.010	0.010	0.011	0.011	0.011	0.011	0.013	0.011
Terbuthylazine-2-hydroxy	0.019	0.012	0.015	0.014	0.015	0.014	0.014	0.016	0.016
Terbuthylazine-desethyl	0.006	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005	0.005
Terbutryn	0.002	0.002	0.002	0.002	0.002	0.003	0.003	0.003	0.003
Triasulfuron	-	0.003	-	-	-	0.001	-	-	-
Somme	0.449	0.342	0.347	0.354	0.357	0.401	0.387	0.428	0.395

Flux en micropolluants organiques mesurés en sortie de STEP domestiques.

ANNEXE 6

Load of organic micropollutants measured in the discharges from domestic WWTPs.

Rejets en g/j	Nyon	Vidy	Aïre	Sierre	Nant d'Avril
Débit sortie m ³ /j	7'530	93'770	143'560	23'050	10'580
4-tert butyl phénol		9.8			148.0
4-tert-octylphénol		12.2			
Bis (2-éthyl hexyl) phtalate (DHEP)		46.9	71.8		6.3
Dichlorométhane			80.4		
Chloroforme	5.5	73.1			38.1
Phosphate de tributyle	1.1	18.3	19.4	2.2	
Somme des 13 PBDE	0.2	0.5	1.3	0.2	0.1
Somme des penta BDE99 et 100		0.1	0.4	0.0	
Toluène	1.5			2.8	
Amidosulfuron				1.8	
Atrazine			1.3	0.9	0.1
Atrazine-2-hydroxy			0.3	0.1	
Atrazine-desethyl		0.3	0.7	0.1	0.2
Atrazine-desethyl-desisopropyl				0.3	
Azoxystrobin	0.3			1.4	
Carbendazim				0.8	0.1
Chlorotoluron			0.1		0.0
Chloridazon	0.3	13.1			
Cyproconazole	1.0				0.3
Cyprodinil	0.1			0.1	
Difenoconazol				0.2	
Dimefuron					0.1
Dimethomorph	0.1				
Diuron	1.6	2.3	6.2	1.5	1.0
Fenuron		2.5	0.4		
Foramsulfuron					
Fenhexamide			0.4	0.2	0.2
Isoproturon			0.3		0.1
Linuron	0.3	1.6		1.2	0.1
Mecoprop			45.9		
Metamitron	12.0				
Metolachlor		1.3			
Primicarb	0.5	0.8	0.9	0.5	
Propiconazole	0.0	0.7	0.6	0.2	
Propoxur	0.1	0.7	3.6		0.5
Propyzamide				0.5	
Pyrifenox	0.0	0.5	2.3	0.2	
Simazine	0.2	2.2	1.0	3.2	3.3
Tebuconazole	0.0	0.2	0.4	0.2	0.3
Terbuthylazine			1.9	0.4	0.1
Terbuthylazine-2-hydroxy			0.7	0.2	0.1
Terbutryn	0.0	0.2	0.9	0.1	0.1
Thiabendazole	0.1	0.6	1.4		0.1
Triadimenol			0.6		

Flux en micropolluants organiques mesurés en sortie de STEP industrielles.

ANNEXE 7

Load of organic micropollutants measured in the discharges from industrial WWTPs.

Rejets en g/j	Industries					
	1	2	3	4	5	6
Débit sortie m ³ /j	3'060	668	13'410	13'050	362	5'500
4-tert butyl phénol						3.0
Bis (2-éthyl hexyl) phtalate (DHEP)	2.8	3.9		31.3	0.7	3.9
Dichlorométhane	14.4	0.6				
1,2-dichloroéthane	462.0			157.0		
Chloroforme		2.8	37.5	22.0	0.6	
Somme des 13 PBDE			0.1	0.4		
Somme des penta BDE99 et 100				0.1		
Toluène			32.2			
Xylènes				21.7	0.1	33.7
Acénaphène			2.6			
Anthracène			0.7			
Benzène			20.1			
1,2 Dichlorobenzène				19.6		
1,3 Dichlorobenzène				14.4		
2,4,5 trichlorophénol				2.5		
4-ter-octylphénol				2.2		
2-chloroaniline				4.3		
Naphtalène			7.8			
Biphényle				2.7		
Dibutylétain					0.1	
Monobutylétain					0.2	
Mépipacaïne					16'652.0	
Amidosulfuron		1.0	60.3			0.2
Atrazine				9.0		
Atrazine-2-hydroxy			0.1	0.2		
Atrazine-desethyl				0.2		
Atrazine-desethyl-desisopropyl	0.1				0.1	
Aziprotryne			0.2			
Carbendazim				0.2		
Chlorotoluron			0.3	0.6		
Cyproconazole				15.7		
Cyprodinil				30.0		
Difenoconazol				44.4	0.2	
Dimethachlor				344.5		
Diuron			7.4	5.1		0.1
Epoxiconazole						
Fenarimol			1'258.0			
Fenuron			0.6			0.1
Foramsulfuron			65.7			
Isoproturon			0.2	0.2		
Metolachlore				40.5		
Metoxuron			8.2	6.8		
Metsulfuron-methyl			11.7			
Propiconazole	0.0			60.0		
Pyrifenox				0.2		
Simazine			0.5	0.2		
Tebuconazole				6.9		
Terbuthylazine			2.7	0.2		
Terbuthylazine-2-hydroxy				0.2		

Médicaments et perturbateurs endocriniens décelés dans les analyses de STEP et flux journaliers. **ANNEXE 8**
 Drugs and endocrine disrupters detected during WWTP analyses and daily loads.

	STEP d'Aire		STEP de Nyon		STEP de Vidy	
	ng/L	g/j	ng/L	g/j	ng/L	g/j
Perturbateurs endocriniens :						
Estrone	< 5	-	19	0.1	32	3.0
17-beta-estradiol	< 5	-	< 5	-	< 5	-
Mestranol	< 10	-	18	0.1	<10	-
Norethisteron	< 5	-	< 5	-	< 5	-
17-alpha-ethinylestradiol	< 5	-	< 5	-	< 5	-
Estriol	< 10	-	27	0.2	23	2.2.
4-tert-octylphenol	34	4.9	150	1.1	110	10.3
Iso-nonylphenol	430	61.7	590	4.4	710	66.6
Bisphenol A	92	13.2	160	1.2	450	42.2
β-sitosterol	610	87.6	230	1.7	160	15.0
Daidzeine	< 125	-	470	3.5	< 125	-
Analgesiques, antipyrétiques, antiphlogistiques, antirhumatismaux :						
Diclofenac	290	41.6	720	5.4	640	60.0
Indometacine	96	13.8	250	1.9	150	14.1
Paracetamol	< 50	-	500	3.8	< 50	-
Ibuprofen	< 50	-	1'700	12.8	1'200	112.5
Naproxen	270	38.8	360	2.7	360	33.8
Ketoprofen	59	8.5	150	1.1	130	12.2
Fenoprofen	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Hypolipidémiants :						
Clofibrac acid	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Etofibrate	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Bezafibrate	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Fenofibrate	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Gemfibrozil	< 50	-	220	1.7	170	15.9
Fenofibrac acid	240	34.5	750	5.6	740	69.4
Simvastatin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Antiépileptiques :						
Carbamazepine	240	34.5	320	2.4	310	29.1
Vasodilateurs :						
Pentoxifylline	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Tranquillisants :						
Diazepam	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Venlafaxine	240	-	97	0.7	190	17.8
Analgésiques :						
Phenazone	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Diméthylaminophenazone	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Propyphenazone	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Beta-bloquants :						
Metoprolol	100	14.4-	120	0.9	55	5.2
Bisoprolol	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Betaxolol	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Propranolol	61	8.8	< 50	-	53	5.0
Sotalol	240	34.5	210	1.6	220	20.6
Atenolol	590	84.7	690	5.2	820	76.9
Pindolol	< 50	-	< 50	-	< 50	-

	STEP d'Aire		STEP de Nyon		STEP de Vidy	
	ng/L	g/j	ng/L	g/j	ng/L	g/j
Broncholytiques, sécrétolytiques :						
Salbutamol	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Clenbuterol	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Terbutaline	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Antineoplastiques :						
Ifosfamide	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Cyclophosphamide	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Produits de contraste rayons X :						
Iopamidol	5'100	732	7'400	55.7	4'300	403
Amidotrizoic acid	390	56.0	3'500	26.4	220	20.6
Iotalamic acid	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Iopromide	8'900	1278	< 50	-	< 50	-
Iodipamide	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Ioxaglic acid	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Iomeprol	1'400	201	7'700	58.0	15'000	1'407
Iohexol	2'300	330	2'000	15.1	25'000	2'344
Ioxitalamic acid	1'900	273	390	2.9	1'800	169
Antibiotiques :						
Sulfamethoxazole	320	45.9	200	1.5	240	22.5
Sulfamerazine	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Furazolidone	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Chloroamphenicol	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Erythromycin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Clarithromycin	290	41.6	280	2.1	120	11.3
Amoxicillin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Dicloxacillin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Penicillin V	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Sulfadiazine	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Ronidazole	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Trimethoprim	100	14.4	48	0.4	91	8.5
Virginiamycin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Anhydro-erythromycin	91	13.1	< 50	-	< 50	-
Spiramycin	130	18.7	52	0.4	< 50	-
Oxacillin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Nafcillin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Sulfadimidine	< 50	-	100	0.8	56	5.3
Metronidazole	150	21.5	89	0.7	330	30.9
Dapsone	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Oleandomycin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Roxithromycin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Tylosin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Cloxacillin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Penicillin G	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Clindamycin	90	12.9	140	1.1	51	4.8
Azithromycin	68	9.8	83	0.6	< 50	-
Ciprofloxacin	< 50	-	< 50	-	1'100	103
Norfloracin	< 50	-	< 50	-	210	19.7
Enrofloxacin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Enoxacin	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Ofoxacin	< 50	-	< 50	-	140	13.1
Oxytetracycline	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Doxycycline	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Tetracycline	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Meclocycline	< 50	-	< 50	-	< 50	-
Chlorotetracycline	< 50	-	< 50	-	< 50	-

PHYTOPLANKTON DU LÉMAN

THE PHYTOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2005

PAR

Jean-Claude DRUART, Mélanie ROBERT et Rémy TADONLEKE

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2005, 19 campagnes de prélèvements ont été effectuées au centre du Grand Lac, dans la couche 0-20 m.

La richesse taxonomique du phytoplancton a fortement régressé en 2005 (92 taxons contre 122 en 2001 dont 7 nouveaux). La diversité reste toutefois dans le cadre des variations interannuelles observées entre 2000 et 2005, de 82 taxons (2001) à 140 taxons (2003). Pour le Petit Lac, 100 taxons (101 en 2004) ont été rencontrés durant cette même année.

Mougeotia gracillima avec 12.3 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle, *Planktothrix rubescens* avec 13.5 % et *Ceratium hirundinella* avec 7.5 %, sont les espèces les plus abondantes qui ont dominé le compartiment phytoplanctonique. *Oscillatoria cf. janus*, apparue pour la première fois cette année dans le lac, montre une biomasse carbonée assez forte (4 %). Dans le petit lac, nous retrouvons le même schéma, mais avec des valeurs beaucoup plus fortes (*Oscillatoria cf. janus* : 36.4 %, *Mougeotia gracillima* : 32.7 % et *Planktothrix rubescens* : 5.1 %).

La biomasse annuelle moyenne a diminué de 18 % (293 µgC/L en 2005 contre 359 µgC/L en 2004). Cette même biomasse était de 485 µgC/L dans le Petit Lac

Avec 205 µgC/L, la biomasse printanière a considérablement augmenté (135 %) par rapport à 2004 (87 µgC/L), peut-être du fait de la phase printanière plus longue que les autres années (du 21 mars au 6 juin) mais aussi de développements importants d'espèces filamenteuses. Ce phénomène influence le rapport BP/BE (Biomasse Printanière/Biomasse Estivale), qui est en forte augmentation cette année. Par contre, la biomasse estivale a diminué de 30 % par rapport à 2004 (372 µgC/L contre 540 µgC/L).

Les proportions du nanophytoplancton (12 % de la biomasse carbonée totale) et du microphytoplancton (88 %) en 2005 sont comparables avec celles de 2004 où le nanophytoplancton représentait 9% et le microphytoplancton 91 %. Dans le Petit Lac ces valeurs étaient de 80 % pour le microphytoplancton et 20 % pour le nanophytoplancton.

ABSTRACT

During 2005, 19 sampling surveys were carried out in the center of the Grand Lac, in the layer at a depth of 0-20m.

The taxonomic diversity of the phytoplankton had markedly increased in 2005 (92 taxa versus 122 in 2001 including 7 new taxa). However, the diversity remained within the range of the interannual variations observed between 2000 and 2005: from 82 taxa (2001) to 140 taxa (2003). In the Petit Lac, 100 taxa (101 in 2004) were found in the same year.

Mougeotia gracillima, which accounted for 12.3 % of the mean annual carbon biomass, *Planktothrix rubescens*, which accounted for 13.5 % and *Ceratium hirundinella*, which accounted for 7.5 %, are the most abundant species dominating the phytoplanktonic compartment. *Oscillatoria cf. janus*, which appeared in the lake for the first time this year, displayed a fairly high carbon biomass (4 %). In the Petit Lac, we found the same pattern, but with much higher values: (*Oscillatoria cf. janus*: 36.4 %, *Mougeotia gracillima* : 32.7 % and *Planktothrix rubescens* : 5.1 %).

The mean annual biomass had fallen by 18 % (293 µgC/L in 2005 versus 359 µgC/L in 2004). The corresponding biomass was 485 µgC/L in the Petit Lac.

The Springtime biomass was 205 µgC/L, a considerable increase (135 %) from 2004 (87 µgC/L), perhaps due to the longer springtime phase than in the other years from 21 March to 6 June), but also perhaps to the considerable development of filamentous species. This phenomenon influenced the SprB/SumB (Springtime Biomass/Summer Biomass), which has increased considerably this year. In contrast, the summer biomass had fallen by 30 % from the value in 2004 (372 µgC/L versus 540 µgC/L).

The proportions of nanophytoplankton (12 % of the total carbon biomass) and of microphytoplankton (88 %) in 2005 were similar to those in 2004, when the nanophytoplankton accounted for 9 % and the microphytoplankton for 91 %. In the Petit Lac, these values were 80 % for the microphytoplankton and 20 % for the nanophytoplankton.

1. INTRODUCTION

Comme les années précédentes, le phytoplancton a fait l'objet d'un suivi durant l'année 2005 à la station SHL2 localisée au centre du Grand Lac (coord. CH : 534.70 / 144.95) entre Evian et Lausanne. Cette étude comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des peuplements phytoplanctoniques. La biomasse chlorophyllienne et la production phytoplanctonique font l'objet d'un chapitre séparé (TADONLEKE, 2006).

2. MÉTHODES

Le phytoplancton a été récolté de janvier à décembre 2005 dans les 20 premiers mètres de la colonne d'eau à l'aide d'une cloche intégratrice d'eau brute. Ces prélèvements ont été effectués une fois par mois en janvier, février, mai, novembre et décembre et bimensuels pour les autres mois de l'année. Un seul prélèvement a été réalisé pour la campagne du mois de mai en raison de mauvaises conditions météorologiques. Au final, 19 campagnes ont été menées en 2005.

Les échantillons d'eau brute sont fixés au lugol; puis chaque sous-échantillon d'un volume de 50 mL est mis à sédimenter. Les examens qualitatif et quantitatif se font au microscope inversé selon la technique D'UTERMÖHL (1958).

Deux modifications méthodologiques ont été approuvées en 2005. Depuis 1974, la biomasse phytoplanctonique d'un échantillon est calculée par addition des biovolumes cellulaires algaux, et exprimée en poids de matière fraîche par mètre cube d'eau (en considérant que la densité algale d'une cellule est voisine de 1). Depuis 2005, la biomasse nanophytoplanctonique est calculée en considérant les cellules ou les colonies de longueur maximale inférieure à 20 µm et de volume < 10'000 µm³ (WETZEL, 2001). Les calculs avec les limites de taille fixées à 50 µm sont cependant conservés uniquement cette année, afin de pouvoir réaliser des comparaisons entre la biomasse nanophytoplanctonique à 20 µm et à 50 µm de 2000 à 2005. Les valeurs de biomasse du nanophytoplancton avec limite de taille fixée à 20 µm sont donc recalculées avec un rétroactif de 5 ans.

De même, à partir de cette année, le calcul de la biomasse phytoplanctonique carbonée n'est plus fait à l'aide d'un rapport C/biovolume unique comme précédemment, mais tient compte des spécificités des grands groupes algaux (WETZEL et LIKENS, 2000). Ainsi des rapports C/biovolume différents sont appliqués aux différents groupes phytoplanctoniques (tableau 1) et la biomasse totale est la somme des biomasses des groupes. La comparaison avec les données des années antérieures étant nécessaire, cette modification a été appliquée aux cinq années précédentes.

Tableau 1 : Rapport au carbone organique de chaque groupe taxonomique.

Table 1 : Ratio of organic carbon for each phytoplankton class.

CLASSES	Rapport C
Cyanobactéries	0.22
Dinophycées	0.13
Chlorophycées	0.16
Diatomées	0.11
Autres Classes	0.11

3. RÉSULTATS

3.1 Richesse taxonomique

92 taxons ont été identifiés en 2005, soit 30 de moins qu'en 2004 (122 taxons) (selon la subdivision des classes de taille à 20µm, il apparaît que 27 taxons appartiennent au nanophytoplancton contre 65 au microphytoplancton). La diminution du nombre total de taxons de 2004 à 2005, concerne donc plus le microphytoplancton (-24 taxons) que le nanophytoplancton (- 6 taxons).

Avec la limite supérieure du nanophytoplancton à 50 µm, la tendance est inversée, 51 taxons appartiennent au nanophytoplancton contre 41 au microphytoplancton.

7 taxons ont été recensés pour la première fois dans le Grand Lac en 2005 :

- 1 cyanobactérie filamenteuse : *Oscillatoria cf. janus*.
- 5 diatomées : *Cyclostephanos dubius*, *Navicula exigua*, *Gomphonema truncatum*, *Navicula pseudoenglica* et *Fragilaria tenera* var. *lemanensis*, variété nouvelle pour le Léman (description en cours).
- 1 chrysophycée : *Stomatocyste 114*.

L'évolution de la richesse taxonomique entre 2000 et 2005 est présentée à la figure 1. Alors que le nombre de taxons du nanophytoplancton est resté sensiblement constant, celui du microphytoplancton a augmenté de 2000 à 2003, puis diminue depuis cette année là.

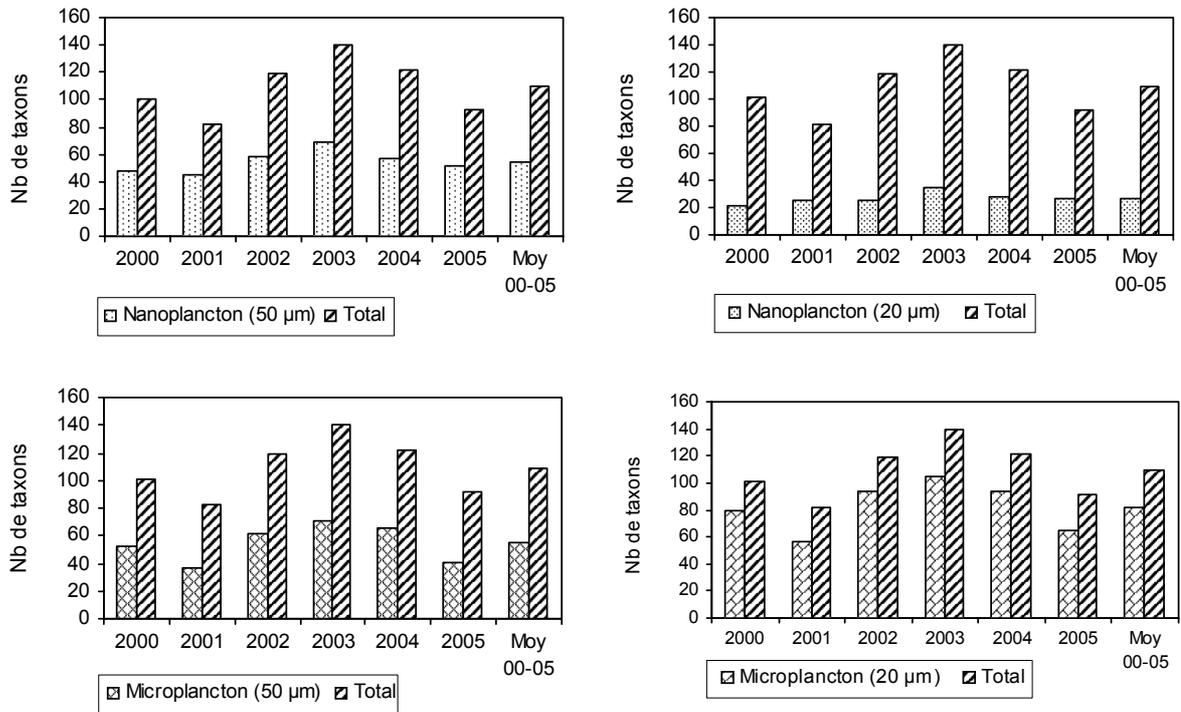


Figure 1 : Nombre de taxons (micro/nanoplankton, total à 50 µm et à 20 µm) observés à la station SHL2 entre 2000 et 2005 et moyennes pour la période.

Figure 1 : Number of taxa (micro/nanoplankton, total at 50 µm and at 20 µm) recorded at the SHL2 station between 2000 and 2005, and the mean for this period.

3.2 Répartition par classe d'algues et par classe de taille

La répartition en 2005 du nombre de taxons entre les différentes classes d'algues ainsi que la part relative du nano et du microphytoplancton dans la communauté phytoplanctonique est donnée dans le tableau 2.

Tableau 2 : Répartition du nombre de taxons des différentes classes d'algues à la station SHL2 en 2005 avec limite entre micro- et nanophytoplancton à 20 µm et 50 µm

Table 2 : Distribution of the various numbers of taxa in the various classes of algae at the SHL2 station in 2005, the limits for micro- and nanophytoplancton being 20 µm and 50 µm respectively.

	Microplankton		Nanoplankton		Total (micro + nano)
	> 20 µm	> 50 µm	< 20 µm	< 50 µm	
Cyanobactéries	11	10	0	1	11
Dinophycées	5	3	2	4	7
Cryptophycées	1	0	2	3	3
Chrysophycées	4	3	3	4	7
Diatomées	22	10	9	21	31
Chlorophycées	15	9	11	17	26
Conjuguées	7	6	0	1	7
Total	65	41	27	51	92
%	88 %	82 %	12 %	18 %	100 %

Les groupes les plus représentés en termes de richesse taxonomique sont les diatomées, les chlorophycées et les cyanobactéries

On constate une diminution importante de la proportion du nanophytoplancton entre 50 µm et 20 µm (écart d'environ 30 %). Cette différence s'observe surtout pour la classe des diatomées.

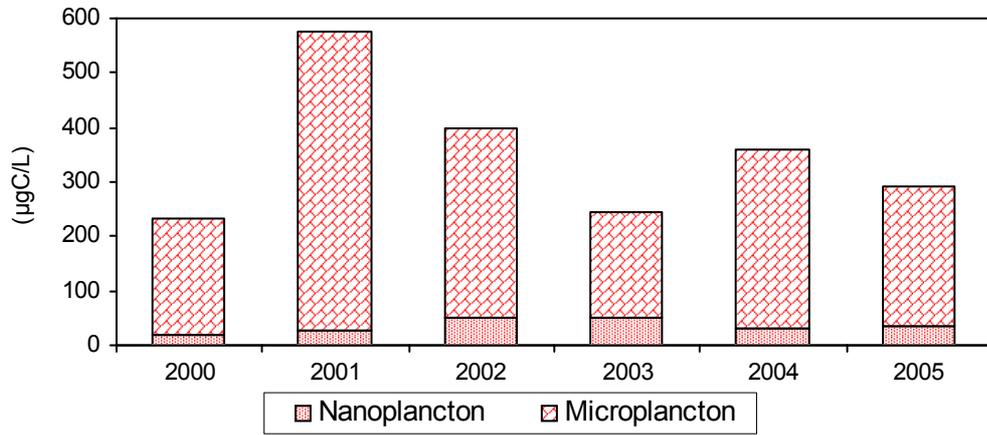


Figure 2 : Biomasses carbonées du nano (20 µm)- et du microplankton de 2000 à 2005 à la station SHL2.
 Figure 2 : Carbon biomass of the nano- (20 µm) and microplankton from 2000 to 2005 at the SHL2 station.

La figure 2 présente l'évolution, en biomasses carbonées, des deux groupes de taille (nano à 20 µm microphytoplancton) entre 2000 et 2005. La biomasse carbonée nanophytoplanctonique de 2005 est comparable à celle de 2004. Globalement, les valeurs enregistrées depuis 2000, présentent surtout de fortes fluctuations de la biomasse carbonée microphytoplanctonique. Les dynamiques des variations saisonnières calculées avec le nanoplankton à 50 µm sont semblables.

La figure 3 montre qu'en 2005, la répartition des biomasses carbonées des différentes classes d'algues est différente des années précédentes. On observe une proportion importante de conjuguées (27 %) avec principalement *Mougeotia gracillima*.

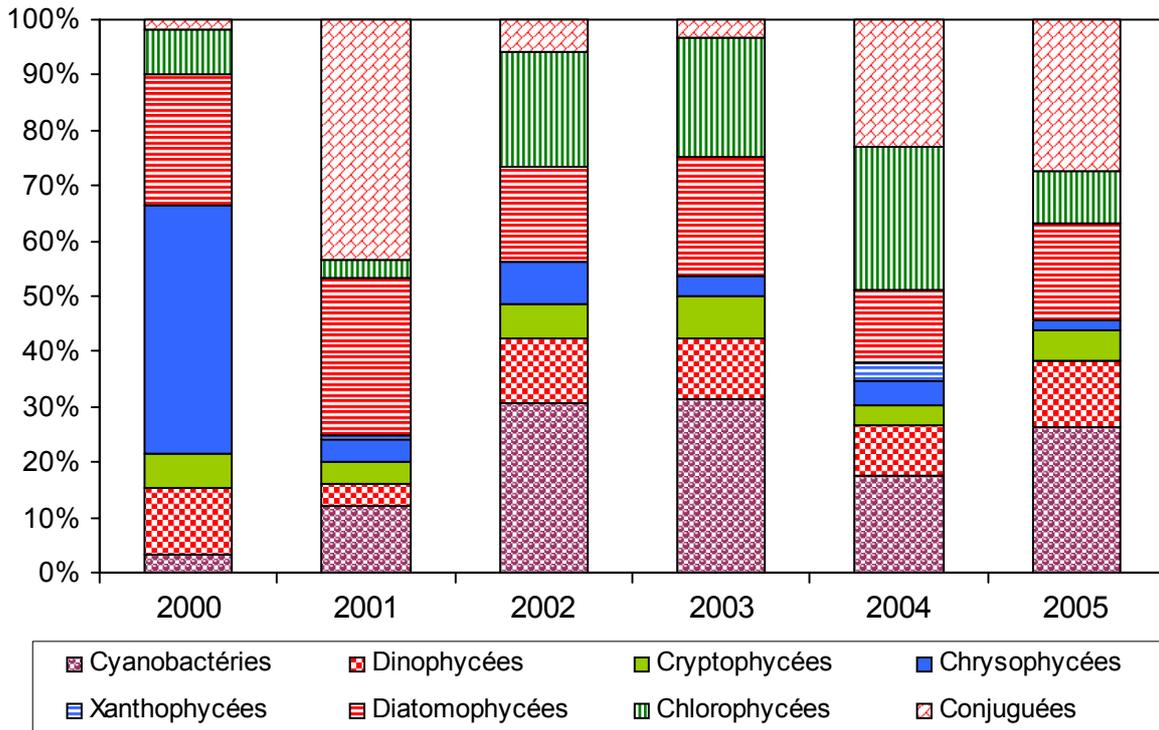


Figure 3 : Biomasses carbonées relatives des différentes classes d'algues de 2000 à 2005 à la station SHL2.
 Figure 3 : Relative carbon biomass of the various phytoplankton classes from 2000 to 2005 at station SHL2.

En 2005, les conjuguées sont les plus abondantes (27 %). Les cyanobactéries sont les 2^{èmes} plus abondantes, (26 %), alors qu'elles étaient majoritaires en 2002 et 2003 et étaient le 3^{ème} groupe le plus abondant en 2004. Les chlorophycées sont le 4^{ème} groupe dominant alors qu'elles étaient parmi les deux groupes les plus dominants en 2002, 2003 et 2004. Les dinoflagellés sont présents, en proportion sensiblement supérieure à celle de 2004, et relativement identique à 2002 et 2003. Les cryptophycées et les chrysophycées représentent respectivement 5.5 % et 1.7 %. Enfin, les xanthophycées sont absentes en 2005.

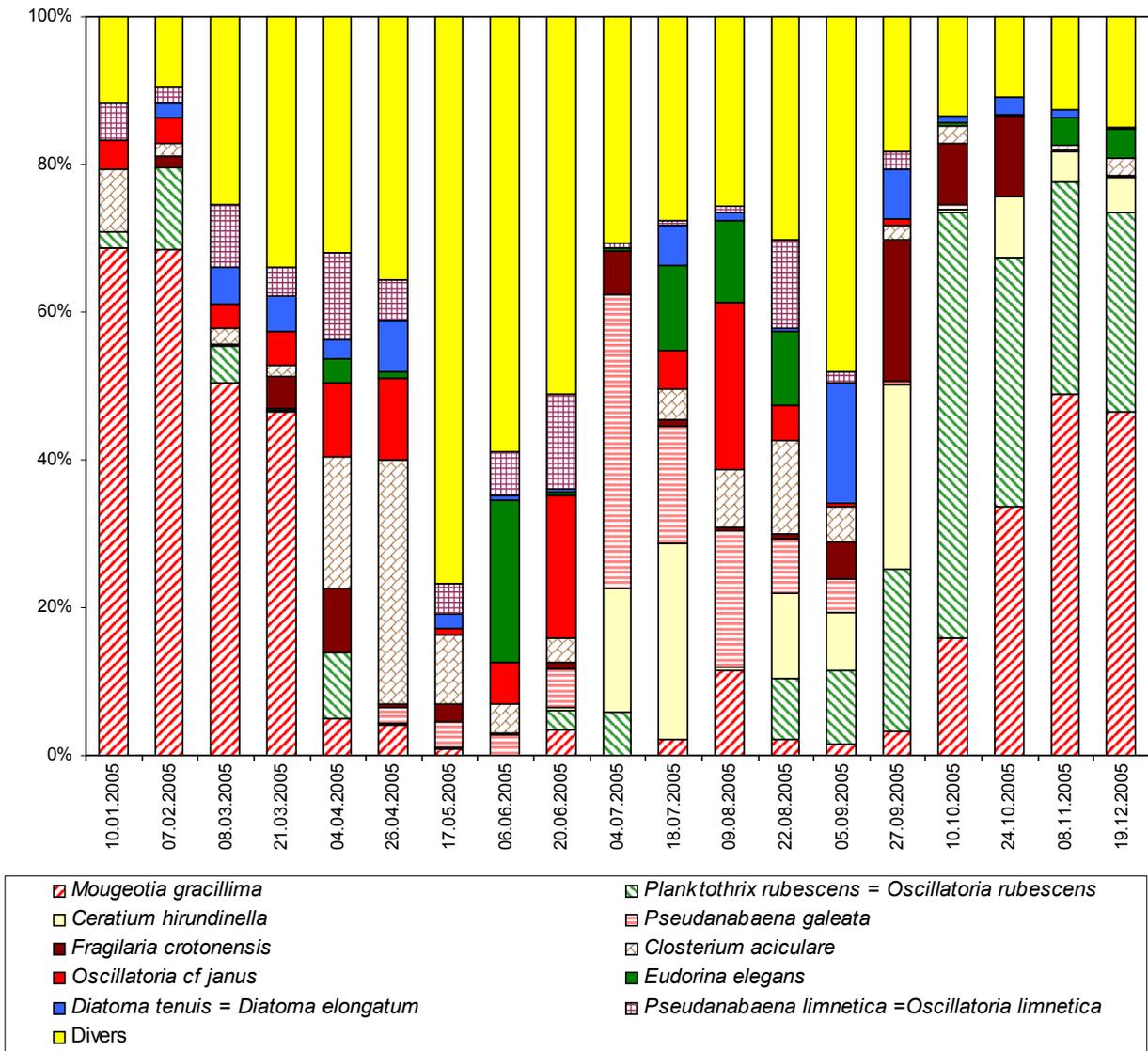


Figure 4 : Biomasses carbonées relatives des taxons dominants à la station SHL2 en 2005.

Figure 4: Monthly relative carbon biomass of the ten dominant taxa at the SHL2 station in 2005.

3.3 Développement des principales espèces au cours de l'année

Mougeotia gracillima avec 12.3 %, *Planktothrix rubescens* avec 13.5 % et *Ceratium hirundinella* avec 7.5 %, sont les espèces les plus abondantes qui ont dominé le compartiment phytoplanctonique. *Oscillatoria cf janus*, apparue pour la première fois cette année dans le lac, montre une biomasse carbonée assez forte (4%). Dans le petit lac, nous retrouvons le même schéma, mais avec des valeurs beaucoup plus fortes (*Oscillatoria cf janus* : 36.4 %, *Mougeotia gracillima* : 32.7 % et *Planktothrix rubescens* : 5.1 %).

- ▶ *Mougeotia gracillima* (12.3 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle), se retrouve essentiellement en hiver et au printemps. Sa biomasse carbonée est très élevée de janvier à mars puisqu'elle représente plus de 50 % de la biomasse totale chaque mois. C'est le 7 février qu'elle atteint son maximum avec 75 %. Puis on constate une chute drastique de sa biomasse au mois d'avril, qui reste faible jusqu'à fin septembre. Une reprise de croissance est observée en octobre jusqu'au mois de décembre.
- ▶ *Planktothrix rubescens* (13.5 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle) se rencontre surtout entre août et décembre. Elle domine le peuplement algal le 10 octobre (146.8 µgC/L). Sa biomasse carbonée relative moyenne est en augmentation par rapport à l'année dernière (5.5 % en 2004 contre 13.5 % en 2005). L'évolution interannuelle des biomasses carbonées de cette espèce, montre qu'après une chute en 2004, les valeurs deviennent proches de celles de 2002 (16.6 %).
- ▶ *Ceratium hirundinella* (7.5 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle) est un taxon qui se développe quand les eaux sont relativement chaudes, donc en été. Elle présente une biomasse maximale le 18 juillet (78.7 µgC/L). Cependant, on retrouve cette espèce au mois de septembre en quantité importante. Durant la fin de l'hiver et au printemps, *C. hirundinella* est quasiment absent. Sa biomasse carbonée relative moyenne reste stable par rapport aux années précédentes avec 7.5 % (7 % en 2003 et 7.3 % en 2004).

- ▶ *Pseudanabaena galeata* (5.1 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle) est une cyanobactérie présente surtout en été. En 2005, sa biomasse relative moyenne est de 5.1 % (1.1 % en 2004 et 2.2 % en 2003) et atteint 40 % le 4 juillet.
- ▶ *Fragilaria crotonensis* (4.5 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle) est généralement abondante dans les lacs et les réservoirs eutrophes car elle répond de manière drastique à des concentrations de phosphore élevées (KINGSTON, 2003). On la retrouve également au début de l'été, quand les eaux sont plus pauvres en silice. Dans le Léman qui a un statut mésotrophe, elle montre une forte biomasse le 27 septembre (121.2 µgC/l), puis moyenne les 10 et 24 octobre, ce qui contraste totalement avec sa distribution au cours de l'année 2004 où elle était présente plutôt au mois de mai et juillet. On la retrouve également en quantité moyenne au printemps (4 avril) et en plein été (4 juillet) où elle présente respectivement une biomasse carbonée relative de 8.6 % et 5.8 %.
- ▶ *Closterium aciculare* (4.4 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle) est une espèce cosmopolite que l'on retrouve dans la plupart des milieux. Cependant, dans le Léman c'est la première fois qu'elle a une biomasse carbonée relative moyenne atteignant 4.4 % de la biomasse totale. En 2005, elle apparaît tout au long de l'année (17 fois sur 19 campagnes) mais elle est surtout importante au printemps (26 avril) où elle atteint un maximum de 33 %. Le reste de l'année sa biomasse relative est moindre.
- ▶ *Oscillatoria cf janus* (3.9 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle) est une cyanobactérie filamenteuse recensée pour la première fois cette année dans les deux bassins du Léman. Elle apparaît de janvier à août et atteint son maximum le 9 août avec 22.6 % de biomasse relative. C'est une espèce qui se développe généralement dans des masses d'eau peu profondes d'Europe centrale ou de Suède (HINDAK, communication personnelle). Sa détermination précise reste à confirmer. Si cette espèce perdure dans le lac, des analyses de toxicité devront être réalisées via des cultures. Une première mise en culture de cette espèce en 2005 a échoué.
- ▶ *Eudorina elegans* (3.8 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle) présente principalement en été, atteint une biomasse maximale de 22.1 % le 6 juin. Comme *Pseudanabaena galeata*, sa biomasse carbonée relative moyenne est importante par rapport au reste du phytoplancton puisque en 2005, elle fait partie des 10 taxons les plus abondants (3.8 % en 2005 contre 1.2 % en 2004).
- ▶ *Diatoma tenuis* (3.7 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle) est généralement rencontrée en automne (SOMMER, 1986), dans les lacs eutrophes (YANG et PICK, 1996). Sa biomasse relative moyenne est stable comparée aux autres années (3.7 % en 2005, 3.6 % en 2004 et 4.2 % en 2002).
- ▶ *Pseudanabaena limnetica* (3.1 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle) est également une cyanobactérie filamenteuse, anciennement appelée *Oscillatoria limnetica*. On l'observe surtout en hiver et au printemps. Elle atteint son maximum (23.3 µgC/L) le 20 juin et représente 12.8 % de la biomasse phytoplanctonique.
- ▶ *Cyclotella* spp./ *Stephanodiscus minutulus* (1.8 % de la biomasse carbonée moyenne annuelle) regroupent des petites diatomées centriques que nous n'avons pas pu déterminer au microscope optique. Une étude plus approfondie en microscopie électronique a été entreprise, mais n'est pas terminée. Il semble que 4 à 5 espèces de petites *Cyclotella* composent ce regroupement *Cyclotella* spp./ *Stephanodiscus minutulus*. Elles apparaissent seulement à la fin de l'hiver et au printemps avec un pic maximal (73,9 µgC/L) observé le 17 mai. Cette nouvelle dénomination "*Cyclotella* spp./ *Stephanodiscus minutulus*" remplace temporairement l'habituel *Stephanodiscus minutulus*.

3.4 Variations saisonnières et évolution interannuelle de la biomasse

Comme chaque année, on peut distinguer en 2005 plusieurs phases dans les variations saisonnières de la biomasse phytoplanctonique. La figure 5 illustre ces variations pour les biomasses totales, microphytoplanctonique (longueur > 20 µm et volume > 10'000 µm³) et nanophytoplanctonique (longueur < 20 µm et volume < 10'000 µm³).

D'une manière générale, la biomasse carbonée totale maximale observée en 2005 est légèrement plus faible (18 %) que celle enregistrée en 2004, (293 µgC/L contre 359 µgC/L), soit une diminution de 18 %.

En 2005, on observe deux pics principaux le 21 mars et le 27 septembre et deux pics secondaires le 6 juin et le 8 novembre. Tous ces pics sont dus à une biomasse importante du microphytoplancton. A noter que la courbe présente aussi un pic plus faible le 17 mai 2005 où la biomasse carbonée du nanophytoplancton domine.

Le 21 mars et le 8 novembre, la communauté est dominée par les conjuguées (48 % et 50 % respectivement) et en particulier par *Mougeotia gracillima* (46 % pour ces deux dates). Le pic du 6 juin est dominé par la classe des chlorophycées (36 %), précisément par *Eudorina elegans* avec 22.1 % de la biomasse carbonée totale. Le 27 septembre, ce sont les diatomées qui représentent 30 % de la biomasse totale phytoplanctonique (principalement par *Fragilaria crotonensis*). Enfin, le pic du 17 mai est dominé par les diatomées (50 %). C'est *Cyclotella* spp./ *Stephanodiscus minutulus*, avec 73.9 µgC/L, qui représente la biomasse carbonée maximale à cette date. Ce groupe est représenté par des espèces nanophytoplanctoniques, ce qui explique le pic du 17 mai 2005 observé sur la figure 5.

La comparaison des biomasses nanophytoplanctoniques à 20 µm et à 50 µm montre un écart d'environ 30 %. Cependant, les pics sont globalement identiques et la courbe générale est sensiblement la même.

Les différentes phases saisonnières suivantes sont décrites avec une limite de taille nanophytoplanctonique de 20 µm (figure 5).

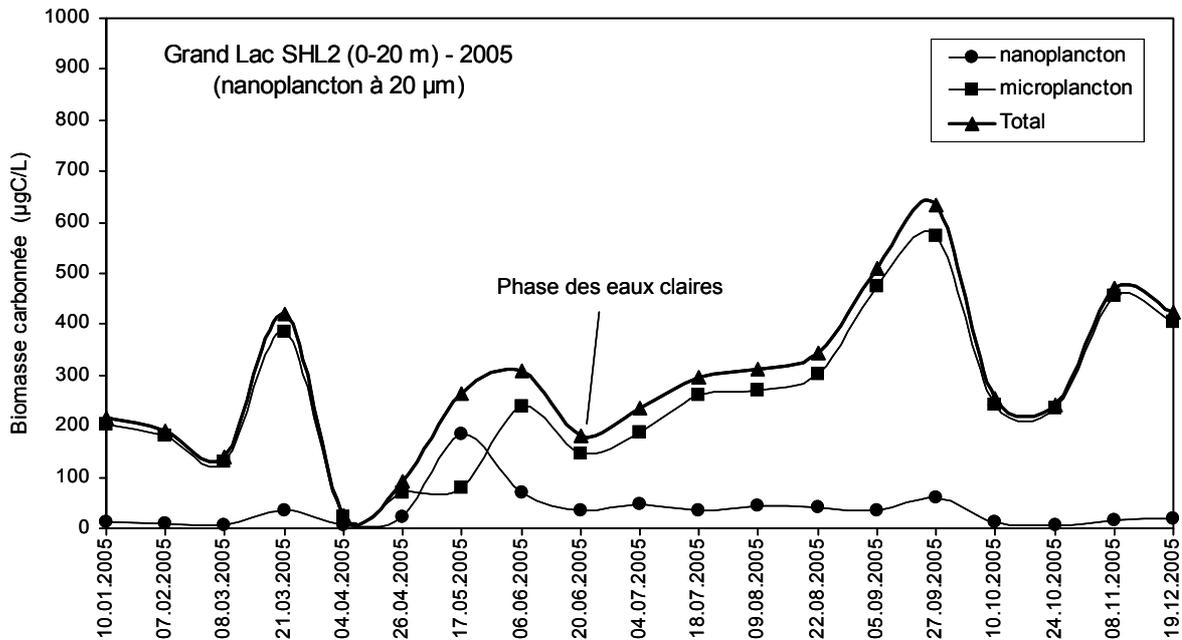


Figure 5 : Variations saisonnières des biomasses carbonées, du microphytoplancton (> 20 µm), du nanophytoplancton (< 20 µm) et totale du phytoplancton dans le Grand Lac, (SHL 2) en 2005.

Figure 5 : Seasonal changes in the carbon biomass of the total phytoplankton, microplankton (> 20 µm) and nanoplankton (< 20 µm) at station SHL 2 in Lake Geneva in 2005.

La phase hivernale (de début janvier au 8 mars) se caractérise par un plus fort développement algal que l'année précédente. La biomasse moyenne pour les trois premiers prélèvements est de 182 µgC/L, ce qui est significativement plus élevé que la valeur de 2004 (11 µgC/L). Le stock de phosphore total dans la couche 0-20 m a encore diminué en 2005 (LAZZAROTTO et al., 2006), limitant à nouveau le développement du nanophytoplancton et favorisant le développement d'algues filamenteuses moins exigeantes. En effet, le début de la phase hivernale est essentiellement dominé par la classe des conjuguées, en particulier l'espèce *Mougeotia gracillima* (plus de 50 % de la biomasse carbonée totale pour ces trois dates). L'importance de ces filamenteuses durant cette période, empêche le dénombrement du zooplancton qui se trouve "noyé" dans ce magma filamenteux. Ce même phénomène se retrouve en automne et jusqu'à la fin de l'année.

La phase printanière observée du 21 mars au 6 juin, est différente de celle de 2004 puisque, après le pic du 21 mars à 420 µgC/L dû à *Mougeotia gracillima*, on observe une chute drastique de la biomasse carbonée totale (26 µgC/L le 4 avril).

Le 26 avril, on observe une brusque augmentation du nanophytoplancton jusqu'à fin mai. Cette augmentation est causée par le développement des petites centrées *Cyclotella* spp./ *Stephanodiscus minutulus*. Puis la biomasse de celles-ci diminue brusquement pour être remplacée par des espèces microphytoplanctoniques (*Eudorina elegans*, *Oscillatoria* cf. *janus*, *Gymnodinium helveticum*). Cette transition du nano au microphytoplancton est probablement induite par un broutage sélectif du zooplancton et une diminution du phosphore et de la silice pour les diatomées.

Après **la phase des eaux claires**, observée le 20 juin (transparence de 8.2 m et biomasse de 182.3 µgC/L), **la phase estivale** est observée du 4 juillet au 27 septembre. La biomasse carbonée atteint son maximum le 27 septembre (633.3 µgC/L). 25 % de la biomasse carbonée totale à cette date est due à *Ceratium hirundinella*, 22 % à *Planktothrix rubescens*, et 19 % à *Fragilaria crotonensis*. Il est intéressant de noter également que depuis le début de la phase estivale, le microphytoplancton est dominant sur le nanophytoplancton, et cela jusqu'à la fin de la phase hivernale (début mars).

La transition entre la phase estivale et **la phase automnale** (10 octobre au 19 décembre) est marquée par une chute importante de la biomasse de *Ceratium hirundinella*, qui passe de 157 µgC/L le 27 septembre à 1 µgC/L le 10 octobre et de celle de *Fragilaria crotonensis*, qui passe de 122 µgC/L le 27 septembre à 21 µgC/L le 10 octobre. Entre le 24 octobre et le 8 novembre, la biomasse carbonée totale augmente significativement, due essentiellement au développement de *Mougeotia gracillima* (81 µgC/L le 24 octobre à 230 µgC/L le 8 novembre) et de *Planktothrix rubescens* (81 µgC/L le 24 octobre et 135 µgC/L le 8 novembre).

Globalement, la courbe de variation de la biomasse carbonée de 2005 est différente de celle de 2004 (nouveau calcul). La phase printanière commence plus tôt en 2005 (21 mars en 2005 contre le 14 avril en 2004) et se termine plus tard dans l'année (6 juin en 2005 contre 10 mai en 2004). Par conséquent, les phases suivantes apparaissent plus tardivement dans l'année. Par exemple, la phase des eaux claires en 2005 est observée le 20 juin alors qu'en 2004 elle était observée entre le 25 mai et le 7 juin.

Le tableau 3 et la figure 6 présentent l'évolution interannuelle des biomasses carbonées printanière, estivale et annuelle moyennes.

En 2005, la biomasse carbonée printanière moyenne a plus que doublé par rapport à 2004. Elle est plus forte d'environ 135%. Par contre, la biomasse carbonée estivale moyenne diminue pratiquement de 30 % par rapport à l'année 2004.

La biomasse carbonée moyenne annuelle nano et microplanctonique est sensiblement stable entre 2004 et 2005.

Tableau 3 : Biomasses carbonées phytoplanctoniques ($\mu\text{gC/L}$) de 2000 à 2005 (SHL2, 0-20 m)

BP = de janvier à la phase des eaux claires ; BE = de la phase des eaux claires à décembre

Table 3: Phytoplankton carbon biomass ($\mu\text{gC/L}$) from 2000 to 2005 (SHL2, 0-20 m)

BP = from January to the clear water phase; BE = from the clear water phase to December.

Année	2000	2001	2002	2003	2004	2005
Biomasse carbonée annuelle moyenne	233	575	397	246	359	293
Biomasse carbonée printanière moyenne (BP)	116	127	138	150	87	205
Biomasse carbonée estivale moyenne (BE)	340	860	527	298	540	372
Rapport BP/BE	0.34	0.15	0.26	0.50	0.16	0.55
Biomasse carbonée printanière maximale (mois)	488 (6)	260 (4)	646 (3)	260 (4)	197 (5)	420 (3)
Biomasse carbonée estivale maximale (mois)	2'342 (8)	2'889 (8)	1'763 (8)	593 (6)	1'100 (10)	633 (9)
Biomasse carbonée annuelle moyenne du microphytoplancton ($L > 20 \mu\text{m}$)	212	548	347	196	327	256
Biomasse carbonée annuelle moyenne du nanophytoplancton ($L < 20 \mu\text{m}$)	21	27	50	50	32	37

En 2005, la biomasse annuelle moyenne de 293 $\mu\text{gC/L}$ reste comparable à celle des années précédentes (exception faite pour 2001).

La valeur du rapport BP/BE, qui avait chuté pour atteindre une valeur de 0.16 en 2004, retrouve une valeur (0.55) comparable à 2003. Cette forte valeur de 2005 peut s'expliquer par une phase printanière plus longue (figure 5) et donc une biomasse carbonée printanière moyenne plus importante, due au développement d'espèces microplanctoniques de grande taille.

Enfin, on constate que la biomasse carbonée printanière maximale se retrouve plus tôt et la biomasse carbonée estivale maximale plus tard qu'en 2004.

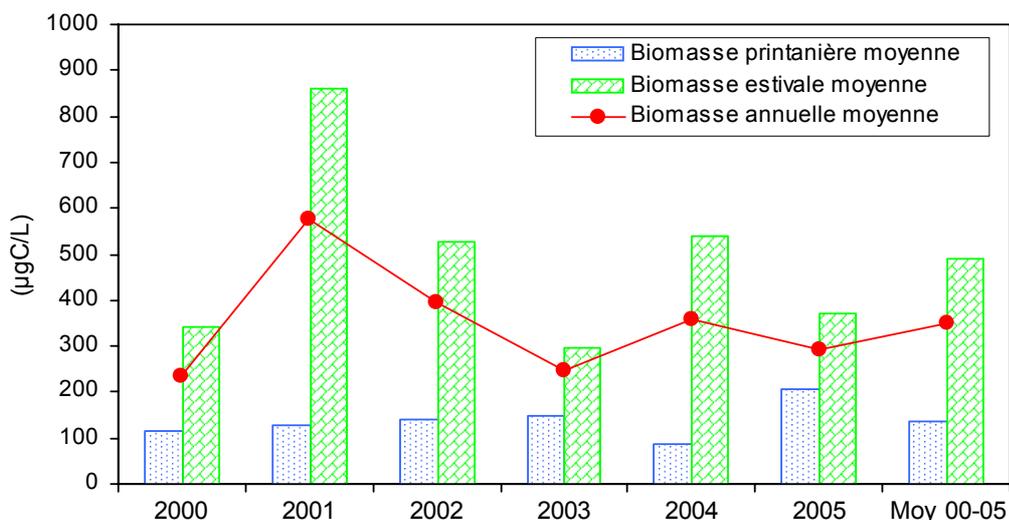


Figure 6 : Evolution des biomasses carbonées printanière, estivale et annuelle moyenne dans le Léman (SHL2) de 2000 à 2005.

Figure 6 : Change in the Spring, Summer and Mean Annual Carbon Biomass in Lake Geneva (SHL 2) from 2000 to 2005.

3.5 Contribution des principales espèces au sein de la biomasse totale

L'évolution des espèces dominantes depuis 2000 est présentée au tableau 4.

En 2005, sur 92 espèces inventoriées, *Planktothrix* + *Ceratium* + *Mougeotia* sont considérées comme "très abondantes" (> 6 % de la biomasse totale annuelle) et constituent 42 % de la biomasse totale.

18 autres espèces sont abondantes (entre 1 % et 6 % de la biomasse annuelle totale), trois d'entre elles ont une biomasse se situant entre 4 % et 6 %. En tout, dix taxons représentent 71 % de la biomasse totale annuelle alors qu'en 2004 seulement neuf taxons constituaient 71 %.

Oscillatoria cf. *janus*, *Pseudanabaena limnetica*, *Pseudanabaena galeata* et *Closterium aciculare* sont pour la première fois en 2005 dans les 10 premières espèces dominantes. La proportion d'algues filamenteuses reste identique entre 2004 et 2005.

Alors qu'elle avait chuté ces deux dernières années, la biomasse carbonée de *Planktothrix rubescens* double cette année.

Comme *Oedogonium* sp., *Aphanocapsa delicatissima* et *Tribonema* sp., qui avaient une biomasse importante en 2004, n'ont pas été retrouvés en 2005.

3.6 Biomasse carbonée vs. Biovolume

La figure 7 représente la comparaison des biovolumes cellulaires (BV) en mg/m³ (dans l'eau la biomasse est égale au biovolume cellulaire soit 1) et des biomasses carbonées (BC) en µgC/L de 2000 à 2005 pour chaque classe. Leurs dynamiques sont sensiblement les mêmes, mais leur biomasse carbonée obtenue est très inférieure (4 à 10 fois) aux valeurs enregistrées précédemment.

