

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 2001

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
SYNTHÈSE 2001	11
CONCLUSIONS GÉNÉRALES - Campagne 2001	13

RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE

1. MÉTÉOROLOGIE	21
1. Introduction	21
2. Température de l'air	21
3. Pluviométrie	24
4. Insolation	26
5. Rayonnement	28
6. Vent	30
7. Conclusions	32
8. Relation climat-lac	32
- Bibliographie	32
2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE ET RECHERCHE DE MÉTAUX ET DE QUELQUES MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN	33
1. Méthodes	33
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	35
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	38
3.1 Brassage hivernal et reprise de l'activité photosynthétique au printemps	38
3.2 Reste de l'année	42
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	48
5.3 Azote nitrique et azote total	50
5.4 Chlorure	51
6. Métaux et micropolluants organiques	52
6.1 Métaux	52
6.2 Pesticides (phytosanitaires)	52
6.3 NTA-EDTA	52
7. Conclusions	55
- Bibliographie	56
- Annexes	57
3. DYNAMIQUE DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE ET DE LA BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN	61
1. Introduction	61
2. Méthodes	61
3. Résultats	62
3.1 Répartitions verticales	62
3.2 Variations saisonnières	66
3.3 Production annuelle	68
4. Conclusions	69
- Bibliographie	69

4. ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	71
1. Introduction	71
2. Méthodes	71
3. Résultats	72
3.1 Biomasses	72
3.2 Diversité des espèces du phytoplancton	75
3.3 Succession des espèces	77
3.4 Comparaisons entre les couches 0-10 m et 0-20-m	79
3.5 Le Petit Lac (station GE3)	81
4. Conclusions	81
– Bibliographie	82
– Annexes	83
5. BREF APERÇU SUR LE ZOOPLANCTON DU LÉMAN	85
1. Introduction	85
2. Méthodologie	85
3. Biovolume sédimenté	86
3.1 Variations saisonnières	86
3.2 Evolution à long terme	86
3.3 Relation phosphore total - zooplancton	86
4. Composition de la biocénose rotatorienne	86
5. Etat du Léman déterminé par les rotifères	86
6. Composition de la biocénose crustacéenne	88
7. Conclusions	88
– Bibliographie	88
6. LE BACTÉRIOPLANCTON DU LÉMAN	89
1. Introduction	89
2. Méthodes	89
3. Résultats	90
3.1 Evolution saisonnière des descripteurs	90
3.2 Valeurs intégrées des descripteurs et importance de la production bactérienne par rapport à la production primaire	101
4. Conclusions	103
4.1 Evolution intra-annuelle	103
4.2 Comparaison interannuelle et comparaison avec d'autres lacs de l'arc alpin	103
– Bibliographie	104
7. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONIDES ET DES GARDONS DU LÉMAN, EN MILIEU PÉLAGIQUE	105
1. Introduction	105
2. Méthodologie	106
3. Résultats	107
3.1 Taille des poissons examinés	107
3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité	108
3.3 Composition du régime alimentaire	108
4. Conclusions	111
– Bibliographie	111

8. BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE	113
1. Généralités	113
2. Débits des affluents principaux et de l'émissaire	115
3. Apports annuels et composition de l'eau des affluents	116
3.1 Phosphore	117
3.2 Azote minéral et organique	119
3.3 Chlorure	121
3.4 Carbone organique	121
4. Etude des affluents secondaires	122
4.1 Phosphore dissous (orthophosphate) et phosphore total	122
4.2 Azote minéral total	123
4.3 Chlorure	123
5. Bassin versant du Rhône de Genève à Chancy	123
6. Conclusions	125
6.1 Bassin versant du Léman	125
6.2 Bassin versant du Rhône aval jusqu'à Chancy	125
- Bibliographie	125
- Tableaux récapitulatifs	126

RAPPORTS TECHNIQUES

9. CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION	131
1. Introduction	132
2. Nombre de STEP, capacité et populations raccordées	132
3. Contrôles	133
4. Bilan des flux et rendements d'épuration	135
4.1 Débits	135
4.2 Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	138
4.3 Phosphore total et phosphore dissous (P-PO ₄)	140
4.4 Analyse plus détaillée de quelques STEP importantes	143
5. Bilan des apports en phosphore au lac et aux cours d'eau par les STEP	146
6. Synthèse des résultats	148
7. Conclusions	149
- Bibliographie	149
- Annexes	150
10. ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	155
1. Introduction	155
2. Éléments majeurs dans des eaux de type lac et rivière	156
2.1 Résultats	156
2.2 Conclusions	157
3. Echantillon synthétique "basses valeurs"	157
4. Phytosanitaires	159
5. Composés organohalogénés adsorbables	159
6. Echantillon synthétique type "STEP"	159
7. Conclusions générales	159
- Tableaux	160
- Abréviations	165
- Bibliographie	165
- LISTE DES AUTEURS	167

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 (1930-2000) * :	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) (1935-2000) * :	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) (1935-2000) * :	251 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, 2000

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

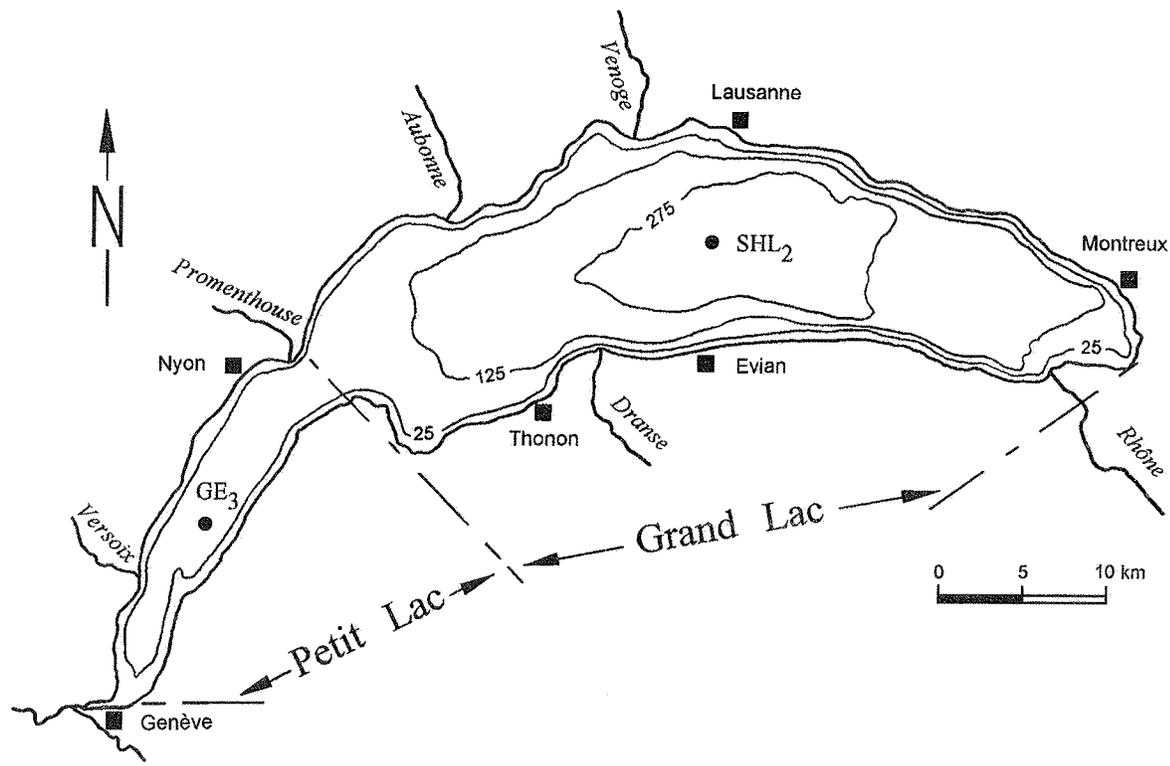


Figure 1 : Le Léman et situation des stations de prélèvements
SHL2 : (coord. CH : 534.70 / 144.95)
GE3 : (coord. CH : 506.10 / 128.04)

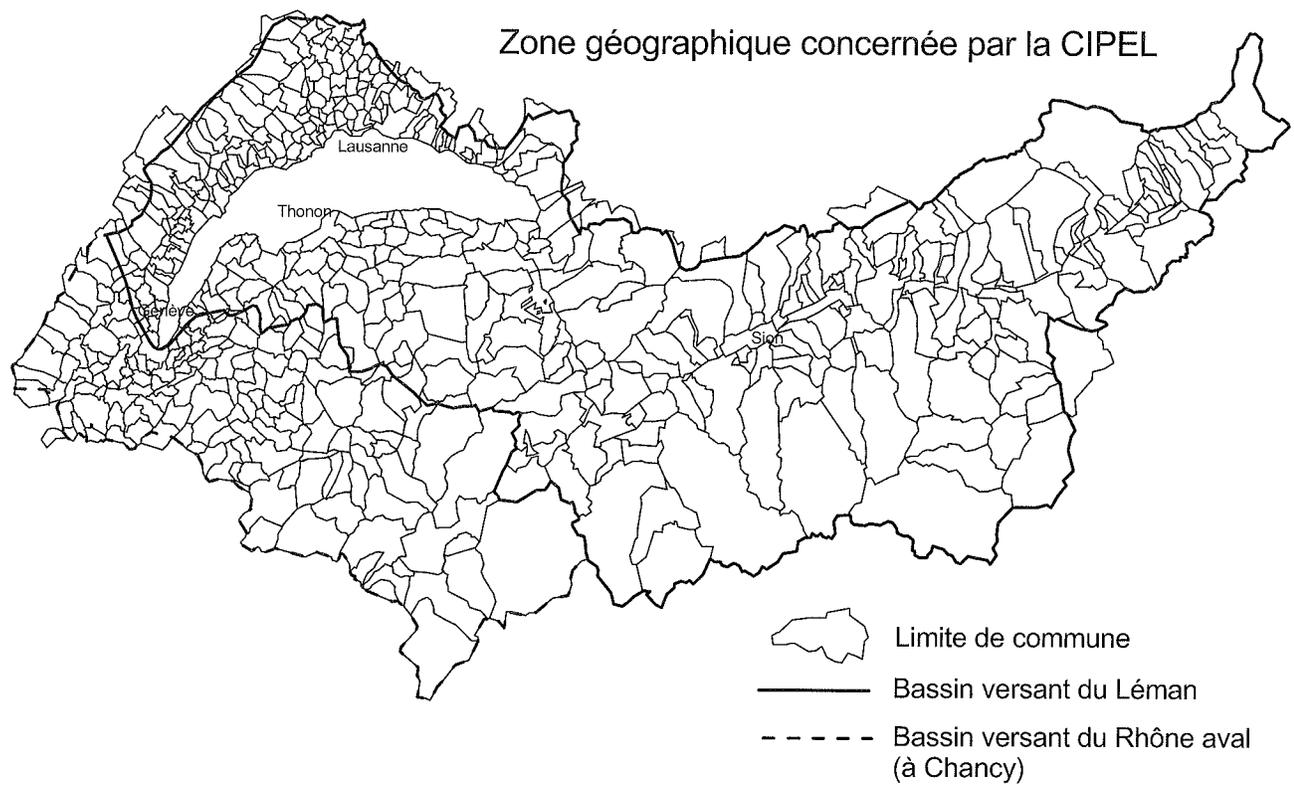


Figure 2 : Le bassin versant du Léman et du Rhône aval jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy

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 (01.01.1999) : 933'750
dont : . France : 125'900
. Suisse : 807'850

Population touristique
(capacité d'accueil - 01.01.1999) : 624'240
dont : . France : 180'620
. Suisse : 443'620

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) : 4'808 m
Indice de glaciation (par rapport à la surface totale) * : 8.40 %
Débit moyen du Rhône (à Chancy) (1935-2000) * : 342 m³/s
dont : . maxi (1995) : 434 m³/s
. mini (1976) : 219 m³/s

Population permanente (01.01.1999) : 1'570'420
dont : . France : 402'490
. Suisse : 1'167'930

Population touristique
(capacité d'accueil - 01.01.1999) : 948'440
dont : . France : 486'360
. Suisse : 462'080

* Annuaire hydrologique de la Suisse, 2000

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

SYNTHÈSE 2001

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

Etat de santé du Léman

Principaux points positifs :

- ▶ Poursuite de la baisse des teneurs en phosphore, stock diminué de plus de moitié depuis 1986,
- ▶ stabilité de la concentration en azote nitrique par rapport aux années précédentes,
- ▶ pour toutes les substances (NTA, EDTA), les métaux et les pesticides recherchés, les eaux au centre du lac satisfont pleinement aux exigences requises pour la production d'eau de boisson.