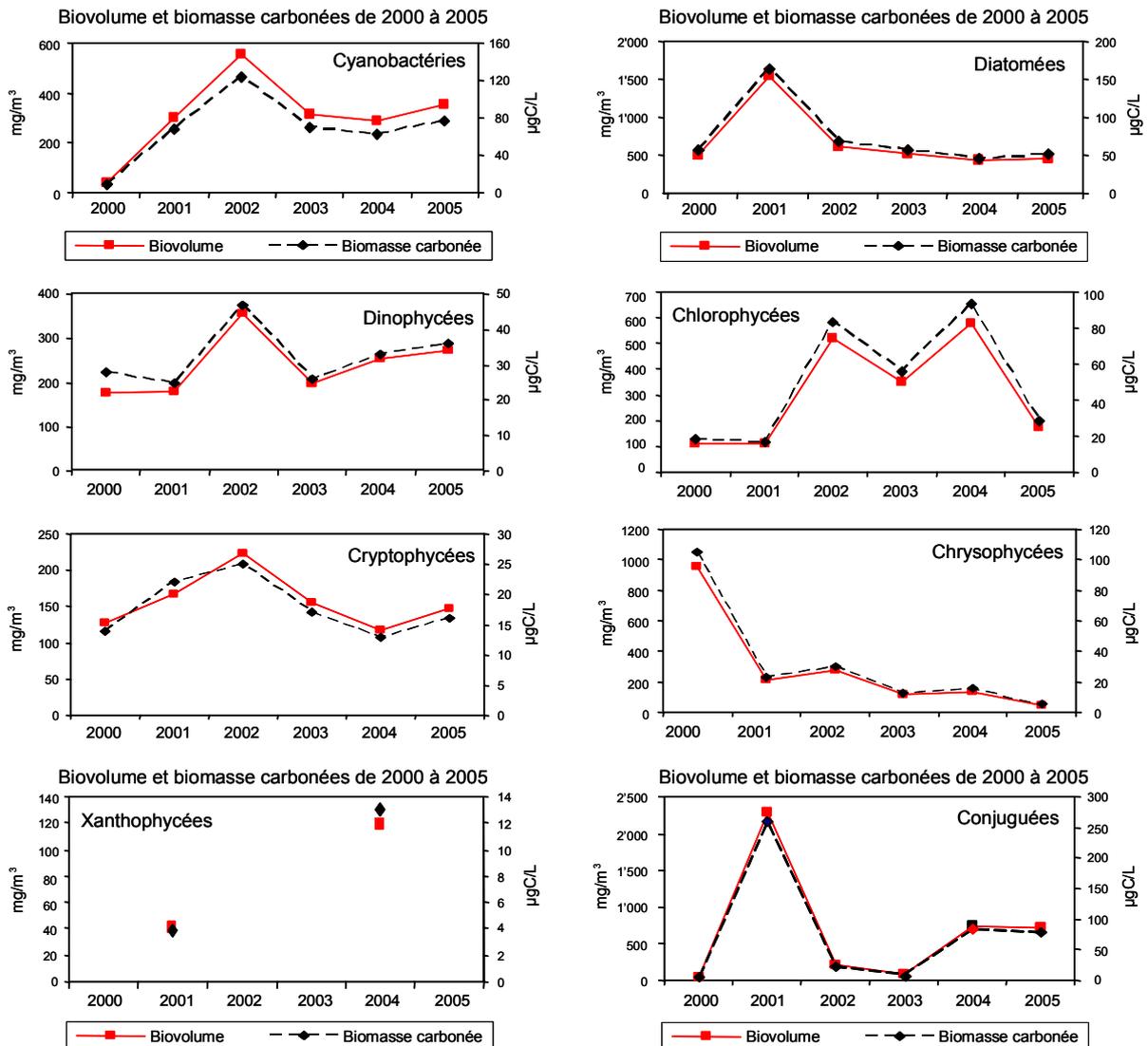


Figure 7 : Biomasse carbonée annuelle moyenne en µgC/L et biovolume annuel moyen en mg/m³ des différentes classes d'algues de 2000 à 2005 à la station SHL2.

Figure 7: Annual Carbon Biomass in µgC/L and annual Biovolume, in mg/m³, of the various phytoplankton classes from 2000 to 2005 at the SHL2 station.

4. CONCLUSIONS

La biomasse annuelle moyenne de 2005 est de 18 % plus faible que celle de 2004 (293 µgC/L en 2005 contre 359 µgC/L en 2004). Cependant, cette valeur reste proche de celle des années précédentes, à l'exception de 2001. La biomasse estivale moyenne a diminué de 30 % (372 µgC/L contre 540 µgC/L en 2004), contrairement à la biomasse printanière qui augmente de près de 135 % (205 µgC/L contre 87 µgC/L en 2004). La biomasse nanophytoplanctonique est similaire à 2004. Les algues filamenteuses restent en proportion identiques à 2004, mais sont représentées par des taxons différents. Toutefois, le rapport BP/BE augmente considérablement (0.55) du fait de la phase printanière plus longue en 2005 et du développement important des filamenteuses durant cette période. Globalement, de la mi-octobre à fin mars, la communauté phytoplanctonique est dominée par deux algues filamenteuses, *Mougeotia gracillima* et *Planktothrix rubescens*, qui se succèdent ou sont en co-dominance. Le nombre de taxons a diminué, passant de 122 à 92 en 2005. Sept espèces non rencontrées auparavant ont été observées en 2005.

BIBLIOGRAPHIE

- KINGSTON, J. C. (2003) : Araphid and Monoraphid Diatoms. In : Freshwater Algae of North America. Ecology and Classification. Wehr, J. D. and Sheath, R. G. (Eds) Academic Press, Paris.
- SOMMER, U. (1986) : The periodicity of phytoplankton in Lake Constance (Bodensee) in comparison to other deep lakes of central Europe. Hydrobiologia, 138, 1-7.
- TADONLEKE, R. (2005) : Dynamique de la production phytoplanctonique et de la biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 91-99.
- UTERMÖHL, H. (1958) : Toward the improvement of the quantitative phytoplankton method. Mitteilungen-Internationale Vereinigung für Limnologie, 9, 1-38 (In German).
- WETZEL, R. G. and LICKENS, G.L. (2000) : Limnological Analyses, Third edition. Springer-Verlag New York.
- WETZEL, R. G. (2001) : Limnology. Lake and River Ecosystems. Third edition. Academic Press, San Diego.
- YANG, J. R. et PICK, F. R. (1996) : Changes in the phytoplankton diatom flora of a large mountain lake in response to fertilization. Journal of Phycology, 32, 232-243.

Tableau 4 : Biomasse carbonée relative des espèces les plus abondantes (Léman SHL2, 2000 à 2005).

Table 4 : Relative carbon biomass of the most abundant species (Lake Geneva SHL2, 2000 to 2005).

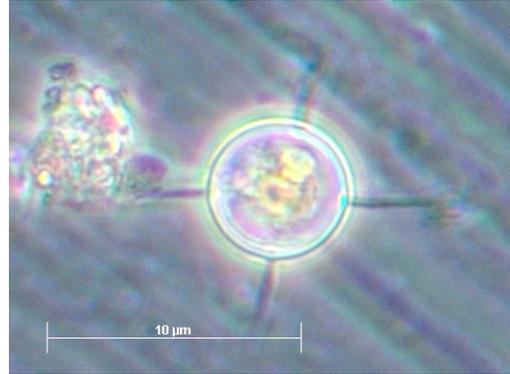
	2000	2001	2002	2003	2004	2005
CYANOBACTÉRIES						
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	* 1,3	* 5,75	* 3,5	* 4,4	0,8	0,3
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>					** 8,1	
<i>Aphanothece clathrata</i> var. <i>rosea</i>			0,5			0,0
<i>Microcystis aeruginosa</i>				* 1,7	0,0	
<i>Microcystis delicatissima</i>			** 6,4			
<i>Planktothrix rubescens</i>	0,0	* 2,7	** 16,6		* 5,5	** 13,5
<i>Oscillatoria</i> cf. <i>janus</i>						* 3,87
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	0,5	* 1,4	* 2,5	0,4	* 1,6	* 3,13
<i>Pseudanabaena galeata</i>	0,2	* 1,2	0,4	* 2,2	* 1,1	* 5,1
DINOPHYCÉES						
<i>Gymnodinium helveticum</i>	0,1	0,5	0,3	0,9	0,8	* 1,82
<i>Peridinium inconspicuum</i>	0,0			0,0	0,1	
<i>Peridinium willei</i>	* 2,5	0,0	0,4	* 2,3	0,2	* 2,5
<i>Ceratium hirundinella</i>	** 9,2	* 3,8	** 9,5	** 7,3	** 7,3	** 7,5
<i>Woloszynskia pseudopalustre</i>			* 1,1			
CRYPTOPHYCÉES						
<i>Cryptomonas</i> sp.	* 2,1	0,9	* 1,45	* 1,8	* 1,0	* 2,2
<i>Rhodomonas minuta</i>	* 3,2	* 2,6	* 3,6	* 4,7	* 1,7	* 2,48
<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanctonica</i>	0,7	0,2	* 1,19	0,4	0,9	0,9
CHRYSOPHYCÉES						
<i>Dinobryon sociale</i>	** 43,5	* 1,0	* 6,0	0,9	0,0	0,5
<i>Dinobryon sociale</i> var. <i>stipitatum</i>	0,0	0,8	0,7	* 3,5	* 1,1	0,3
<i>Dinobryon divergens</i>	0,8	* 2,1		0,2	* 1,9	0,7
XANTHOPHYCÉES						
<i>Tribonema</i> sp.		0,8			* 3,6	
DIATOMÉES						
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>	0,7	0,0	0,0	0,4	* 1,3	* 2,1
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	* 1,3	0,2	0,3	0,4	0,2	0,2
<i>Stephanodiscus alpinus</i>	* 1,4	0,2	* 1,4	0,0		0,4
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	* 1,5	0,0	0,9	0,0	0,3	0,2
<i>Diatoma tenuis</i>	* 2,5	** 22,8	* 4,23	** 6,29	* 3,6	* 3,7
<i>Fragilaria crotonensis</i>	* 5,4	0,4	* 6,1	** 10,2	* 2,9	* 4,5
<i>Fragilaria ulna</i> var. <i>angustissima</i>	0,7	0,2	* 1,7	0,3		0,2
<i>Asterionella formosa</i>	* 1,0	0,2	0,6	0,4	* 1,7	* 1,1
<i>Cymatopleura solea</i>	0,4	0,1	0,0	0,6	0,1	
<i>Cyclotella</i> spp./ <i>Stephanodiscus minutulus</i>						* 1,8
<i>Cyclotella radiosa</i>	0,0	0,1	0,0	0,2		0,0
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	* 1,0	0,7	* 1,5	* 3,8	* 1,9	* 3,0
<i>Tabellaria flocculosa</i>	** 7,7	* 3,7	0,0			
CHLOROPHYCÉES						
<i>Chlamydomonadaceae</i> sp.		0,0		* 4,7		
<i>Chlamydomonas conica</i>		0,1		0,2		* 1,5
<i>Chlamydomonas</i> sp.	0,1	0,4	* 1,9	* 3,4	0,8	* 1,5
Chlorophycées indéterminées	0,2	0,2	0,9	* 1,4	0,1	0,1
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	0,0	0,0	0,4	* 1,6	0,6	
<i>Eudorina elegans</i>	0,2		0,0	0,3	* 1,2	* 3,8
<i>Oedogonium</i> sp.				** 8,1	** 15,6	
<i>Pseudosphaerocystis lundii</i>	0,1	0,4	** 14,6	0,1	0,1	* 1,1
<i>Ulothrix</i> sp.			* 1,7	0,1	0,3	0,0
CONJUGUÉES						
<i>Closterium aciculare</i>	0,0	0,1	0,6	0,1	0,0	* 4,4
<i>Mougeotia gracillima</i>	0,2	** 42,3	* 4,5	* 2,3	** 22,6	** 21,3
<i>Staurastrum cingulum</i>	0,6	0,2	0,5		0,2	0,7

** : espèces très abondantes (plus de 6 % de la biomasse totale)

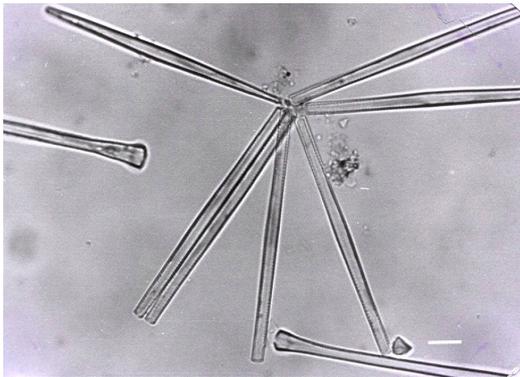
* : espèces abondantes (entre 1 et 6 % de la biomasse totale).



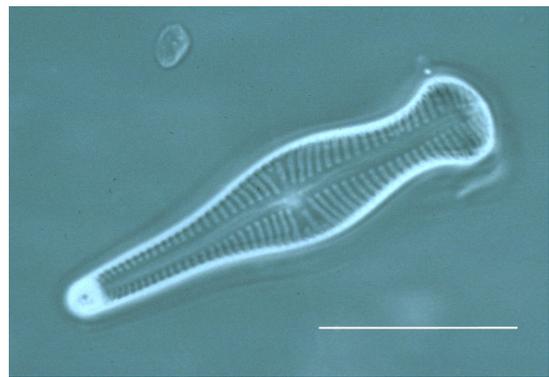
Oscillatoria cf. janus (Photo : J.-C. DRUART)



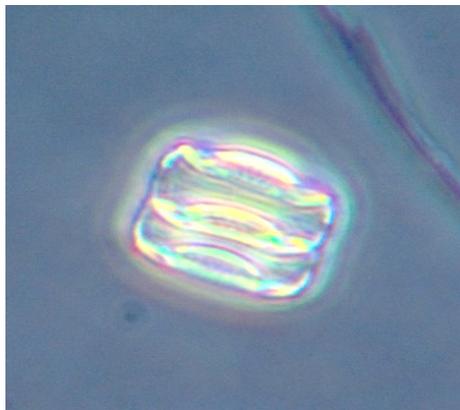
Stomatocyste 114 (Photo : J.-C. DRUART)



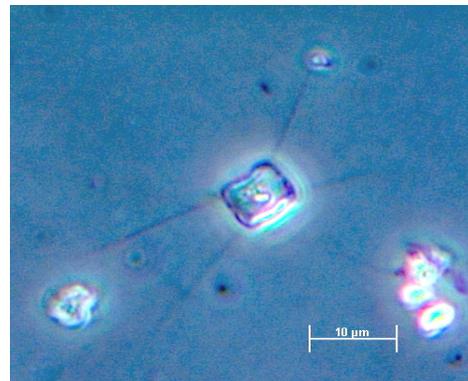
Fragilaria tenera nov.var. (Photo : JC Druart)



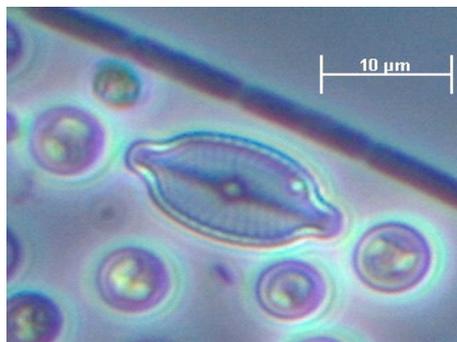
Gomphonema truncatum (Photo : J.-C. DRUART)



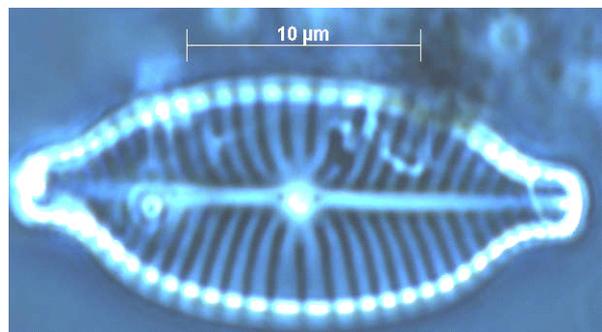
Cyclostephanos dubius (Photo : J.-C. DRUART)



Cyclostephanos dubius avec soies (Photo : J.-C. DRUART)



Navicula exigua (Photo : J.-C. DRUART)



Navicula pseudoenglica (Photo : A. KRYVENDA)

ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU PETIT LAC

CHANGES IN THE PHYTOPLANKTON OF THE PETIT LAC OF LAKE GENEVA

Campagnes 2001 - 2005

PAR

Sophie LAVIGNE, Arielle CORDONIER, Nicole GALLINA et Jean PERFETTA

SERVICE DE L'ÉCOLOGIE DE L'EAU, DÉPARTEMENT DU TERRITOIRE, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

RÉSUMÉ

Ce rapport présente les résultats de l'étude du phytoplancton et de la chlorophylle a du Petit Lac (station GE 3) pour les années 2001 à 2005.

Le Petit Lac présente des différences avec le Grand Lac (volume, profondeur, fréquence des brassages complets, temps de renouvellement des eaux), qui se répercutent sur les caractéristiques phytoplanctoniques.

Dans le Petit Lac, durant la période quinquennale une augmentation de la richesse taxonomique globale a été observée de 2001 à 2003, suivie d'une stagnation jusqu'en 2005.

Les classes les plus diversifiées sont dans l'ordre les chlorophycées, les diatomées et les cyanobactéries. Quatre nouveaux taxons ont été observés.

Les biomasses totales ont fortement fluctué, mais le microplancton reste largement dominant, sauf en période printanière.

L'analyse des cycles saisonniers montre des phases printanières à biomasse élevée en 2003 et 2005, une phase des eaux-claires tardive en juillet 2004, des biomasses particulièrement élevées en été 2001 et 2005 ainsi qu'un décalage de la période estivale vers l'automne en 2002 et 2004. Enfin, 2004 et 2005 se distinguent par de fortes biomasses hivernales.

Pour l'ensemble de la période quinquennale, les groupes pigmentaires sont dominés par les conjuguées et les cyanobactéries avec respectivement 28 et 25 % de la biomasse totale.

En août 2001, une biomasse exceptionnellement élevée (3'270 µgC/L) de l'algue filamenteuse Mougeotia gracillima a été mesurée dans le Petit Lac.

Cyclotella bodanica var. lemanensis, espèce indicatrice de conditions oligotrophes, figure parmi les espèces dominantes en 2003, 2004 et 2005.

Comme dans le Grand Lac, l'été 2005 a été marqué par la prolifération d'une cyanobactérie jamais observée auparavant dans le Léman : Oscillatoria cf. janus.

L'objectif de 1500 mg/m³, limite à partir de laquelle la biomasse estivale moyenne des algues filamenteuses comporterait un risque de nuisances, a été dépassé en 2001 et 2005.

Les concentrations en phosphore se sont maintenues autour de 20 µgP/L.

Paradoxalement, les biomasses annuelles moyennes restent élevées; la même tendance est observée pour la chlorophylle a.

Globalement, les tendances décrites pour la période 1996-2000 se sont confirmées, en particulier la persistance de biomasses estivales et automnales élevées et la colonisation de couches plus profondes par les algues filamenteuses.

ABSTRACT

This report presents the findings of the investigation of phytoplankton and chlorophyll in the Petit Lac section of Lake Geneva (station GE 3) for the years 2001 to 2005.

The Petit Lac section differs in some ways from the main Grand Lac (volume, depth, frequency of complete overturning, water turnover time), and these have an impact on the characteristics of the phytoplankton.

Over the 5-year period, an increase was observed in the Petit Lac in the overall taxonomic diversity from 2001 to 2003, followed by its stagnation up to 2005.

The most diverse classes were, in the order listed, the Chlorophyceae, the diatoms, and the cyanobacteria. Four new taxa were recorded.

The total biomasses fluctuated considerably, but the microplankton remained markedly dominant, except during the springtime.

An analysis of the seasonal cycles reveals that there were springtime phases with a high biomass in 2003 and 2005, a late clear-water phase in July 2004, particularly high biomasses in the summers of 2001 and 2005, and a shift of the summer period towards the autumn in 2002 and 2004. Finally, 2004 and 2005 stood out as having high winter biomasses.

Over the five-year period as a whole, the pigmented groups were dominated by the conjugates and the Cyanobacteria, which accounted for 28 and 25 % respectively of the total biomass.

In August 2001, an exceptionally high biomass (3'270 µgC/L) of the filamentous alga *Mougeotia gracillima* was found in the Petit Lac.

Cyclotella bodanica var. *lemanensis*, a species indicative of oligotrophic conditions, was one of the dominant species in 2003, 2004, and 2005.

As in the Grand Lac, the summer of 2005 was marked by the proliferation of a species of cyanobacterium never previously observed in Lake Geneva : *Oscillatoria* cf. *janus*.

The target mean summer biomass of filamentous algae of 1500 mg/m³, a threshold above which there is a risk that these algae could produce harmful effects, was exceeded in 2001 and 2005.

Phosphorus concentrations were maintained at about 20 µgP/L.

Paradoxically, the mean annual biomasses remained high; the same trend was observed for chlorophyll a.

Overall, the trends reported for the period 1996-2000 were confirmed, in particular the persistence of high summer and autumn biomasses and the colonization of the deeper layers by filamentous algae.

1. INTRODUCTION

Comme dans le Grand Lac, l'étude du phytoplancton du Petit Lac se poursuit depuis plusieurs décennies, plus particulièrement depuis 1977 par l'analyse d'échantillons d'eau brute intégrés et la mesure de la chlorophylle a sur la colonne d'eau 0-10 m.

Les résultats antérieurs ont fait l'objet de plusieurs rapports, notamment REVACLIER (1996) pour la période 1986 - 1995, REVACLIER (2001) pour l'évolution de 1996 à 2000 et LAVIGNE (2005) pour les années 1993 à 2003.

Les résultats de l'étude du phytoplancton et de la chlorophylle a dans le Petit Lac (station GE3) pour la période 2001 à 2005 sont présentés ci-dessous.

2. MÉTHODES

Le phytoplancton est prélevé mensuellement au large d'Hermance (Station GE3), au-dessus d'une fosse lacustre de 72 m de profondeur. Les échantillons d'eau brute sont récoltés à l'aide d'un tuyau intégrateur lesté entre 0 et 20 m. Le choix de la couche 0-20 m est le résultat des études comparatives menées en 2000 et 2001 sur un double échantillonnage 0-10 m et 0-20 m (LAVIGNE et DRUART, 2002).

L'examen qualitatif et quantitatif est effectué au microscope inversé, après fixation au lugol et concentration des organismes par sédimentation en chambre d'UTERMÖHL pendant 24 heures. Le volume sédimenté est de 50 mL, ou le cas échéant un volume supérieur (100 mL) ou inférieur (10 mL) en cas d'abondance trop faible ou trop importante.

La biomasse est calculée par addition des biovolumes cellulaires et exprimée en poids de matière fraîche par mètre cube d'eau (UTERMÖHL, 1958). Le biovolume unitaire (cellule, colonie ou filament de 100 µm) varie en fonction de la morphologie des algues. Les biovolumes utilisés (PELLETIER et DRUART, non publié) sont les mêmes que ceux servant à l'étude du Grand Lac.

Comme mentionné à propos du Grand Lac (DRUART et al., ce volume), les biomasses sont désormais présentées en valeurs carbonées (µgC/L) et les limites entre nano et microplankton sont fixées à 20 µm pour la longueur et 10'000 µm³ pour le volume cellulaire.

La concentration en chlorophylle a est mesurée au spectrophotomètre après filtration des échantillons d'eau brute (sur filtre en nitrate de cellulose, 0.6 µm de porosité) et extraction des pigments cellulaires dans un mélange hydro-acétone (10/90) selon la méthode décrite par STRICKLAND et PARSONS (1968).

Les données de mars et avril 2002, ainsi que celles de janvier 2004 ne sont pas prises en considération suite à des problèmes d'analyses en laboratoire.

La transparence est mesurée avec le disque de Secchi.

Les échantillons d'eau pour les analyses physico-chimiques sont prélevés à 0, 2.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30, 50 et 70 m de profondeur.

3. RÉSULTATS

Les résultats détaillés concernant le phytoplancton du Petit Lac peuvent être obtenus auprès des auteurs.

3.1 Transparence, température et phosphore

Pour la période étudiée, la transparence du Petit Lac (figure 1) évolue de manière assez classique sauf pour 2004, qui se caractérise par une phase des eaux claires tardive (transparence maximale en juillet) et des minimaux en avril et octobre.

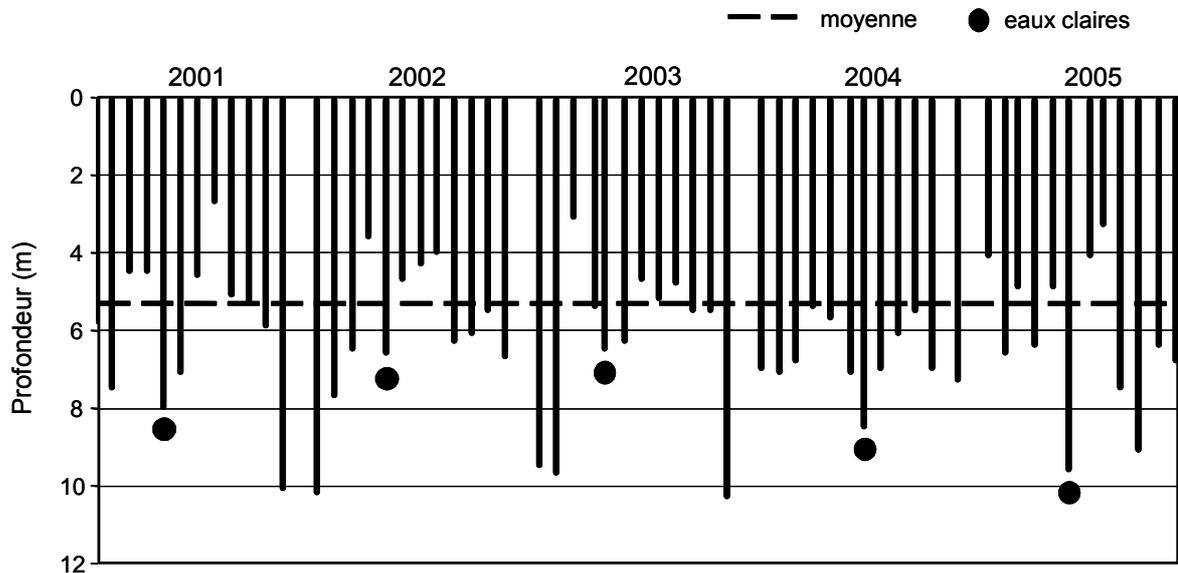


Figure 1 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi à la station GE3 de 2001 à 2005.

Figure 1 : Secchi disk water transparency values at station GE3 from 2001 to 2005.

La comparaison avec les biomasses mensuelles (tableau 4) confirme que les transparences minimales ne correspondent pas toujours à une biomasse élevée. En effet, la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau est plus forte avec des cellules de grande taille (microplancton) qu'en présence de nanoplancton.

Ainsi, en avril 2002 la transparence est de 3.5 m avec une biomasse de 58 µgC/L en majorité nanoplanctonique alors qu'en août de la même année, la transparence est semblable (3.9 m) avec une biomasse neuf fois plus importante (512 µgC/L) mais en majorité microplanctonique.

La figure 2 montre que l'évolution des températures pendant la période d'étude est caractérisée par deux années relativement fraîches suivies de trois étés plus chauds, avec notamment une valeur maximale de 26.5 °C en août 2003.

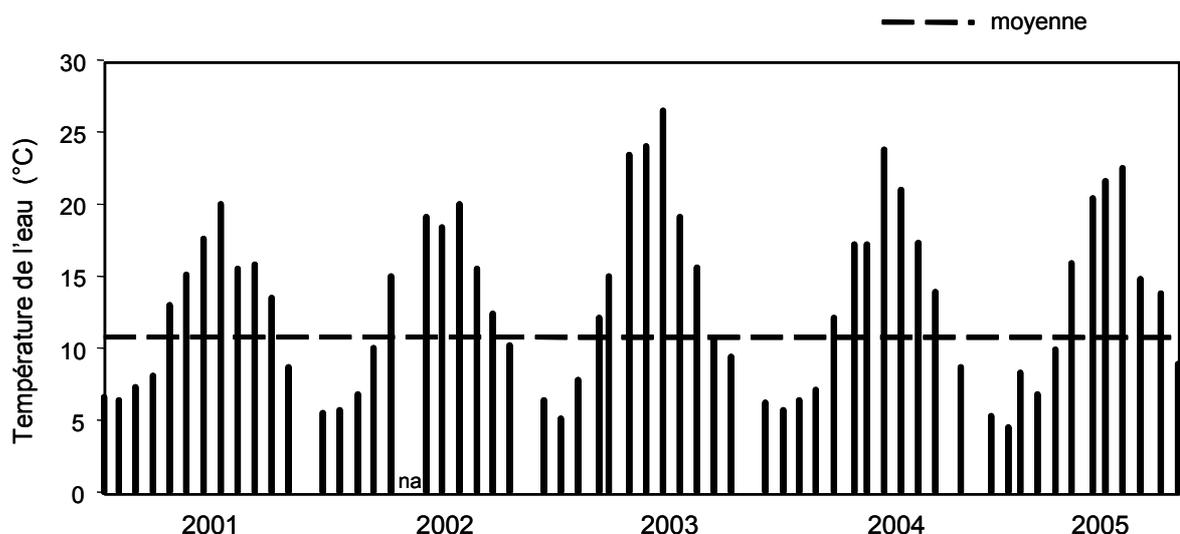


Figure 2 : Températures mensuelles de l'eau en surface à la station GE3 de 2001 à 2005.

Figure 2 : Monthly temperatures of the surface water at station GE3 from 2001 to 2005.

Concernant le phosphore, l'objectif de 20 µgP/L fixé pour le Grand Lac par la CIPEL, a été atteint entre 2001 et 2005 dans le Petit Lac (figure 3).

Seul 2003 se distingue par une valeur maximale sensiblement plus élevée (en mai, sur toute la colonne d'eau).

Recevant l'eau des couches superficielles du Grand Lac (zones où les concentrations en nutriments sont les plus faibles); la baisse des valeurs en phosphore observées à la station GE 3, traduit celle qui s'opère au sein du Grand Lac.

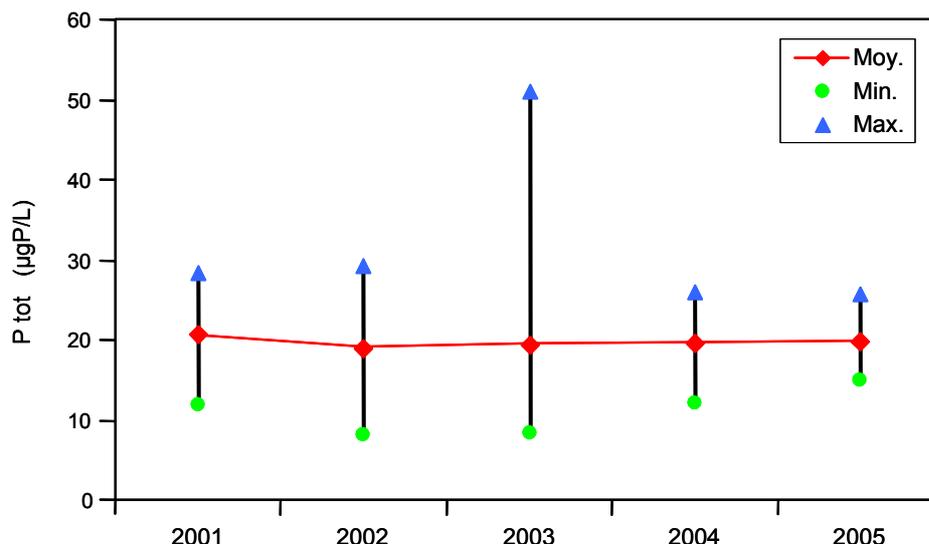


Figure 3 : Concentrations en µgP/L du phosphore total, (moyennes pondérées 0 - 70 m) à la station GE3 de 2001 à 2005.

Figure 3 : Concentrations of total phosphorus in µgP/L (weighted means 0 - 70 m) at station GE3 from 2001 to 2005.

3.2 Richesse taxonomique

Depuis 2001, le nombre total d'espèces augmente nettement pour atteindre un maximum en 2003 avec 127 taxons, puis semble se stabiliser autour de 100 (tableau 1).

L'analyse détaillée de chaque groupe pigmentaire montre une évolution semblable pour les chlorophycées, les cyanobactéries, les chrysophycées et les dinophycées. Les diatomées, les conjuguéés et les cryptophycées se maintiennent au niveau de 2003 pour les deux années suivantes.

Tableau 1 : Nombre de taxons par classe de 2001 à 2005.

Table 1 : Number of taxa per class from 2001 to 2005.

	Nombre de taxons					Moyenne 2001-2005
	2001	2002	2003	2004	2005	
Diatomées	16	17	21	20	21	19
Conjuguéés	7	10	10	8	10	9
Chlorophycées	24	33	51	37	33	35
Cyanobactéries	7	9	17	12	13	11
Cryptophycées	4	4	4	4	5	4
Dinophycées	5	7	12	10	9	8
Chrysophycées	5	7	12	8	8	8
Xanthophycées	1	0	0	1	1	0
Euglenophycées	0	0	0	1	0	0
Total taxons	69	87	127	101	100	95

Avec une moyenne de 35 et un maximum de 51 taxons, le groupe des chlorophycées est celui qui comporte la plus grande diversité d'espèces. Au deuxième rang, les diatomées sont en moyenne représentées par 19 espèces avec un maximum de 21 en 2003 et 2005.

Les cyanobactéries arrivent en troisième position avec une diversité moyenne de 11 taxons (17 en 2003).

En 2005, contrairement à ce qui a été observé à la station SHL2 (Grand Lac), il n'y a pas eu de baisse importante de la diversité dans le Petit Lac.

Au cours de la période d'étude, 4 nouvelles espèces ont été observées (figures 4 à 7).



Figure 4 : Cyanobactérie, *Aphanocapsa parasitica*
(Photo : S. Lavigne)



Figure 5 : Chrysophycée, *Spherocea volvox*
(Photo : S. Lavigne)



Figure 6 : Cyanobactérie, *Oscillatoria* cf. *janus* (Photo : S. Lavigne)

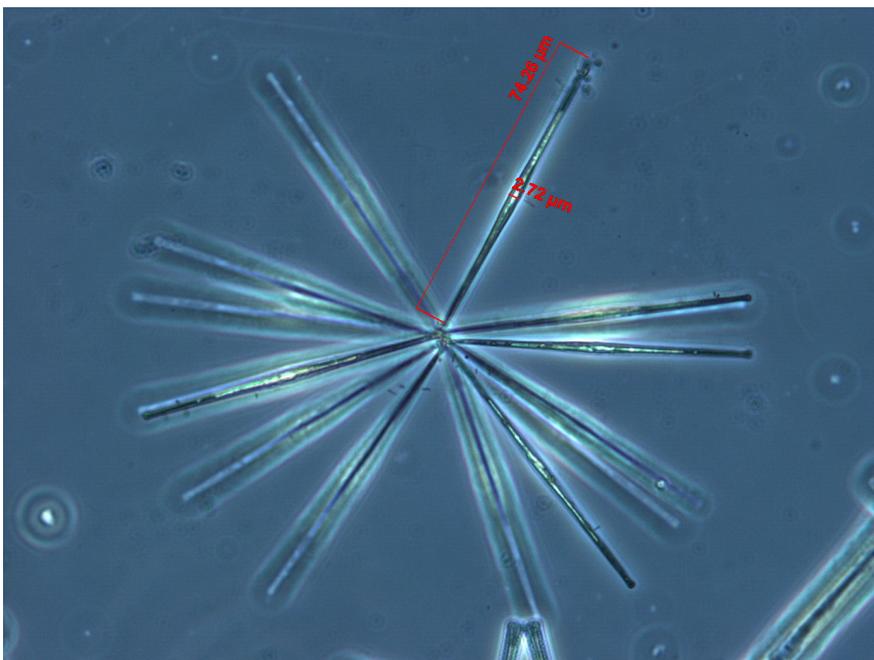


Figure 7 : Diatomée, *Fragilaria* cf. *tenera* (Photo : S. Lavigne)

Parmi ces nouvelles algues, une nouvelle algue filamenteuse a fait son apparition et proliféré en juillet et août 2005 dans le Léman (Petit et Grand Lac). D'après F. HINDAK (communication personnelle), il s'agirait d'*Oscillatoria* cf. *janus* (figure 6); son identification reste toutefois incertaine, notamment suite à l'échec d'une mise en culture à l'INRA de Thonon-les-Bains.

3. 3. Abondance

Comme le montre le tableau 2, seule une dizaine de taxons sont abondants (> 5 %) durant la période d'étude. La chlorophycée *Chlorella vulgaris* est abondante chaque année, en particulier en 2002 (48 %). Bien qu'elle ne représente que 6 à 7 % de l'abondance totale, la chrysophycée *Erkenia subaequiciliata* est abondante de 2001 à 2004. Le groupe de petites diatomées centrées *Cyclotella* spp. / *Stephanodiscus minutulus* (< 9 µm) est présent chaque année et abondant en 2001, 2003, 2004 et 2005.

Enfin *Mougeotia gracillima*, avec 32 % en 2001 et *Oscillatoria* cf. *janus* avec 35 % en 2005, comptent également parmi les espèces les plus abondantes de cette période quinquennale.

Tableau 2 : Abondances relatives annuelles des espèces les plus fréquentes (> 5 %), à la station GE3, de 2001 à 2005.

Table 2 : Relative annual abundances of the most common species (> 5 %), at station GE3 from 2001 to 2005.

Rang	Espèce	Classe	Abondance (%)	Mois abondants (> 500 ind./mL)
2001				
1	<i>Mougeotia gracillima</i>	CON	32	08 / 09
2	<i>Chlorella vulgaris</i>	CHL	19	03 à 11
3	<i>Cyclotella</i> spp./ <i>Stephanodiscus minutulus</i> (< 9 µm)	DIA	8	04 / 05
4	<i>Diatoma tenuis</i>	DIA	7	07 / 10
5	<i>Chlamydomonas</i> spp.	CHL	6	04 / 07
5	<i>Erkenia subaequiciliata</i>	CHR	6	04
7	<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nanoplantica</i>	CRY	5	-
2002				
1	<i>Chlorella vulgaris</i>	CHL	48	01 à 08 / 10 / 11
2	<i>Fragilaria crotonensis</i>	DIA	12	06
3	<i>Erkenia subaequiciliata</i>	CHR	6	04
4	<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nanoplantica</i>	CRY	5	03 / 11
2003				
1	<i>Cyclotella</i> spp./ <i>Stephanodiscus minutulus</i> (< 9 µm)	DIA	27	03 / 05
2	<i>Chlorella vulgaris</i>	CHL	25	02 / 03 / 05 / 07 / 11
3	<i>Erkenia subaequiciliata</i>	CHR	7	10
4	<i>Rhodomonas minuta</i>	CRY	6	03
5	<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nanoplantica</i>	CRY	6	-
6	<i>Diatoma tenuis</i>	DIA	5	-
2004				
1	<i>Cyclotella</i> spp./ <i>Stephanodiscus minutulus</i> (< 9 µm)	DIA	20	02 à 05
2	<i>Chlorella vulgaris</i>	CHL	15	03 / 05 / 09
3	<i>Fragilaria crotonensis</i>	DIA	14	01 / 05 / 06
4	<i>Mougeotia gracillima</i>	CON	11	08 / 10 / 12
5	<i>Erkenia subaequiciliata</i>	CHR	7	03
2005				
1	<i>Oscillatoria</i> cf. <i>janus</i>	CYA	35	03 / 04 / 07 / 08
2	<i>Cyclotella</i> spp./ <i>Stephanodiscus minutulus</i> (< 9 µm)	DIA	21	03 / 04 / 05
3	<i>Chlorella vulgaris</i>	CHL	11	04 / 05 / 07 / 09
4	<i>Mougeotia gracillima</i>	CON	10	02 / 03 / 11 / 12

3.4. Biomasse

Les biomasses annuelles varient fortement pour les années considérées (figure 8), passant de plus de 6'000 $\mu\text{C/L}$ en 2001 à 2'600 $\mu\text{C/L}$ en 2003 pour revenir à près de 6'000 $\mu\text{C/L}$ en 2005.

Contrairement à ce qui a été observé dans le Petit Lac, entre 2004 et 2005 les valeurs de biomasses annuelles ont fortement diminué dans le Grand Lac.

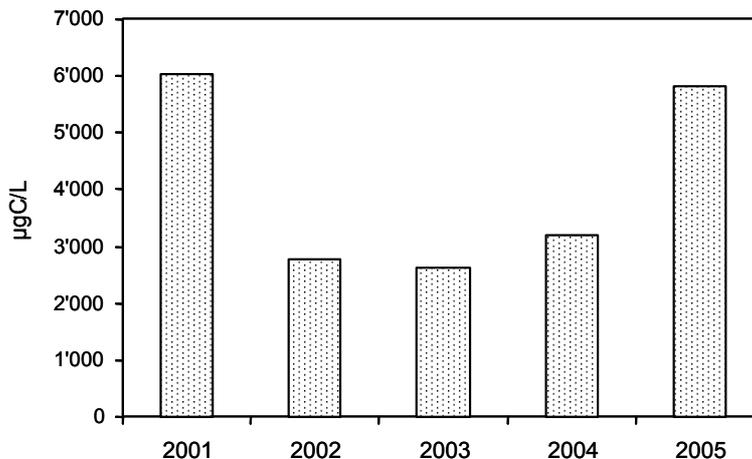


Figure 8 : Biomasses carbonées annuelles ($\mu\text{C/L}$) à la station GE3 de 2001 à 2005.

Figure 8 : Annual carbon biomass ($\mu\text{C/L}$) at station GE3 from 2001 to 2005.

La figure 9 présente les pourcentages relatifs des biomasses des diatomées et des cyanobactéries calculées en mg/m^3 et en $\mu\text{C/L}$. La comparaison montre une différence pouvant atteindre 10 % entre les deux modes de calcul, ce qui peut entraîner une modification dans l'ordre de dominance des groupes pigmentaires (tableau 3).

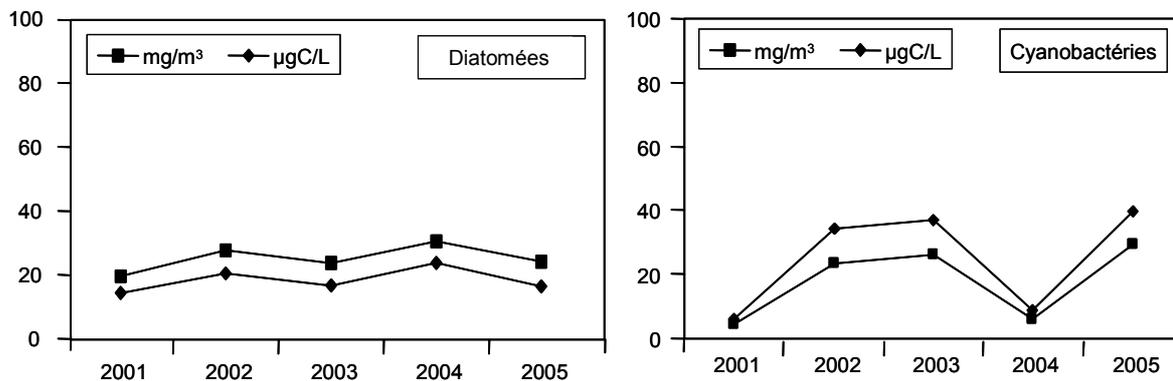


Figure 9 : Pourcentage relatif des biomasses annuelles des diatomées et des cyanobactéries, exprimées en mg/m^3 et en $\mu\text{C/L}$ à la station GE3 de 2001 à 2005.

Figure 9 : Relative percentage of the annual biomass consisting of diatoms and cyanobacteria, expressed in mg/m^3 and in $\mu\text{C/L}$ at station GE3 from 2001 to 2005.

Tableau 3: Abondances relatives (%) des groupes pigmentaires en fonction du mode de calcul des biomasses, entre 2001 et 2005.

Tableau 3: Relative abundance (%) of the pigmented groups as a function of the method of calculating the biomass, between 2001 and 2005.

Rang	$\mu\text{C/L}$	%	mg/m^3	%
1	Conjugées	27.66	Diatomées	25.36
2	Cyanobactéries	25.17	Conjugées	24.14
3	Diatomées	18.32	Chlorophycées	15.77
4	Chlorophycées	16.57	Cyanobactéries	14.95
5	Dinophycées	5.41	Cryptophycées	9.70
6	Cryptophycées	4.44	Dinophycées	6.17
7	Crysophycées	2.19	Crysophycées	3.53
8	Xanthophycées	0.24	Xanthophycées	0.39

3.5. Microplancton et nanoplancton

Avec plus de 80 % pendant toute la période étudiée, les espèces microplanctoniques dominent le phytoplancton en terme de biomasse carbonée (figure 10). La proportion particulièrement importante du microplancton en 2001 est essentiellement attribuable à *Mougeotia gracillima*.

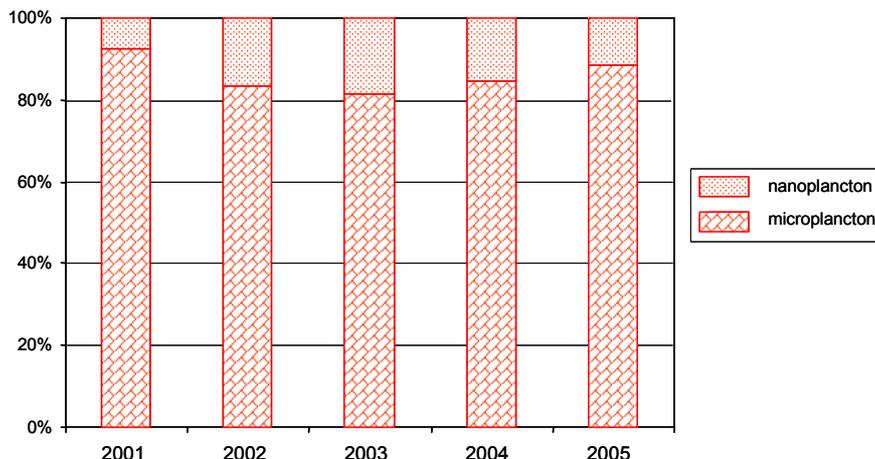


Figure 10 : Pourcentages relatifs de la biomasse carbonée annuelle du micro et nanoplancton à la station GE3 de 2001 à 2005.

Figure 10 : Relative percentages of the annual carbon biomass of micro- and nanoplankton at station GE3 from 2001 to 2005.

Les moyennes mensuelles des biomasses carbonées du micro et du nanoplancton montrent que le nanoplancton est en général nettement mieux représenté en période printanière (figure 11).

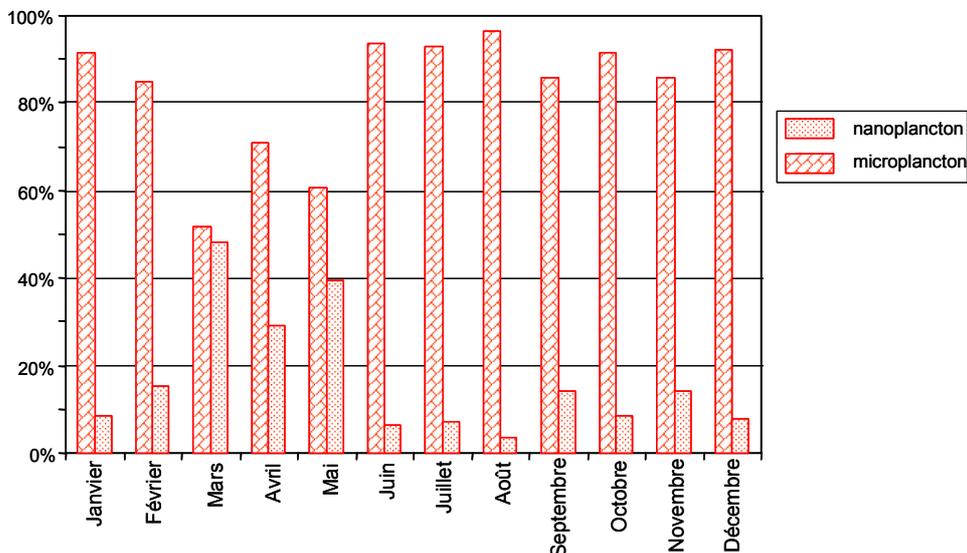


Figure 11 : Biomasses carbonées mensuelles moyennes du micro et nanoplancton pour la période 2001 à 2005 à la station GE3.

Figure 11 : Mean monthly carbon biomasses of the micro- and nanoplankton for the period 2001 to 2005 at station GE3.

3.6. Cycles saisonniers

L'évolution saisonnière des biomasses carbonées pour les années 2001 à 2005, illustrée à la figure 12, appelle les commentaires suivants :

Durant les périodes hivernales, les valeurs sont généralement basses, sauf en décembre 2004 et en 2005, où elles sont particulièrement élevées.

Les biomasses des périodes printanières sont basses en 2001, 2002 et 2004, avec un profil particulièrement plat en 2002, résultant de l'absence de démarrage printanier.

En 2003 et 2005, elles sont plus hautes et correspondent aux valeurs habituellement mesurées en cette période (LAVIGNE, 2005).

Généralement observée en mai ou juin, la période des eaux claires a eu lieu en mai en 2001, 2002 et 2003 et en juin 2005. En 2004, la période des eaux claires est plus tardive car elle a été observée en juillet.

Avec un pic de 3'608 µgC/L, la période estivale de 2001 peut être qualifiée d'exceptionnelle; l'année 2005 présente également un pic assez important en juillet (1'163 µgC/L).

Période automnale : il n'est pas rare d'observer des biomasses relativement élevées durant cette période; c'est le cas en 2001, 2002 et 2004.

L'année 2003 se distingue par une forte baisse, suivie d'une brusque augmentation et 2005, par le maintien de valeurs relativement basses.

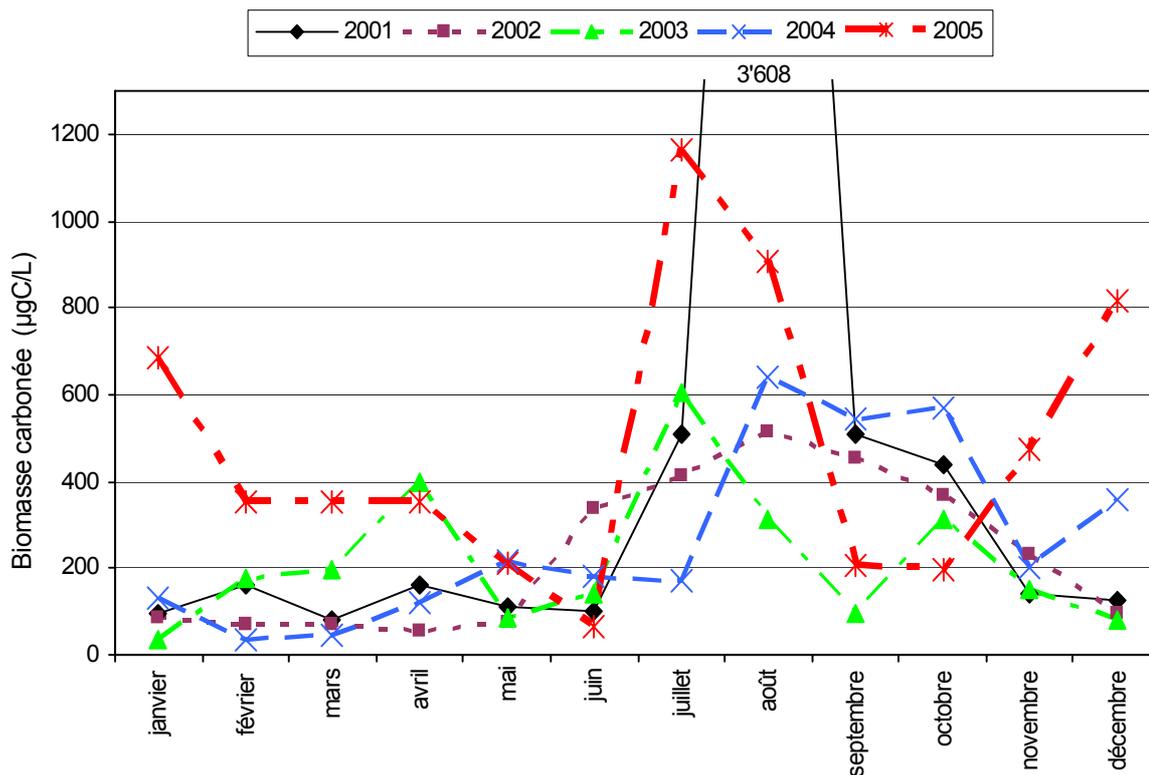


Figure 12 : Évolution saisonnière des biomasses carbonées de 2001 à 2005 à la station GE3.

Figure 12 : Seasonal change in the carbon biomass from 2001 to 2005 at station GE3.

3.7. Taxons dominants et très dominants

Le calcul des biomasses des différents taxons permet de décrire leur abondance relative au cours de la période considérée.

En fonction du critère déterminé (> 6 % de la biomasse carbonée annuelle), 10 espèces sont très dominantes pendant une ou plusieurs années et 24 sont dominantes (entre 1 et 6 % de la biomasse carbonée annuelle) (tableau 4).

Le nombre de taxons très dominants par année varie entre 2 (2001 et 2005) et 6 (2002) ; celui des taxons dominants entre 7 (2001) et 14 (2004).

En 2001, la conjugée *Mougeotia gracillima* constitue 70 % du peuplement phytoplanctonique, l'autre espèce très dominante étant *Diatoma tenuis* (9.5 %).

En 2002, le peuplement est plus équilibré puisque le taxon le plus dominant est la cyanobactérie *Planktothrix rubescens* avec 20 %, l'abondance des 5 autres espèces très dominantes variant entre 7 et 12 %.

En 2003, le phytoplancton est à nouveau dominé par une cyanobactérie, *Aphanocapsa delicatissima* (22 %) et dans une moindre mesure par quatre autres taxons avec une abondance relative comprise entre 10 et 19 %.

En 2004, *Mougeotia gracillima* domine à nouveau (35 %), accompagnée de trois autres taxons représentant chacun entre 7 et 8 %.

Tableau 4: Pourcentages des espèces dominantes (1 à 6 % de la biomasse carbonée annuelle) et très dominantes (> 6 % de la biomasse carbonée annuelle), regroupées par classe, de 2001 à 2005 à la station GE3.

Table 4: Percentages of the dominant species (1 to 6 % of the annual carbon biomass) and very dominant species (> 6 % of the annual carbon biomass), grouped by class, from 2001 to 2005 at station GE3.

Valeurs relatives (%) de la biomasse carbonée annuelle totale					
DIATOMÉES	2001	2002	2003	2004	2005
<i>Cyclotella</i> spp./ <i>Stephano.minutulus</i> (< 9 µm)			1.72	1.37	5.00
<i>Cyclotella bodanica</i> var. <i>lemanensis</i>			1.65	4.22	2.53
<i>Fragilaria crotonensis</i>		12.04		8.20	2.25
<i>Diatoma tenuis</i>	9.54	4.58	9.53	7.67	2.17
<i>Stephanodiscus neoastrae</i>		1.49	3.80		1.40
<i>Aulacoseira islandica</i> subsp. <i>helvetica</i>				1.75	1.37
<i>Asterionella formosa</i>					1.12
<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i>		1.69			
<i>Stephanodiscus alpinus</i>		1.26			
<i>Tabellaria flocculosa</i>	4.48				
CONJUGUÉES	2001	2002	2003	2004	2005
<i>Mougeotia gracillima</i>	69.73	3.44	3.25	35.18	36.29
CHLOROPHYCÉES	2001	2002	2003	2004	2005
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>			19.03	7.71	
<i>Chlamydomonas</i> spp.	4.74	6.90	9.35	4.75	
<i>Micractinium pusillum</i>	2.11	8.75		3.92	
<i>Oedogonium</i> sp. (<i>Tribonema</i> irrég.)			1.95	3.86	
<i>Botryococcus braunii</i>		2.82			
CYANOBACTÉRIES	2001	2002	2003	2004	2005
<i>Oscillatoria</i> cf. <i>janus</i>					36.44
<i>Planktothrix rubescens</i>	3.53	19.84	10.53	2.49	5.13
<i>Aphanocapsa delicatissima</i>			22.17		1.57
cf. <i>Synechocystis</i> sp.				5.35	
<i>Anabena bergii</i> var. <i>limnetica</i>			2.38		
<i>Aphanothece clathrata</i> var. <i>rosea</i>		8.03	1.33		
<i>Microcystis</i> sp.			1.12		
<i>Aphanocapsa grevillei</i>		4.16			
<i>Pannus spumosus</i>		2.77			
<i>Oscillatoria limnetica</i>	1.96	1.96			
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>		1.74			
CRYPTOPHYCÉES	2001	2002	2003	2004	2005
<i>Rhodomonas minuta</i>	1.56	4.43	4.01	3.34	1.31
<i>Cryptomonas</i> spp.		2.62	1.73	1.58	
DINOPHYCÉES	2001	2002	2003	2004	2005
<i>Ceratium hirundinella</i>	2.35	7.36	3.27	4.39	3.43
<i>Gymnodinium helveticum</i>			1.46	1.63	
CHRYSOPHYCÉES	2001	2002	2003	2004	2005
<i>Dinobryon divergens</i>				1.45	
<i>Dinobryon sociale</i>		4.13	1.17		
XANTHOPHYCÉES	2001	2002	2003	2004	2005
<i>Tribonema</i> sp.				1.15	

Enfin en 2005, avec plus de 36% chacune, *Mougeotia gracillima* et la nouvelle venue *Oscillatoria cf. janus* dominant le peuplement.