Principaux points négatifs :

- ▶ Forte biomasse algale en été et en automne, et jusqu'à une plus grande profondeur qu'il y a quelques années, avec développement de formes filamenteuses ou coloniales en été, et persistance du développement du phytoplancton pendant les mois d'hiver,
- ▶ pas de brassage complet des eaux en hiver,
- ▶ parmi les pesticides recherchés, la présence d'herbicides triaziniques est toujours décelée dans les eaux du lac. Bien que les teneurs soient bien inférieures aux seuils de toxicité pour l'écosystème et la potabilité de l'eau, leur présence est indésirable.

EN BREF

La reprise de la baisse des teneurs en phosphore (on se trouve actuellement au niveau de 1968) va dans la bonne direction pour la restauration de l'état du Léman.

En ce qui concerne le plancton végétal, la biomasse et la production phytoplanctonique restent encore beaucoup trop importantes, particulièrement en été-automne. Il y a même une persistance du développement du phytoplancton pendant les mois d'hiver.

L'objectif à atteindre, une concentration moyenne annuelle de 20 microgrammes de phosphore par litre d'eau dans le Léman (situation connue avant 1962), demeure une condition nécessaire pour ramener la production algale à un niveau acceptable et rendre le lac plus attractif pour ses usagers.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 2001

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

L A C

Evolution physico-chimique

Un brassage hivernal partiel des eaux

L'année 2001 se singularise par un hiver doux qui ne provoque qu'un faible brassage. Les températures moyennes hebdomadaires de l'air pendant l'hiver 2000-2001 n'ont jamais été négatives.

Le brassage hivernal des eaux n'atteint que 100 mètres en mars 2001. La réoxygénation des eaux profondes est donc limitée et la concentration en oxygène dissous des eaux du fond du Grand Lac ne dépasse pas 4.55 mgO₂/l au début avril. Cette concentration reste aux alentours de 4 mgO₂/l pendant la plus grande partie de l'année dans les eaux du fond.

L'évolution des teneurs en nutriments

Le faible brassage hivernal et une consommation des nutriments par le phytoplancton durant tout l'hiver n'ont pas permis une homogénéisation totale de ceux-ci sur toute la colonne d'eau.

La teneur moyenne en phosphore continue à diminuer pour atteindre 34.2 µgP/l en phosphore total en 2001 contre 36.5 µgP/l en 2000.

Le stock en phosphore total est de 2'930 tonnes P en 2001 contre 3'130 en 2000 et 3'360 en 1999.

L'azote nitrique et l'azote total restent stables par rapport aux années précédentes : 48'600 tonnes N pour les nitrates contre 47'450 en 2000.

Le stock en chlorure continue d'augmenter pour atteindre 651'600 tonnes (7.60 mg Cl/l), soit 2.4% de plus qu'en 2000. Toutefois, ces concentrations restent très inférieures à des concentrations pouvant induire un effet toxique sur la biologie et sont inférieures ou équivalentes à celles d'autres lacs de la région (Lac du Bourget et Lac de Neuchâtel).

Evolution biologique

Le bactérioplancton

La campagne 2001 est caractérisée par une relation assez étroite entre la production bactérienne et la production primaire phytoplanctonique. La concentration totale des bactéries hétérotrophes, celle des bactéries actives et de la production bactérienne passent par plusieurs pics en correspondance avec de fortes valeurs de la production primaire phytoplanctonique ou avec des phases de dégénérescence du phytoplancton.

La concentration en nutriments organiques (COD et CODB) s'est fortement accrue par rapport à l'année précédente alors que tous les descripteurs des populations microbiennes sont en diminution. C'est le cas en particulier de la production bactérienne, dont les valeurs sont maintenant inférieures à celles des années 1986 et 1987 et inférieures à celles enregistrées dans le lac d'Annecy, considéré comme oligo-mésotrophe.