Il est intéressant de noter que les teneurs en N-NO_3^- dans la couche 0 - 20 m se trouvaient particulièrement basses, voire parfois nulles, durant la période estivale de cette année-là.

Il est possible que ces conditions chimiques aient favorisé l'apparition de ces cyanobactéries.

La classe des cyanobactéries est la mieux représentée sur l'ensemble de la période 2001-2005 avec 4 espèces très abondantes et sept autres taxons abondants.

La classe des diatomées occupe le deuxième rang avec deux espèces très dominantes et 8 taxons dominants dont *Cyclotella bodanica* var. *lemanensis*, caractéristique de milieux oligotrophes (VAN DAM, 1994), qui se maintient dans le Petit Lac depuis 2003 avec une abondance comprise entre 2 et 4 % .

Les chlorophycées fournissent trois taxons très dominants et deux dominants et les conjuguées ne sont représentées que par le genre *Mougeotia*, très dominant.

Bien qu'ils comprennent quelques taxons dominants, voire très dominants avec *Ceratium hirundinella* chez les dinophycées, les autres groupes pigmentaires sont nettement moins abondants pour la période considérée.

3.8. Algues filamenteuses

Bien qu'appartenant à des classes différentes, les algues filamenteuses présentent des caractéristiques communes qui poussent à les étudier en tant que telles : elles sont difficilement, voire non comestibles par le zooplancton, ce qui les rend très compétitives pour l'assimilation des nutriments et leur grande flottabilité contribue à favoriser leur accumulation et leur stagnation à certaines profondeurs.

Enfin, certaines espèces sont adaptées aux faibles intensités lumineuses et peuvent ainsi puiser le phosphore à une plus grande profondeur, où cet élément est moins limitant.

Dans le Petit Lac, la part des algues filamenteuses est relativement importante, mais varie fortement d'une année à l'autre durant la période considérée (figure 13).

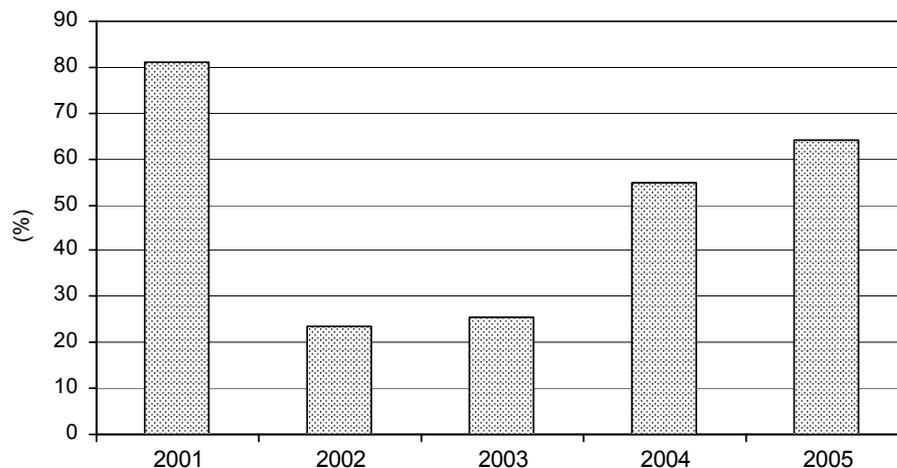


Figure13 : Pourcentages des algues filamenteuses, par rapport à la biomasse annuelle totale, de 2001 à 2005 à la station GE3.

Figure 13 : Percentage of filamentous algae, in terms of the total annual biomass, from 2001 to 2005 at station GE3.

Dans le tableau de bord technique du plan d'action 2001-2010 de La CIPEL, des valeurs limites ont été fixées pour les moyennes estivales (juillet, août et septembre) des algues filamenteuses :

- < 1'500 mg/m³ (objectif à atteindre) = pas de nuisance*
- entre 1'500-3'000 mg/m³ = risque de nuisances*
- > 3'000 mg/m³ = nuisances* certaines.

* nuisances : colmatage des filets de pêche et des filtres servant à la production d'eau potable, désagrément pour les baigneurs.

Les moyennes estivales des biomasses des algues filamenteuses dans le Petit Lac, montrent que la limite inférieure a été dépassée en 2001 et en 2005, alors que la valeur 2004 s'en est fortement approchée (tableau 5).

Tableau 5 : Biomasses (mg/m³) moyennes estivales (juillet, août et septembre) des algues filamenteuses de 2001 à 2005 à la station GE3.

Table 5 : Mean summer biomass (mg/m³) (July, August and September) of the filamentous algae from 2001 to 2005 at station GE3.

Année	Biomasse moyenne estivale (mg/m ³)
2001	5'517
2002	690
2003	487
2004	1'346
2005	2'451

La comparaison des biomasses mensuelles des principales algues filamenteuses durant la période 2001 - 2005 (figure 14) montre que les années 2001 à 2003 présentent une image habituelle, avec une prolifération entre juillet et octobre, celle d'août 2001 étant due essentiellement à *Mougeotia gracillima*. En 2004 et 2005 en revanche, les algues filamenteuses sont abondantes entre octobre et janvier. Ces proliférations sont à nouveau le fait de la conjuguée *M. gracillima*.

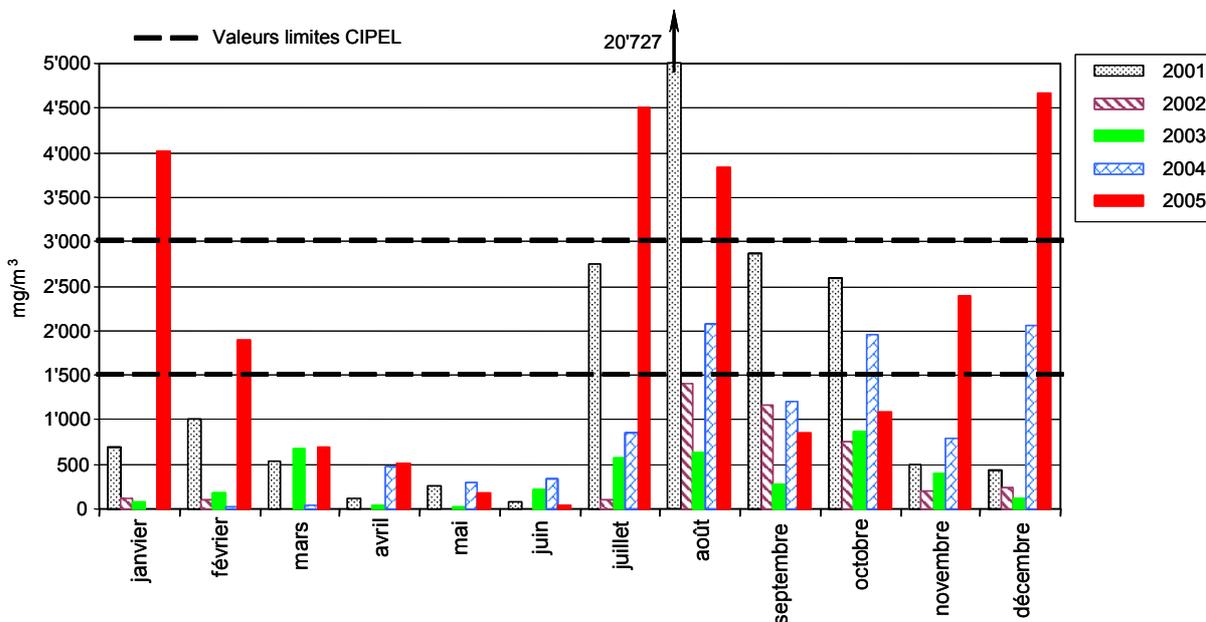


Figure 14 : Biomasses mensuelles (mg/m³) des espèces d'algues filamenteuses avec % relatif ≥ 1 , de 2001 à 2005 à la station GE3.

Figure 14 : Monthly biomass (mg/m³) of the filamentous algae species with relative % >1, from 2001 to 2005 at station GE3.

3.9. Chlorophyll a

Durant la période 2001 - 2005, la chlorophylle a fait l'objet de mesures en parallèle sur les couches 0-10 m et 0-20 m. Les résultats de la comparaison de ces valeurs sont présentés ci-dessous.

La concentration moyenne sur les 5 années d'étude pour la couche 0-10 m est de 5.65 µg/L (4.5 µg/L de 1996 à 2000), soit une hausse par rapport à la période quinquennale précédente. Celle de la couche 0-20 m est de 5.5 µg/L.

La concentration maximale est atteinte en août 2001 pour la couche 0-10 m avec une valeur de 18.35 µg/L et correspond à la prolifération exceptionnelle de *Mougeotia gracillima* (figure 15).

Le minimum est observé pendant la période des eaux claires en juin 2005 avec une concentration de 1.1 µg/L, également dans la couche de 0-10 m.

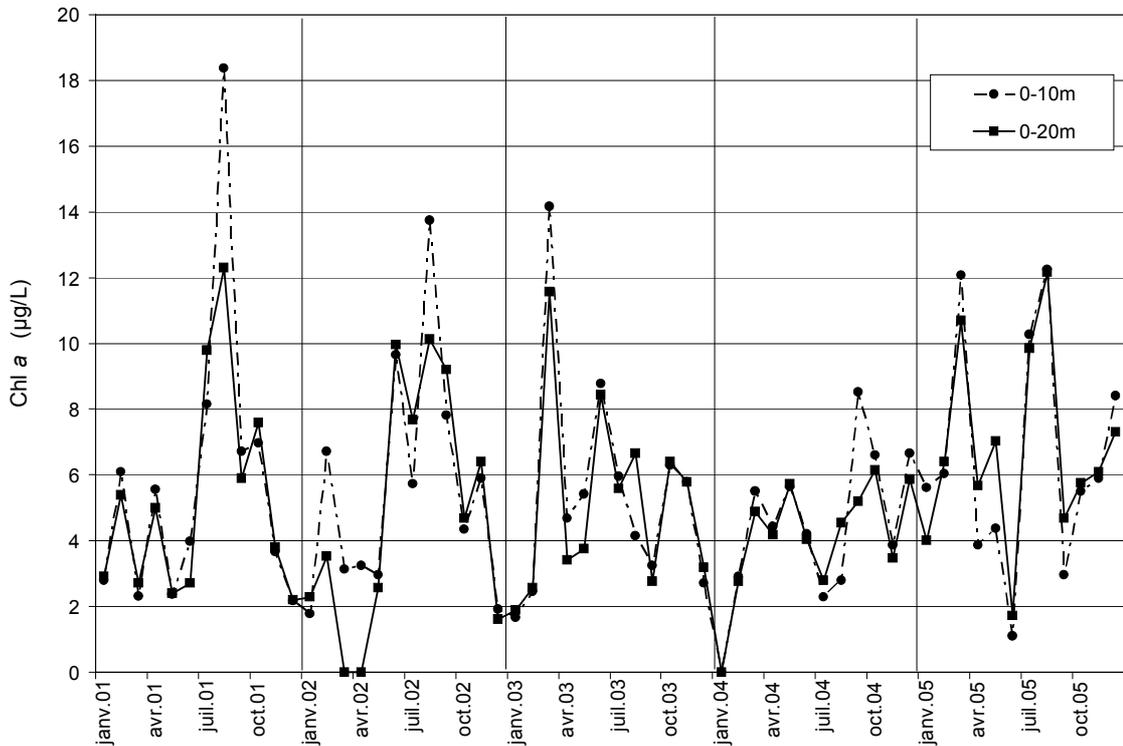


Figure 15 : Concentrations mensuelles de la chlorophylle a de 2001-2005 dans le couches 0-10 m et 0-20 m. Les données de mars et avril 2002 (0-20 m) et de janvier 2004 (0 - 10 et 0 - 20 m) manquent.

Figure 15 : Monthly concentrations of chlorophyll a from 2001-2005 at depths of 0-10 m and 0-20 m. Data from March to April 2002 (0-20 m), and from January 2004 (0 - 10 and 0 - 20 m) are missing.

En 2001 et 2002, mis à part la concentration exceptionnellement élevée en août 2001, l'évolution de la chlorophylle a suit les cycles saisonniers classiques du phytoplancton. Les pics estivaux de ces deux années sont plus importants dans la couche 0-10 m que dans la couche 0-20 m.

En 2003, la concentration printanière est plus importante que celle de la période estivale.

En 2004, les concentrations en chlorophylle a illustrent le caractère atypique de cette année: faibles concentrations printanières, eaux claires observées tardivement en juillet, phase hivernale décalée en janvier 2005. A noter les résultats différents durant la phase estivale dans les couches 0-10 et 0-20 m.

En 2005, les pics printaniers et estivaux sont relativement importants.

La comparaison de la variabilité des concentrations en chlorophylle a entre les couches 0-10 m et 0-20 m (figure 16) montre une forte similitude, malgré un plus grand nombre de valeurs extrêmes pour la couche de 0-10 m.

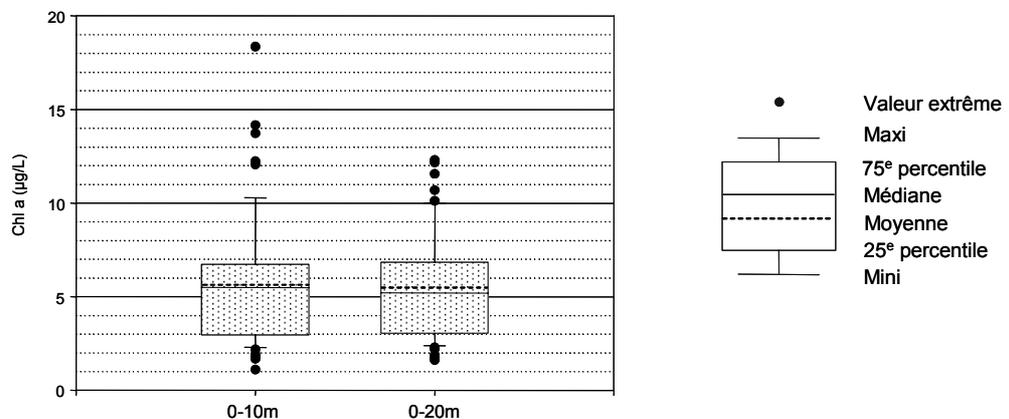


Figure 16 : Comparaison de la variabilité des concentrations en chlorophylle a de 2001 à 2005 pour les couches 0-10 m et 0-20 m à la station GE3.

Figure 16 : Comparison of the variability of the concentration of chlorophyll a from 2001 to 2005 for depths of 0-10 m and 0-20 m at station GE3.

Le test statistique de Kolmogorov-Smirnoff montre que la concentration de chlorophylle *a* ne diffère pas significativement d'une couche à l'autre ($p = 0.9995$).

Ce constat confirme celui des études comparatives menées sur le phytoplancton en 2000 et 2001 (LAVIGNE et DRUART, 2002). Ainsi, dès 2006, les profondeurs 0, 2.5, 10, 15, 20 et 30 m seront analysées en complément des profils effectués entre 0 et 50 m au moyen de la sonde multi-paramétrique FLNTUB (WetLabs).

La **variabilité interannuelle** (figure 17) des moyennes annuelles est relativement constante et varie au maximum de 1.98 $\mu\text{g/L}$.

2002 montre la plus grande variabilité des valeurs sur toute la période quinquennale. Les taux de chlorophylle *a* sont importants durant la période estivale et très faibles pendant la phase hivernale. La moyenne annuelle est de 5.8 $\mu\text{g/L}$.

Les années 2001 et 2003 ont une moyenne annuelle de 5.17 $\mu\text{g/L}$, respectivement 5.20 $\mu\text{g/L}$. Malgré la prolifération de *Mougeotia gracilima* en août 2001, la variabilité des valeurs est très semblable entre ces deux années.

2004 se distingue des autres années par sa faible variabilité qui peut être attribuée aux petits pics de chlorophylle *a*; c'est aussi l'année où la moyenne est la plus faible (4.85 $\mu\text{g/L}$).

C'est en 2005 que la moyenne annuelle est la plus élevée (6.78 $\mu\text{g/L}$), due aux poussées printanières et estivales importantes.

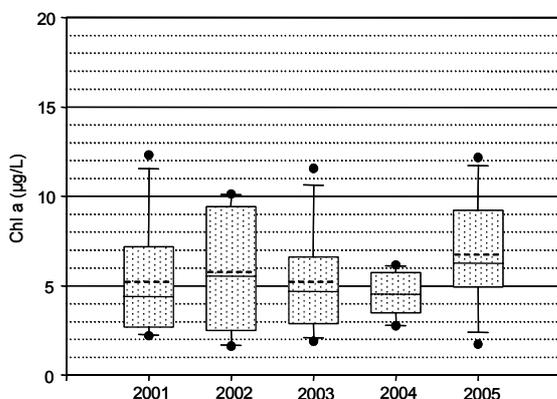


Figure 17 : Représentation "boîte à moustaches" de la Chl*a* entre les années de 2001 à 2005.

Figure 17 : "Box and whiskers" plot of Chl *a* over the years 2001 to 2005.

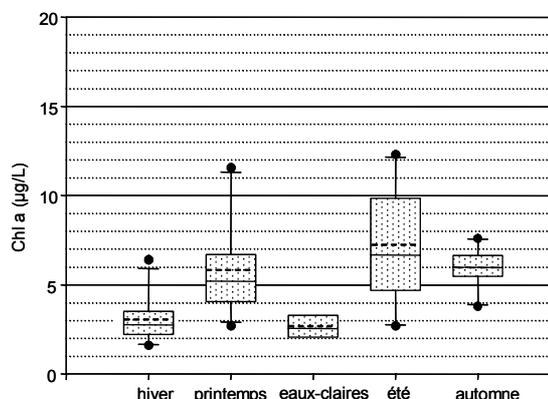


Figure 18 : Représentation "boîte à moustaches" de la Chl*a* entre les saisons de 2001 à 2005.

Figure 18 : "Box and whiskers" plot of Chl *a* for the seasons 2001 to 2005

Durant la période d'étude, la **variabilité intersaisonnière** (figure 18) des concentrations de chlorophylle *a* suit le modèle saisonnier classique du phytoplancton.

La moyenne de chlorophylle *a* des périodes hivernales pour 2001-2005 est basse (3 $\mu\text{g/L}$) avec une faible variation.

La croissance printanière s'exprime par une moyenne élevée de 5.9 $\mu\text{g/L}$ et une plus grande distribution des données.

Elle est suivie par la phase des eaux claires, pauvre en chlorophylle *a* (2.6 $\mu\text{g/L}$), dont les valeurs ne varient que faiblement.

C'est en période estivale qu'on trouve la plus forte concentration de chlorophylle *a* avec une moyenne de 7.2 $\mu\text{g/L}$. C'est aussi durant cette phase que la concentration de chlorophylle *a* varie le plus durant la période considérée.

En phase automnale, la valeur moyenne de la chlorophylle *a* est légèrement plus élevée qu'au printemps (6 $\mu\text{g/L}$) mais avec une amplitude de variations plus faible.

Globalement, d'une année à l'autre, les concentrations en chlorophylle *a* sont très stables pendant les périodes hivernales, des eaux claires et automnales, par contre elles le sont moins en phase printanière et surtout estivale.

Les corrélations entre la transparence, la chlorophylle *a* et la biomasse phytoplanctonique de la couche 0-20 m sont illustrées sur la figure 19. Les deux derniers paramètres sont transformés en log pour une distribution normale des valeurs.

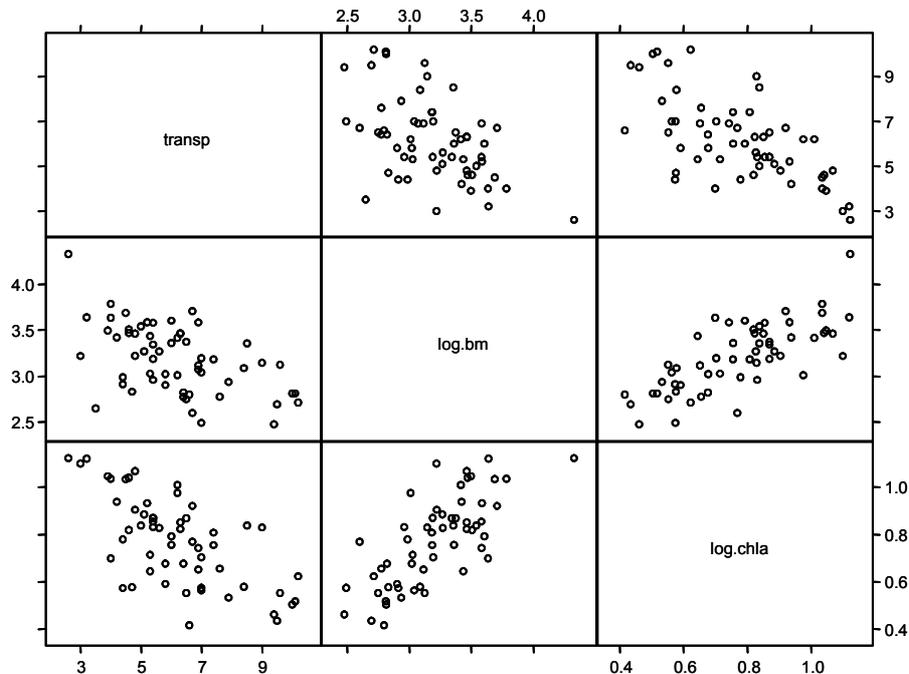


Figure 19 : Corrélations entre la transparence, la biomasse phytoplanctonique et la chlorophylle a sur la couche 0-20 m entre 2001 et 2005 à la station GE3.

Figure 19 : Correlations between the water transparency, phytoplankton biomass and chlorophyll a at a depth of 0-20 m between 2001 and 2005 at station GE3.

La distribution des valeurs de la chlorophylle a et de la biomasse phytoplanctonique est semblable, montrant une corrélation significative ($R^2 = 0.55$). La chlorophylle a représente bien la biomasse phytoplanctonique.

De même, on trouve une corrélation significative entre la chlorophylle a et la transparence ($R^2 = 0.45$) ainsi qu'entre la biomasse phytoplanctonique et la transparence ($R^2 = 0.27$).

En comparant les coefficients de corrélation, on voit que la chlorophylle a est plus proche de la transparence de l'eau que la biomasse phytoplanctonique. Ces mêmes résultats ont déjà été obtenus sur la période de 2000 à 2003 du Petit Lac, mais sur la couche 0-10 m (GALLINA, en préparation).

4. CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES

L'analyse des concentrations en phosphore total dans le Petit Lac entre 2001 et 2005 indique que les valeurs se maintiennent basses (autour de 20 $\mu\text{gP/L}$). La persistance de *Cyclotella bodanica* var. *lemanensis*, espèce associée à des conditions d'oligotrophie, illustre ce phénomène.

En revanche, l'étude du phytoplancton a montré une persistance de biomasses algales annuelles importantes, avec un décalage des concentrations élevées dans la seconde partie du cycle annuel, ainsi qu'une colonisation massive de couches de plus en plus profondes par des espèces filamenteuses.

Ces observations, qui paraissent a priori en contradiction avec l'oligotrophisation des eaux, illustrent le comportement de l'écosystème décrit par ANNEVILLE (2001), soit une sélection d'espèces opérant sur les caractéristiques morphologiques et physiologiques favorisant l'exploitation du phosphore en profondeur.

En effet, certaines algues filamenteuses adaptées aux faibles intensités lumineuses grâce à leurs chloroplastes de grande taille comme chez *Mougeotia gracillima* ou leurs pigments particuliers (phycoérythrine) comme chez *Oscillatoria* cf. *janus*, parviennent à accéder aux nutriments présents à la limite inférieure de la couche trophogène.

Afin d'adapter le suivi du phytoplancton à cette évolution, depuis mai 2005 en plus des échantillons prélevés entre 0 et 20 m, d'autres sont effectués avec une bouteille de prélèvement à 30, 40 et 50 m. Parallèlement, l'analyse de la chlorophylle a est effectuée sur des échantillons d'eau brute prélevés à 0, 2.5, 10, 15, 20 et 30 m et un profil en continu est établi entre 0 et 50 m au moyen d'une sonde multi-paramètres FLNTUB.

Effectuées en collaboration avec l'Unité de télédétection et SIG de l'Université de Genève (Dép. des Sciences de la terre), ces mesures serviront non seulement à affiner le suivi du phytoplancton à la station GE3, mais également à permettre, à l'aide de l'imagerie satellitaire, une vision plus large dans le temps (intervalle entre 2 campagnes) et dans l'espace (régionalisation au Petit Lac).

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O. (2001) : Diagnostic sur l'évolution de l'état de santé écologique du Léman par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Thèse Uni. C.BERNARD-Lyon I, 253 p. + annexes.
- CIPEL (2002) : Plan d'action 2001-2010 . Tableau de bord technique, 51p.
- GALLINA, N. (en préparation) : Comportement saisonnier du phytoplancton du Petit Lac de 2000 à 2003. Service de l'écologie de l'eau, Département du territoire, Genève.
- LAVIGNE, S. (2005) : Le phytoplancton du Petit Lac, Évolution de 1993 à 2003. Rapport Service cantonal de l'écologie de l'eau, DIAE, Genève, 37 p.
- LAVIGNE, S. et DRUART, J.-C. (2002) : Evolution du phytoplancton du Léman, campagne 2001. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001, 71-84.
- REVACLIÉ, R. (1996) : Le phytoplancton du Petit Lac : Evolution de 1986 à 1995. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 133-152.
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of seawater analysis. Bull.Fish. Res. Bd Canada, 167, 311 p.
- UTERMOHL, H. (1958) : Toward the improvement of the quantitative phytoplankton method. Mitteilungen-Internationale Vereinigung für Limnologie, 91-38 (In German).
- VAN DAM, H., RERTENS, A. et SINKELDAM, J. (1994) : A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from Netherlands. Netherlands journal of Aquatic Ecology, 28,117-133.

PRODUCTION PRIMAIRE ET BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN

PRIMARY PRODUCTION AND CHLOROPHYLL *a* BIOMASS IN LAKE GENEVA

Campagne 2005

PAR

Rémy D. TADONLEKE

avec la collaboration technique de

Pasca CHIFFLET, Jean-Christophe HUSTACHE et Jean-Paul MOILLE

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

La biomasse chlorophyllienne et la production primaire ont été mesurées en 2005 lors de 19 campagnes d'échantillonnage à la station SHL2.

*La chlorophylle *a* était, comme en 2004, le facteur prépondérant dans la modification de la transparence de l'eau.*

Les valeurs moyennes de la biomasse chlorophyllienne dans la zone 0-20m (5.6 mg.m⁻³), ainsi que celles de la production annuelle (261 gC.m⁻².an⁻¹), n'ont montré aucune différence significative comparées à celles de 2002, 2003 et 2004. Il en est de même pour les éléments nutritifs dans la zone 0-20 m, à l'exception du phosphore total dont la concentration était plus élevée qu'en 2003.

L'analyse des relations phytoplancton-phosphore indique qu'au cours de ces 4 années, une fraction significative du phosphore était sous forme d'orthophosphates ou séquestré par les hétérotrophes. L'extension, en cours, de cette analyse aux deux dernières décennies pourra aider à comprendre les variations de la biomasse phytoplanctonique en relation avec la baisse des concentrations de phosphore total observée dans le Léman depuis quelques années.

ABSTRACT

The chlorophyll biomass and the primary production were determined in 2005 during 19 sampling surveys at station SHL2.

*As in 2004, chlorophyll *a* was the preponderant factor in the change in the transparency of the water.*

The mean values of the chlorophyll biomass in the 0-20 m zone (5.6 mg.m⁻³), and those of the annual production (261 gC.m⁻².y⁻¹), did not display any significant difference from those of 2002, 2003 or 2004. The same was true of the nutrient elements in the 0-20 m zone, with the exception of the total phosphorus, the concentration of which was higher than in 2003.

Examination of the phytoplankton-phosphorus relationship shows that over these 4 years, a significant fraction of the phosphorus was in the form of orthophosphates or sequestered by heterotrophs. This analysis is currently being extended to the two previous decades in order to help us to understand the changes in the phytoplankton biomass linked to the fall in the concentration of total phosphorus that has been observed in Lake Geneva for some years.

1. INTRODUCTION

Ce rapport présente les données de production primaire et de biomasse phytoplanctonique (estimée par la chlorophylle *a*) dans le lac Léman au cours de l'année 2005. Les relations entre ces variables et les éléments nutritifs sont évaluées pour cette année et pour les trois précédentes (2002, 2003 et 2004).

2. MÉTHODES

L'échantillonnage a été réalisé au cours de cette année 2005 entre le 10 janvier et le 19 décembre aux profondeurs habituelles (0, 1, 2, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20, 30 m). Les méthodes d'analyse mises en oeuvre sont les mêmes que celles utilisées depuis plus de 15 ans. Les détails sont présentés dans le rapport CIPEL 2004 (TADONLEKE, 2005). Brièvement, la transparence de l'eau a été estimée à l'aide d'un disque de Secchi. La température dans la colonne d'eau a été mesurée à l'aide d'une sonde multiparamètres.

La production primaire (PP) a été mesurée par l'incorporation du ^{14}C par le phytoplancton, selon la méthode de STEEMAN-NIELSEN (1952). La production journalière du phytoplancton est estimée en multipliant la quantité de carbone incorporée pendant l'incubation par 2.22, coefficient moyen déterminé expérimentalement pour le Léman (PELLETIER, 1983). La chlorophylle *a* (Chl*a*), utilisée ici comme estimateur de la biomasse phytoplanctonique, a été analysée au spectrophotomètre après extraction dans un mélange acétone/eau (90/10, v/v) (STRICKLAND et PARSONS, 1968). La détermination des valeurs de la Chl*a* par unité de surface dans la colonne d'eau a été faite cette année dans la zone 0-20 m. Les analyses chimiques ont été réalisées comme cela est indiqué dans LAZZAROTTO et al. (2005).

Les comparaisons interannuelles des valeurs des variables mesurées ont été faites à l'aide du test de Kruskal-Wallis (K-W), suivi d'un test de comparaison multiple lorsque le K-W était significatif. Les relations statistiques entre ces variables ont été examinées à l'aide de régressions.

3. RÉSULTATS

3.1 Répartition verticale

La répartition verticale de la biomasse et de la production phytoplanctoniques dans la zone 0 - 30 m au cours des 19 campagnes est illustrée sur la figure 1. Les variables phytoplanctoniques calculées à partir de ces données sont récapitulées dans le tableau 1.

Alors que les valeurs de Chl *a* sont totalement homogènes dans la zone échantillonnée lors des trois premières campagnes (janvier à mi-mars), celles de la production primaire sont nettement plus élevées dans la zone 3.5-7.5 m. Toutefois, ces valeurs restent relativement faibles (3-7 mg Chl*a*.m⁻³ et < 23 µgC.L⁻¹.inc⁻¹), même si elles sont supérieures à celles observées à la même période au cours de l'année 2004 (< 2 mg Chl*a*.m⁻³ et < 10 µgC.L⁻¹.inc⁻¹). A partir de la 4^e campagne (21 mars), bien que la stratification thermique soit très peu marquée (données non présentées), la biomasse et la production augmentent considérablement et les tendances dans les profils verticaux de ces deux variables deviennent semblables. Les plus fortes valeurs sont généralement mesurées entre 2 et 10 m. Les valeurs de Chl*a* commencent à redevenir homogènes dans la colonne d'eau dès le 22 août, alors que celles de la production primaire restent stratifiées jusqu'à la dernière campagne (19 décembre).

Tableau 1 : Principaux paramètres de la production primaire. $\sum A$: production primaire totale lors de l'incubation; PPj : production primaire journalière calculée; Amax : production maximale lors de l'incubation correspondant à la biomasse Chl Amax; Tds : profondeur de disparition du disque de Secchi.

Table 1 : Main primary production parameters. $\sum A$ Total primary production during the incubation period; PPj : calculated daily primary production; Amax : maximal production during the incubation period, corresponding to Chl Amax biomass; Tds, Secchi depth.

DATE	$\sum A$ (mgC.m ⁻² .inc ⁻¹)	PPj (mgC.m ⁻² .j ⁻¹)	Amax (mgC.m ⁻³ .inc ⁻¹)	Chl Amax (mgC.m ⁻³)	Chl 0-20 (mgC.m ⁻²)	Chl 0-30 (mgC.m ⁻²)	Tds (m)
10.01.2005	260	578	22.2	7.4	143	216	7.8
07.02.2005	288	639	20.9	5.2	105	154	8.0
07.03.2005	228	507	14.6	3.1	62.5	94.8	8.6
21.03.2005	909	2'018	93.9	8.1	155	205	4.6
04.04.2005	700	1'555	88.4	10.2	166	195	3.2
26.04.2005	1'102	2'447	275	45.5	239	282	3.0
17.05.2005	1'053	2'337	174	13.2	130	139	2.5
06.06.2005	774	1'718	92.3	8.6	89.7	98.5	7.6
20.06.2005	750	1'665	59.8	1.0	33.1	37.5	8.2
04.07.2005	389	863	38.8	1.4	130	193	8.8
18.07.2005	696	1'545	77.3	7.2	128	149	5.2
09.08.2005	766	1'700	139	10.9	180	193	2.2
22.08.2005	152	338	39.1	3.5	59.2	71.4	5.2
05.09.2005	836	1'856	121	8.5	92.1	98.2	7.0
27.09.2005	493	1'094	85.9	4.4	106	115	4.4
10.10.2005	325	782	25.4	2.2	50.3	92.4	9.5
24.10.2005	487	1'081	44.0	2.9	56.8	85.6	8.2
08.11.2005	314	696	52.7	8.7	123	136	5.8
19.12.2005	228	507	24.7	5.4	76.4	112	7.6

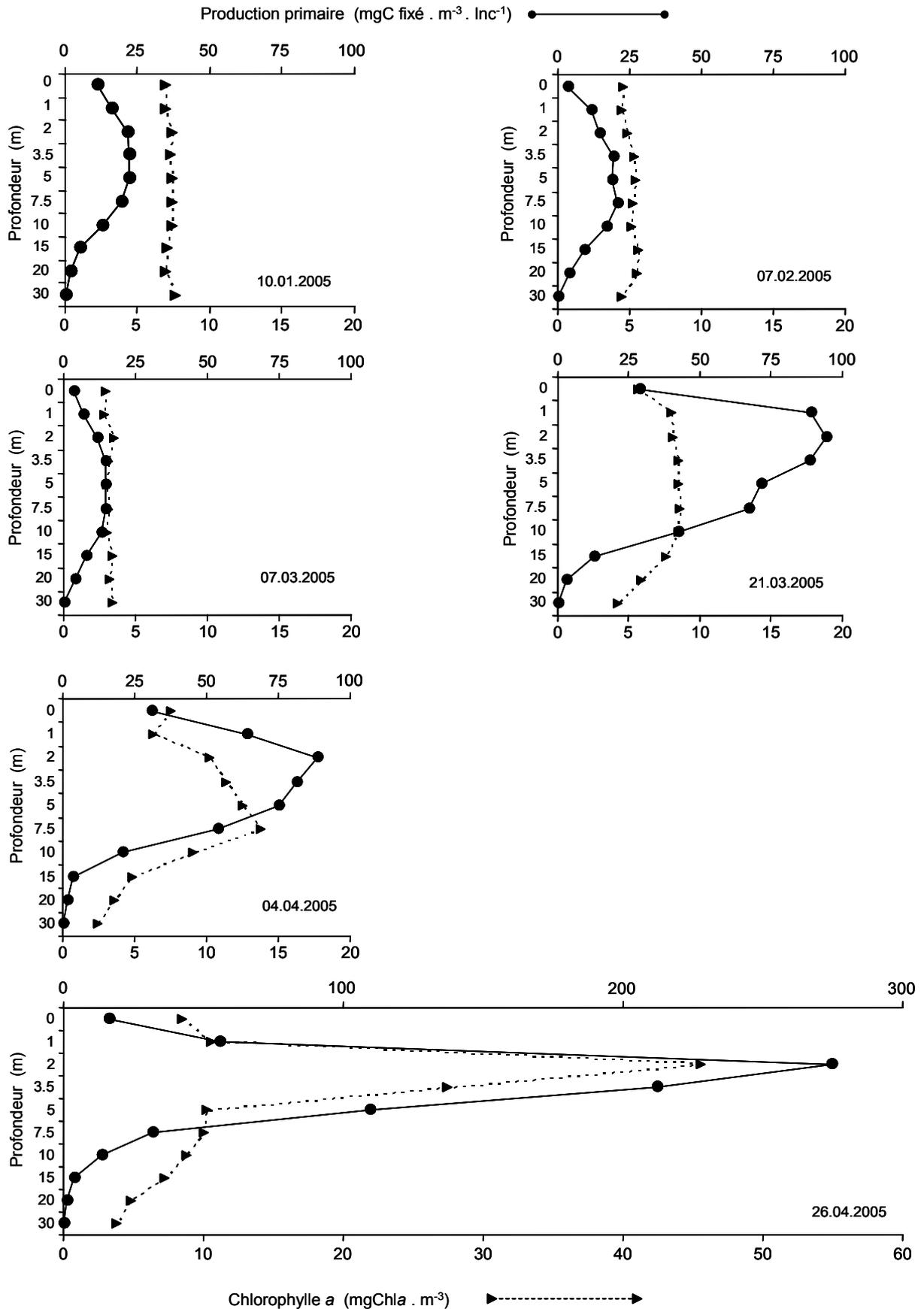


Figure 1 : Profils verticaux de la production primaire (traits pleins, échelles supérieures en mgC fixé par m³ par incubation) et de la biomasse exprimée en chlorophylle a (traits pointillés, échelle inférieure en mgChla par m³) au point SHL2 du 10 janvier au 26 avril 2005.

Figure 1: Vertical profiles of the primary production (unbroken line, upper scale in mgC fixed per m³ per incubation) and phytoplankton biomass expressed in terms of chlorophyll a (dotted line, lower scale in mgChla per m³) at station SHL2 from January 10 to April 26, 2005.

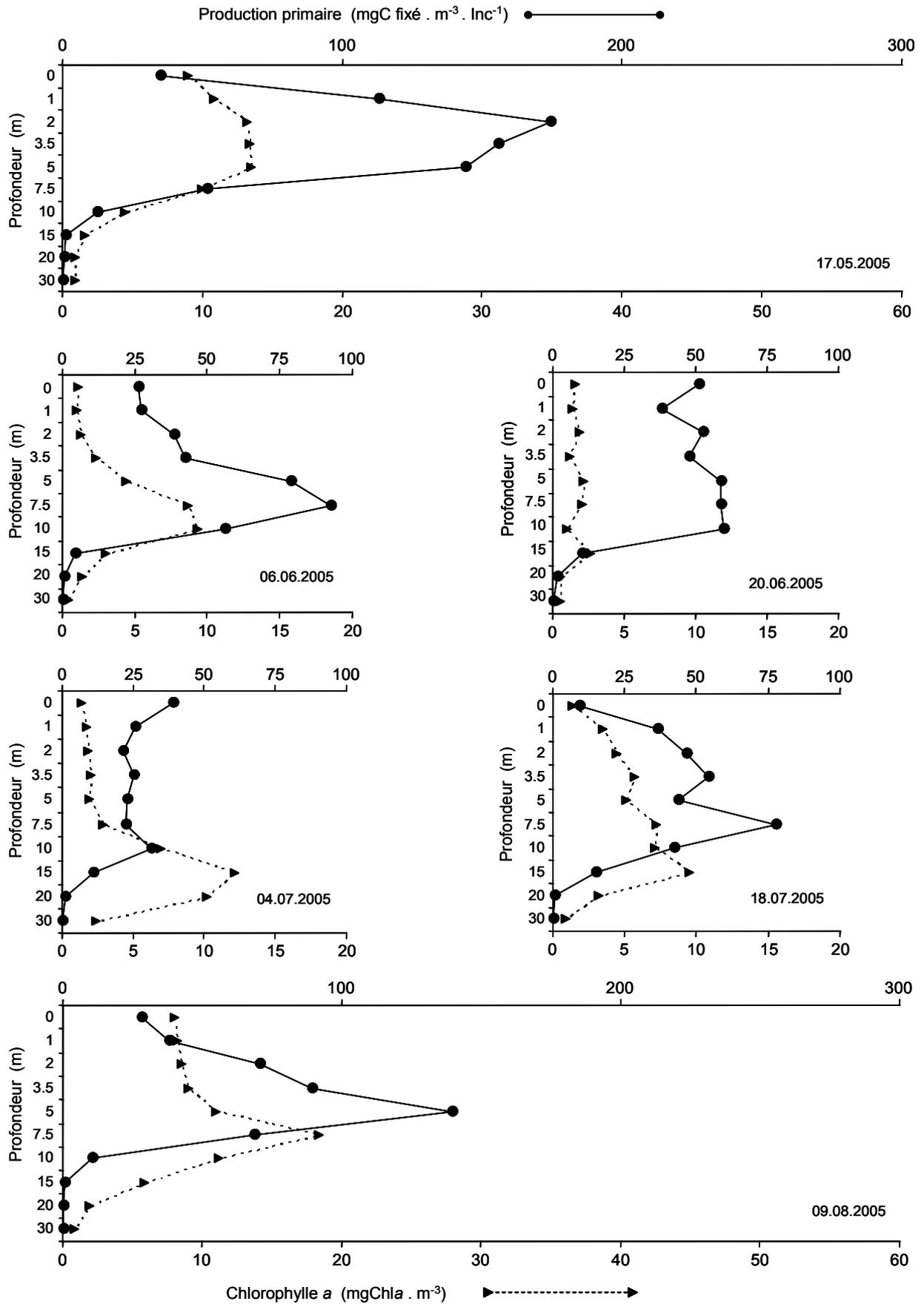
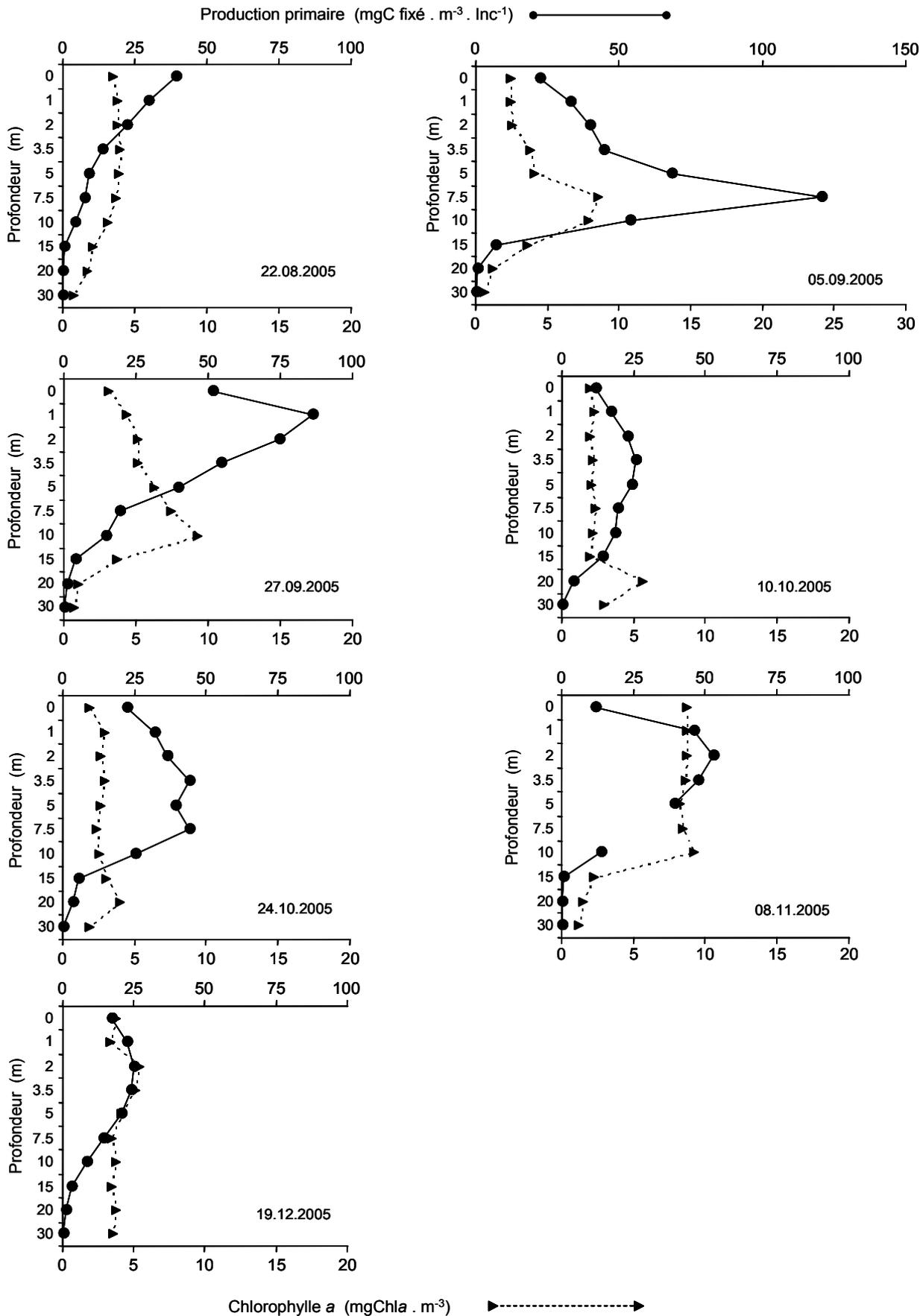


Figure 1 (suite) : Profils verticaux de la production primaire et de la biomasse exprimée en chlorophylle a au point SHL2 du 17 mai au 9 août 2005 (mêmes unités).
 Figure 1 (continued): Vertical profiles of primary production and biomass at station SHL2 from May 17 to August 9, 2005 (same units as above).



3.2 Variations saisonnières 2005 et comparaison avec les années 2002, 2003 et 2004

L'évolution saisonnière de la transparence de l'eau, de la température de l'eau à 0 m, ainsi que de la biomasse, de la production phytoplanctonique intégrées dans la zone 0-20 m et des valeurs de productivité, est présentée sur la figure 2. Les valeurs minimales de la transparence sont obtenues entre le 4 avril et le 17 mai puis le 9 août, coïncidant avec les pics de Chla. Une relation statistique significative et négative, semblable à celle obtenue en 2004 ($R^2 = 0.70$) est observée entre les deux variables ($R^2 = 0.68$, ici la Chla dans 0-10 m), indiquant que la Chla était encore le facteur majeur dans l'atténuation de la lumière dans la colonne d'eau. Les pics de Chla coïncident avec la prépondérance, en termes de biomasse carbonée, de la chlorophycée *Closterium aciculare* suivie de la cyanobactérie *Oscillatoria cf. janus* pour le 26 avril et des cyanobactéries *Oscillatoria cf. janus* et *Pseudanabaena galeata*, suivies des chlorophycées *Eudorina elagans* et *C. aciculare* pour le 9 août (DRUART et al., 2006, dans ce volume).

Les plus fortes valeurs de production primaire (entre 2'017 et 2'450 $\text{mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) sont obtenues entre le 21 mars et le 17 mai, coïncidant avec des pics de Chla. Après le 17 mai les valeurs de production décroissent globalement pour atteindre l'un des minima (517.2 $\text{mgC.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) à la dernière campagne (19 décembre). Cette évolution temporelle est différente de celle de la température de surface (0 m), mais très semblable à celles observées pour la production primaire en 2002 et 2003 (LEBOULANGER, 2004). En 2004, bien que la plus forte valeur de PP a été observée le 20 septembre (TADONLEKE, 2005), deux des six valeurs les plus élevées, ont été observées entre mars et mai. Les résultats de ces quatre dernières années indiquent ainsi que le phytoplancton est souvent productif au printemps ou très productif au printemps entre fin mars et mi-mai. Ces pics de production précèdent la phase d'eau claire (juin) qui se caractérisait en 2005 par des pics de productivité (figure 2), traduisant probablement la disponibilité de la lumière et une intense activité de broutage du phytoplancton par le zooplancton. Il apparaît, par exemple, que l'importance relative, en termes de biomasse carbonée, du nanophytoplancton (algues de taille $< 20 \mu\text{m}$), qui est souvent préférentiellement consommé par le zooplancton, chute significativement pendant ce mois de juin, et redevient inférieure à celle du microphytoplancton (algues de taille $> 20 \mu\text{m}$) qu'elle excédait le 17 mai (figure 5 de DRUART et al., 2006, dans ce volume).

3.3 Comparaison interannuelle des valeurs de biomasse chlorophyllienne, de production primaire et de capacité photosynthétique

Les valeurs moyennes de la Chla dans la zone 0-20m, de la production primaire, de la capacité photosynthétique (rapport de la production maximale dans la colonne d'eau par la biomasse chlorophyllienne à la même profondeur), ainsi que des concentrations en éléments nutritifs pour 2002, 2003, 2004 et 2005 sont présentées dans le tableau 2. Aucune différence significative ($P > 0.05$) n'est observée entre les 4 années pour ces variables, à l'exception du phosphore total pour lequel la concentration moyenne est significativement plus faible en 2003 que pendant les 3 autres années.

Tableau 2 : Evolution au cours des 4 dernières années de la production primaire nette annuelle (PPAN en $\text{gC.m}^{-2}.\text{an}^{-1}$), de la capacité photosynthétique (Amax / Chl Amax) et des concentrations de chlorophylle a (mg.m^{-3}) et des éléments nutritifs intégrés sur 0-20 m.

Table 2 : Annual change in the net primary production (PPAN in $\text{gC.m}^{-2}.\text{y}^{-1}$), photosynthetic capacity and concentrations of chlorophyll a (mg.m^{-3}) and nutrients in the 0-20 m layer over the last four years.

Année	2002	2003	2004	2005
PPAN	232.0	272.0	256.0	261.0
Chl a (0-20 m)	5.6	4.9	4.5	5.6
Amax / Chl Amax	10.2	13.7	13.6	13.5
P-PO4 (mg.m^{-3})	6.1	6.7	7.4	7.0
Phosphore total (mgP.m^{-3})	16.7	8.0	16.5	17.6
Azote total (mgN.m^{-3})	551	535.0	562.0	514.0
Azote total / Phosphore total (atome/atome)	37.0	32.2	38.4	37.4

3.4 Relation entre phytoplancton et éléments nutritifs

L'un des objectifs de ce suivi est de comprendre s'il y a une relation entre la baisse des concentrations de phosphore observée depuis plusieurs années et les variables phytoplanctoniques. Une meilleure compréhension de ces liens passe par l'analyse de ces relations au niveau saisonnier. Cet exercice a été réalisé dans ce rapport avec la production primaire et la Chla mesurées lors des 4 dernières années. La figure 3 montre les résultats obtenus pour la Chla.

Bien qu'étant faible, la relation entre la production primaire et le phosphore total est significative et positive pour l'ensemble des 4 années ($R^2 = 0.07$, $P = 0.02$). Elle est, par ailleurs, non significative pour 2003 et 2004 ($P > 0.13$), marginale pour 2002 ($R^2 = 0.18$, $P = 0.056$) et significative, positive et assez forte pour 2005 ($R^2 = 0.32$, $P = 0.015$). Ces résultats suggèrent que la baisse des concentrations de P, pourrait effectivement aboutir globalement à une diminution de la production primaire dans le Léman, même si l'effet semble faible.

Pour la Chla, les données combinées montrent une absence de relation significative avec le phosphore total (figure 3a). Lorsque les années sont considérées individuellement, seule l'année 2005 montre une relation significative, mais faible ($R^2 = 0.25$, $P = 0.03$), entre ces deux variables.

Avec le phosphore particulaire, la Chla montre de fortes relations positives, aussi bien pour l'ensemble des données que pour 2002, 2003 et 2004; seule 2005 montre une relation significative faible (figure 3b). Cependant, quand on considère la Chla comme variable explicative du P particulaire, il apparaît que la pente et l'ordonnée à l'origine de la relation, pour les données combinées [$\text{Log (P. Particulaire)} = 0.42 + 0.62 \text{ Log(Chla)}$, $R^2 = 0.57$, $P < 0.0001$], sont significativement différentes, respectivement, de 1 et de 0 ($P < 0.05$). Ces résultats indiquent qu'au moins pour ces quatre années, une importante partie du phosphore était soit séquestré dans les organismes non photosynthétiques, soit sous forme minérale dans l'environnement. Il apparaît en effet que les orthophosphates représentent en moyenne 33, 39, 39 et 38 % du phosphore total, respectivement en 2002, 2003, 2004 et 2005. Par ailleurs, la séquestration du phosphore est connue chez les hétérotrophes, notamment quand cet élément devient peu abondant dans le milieu, comme il est observé pour les orthophosphates (moyenne dans 0-20 m, généralement entre 1 et 3 $\mu\text{gP.L}^{-1}$) entre mai et septembre au cours de ces années d'étude. D'autre part, les données des années 1969 à 1999 montrent une relation significative et positive entre le biovolume de zooplancton sédimenté et le phosphore total (BALVAY, 2000). Les analyses ci-dessus doivent toutefois être prises avec un peu de réserve, et réalisées non seulement avec la Chla, mais aussi avec les biomasses issues du biovolume du phytoplancton, dans la mesure où le rapport Chla/biovolume d'une cellule algale peut varier significativement avec les conditions du milieu.

Ces analyses phytoplancton-phosphore sont en cours de réalisation sur la série chronologique des 15 à 20 dernières années, et prendront en compte le zooplancton, afin de voir si les deux arguments évoqués ci-dessus (phosphore sous forme minérale et/ou dans les organismes hétérotrophes) peuvent aider à expliquer pourquoi les baisses de P total ne sont pas suivies de baisses substantielles au niveau des biomasses phytoplanctoniques. Comme il a été mentionné dans le rapport de l'année 2004 (TADONLEKE, 2005), la structure en taille du phytoplancton doit également être prise en compte pour une meilleure compréhension du processus. L'augmentation de la proportion du nanophytoplancton de 9 % en 2004 à 12 % en 2005 (DRUART et al., 2006 dans ce volume) semble en accord avec la diminution, bien que non significative, de la concentration en orthophosphates de 2004 à 2005 (Tableau 2), dans la mesure où les algues planctoniques de petite taille sont, en général, meilleures compétitrices que les algues planctoniques de grande taille quand les éléments nutritifs deviennent rares.