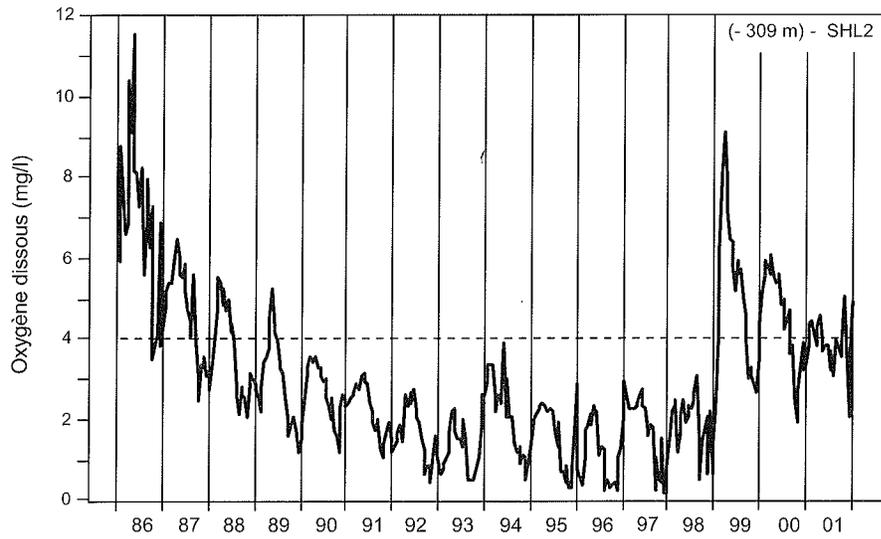


Figure 1

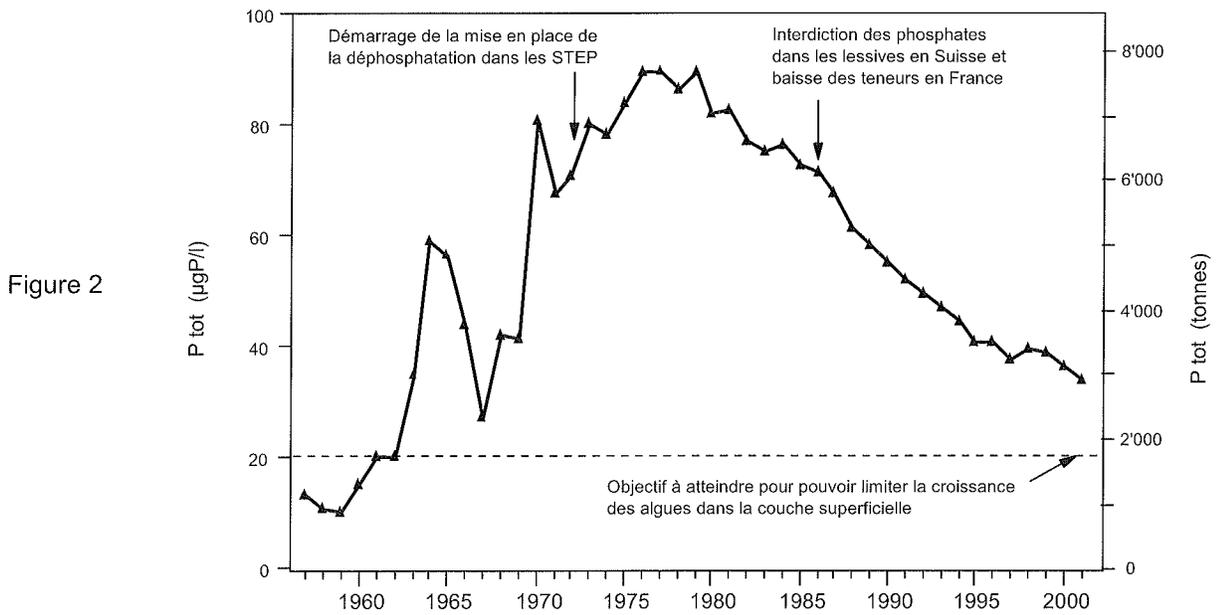


Figure 2

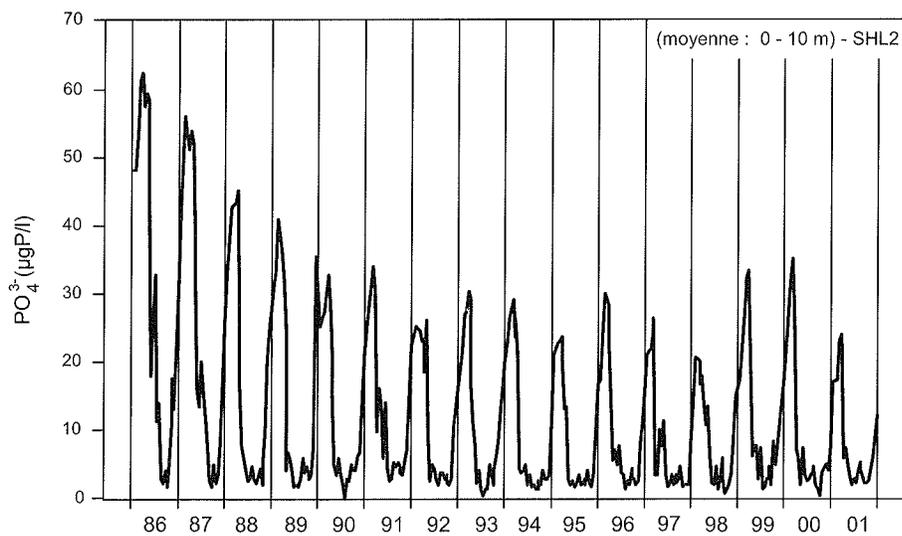


Figure 3

Le rapport de la production bactérienne à la production primaire très importante en 2001 est en forte diminution par rapport aux années précédentes (de l'ordre de 4.6 % contre 40 % en 2000 et 27 % en 1999).

Dans les années antérieures, les résultats suggéraient que la diminution de la production bactérienne était due à la limitation de la ressource en carbone organique plutôt qu'à la pression de prédation par le zooplancton. En 2001, cette explication n'est pas vérifiée et compte tenu des autres résultats de biologie, la deuxième hypothèse semble la plus probable.

□ Le phytoplancton

La production phytoplanctonique est la base du fonctionnement trophique dans le Léman. Elle exprime la vitesse de renouvellement de la biomasse phytoplanctonique, consommant les sels nutritifs dissous dans la couche supérieure du lac, et alimentant les échelons trophiques supérieurs.

L'année 2001 est marquée par d'importants changements par rapport aux années 1990 et suivantes. Ces modifications semblaient déjà amorcées en 2000 :

- Fortes biomasses phytoplanctoniques en général, avec en particulier un maintien de cette biomasse à un niveau élevé en hiver, et développement de formes filamenteuses ou coloniales en été. Ce développement occasionne un blocage du transfert de la matière organique vers les consommateurs (séquestration du carbone et des sels nutritifs) à la fin de l'été.
- La production est par conséquent beaucoup plus élevée que ces dernières années, notamment l'hiver, sous forme de nanophytoplancton consommable par le zooplancton. Cependant, la productivité, correspondant au rendement de production pour une biomasse donnée, reste dans une gamme faible comme depuis quelques années.
- L'enfoncement du phytoplancton dans des couches plus profondes est toujours visible, mais la production phytoplanctonique est la plus forte dans la couche 0-10 m en été.

Les phases d'eaux claires de printemps sont toujours apparentes, mais il semble avéré que des variations de densité du phytoplancton dans les eaux de surface puissent survenir à très petite échelle temporelle, parfois en quelques jours seulement.

La persistance du phytoplancton pendant les mois d'hiver est donc le fait le plus marquant en 2001, et ce phénomène est également remarqué dans d'autres lacs de la région, celui de Neuchâtel par exemple. Les causes à rechercher seraient donc plutôt d'ordre climatique. Cette production hivernale a plusieurs conséquences : d'abord un appauvrissement plus précoce des eaux de surface en phosphore, et ensuite la possibilité pour le zooplancton de se développer plus précocement à la fin de l'hiver.