4. CONCLUSIONS

Au cours de cette année 2005, les pics de production sont enregistrés au printemps, comme déjà observé pour les années 2002, 2003 et 2004. Ni les valeurs de production primaire, ni celles de la biomasse chorophyllienne ne diffèrent significativement d'une année à l'autre, globalement en accord avec la constance interannuelle observée au niveau des concentrations en éléments nutritifs.

Cependant, l'analyse des relations saisonnières phytoplancton-phosphore suggère que :

- la baisse des concentrations de P pourrait effectivement aboutir à la baisse de la production primaire dans le Léman,
- les proportions relativement élevées de phosphore sous forme d'orthophosphates dans le milieu, notamment au printemps, ainsi que le phosphore dans les organismes hétérotrophes pourraient aider à comprendre comment varie la biomasse phytoplanctonique en relation avec cette baisse des concentrations de phosphore total.

BIBLIOGRAPHIE

- BALVAY, G. (2000) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 79-90.
- DRUART, J.-C., ROBERT, M. et TADONLEKE, R. (2006) : Phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 89-100.
- LAZZAROTTO, J. , RAPIN, F. et CORVI, C. (2005) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 31-53.
- LEBOULANGER, C (2004) : Dynamique de la production phytoplanctonique et de la biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2003, 58-68.
- PELLETIER, J.P. (1983) : Mesure de la production primaire en milieu aquatique : problèmes méthodologiques et éléments d'interprétation. Rev. Fr. Sci. Eau, 2, 339-366.
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 p.
- STEEMAN-NIELSEN, E. (1952) : The use of radioactive carbon (^{14}C) for measuring organic production in the sea. J. Cons. Int. Exploit. Mer, 18, 117-140.
- TADONLEKE, R.D. (2005) : Production et biomasse phytoplanctoniques dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 91-99.

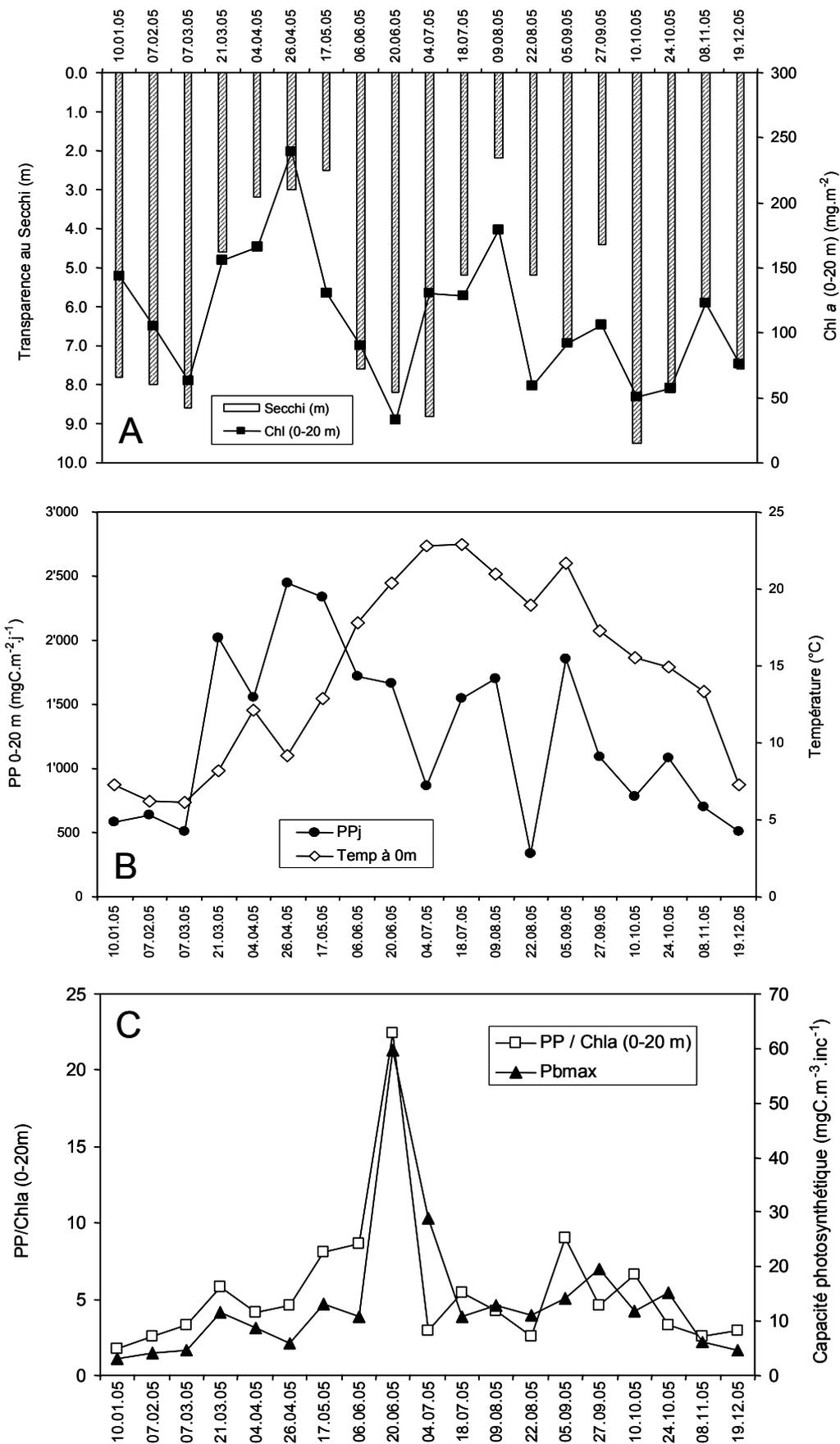


Figure 2 : Variations saisonnière de la transparence de l'eau et de la chlorophylle a dans zone 0-20 m (A), de la température à 0 m et de la production primaire dans la zone 0-20 m (B) et des indices de productivité (C) en 2005.

Figure 2 : Seasonal changes of the water transparency and of chlorophyll a in the 0-20 m zone (A), of the temperature at 0 m, the primary production in the 0-20 m zone (B) and of the production indices (C) in 2005.

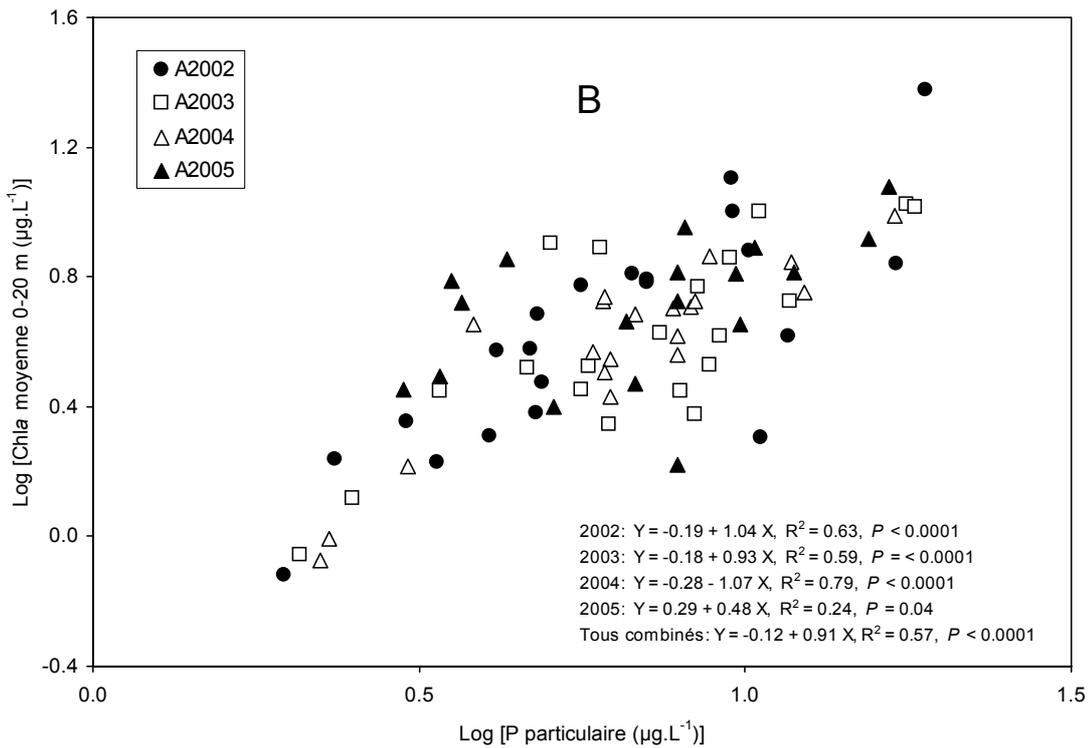
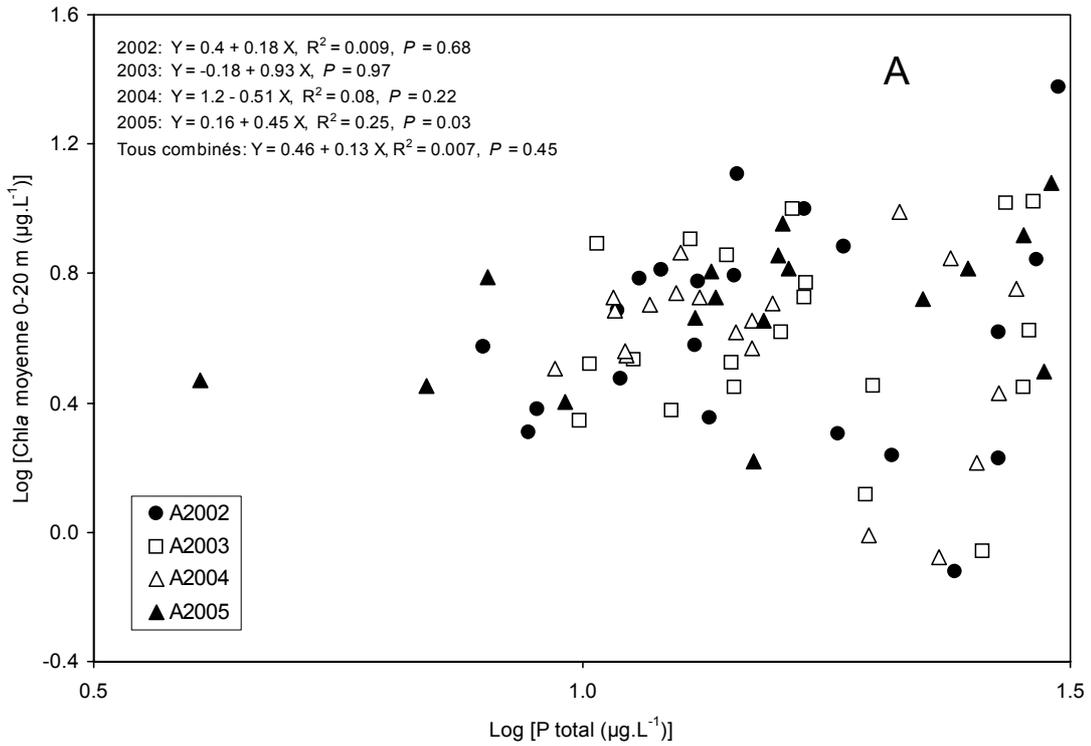


Figure 3 : Relations de la Chlorophylle a avec (A) le phosphore total et (B) le phosphore particulaire en 2002, 2003, 2004 et 2005.

Figure 3 : Relationships between Chlorophyll a and total phosphorus (A) and particular phosphorus (B) in 2002, 2003, 2004 and 2005.

ÉVOLUTION DU ZOOPLANKTON DU LÉMAN

CHANGES IN THE ZOOPLANKTON OF LAKE GENEVA

Campagne 2005

PAR

Orlane ANNEVILLE et Leslie LAINÉ

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRETEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Les variations annuelles du biovolume sédimenté reflètent les variations saisonnières des daphnies. Une simultanéité entre le pic d'abondance printanier et l'augmentation de la transparence apparaît début juin. La moyenne estivale des biovolumes sédimentés calculée sur la période s'étendant entre mai et septembre présente des valeurs similaires à celles relevées en 2004. La tendance à la baisse observée chez les microcrustacés depuis 1984 se poursuit cette année encore, et ce en raison d'une diminution des effectifs chez les daphnies, Leptodora et les calanoïdes.

Cette année encore, en raison de quantités importantes de phytoplancton dans les échantillons, l'étude du zooplancton n'a pu être effectuée complètement.

ABSTRACT

The annual changes in the settled biovolume mirrors the seasonal changes in daphnids. The springtime abundance peak and the increase in transparency occurred simultaneously at the beginning of June. The mean summer settled biovolumes calculated over the period extending from May to September are similar to those calculated for 2004. The downward trend seen in the microcrustaceans since 1984 has been maintained this year, and this is because there has been a fall in the numbers of daphnids, Leptodora, and calanoids.

Once again this year, due to the large quantities of phytoplankton in the samples, it was not possible to fully investigate the zooplankton.

1. INTRODUCTION

En faisant le lien entre producteur primaire et consommateur secondaire, le zooplancton joue un rôle clé dans le fonctionnement et la dynamique de l'écosystème. Le zooplancton comprend deux principales classes : les crustacés et les rotifères. Le suivi de la CIPEL porte sur les microcrustacés (i.e. les crustacés entomostracés dont la taille est supérieure à 200 µm) récoltés dans le domaine pélagique. D'autres organismes zooplanctoniques, tels que les rotifères ou les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce (*Dreissena polymorpha*), sont toutefois récoltés par cette méthode d'échantillonnage. Ces groupes planctoniques feront donc l'objet d'une partie complémentaire en fin de ce rapport.

Comme l'année précédente, les algues filamenteuses ont été abondantes en hiver (ANNEVILLE et LAINE, 2005), colmatant ainsi les filets et rendant la détermination volumétrique du zooplancton sédimenté et les dénombrements très difficiles, voire impossible et très peu fiables (BALVAY, 2002).

Ce document traite, en première partie, de la composition spécifique de la communauté zooplanctonique en 2005, puis des dynamiques saisonnières des deux principales sous-classes des microcrustacés: les branchiopodes et les copépodes. Le paragraphe suivant traitera de l'évolution à long terme de ces organismes. Le dernier paragraphe concerne les biovolumes sédimentés et les autres groupes planctoniques observés dans les échantillons.

2. MÉTHODOLOGIE

L'échantillonnage, mensuel puis bimensuel à partir du mois de mars, s'effectue à la station pélagique SHL2 située au milieu du lac à l'aide d'un filet de vide de maille de 200 µm, lors de traits verticaux réalisés depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface. Le filet à zooplancton est jumelé avec un filet à phytoplancton de vide de maille de 64 µm.

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 est réalisé au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. En raison de leurs faibles effectifs, les *Leptodora* et *Bythotrephes* ont été dénombrés sur la totalité de l'échantillon. Pour chaque catégorie taxonomique, le nombre d'individus a été ramené à l'unité de surface selon la formule suivante :

$$K^2 = (N_{ind} \times Vol.flacon \times 50) / (Vol.comp \times 4.81)$$

- où :
- N_{ind} est le nombre d'individus dénombrés dans le sous-échantillon,
 - Vol.flacon est le volume de l'échantillon ajusté (en mL),
 - Vol.comp est le volume du sous-échantillon (en mL),
 - 50 est la hauteur du prélèvement (en m) et
 - 4.81, le volume filtré par le filet (en m³).

En raison de fortes concentrations en algues filamenteuses seuls 11 prélèvements (du 17 mai au 24 octobre) sur 19 ont pu être analysés.

3. RÉSULTATS

3.1 Composition spécifique de la biocénose crustacéenne

Dans le Léman, la classe des branchiopodes est représentée par un unique ordre, celui des cladocères qui, en 2005, représente 34.3 % de la communauté zooplanctonique crustacéenne. Cet ordre comprend *Daphnia hyalina* et *D. galeata*, *Eubosmina longispina* et *E. mixta*, *Leptodora kindti* et *Bythotrephes longimanus*.

La sous-classe des copépodes se compose quant à elle de l'ordre des cyclopoïdes et calanoïdes. Les cyclopoïdes dominent la communauté zooplanctonique (38.4 %) alors que les calanoïdes ne représentent que 27.3 %. En 2005, on dénombre 3 espèces de cyclopoïdes. Le plus abondant, *Cyclops prealpinus*, est observé tout au long de l'année. *C. vicinus* apparaît en fin de printemps et automne. *Macrocyclus albidus* n'a été observé qu'une fois (le 10 octobre). Dans le Léman les calanoïdes sont représentés par une unique espèce, *Eudiaptomus gracilis*.

3.2 Dynamique saisonnière du zooplancton en 2005

Les maxima des cladocères sont décalés par rapport à ceux des cyclopoïdes ou calanoïdes (figure 1). Le pic printanier des daphnies semble avoir lieu entre juin et début juillet. Les abondances printanières maximales de 250 000 ind/m² sont alors atteintes le 6 juin. Les abondances estivales sont très faibles. On note un second développement vers la fin du mois de septembre et des abondances maximales proches de 350 000 ind/m² le 10 octobre. Par la suite, la population de cladocères diminue.

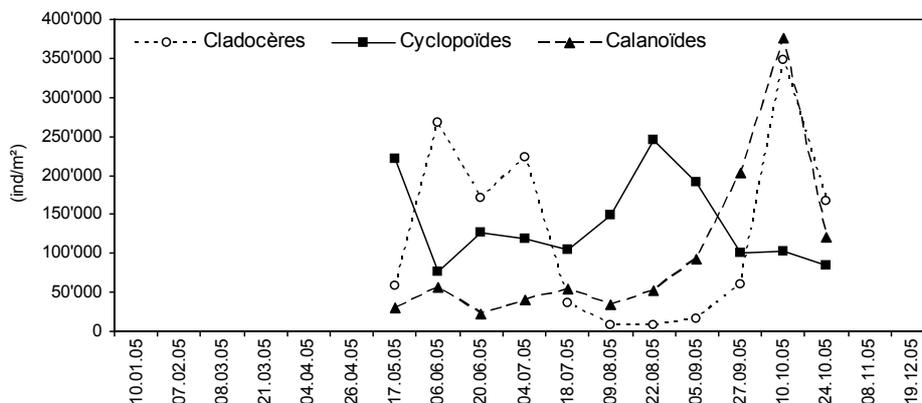


Figure 1 : Evolution saisonnière du peuplement crustacéen en 2005 (Léman, SHL2).

Figure 1 : Seasonal changes in the abundance of Crustacea in 2005 (Lake Geneva, SHL2).

Cette dynamique saisonnière reflète essentiellement celle des Daphniidés (figure 2a) composés de *Daphnia hyalina* et *D. galeata*. Les Bosminidés qui présentent également un pic printanier et automnal sont peu abondants. Les grands cladocères prédateurs, *Bythotrephes* et *Leptodora*, se caractérisent quant à eux par un développement en saison chaude (figure 2b). Leurs maxima sont décalés dans le temps, et apparaissent le 6 juin pour *Bythotrephes* et le 5 septembre pour *Leptodora*.

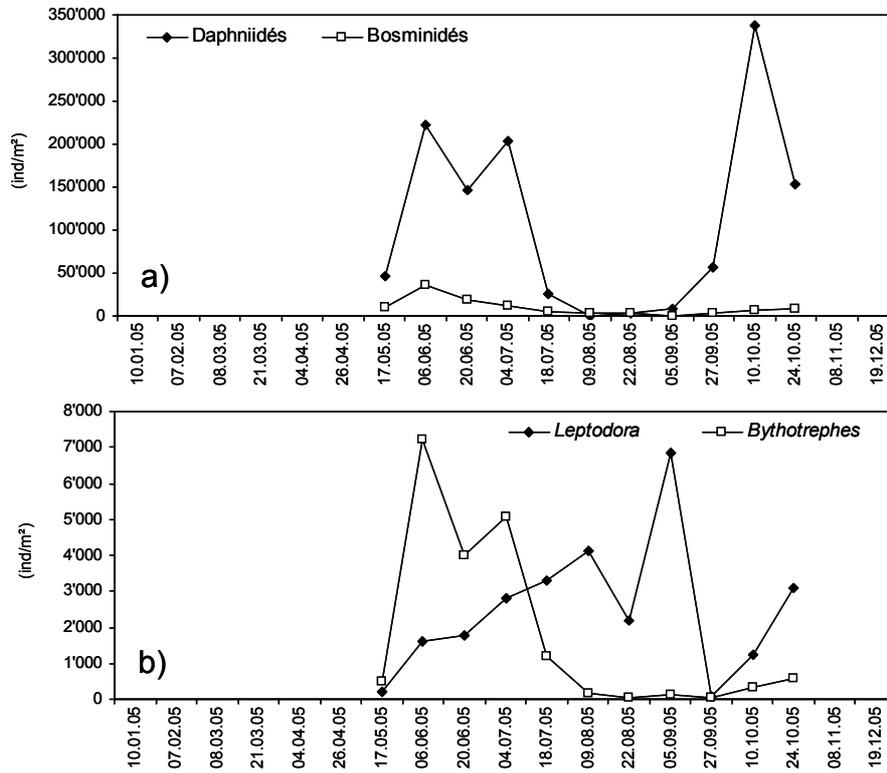


Figure 2 : Evolution saisonnière de l'abondance des Branchiopodes a) herbivores b) carnivores en 2005 (Léman, SHL2).

Figure 2 : Seasonal changes in the abundance of herbivorous and carnivorous Branchiopoda in 2005 (Lake Geneva, SHL2).

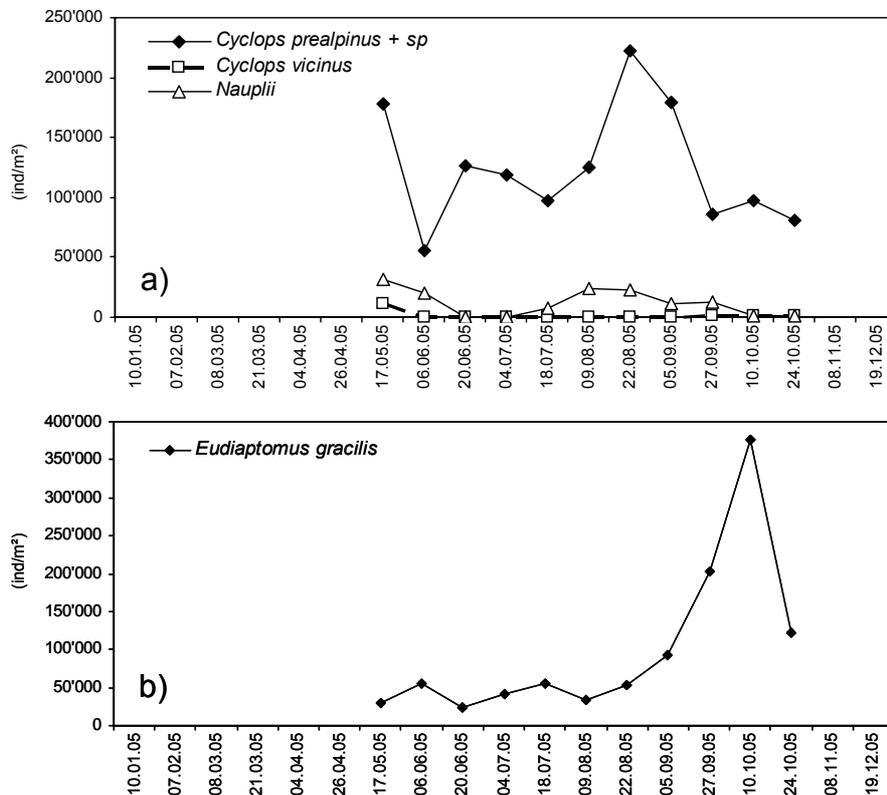


Figure 3 : Evolution saisonnière de l'abondance des cyclopoïdes (a) et du calanoïde *Eudiaptomus gracilis* (b), en 2005 (Léman, SHL2).

Figure 3 : Seasonal changes in the abundance of cyclopoids (a) and calanoids *Eudiaptomus gracilis* (b), in 2005 (Lake Geneva, SHL2).

Les cyclopoïdes sont essentiellement représentés par le genre *Cyclops* et l'ensemble *C. prealpinus* + *C. spp.* est encore dominant par rapport à *C. vicinus*. En raison de l'absence de comptage en début de printemps il est impossible de certifier la date du maximum printanier des cyclopoïdes (figure 3a). Celle-ci pourrait avoir eu lieu le 17 mai comme indiqué sur la figure mais aussi plus tôt. La communauté se maintient et présente une légère croissance pour atteindre un pic de 250 000 ind/m² le 22 août.

Les calanoïdes se maintiennent à des concentrations relativement faibles (50'000 ind/m²) jusqu'au mois de septembre (figure 3b). Le pic est synchronisé à celui du pic d'automne des cladocères et les abondances sont proches des 400 000 ind/m².

3.3 Evolution à long-terme du zooplancton

La figure 4 présente l'évolution interannuelle des moyennes estivales calculées sur la période de mai à septembre. La tendance à la baisse chez les microcrustacés, observée depuis 1984, se confirme encore en 2005. Elle est liée à la diminution de l'abondance des branchiopodes, en particulier des daphnies. En 2005, *Leptodora* présente une forte chute par rapport aux quatre années précédentes alors que *Bythotrephes* se maintient à des densités similaires. Chez les copépodes, les cyclopoïdes sont en légère augmentation en 2005, toutefois la tendance à la baisse observée depuis 1984 n'est pas remise en question. Les densités de calanoïdes sont très faibles en comparaison avec celles observées les autres années.

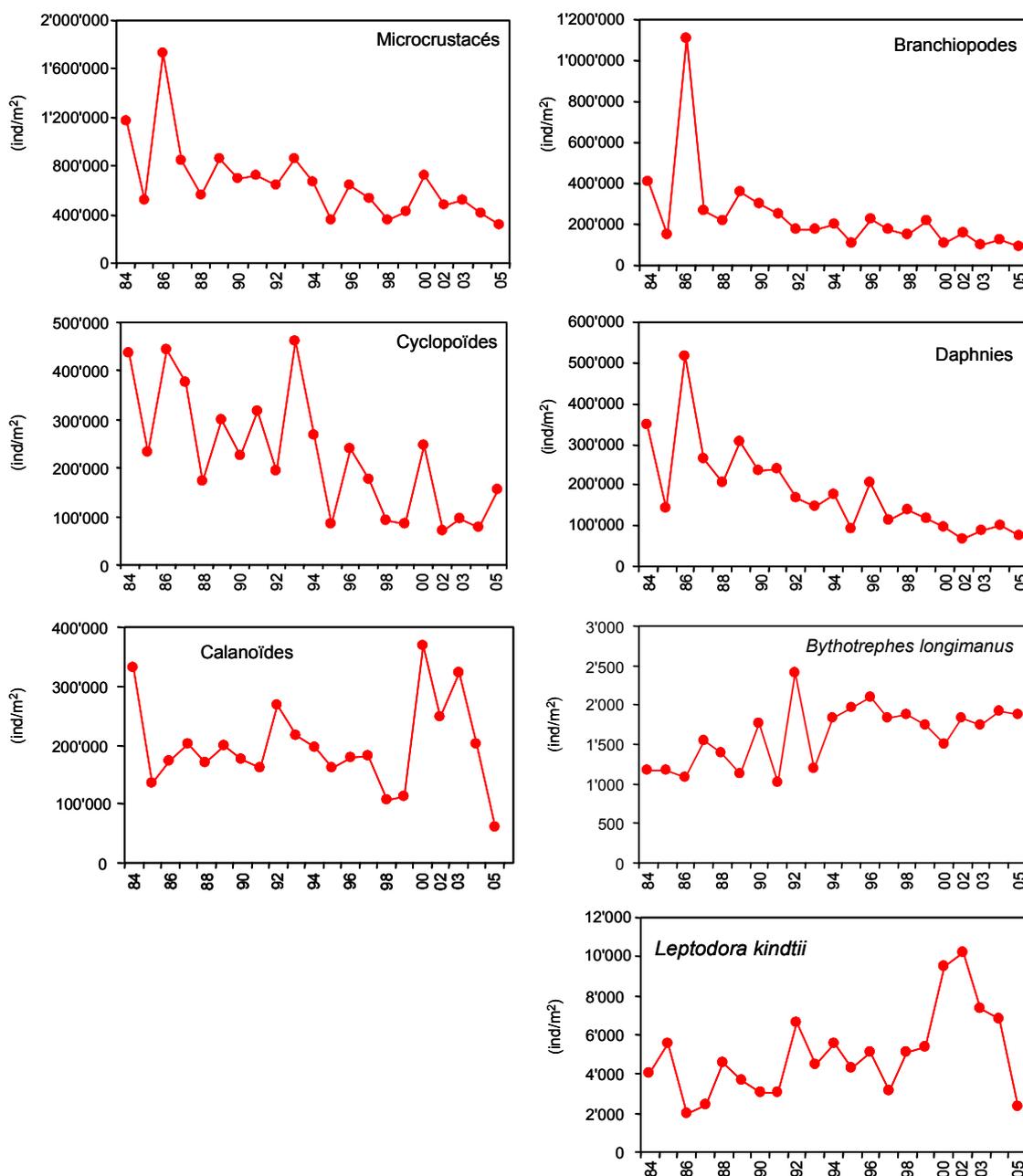


Figure 4 : Evolution interannuelle de l'abondance estivale des différentes catégories de zooplancton crustacéen (Léman, SHL2).

Figure 4 : Inter-annual changes in the summer abundance of the crustacean zooplankton (Lake Geneva, SHL2).

3.4 Biovolumes sédimentés et autres groupes planctoniques

Entre mai et octobre, le cycle d'abondance du biovolume sédimenté du zooplancton (figure 5) présente des variations saisonnières importantes, de 91 mL/m² (5 septembre) à 369 mL/m² (6 juin). Ces variations, fortement corrélées à celles décrites pour les daphnies (p-value < 0.01) présentent donc deux phases d'abondance, la première en fin de printemps (du 6 juin au 4 juillet) et la seconde en automne (du 10 au 24 octobre).

L'accroissement de la population des daphnies entraîne une consommation accrue du phytoplancton et par conséquent une augmentation importante de la transparence des eaux. Pour cette raison, on note une correspondance entre dates des maxima de transparence et périodes à forts biovolumes sédimentés. La phase des eaux claires s'observe autour du 20 juin. En automne, la transparence augmente avec la diminution de la biomasse phytoplanctonique (DRUART et al., 2006). Cette baisse est principalement liée à la modification des conditions environnementales (enfouissement de la thermocline...) mais l'augmentation des effectifs de daphnies observée le 10 octobre a probablement accru la pression de prédation sur les petites formes phytoplanctoniques.

En raison du nombre important de données manquantes liées aux fortes biomasses phytoplanctoniques dans les flacons, la moyenne annuelle des biovolumes sédimentés de 2005 est difficilement comparable avec celles obtenues les années précédentes. Une moyenne réalisée sur la période s'étendant de mai à septembre montre toutefois une valeur similaire avec celle mesurée l'année précédente (204 mLm⁻² en 2004 et 180 mLm⁻² en 2005), la différence entre ces deux années n'étant pas significative.

Les larves véligères de la moule zébrée d'eau douce *Dreissena polymorpha* sont observées de juillet à septembre. Le maximum relevé en 2005 est nettement inférieur à ceux observés les années précédentes (tableau 1).

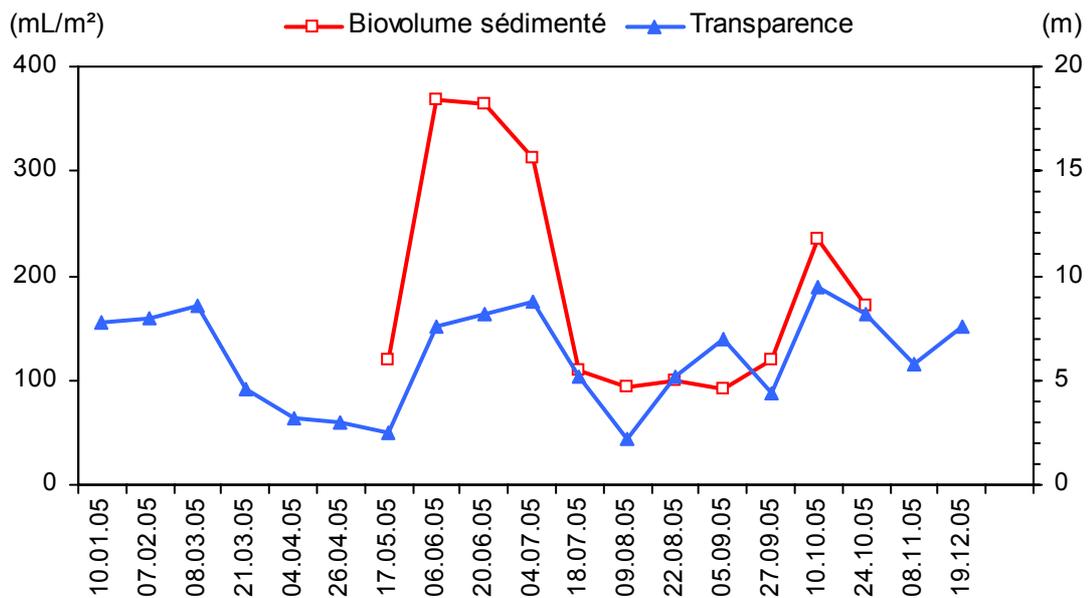


Figure 5 : Evolution saisonnière du biovolume sédimenté de zooplancton et de la transparence des eaux mesurée au disque de Secchi en 2005 (Léman, SHL2).

Figure 5: Seasonal changes in the settled biovolume and Secchi disk transparency values in 2005 (Lake Geneva, SHL2).

Tableau 1 : Evolution de l'abondance des larves planctoniques de *Dreissena polymorpha* (Léman, SHL2).

Table 1 : Seasonal changes in the abundance of the planktonic larvae of the zebra mussel *Dreissena polymorpha* (Lake Geneva, SHL2).

<i>Dreissena</i> (ind/m ²)	1998	1999	* 2000	** 2001	2002	* 2003	* 2004	* 2005
Maximum	22'400	22'000	225'100		19'700	16'100	37'000	6'200
(date)	(04/08)	(02/08)	(17/07)		(19/08)	(22/07)	(23/08)	(04/07)

* année incomplète,

** année avec données non disponibles

En ce qui concerne les rotifères, des espèces coloniales (*Conochilus unicornis*) et des individus de grande taille et pérennes (*Asplanchna priodonta*, *Kellicottia longispina*) ont été dénombrés dans les prélèvements de zooplancton. Les abondances moyennes varient selon les espèces (figure 6).

En 2005, les effectifs de l'espèce dominante, *Kellicottia longispina*, ne dépassent pas les 350'000 ind/m² (le 18 juillet). *Conochilus unicornis* présente un maxima de 40'500 ind/m² le 27 septembre et est absente les autres dates, excepté le 18 juillet, date à laquelle ses effectifs ne sont que de 950 ind/m². *Asplanchna priodonta* est observée en fin de printemps et d'été et atteint un maxima de 287'000 le 10 octobre. *Notholca caudata* n'a pas été observé en 2005.

L'évolution interannuelle de l'abondance et des maxima des différentes espèces est très variable et seule une analyse fine permettrait d'expliquer ces variations qui semblent fortement liées au processus de réoligotrophisation et aux changements climatiques (MOLINERO et al., 2006).

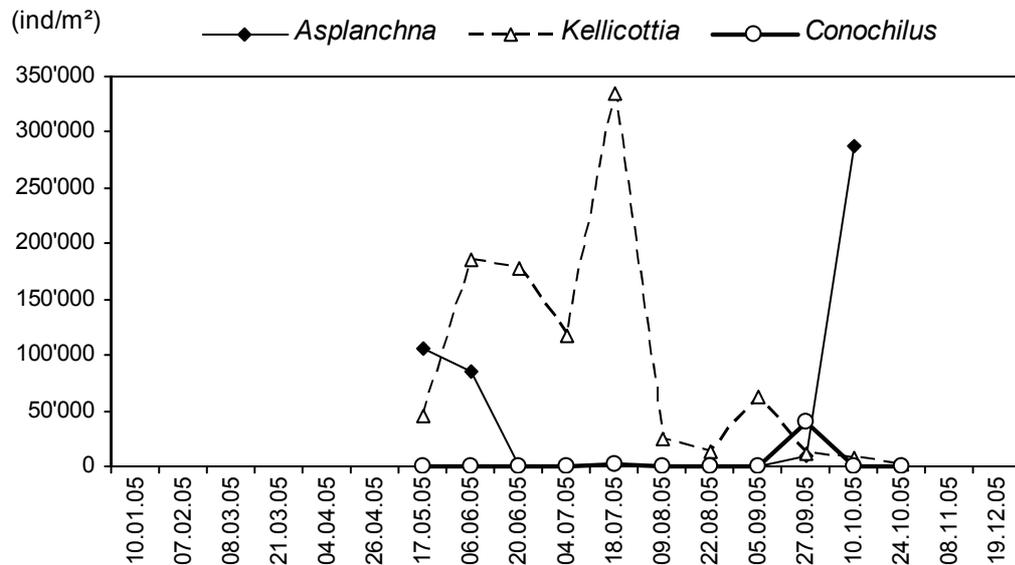


Figure 6 : Evolution saisonnière de quelques rotifères en 2005 (Léman, SHL2).

Figure 6 : Seasonal changes in some Rotifera in 2005 (Lake Geneva, SHL2).

4. CONCLUSIONS

Le phytoplancton présente depuis 2000 des concentrations importantes en algues filamenteuses, en particulier en hiver et au début du printemps. Les caractéristiques de filtration du filet étant alors modifiées, les mesures de biovolumes sédimentés et les dénombrements sont peu fiables, voire impossibles. L'étude de l'évolution à long terme de la communauté zooplanctonique en relation avec la réoligotrophisation ou les changements climatiques ne peut donc porter sur cette période qui, pourtant, constitue une période clé. En effet, selon plusieurs travaux, c'est à ce moment de l'année que les forçages météorologiques liés à la circulation atmosphérique de l'hémisphère nord seraient les plus importants. Par ailleurs, le manque de données sur l'abondance et la composition de la communauté zooplanctonique pendant cette période critique pour la croissance larvaire de certaines espèces piscicoles s'avère être un handicap pour interpréter les fluctuations dans les stocks de poisson exploités et faire un lien avec l'efficacité du recrutement au Léman. Il serait donc recommandé d'envisager une méthode d'échantillonnage complémentaire pour ces périodes à fortes poussées phytoplanctoniques.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O. et LAINE, L. (2005) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 101-109.
- BALVAY, G. (2002): Bref aperçu sur le zooplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2001, 85-88.
- DRUART, J.C., ROBERT, M. et TADONLEKE, R. (2006) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. Eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 89-100.
- MOLINERO, J.C., ANNEVILLE, O., SOUISSI, S., BALVAY, G. et GERDEAUX, D. (2006) : Anthropogenic and climate forcing on the long-term changes of planktonic rotifers in Lake Geneva, Europe. Journal of Plankton Research, 28, 287-296.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES DU LÉMAN EN MILIEU PÉLAGIQUE

WHITEFISH DIET IN THE PELAGIC ZONE OF LAKE GENEVA

Campagne 2005

PAR

Lionel NAVARRO, Alexandre RICHARD et Daniel GERDEAUX

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARRTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Le régime alimentaire de corégones (ou féras) adultes pélagiques a été étudié mensuellement à partir des poissons capturés dans les filets dérivants de la pêche professionnelle en 2005 selon le même protocole depuis 1999. Les corégones mesurent en moyenne 41 cm. La tendance déjà observée les 6 années précédentes se confirme : la part des Bythotrephes, grand cladocère prédateur, dans le régime alimentaire du corégone reste prépondérante en particulier en été. Corrélativement, la part des daphnies diminue. Ces dernières années les Leptodora contribuent à l'alimentation du corégone essentiellement en septembre et dans une moindre mesure en juin alors qu'en début de suivi elles étaient présentes dans les estomacs plus tôt dans l'été. Ces tendances sont en accord avec l'évolution des densités de zooplancton mesurées dans le lac. Les densités en Bythotrephes dans le Léman sont relativement faibles, mettant ainsi en évidence une sélection alimentaire de la part du corégone.

ABSTRACT

The diet of the adult pelagic whitefish (also known as féras) was investigated monthly using fish caught in the drift nets of commercial fishermen in 2005 using the same protocol as has been used since 1999. The mean length of the whitefish was 41 cm. The trend observed over the past 6 years has been confirmed: the proportion of Bythotrephes, a large predatory cladocerus, remains predominant in the whitefish diet, particularly during the summer. The proportion of daphnids had decreased correspondingly. In recent years the Leptodora formed part of the diet of the whitefish mainly in September and to a lesser extent in June whereas when surveying began they were found in whitefish stomachs earlier in the summer. These trends parallel the changes in the densities of zooplankton found in the lake. The densities of Bythotrephes in Lake Geneva are relatively low, showing that the whitefish exhibit dietary preferences.

1. INTRODUCTION

Le maillon "zooplancton-poisson" du réseau trophique pélagique du Léman est assez simple. Les poissons planctonophages disposent d'une faible diversité de proies : des cladocères (daphnies, bosmines, *Leptodora*, *Bythotrephes*), des copépodes (Cyclopoïdes et Calanoïdes). Les nymphes de chironomes constituent également une ressource planctonique quand elles montent vers la surface pour leur mue imaginale. Les proies benthiques sont rares dans le régime alimentaire du corégone au Léman ; ce sont essentiellement des larves de chironomides et de petits lamellibranches (*Pisidium*).

Une étude mensuelle de la signature isotopique du carbone du zooplancton dans les lacs d'Annecy et du Léman a montré que les différents taxons du zooplancton utilisent tous la même ressource alimentaire au Léman alors qu'au lac d'Annecy les daphnies utilisent parfois une ressource autre qui est sans doute issue de la boucle microbienne (PERGA et GERDEAUX, 2005). Si le poisson exerce une prédation sélective sur un taxon zooplanctonique, il va ainsi intervenir indirectement sur la dynamique des autres zooplanctontes en diminuant la consommation de l'espèce mangée et en augmentant ainsi la disponibilité de cette ressource pour d'autres espèces. Par leur prédation sélective, les poissons agissent sur le fonctionnement global du réseau trophique lacustre (MEHNER et al., 2001).

Quand un lac retrouve des conditions oligotrophes, la production primaire doit diminuer et la production zooplanctonique également. La prédation sélective des poissons sur certains taxons aura des conséquences plus importantes qu'en période d'eutrophisation. Cette hypothèse est vraisemblable, comme l'a démontré le rapport de CRETENOY *et al.* (1996) et de nombreux articles de synthèse portant sur l'effet du poisson sur les réseaux trophiques lacustres (ANGELI *et al.*, 2001).

Au Léman, la zone pélagique héberge principalement les corégones, les gardons et les juvéniles de perche. Depuis 1999, la pêche du corégone atteint des tonnages importants avec notamment un peu plus de 380 tonnes en 2002 (figure 1). Le corégone est planctonophage pendant toute sa vie mais présente toutefois une certaine plasticité dans son régime alimentaire (PONTON, 1986). Il peut ainsi s'alimenter sur d'autres ressources comme les chironomes lorsque la quantité de zooplancton disponible est trop faible. La perche constitue la deuxième espèce la plus pêchée au Léman. Son régime alimentaire est planctonophage aux stades jeunes puis ichtyophage. Le régime alimentaire du gardon est également orienté vers le zooplancton. La quantité de gardons prélevée par la pêche continue quant à elle de diminuer ces dernières années.

L'étude du régime alimentaire du corégone et du gardon au Léman a été entreprise par la CIPEL en 1999 (GERDEAUX et HAMELET, 2000). Cette étude concerne uniquement le corégone depuis 2002 (GERDEAUX et HAMELET, 2003). Il a été possible de réduire les coûts de cette étude grâce à la collaboration de pêcheurs professionnels.

2. MÉTHODOLOGIE

Les filets dérivants des pêcheurs étant relevés très tôt en fin de nuit, il est possible d'utiliser leurs captures pour étudier le régime alimentaire des poissons pris par ces filets (PONTON, 1986). La maille des filets est au moins égale à 48 mm de côté. Les études sur le corégone ont montré que la variabilité inter-individuelle est faible et qu'un échantillon de 10 poissons peut être considéré comme représentatif (PONTON, 1986, MOOKERJI *et al.*, 1998, GERDEAUX *et al.*, 2002). Chaque mois durant la période de pêche (janvier-octobre), un échantillon d'estomacs est récolté parmi les poissons capturés par un pêcheur professionnel qui utilise au plus 8 filets de 120 m de long chacun en zone pélagique au large de Séchex (France). En 2005, il n'a pas été possible d'obtenir un échantillon représentatif pour le mois de janvier. En décembre, les corégones sont capturés à l'aide de filets tendus plus près du littoral, à proximité des zones de reproduction. Dans la mesure du possible, un nombre suffisant est récolté pour avoir 10 estomacs bien remplis. Les estomacs prélevés sont conservés dans une solution d'éthanol. Le contenu stomacal est extrait au laboratoire et pesé puis placé dans une éprouvette remplie d'eau pour que le volume du mélange soit de 50 mL. Après agitation, un volume est prélevé pour le comptage. Ce volume est ajusté de façon à permettre le dénombrement d'au moins 100 individus d'une catégorie de proies. Le comptage est fait sous une loupe binoculaire dans une cuvette de Dolfuss. Les principales catégories de proies identifiées sont : Copépodes (Cyclopoïdes et Calanoïdes), Cladocères (bosmines, daphnies, *Leptodora*, *Bythotrephes*), Chironomes (larves et nymphes).

Le volume de chaque catégorie de proies est estimé en multipliant le nombre des proies par un coefficient volumétrique extrait de données bibliographiques ou estimé par assimilation du volume des proies à un volume simple (sphérique ou ellipsoïde) (HYSLOP, 1980). Pour chaque poisson examiné, le pourcentage volumétrique des différentes catégories de proies est calculé.

3. RÉSULTATS

3.1 Taille des poissons examinés

La taille moyenne des 194 corégones échantillonnés est de 41.3 cm de longueur totale (figure 2). Le plus petit poisson mesurait 34 cm, le plus gros 52 cm. La plupart des poissons (95 %) mesurent de 37 à 44 cm. Cette répartition est analogue à celle des années précédentes et liée à la sélectivité des filets employés. Tous les sujets examinés sont donc des adultes en 3^{ème} et 4^{ème} année de vie. L'évolution de la taille des poissons analysés au cours de l'année 2005 met en évidence de façon nette l'entrée dans la pêche de deux générations distinctes. De février à mai, la taille moyenne mensuelle augmente de 40.2 cm à 44.2 cm. Elle chute à 38.5 cm en juin pour augmenter régulièrement par la suite. La chute de la taille moyenne en juin est due à l'entrée dans la pêche d'une nouvelle génération dont la taille est assez grande pour être retenue par la maille des filets.

3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité

En février, 88 % des corégones échantillonnés présentent des estomacs bien remplis. En mars, cette proportion est plus faible (52 %) et 44 % des corégones ont un estomac vide. D'avril à juillet, 67 % à 87 % des corégones échantillonnés présentent un estomac rempli. En août, le taux de vacuité est exceptionnellement élevé pour les 36 individus prélevés. Ainsi, 61 % des poissons ont un estomac vide et 39 % sont presque vides. En septembre et octobre, les taux de vacuité sont respectivement de 37 % et 24 %. En décembre, comme les années précédentes, la majorité des poissons analysés (75 %) présentent un estomac vide. Ces variations mensuelles sont cohérentes avec les mesures du biovolume sédimenté du zooplancton qui montre une forte baisse fin juillet et reste bas jusqu'en fin septembre (cf. chapitre sur le zooplancton). En 2005, la ressource alimentaire des poissons planctonophages a été moins abondante qu'habituellement. Cela se traduit par la présence de nymphes de chironomes dans le régime alimentaire du corégone en 2005.

3.3 Composition du régime alimentaire

Les résultats présentés de façon synthétique en pourcentages volumétriques sont représentatifs de la variabilité saisonnière (figure 4). On note la dominance générale des *Bythotrephes* qui représentent l'essentiel du bol alimentaire en février, mars, avril, juillet, août et décembre. Les mois de septembre et octobre sont dominés par les *Leptodora* et les nymphes de chironomes respectivement. Les daphnies ne sont bien représentées qu'en mai et juin. La part décroissante des daphnies dans l'alimentation du corégone se confirme. La présence des nymphes de chironomes traduit l'absence de disponibilité des autres ressources alimentaires.

Depuis 1999, la présence des nymphes de chironomes est la plus forte, et ce, presque toute l'année (figure 5). Fin 1999 et début 2000, les nymphes avaient constitué une part importante transitoire du régime alimentaire des corégones. Depuis 2003, elles sont retrouvées plus fréquemment, traduisant une diminution de la ressource zooplanctonique également constatée dans le suivi des densités de zooplancton dans le Léman. Les *Leptodora* sont présentes plus tard dans les estomacs, ce qui correspond au pic d'abondance observé dans le lac.

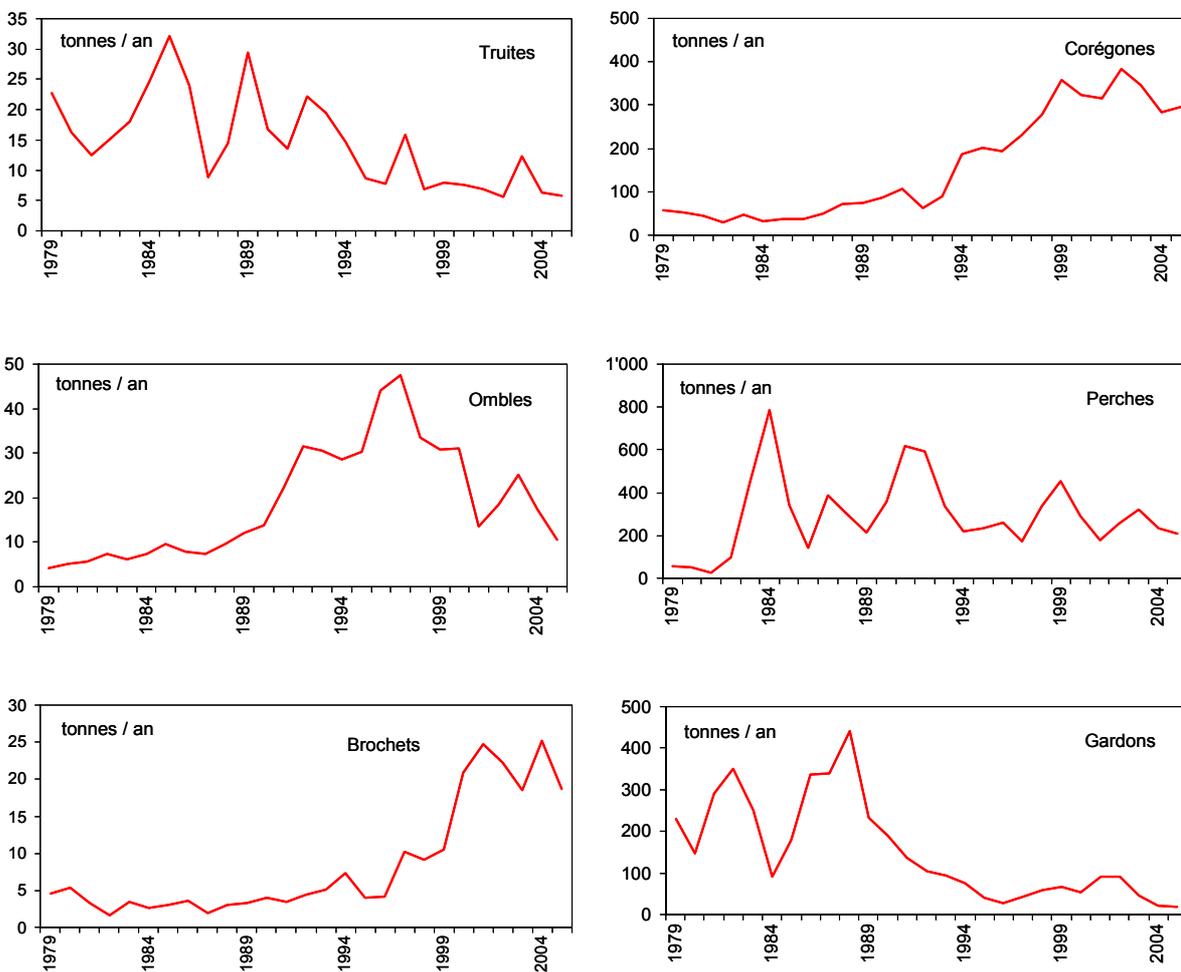


Figure 1 : Évolution de 1979 à 2005 des tonnages de la pêche professionnelle au Léman pour les principales espèces exploitées.

Figure 1 : Change from 1979 to 2005 in the tonnages of the main species caught by commercial fisheries in Lake Geneva.

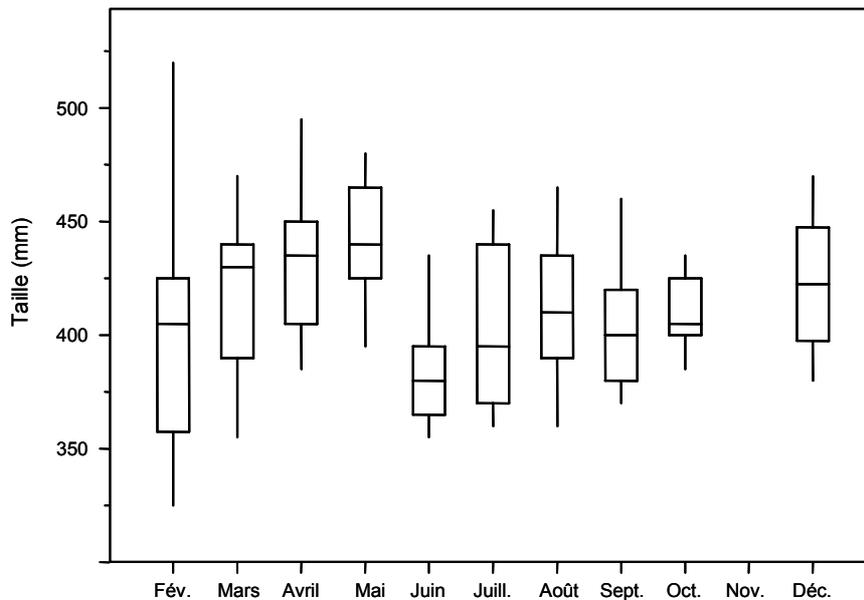


Figure 2 : Répartition des tailles des poissons dont l'estomac a été analysé en 2005. Représentation en "boîte à moustaches" où la ligne au travers de la boîte est au niveau de la médiane, le bas de la boîte est le premier quartile (Q1) et le haut est le troisième quartile (Q3). Les moustaches sont les lignes qui s'étirent du haut et du bas de la boîte jusqu'aux valeurs adjacentes, à savoir la plus petite et la plus grande observation encore comprises dans la zone définie par la limite inférieure $Q1 - 1.5 (Q3 - Q1)$ et par la limite supérieure $Q1 + 1.5 (Q3 - Q1)$.

Figure 2 : Distribution of the sizes of the fish of which the stomach contents were analysed in 2005. "Box-and-Whisler plot", in which the line through the box is at the same level as the median, the bottom of the box is the first quartile (Q1) and the top is the third quartile (Q3). The whiskers are the lines that extend from the top and bottom of the box to the adjacent values, i.e. the lowest and highest values reported that are still within the zone defined by the lower limit of $Q1 - 1.5 (Q3 - Q1)$ and the upper limit of $Q3 + 1.5 (Q3 - Q1)$ respectively.

4. CONCLUSIONS

Depuis le début du suivi, en 1999, la tendance observée est l'augmentation de la part des *Bythotrephes* dans le régime alimentaire des corégones du Léman au détriment des daphnies.

Le suivi des densités des différentes formes zooplanctoniques au Léman montre une évolution similaire avec une diminution de la densité de daphnies ces dernières années. Toutefois, la densité de *Bythotrephes* dans le Léman est relativement faible par rapport à celle des daphnies. La prépondérance de *Bythotrephes* dans les contenus stomacaux démontre la forte sélectivité alimentaire exercée par le corégone. Malgré cette prédation, la densité moyenne annuelle en *Bythotrephes* dans le Léman reste stable ces dernières années.

La présence significative de Chironomides dans les contenus stomacaux à l'automne et dans une moindre mesure au printemps traduit un manque de proies préférentielles. En août, le taux de vacuité est exceptionnellement élevé. Cette observation pourrait également traduire une disponibilité réduite en proies préférentielles du corégone. Elle coïncide avec une diminution ponctuelle des densités en *Bythotrephes* et constante des daphnies observées dans le Léman.

La dynamique des différents taxons zooplanctoniques se retrouve assez bien dans celle des contenus stomacaux de corégones. La forte diminution des *Bythotrephes* et des daphnies en juillet dans le lac ne se retrouve qu'en septembre dans les estomacs de corégones. Ces poissons exercent une prédation sélective sur les *Bythotrephes* qui explique la forte diminution d'abondance de l'espèce et doit influencer sur sa dynamique ultérieure. Il est difficile d'affirmer que la prédation des corégones influe sur celle du zooplancton, plus que ne l'a fait la disponibilité en nourriture pour le zooplancton. Toutefois, sachant que les taxons zooplanctoniques utilisent la même source de carbone, cette hypothèse est tout à fait recevable. L'état trophique du Léman est tel qu'aujourd'hui la prise en compte de la prédation du poisson est indispensable pour comprendre la dynamique du réseau trophique pélagique.

Remerciements : Nous tenons à remercier Monsieur Raphaël JORDAN, pêcheur professionnel à Séchex, qui nous a facilité le travail de prélèvement des estomacs sur les poissons.

BIBLIOGRAPHIE

- ANGELI, N., CRETENOY, L. et GERDEAUX, D. (2001) : Importance du peuplement piscicole dans la qualité des eaux : les biomanipulations. In : Gestion piscicole des grands plans d'eau. D. Gerdeaux (ed.) Hydrobiologie et Aquaculture. 2001 Paris : INRA Editions 457 p., p. 35-74.
- CRETENOY, L., GERDEAUX, D., ANGELI, N. et CARANHAC, F. (1996) : Eléments pour la prise en compte des populations piscicoles dans le fonctionnement trophique du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 173-185.
- GERDEAUX, D. et HAMELET, V. (2000) : Régime alimentaire des corégones et des gardons du Léman, en milieu pélagique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 135-140.
- GERDEAUX, D. et HAMELET, V. (2004) : Régime alimentaire des corégones et des gardons du Léman, en milieu pélagique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2003, 93-98.
- GERDEAUX, D., BERGERET, S., FORTIN, J. et BARONNET, T. (2002) : Diet and seasonal patterns of food intake by Coregonus lavaretus in Lake Annecy, comparison with the diet of the other species of the fish community. Archiv für Hydrobiologie, 57 (Spec. Iss. Advanc. Limnol.), 199-207.
- HYSLOP, E.J. (1980) : Stomach content analysis - a review of methods and their application. J. of Fish.Biol., 17, 411-429.
- MEHNER, T., KASPRZAK, P., WYSUJACK, K., LAUDE, U. et KOSCHEL, R. (2001) : Restoration of a stratified lake (Feldberger Haussee, Germany) by a combination of nutrient load reduction and long-term biomanipulation. International Review of Hydrobiology, 86(2), 253-265.
- MOOKERJI, N., HELLER, C., MENG, H.J., BURGI, H.R. et MULLER, R. (1998) : Diel and seasonal patterns of food intake and prey selection by Coregonus sp. in re-oligotrophicated Lake Lucerne, Switzerland. J. of Fish Biol., 52 (3), 443-457.
- PERGA, M.E. et GERDEAUX, D. (2005) : 'Are fish what they eat' all year round? Oecologia, 144(4), 598-606.
- PONTON, D. (1986) : Croissance et alimentation de deux poissons planctonophages du lac Léman : le corégone (*Coregonus* sp.) et le gardon (*Rutilus rutilus*). Thèse Université Lyon 1, 156 pages + annexes.

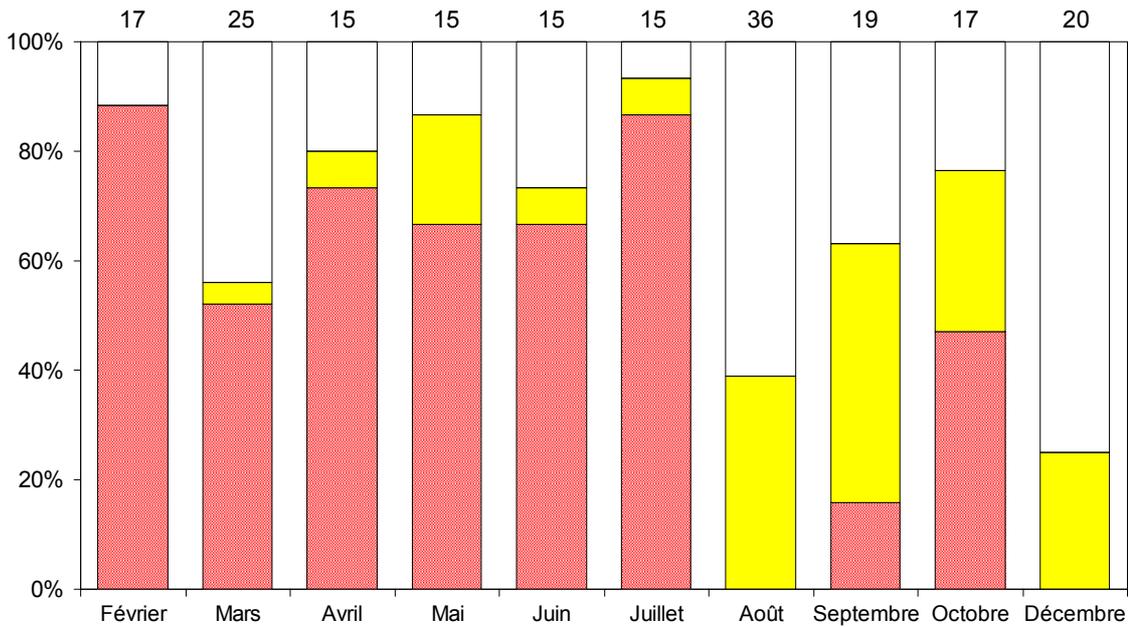


Figure 3 : Évolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés de corégones en 2005 au Léman. En rouge est représentée la classe des estomacs pleins, en blanc celle des estomacs vides et en jaune celle des estomacs partiellement remplis. Le chiffre porté au-dessus de chaque barre représente le nombre d'estomacs prélevés.

Figure 3 : Monthly change in the degree of emptiness of the whitefish stomachs analysed in 2005 in Lake Geneva. The full stomachs are showed in red, the empty stomachs in white, and the partially-full stomachs are shown in yellow. The number shown above each bar indicates the number of stomachs sampled.

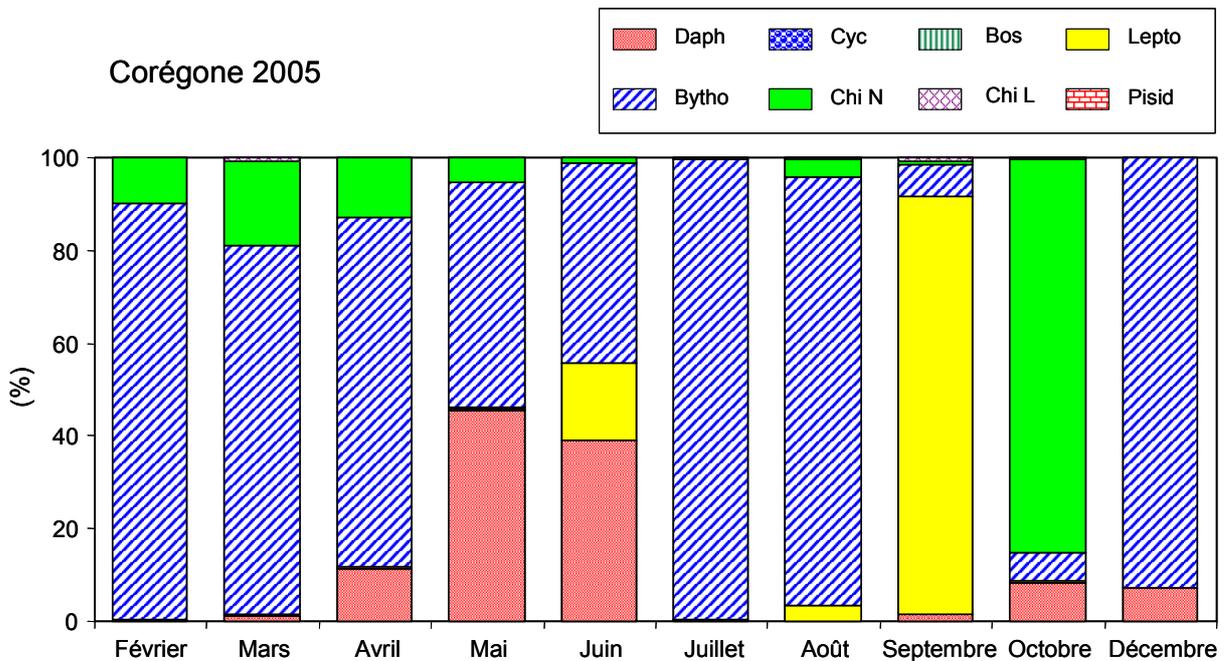


Figure 4 : Évolution mensuelle des pourcentages volumétriques dans les estomacs de corégones en 2005 au Léman.

Figure 4 : Monthly change in the percentage of the volumes of the prey species found in the stomachs of the whitefish in 2005 in Lake Geneva.

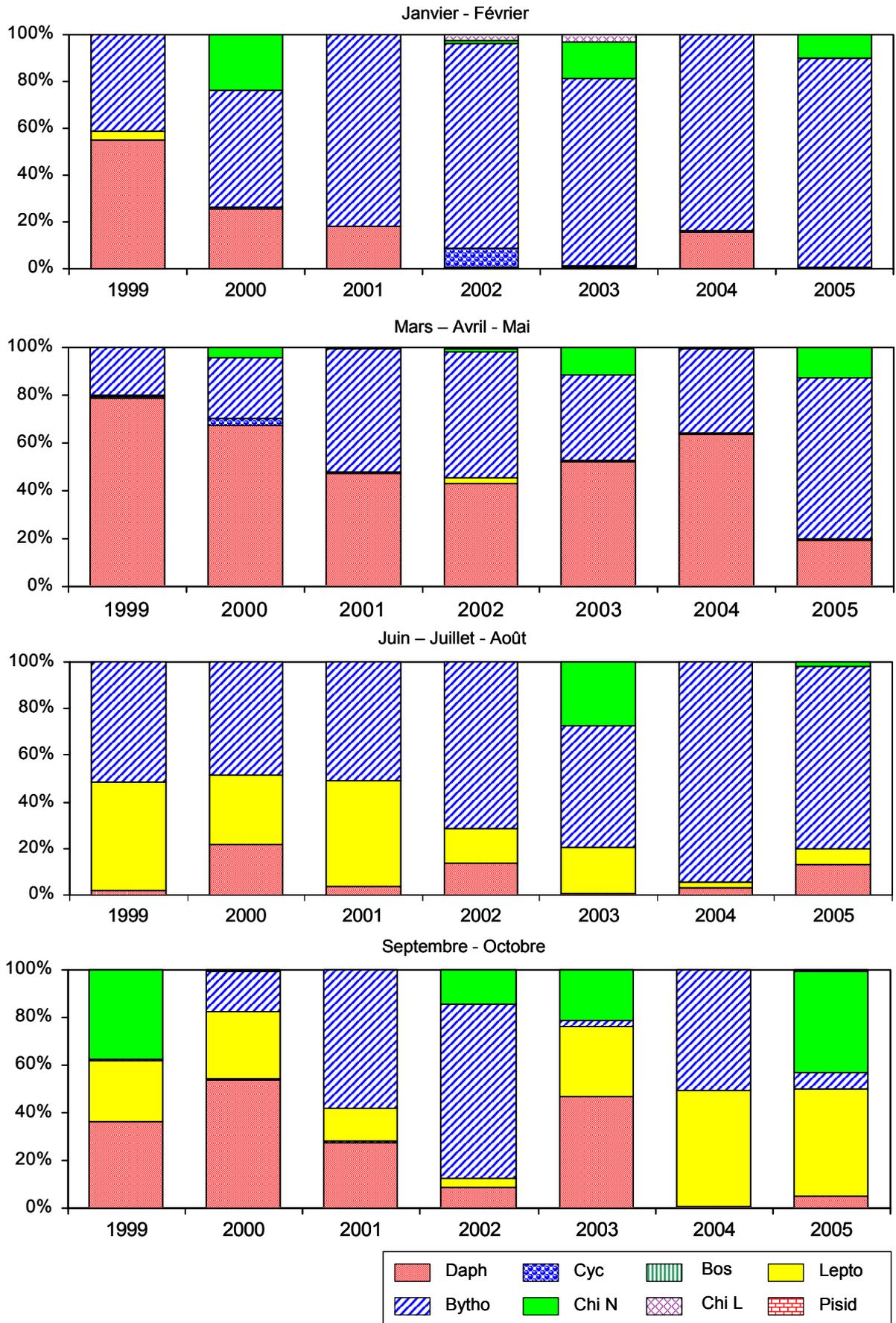


Figure 5 : Évolution saisonnière de 1999 à 2005 des contenus stomacaux de corégones au Léman. (Pour l'année 2003, le mois d'août n'a pas été pris en compte, pour les années 2004 et 2005, le mois de janvier).

Figure 5 : Seasonal changes from 1999 to 2005 in the whitefish stomach contents in Lake Geneva (the months of August in 2003, and January in 2004 and in 2005 were not taken into account).

ÉVOLUTION DU ZOOBENTHOS PROFOND DU LÉMAN

EVOLUTION OF THE DEEP-WATER ZOOBENTHOS IN LAKE GENEVA

Campagne 2005

PAR

Brigitte LODS-CROZET et Olivier REYMOND

SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT DU CANTON DE VAUD
Ch. des Boveresses 155, CH - 1066 EPALINGES

RÉSUMÉ

Le zoobenthos de la zone des 150 m de profondeur a été étudié au printemps 2005 selon le même protocole qu'en 1998 afin de suivre l'évolution de la structure des communautés benthiques. Les paramètres quantitatifs comme la densité moyenne et la biomasse totale des vers oligochètes montrent une diminution significative des effectifs depuis 1998. De plus, l'accroissement de la densité des insectes chironomidés est particulièrement nette et réjouissante. Plusieurs indicateurs qualitatifs et quantitatifs concernant les oligochètes et chironomidés montrent pour la plupart une évolution positive vers une amélioration de la qualité biologique des sédiments. Seul, l'indicateur de l'abondance relative des espèces d'oligochètes sensibles n'évolue pas dans le sens envisagé les années précédentes en augmentant progressivement. L'utilisation de plusieurs approches descriptives et de bioindication de la faune benthique des sédiments sont donc actuellement nécessaires pour apprécier l'évolution du fonctionnement trophique à long terme du Léman.

ABSTRACT

The zoobenthos in the zone at a depth of 150 m was investigated during the Spring of 2005 using the same protocol as in 1998 in order to monitor any changes in the structure of the benthic communities. The quantitative parameters, such as the mean density and total biomass of the oligochaete worms, have declined significantly since 1998. Furthermore, the increase in the density of chironomid insects has been particularly obvious and welcome. Most of the various qualitative and quantitative indicators relating to the oligochaetae and chironomids demonstrate a positive trend towards an improvement in the biological quality of the sediments. The only exception is the indicator of the relative abundance of the sensitive oligochaete species, which has not progressed as expected from the previous years, when it had risen steadily. This means that it is now necessary to use several different descriptive and bioindicator-based approaches to assessing the benthic fauna in the sediments in order to assess the long-term trophic functioning of Lake Geneva.

1. INTRODUCTION

L'étude des communautés biologiques joue un rôle de base dans l'évaluation de la qualité écologique des écosystèmes lacustres. Le zoobenthos profond est en particulier exposé aux variations des conditions de milieu, tant au travers du cycle des nutriments qu'au niveau des teneurs en oxygène dissous. Comme les invertébrés benthiques ont généralement de longs cycles de vie, les conséquences de perturbations ponctuelles ou chroniques sont intégrées au niveau de la distribution, de la fréquence et/ou de la diversité du zoobenthos. Durant ces dernières décennies, de nombreux outils de biomonitoring ont utilisé le zoobenthos des lacs (SAETHER, 1979; WIEDERHOLM, 1980; MILBRINK, 1983; LAURITZEN et al., 1985; LANG, 1990; LAFONT et al., 1991; MOUTHON, 1993; JUGET et al., 1995; p. ex.). Cependant, la mise au point d'un indice de qualité benthique global et pertinent pour le zoobenthos des lacs profonds européens n'est pas encore effective. Depuis la parution de la directive cadre européenne sur la qualité écologique des eaux (UE, 2000), des tentatives de développement d'indices de qualité biologique et de classification écologique des lacs ont vu le jour (AFNOR, 2005; VERNEAUX et al., 2004; RUSE, 2002; MARGARITORA et al., 2003) afin de rendre compte du fonctionnement trophique des lacs qui peut être considéré comme la potentialité de transfert de la matière organique vers les organismes consommateurs.

La faune benthique des sédiments du Léman, et plus particulièrement les vers oligochètes, les insectes chironomidés, et les mollusques bivalves sphaeridés sont connus depuis le début du siècle dernier grâce aux travaux de FOREL (1904), PIGUET et BRETSCHER (1913), ZEBROWSKA (1914), JUGET (1958, 1967) et MOUTHON (1987) et peuvent servir de référence pour apprécier les changements survenus ces trente dernières années dans l'état trophique du Léman.

Dans le cadre du programme vaudois de surveillance de la qualité biologique des lacs, les communautés zoobenthiques de la zone se situant à la profondeur moyenne du Léman (150 m) ont été suivies en 2005 et comparées à celles étudiées en 1993 (LANG et REYMOND, 1994) et 1998 (LANG, 1999). Les buts de cette étude sont de suivre l'évolution de la structure des communautés benthiques profondes par confrontation de différentes approches descriptives et de bioindication et d'établir un diagnostic sur l'état biologique des sédiments.

2. STATIONS ET MÉTHODES

En 2005, 15 stations ont été échantillonnées dans la partie occidentale du Grand-Lac sur l'isobathe 152 m entre l'embouchure de l'Aubonne et Morges (coordonnées suisses XY - 522.000/144.000 à 528.300/147.400) selon le même protocole qu'en 1998 (LANG, 1999). Les 15 stations distantes d'environ 500 m et localisées au moyen d'un récepteur GPS, ont été échantillonnées à 6 reprises entre le 4 mai et le 6 juin 2005 à l'aide d'un carottier (30 cm de long, 16 cm²) descendu depuis la surface à l'extrémité d'un câble. Au cours de chaque visite, 2 carottes de sédiment ont été prises, ce qui porte à un total de 180 échantillons. Le protocole d'échantillonnage utilisé en 1993 était légèrement différent : les stations étaient réparties à l'intérieur d'une zone rectangulaire de 4 x 0.6 km, située dans la région ouest du Grand-Lac (LANG, 1994).

En laboratoire, le sédiment est tamisé (vide de maille 0.2 mm) et le refus du tamis est conservé au formol 5%. La macrofaune récoltée est constituée principalement de vers oligochètes (lumbriculidés et tubificidés), de larves et pupes d'insectes chironomidés et de mollusques sphaeridés. Après coloration au Rose Bengale (meilleure distinction des oligochètes), les organismes sont triés et comptés sous une loupe binoculaire à faible grossissement (6 x). Les oligochètes et chironomidés sont ensuite pesés après passage sur du papier absorbant (biomasse, poids frais). Les vers oligochètes de diamètre > 0.3 mm et les chironomidés sont ensuite montés entre lame et lamelle (REYMOND, 1994) puis identifiés à l'espèce ou au groupe d'espèces. 29 échantillons dépourvus de faune n'ont pas été retenus pour l'analyse.

L'évaluation de la qualité écologique des sédiments profonds est basée sur plusieurs paramètres :

- Présence et occurrence des oligochètes, chironomidés et mollusques,
- Densité, biomasse et abondance relative des oligochètes et chironomidés, dont des espèces indicatrices,
- Abondance Relative des espèces d'Oligochètes Sensibles (AROS). AROS est ensuite comparé aux valeurs de référence définies par LANG (1990) : AROS est égal à zéro si les conditions sont celles d'un milieu eutrophe, les valeurs d'AROS varient entre 1 et 17 % dans un milieu méso-eutrophe, entre 18 et 52 % dans un milieu mésotrophe, entre 52 et 69 % dans un milieu oligo-mésotrophe et dépasse 69 % dans un milieu oligotrophe.
- Indice Oligochètes de Bioindication Lacustre (IOBL) (AFNOR, 2005), basé sur la diversité des espèces et variant entre 0 et 25 :

$$\text{IOBL} = S + 3 \log_{10} (D + 1)$$

S est le nombre total de taxons identifiés parmi 100 oligochètes

D est la densité en oligochètes pour 0.1 m²

- Index de qualité benthique pour les chironomidés (IQBC) selon WIEDERHOLM (1980), adapté au zoobenthos de lacs européens profonds et variant entre 0 et 5 :

$$\text{IQBC} = \sum_{i=0}^5 k_i n_i / N$$

$k_i = 5$ pour *Macropelopia* spp., *Paracladopelma nigrifolium* gr. et *Heterotrissocladius* spp.

4 pour *Micropsectra* spp. et *Paratendipes* spp.

3 pour *Sergentia coracina*, *Stictochironomus* spp.

2 pour *Chironomus anthracinus* et *Tanytarsus* spp.

1 pour *Chironomus plumosus*

0 si les espèces indicatrices sont absentes

n_i = nombre d'individus du groupe d'espèces i

N = nombre total d'individus des espèces indicatrices ¹.

¹ Se dit d'espèces qui ont une sensibilité différente selon le type de pollution rencontré et qui sont capables d'intégrer des perturbations de manière visible au niveau de leur diversité et/ou abondance. Elles sont, de ce fait, caractéristiques d'un état écologique du milieu.

3. RÉSULTATS

3.1 Composition et fréquence des espèces

Un total de 11 espèces d'oligochètes colonise les sédiments dans la zone des 150 m de profondeur (Tableau 1). Les critères de différenciation entre *Stylodrilus heringianus* et *S. lemani* ne permettent pas d'établir avec certitude la présence de ce dernier en 2005. La faible fréquence de *Spirosperma ferox*, trouvé seulement en 1998 indique que cette espèce est à sa limite de distribution bathymétrique. *Aulodrilus plurisetus* et *Potamothenix moldaviensis*, ont été considérés comme absents en 1993 et 1998. Ils étaient toutefois présents en 2003 dans la même zone de profondeur qu'en 2005 (LODS-CROZET et REYMOND, 2004) et ont cependant pu passer inaperçus à l'époque du fait de la petite taille du premier et de la confusion possible avec les *Limnodrilus* immatures pour le second. *Potamothenix vej dovskyi* est l'espèce la plus fréquente (64 %), bien qu'elle soit en régression depuis 1998. La fréquence de *Stylodrilus* est aussi en diminution par rapport à 1998.

Cinq taxa de chironomidés colonisent ces fonds. Seul *Procladius* sp. n'a pas été retrouvé. La fréquence de tous les taxa est en augmentation en 2005.

Parmi les mollusques, les 2 espèces de sphaeridés, déjà trouvées en 2003, restent peu fréquentes. Elles sont cependant caractéristiques des eaux froides des grands lacs (surtout *Pisidium conventus*).

Tableau 1 : Présence et fréquence des oligochètes et chironomidés récoltés dans le Léman en 2005.

L : Lumbriculidés; T : Tubificidés; + : présence; / : absence; nd : donnée non disponible
o : sensible à la pollution; i : espèce indicatrice selon SAETHER (1979) et WIEDERHOLM (1980)

Table 1 : Presence, occurrence for oligochaete and chironomid fauna collected in the Lake Geneva in 2005.

L : Lumbriculids; T : Tubificids; + : present; / absent; nd : no data
o : intolerant of pollution; i : indicator species (SAETHER, 1979; WIEDERHOLM 1980)

			Fréquence (%)		
			1993	1998	2005
OLIGOCHAETA					
o	L	<i>Bichaeta sanguinea</i> Bretscher	3.5	5	2.6
o	L	<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède + <i>S. lemani</i> (Grube)	40.4	66.1	37.7
o	L	<i>Embolecephalus velutinus</i> (Grube)	4.4	7.1	8.6
	T	<i>Spirosperma ferox</i> (Eisen)	/	2	/
	T	<i>Potamothenix vej dovskyi</i> (Hrabe)	45.6	77.4	64.2
	T	<i>Potamothenix moldaviensis</i> (Vej dovsky & Mrazek)	/	/	7.3
	T	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparède)	+	+	3.3
	T	<i>Limnodrilus profundicola</i> (Verrill)	/	+	4.6
	T	<i>Limnodrilus</i> sp. (+ immatures)	8.3	33	54.3
	T	<i>Potamothenix hammoniensis</i> (Michaelson)	+	+	0.7
	T	<i>Potamothenix heuscheri</i> Bretscher	+	+	12.6
	T	<i>Tubifex tubifex</i> (Müller)	+	+	1.3
	T	<i>P. hammoniensis</i> , <i>P. heuscheri</i> , <i>T. tubifex</i> (+ immatures)	79.8	59.5	57.6
	T	<i>Aulodrilus plurisetus</i> Piguet	/	/	4.6
CHIRONOMIDAE			15.4	12.5	25.8
o	i	<i>Macropelopia nebulosa</i> gr.	+	1.8	2
o	i	<i>Paracladopelma nigrifula</i> gr.	/	1.2	8.6
o	i	<i>Micropsectra notescens</i> gr.	+	7.7	15.9
		<i>Procladius</i> (H.) spp.	+	1.2	/
	i	<i>Paratendipes</i> spp.	/	/	0.7
	i	<i>Tanytarsus</i> spp.	+	0.6	1.3
MOLLUSCA					
		<i>Pisidium conventus</i> Clessin	nd	nd	4.6
		<i>Pisidium personatum</i> Malm	nd	nd	
Nombre d'échantillons :			228	168	151

3.2 Densité et biomasse

La densité moyenne des vers oligochètes diminue entre 1998 et 2005 en passant de 12'001 à 5'156 ind.m⁻² (Tableau 2); la différence est significative (test de Mann-Whitney, $p < 0.001$). Pour les chironomidés, l'augmentation de la densité est particulièrement nette et significative (test de Mann-Whitney, $p = 0.002$).

La biomasse totale des invertébrés benthiques a tendance à diminuer entre 1998 et 2005 (test de Mann-Whitney, $p < 0.001$). Elle reflète essentiellement la diminution des vers oligochètes, puisque les chironomidés ne représentent que 10 % de la biomasse totale.

Tableau 2 : Evolution des descripteurs quantitatifs et intégrateurs du zoobenthos du Léman dans la zone des 150 m de profondeur; (\pm Erreur standard).

Table 2 : Change in the quantitative and integrative descriptors of the zoobenthos in the 150 m depth zone of Lake Geneva; (" Standard error).

	1993	1998	2005
Densité totale oligochètes (ind/m ²)	10'518 (532)	12'001 (927)	5'156 (403)
Densité totale oligochètes déterminés (ind/m ²)	3'308 (161)	4'159 (251)	3'005 (201)
Densité totale chironomides (ind/m ²)	115	97 (21)	240 (45)
Biomasse totale oligochètes et chironomidés (g/m ²)	10.6	13.1	6.4
Abondance Relative Oligochètes Sensibles (AROS) (%)	17.9	29.9	18.5
Indice Oligochètes Bioindication Lacustre (IOBL)	/	14.6	14.2
Densité <i>Emboloccephalus velutinus</i> (ind/m ²)	27 (8)	56 (16)	74 (23)
Abondance relative <i>Emboloccephalus velutinus</i> (%)	1.3	1.3	2.6
Indice Qualité Benthique (IQBC) (Chironomidés)	3.66	3.61	4.22
Abondance relative <i>Macropelopia</i> et <i>Paracladopelma</i> (%)	2.4	21.7	29.3
Nombre d'échantillons :	228	168	151

3.3 Evaluation de la qualité biologique basée sur les communautés benthiques

Les 3 espèces d'oligochètes sensibles à la pollution sont présentes dans 43.7 % des prélèvements en 2005 (68.5 % en 1998 et 46 % en 1993). L'abondance relative moyenne des oligochètes sensibles (AROS) est de 18.5 % (29.9 % en 1998). Les différences observées sont significatives (test de Mann-Whitney, $p < 0.001$). L'augmentation observée en 1998 ne se confirme pas en 2005. Ce sont surtout les oligochètes du genre *Stylodrilus* qui voient leur abondance relative diminuer de moitié par rapport à 1998. Il faut noter toutefois que *Emboloccephalus velutinus*, espèce caractéristique du début du XX^e siècle et plus sensible que *Stylodrilus*, (JUGET, 1967; LANG, 1999) a tendance à devenir plus fréquente et plus abondante depuis 1993 (Tableau 2).

L'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL) calculé pour 1998 et 2005 est supérieur à 10 et indique un fort potentiel métabolique des sédiments.

L'indice de qualité benthique (IQBC) basé sur les chironomidés augmente entre 1998 et 2005, signe d'une recolonisation des sédiments profonds par des espèces sensibles. On peut également suivre l'évolution de l'abondance relative de 2 espèces sensibles (*Macropelopia nebulosa* gr. et *Paracladopelma nigrifula* gr.) où une nette augmentation est constatée (Tableau 2).

4. CONCLUSIONS

La diminution de la densité et de la biomasse totale des oligochètes entre 1998 et 2005 sont des signes d'une moins grande productivité du système. De même, la valeur élevée de IOBL révèle la potentialité des sédiments lacustres profonds à assimiler et à recycler les substances minérales et organiques. Le suivi des populations de l'oligochète *Emboloccephalus velutinus* semble pertinent pour apprécier la qualité des sédiments profonds. Au niveau des deux descripteurs utilisés pour les chironomidés, ils confirment une lente mais évidente restauration de conditions favorables au niveau des sédiments profonds du Léman. Le maintien de populations de mollusques sphaeridés en zone profonde, caractéristiques des eaux froides des grands lacs est également un signe encourageant dans le processus de réoligotrophisation du lac. Par contre, l'indicateur AROS n'évolue pas comme il avait été envisagé les années précédentes en augmentant progressivement.

Ces résultats montrent que les communautés benthiques (vers oligochètes, larves de chironomidés et mollusques sphaeridés) constituent un outil pour apprécier l'évolution du fonctionnement trophique à long terme d'un grand lac profond mais que plusieurs approches complémentaires sont actuellement nécessaires pour avoir une bonne vision d'ensemble.

Remerciements : L'aide sur le terrain de Luc Jacquemettaz, garde-pêche et de notre collègue Hélène Mayor Siméant nous a permis de mener à bien ce travail. Nous tenons également à remercier Pascal Stucki, biologiste au bureau Aquarius de Neuchâtel pour la détermination des mollusques sphaeridés.

BIBLIOGRAPHIE

- AFNOR (2005) : Qualité de l'eau - Détermination de l'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL). Association française de Normalisation (AFNOR), NF T 90-391, 17 p.
- FOREL, F. A. (1904) : Le Léman. Monographie limnologique. Slatkine Reprints, vol 3, 715 p.
- JUGET, J. (1958) : Recherches sur la faune de fond du Léman et du lac d'Annecy. Hydroécologie appliquée, 7, 7-95.
- JUGET, J. (1967) : La faune benthique du Léman: modalités et déterminismes écologiques du peuplement. Université de Lyon, 360 p.
- JUGET, J., LAFONT, M., MOUTHON, J. et GERDEAUX, D. (1995) : Structure des communautés benthiques et pisciaires. In: "Limnologie générale", R. Pourriot & M. Meybeck, eds, Masson, Paris, Milan, Barcelone, 494-513.
- LAFONT, M., JUGET, J. et ROFES, G. (1991) : Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des oligochètes. Rev. Sci. Eau, 4, 253-268.
- LANG, C. (1990) : Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. Freshwater Biology, 24, 327-334.
- LANG, C. (1999) : Evolution de l'état trophique du Léman entre 1990 et 1998 indiquée par les communautés de vers présentes à 150 m de profondeur. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 101-110.
- LANG, C. et REYMOND, O. (1994) : Evolution de l'état du Léman entre 1983 et 1993 indiquée par les communautés de vers de la zone profonde. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 123-127.
- LAURITZEN, D.D., MOZLEY, S.C. et WHITE, D.S. (1985) : Distribution of oligochaetes in lake Michigan and comments on their use as indices of pollution. J. Great Lakes Res., 11(1), 67-76.
- LODS-CROZET, B. et REYMOND, O. (2004) : Réponses des communautés benthiques du Léman à l'amélioration de l'état trophique du Léman entre 1983 et 2003. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2003, 99-109.
- MARGARITORA, F.G., BAZZANTI, M., FERRARA, O., MASTRANTUONO, L., SEMINARA, M. et VAGAGGINI, D. (2002) : Classification of the ecological status of volcanic lakes in Central Italy. J. Limnol., 62 (Suppl. 1), 49-59.
- MILBRINK, G. (1983) : An improved environmental index based on the relative abundance of oligochaete species. Hydrobiologia, 102, 89-97.
- MOUTHON, J. (1987) : Contribution à la connaissance des mollusques du Léman. Intérêt de l'étude des malacocénoses pour apprécier la qualité biologique des sédiments de ce plan d'eau. Revue suisse zool., 94(4), 729-740.
- MOUTHON, J. (1993) : Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. Bull. Fr. Pêche Pisc., 331,397-406.
- PIGUET, E. et BRETSCHER, K. (1913) : Oligochètes. Catalogue des invertébrés de la Suisse, Fascicule 7, Genève, 215 p.
- REYMOND, O. (1994) : Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes: une méthode simple. Bull. Soc. vaudoise Sc. nat., 83, 1-3.
- RUSE, L. (2002) : Chironomid pupal exuviae as indicators of lake status. Archiv für Hydrobiologie, 153(3), 367-390.
- SAETHER, O. A. (1979) : Chironomid communities as water quality indicators. Holarctic Ecology, 2, 65-74.

- UE, (2000) : Directive 2000 CE du Parlement européen et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau. Bruxelles.
- VERNEAUX, V., VERNEAUX, J., SCHMITT, A., LOVY, C. et LAMBERT, J.-C. (2004) : The Lake Biotic Index (LBI) : an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the lake Chalain (French Jura) as an example. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.*, 40 (1), 1-9.
- WIEDERHOLM, T. (1980) : Use of benthos in lake monitoring. *Journal Water Pollution Control Federation*, 52, 537-547.
- ZEBROWSKA, A. (1914) : Recherches sur les larves de Chironomides du Léman. *Dissertation, Université de Lausanne*, 59 p.

BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE

ASSESSMENT OF THE INPUT FROM THE TRIBUTARIES INTO THE LAKE GENEVA AND INTO THE RHÔNE DOWNSTREAM OF GENEVA

Campagne 2005

PAR

Philippe QUETIN

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARTEL), BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Les apports au Léman par les rivières sont calculés à partir des analyses sur des prélèvements d'eau en continu (proportionnels aux débits) pour les quatre affluents principaux (Rhône amont, Dranse, Aubonne et Venoge) et de prélèvements sur sept affluents complémentaires. Les exportations du lac sont contrôlées sur le Rhône émissaire à Genève. Enfin, les apports du bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et son entrée sur le territoire français sont calculés à partir des analyses sur le Rhône aval (à Chancy), de l'Arve et de l'Allondon.

2005 est une année à pluviométrie moyenne. Les débits des différentes rivières sont nettement inférieurs à leur moyenne sur 10 ans. La somme des débits moyens de l'ensemble des affluents contrôlés est de 184 m³/s. Le débit moyen à la sortie du lac (émissaire à Genève) est de 198 m³/s.

Les apports en phosphore total au lac par les onze rivières suivies ont été de 1081 tonnes. Le Rhône amont représente 95 % de ces apports. Il sort du lac 104 tonnes. Pour le phosphore dissous les apports sont de 52.3 tonnes et 43 tonnes sont exportées par l'émissaire.

Pour le phosphore total, les flux apportés par le Rhône amont sont en constante augmentation depuis le début des mesures. Par contre, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne montrent une évolution à la baisse. Il en est de même pour les flux exportés par le Rhône aval à Chancy. L'Arve et l'Allondon ne montrent pas d'évolution nette.

Pour le phosphore dissous, l'ensemble des onze rivières suivies se déversant dans le lac, ainsi que le Rhône aval à Chancy, montrent une nette décroissance des apports depuis une vingtaine d'années. Il n'en est pas de même pour l'Arve et l'Allondon qui ne montrent pas d'évolution à la baisse.

Pour l'azote minéral total, l'ensemble des rivières auscultées montre une stabilité des apports au cours des années.

Pour le chlorure, l'ensemble des rivières à l'exception du Rhône amont et de la Dranse, présente une stabilité des apports. L'augmentation est particulièrement nette pour le Rhône amont (+ 5 % par an).

En ce qui concerne la qualité des eaux, on constate très nettement pour l'évolution des concentrations en P-PO₄ ces 20 dernières années, l'effet de la mise en place de la déphosphatation dans les stations d'épuration et de l'interdiction en Suisse du phosphate dans les détergents textiles et la baisse des teneurs dans ces produits en France. Il y a en effet, une nette baisse des concentrations en phosphore dissous dans les eaux des diverses rivières, à l'exception toutefois de l'Arve et l'Allondon où l'évolution n'est pas nette.

Pour l'azote ammoniacal (N-NH₄), l'évolution est beaucoup moins significative. Pour quelques rivières on constate une légère diminution des valeurs moyennes, par contre pour presque toutes les rivières les valeurs maximales sont à la baisse.

Pour les concentrations moyennes annuelles en carbone organique dissous (COD), quelque soit la rivière, elles sont stables. On notera toutefois une très légère diminution des valeurs maximales.

ABSTRACT

The inputs into Lake Geneva from rivers are calculated from continuous analytical monitoring of water samples (proportional to flow) for the four main tributaries (the Rhône further downstream, the Dranse, the Aubonne and the Venoge) and samples taken from another seven minor tributaries. The discharges from the Lake are monitored in the Rhône as it emerges at Geneva. Finally, all the inputs from the catchment area of the Rhône between where it emerges from Lake Geneva and where it flows into French territory are calculated on the basis of the analyses performed on the Rhône further downstream (at Chancy), on the Arve and on the Allondon.

2005 was year of average rainfall. The rates of flow in the various rivers were well below the 10-year mean values. The sum of the mean flows for all the tributaries monitored was 184 m³/s. The mean flow as it emerges from the Lake (output at Geneva) was 198 m³/s.

The input of total phosphorus into the lake from the eleven rivers monitored was 1081 metric tons. The Rhône further upstream accounted for 95 % of these inputs. It removed 104 metric tons from the Lake. For the dissolved phosphorus the inputs were 52.3 metric tons, and 43 tonnes were exported.

For the total phosphorus, the loads carried in by the upstream Rhône have been increasing steadily since monitoring began. In contrast, the Dranse, the Venoge, and the Aubonne all exhibit a downward trend. The same is true of the loads exported by the Rhône downstream from Chancy. The Arve and the Allondon did not exhibit any clear trend.

For the dissolved phosphorus, all the eleven rivers emptying into the Lake that were monitored, plus the Rhône downstream from Chancy, demonstrated a definite reduction in inputs over the past twenty years or so. The same is not true of the Arve and the Allondon, which did not exhibit any downward trend.

The input of total inorganic nitrogen remained stable over the years in all the rivers checked.

Chloride inputs remained stable in all the rivers, apart from the Rhône further downstream and the Dranse. There was a particularly marked increase in the Rhône further downstream (+ 5 % per year).

With regard to water quality, over the past 20 years the introduction of dephosphatation at the waste water processing stations and the complete ban of phosphates in textile detergents in Switzerland and a reduction of the levels permitted in France have had a very definite impact on the changes of the concentrations of P-PO₄. There has been a very clear reduction in the concentrations of dissolved phosphorus in the water of the various rivers, albeit with the exception of the Arve and the Allondon, where there has been no very clear trend.

The change in ammoniacal nitrogen (N-NH₄) was much less significant. For some of the rivers there was slight reduction in the mean values, but in contrast the maximum values for virtually all the rivers are falling.

The mean annual concentrations of dissolved organic carbon (DOC) in all the rivers were stable. However, it should be noted that there was a very slight reduction in the maximum values.

1. GÉNÉRALITÉS ET MÉTHODES

En 2005, les apports au Léman ont été mesurés sur les quatre affluents principaux, le Rhône amont à la Porte du Scex, la Dranse au pont de Vongy pour les prélèvements d'eau, l'Aubonne et la Venoge. Les prélèvements de la Dranse sont effectués en amont du rejet de la STEP de Thonon et de la zone industrielle de Vongy. Les exportations du lac sont déterminées sur le Rhône émissaire à Genève. Pour ces rivières, les prélèvements sont effectués en continu et les analyses réalisées sur des échantillons proportionnels au débit (figure 1 et tableau 1).

Comme en 2003 et 2004, les mesures de débits de la Dranse sont effectuées au pont de Couvaloup à Seytroux.

Plusieurs affluents secondaires, tous situés sur la côte suisse, ont été suivis : la Versoix, la Promenthouse, la Dullive, la Morges, la Chamberonne, la Veveysse et l'Eau Froide.

Les analyses concernent aussi le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy (programme NADUF), l'Arve ainsi que l'Allondon.

Les prélèvements et les analyses chimiques sont effectués par les laboratoires suivants :

- Service cantonal de l'écologie de l'eau, Genève
- Laboratoire du Service des eaux, sols et assainissement du canton de Vaud, Epalinges
- Laboratoire du Service de la protection de l'environnement du canton du Valais, Sion
- Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA-UMR/CARTELE), Thonon-les-Bains
- Institut fédéral pour l'aménagement, l'épuration et la protection des eaux (EAWAG), Dübendorf, programme NADUF.

La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses interlaboratoires organisées dans le cadre de la CIPEL auxquelles participent environ 20 laboratoires (STRAWCZYNSKY, 2006).

La plupart des analyses sont effectuées sur des échantillons d'eau filtrée (maille de 0.45 µm). Par contre, les concentrations de phosphore total, d'azote total et de carbone organique total sont déterminées sur les échantillons d'eau brute.

Le programme de surveillance de la Commission internationale comprend le suivi du Rhône amont, de la Dranse, de la Venoge, de l'Aubonne, du Rhône émissaire et de trois affluents complémentaires. Toutes les autres rivières sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou propres aux laboratoires.

Le présent rapport est basé sur l'évolution temporelle des affluents. Il est rédigé en deux parties :

- ▶ dans la première partie seront analysées les quantités (en terme de flux) de nutriments (phosphore total, orthophosphate et azote minéral total) et de chlorure arrivant par les 4 affluents principaux ou sortant du lac, ainsi que les quantités apportées par les rivières en aval du lac;
- ▶ dans la seconde partie seront analysée la qualité de ces eaux en terme de concentrations de phosphore dissous (orthophosphate), d'azote ammoniacal et de carbone organique dissous. Dans cette partie il sera présenté les valeurs moyennes annuelles pondérées par le débit, ainsi que les valeurs maximales et minimales relevées. Les mêmes affluents seront suivis, de même que la Versoix, affluent qui a généralement des concentrations assez élevées.

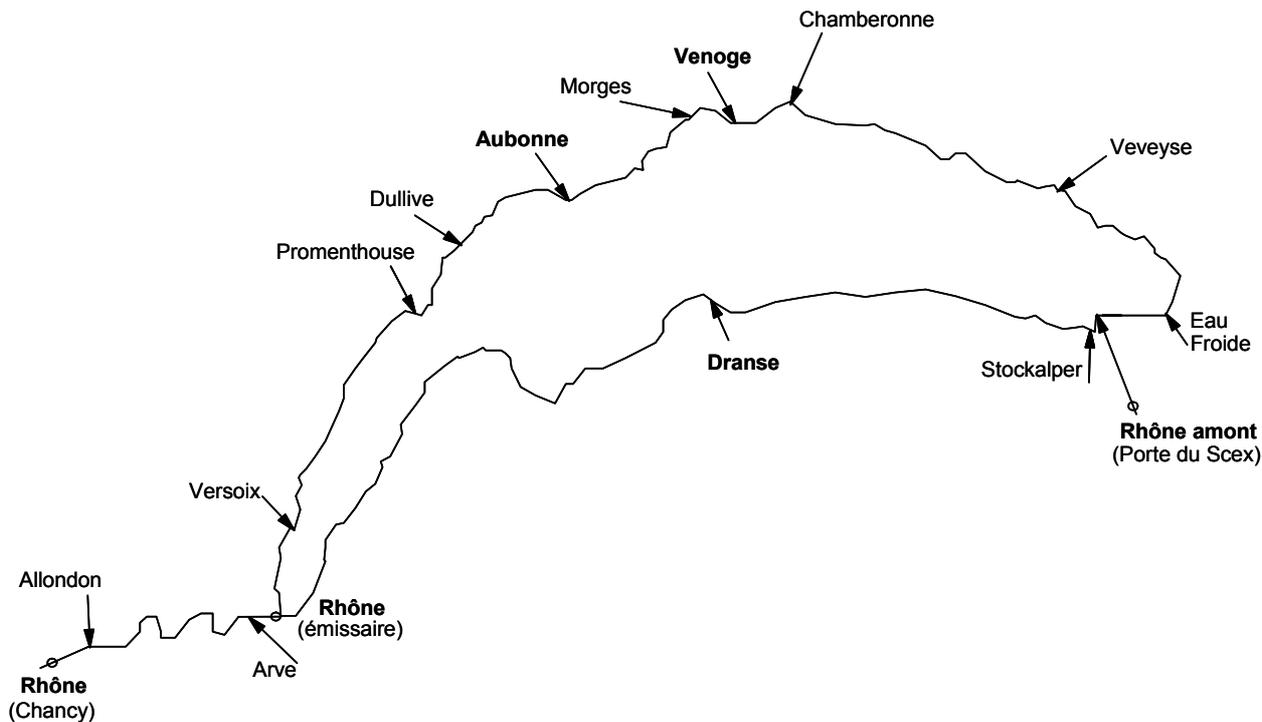


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées.

Figure 1 : Location of the various rivers investigated.

Tableau 1: Type de prélèvement.

Table 1 : Type of sample.

	Proportionnel au débit, intégré sur 1 ou 2 semaines	Proportionnel au temps, intégré sur 1 semaine	Proportionnel au temps, intégré sur 24 heures (1 x mois)	Instantané (1 x mois)
Bassin du Léman				
Rhône - Porte du Scex	x ¹			
Dranse	x ¹			
Aubonne	x ¹			
Venoge	x ¹			
Stockalper			x	
Versoix	x ²			
Veveyse		x		
Promenthouse		x		
Chamberonne		x		
Eau Froide			x	
Morges		x		
Dullive		x		
Rhône émissaire	x ²			
Bassin du Rhône aval				
Arve				x
Allondon				x
Rhône à Chancy	x ²			

¹ = intégré sur une semaine

² = intégré sur deux semaines

Les calculs des flux et des concentrations moyennes annuelles pondérées sont effectués de la façon suivante :

- **Pour les rivières échantillonnées en continu (proportionnel au débit ou au temps)**

$$Fa = \sum_1^s Ch \cdot Qh \qquad C_{moy} = \frac{Fa}{\sum_1^s Qh}$$

avec

- Fa = flux annuel
- Ch = concentration de l'échantillon intégré, hebdomadaire (ou bimensuel)
- Qh = volume d'eau de la période correspondante
- s = 52 (échantillonnage hebdomadaire)
26 (échantillon bimensuel)
- Cmoy = concentration moyenne annuelle pondérée

- **Pour les rivières à échantillonnage mensuel**

$$F_{moy} = \frac{\sum_1^n Ci \cdot Qi}{n} \qquad C_{moy} = \frac{F_{moy}}{Q_{moy}}$$

avec

- Fmoy = flux moyen (g/s)
- Ci = concentration dans l'échantillon prélevé (g/L)
- Qi = débit moyen de la période correspondante (m³/s)
- n = nombre d'échantillons
- Qmoy = débit moyen annuel

2. DÉBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX ET DE L'ÉMISSAIRE (figure 2)

L'année 2005 est une année à faible pluviométrie avec une lame d'eau précipitée au niveau des inter-stations du Léman de l'ordre de 770 mm (QUETIN, 2006). Tous les débits moyens annuels sont légèrement inférieurs à leur moyenne décennale. C'est la 12^e fois depuis 1963 que le débit cumulé des 4 principales rivières est inférieur à 200 m³/s, à part dans les années 1970 (où certaines rivières étaient contrôlées ponctuellement), cela fait 2 ans de suite où ce débit cumulé est inférieur à 200 m³/s.

Tableau 2 : Débits des affluents et de l'émissaire à Genève (m³/s).

Table 2 : Flow rates of the tributaries and of the effluent river (in Geneva) (m³/s).

Année	Rhône amont	Dranse	Aubonne	Venoge	Rivières complémentaires	Rhône émissaire
1985	182.7	19.7	4.6	3.4		258.0
1986	199.1	21.4	5.3	3.9		259.1
1987	198.2	23.3	6.9	4.7		276.6
1988	206.7	22.2	6.7	5.5		278.9
1989	169.6	12.1	2.9	2.3		207.2
1990	172.2	18.3	3.7	3.0		238.6
1991	173.7	14.9	5.9	3.2	12.3	201.5
1992	178.5	21.3	7.2	4.1	16.8	224.7
1993	191.2	17.3	5.6	6.6	16.5	243.2
1994	216.4	20.5	6.1	4.5	11.7	297.4
1995	210.5	27.2	6.6	5.3	13.6	303.4
1996	147.2	15.2	4.5	3.5	9.7	192.5
1997	184.9	18.7	5.8	3.9	8.0	234.0
1998	170.5	17.2	4.9	3.3	8.0	216.3
1999	218.0	24.9	6.0	5.1	16.9	302.2
2000	189.7	19.8	6.1	4.2	10.4	246.6
2001	200.8	26.2	6.7	5.6	11.5	308.5
2002	178.3	20.8	6.0	4.8	9.8	249.1
2003	196.8	14.9	3.8	2.4	9.2	231.4
2004	163.3	13.8	4.9	3.7	9.3	218.3
2005	157.7	11.3	3.7	2.6	8.8	198.0
Moyenne *	184.6	21.0	4.7	5.3	11.9	243.9

* : moyenne 1963-2005 (sauf pour les rivières complémentaires 1989-2005)

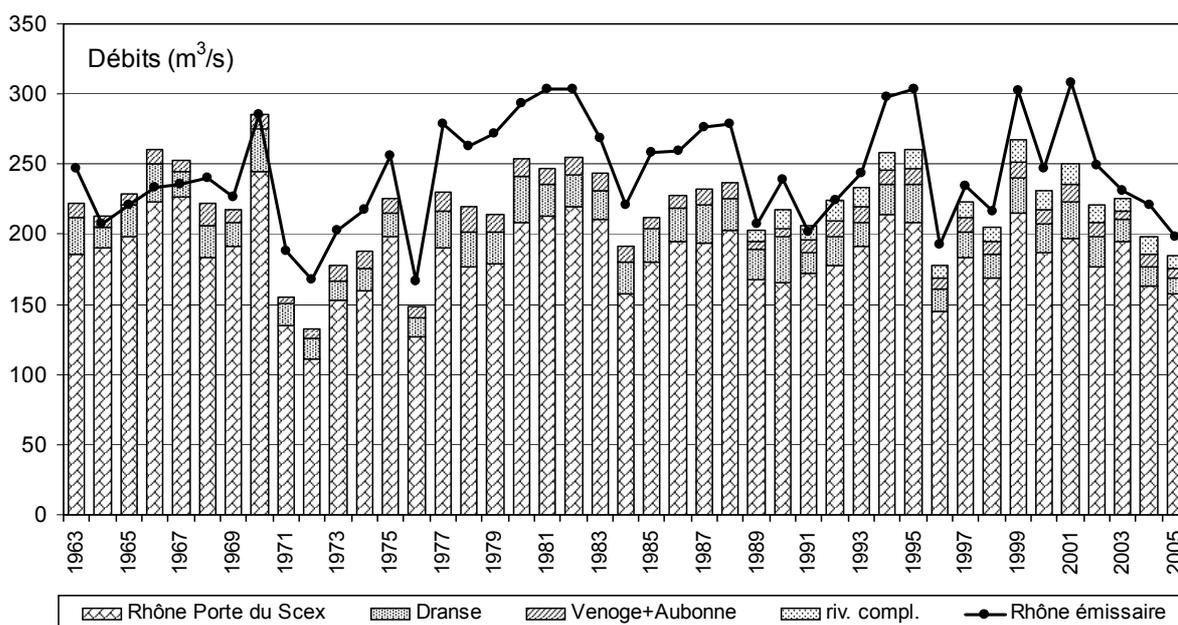


Figure 2 : Débits moyens annuels.

Figure 2 : Mean annual flow rates.

3. APPORTS ANNUELS DES AFFLUENTS

3.1 Phosphore (figures 3 à 8)

Le phosphore apporté par les affluents peut être subdivisé en :

- fraction dissoute :
orthophosphate (forme prépondérante dans la fraction dissoute) et phosphore organique dissous.
- fraction particulaire :
phosphore organique particulaire et phosphore inorganique particulaire (apatitique ou non apatitique).

Rappelons que seul le phosphore directement ou indirectement assimilable par les algues joue un rôle dans le phénomène d'eutrophisation. Les algues ne peuvent assimiler que des formes dissoutes de phosphore ou se transformant en formes dissoutes.

La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique : l'orthophosphate (PO_4) est directement biodisponible, de même que certains composés phosphorés provenant d'eaux usées. Sous certaines conditions (faible teneur en orthophosphate), les algues peuvent métaboliser la forme organique dissoute du phosphore. En faisant abstraction du phénomène secondaire de fixation sur les particules qui sédimentent à travers l'hypolimnion, la majeure partie du phosphore dissous apporté par les affluents est à disposition des algues.