Les années 2000-2001 marquent donc une rupture par rapport au schéma d'évolution annuel établi au cours des années 90. Il sera intéressant d'en observer les conséquences en 2002.

□ Le zooplancton

L'étude du zooplancton a été fortement perturbée, de façon nettement plus importante qu'en 1998 et 2000, par un fort développement de microphytoplancton filamenteux. Ceci n'a pas permis une estimation des valeurs moyennes annuelles pour les microcrustacés en particulier.

Les biovolumes sédimentés mesurés jusqu'en juin 2001 sont plus importants que les deux années précédentes.

□ Le régime alimentaire des corégones et des gardons

L'alimentation des poissons permet d'apporter des indications sur les ressources alimentaires disponibles pour les poissons. Ces ressources sont exclusivement zooplanctoniques en 2001 pour les corégones et les gardons. Ce résultat est en accord avec les valeurs des biovolumes sédimentés du premier semestre 2001, qui sont supérieurs à ceux des années précédentes.

Il est possible d'en conclure que les Daphnies étaient moins abondantes à partir du mois de juin 2001 dans le zooplancton que les deux années précédentes. La présence de Cyclopoïdes dans les estomacs des gardons traduit l'absence de ressources préférentielles comme les Daphnies et le fort taux de vacuité des estomacs confirme la diminution de la ressource alimentaire pour les gardons dès le mois de juin après la phase des eaux claires. Les corégones ont su trouver tout au long de l'année des *Bythotrephes* et *Leptodora* avec une nette prépondérance des premiers en 2001 dans le régime alimentaire des corégones. Ces organismes sont des prédateurs du petit zooplancton.

□ Le fonctionnement biologique du lac

Avec toutes les données biologiques disponibles et les concepts généralement admis du fonctionnement trophique du compartiment pélagique des lacs profonds, une explication du fonctionnement biologique du Léman en 2001 peut être proposée.

Au début 2001, le biovolume sédimenté du zooplancton est supérieur à 100 ml/m² alors qu'en 1999 et 2000 il est nettement inférieur à 100 ml/m². La pression de prédation du zooplancton sur le phytoplancton est donc potentiellement forte au printemps 2001. La très faible biomasse de nanophytoplancton présente du 22 mai au 25 juin pourrait s'expliquer par un broutage important. Ce broutage provoque l'effondrement de la dynamique des Daphnies par manque de ressource trophique et crée une niche trophique propice au microphytoplancton qui prend la place du nanoplancton fortement consommé. Une fois la dynamique du microplancton engagée, ce compartiment peut se maintenir car il n'entre pas facilement dans le réseau trophique. Les Daphnies ne peuvent pas consommer le microphytoplancton alors que cette ressource reste plus accessible aux Cyclopoïdes qui sont une part de l'alimentation des grands cladocères prédateurs dont la dynamique peut se maintenir. *Bythotrephes* et *Leptodora* restent alors la ressource principale des poissons pélagiques en été. La dynamique des Daphnies redémarre en septembre après le déclin du microphytoplancton et la légère reprise de la dynamique du nanophytoplancton fin août. On les retrouve dans les estomacs des gardons en septembre et des corégones en octobre.

□ La qualité sanitaire des eaux littorales pour la baignade

En 2001, les contrôles de la qualité hygiénique des eaux littorales et des plages, faits par les autorités compétentes, montrent que pour 84 % des 93 points de contrôle cette qualité est bonne, qu'elle est moyenne pour 13 % des cas et que dans 2 % des stations, l'eau peut être momentanément polluée. Une station est actuellement qualifiée de mauvaise qualité (une carte de l'état sanitaire des eaux de baignade a été publiée dans La Lettre du Léman No 25 - juin 2002).

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 %.

Micropolluants

Les teneurs en métaux (mercure, plomb, cadmium, chrome, cuivre, manganèse et fer) des eaux du Léman demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour les eaux de boisson et la vie piscicole. De même, les exigences relatives à la qualité des eaux dans les cours d'eau fixées dans l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998) sont respectées pour les métaux surveillés. Seules les concentrations de cuivre observées sont quelquefois proches des exigences fixées par cette ordonnance.

Des traces d'herbicides triaziniques et de métolachlore sont toujours décelées dans les eaux du lac. Bien que les concentrations demeurent faibles, et probablement sans effet toxique sur l'écosystème, il faut relever que leur présence n'est pas souhaitable et que toute mesure visant à en limiter l'apport est à encourager.

Les teneurs en NTA et EDTA des eaux du lac restent faibles et respectent les tolérances requises pour les eaux de boisson.

BASSINS VERSANTS DU LÉMAN ET DU RHÔNE AVAL

□ Bilan des apports au lac par les rivières

L'année 2001 est une année de pluviométrie élevée au voisinage du Léman. Les débits moyens annuels sont supérieurs à la moyenne de la période 1981-2000.

En 2001, les apports en phosphore total au lac par les quatre rivières principales ont été de 1'120 tonnes. Le Rhône amont représente 94 % de ces apports. Les neuf rivières secondaires apportent 41.8 tonnes de phosphore total au Léman.

Les apports en phosphore dissous ont représenté un total de 57 tonnes, constitués pour environ 60 % par le Rhône amont (34 t), 30 % par les trois autres affluents principaux (16 t), et pour le reste par les sept affluents secondaires (8 t), dont la Versoix qui à elle seule apporte 4 tonnes. Les apports des quatre rivières principales montrent une baisse de près de 9.5 % par rapport à ceux de 2000. Les concentrations moyennes annuelles sont dans les rivières secondaires, telles que la Chamberonne (47 µgP/l), la Versoix (32.1 µgP/l) et la Morges (40.7 µgP/l) quoique encore relativement élevées, en baisse par rapport à 2000.

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 65 % du total des apports répertoriés (quatre rivières principales et neuf rivières secondaires). Les concentrations en azote minéral total varient de 0.59 mgN/l dans la Dranse à 4.31 mgN/l dans la Morges. Une rivière principale, la Venoge, dépasse la concentration moyenne annuelle de 3 mgN/l.

Les apports en chlorure sont toujours en augmentation avec 60'200 tonnes dans les rivières principales. Sept affluents secondaires apportent 3'150 tonnes. La concentration moyenne annuelle pondérée dans les rivières secondaires (11.4 mgCl/l) est du même ordre que celle des rivières principales (13.5 mgCl/l).