Les apports en phosphore total au lac par les rivières sont constitués par environ 95 % de phosphore particulaire et 5 % de phosphore dissous. Dans le lac se produit la sédimentation du phosphore particulaire ce qui explique que dans l'émissaire c'est le phosphore dissous qui domine.

► **Phosphore total**

Les apports en phosphore total par les quatre affluents principaux (figure 3) sont de 1'054 tonnes pour l'année 2005, dont 1'030 tonnes par le Rhône amont (figure 5), soit 98 % des apports des quatre affluents. 19.5 tonnes sont apportées par les rivières complémentaires, soit pour l'ensemble des rivières contrôlées 1'073 tonnes.

Le phosphore total dans le Rhône émissaire suit une augmentation annuelle jusqu'en 1980, puis une décroissance logarithmique ($R^2 = 0.86$) (figure 3).

La Dranse suit la même évolution que le Rhône émissaire jusqu'à la fin des années 80 (une augmentation annuelle jusqu'en 1980, puis décroissance, $R^2 = 0.75$) (figure 6). On retrouve actuellement les apports que l'on avait dans les années 1964-66 (10 tonnes).

La Venoge a eu son maximum en 1973 puis une décroissance exponentielle ($R^2 = 0.57$) (figure 7).

L'Aubonne a eu son maximum en 1965, depuis 1969 les apports sont relativement stables (figure 8).

► **Phosphore dissous (orthophosphate)**

En 2005, le total des apports en phosphore dissous (orthophosphate) par les affluents est de 53 tonnes avec 48.4 tonnes sur les 4 affluents principaux (figure 4). Globalement on voit bien l'effet de l'assainissement qui se marque dès 1975.

Le maximum relevé pour le Rhône amont est en 1966 avec 320 tonnes de P (figure 5), ensuite il a mis 10 ans, malgré de nouvelles augmentations épisodiques pour décroître à 150 tonnes. Il a fallu attendre 1990 pour qu'il atteigne 50 tonnes, depuis sa valeur moyenne se maintient à environ 43 tonnes de P/an.

La courbe d'évolution de la Dranse a été chaotique jusqu'en 1991 (figure 6) avec un maximum de 60 tonnes en 1975. Le régime hydraulique piloté par le barrage d'EDF de Bioge pourrait expliquer cette évolution (pics liés aux lâchers décennaux). Depuis 1991 sa valeur se maintient en moyenne à 6.3 tonnes de P.

Pour la Venoge, de 1965 à 1990 la forme de l'évolution ressemble à une courbe en cloche (figure 7) avec un maximum de 59 tonnes atteint en 1973-75. Sa valeur moyenne depuis 1989 est de 4.1 tonnes.

L'Aubonne atteint son maximum en 1968 avec 21 tonnes. C'est le premier affluent dont l'évolution s'est stabilisée, en 1985 à une valeur de 2.9 tonnes (figure 8).

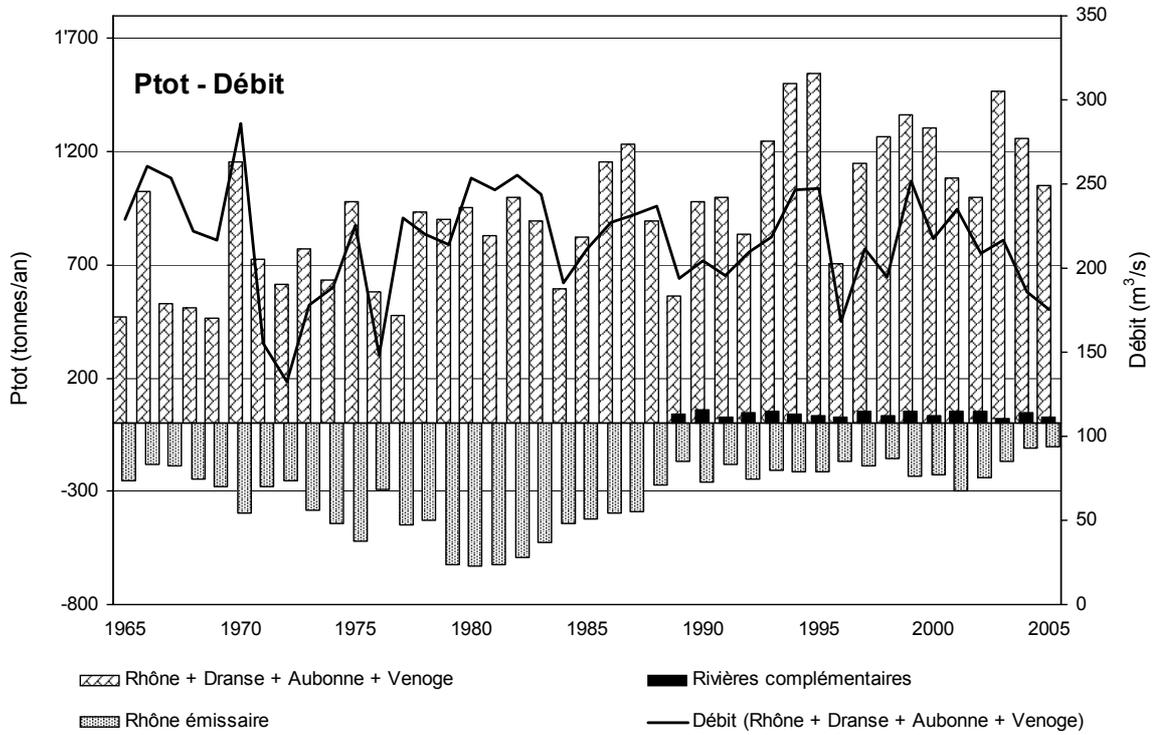


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les affluents principaux et complémentaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

Figure 3 : Total phosphorus - Annual inflow from the main and secondary tributaries, and annual loss via the effluent river. (Do not attempt a complete assessment, because no allowance is made for the direct WWTP input into the lake).

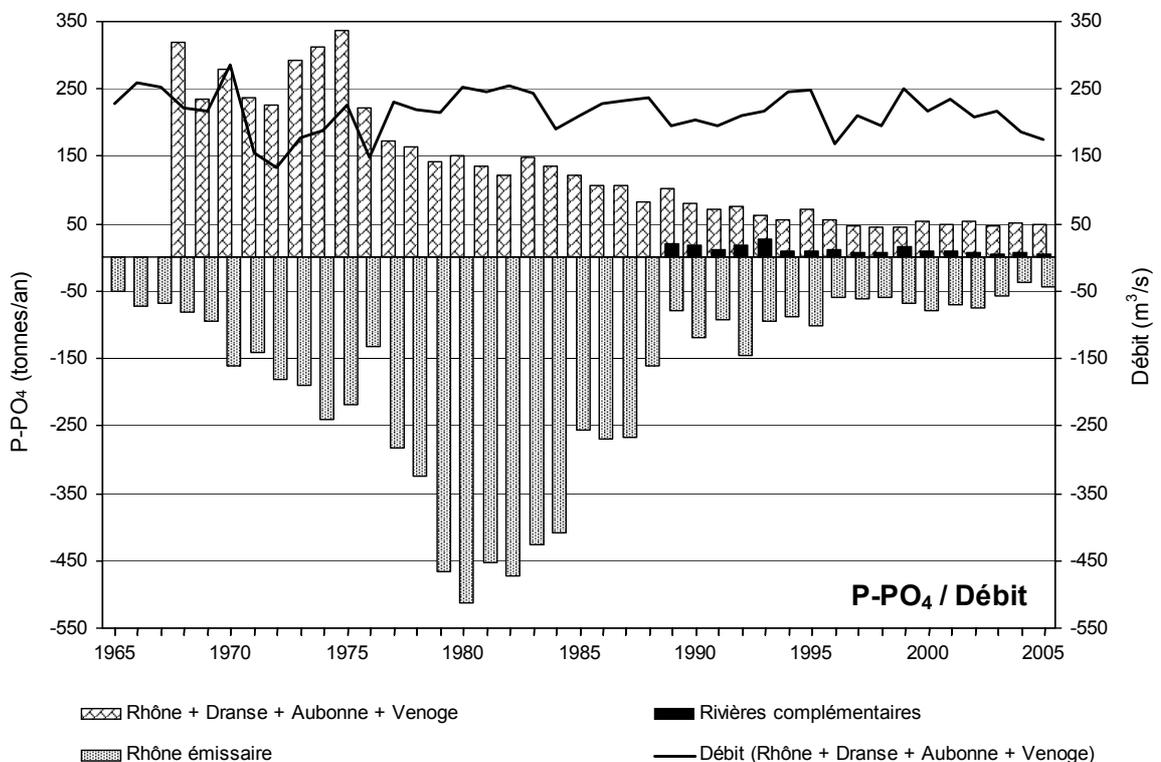


Figure 4 : Phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par les affluents principaux et complémentaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

Figure 4 : Dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the main and secondary tributaries, and annual loss via the effluent river. (Do not attempt a complete assessment, because no allowance is made for the direct WWTP input into the lake).

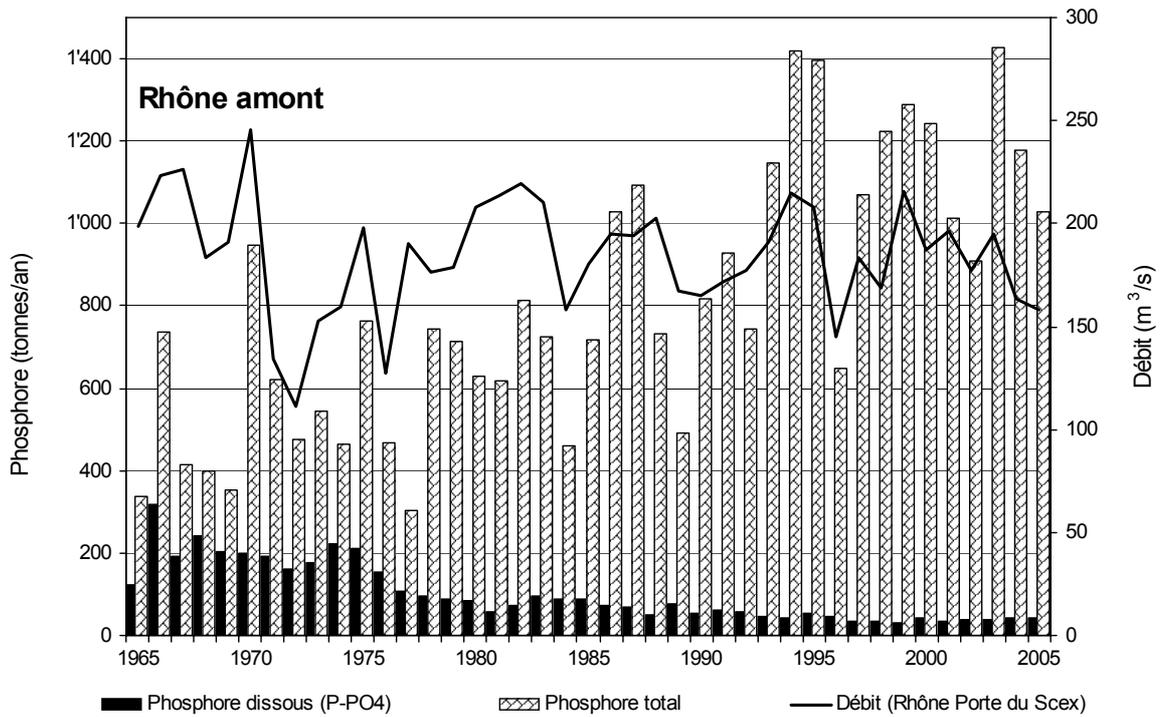


Figure 5 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex).

Figure 5 : Total phosphorus and Dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex).

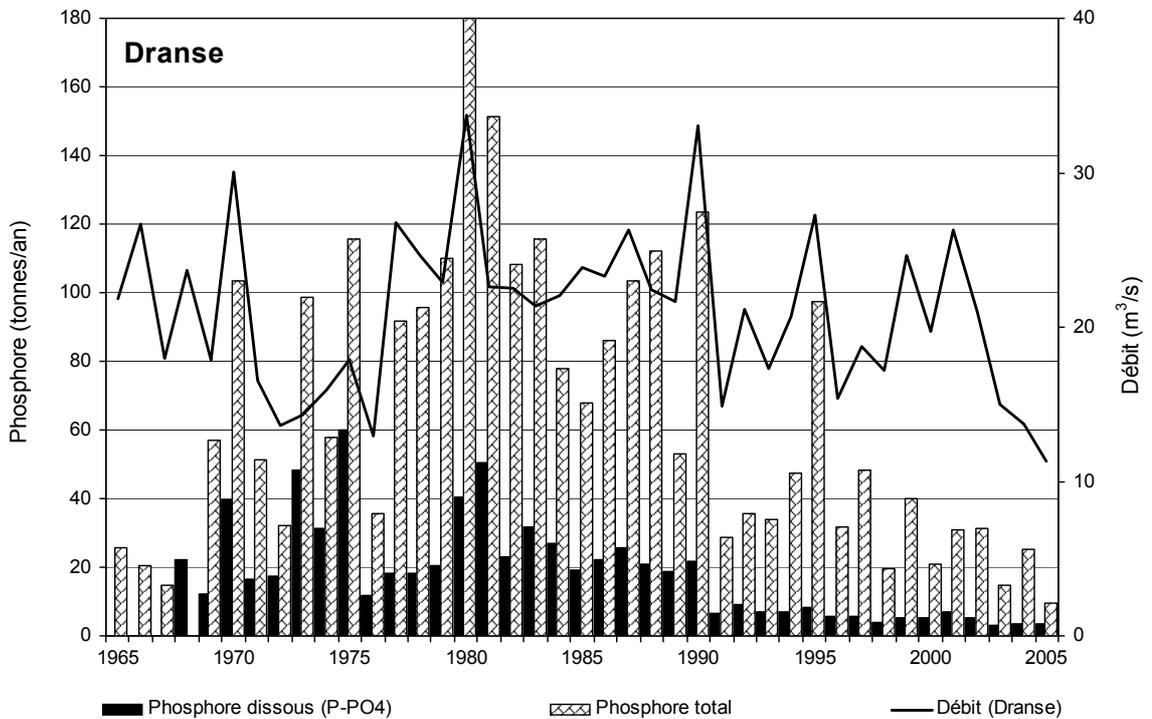


Figure 6 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par la Dranse.

Figure 6 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Dranse.

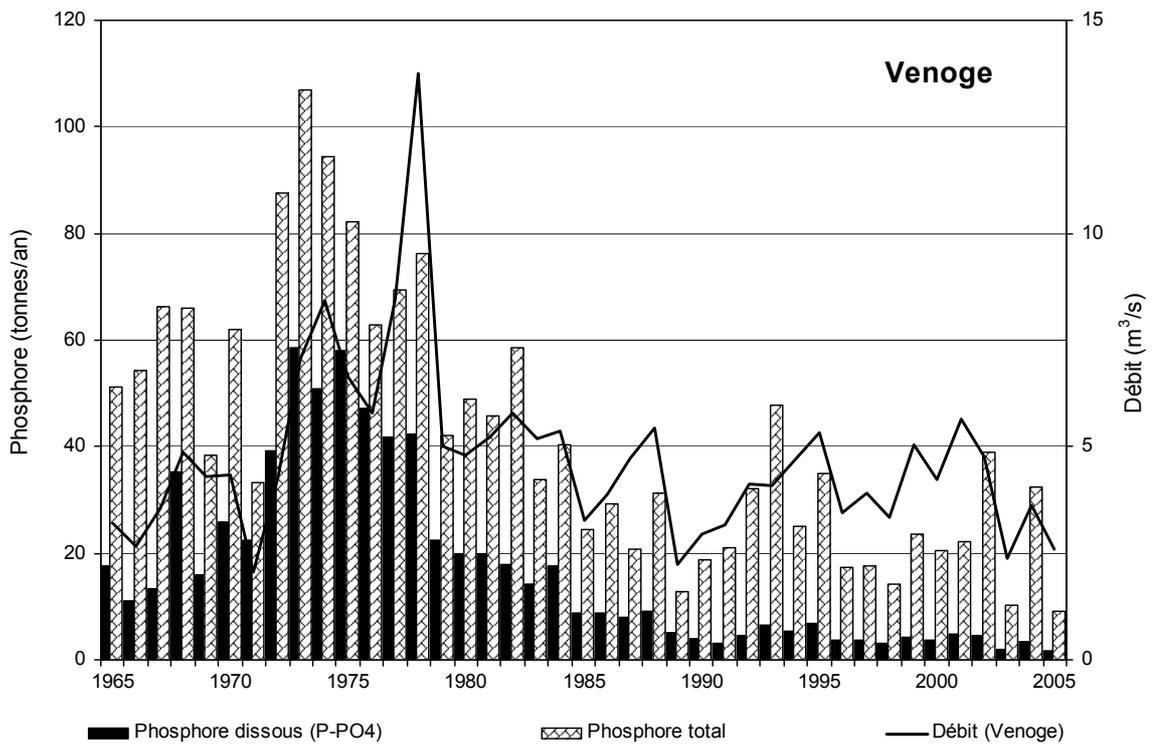


Figure 7 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par la Venoge.
Figure 7 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Venoge.

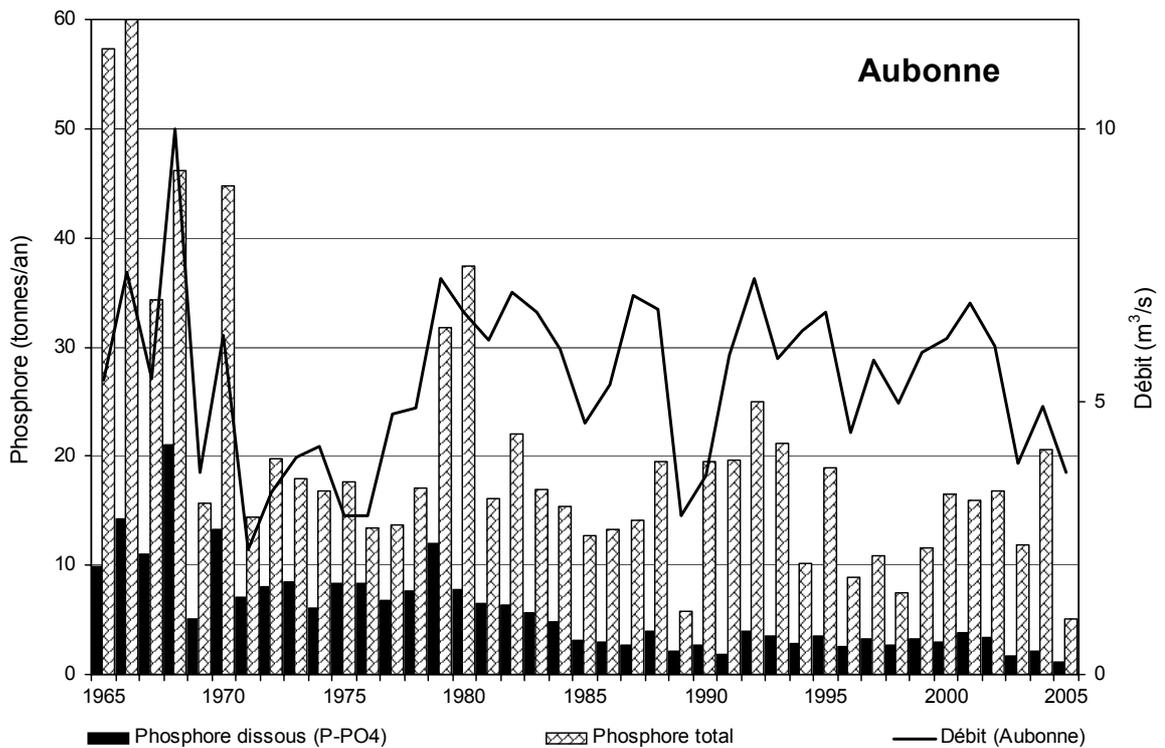


Figure 8 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par l'Aubonne.
Figure 8 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Aubonne.

3.2 Azote minéral total (figures 9 à 13)

Pour l'azote minéral total, les apports par les affluents en 2005 sont de 3'935 tonnes.

Les apports pour le Rhône amont sont du même ordre que ceux de l'année 1976 (2'600 tonnes). Il n'y a pas de relation nette avec le débit.

Le Rhône émissaire a une relation cyclique (relation azote /débit de 15.2 tonnes N/an / m³/s avec un R² de 0.59).

Les apports par la Dranse montrent une augmentation jusqu'en 1990 (+10 tonnes N/an / m³/s avec un R² de 0.45), puis sont stables avec environ 385 tonnes N/an / m³/s. On constate également les effets des vidanges décennales. La relation azote /débit, avec un R² de 0.5, est de 14.8 tonnes N/an / m³/s.

Pour la Venoge, le maximum relevé fut en 1978 de 1'220 tonnes. Depuis 1979, les apports sont relativement stables avec une moyenne annuelle de 560 tonnes. La relation azote – débit, avec un R² de 0.65, est de 86 tonnes N/an / m³/s.

Les apports par l'Aubonne sont relativement stables depuis 1978 avec 260 tonnes/an. La relation azote – débit, avec un R² de 0.56, est de 33.2 tonnes N/an / m³/s.

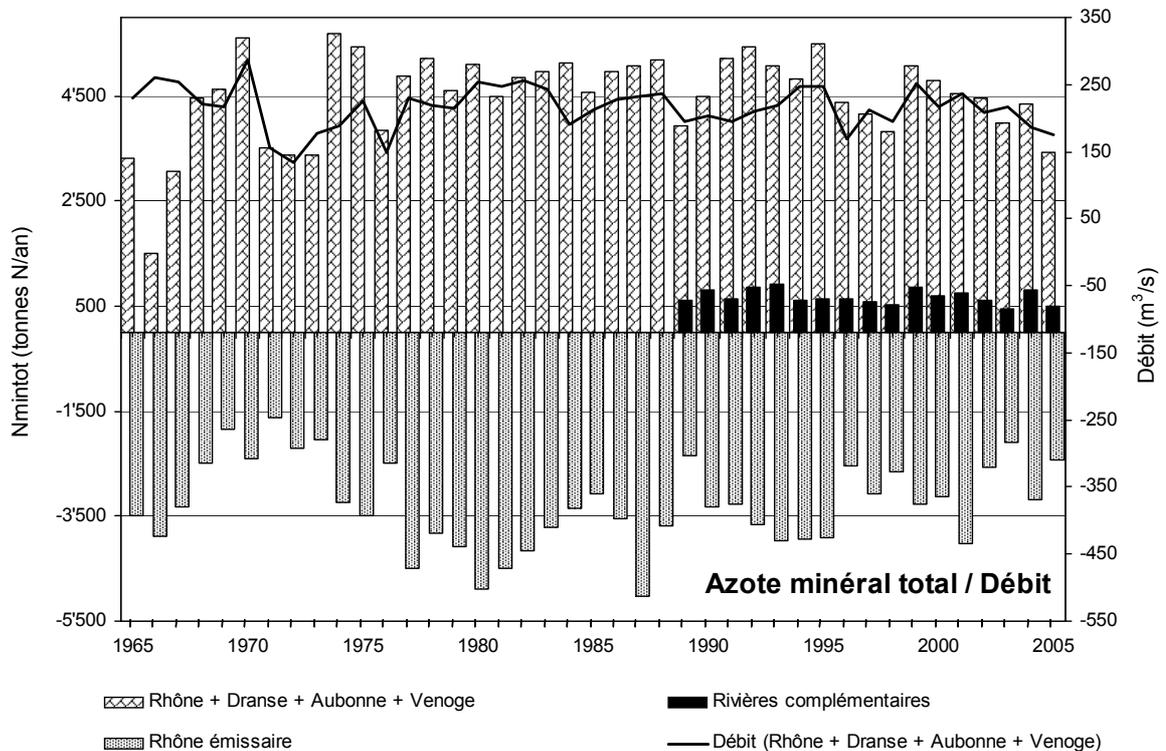


Figure 9 : Azote minéral total - Apports annuels par les affluents principaux et complémentaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

Figure 9 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the main and secondary tributaries, and annual loss via the effluent river. (Do not attempt a complete assessment, because no allowance is made for the direct WWTP input into the lake).

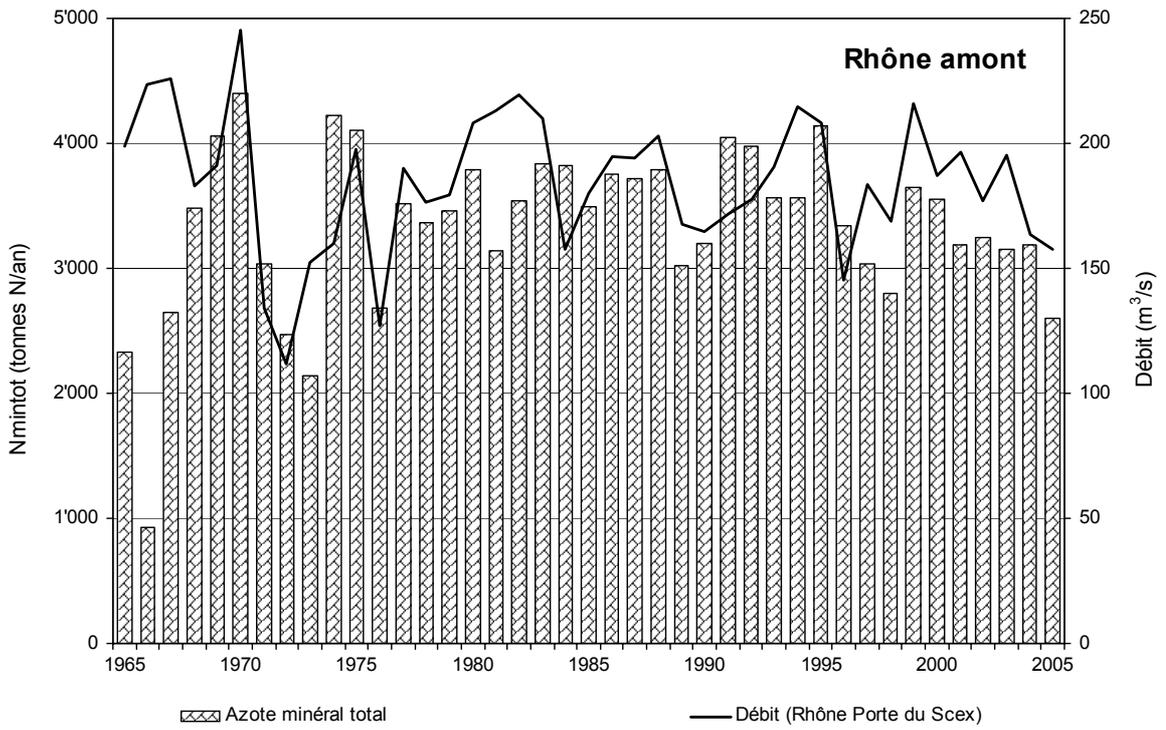


Figure 10 : Azote minéral total - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex).

Figure 10 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex).

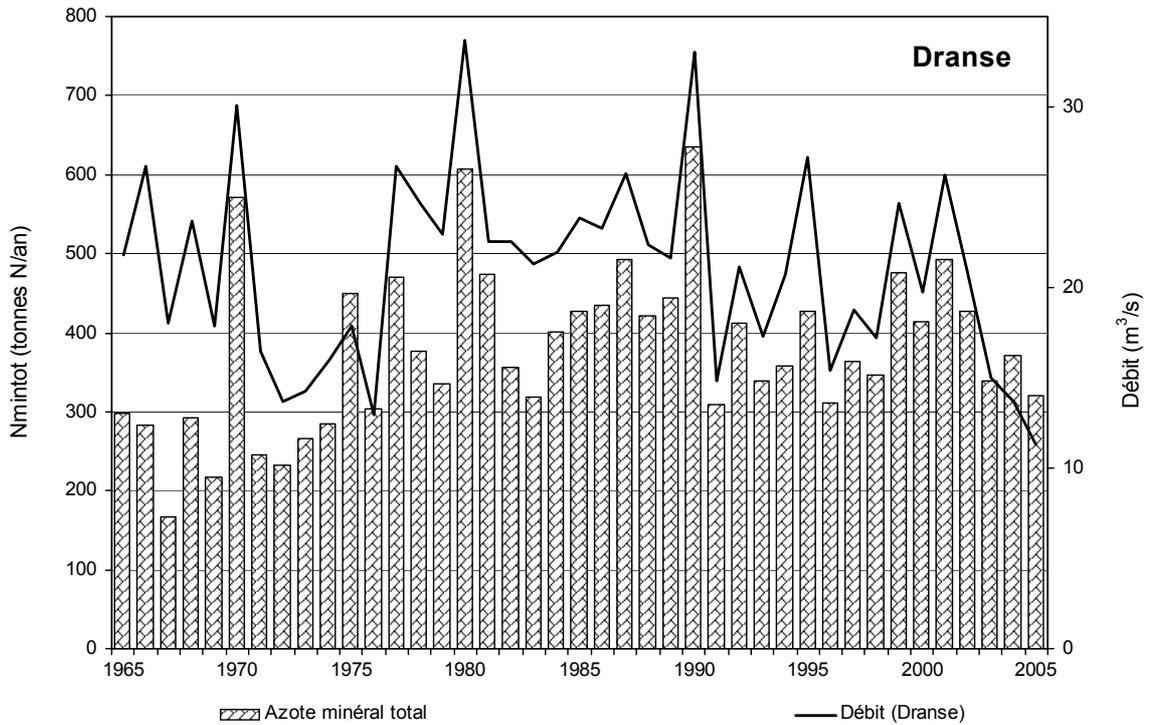


Figure 11 : Azote minéral total - Apports annuels par la Dranse.

Figure 11 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Dranse.

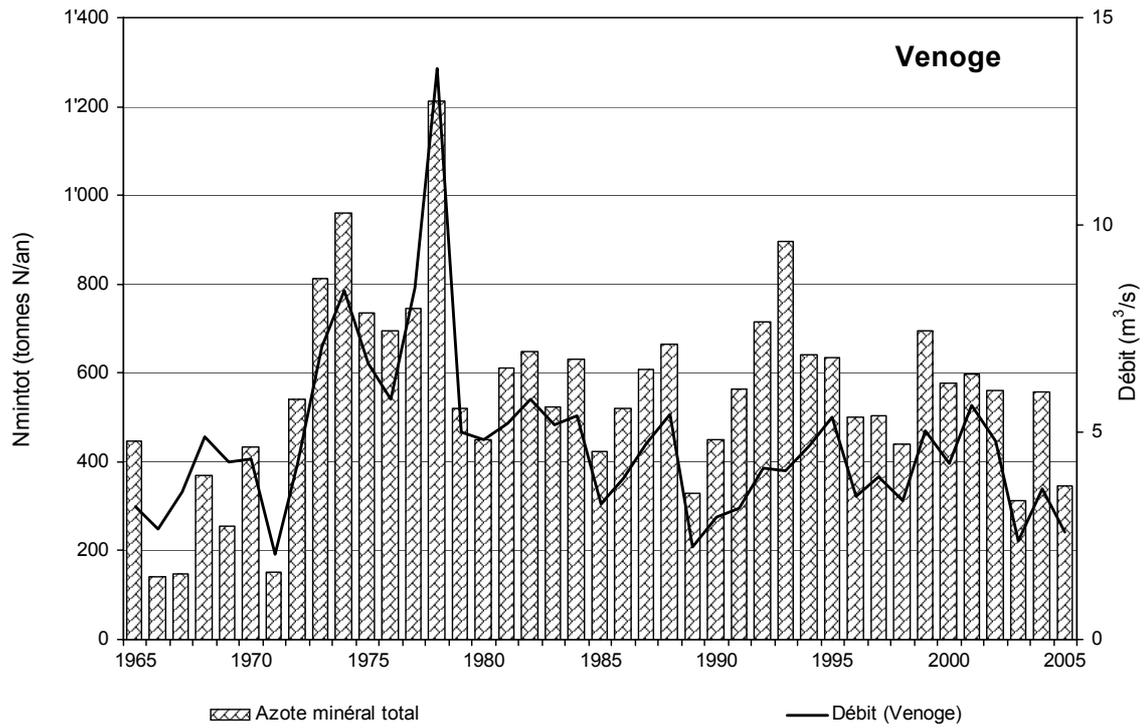


Figure 12 : Azote minéral total - Apports annuels par la Venoge.

Figure 12 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Venoge.

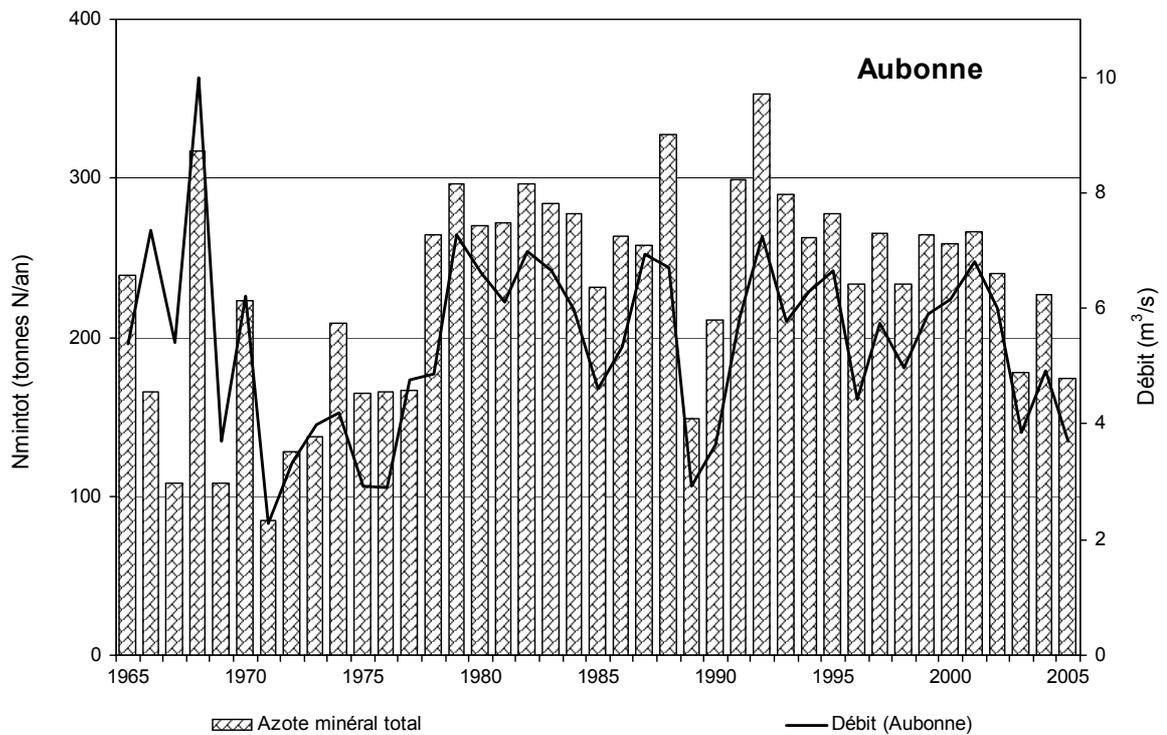


Figure 13 : Azote minéral total - Apports annuels par l'Aubonne

Figure 13 : Total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Aubonne.

3.3 Chlorure (figures 14 à 18)

Pour 2004, les apports totaux par les rivières atteignent 61'775 tonnes de chlorure.

L'évolution depuis 1965 des apports du Rhône amont montre une augmentation d'environ 5 % par an (+ 686 tonnes/an) avec un R^2 de 0.85. Par rapport à l'ensemble des rivières, les apports du Rhône amont représentent en moyenne le 80 %.

Pour les exportations par le Rhône émissaire, la tendance est à une augmentation de 1'115 tonnes/an avec un R^2 de 0.54.

Pour la Dranse, l'augmentation est de 52 tonnes Cl/an / m^3/s avec un R^2 de 0.52.

Les apports par la Venoge sont relativement stables depuis 1979 avec environ 2'235 tonnes.

Ceux de l'Aubonne sont stables depuis 1981 avec 910 tonnes. C'est le seul affluent à avoir une relation chlorure – débit qui est de 33.2 tonnes Cl/an / m^3/s , avec un R^2 de 0.56.

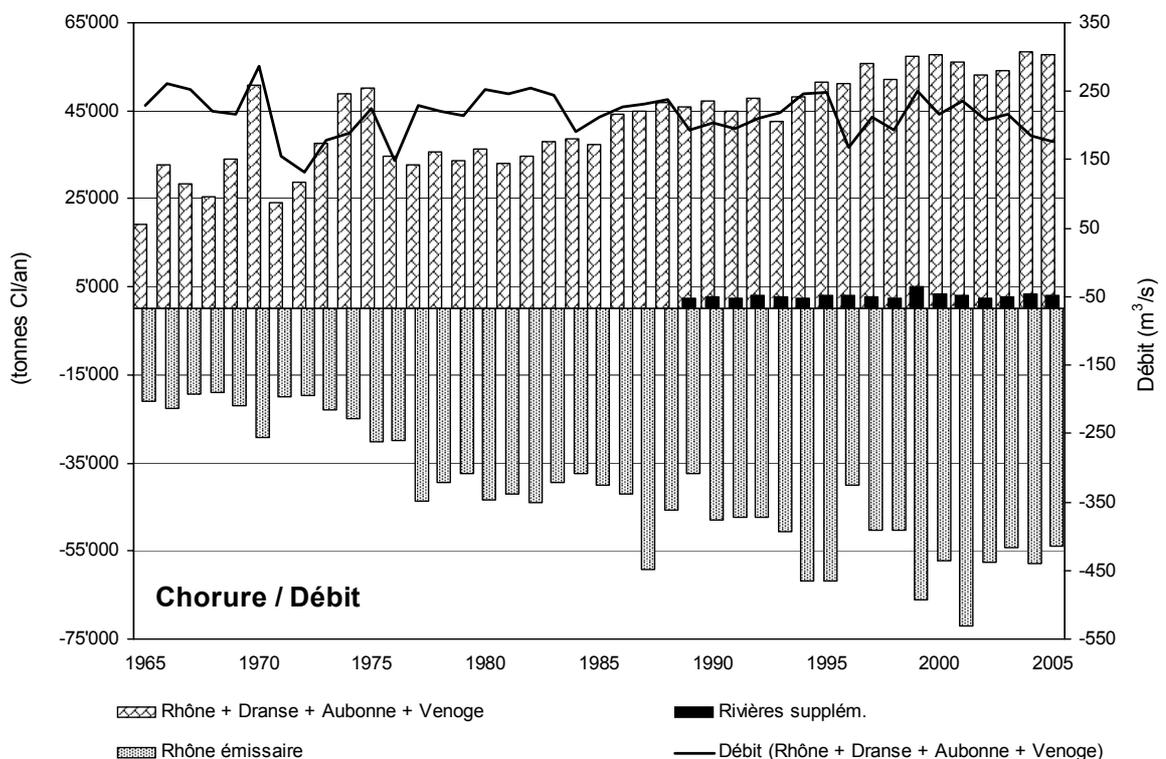


Figure 14 : Chlorure - Apports annuels par les affluents principaux et complémentaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

Figure 14 : Chloride - Annual inflow from the main and secondary tributaries, and annual loss via the effluent river. (Do not attempt a complete assessment, because no allowance is made for the direct WWTP input into the lake).

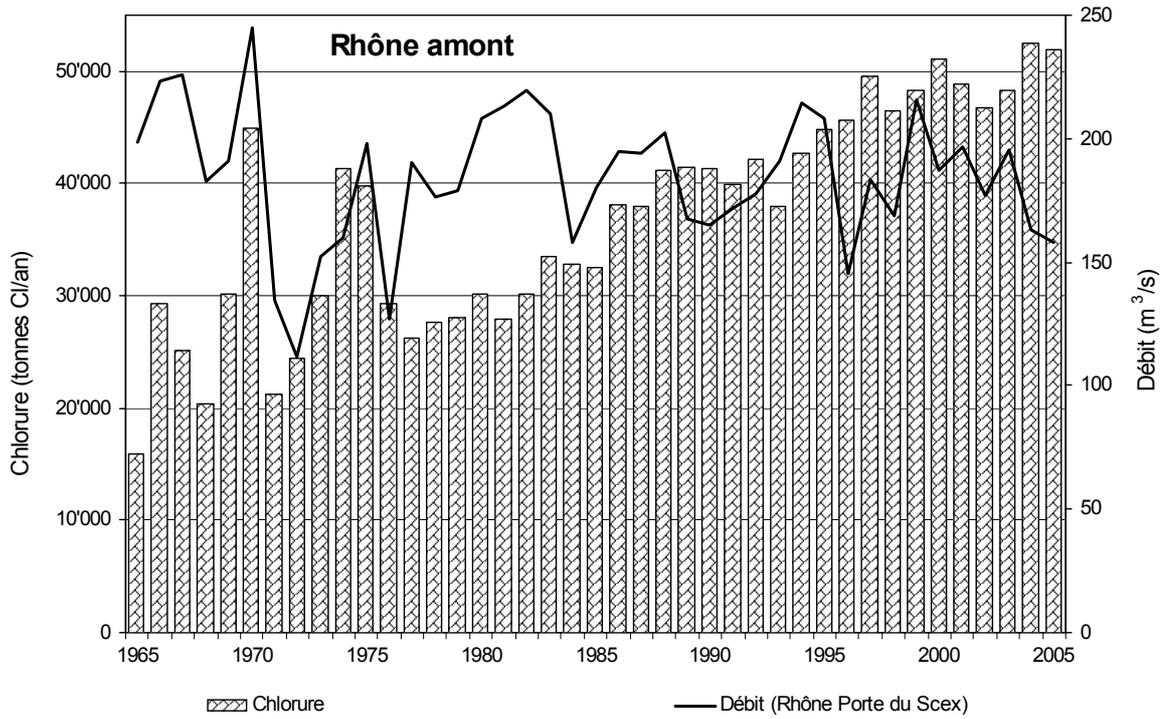


Figure 15 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône amont (Porte du Scex).

Figure 15 : Chloride - Annual inflow from the upstream segment of the Rhône (Porte du Scex).

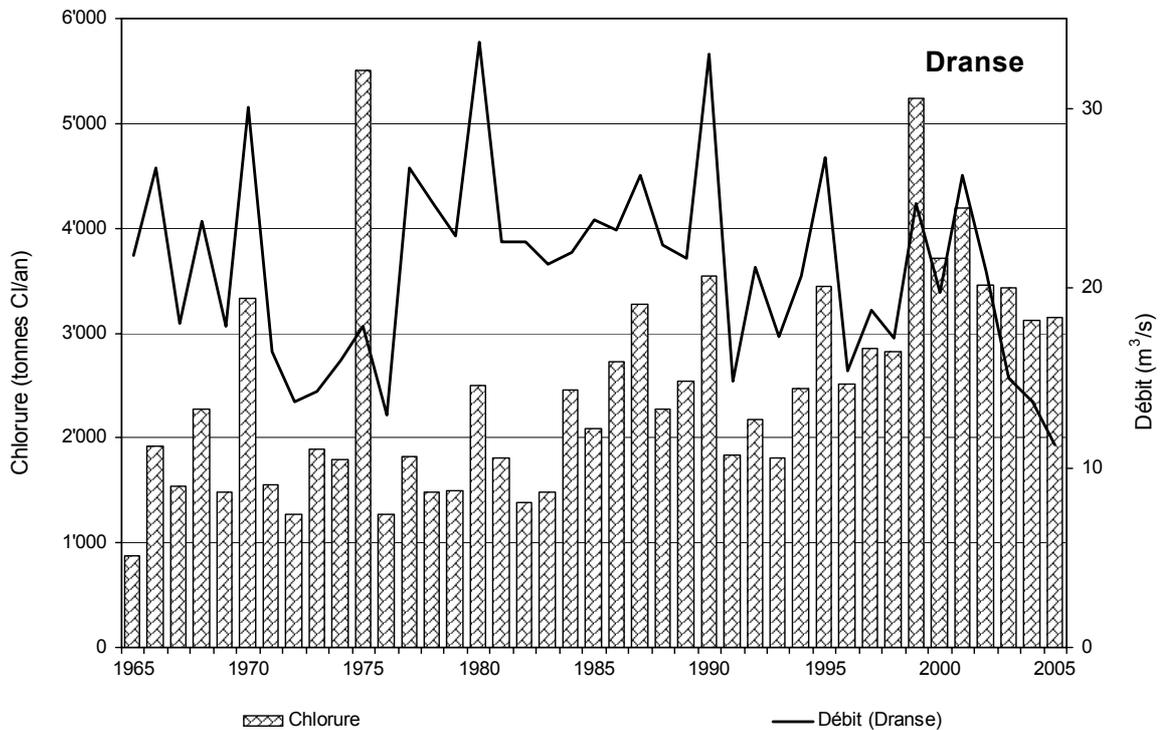


Figure 16 : Chlorure - Apports annuels par la Dranse.

Figure 16 : Chloride - Annual inflow from the Dranse.

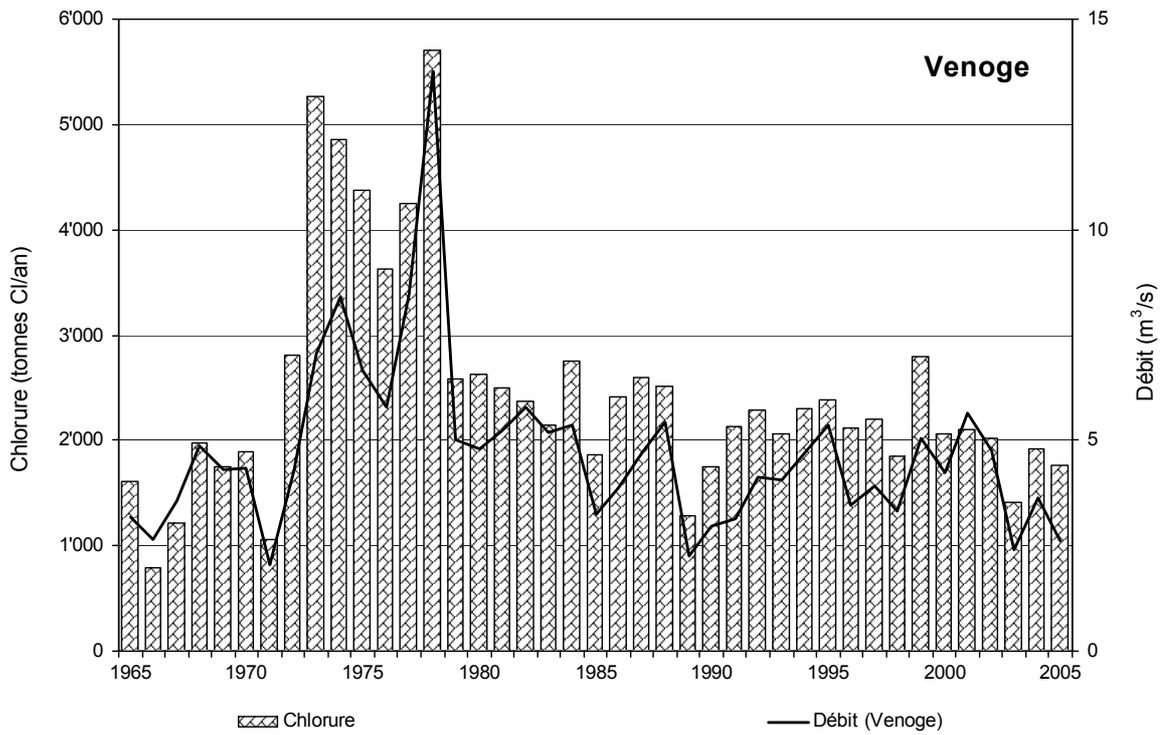


Figure 17 : Chlorure - Apports annuels par la Venoge.

Figure 17 : Chloride - Annual inflow from the Venoge.

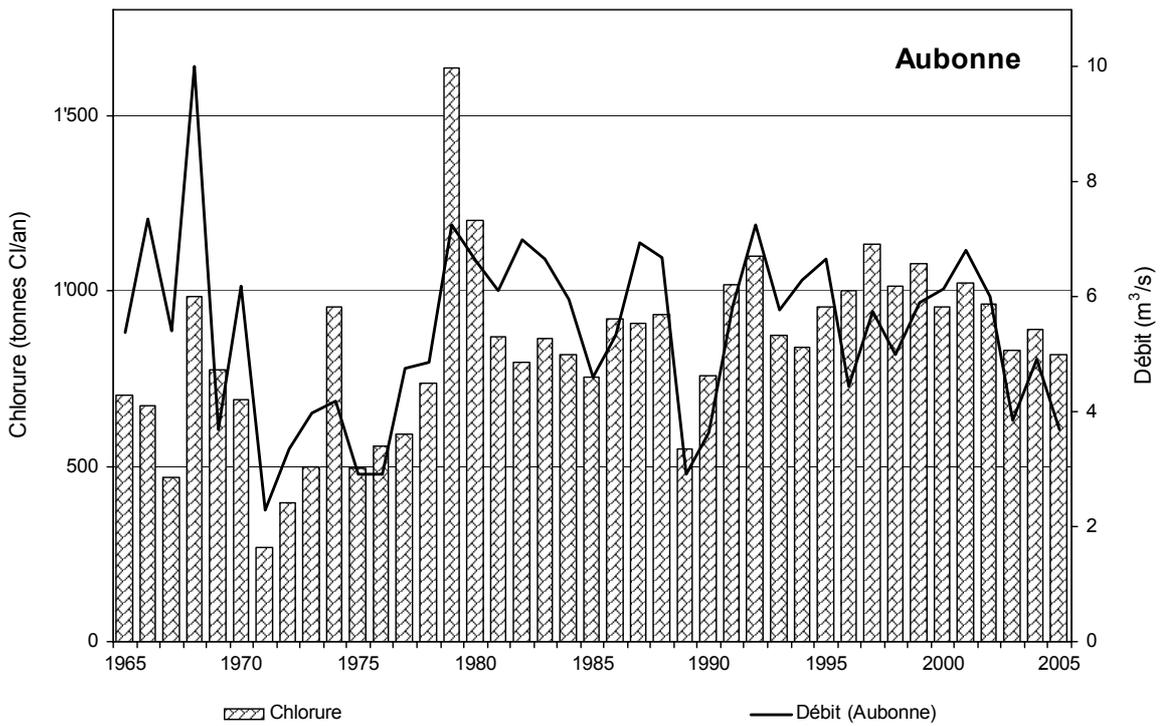


Figure 18 : Chlorure - Apports annuels par l'Aubonne.

Figure 18 : Chloride - Annual inflow from the Aubonne.

4. ÉTUDE DE LA QUALITÉ CHIMIQUE DES EAUX DES PRINCIPALES RIVIÈRES DU BASSIN VERSANT DU LÉMAN ET DES EAUX DE LA VERSOIX

4.1 Rhône amont (figure 19)

La moyenne du phosphore dissous montre une nette décroissance depuis 1976 (0.008 mgP/L en 2004). Il en est de même pour les valeurs maximales qui ont diminué d'un facteur 4 par rapport aux années 70.

Au niveau de l'azote ammoniacal, les moyennes annuelles sont relativement stables depuis 1977 avec 0.07 mgN/L. Le maximum a été relevé dans les années 1970-75 à plus de 1 mgN/L. Depuis 1998, les maxima sont compris entre 0.15 et 0.25 mgN/L.

Pour le carbone organique dissous (COD), il n'y a pas d'évolution notable et la valeur moyenne est relativement stable avec environ 1 mg/L.

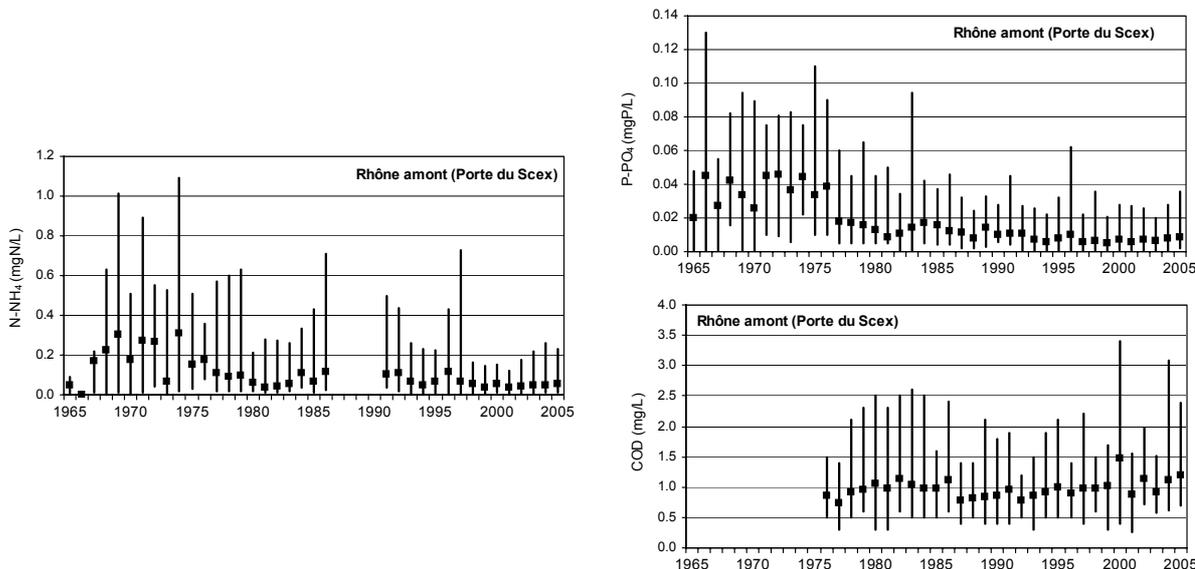


Figure 19 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Rhône amont (Porte du Scex).

Figure 19 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - upstream segment of the Rhône (Porte du Scex).

4.2 Dranse (figure 20)

Pour le phosphore dissous, on relève une très nette évolution à la baisse dès le début des années 1990. Depuis 1998, la valeur moyenne est inférieure à 0.085 mgP/L. Avant 1990, les valeurs maximales pouvaient dépasser 0.500 mgP/L.

Pour l'azote ammoniacal il n'y a pas d'évolution nette. La concentration moyenne est relativement stable avec 0.047 mgN/L. Le maximum a été 21 fois supérieur à 0.2 mgN/L en 40 ans.

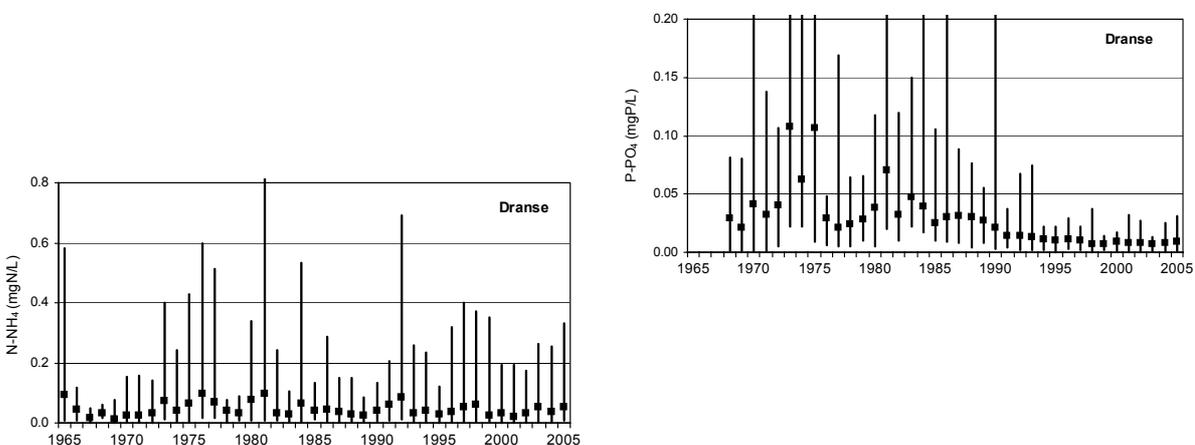


Figure 20 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous (P-PO₄) et de l'azote ammoniacal (N-NH₄) - Dranse.

Figure 20 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄) and ammoniacal nitrogen (N-NH₄) - Dranse.

4.3 Venoge (figure 21)

Pour le phosphore dissous, il y a une très nette évolution à la baisse depuis les années 80. La valeur moyenne est actuellement de l'ordre de 0.030 mgP/L.

Pour l'azote ammoniacal, il y a également une nette évolution à la baisse depuis 1997. La valeur moyenne pour ces dernières années est de 0.085 mgN/L.

Les maxima de COD montrent une tendance à la baisse. La valeur moyenne de ces années est de 3.2 mg/L.

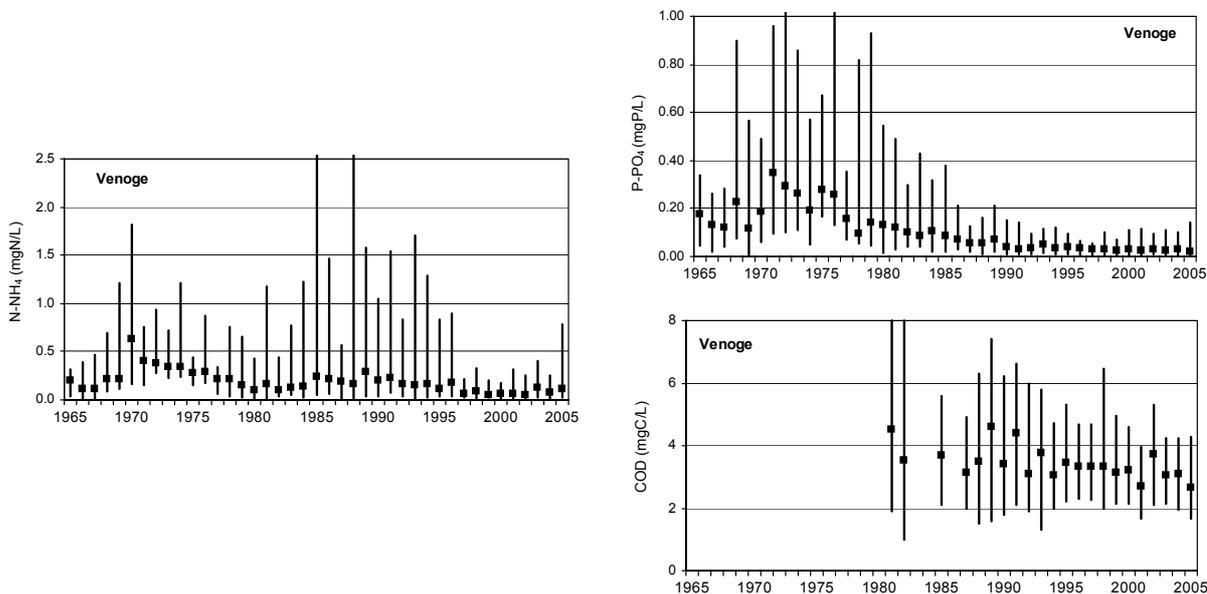


Figure 21 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Venoge.

Figure 21: Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - Venoge.

4.4 Aubonne (figure 22)

Le phosphore dissous est en très nette baisse dès les années 80. Actuellement la valeur moyenne est stable avec environ 0.015 mgP/L.

L'azote ammoniacal moyen est ces dernières années de 0.015 mgN/L. Les maxima montrent une décroissance dès les années 90.

Le COD montre une évolution similaire à la Venoge.

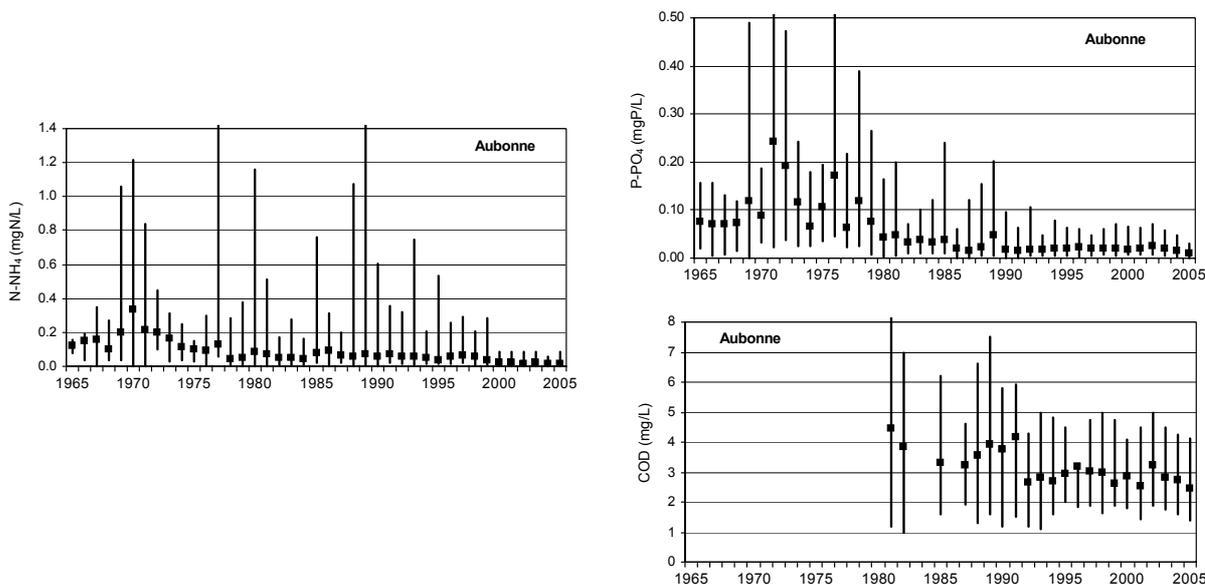


Figure 22 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Aubonne.

Figure 22: Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - Aubonne.

4.5 Versoix (figure 23)

Le phosphore dissous montre une tendance à la baisse dès 1993. Pour les 3 dernières années, la valeur moyenne est de l'ordre de 0.020 mgP/L. Avant 1993, les valeurs maximales dépassaient fréquemment 0.200 mgP/L.

Pour l'azote ammoniacal et le COD, il n'y a pas d'évolution notable.

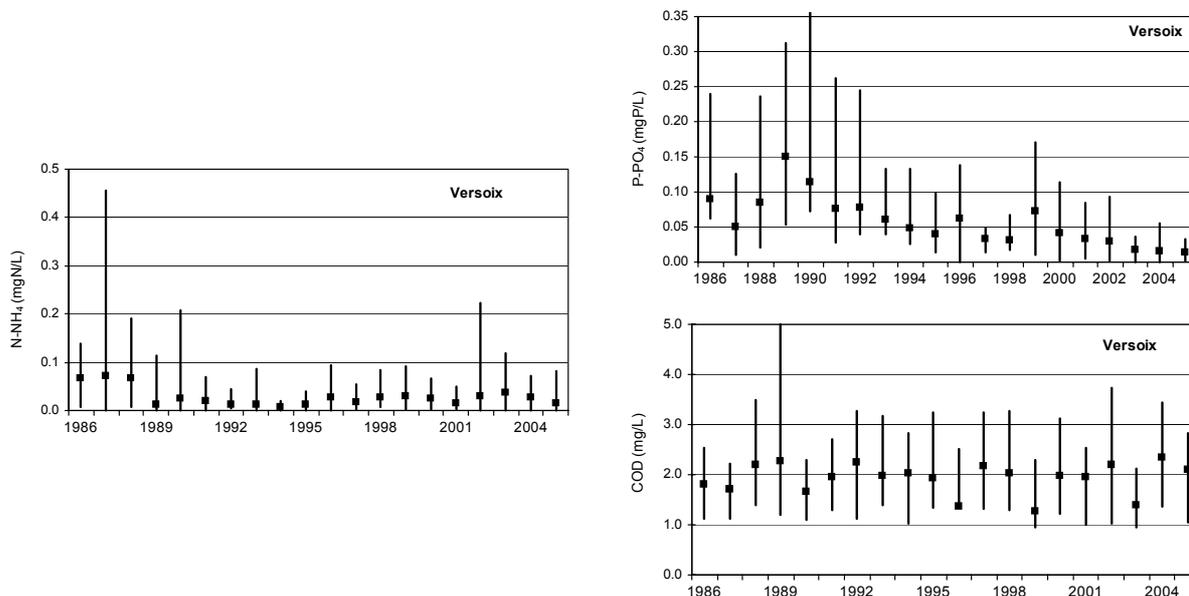


Figure 23 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Versoix.

Figure 23: Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - Versoix.

5. APPORTS ANNUELS : BASSIN VERSANT DU RHÔNE DE GENÈVE À CHANCY

En aval du lac, le Rhône traverse le territoire du canton de Genève et quitte la Suisse à Chancy-Pougny. Le long de son parcours, il reçoit les eaux de plus de quarante affluents, les deux principaux étant l'Arve (débit moyen 65.5 m³/s) et l'Allondon (débit moyen 1.83 m³/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent plus de 90 % du débit mesuré à Chancy.

Nous disposons, pour effectuer un bilan des apports au Rhône entre le lac et Chancy, des analyses d'eau du Rhône émissaire, de l'Arve à Genève (la Jonction), de l'Allondon à son embouchure et du Rhône en aval de Chancy. Les prélèvements du Rhône émissaire et de Chancy sont effectués en continu proportionnellement au débit, ceux de l'Arve et de l'Allondon sont mensuels et instantanés. Les apports calculés pour ces deux rivières doivent donc être considérés avec prudence.

5.1 Phosphore (figure 24)

► **Phosphore total**

La quantité de phosphore total transportée par le Rhône aval à Chancy a baissé depuis 1986 de 50 %. En 2005 elle atteint 440 tonnes.

Pour l'Arve, il n'y a pas d'évolution très nette. La valeur moyenne est stable avec environ 200 tonnes de phosphore par an, sauf un pic en 1999. On note une relation avec le débit de 2.27 tonnes P/an / m³/s, avec un R² de 0.38.

Pour l'Allondon, on retrouve le même pic que pour l'Arve en 1999 (lié au prélèvement ?), il est noté une relation avec le débit de 3.7 tonnes P/an / m³/s, avec un R² de 0.62.

► **Phosphore dissous (orthophosphate)**

Pour le Rhône aval à Chancy, il y a une évolution à la baisse. On est passé de 585 tonnes en 1986 à environ 160 tonnes en 2005.

Pour l'Arve, les apports sont relativement stables avec une moyenne de 130 tonnes.

La valeur moyenne pour l'Allondon est de 11.2 tonnes; avec une relation avec le débit de 1.8 tonnes P-PO₄/an / m³/s avec un R² de 0.62.

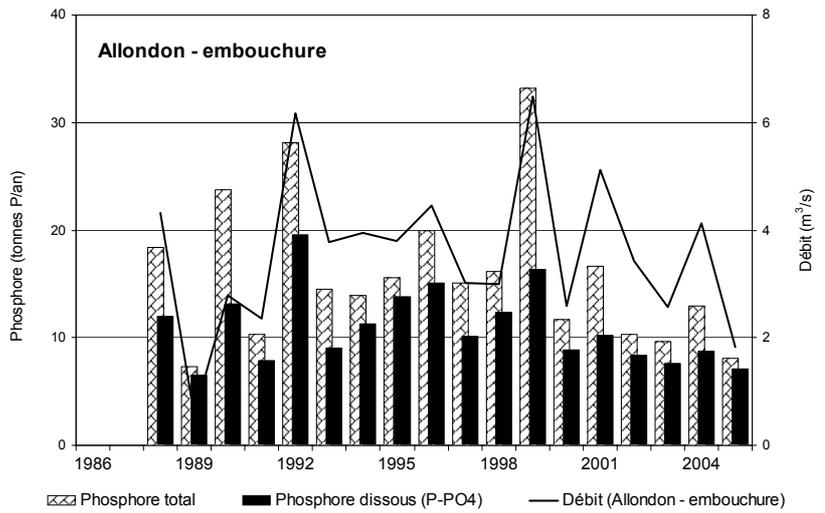
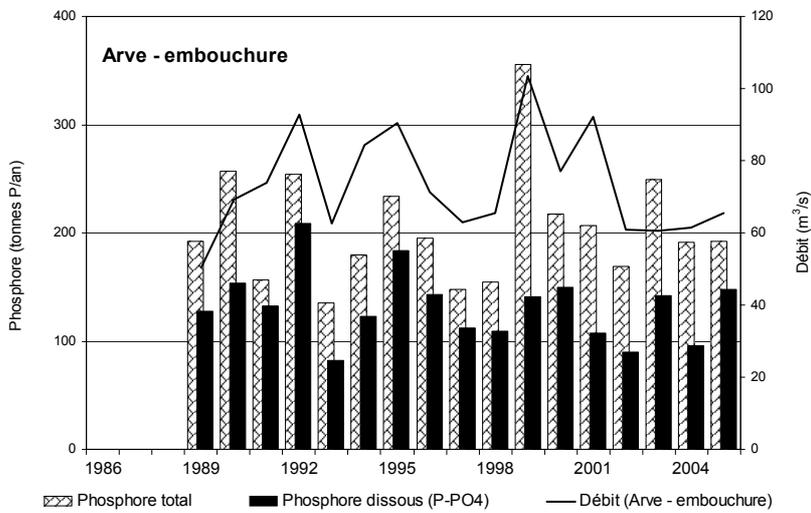
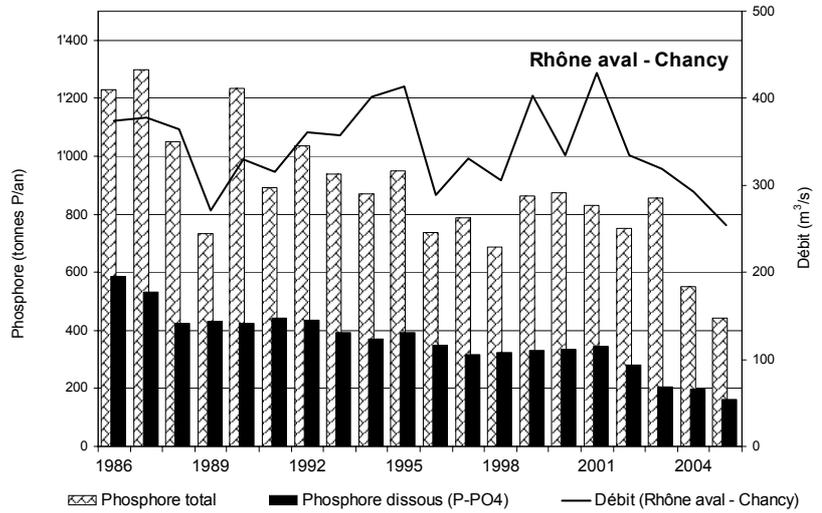


Figure 24 : Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄) - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 24 : Total phosphorus and dissolved phosphorus (P-PO₄) - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

5.2 Azote total ou minéral total (figure 25)

L'évolution de l'azote total dans le Rhône aval à Chancy montre une tendance à la baisse. Le flux annuel est de l'ordre des 6'100 tonnes, c'est la première fois depuis 1986 que cet apport est aussi faible.

L'Arve a une évolution reliée au débit de 23 tonnes N/an / m³/s, avec un R² de 0.50.

L'Allondon a aussi une relation avec le débit de 54 tonnes N/an / m³/s, avec un R² de 0.74.

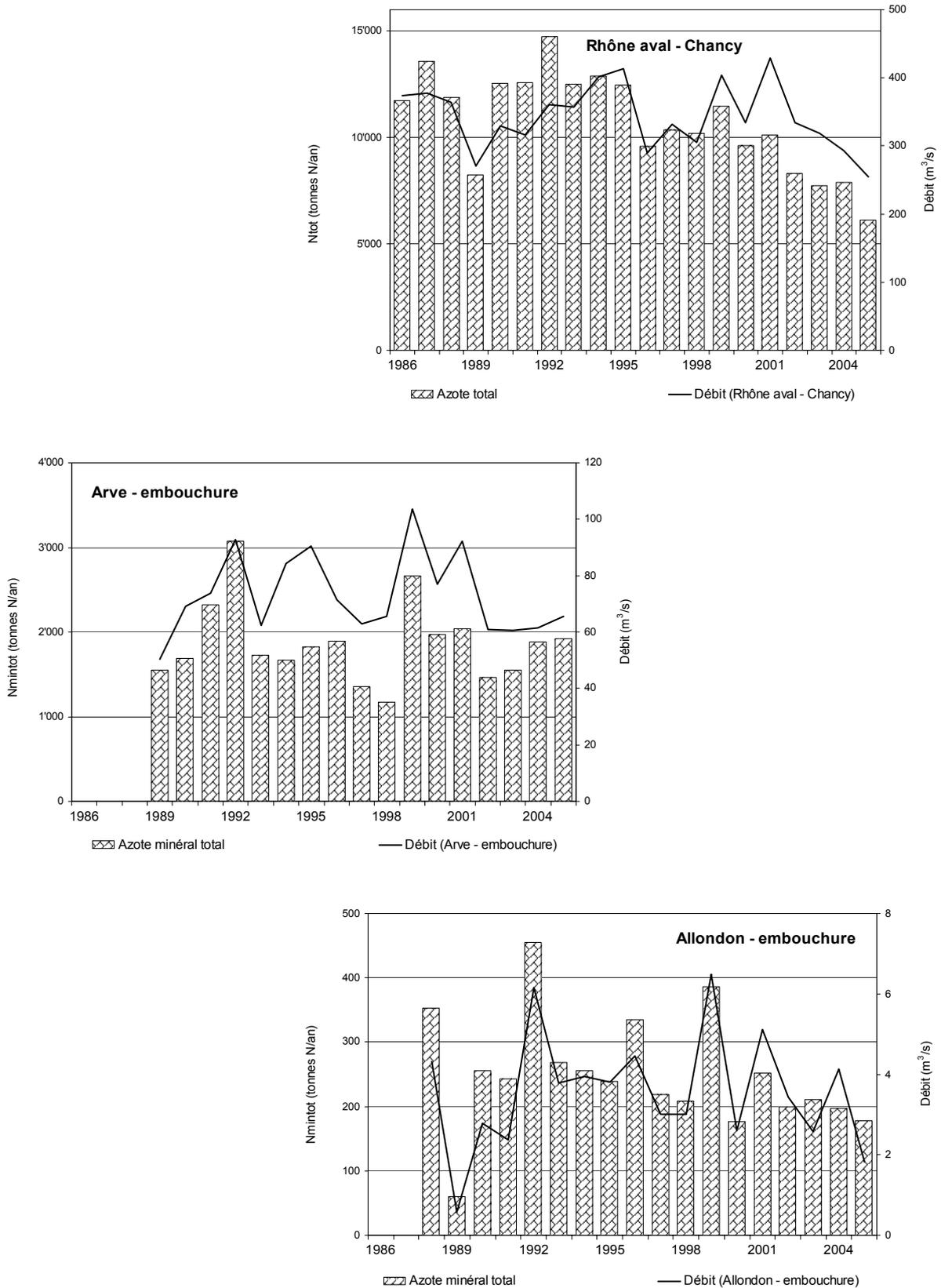


Figure 25 : Azote total ou azote minéral total - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 25 : Total nitrogen or total inorganic nitrogen - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

5.3 Chlorure (figure 26)

Il n'y a pas d'évolution notable dans les apports en chlorure du Rhône aval à Chancy (moy. : 84'000 tonnes).

Pour l'Arve, il y a une évolution reliée au débit de 204 tonnes Cl/an / m³/s avec un R² de 0.47.

Il en est de même pour l'Allondon, relation avec le débit de 164 tonnes Cl/an / m³/s avec un R² de 0.88.

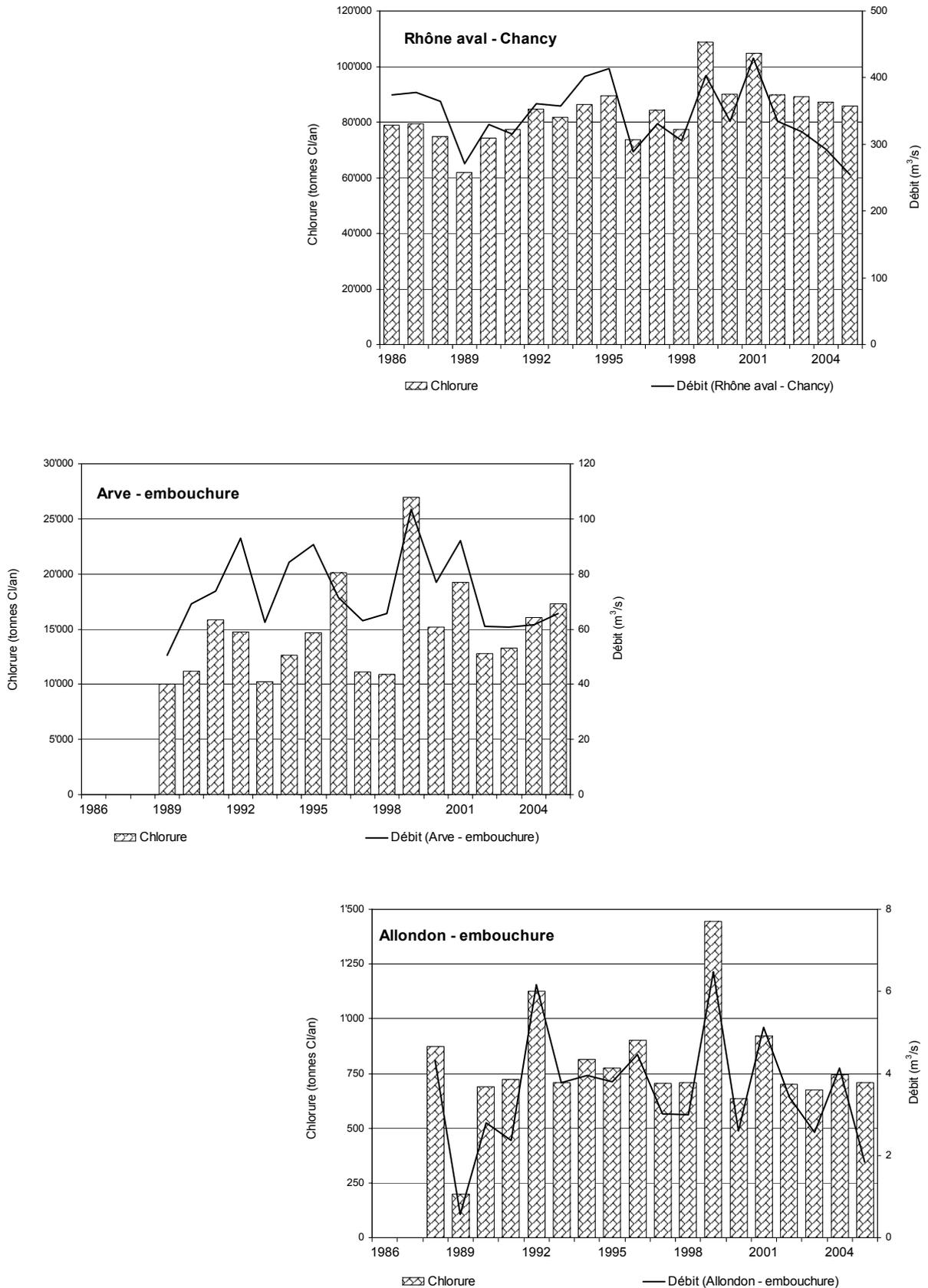


Figure 26 : Chlorure - Apports annuels par le Rhône à Chancy, l'Arve et l'Allondon.

Figure 26 : Chlorure - Annual inflow from the Rhône (Chancy), the Arve and the Allondon.

6. ÉTUDE DE LA QUALITÉ CHIMIQUE DES EAUX DES PRINCIPALES RIVIÈRES DU BASSIN VERSANT DU RHÔNE DE GENÈVE À CHANCY

6.1 Rhône aval (figure 27)

Il y a une tendance à la baisse des concentrations en phosphore dissous. La valeur moyenne de ces deux dernières années est de 0.021 mgP/L. Pour l'azote ammoniacal, les valeurs maximales sont en nette baisse depuis 2002. Il n'y a pas de tendance claire pour le COD (valeur moyenne de 1.83 mgC/L).

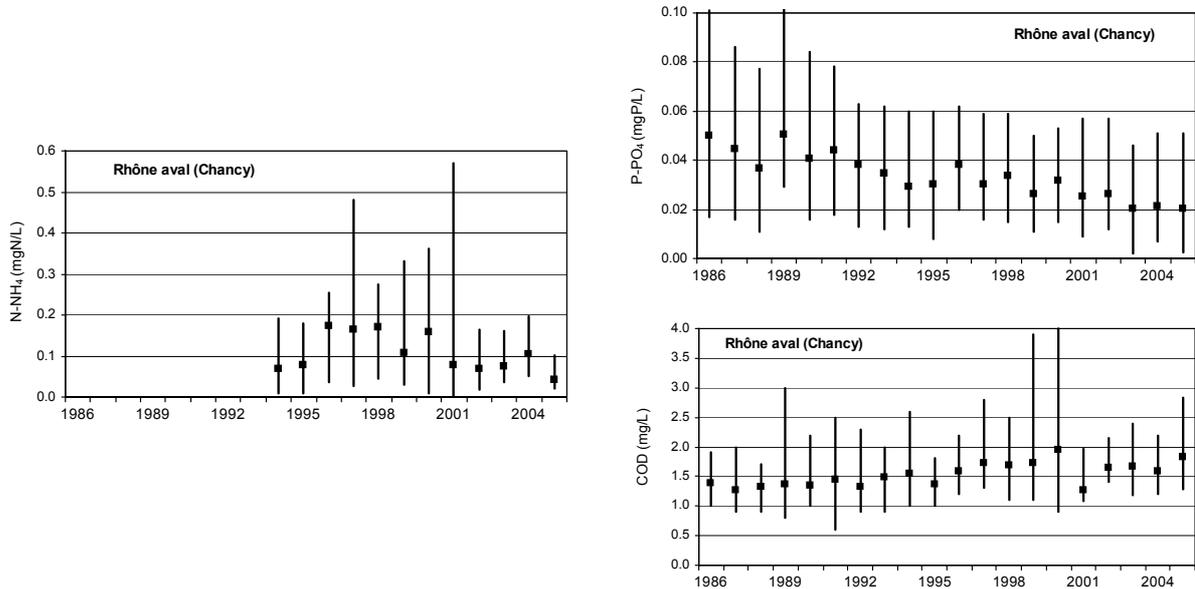


Figure 27 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Rhône aval (Chancy).

Figure 27 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - Rhône (Chancy).

6.2 Arve (figure 28)

Pour les 3 paramètres, il n'y a pas d'évolution claire. La concentration moyenne en phosphore dissous est de 0.071 mgP/l. Pour l'azote ammoniacal, la moyenne est de 0.068 mgN/L et pour le COD de 1.15 mg/L.

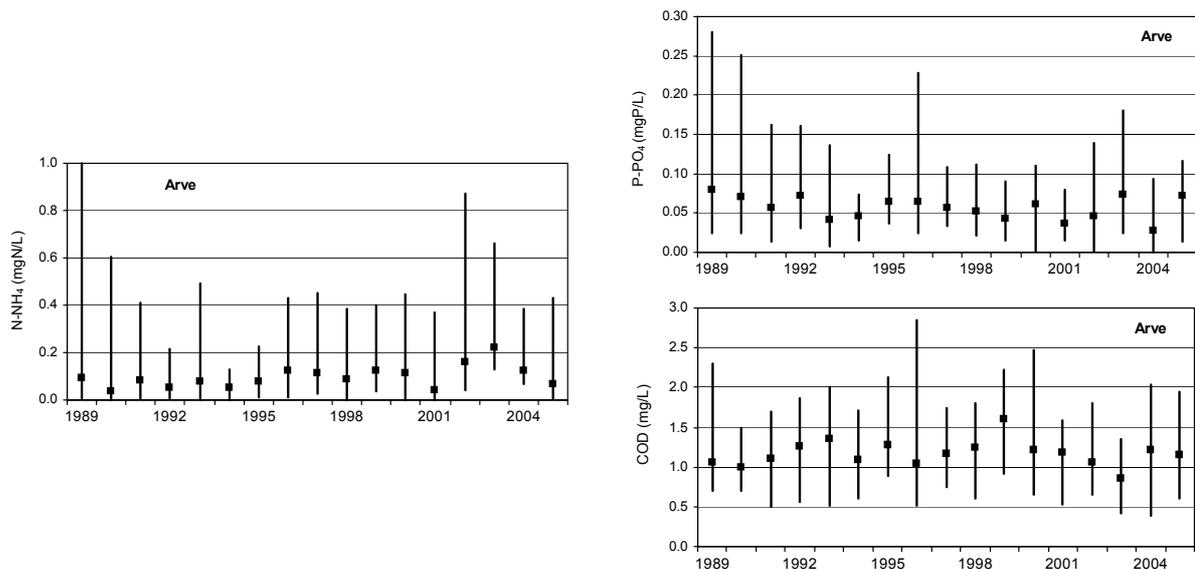


Figure 28 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Arve.

Figure 28 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - Arve.

6.3 Allondon (figure 29)

Les valeurs maximales de phosphore dissous sont à la baisse depuis 2000. La valeur moyenne ces dernières années est de 0.1 mgP/L.

Par contre pour l'azote ammoniacal il y a plutôt une tendance à la stabilité, avec des valeurs maximales qui dépassent 0.200 mgN/L.

Le COD ne montre pas d'évolution nette (valeur moyenne : 1.88 mg/L).

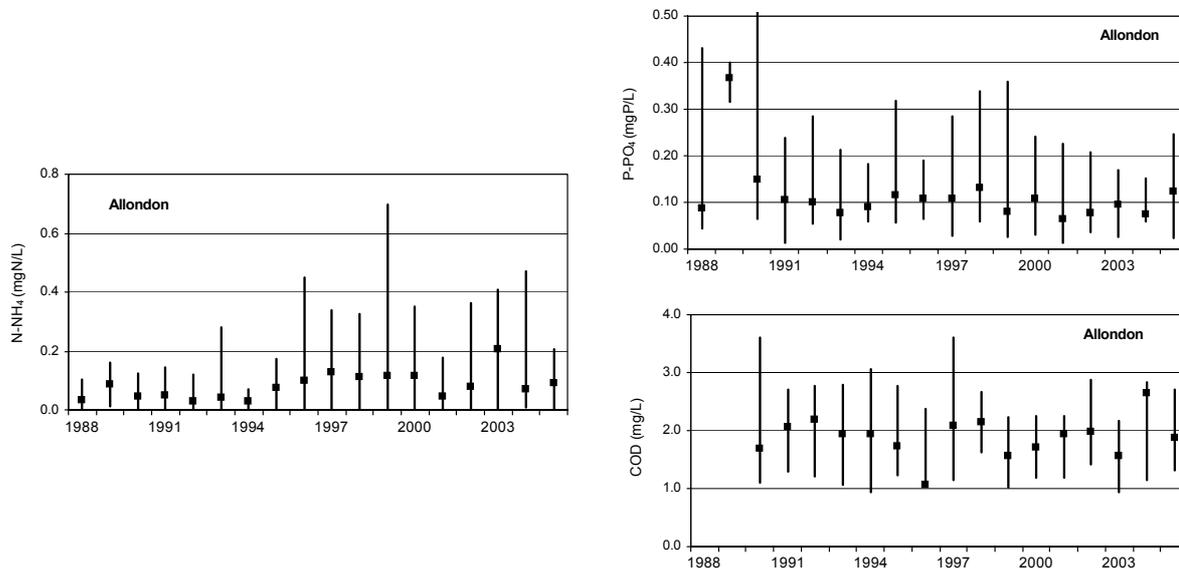


Figure 29 : Evolution des concentrations minimale, maximale et moyenne, annuelles du phosphore dissous (P-PO₄), de l'azote ammoniacal (N-NH₄) et du carbone organique dissous (COD) - Allondon.

Figure 29 : Change in the minimum, maximum and mean annual concentrations of dissolved phosphorus (P-PO₄), ammoniacal nitrogen (N-NH₄) and dissolved organic carbon (DOC) - Allondon.

7. CONCLUSIONS

Avec une lame d'eau précipitée de l'ordre de 770 mm sur le bassin versant proche du Léman, 2005 est une année à pluviométrie moyenne. Les débits des différentes rivières sont nettement inférieurs à leur moyenne sur 10 ans. La somme des débits moyens de l'ensemble des affluents contrôlés (Rhône, Dranse, Aubonne, Venoge et sept affluents complémentaires) est de 184 m³/s. Le débit moyen à la sortie du lac (émissaire à Genève) est de 198 m³/s.

En 2005, les apports en phosphore total au lac par les onze rivières suivies ont été de 1'081 tonnes. Le Rhône amont représente 95 % de ces apports. Il sort du lac 104 tonnes. Pour le phosphore dissous les apports sont de 52.3 tonnes et 43 tonnes sont exportées par l'émissaire.

Pour le phosphore total, les flux apportés par le Rhône amont montrent une nette tendance à l'augmentation depuis le début des mesures. Par contre, la Dranse, la Venoge et l'Aubonne montrent une évolution à la baisse. Il en est de même pour le Rhône aval à Chancy (- 50 % depuis 1986). L'Arve et l'Allondon ne montrent pas d'évolution nette.

Pour le phosphore dissous, l'ensemble des onze rivières suivies se déversant dans le lac, ainsi que le Rhône aval à Chancy, montrent une nette décroissance des apports depuis une vingtaine d'années. Il n'en est pas de même pour l'Arve et l'Allondon qui ne montrent pas d'évolution à la baisse.

Pour l'azote minéral total, l'ensemble des rivières auscultées montre une stabilité des apports au cours des années.

Pour le chlorure, l'ensemble des rivières à l'exception du Rhône amont et de la Dranse présente une stabilité des apports. L'augmentation est particulièrement nette pour le Rhône amont (+ 5 % par an). Pour les onze rivières du bassin versant du Léman, les apports en 2005 ont été de 60'807 tonnes. L'exportation par l'émissaire s'est élevée à 53'920 tonnes.

En ce qui concerne la qualité des eaux (évolution des concentrations en P-PO₄, N-NH₄ et COD), on constate très nettement l'effet de la mise en place de la déphosphatation dans les stations d'épuration et de l'interdiction en Suisse du phosphate dans les détergents textiles et la baisse des teneurs dans ces produits en France. Il y a en effet, une nette baisse des concentrations en phosphore dissous dans les eaux des diverses rivières, à l'exception toutefois de l'Arve et l'Allondon où l'évolution n'est pas nette.

Pour l'azote ammoniacal, l'évolution est beaucoup moins significative. Pour quelques rivières on constate une légère diminution des valeurs moyennes, par contre pour presque toutes les rivières les valeurs maximales sont à la baisse.

Pour les concentrations moyennes annuelles en COD, quelque soit la rivière, elles sont stables. On notera toutefois une très légère diminution des valeurs maximales.

BIBLIOGRAPHIE

QUETIN, P. (2006) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 19-29.

STRAWCZYNSKY, A. (2006) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 189-196.

Tableau 3 : Concentrations moyennes en 2005.

Table 3 : Mean concentrations in 2005.

Nom Rivière	Débit (m ³ /sec)	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	Nmintot	NtotBrut	PO4	ProtBrut	Ppartic	Cl	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	SiO ₂	DOC	TOC	MES
		(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgN/L)	(mgP/L)	(mgP/L)	(mgP/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(méq/L)	(méq/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)	(mg/L)
Bassin versant Léman																			
Concentrations moyennes																			
Rhône amont	154.60	0.053		0.52		0.58	0.008	0.204		10.45	51.40	1.95	0.44	6.82	1.59	2.76	1.19	2.19	157.9
Dranse	11.30	0.054	0.009	0.84	0.90	0.90	0.009	0.027		8.82	69.11	3.57	0.78	5.16	0.85	3.34	0.60		12.8
Aubonne	3.70	0.016	0.010	1.46	1.49		0.010	0.044	0.026	7.01	4.93	3.25	0.47	4.28	0.85	2.58	2.44		22.1
Venoge	2.60	0.110	0.039	4.06	4.20		0.022	0.110	0.078	21.55	19.45	4.14	0.68	11.23	2.36	4.41	2.67		49.7
Stockalper	2.30	0.568	0.039	1.26	1.86		0.014	0.120									2.39		
Versoix	2.08	0.015	0.027	1.19	1.23	1.35	0.014	0.020		13.18	7.34	3.25	0.46	6.20	0.70	2.51	2.10		
Veveyse	1.43	0.052	0.011	1.02	1.08		0.006	0.253	0.224	18.02	13.61	3.15	0.52	11.57	1.65	3.98	2.57		297.0
Promenthouse	0.85	0.031	0.010	2.23	2.27		0.009	0.048	0.032	10.42	6.63	3.72	0.63	5.56	1.33	3.90	2.14		26.3
Chamberonne	0.76	0.084	0.025	2.60	2.71		0.039	0.132	0.076	27.45	38.20	3.46	0.66	16.39	2.63	4.38	2.36		49.6
Eau Froide	0.27	0.033	0.010	8.96	9.00		0.007	0.036	0.019	14.63	54.85	3.52	0.73	16.75	3.13	4.31	2.47		3.0
Morges	0.26	0.050	0.033	5.86	5.94		0.033	0.111	0.066	29.19	30.79	4.88	1.00	14.89	3.65	7.89	2.95		48.3
Dullive	0.17	0.044	0.016	3.78	3.84		0.032	0.083	0.035	22.73	20.97	4.85	0.92	12.00	2.93	7.29	2.90		20.3
Bassin versant du Rhône aval																			
Concentrations moyennes																			
Rhône émissaire	198.04	0.013	0.023	0.35	0.39	0.59	0.007	0.017		8.63	45.63	2.10	0.48	5.94	1.38	0.70	1.53		
Arve	65.53	0.068	0.146	0.72	0.93	1.04	0.072	0.093		8.35	45.09	2.42	0.43	5.33	1.15		1.15		
Allondon	1.83	0.089	0.084	2.92	3.09	3.45	0.122	0.140		12.25	9.69	4.11	0.56	7.31	1.29		1.88		
Rhône Chancy	250.35	0.042	0.052	0.68	0.77	0.77	0.020	0.055		10.88	46.85	2.37	0.53	6.77	1.69	1.38	1.83	2.21	17.7

Tableau 4 : Flux en 2005.
Table 4 : Flow in 2005.

Nom Rivière	Débit	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	Nmintot	NtotBrut	P-PO4	PlotBrut	Ppartic	Cl	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	SiO ₂	DOC	TOC	MES	
	(m ³ /sec)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)	(t/an)
Bassin versant Léman																				
Rhône amont	154.60	267.57		2'599		2'882	42.1	1'030		5'1966	256'430	194'981	26'701	33'957	7'928	13'796	5'928	10'969	798'002	
Dranse	11.30	19.08	3.11	299	321	321	3.3	9.6		3'144	24'622	25'486	3'390	1'838	305	1'190	214		4'559	
Aubonne	3.70	1.92	1.12	171	174		1.1	5.1	3.08	819	576	7'614	662	500	100	301	285		2'579	
Venoge	2.60	9.02	3.22	333	345		1.8	9.0	6.38	1'770	1'598	6'822	680	923	194	362	219		4'079	
Stockalper	2.30	41.16	2.80	91	135		1.0	8.7												
Versoir	2.08	1.01	1.78	78	81	88	1.0	1.3		866	483	4'277	367	408	46	165	138			
Veveyse	1.43	2.34	0.49	46	49		0.3	11.4	10.16	815	616	2'853	284	523	74	180	116		13'437	
Promenthouse	0.85	0.83	0.26	60	61		0.2	1.3	0.85	280	178	1'998	204	149	36	105	58		705	
Chamberonne	0.76	2.02	0.60	63	65		0.9	3.2	1.84	662	921	1'674	192	395	63	106	57		1'197	
Eau Froide	0.27	0.28	0.08	76	76		0.1	0.3	0.16	124	465	597	75	142	27	37	21		25	
Morges	0.26	0.40	0.27	47	48		0.3	0.9	0.53	236	249	790	98	120	30	64	24		390	
Dullive	0.17	0.24	0.09	21	21		0.2	0.5	0.19	124	115	531	61	66	16	40	16		111	
Total BV Léman	180.3	345.9		3'884			52.3	1'081		60'807	286'252	247'625	32'715	39'021	8'818	16'345	7'075			
Bassin versant du Rhône aval																				
Rhône émissaire	198.0	78.4	142.1	2'196	2'417	3'686	42.7	104		53'919	284'976	262'740	36'764	37'092	8'589	4'395	9'539			
Arve	65.5	139.7	301.2	1'477	1'918	2'153	148.0	192		17'263	93'181	100'205	10'752	11'008	2'386		2'382			
Allondon	1.8	5.15	4.84	168	178	199	7.1	8.1		707	559	4'753	393	422	75		109			
Rhône Chancy	250.3	449.7	558.1	5'381	6'389	6'114	161.0	442		85'759	374'950	379'121	51'643	53'585	13'466	10'928	14'703	17'768	143'829	

Rapports techniques

Campagne 2005

CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION (STEP) MONITORING OF WASTE WATER TREATMENT PLANTS (WWTP)

Campagne 2005

PAR

Audrey KLEIN

SECRÉTARIAT DE LA COMMISSION INTERNATIONALE POUR LA PROTECTION DES EAUX DU LÉMAN
CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

RÉSUMÉ

En 2005, 222 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le bassin versant CIPEL (bassins hydrographiques du Léman et du Rhône aval depuis l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy) totalisant 4'287'241 équivalents-habitants. 165 d'entre elles étaient contrôlées et ont transmis leurs données, représentant plus de 96 % de la capacité de traitement du bassin.

Les débits déversés mesurés dans les installations disposant de débitmètres sont moins élevés en 2005 avec environ 28'000 m³/j de moins qu'en 2004. Cette baisse peut être liée à l'amélioration des réseaux d'assainissement, mais surtout à la faible pluviométrie de l'année 2005. En effet, les débits des principaux affluents du Léman et du Rhône émissaire sont nettement inférieurs à leur moyenne sur 10 ans .

Globalement, les rendements d'épuration pour les paramètres DBO₅, Ptot et P-PO₄ sont plus élevés par rapport à l'année 2004. Ceci semble s'expliquer principalement par la baisse des débits collectés par les réseaux (eaux usées et eaux claires parasites), en relation avec la baisse de la pluviométrie, conduisant à une diminution des rejets directs en amont des stations d'épuration, d'une part, et/ou à de meilleures performances des ouvrages de traitement (diminution de la charge hydraulique), d'autre part.

Les résultats 2005 sont encourageants à plusieurs niveaux puisque le nombre de STEP contrôlées et transmettant leurs données a augmenté, notamment en Haute-Savoie, le nombre de STEP mesurant le phosphore dissous s'est amélioré et les rendements globaux d'épuration pour la DBO₅, le Ptot et le P-PO₄ se sont sensiblement améliorés, même si ceux-ci s'expliquent en grande partie par la diminution des débits déversés, elle-même liée à des facteurs climatiques. Ces résultats positifs seront à confirmer en 2006.

ABSTRACT

In 2005, 222 wastewater treatment plants (WWTPs) were operating in the CIPEL catchment area (hydrographic catchment areas of Lake Geneva and the Rhône downstream from where it flows out from the lake as far as the French/Suisse border at Chancy) serving a combined population of 4'287'241 inhabitant-equivalents. 165 of these plants were monitored and have submitted their data, corresponding to over 96 % of the water-processing capacity of the catchment area.

The discharges from the facilities equipped with flow meters were about 28'000 m³/d lower in 2005 than in 2004. Some of this reduction can be attributed to the improvement in the water-processing system, but most was attributable to the low rainfall experienced in 2005. The flow rates of the main tributories of Lake Geneva and the outflowing Rhône were well below their 10-year average.

Overall, the extraction yields for BOD₅, Ptot and P-PO₄ were higher than in 2004. This was partly attributable to a slight increase in the effectiveness of the processing facilities, but mainly to a reduction in the volumes entering the system.

The results for 2005 are encouraging in several respects since the number of WWTPs that were monitored and submitted their data has increased, particularly in Haute-Savoie and the number of WWTPs measuring the dissolved phosphorus has improved.

1. INTRODUCTION

La CIPEL réalise chaque année le bilan global du fonctionnement des stations d'épuration du bassin * sur la base des résultats de mesures de débits et de concentrations transmis par les services compétents des entités faisant partie de la CIPEL :

- Département de l'Ain.
- Département de la Haute-Savoie.
- Canton de Vaud.
- Canton du Valais.
- Canton de Genève.

Ce bilan est réalisé à l'échelle de deux grands bassins versants :

- Léman (bassin hydrographique du lac).
- Rhône aval (bassin du Rhône de l'émissaire du lac jusqu'à Chancy).

2. ÉTAT DES STEP : NOMBRE , CAPACITÉ ET POPULATIONS RACCORDÉES

L'inventaire des STEP a été actualisé au 1^{er} janvier 2006.

Le tableau 1 donne pour chaque entité le nombre de STEP, ainsi que leur capacité nominale et les populations qui y sont raccordées. En 2005, 222 STEP étaient en service dans le bassin versant CIPEL totalisant une capacité de 4'290'541 équivalents-habitants (EH).

Tableau 1 : Etat des STEP et des populations raccordées à fin 2005.

Table 1 : State of the WWTPs and the numbers of people connected at the end of 2005.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre total de STEP	Capacité des STEP (EH)		Habitants permanents raccordés		Habitants saisonniers raccordés	
			Total	% déphos. ¹⁾	Total	% déphos. ¹⁾	Total	% déphos. ¹⁾
Léman	Ain	3	21'300	97.7%	9'666	97.1%	5'500	100.0%
	Genève	2	7'625	100.0%	5'467	100.0%	183	100.0%
	Hte-Savoie	20	215'940	95.8%	75'127	97.4%	130'448	98.4%
	Valais	69	1'397'978	99.6%	261'089	99.5%	323'006	98.0%
	Vaud	74	1'000'777	100.0%	497'802	100.0%	93'109	100.0%
Total BV Léman		168	2'643'619	99.4%	849'151	99.6%	552'246	99.5%
Rhône aval	Ain	9	53'100	0.0%	34'230	0.0%	50	0.0%
	Genève	14	1'103'407	0.0%	446'910	0.0%	22'563	0.0%
	Hte-Savoie	31	487'115	38.2%	185'780	36.4%	194'178	41.2%
Total BV Rhône aval		54	1'643'622	11.4%	666'920	10.1%	216'791	36.9%
Total bassin CIPEL		222	4'287'241	38.2%	1'516'071	36.4%	769'037	41.2%

¹⁾ indique les STEP (en pourcentage de la capacité) pratiquant la déphosphatation et le pourcentage d'habitants permanents et saisonniers raccordés sur des stations pratiquant la déphosphatation.

Seules les STEP du bassin du Léman sont astreintes à la déphosphatation, ce qui explique les faibles pourcentages pour le bassin du Rhône aval.

* Le bassin hydrographique du Léman et le bassin du Rhône aval depuis l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy.

3. CONTRÔLES

Le tableau 2 rend compte de l'importance des contrôles et autocontrôles des STEP (avec analyse des eaux et mesure des débits).

Dans le bassin CIPEL, **165 STEP** ont été contrôlées en 2005 et ont transmis leurs données, représentant plus de **96 % de la capacité totale** du bassin versant CIPEL.

Les efforts doivent être encouragés pour poursuivre l'amélioration de la transmission des données, comme le montre la Haute-Savoie qui a transmis les résultats pour 10 STEP de plus qu'en 2004, améliorant la connaissance de l'assainissement dans le bassin de 120'800 EH.

Tableau 2 : Nombre de contrôles et autocontrôles effectués en 2005 avec analyses des eaux et mesure de débits (prélèvements de 24 h).

Table 2 : Number of tests carried out in 2005, including analyses of the water and measurement of the flow rates.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	STEP sans contrôle ou contrôle incomplet (analyse des eaux ou mesure de débit)		De 1 à 11 contrôles complets		12 contrôles complets et plus	
		Total	Capacité (EH)	Total	Capacité (EH)	Total	Capacité (EH)
Léman	Ain	1	500	0	0	2	20'800
	Genève	0	0	1	125	1	7'500
	Hte-Savoie	14	15'390	0	0	6	200'550
	Valais	19	15'374	7	16'600	43	1'366'004
	Vaud	3	1'438	16	57'444	55	941'895
Total BV Léman		37	32'702	24	74'169	107	2'536'750
Rhône aval	Ain	5	4'800	1	2'300	3	46'000
	Genève	1	625	7	10'279	6	1'092'503
	Hte-Savoie	14	105'715	3	15'600	14	365'800
Total BV Rhône aval		20	111'140	11	28'179	23	1'504'303
Total bassin CIPEL		57	143'842	35	102'348	130	4'041'053

4. BILAN DU FONCTIONNEMENT DES STEP

4.1 Débits

Le tableau 3 présente les débits mesurés dans les stations d'épuration en 2005. Pour le bassin CIPEL, le débit global d'entrée de 747'026 m³/j est plus élevé que celui mesuré en 2004. Le débit des eaux effectivement traitées par les stations d'épuration est de 713'267 m³/j, soit près de 95 %, c'est-à-dire 5 % de plus qu'en 2004. Les débits déversés mesurés dans les installations disposant de débitmètres sont moins élevés en 2005 avec environ 28'000 m³/j de moins qu'en 2004 (KLEIN et FIAUX, 2005).

Cette baisse peut être liée à l'amélioration des réseaux d'assainissement mais surtout à la faible pluviométrie de l'année 2005. En effet, les débits des principaux affluents du Léman et du Rhône émissaire sont nettement inférieurs à leur moyenne sur 10 ans (QUETIN, 2006).

Les débits spécifiques médians (par temps sec) indiquent le niveau de dilution des eaux usées par des eaux claires parasites, telles que les eaux de fontaines ou de captage de sources, les eaux de drainage ou encore les eaux souterraines. Ces eaux surchargent les réseaux et provoquent des déversements d'eaux usées non traitées, dommageables pour l'environnement. Les résultats montrent une amélioration par rapport à 2004 dans le bassin du Rhône aval avec 265 L/hab.j au lieu de 341 L/hab.j en 2004, mais globalement à l'échelle du bassin CIPEL la valeur de 300 L/hab.j reste encore médiocre, car supérieure à la consommation d'eau journalière par personne qui est en moyenne de 160 à 200 litres. Les réseaux d'assainissement transportent encore une quantité non négligeable d'eaux claires permanentes.

Tableau 3 : Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2005.

Table 3 : Daily flows through the WWTPs of the CIPEL basin in 2005.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre total de STEP	Nombre de STEP contrôlées	Capacité (EH)	en % de la capacité totale	Population raccordée de la population totale	Débit journalier mesuré (m ³ /j)				Débit spécifique médian en L/hab.jour ²⁾
							Déversé en entrée ¹⁾	Entrée de STEP	Déversé en cours de traitement ¹⁾	Sortie	
Léman	Ain	3	2	20'800	98%	98%	0	7'046		6'939	544
	Genève	2	2	7'625	100%	100%	0	3'111	8	3'103	262
	Hte-Savoie	20	6	200'550	93%	95%	717	28'910		28'224	245
	Valais	69	52	1'383'773	99%	97%	624	193'967	1'564	192'403	413
	Vaud	74	71	999'339	99%	100%	4'954	248'938	9'359	239'629	258
Total BV Léman		168	133	2'612'087	99%	98%	6'296	481'972	10'931	470'298	307
Rhône aval	Ain	9	4	48'300	91%	92%	398	10'286		10'270	306
	Genève	14	13	1'102'782	100%	100%	3'558	199'466	21'108	178'247	306
	Hte-Savoie	31	17	381'400	78%	78%	111	55'302	457	54'452	245
Total BV Rhône aval		54	34	1'532'482	93%	91%	4'066	265'054	21'564	242'969	264
Total bassin CIPEL		222	167	4'144'569	97%	95%	10'362	747'026	32'495	713'267	300

1) Les débits déversés sont sous-estimés étant donné que toutes les stations ne les mesurent pas, ce qui explique l'écart entre les débits en entrée et en sortie.

2) Le débit spécifique est calculé sur la base des mesures effectuées par temps sec.

4.2. Demande biochimique en oxygène (DBO₅)

En Suisse, les normes de rejet pour la matière organique (DBO₅) sont définies par l'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux du 28 octobre 1998 (OEaux, 1998) (20 mgO₂/L et 90 % de rendement d'épuration pour les STEP de moins de 10'000 EH et 15 mgO₂/L et 90 % de rendement d'épuration pour les STEP de 10'000 EH et plus).

En France, un arrêté ministériel du 22 décembre 1994 fixe la concentration maximale du rejet à 25 mgO₂/L de DBO₅ ou un rendement minimal de 70 à 80 % suivant la charge de pollution organique reçue.

Le tableau 4 présente le bilan de l'épuration pour la matière organique exprimée par la demande biochimique en oxygène (DBO₅). Pour le bassin CIPEL, les performances de l'épuration sur les eaux traitées en tenant compte des déversements en entrée et au décanteur primaire sont meilleures qu'en 2004 avec un abattement de 92% au lieu de 89 %. Considérant que les déversements étaient mesurés par les mêmes STEP en 2005 et en 2004, cette amélioration s'explique uniquement par la baisse des déversements en entrée et/ou au décanteur primaire par rapport à 2004 puisque le rendement au niveau de la STEP est quant à lui resté identique à 2005, soit 95 %. Ces chiffres doivent toutefois être considérés avec précaution car les STEP représentées ne sont pas toutes contrôlées à la même fréquence. De plus, certaines STEP ne disposent pas de mesures des débits déversés, ce qui induit une sous-estimation des flux rejetés.

La figure 1 illustre la répartition entre le flux retenu, déversé, et rejeté après traitement pour chacune des STEP mesurant la DBO₅.

4.3 Phosphore total

En Suisse et pour les bassins versants des lacs, pour lesquels la déphosphatation a été rendue obligatoire, les normes actuelles sont les suivantes : concentration du rejet 0.8 mgP/L et rendement de 80 % (OEaux, 1998). L'autorité peut renforcer ou compléter les exigences suivant les situations.

L'arrêté ministériel français du 22 décembre 1994 indique pour les stations d'épuration situées en zone sensible au phosphore (comme le bassin du Léman) : une concentration du rejet de 2 mgP/L pour une charge brute en matière organique (MO) de 600 à 6'000 kg/jour; une concentration du rejet de 1 mgP/L pour une charge brute en MO supérieure à 6'000 kg/jour et un rendement de 80 % pour une charge en MO dépassant 600 kg/jour.