□ Bilan des apports au Rhône aval (jusqu'à Chancy)

Les analyses effectuées sur les différentes rivières en aval du lac permettent de faire la part apportée par le bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et Chancy pour les éléments chimiques tels que les nitrates, le phosphore total et le phosphore dissous. Entre le Rhône émissaire et Chancy, pour des débits multipliés par 1.42, on constate que les nitrates sont multipliés par un facteur de 2.2, le phosphore total augmente d'un facteur 2.9 et le phosphore dissous d'un facteur 5.

□ L'épuration des eaux usées - pour l'ensemble du bassin CIPEL

Bien que les débits transitant par les STEP soient en baisse, l'année 2001 a été marquée par des déversements en entrée de STEP plus importants que l'année précédente. L'observation de la pluviométrie en 2001 permet d'expliquer ce phénomène; en effet les mois de mars et avril ont concentré une partie importante des précipitations, ce qui a provoqué de nombreux déversements à cette période. Ces déversements ont eu une influence négative sur les rendements globaux des STEP.

Il faut signaler que certaines STEP ne sont pas équipées pour mesurer les débits aux points de déversement. Une estimation des débits déversés sans être mesurés a été réalisée pour l'ensemble des STEP du bassin CIPEL. Cette estimation induit une augmentation de près de 30 % des déversements d'eaux usées dans le milieu naturel. La même estimation conduite pour le bassin du Léman et le phosphore total évalue les charges déversées sans être mesurées à près de 21 tonnes par an, soit 14 % de plus que les rejets mesurés (exutoire des STEP et déversements).

La connaissance des débits, et donc des charges, déversés par les 27 STEP de capacité supérieure à 10'000 EH non encore équipées pour ce type de mesure permettrait de quantifier de manière beaucoup plus précise ce phénomène.

Pour la grande majorité des stations d'épuration (STEP), les mesures démontrent très clairement le problème de qualité des réseaux (présence d'eaux claires parasites). Plus de la moitié des eaux arrivant aux STEP sont des eaux parasites. Leur diminution dans les réseaux permettrait de diminuer sensiblement les déversements d'eaux usées non traitées dans le milieu naturel.

□ **L'épuration des eaux usées dans le bassin du Léman**

En 2001, 159 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le bassin versant du Léman. La population raccordée à ces stations représentait environ 835'000 habitants permanents, 540'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et environ 696'000 équivalents-habitants industriels, soit un total de 2'071'000 équivalents-habitants.

Sur ces 159 STEP, 137 sont équipées pour la déphosphatation (99 % de la capacité nominale des installations; 99 % de la population raccordée). Pour le bassin hydrographique du Léman, le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 133 (84 % du nombre de STEP et 96 % de la population raccordée).

Pour la matière organique (DBO₅), le rendement moyen d'abattement pour les STEP est de 93 % sur les eaux traitées et la valeur moyenne de sortie en DBO₅ (pondérée par les débits) est de 12 mgO₂/l. Le rendement est en légère baisse par rapport à celui de 2000.

Pour le phosphore total, le rendement moyen d'élimination est de 88 % sur les eaux traitées. Il est en baisse par rapport à 2000 (90 %) et revient au même niveau qu'en 1999. La concentration moyenne de sortie est de 0.56 mgP/l, en augmentation par rapport à 2000 (0.49 mgP/l).

□ **L'épuration des eaux usées dans le bassin du Rhône aval (jusqu'à Chancy)**

Pour le bassin versant du Rhône aval jusqu'à Chancy, le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 26 sur 57 (46 % du nombre de STEP et 78 % de la population raccordée). Il convient d'augmenter la couverture de ces contrôles, en particulier sur la partie française de ce bassin versant.

Pour la matière organique (DBO₅), le rendement moyen d'abattement pour les STEP contrôlées est de 68 % sur les eaux traitées et la valeur moyenne de sortie en DBO₅ (pondérée par les débits) est de 63 mgO₂/l. Cette baisse considérable du rendement est due aux travaux de rénovation de la STEP d'Aire (la plus importante du bassin CIPEL) durant lesquels seul un traitement primaire a été appliqué.

MÉTÉOROLOGIE

Campagne 2001

PAR

Philippe QUÉTIN et Michel COLON

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA-UMR/CARTEL), 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. Les paramètres climatiques examinés sont la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent.

La température moyenne annuelle interstations en 2001 est de 11.1 °C. A la station de Thonon, elle atteint 11.4 °C. Depuis le début des mesures à Thonon en 1953, le seuil des 11 °C a été dépassé à 14 reprises, dont 9 fois depuis 1990. La température moyenne mensuelle du mois d'octobre (14.9 °C) a été la plus élevée enregistrée à Thonon ces 50 dernières années.

L'année 2001 a une moyenne interstations des précipitations de 1350 mm, à Thonon le total annuel se situe au 4^e rang de la chronologie 1953-2001. Le mois de mars avec 258 mm a établi un nouveau record avec + 110 mm par rapport à l'ancien (1964), d'où un 1^{er} trimestre qui représente près de 40 % de la pluie totale.

Concernant l'insolation, l'année 2001 avec une moyenne interstations de 1839 heures, se classe parmi les années moyennes. A Thonon, son rang est le 27^e dans la période 1953-2001.

Les remarques faites sur l'insolation sont également valables pour le rayonnement global. La moyenne interstations pour l'année 2001 est de 11.77 MJ/m².j.

Pour le vent, l'année 2001 apparaît comme une année moyennement agitée (agitée surtout en fin d'année). A la station de Changins, station de référence, les vents de l'année 2001 sont dans leur ensemble dans le demi-cercle de secteur nord-est / sud-ouest. Les vents forts, vent dont la vitesse est supérieure à 5 m/s, se répartissent eux entre deux secteurs opposés SW et NE et sont étalés tout le long de l'année.

A quelques nuances près (inversion des mois les plus pluvieux, mois de septembre plus froid) l'année 2001 s'est comportée comme l'année 1990.

1. INTRODUCTION

Aucun changement n'a été effectué sur le réseau de mesure qui est toujours constitué des stations climatiques de l'Institut Suisse de Météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens et du laboratoire de l'INRA de Thonon-les-Bains. Les paramètres climatiques examinés sont identiques aux années précédentes, la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent.

2. TEMPÉRATURE DE L'AIR

En 2001, la température moyenne annuelle interstations est de 11.1 °C, soit 0.5 °C de moins qu'en 2000. Changins avec une moyenne annuelle de 10.7 °C apparaît comme la station la plus froide, Thonon avec 11.4 °C la plus chaude.

A Thonon, le premier semestre a été caractérisé par un premier trimestre clément avec + 1.6, + 2.1 et + 2.6 °C par rapport à la médiane 1953-2000 et avec un mois de mai proche du maximum des températures moyennes (maximum en 2000 avec 16.5 °C). Le second semestre, lui, est caractérisé par un mois de septembre très frais avec - 2.7 °C par rapport à la médiane, puis un mois d'octobre chaud battant le record du maximum de chaleur de 1995 de + 0.7 °C. Les deux derniers mois sont légèrement en dessous de la médiane.

Tableau 1.1 - Température moyenne mensuelle de l'air à chaque station (°C)

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1953-2000
Janvier	3.4	3.1	3.6	4.1	3.9	2.3
Février	4.8	4.5	4.9	5.3	5.6	3.5
Mars	9.0	8.3	8.5	8.6	8.9	6.1
Avril	8.5	8.0	8.0	8.2	8.7	9.4
Mai	16.3	16.0	16.1	16.0	16.1	13.9
Juin	17.2	16.7	16.9	16.9	16.9	17.1
Juillet	20.1	19.7	19.9	19.9	20.1	19.9
Août	20.4	20.0	20.5	20.7	20.8	19.4
Septembre	13.1	12.7	13.1	13.4	16.6	16.3
Octobre	14.1	13.5	14.1	14.5	14.9	11.6
Novembre	4.3	4.1	4.5	5.2	5.1	6.2
Décembre	1.6	1.2	1.2	1.4	2.4	3.3
Moyenne annuelle	11.1	10.7	11.0	11.2	11.4	10.6

Avec une température annuelle de 11.4 °C à Thonon, l'année 2001 se classe dans les années chaudes, au quatrième rang de la période 1953-2001. C'est la 9e fois sur la période 1990-2001 que le seuil des 11.0 °C est dépassé.

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

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

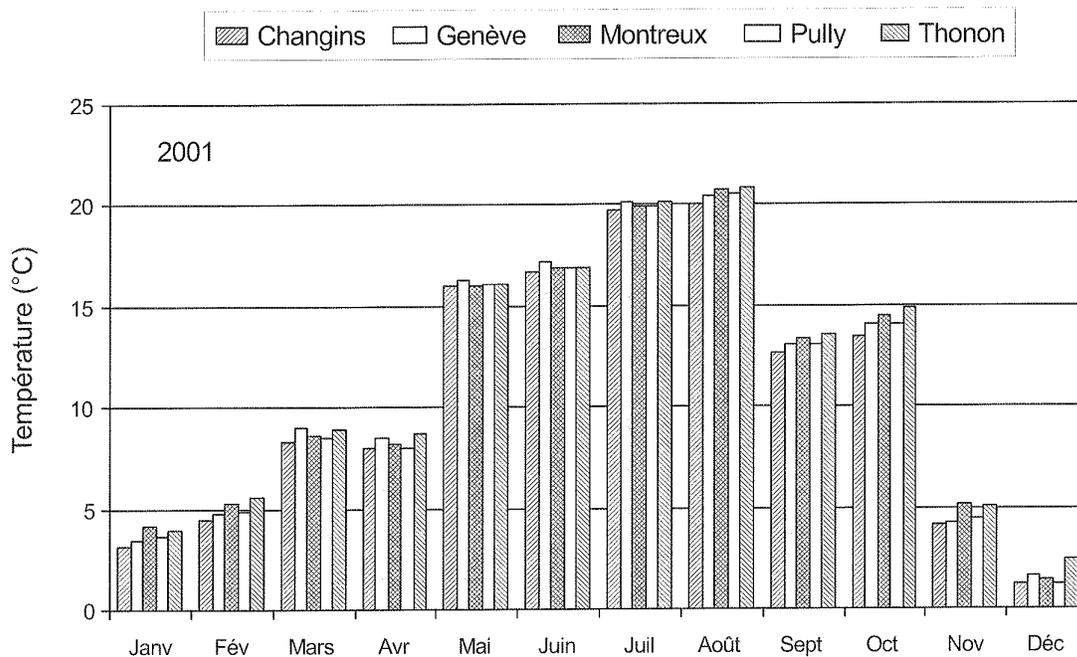


Figure 1.1 : Moyenne mensuelle de la température de l'air de chaque station en 2001