La Commission internationale pour la protection des eaux du Léman a adopté en octobre 2000 le plan d'action 2001-2010 qui fixe un objectif de 95 % de rendement en moyenne annuelle pour les eaux traitées du bassin du Léman. Le tableau 5 présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2005 et montre que ce rendement, sur les eaux traitées, atteint 90 %.

La figure 2 représente l'évolution progressive du rendement d'abattement du phosphore total pour le bassin versant du Léman entre 1990 et 2005.

La figure 3 présente l'évolution entre 1990 et 2005 des charges en phosphore total rejetées dans le bassin du Léman. En 2005, 83 tonnes de phosphore total étaient rejetées après traitement dans le bassin du Léman et les déversements en entrée et au décanteur primaire totalisent 16 tonnes. Pour les installations ne disposant pas de la mesure des déversements, le pourcentage moyen de déversement a été utilisé pour calculer les charges déversées. Ce pourcentage a été calculé pour les stations qui ont mesuré les débits déversés en 2005; il est de 11 % du débit total traité pour le bassin du Léman, au lieu de 13 % en 2004. Les quantités de phosphore déversées dans le bassin du Léman ont été estimées à environ 40 tonnes, au lieu de 31 tonnes en 2004.

La figure 4 illustre la répartition entre le flux retenu, déversé, et rejeté après traitement pour chacune des STEP mesurant le phosphore total.

4.4 Phosphore dissous (P-PO₄)

Le phosphore dissous (P-PO₄), forme directement biodisponible, contribue fortement à l'eutrophisation du lac. Or ce paramètre n'est pas analysé systématiquement lors des contrôles, mais nettement plus qu'en 2004. En effet sur les 168 STEP du bassin du Léman astreintes à la déphosphatation, les résultats sont disponibles pour 66 d'entre elles au lieu de 42 STEP en 2004. Cet effort est notable et doit être fortement encouragé.

Pour le bassin du Léman et pour les STEP ayant effectué ces contrôles, le rendement moyen d'abattement de P-PO₄ tenant compte des déversements est légèrement supérieur à celui obtenu en 2004, soit 93 % au lieu de 92 %. La concentration en sortie après traitement reste quant à elle la même, soit 0.17 mgPO₄/L.

Tableau 4 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO₅ pour les STEP des différentes entités en 2005.

Table 4 : Assessment of the loads, concentrations and yields of DBO₅ for the WWTPs of the various entities in 2005.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	Nombre de STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité totale	Population raccordée contrôlée en % de la population totale	Flux en tonnes par an				Concentrations DBO ₅ (mgO ₂ /L)			Rendements			
					déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	en sortie y.c dév. entrée + en cours de traitement	après traitement	après trait. y.c dév. en cours de traitement	après trait. y.c dév. entrée	après trait. y.c dév. entrée + en cours de traitement
Léman	Ain	2	97.7%	97.9%	0	184	0	9	71.6	3.4	3.4	95%	95%	95%	95%
	Genève	2	100.0%	100.0%	0	167	0	13	141.3	11.3	11.4	92%	92%	92%	92%
	Hte-Savoie	6	92.9%	95.5%	30	2'224	0	296	203.5	27.1	29.4	87%	87%	86%	86%
	Valais	42	93.9%	87.7%	4	21'012	0	603	346.7	10.0	10.0	97%	97%	97%	97%
	Vaud	67	99.5%	99.3%	58	10'486	201	864	134.2	11.6	14.3	90%	90%	91%	90%
Total BV Léman		119	96.0%	94.2%	92	34'073	201	1'785	221.8	11.9	13.5	95%	94%	95%	94%
Rhône aval	Ain	4	91.0%	92.1%	13	628		28	164.5	7.5	10.7	96%	96%	94%	94%
	Genève	13	99.9%	99.9%	213	17'961	1'152	803	248.1	12.0	29.6	96%	89%	94%	88%
	Hte-Savoie	16	77.1%	77.0%	0	4'251	11	259	211.1	13.2	13.4	94%	94%	94%	94%
Total BV Rhône aval		33	92.8%	90.7%	226	22'840	1'163	1'090	237.1	12.1	25.5	95%	90%	94%	89%
Total bassin CIPEL		152	94.8%	92.8%	318	56'913	1'364	2'875	227.7	12.0	18.1	95%	93%	95%	92%

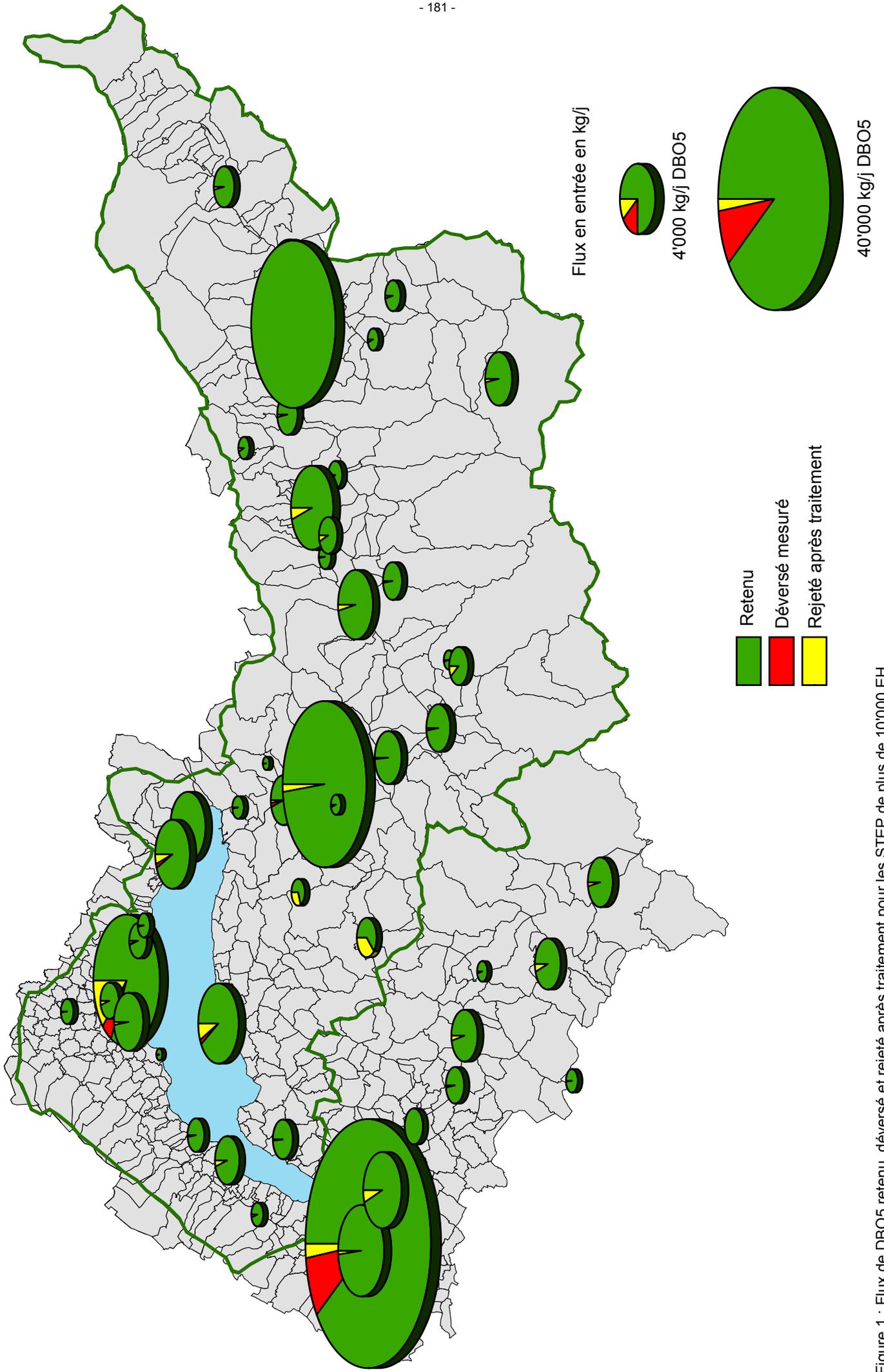


Figure 1 : Flux de DBO5 retenu, déversé et rejeté après traitement pour les STEP de plus de 10'000 EH.
Figure 1 : Load of BOD5 retained, discharged and output after processing from de WWTPs serving an area equivalent to more than 10'000 inhabitants.

Tableau 5 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2005.

Table 5 : Assessments of loads, concentrations and yields of total phosphorus for the WWTPs of the various entities in 2005.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité totale	Population raccordée en % de la population totale raccordée	Flux en tonnes de P par an				Concentrations de Ptot (mgP/L)				Rendements			
					déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	en sortie y.c dév. entrée + en cours de traitement	après traitement	après trait. y.c dév. en cours de traitement	après trait. y.c dév. entrée	après trait. y.c dév. entrée + en cours de traitement	
Léman	Ain	2	97.7%	97.9%	0	6	0	1	2.63	0.21	0.21	92%	92%	92%	92%	
	Genève	2	100.0%	100.0%	0	5	0	1	4.58	0.74	0.74	84%	84%	84%	84%	
	Hte-Savoie	6	92.9%	95.5%	1	84	0	12	7.67	1.05	1.13	86%	86%	85%	85%	
	Valais	46	98.4%	96.2%	0	321	0	41	4.82	0.63	0.63	87%	87%	87%	87%	
	Vaud	68	99.5%	99.3%	6	398	9	28	4.95	0.37	0.53	92%	91%	91%	89%	
Total BV Léman		124	98.4%	97.6%	7	814	9	83	5.05	0.53	0.61	90%	89%	89%	88%	
Rhône aval	Ain	4	91.0%	92.1%	0	24	0	14	6.39	3.68	3.68	42%	42%	42%	42%	
	Genève	12	94.5%	99.9%	4	388	27	71	5.32	1.08	1.40	81%	74%	81%	74%	
	Hte-Savoie	15	76.5%	76.7%	0	144	3	48	7.13	2.47	2.49	66%	65%	66%	65%	
Total BV Rhône aval		31	89.0%	90.6%	4	556	30	133	5.79	1.48	1.71	76%	71%	76%	71%	
Bassin CIPEL		155	94.8%	94.8%	11	1370	39	216	5.33	0.88	1.02	85%	82%	84%	81%	

Tableau 6 : Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore dissous (P-PO₄) pour les STEP des différentes entités en 2005.

Table 6 : Assessments of loads, concentrations and yields of dissolved phosphorus (P-PO₄) for the WWTPs of the various entities in 2005.

Bassin versant (BV)	Canton / Département	STEP contrôlées	STEP contrôlées en % de la capacité totale	Population raccordée en % de la population raccordée totale	Flux en tonnes de P par an				Concentrations de P-PO ₄ (mgP/L)			Rendements						
					déversé en entrée	en entrée de STEP	déversé en cours de traitement	en sortie après traitement	en entrée de STEP	en sortie après traitement	en sortie yc dév. entrée + en cours de traitement	après traitement	après trait. yc dév. en cours de traitement	après trait. yc dév. entrée	après trait. yc dév. entrée + en cours de traitement			
Léman	Ain	0	0.0%	0%														
	Genève	2	100.0%	100%	0	3	0	0	2.60	0.31	0.31	88%	88%	88%	88%	88%	88%	88%
	Hte-Savoie	1	16.6%	6%	0	5	0	0	4.05	0.29	0.24	93%	94%	93%	94%	94%	94%	94%
	Valais	2	30.2%	3%	0	12	0	1	2.53	0.13	0.13	95%	95%	95%	95%	95%	95%	95%
	Vaud	61	98.9%	98%	3	150	2	6	2.40	0.10	0.17	96%	95%	96%	95%	94%	93%	93%
	Total BV Léman		66	55.1%	48%	3	170	2	7	2.44	0.11	0.17	96%	94%	96%	94%	93%	93%
Rhône aval	Ain	3	64.0%	48%	0	10	0	7	4.35	2.80	2.80	36%	36%	36%	36%	36%	36%	36%
	Genève	10	81.3%	99%	1	178	11	43	2.53	0.66	0.78	76%	70%	76%	70%	75%	69%	69%
	Hte-Savoie	1	17.3%	18%	0	7	0	6	1.29	1.19	1.18	10%	9%	10%	9%	10%	9%	9%
Total BV Rhône aval		14	61.7%	65%	2	196	11	56	2.50	0.77	0.87	72%	66%	72%	66%	71%	65%	65%
Bassin CIPEL		80	57.6%	55%	4	366	13	63	2.47	0.45	0.54	83%	80%	83%	80%	82%	78%	78%

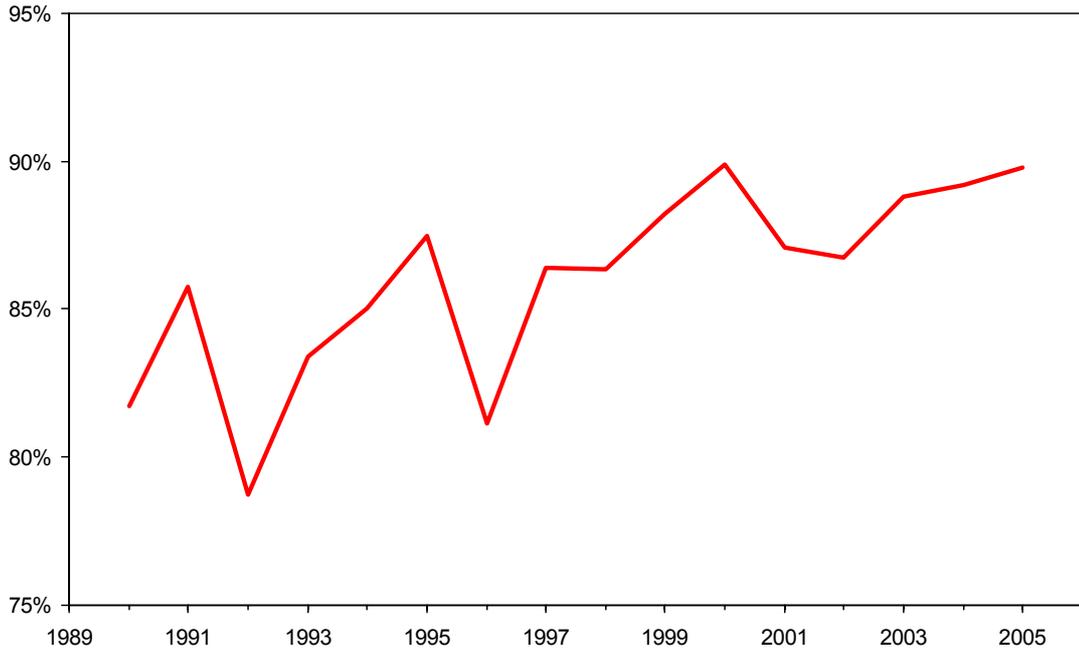


Figure 2 : Evolution entre 1990 et 2005 du rendement d'abattement du phosphore total sur les eaux traitées des STEP du bassin du Léman (source : données CIPEL)

Figure 2 : Change between 1990 and 2005 in the elimination yield of total phosphorus in the treated water from the WWTPs of the Lake Geneva basin (source: CIPEL data)

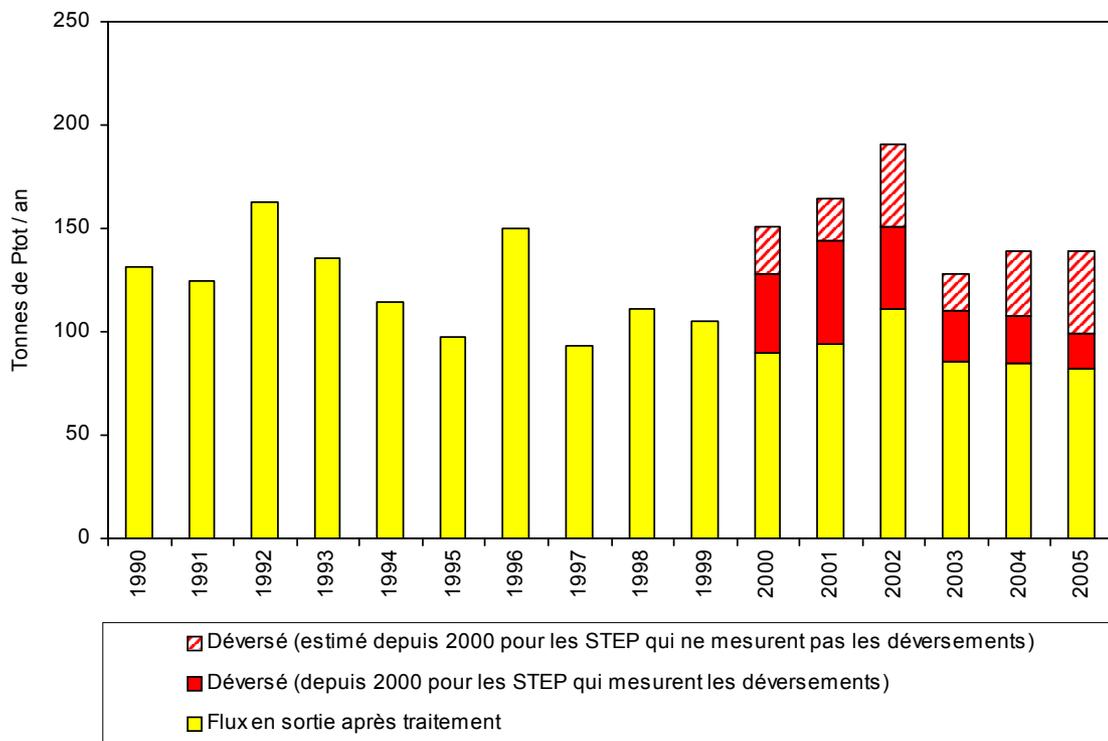
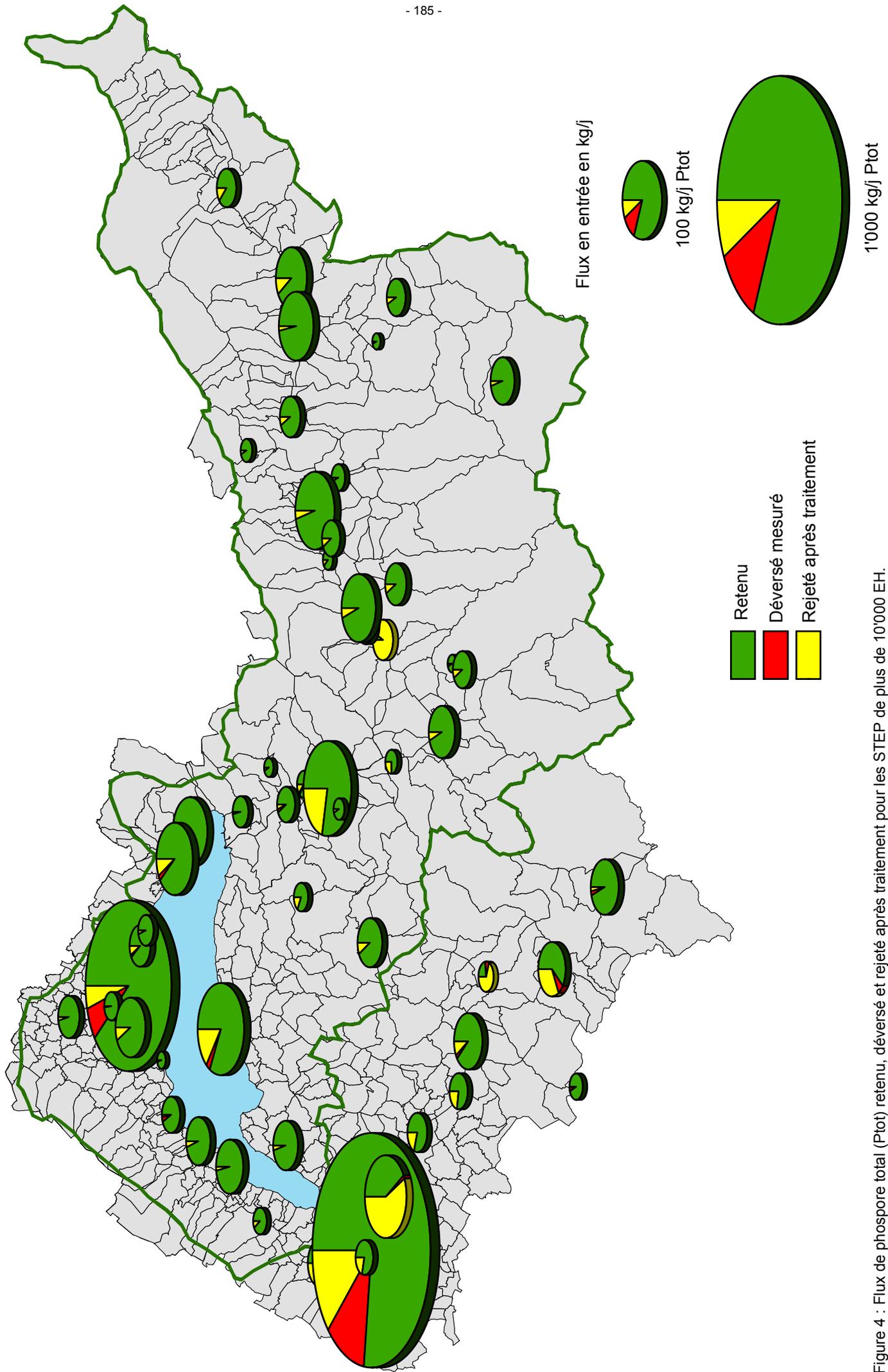


Figure 3 : Evolution des charges en phosphore total rejetées dans le bassin du Léman entre 1990 et 2005.

Figure 3 : Change in the total phosphorus loads discharged into the Lake Geneva basin between 1990 and 2005.



5. CONCLUSIONS

Pour l'ensemble du bassin versant CIPEL (Léman + Rhône aval), 222 stations d'épuration (STEP) étaient en service en 2005, totalisant une capacité de 4'287'241 équivalents-habitants (EH). La population raccordée à ces stations est de 1'516'071 habitants permanents et 769'037 habitants saisonniers.

Dans le bassin versant du Léman, les STEP pratiquant la déphosphatation représentent 99.4% de la capacité totale des STEP, soit 145 STEP sur les 168 STEP astreintes à la déphosphatation.

Contrôles

Dans le bassin CIPEL, le taux de contrôle des STEP est globalement satisfaisant avec **165 STEP contrôlées**, représentant plus de 96 % de la capacité totale du bassin versant CIPEL. La transmission des données s'est nettement améliorée en 2005 pour la Haute-Savoie, avec 10 STEP de plus qu'en 2004, augmentant la connaissance de l'assainissement dans le bassin de 120'800 EH.

Fonctionnement des STEP

Le bilan de l'épuration pour le bassin versant CIPEL est le suivant :

- ▶ Pour la **matière organique** exprimée par la DBO_5 : un rendement moyen d'élimination de 95 % sur les eaux traitées et de 92% en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est respectivement de 12.0 et 18.1 mgO_2/L . En terme de flux, 2'875 tonnes sont rejetées après traitement et 1'682 tonnes directement déversées sans traitement.
- ▶ Pour le **phosphore total** : un rendement moyen d'élimination de 85 % sur les eaux traitées et de 81 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est respectivement de 0.88 et 1.02 $mgPtot/L$. En terme de flux, 216 tonnes sont rejetées après traitement et 50 tonnes directement déversées sans traitement.

Plus particulièrement pour le bassin versant du Léman, les apports sont de 83 tonnes après traitement et de 16 tonnes directement déversées sans traitement. Le rendement moyen d'élimination est de 90 % sur les eaux traitées et 88 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est respectivement de 0.53 et 0.61 $mgPtot/L$.

- ▶ Pour le **phosphore dissous** ($P-PO_4$) : un rendement moyen d'élimination de 83 % sur les eaux traitées et de 78 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est respectivement de 0.45 et 0.54 $mgPO_4/L$. En terme de flux, 63 tonnes sont rejetées après traitement et 17 tonnes directement déversées sans traitement.

Plus particulièrement pour le bassin versant du Léman, les apports sont de 7 tonnes après traitement et de 5 tonnes directement déversées sans traitement. Le rendement moyen d'élimination est de 96 % sur les eaux traitées et 93 % en tenant compte des déversements en entrée et en cours de traitement. La concentration moyenne de sortie est respectivement de 0.10 et 0.17 mgP/L .

Les résultats concernant le phosphore dissous doivent être pris avec précaution car ce paramètre n'est pas analysé systématiquement lors des contrôles. En effet, moins de la moitié des STEP du bassin du Léman astreintes à la déphosphatation ont transmis leurs résultats.

Globalement, on constate une amélioration sensible en 2005 des rendements globaux d'épuration (y.c. les déversements) pour les paramètres DBO_5 , $Ptot$ et $P-PO_4$ par rapport à l'année 2004. Ceci est lié en partie à une légère augmentation des performances des installations de traitement, mais aussi et surtout à une baisse des débits déversés. Cette baisse peut être liée à l'amélioration des réseaux d'assainissement mais davantage à la faible pluviométrie de l'année 2005 qui se vérifie par les débits des principaux affluents du Léman et du Rhône émissaire, nettement inférieurs à leur moyenne sur 10 ans (QUETIN, 2006). La maîtrise des débits, bien que fortement liée à la pluviométrie et donc non influençable, ne doit pas empêcher la poursuite des efforts engagés dans la lutte contre les pertes des réseaux. En effet, l'amélioration de la séparation effective des eaux, l'optimisation du fonctionnement des ouvrages et l'entretien correct des réseaux, sont autant d'actions qui permettent d'agir très concrètement pour diminuer les déversements et qui doivent être soutenues par tous les services compétents en matière d'assainissement.

L'assainissement dans le bassin CIPEL en 2005 est encourageant à plusieurs niveaux :

- le nombre de STEP contrôlées et transmettant leurs résultats a augmenté, notamment en Haute-Savoie,
- le nombre de STEP mesurant le phosphore dissous a augmenté,
- les débits déversés ont diminué grâce à la faible pluviométrie de l'année 2005 mais la lutte contre les pertes dans les réseaux doit être soutenue,
- les rendements globaux d'épuration pour la DBO_5 , le $Ptot$ et le $P-PO_4$ se sont sensiblement améliorés.

Tous ces constats doivent encourager les services compétents des entités de la CIPEL ainsi que tous les gestionnaires de STEP à poursuivre leurs efforts pour les années à venir.

Remerciements : L'auteur tient à remercier les services gestionnaires des stations d'épuration qui ont fourni leurs résultats d'analyses utilisés pour ce rapport et les responsables cantonaux et départementaux qui ont validé et transmis ces résultats.

BIBLIOGRAPHIE

KLEIN, A. et FIAUX, J.-J. (2005) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2004, 173-186.

QUETIN, P. (2006) : Bilan des apports par les affluents au Léman et au Rhône à l'aval de Genève. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2005, 147-172.

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

COMPARATIVE INTERLABORATORY ANALYSES

Campagne 2005

PAR

Andrés STRAWCZYNSKI

SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT DU CANTON DE VAUD
Ch. des Boveresses 155, CH - 1066 EPALINGES

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2005, les laboratoires membres du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL ont pu participer à 6 essais interlaboratoires concernant des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles de l'azote et du phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides) et d'hydrocarbures polycycliques aromatiques, sur des matrices allant d'échantillons synthétiques à des eaux naturelles, en passant par des eaux minérales et des extraits de boues.

Le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon à très bon. Le nombre de résultats aberrants (test de Dixon) est faible, et la dispersion est bonne. Mis à part un ou deux cas particuliers, les écarts types sont du même ordre de grandeur que ceux observés les années antérieures, correspondant à une dispersion "typique" de ces essais (préparation des échantillons, techniques analytiques utilisées, etc...). La dispersion des résultats de l'essai concernant les hydrocarbures aromatiques polycycliques semble trop importante. Un essai avec des ajouts d'éléments majeurs dans les eaux naturelles s'est révélé très prometteur et sera répété.

ABSTRACT

During 2005, the laboratories belonging to the CIPEL "Methodology" working group took part in 6 interlaboratory surveys of the analyses of the main nutrient elements (nitrogen and phosphorus cycles, organic matter, main ions), pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons, on matrix ranging from synthetic samples to samples of natural water and including mineral water and sludge extracts.

Statistical analysis shows that the results of all the tests can be classified as good to very good. The number of aberrant data (Dixon tests) was small, and the scatter was good. Apart from one or two exceptions, the standard deviations were of the same order of greatness as those found in the previous years, corresponding to a "typical" degree of scatter for these tests (preparation of the samples, analytical methods used, etc...). The scatter of the results of the test for polycyclic aromatic hydrocarbons seems to be rather high. A test involving the addition of the main elements to samples of natural water looks very promising and will be repeated.

1. INTRODUCTION

Les données présentées correspondent aux essais interlaboratoires dont les résultats ont été discutés en 2005. Une appréciation sommaire figure dans les procès-verbaux du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL de cette année.

Les analyses interlaboratoires organisées dans le cadre du groupe "Méthodologie" ou auxquelles les membres du groupe ont pu participer au cours de l'année 2005 sont données dans le tableau 1.

Ont participé à ces essais :

- des laboratoires de protection des eaux suisses et français
(tous les cantons romands, INRA-Thonon, Bâle-Ville, Berne, Urkantone, Argovie, Thurgovie)
- des laboratoires cantonaux (Genève, Neuchâtel)
- des laboratoires communaux de distributeurs d'eau et services industriels
(Genève, Lausanne, Neuchâtel, La Chaux-de-Fonds, Bâle, Berne)
- des laboratoires fédéraux suisses (universitaires et de recherche : EPFL, EAWAG)
- des laboratoires privés suisses et français.

Tableau 1: Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2005.

Table 1 : List of the interlaboratory surveys organized in 2005.

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Remarques
04.2005	lac + rivière	éléments majeurs	18	Préparé par J. LAZZAROTTO, INRA Thonon [1]
03.2005	eau de distribution (eau de boisson)	aluminium	11	Préparé par F. KHAJEHNOURI, Eau Service Lausanne [2]
03.2005	eau synthétique type STEP	éléments majeurs	9 (45)	Organisé et traité par B. DUPERRON, CARSO-LSEH-Lyon [3]
05.2005	eau minérale dopée	pesticides	10	Préparé par J. ONDRUS, SPE Neuchâtel [4]
10.2005	lac + rivière	éléments majeurs	17	Préparé par A. STRAWCZYNSKI, SESA Vaud
10.2005	extrait (solvant) d'une boue certifiée	hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP)	10	Préparé par B. DUPERRON, CARSO-LSEH-Lyon [3]

Pour la préparation des échantillons d'eau de lac ou de rivière, un grand volume (env. 120 litres) est placé dans un bac en polyéthylène. La tare du bac a été déterminée au préalable. Selon la nature de l'échantillon, un filtrage grossier, par exemple au moyen de laine de verre, permet d'éliminer les grosses particules. Le bac est agité en permanence, même pendant les phases de sous-échantillonnage.

L'échantillon est sous-échantillonné dans environ 25 flacons de 2.5 litres en polyéthylène. Puis, toujours sous agitation, les dopages des différents paramètres sont ajoutés au volume restant. Puis un nouveau sous-échantillonnage permet de remplir à nouveau 25 flacons de 2 litres. Le calcul des ajouts se fait par rapport au volume estimé par pesée. Chaque laboratoire peut ensuite à son tour sous-échantillonner selon ses pratiques usuelles.

Le test de DIXON (TAYLOR, 1987), que la norme ISO 5725 (ISO, 1986) préconise a été utilisé pour éliminer les résultats aberrants. Le test de COCHRAN, basé sur les variances intralaboratoires, ne peut être utilisé que si tous les laboratoires reportent les résultats de plusieurs réplicats, et par conséquent il n'a pas été employé.

En principe, les valeurs fournies par les laboratoires correspondent aux réplicats utilisés pour le calcul du résultat final.

Dans les tableaux qui suivent, le nombre de laboratoires "statistiques" ne tient pas compte des résultats tels que "inférieur à" ou "non détecté", et représente le nombre de laboratoires dont le résultat est retenu pour les statistiques (après exclusion des aberrants). La colonne "Dixon" représente le nombre de laboratoires considérés comme aberrants par ce test (seuil 95 %). Les résultats présentés sont ceux après élimination des aberrants. Les résultats sont donnés avec le même nombre de décimales que lors des essais interlaboratoires.

2. ÉLÉMENTS MAJEURS DANS DES EAUX DE TYPE LAC ET RIVIÈRE

Le premier essai interlaboratoire de l'année (avril) est semblable à ceux des années antérieures : 2 échantillons d'eaux naturelles sont analysés, l'un provenant d'un lac et l'autre d'une rivière (Léman, station de pompage de la pisciculture de Thonon à - 50 mètres et le Foron). Par contre, lors du deuxième essai, il s'agissait d'une eau de rivière (la Venoge), brute et dopée.

Les tableaux 2a et 2b présentent les résultats des 4 échantillons de l'année 2005.

Les résultats sont dans l'ensemble bons à très bons, et sont conformes à ceux observés les années précédentes. Quelques observations peuvent cependant être faites :

- la dispersion est plus élevée sur les résultats d'ajouts, mais cela s'explique par le fait qu'il s'agit d'un calcul (échantillon dopé - échantillon brut) et que les erreurs s'additionnent,
- les taux de récupération sont relativement bons, compte tenu des conditions de préparation,
- la récupération est sensiblement moins bonne pour le carbone organique total (72 %) que pour le dissous (88 %), bien qu'il s'agisse du même ajout, mesuré sur l'échantillon brut ou filtré,
- la dispersion est grande pour l'ammonium dans l'échantillon "lac" du mois d'avril, mais au niveau de 10 µgN/L on se trouve dans la zone ou légèrement au-dessus des limites de quantification.

Ce premier essai avec des ajouts a donné satisfaction. Il permet de combiner l'analyse d'une matrice réelle avec l'avantage de connaître des valeurs cible. Les membres du groupe "Méthodologie" ont par conséquent opté pour continuer à l'avenir avec ce type d'essais. La préparation d'un d'échantillon de gros volume (env. 100 litres) homogène, présente quelques difficultés. Des améliorations pratiques (homogénéisation, pesée, etc.) devraient être apportées dans le futur.

3. ALUMINIUM DANS L'EAU DE DISTRIBUTION

L'aluminium est un paramètre dont l'analyse se révèle délicate, notamment à cause de contaminations difficiles à éviter. L'analyse a porté sur une eau brute avant traitement et une eau traitée. Le tableau 3 présente les résultats de cet essai, qui peut être caractérisé de bon compte tenu du niveau de concentration et de la difficulté de l'analyse. Cinq laboratoires ont également fourni des résultats pour le standard joint aux échantillons, trois laboratoires se situant entre 17 et 18 µg/L, les deux autres entre 11 et 12 µg/L. A noter que la norme légale pour l'eau de boisson est de 10 µg/L en France et 200 µg/L en Suisse.

4. PHYTOSANITAIRES

La fréquence d'un essai par année a été maintenue. Comme pour les éléments majeurs, il s'agissait d'un échantillon d'eau de rivière (le Doubs), brut et dopé. La liste des paramètres à analyser est proche de celle du "mix A" des années précédentes.

Le tableau 4 présente les résultats détaillés, qui sont bons voire très bons. Les ajouts sont bien retrouvés et la dispersion reste conforme à ce que l'on peut attendre (de 12 à 33 %, 24 % en moyenne).

Il convient de noter que certains laboratoires (4 sur 10) ont détecté des substances dans l'échantillon non dopé, mais en utilisant parfois des techniques plus sensibles. Cependant, deux de ces laboratoires ont trouvé des substances entre 30 et 110 ng/L dans l'échantillon non dopé, ce qui paraît peu plausible en regard des autres résultats.

5. ÉCHANTILLON SYNTHÉTIQUE TYPE "STEP"

Les laboratoires ayant participé à cet essai ont reçu les résultats, mais la discussion de ceux-ci en séance n'a pas pu se faire en 2005. Par conséquent le traitement fera partie du rapport 2006.

6. HYDROCARBURES AROMATIQUES POLYCYCLIQUES (HAP)

Cet essai a été effectué sur un extrait (hexane:acétone 80:20 v/v) d'une boue certifiée. Les résultats figurent au tableau 5. Les taux de récupération semblent bons, mais il s'agissait du même extrait pour l'ensemble des laboratoires et a donc une valeur de contrôle pour la partie "analyse instrumentale" uniquement. Il convient d'ailleurs de remarquer que les valeurs certifiées de la boue sont données avec des incertitudes de l'ordre de 20 à 50 % selon le paramètre.

La dispersion des résultats varie de 14 % (acénaphthène) à 92 % (benzo(k)fluoranthène), ce qui est important pour l'analyse d'un extrait homogène. De l'avis général l'essai est peu concluant et il est nécessaire d'en organiser un nouveau.

Il convient cependant d'apporter quelques nuances. Les moyens statistiques utilisés (moyenne arithmétique après élimination des aberrants selon Dixon) semble peu "efficace". Ainsi, pour le benzo(k)fluoranthène il n'y a pas de valeur rejeté par le test de Dixon. La valeur cible est de 36 µg/L et la moyenne arithmétique de 54 µg/L. Par contre, la médiane, représentation plus robuste, est de 43 µg/L. L'utilisation de statistiques robustes semble ainsi mieux indiquée.

7. CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Les résultats des essais 2005 peuvent être qualifiés de bons à très bons pour les paramètres dont les analyses sont les plus usuelles (éléments majeurs type STEP, lacs et rivières, phytosanitaires). La tendance à atteindre des "paliers" en terme de variabilité des résultats (écart type) semble se confirmer, sauf cas particuliers sur quelques paramètres isolés. La dispersion des résultats des hydrocarbures polycycliques aromatiques semble trop importante, et il conviendrait de répéter l'essai. L'utilisation d'ajouts pour les analyses des éléments majeurs dans les eaux naturelles a donné satisfaction, et ce type d'essai sera dorénavant utilisé en routine.

L'implémentation dans le traitement des résultats des interlaboratoires de statistiques robustes est souhaitable et devrait se réaliser dès 2006.

ABRÉVIATIONS :

Ca	calcium	mgCa/L	Na	sodium	mgNa/L
COD	carbone organique dissous	mgC/L	NH ₄	ammonium	mgN/L
COND	conductivité (à 25°C)	µS/cm	NO ₂	nitrite	mgN/L
COT	carbone organique total	mgC/L	NO ₃	nitrate	mgN/L
Cl	chlorure	mgCl/L	NTK	azote Kjeldahl	mgN/L
DCO	demande chimique en oxygène	mgO ₂ /L	PO ₄	orthophosphate	mgP/L
DBO ₅	demande biochimique en oxygène	mgO ₂ /L	Ptot	phosphore total	mgP/L
DT	dureté totale	méq/L	SiO ₂	silice	mgSiO ₂ /L
K	potassium	mgK/L	SO ₄	sulfate	mgSO ₄ /L
MES	matières en suspension	mg/L	TAC	titre alcalimétrique	méq/L
KMnO ₄	oxydabilité	mgKMnO ₄ /L	HAP	Hydrocarbures aromatiques polycycliques	
Mg	magnésium	mgMg/L			

BIBLIOGRAPHIE

ISO (1986) : Fidélité des méthodes d'essai. Norme internationale ISO 5725, 2ème édition.

TAYLOR, J.K. (1987) : Quality assurance of chemical measurements. Lewis Publishers, inc., ISBN 0-87371-097-5, p. 15.

Adresses :

- [1] INRA-UMR/CARTELE, Avenue de Corzent 75, BP 511, FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
- [2] Eau Service Lausanne, Direction des travaux, Route de Lavaux 295, CH - 1095 LUTRY
- [3] CARSO - Laboratoire Santé-Environnement-Hygiène de Lyon, Av. Jean Jaurès 321, FR - 69632 LYON Cédex 7.
- [4] Service cantonal de la protection de l'environnement, Route du Tombet 24, CH - 2034 PESEUX.

Tableau 2a : Eléments majeurs dans les échantillons d'eaux de lac et rivière.

Table 2a : Main elements found in the lake and river water samples .

Date	Paramètre - valeur dopage	U	N	D	\bar{x}	σ	R
04.2005	Conductivité - LAC	$\mu\text{S/cm } 25^\circ\text{C}$	16	0	302	5	
04.2005	Conductivité - RIV	$\mu\text{S/cm } 25^\circ\text{C}$	16	0	680	14	
10.2005	Conductivité -RIV	$\mu\text{S/cm } 25^\circ\text{C}$	14	1	560	9	
04.2005	Mat. en suspension - RIV	mg/L	13	0	5	2	
10.2005	Mat. en suspension - RIV	mg/L	11	0	9	2	
04.2005	Oxydabilité - LAC	mg/L	6	1	2.15	0.32	
04.2005	Oxydabilité - RIV	mg/L	7	1	10.90	2.47	
10.2005	Oxydabilité - RIV	mg/L	9	0	11.19	1.28	
04.2005	Carbone organique total - LAC	mg C/L	12	0	0.94	0.19	
04.2005	Carbone organique total - RIV	mg C/L	13	0	3.05	0.48	
10.2005	Carbone organique total - RIV	mg C/L	13	0	3.75	0.49	
10.2005	Carbone organique total - DOP	mg C/L	13	0	4.94	0.82	
10.2005	Ajout COT - 1.66 mg C/L	mg C/L	13	0	1.19	0.59	72 %
04.2005	Carbone organique dissous - RIV	mg C/L	13	0	2.89	0.40	
10.2005	Carbone organique dissous - RIV	mg/L	11	0	3.15	0.26	
10.2005	Carbone organique dissous - DOP	mg C/L	12	0	4.67	0.62	
10.2005	Ajout COD - 1.66 mg C/L	mg C/L	11	0	1.46	0.58	88 %
04.2005	Dureté totale - LAC	méq/L	6	2	2.81	0.04	
04.2005	Dureté totale - RIV	méq/L	6	2	7.19	0.11	
10.2005	Dureté totale - RIV	méq/L	7	1	4.71	0.11	
04.2005	Titre alcalimétrique - LAC	méq/L	12	1	1.82	0.02	
04.2005	Titre alcalimétrique - RIV	méq/L	12	2	5.25	0.04	
10.2005	Titre alcalimétrique - RIV	méq/L	14	0	3.72	0.08	
04.2005	Calcium - LAC	mg/L	16	0	45.19	1.66	
04.2005	Calcium - RIV	mg/L	16	0	119.51	3.63	
10.2005	Calcium - RIV	mg/L	14	1	77.88	2.12	
04.2005	Magnésium - LAC	mg/L	16	0	5.98	0.34	
04.2005	Magnésium - RIV	mg/L	16	0	14.20	0.53	
10.2005	Magnésium - RIV	mg/L	14	1	10.11	0.31	
04.2005	Sodium - LAC	mg/L	15	1	5.62	0.37	
04.2005	Sodium - RIV	mg/L	16	0	12.26	1.19	
10.2005	Sodium - RIV	mg/L	14	1	22.51	1.13	
10.2005	Sodium - DOP	mg/L	14	1	30.35	1.53	
10.2005	Ajout Na - 8.17 mg Na/L	mg/L	14	1	7.84	0.64	96 %
04.2005	Potassium - LAC	mg/L	16	0	1.44	0.14	
04.2005	Potassium - RIV	mg/L	15	1	2.64	0.15	
10.2005	Potassium - RIV	mg/L	15	0	5.55	0.32	
10.2005	Potassium - DOP	mg/L	15	0	6.28	0.47	
10.2005	Ajout K - 0.70 mg K/L	mg/L	15	0	0.73	0.22	104 %

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
\bar{x}	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type
R	Récupération de l'ajout

Tableau 2b : Éléments majeurs dans les échantillons d'eaux de lac et rivière.

Table 2b : Main elements found in the lake and river water samples.

Date	Paramètre - valeur dopage	U	N	D	\bar{x}	σ	R
04.2005	Chlorure - LAC	mg/L	16	1	8.10	0.29	
04.2005	Chlorure - RIV	mg/L	16	1	23.41	0.65	
10.2005	Chlorure - RIV	mg/L	15	1	38.13	1.29	
10.2005	Chlorure - DOP	mg/L	15	1	49.36	1.98	
10.2005	Ajout Cl - 11.68 mg/L	mg/L	15	1	11.23	1.04	96 %
04.2005	Sulfate - LAC	mg/L	14	2	47.19	1.48	
04.2005	Sulfate - RIV	mg/L	14	2	75.40	3.47	
10.2005	Sulfate - RIV	mg/L	16	0	34.72	0.76	
04.2005	Silice - LAC	mg SiO ₂ /L	12	2	1.88	0.11	
04.2005	Silice - RIV	mg SiO ₂ /L	12	2	6.06	0.40	
10.2005	Silice - RIV	mg SiO ₂ /L	13	1	5.66	0.31	
10.2005	Silice - DOP	mg SiO ₂ /L	13	1	6.46	0.38	
10.2005	Ajout SiO ₂ - 0.87 mg SiO ₂ /L	mg SiO ₂ /L	13	1	0.79	0.17	91 %
04.2005	Ammonium - LAC	mg N/L	11	0	0.010	0.009	
04.2005	Ammonium - RIV	mg N/L	15	1	0.159	0.018	
10.2005	Ammonium - RIV	mg N/L	13	3	0.517	0.019	
10.2005	Ammonium - DOP	mg N/L	14	2	0.918	0.043	
10.2005	Ajout NH ₄ - 0.41 mg N/L	mg N/L	14	2	0.391	0.032	95 %
04.2005	Nitrite - LAC	mg N/L	6	0	0.0012	0.0004	
04.2005	Nitrite - RIV	mg N/L	16	0	0.0413	0.0148	
10.2005	Nitrite - RIV	mg N/L	13	2	0.1152	0.0132	
10.2005	Nitrite - DOP	mg N/L	14	2	0.1257	0.0165	
10.2005	Ajout NO ₂ - 0.012 mg N/L	mg N/L	12	3	0.0119	0.0016	99 %
04.2005	Nitrate - LAC	mg N/L	17	0	0.552	0.030	
04.2005	Nitrate - RIV	mg N/L	15	2	2.691	0.070	
10.2005	Nitrate - RIV	mg N/L	15	1	3.909	0.096	
10.2005	Nitrate - DOP	mg N/L	15	1	4.273	0.099	
10.2005	Ajout NO ₃ - 0.37 mg N/L	mg N/L	14	2	0.353	0.046	95 %
04.2005	Azote total - LAC	mg N/L	7	0	0.68	0.14	
04.2005	Azote total - RIV	mg N/L	8	0	3.11	0.24	
10.2005	Azote total - RIV	mg N/L	10	0	4.70	0.43	
10.2005	Azote total - DOP	mg N/L	10	0	5.35	0.57	
10.2005	Ajout Ntot - 0.79 mg N/L	mg N/L	10	0	0.65	0.20	82 %
04.2005	Orthophosphate - LAC	mg P/L	13	3	0.022	0.002	
04.2005	Orthophosphate - RIV	mg P/L	18	0	0.201	0.022	
10.2005	Orthophosphate - RIV	mg P/L	14	0	0.098	0.022	
10.2005	Orthophosphate - DOP	mg P/L	14	0	0.118	0.018	
10.2005	Ajout PO ₄ - 0.019 mg P/L	mg P/L	13	1	0.017	0.004	89 %
04.2005	Phosphore total - LAC	mg P/L	12	1	0.027	0.005	
04.2005	Phosphore total - RIV	mg P/L	13	1	0.223	0.024	
10.2005	Phosphore total - RIV	mg P/L	13	0	0.162	0.015	
10.2005	Phosphore total - DOP	mg P/L	13	0	0.179	0.018	
10.2005	Ajout Ptot - 0.019 mg P/L	mg P/L	12	1	0.017	0.003	89 %

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
\bar{x}	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type
R	Récupération de l'ajout

Tableau 3 : Aluminium.

Table 3 : Aluminium.

Date	Paramètre	U	N	D	\bar{x}	σ	R
03.2005	Aluminium, eau brute	µg/L	10	1	25	9	
03.2005	Aluminium, eau traitée	µg/L	10	1	23	8	
03.2005	Aluminium, standard	µg/L	5	0	15	3	

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
\bar{x}	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type
R	Récupération de l'ajout

Tableau 4 : Phytosanitaires.

Table 4 : Pesticides.

Date	Paramètre - valeur dopage	U	N	D	\bar{x}	σ	R
05.2005	Atrazine - ajout 90 ng/L	ng/L	9	1	89	21	99 %
05.2005	Atrazine-déséthyl - ajout 65 ng/L	ng/L	8	1	58	16	89 %
05.2005	Atrazine-désisopropyl - ajout 110 ng/L	ng/L	7	0	97	22	88 %
05.2005	Diuron - ajout 55 ng/L	ng/L	7	0	62	14	113 %
05.2005	Isoproturon - ajout 65 ng/L	ng/L	8	0	57	7	88 %
05.2005	Metalaxyl - ajout 140 ng/L	ng/L	7	0	125	26	89 %
05.2005	Simazine - ajout 40 ng/L	ng/L	9	0	57	19	143 %
05.2005	Terbutylazine - ajout 30 ng/L	ng/L	7	0	34	10	113 %
05.2005	Terbutylazine-déséthyl -ajout 60 ng/L	ng/L	6	0	61	15	102 %

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
\bar{x}	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type
R	Récupération de l'ajout

Tableau 5 : Hydrocarbures polycycliques aromatiques (HAP).

Table 5 : Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH).

Date	Paramètre - valeur cible	U	N	D	\bar{x}	σ	R
04.2005	naphthalène (26 ± 12 µg/L)	µg/L	10	0	26	6	100 %
04.2005	acenaphthylène	µg/L	3	0	7	3	
04.2005	acenaphthène (8 ± 3 µg/L)	µg/L	5	0	7	1	88 %
04.2005	fluorène (15 ± 5 µg/L)	µg/L	8	0	13	2	87 %
04.2005	phenanthrène (83 ± 22 µg/L)	µg/L	10	0	94	22	113 %
04.2005	anthracène (14 ± 5 µg/L)	µg/L	7	0	15	9	107 %
04.2005	fluoranthène (145 ± 36 µg/L)	µg/L	9	0	154	42	106 %
04.2005	pyrène (122 ± 36 µg/L)	µg/L	10	0	125	54	102 %
04.2005	benzo(a)anthracène (53 ± 19 µg/L)	µg/L	10	0	53	24	100 %
04.2005	chrysène (67 ± 14 µg/L)	µg/L	9	0	79	21	118 %
04.2005	benzo(b)fluoranthène (76 ± 22 µg/L)	µg/L	8	0	93	41	122 %
04.2005	benzo(k)fluoranthène (36 ± 8 µg/L)	µg/L	8	0	54	49	150 %
04.2005	benzo(a)pyrène (47 ± 11 µg/L)	µg/L	9	0	56	21	119 %
04.2005	indeno(1,2,3-cd)pyrène (46 ± 11 µg/L)	µg/L	7	0	43	32	93 %
04.2005	dibenzo(a,h)anthracène	µg/L	5	0	12	6	
04.2005	benzo(g,h,i)perylène (50 ± 25 µg/L)	µg/L	8	0	65	31	130 %

U	Unités
N	Nombre de résultats statistiques
D	Nombre d'aberrants selon Dixon
\bar{x}	Moyenne arithmétique
σ	Ecart-type
R	Récupération de l'ajout

ADRESSES DES AUTEURS DES RAPPORTS

ANNEVILLE Orlane	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex orlane.anneville@thonon.inra.fr
CHIFFLET Pascal	Technicien Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex pascal.chifflet@thonon.inra.fr
CORDONIER Arielle	Biologiste Service cantonale de l'écologie de l'eau 23, avenue Sainte-Clotilde - Case postale 78 CH - 1211 GENÈVE 8 arielle.cordonier@etat.ge.ch
DRUART Jean-Claude	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex jean-claude.druart@thonon.inra.fr
EDDER Patrick	Chimiste Service de protection de la consommation Case postale 76 CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais patrick.edder@etat.ge.ch
GALLINA Nicole	Biologiste Service cantonale de l'écologie de l'eau 23, avenue Sainte-Clotilde - Case postale 78 CH - 1211 GENÈVE 8 nicole.gallina@etat.ge.ch
GERDEAUX Daniel	Biologiste Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex daniel.gerdeaux@thonon.inra.fr
HUSTACHE Jean-Christophe	Technicien Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex jean-christophe.hustache@thonon.inra.fr
KLEIN Audrey	Ingénieure Secrétariat de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman Avenue de Chailly 23 - Case postale 80 CH - 1000 LAUSANNE 12 a.klein@cipel.org
LAINÉ Leslie	Technicienne Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL Avenue de Corzent 75 - BP 511 FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex leslie.laine@thonon.inra.fr

LAVIGNE Sophie
Biologiste
Service cantonale de l'écologie de l'eau
23, avenue Sainte-Clotilde - Case postale 78
CH - 1211 GENÈVE 8
sophie.lavigne@etat.ge.ch

LAZZAROTTO Jérôme
Chimiste
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
lazzarotto@thonon.inra.fr

LODS-CROZET Brigitte
Biologiste
Service des eaux, sols et assainissement
155, chemin des Boveresses
CH - 1066 EPALINGES
brigitte.lods-crozet@vd.ch

MOILLE Jean-Paul
Technicien
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
jean-paul.moille@thonon.inra.fr

NAVARRO Lionel
Stagiaire
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

NIREL Pascale
Chimiste
Service cantonale de l'écologie de l'eau
23, avenue Sainte-Clotilde - Case postale 78
CH - 1211 GENÈVE 8
pascale.nirel@etat.ge.ch

ORTELLI Didier
Chimiste
Service de protection de la consommation
Case postale 76
CH - 1211 GENÈVE 4 - Plainpalais
didier.ortelli@etat.ge.ch

PERFETTA Jean
Biologiste
Service cantonale de l'écologie de l'eau
23, avenue Sainte-Clotilde - Case postale 78
CH - 1211 GENÈVE 8
jean.perfetta@etat.ge.ch

QUÉTIN Philippe
Ingénieur
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
philippe.quetin@thonon.inra.fr

RAMSEIER Stéphane
Chimiste
Service industriels de Genève
2, ch. du Château-Bloch / Le Lignon - Case postale 2777
CH - 1211 GENÈVE 2
stephan.ramseier@si-ge.ch

RAPIN François
Géologue
Secrétariat de la Commission internationale
pour la protection des eaux du Léman
Avenue de Chailly 23 - Case postale 80
CH - 1000 LAUSANNE 12
frapin@cipel.org

RICHARD Alexandre

Stagiaire
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

REYMOND Olivier

Biologiste
Service des eaux, sols et assainissement
155, chemin des Boveresses
CH - 1066 EPALINGES
olivier.reymond@vd.ch

ROBERT Mélanie

Stagiaire
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

STRAWCZYNSKI Andrés

Chimiste
Service des eaux, sols et assainissement
Chemin des Boveresses 155
CH - 1066 EPALINGES
andres.strawczynski@vd.ch

TADONLEKE Rémy D.

Biologiste
Station d'Hydrobiologie Lacustre, INRA-UMR/CARTEL
Avenue de Corzent 75 - BP 511
FR - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex
remy.tadonleke@thonon.inra.fr