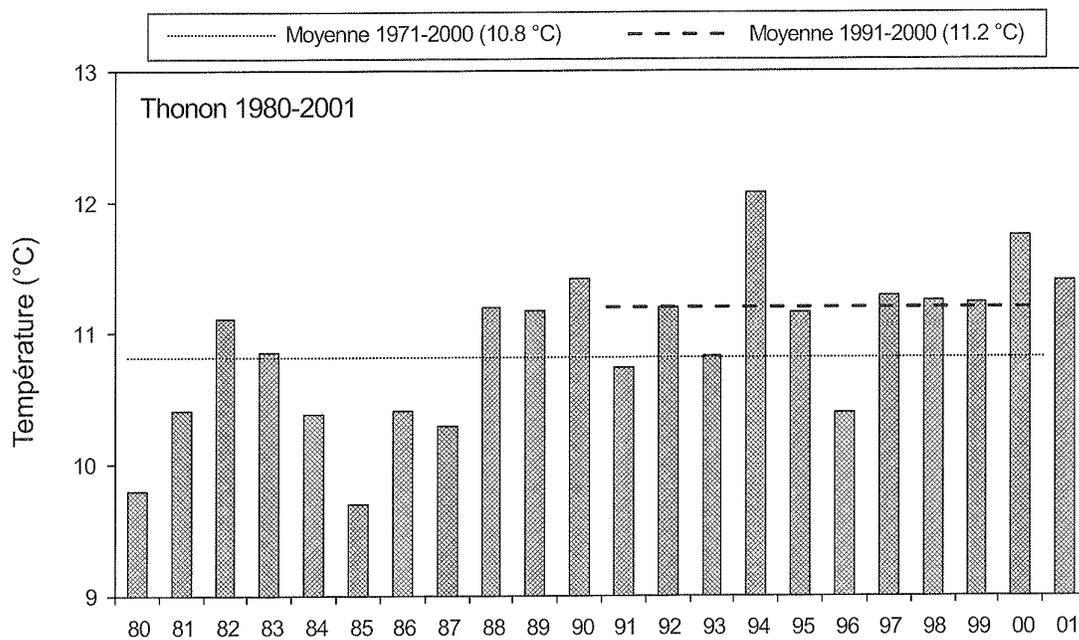


Figure 1.2 : Température moyenne annuelle de l'air à Thonon

3. PLUVIOMÉTRIE

L'année 2001 est une année particulièrement pluvieuse avec une moyenne interstations de 1350 mm de précipitations. Une nouvelle fois, Thonon, avec 1168.5 mm, est la station la moins arrosée, Pully avec 1564.5 mm, celle où les précipitations sont les plus importantes.

Le cumul des précipitations sur Thonon du premier semestre (759.5 mm) représente 65 % des pluies tombées tout au long de l'année. Avec une pluie de 50.5 mm lors de la journée du 12, le mois de mars bat le record précédent (1964) de près de 110 mm, et de plus, il devient le mois le plus pluvieux de l'année sur la période 1953-2001. Le second semestre commença avec un mois de juillet excédentaire, se prolongea par un trimestre pratiquement normal et se termina par deux mois très déficitaires (109 mm).

Tableau 2.1 - Pluviométrie mensuelle à chaque station (mm)

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1951-2000
Janvier	146.4	160.7	202.4	139.6	154.0	61.7
Février	44.2	55.2	38.0	37.9	32.5	57.6
Mars	282.1	290.9	322.4	244.7	258.0	61.7
Avril	113.7	125.9	159.7	173.9	105.5	69.6
Mai	73.5	76.8	113.2	98.0	50.5	89.5
Juin	126.9	125.3	192.7	229.9	159.0	102.3
Juillet	107.8	95.9	138.8	127.7	136.5	74.1
Août	72.5	74.0	82.0	131.4	48.5	97.7
Septembre	96.6	77.3	147.5	182.5	99.0	95.3
Octobre	80.4	70.6	84.4	93.1	80.0	83.4
Novembre	34.6	46.0	49.6	53.1	29.0	83.9
Décembre	38.6	46.0	33.8	45.4	16.0	70.3
Total annuel	1'217.3	1'244.6	1'564.5	1'557.0	1'168.5	947.1

A Thonon, l'année 2001 se classe au 4^e rang de la chronologie 1953-2001. C'est la 7^e fois sur la période 1990-2001 que la pluviométrie dépasse 1 m. Le total de l'année 2001 présente un excédent de 25 % par rapport à la normale 1971-2000 (934 mm).

Tableau 2.2 - Pluviométrie annuelle à Thonon (mm)

Années	Pluviométrie total annuel	Années	Pluviométrie total annuel
1980	1'046.6	1991	794.9
1981	973.3	1992	993.0
1982	985.8	1993	1'011.7
1983	950.4	1994	1'105.9
1984	883.1	1995	1'114.5
1985	890.6	1996	954.0
1986	886.0	1997	1'012.0
1987	1'020.5	1998	855.5
1988	1'093.0	1999	1'134.6
1989	676.3	2000	885.6
1990	1'141.6	2001	1'168.5

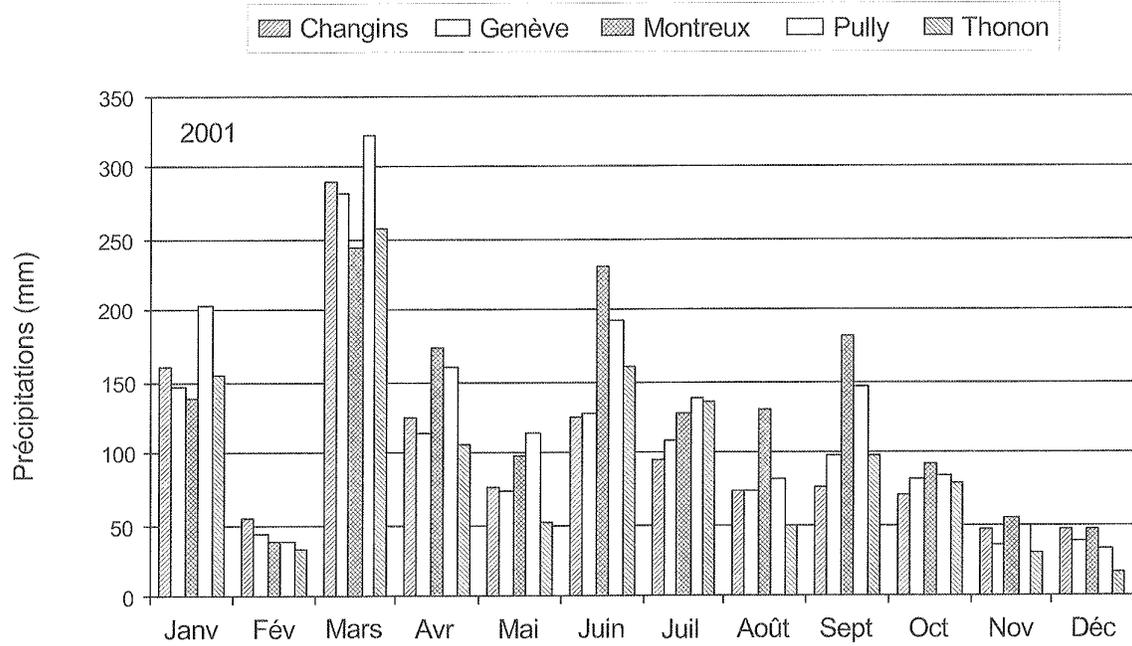


Figure 2.1 : Pluviométrie mensuelle de chaque station en 2001 (mm)

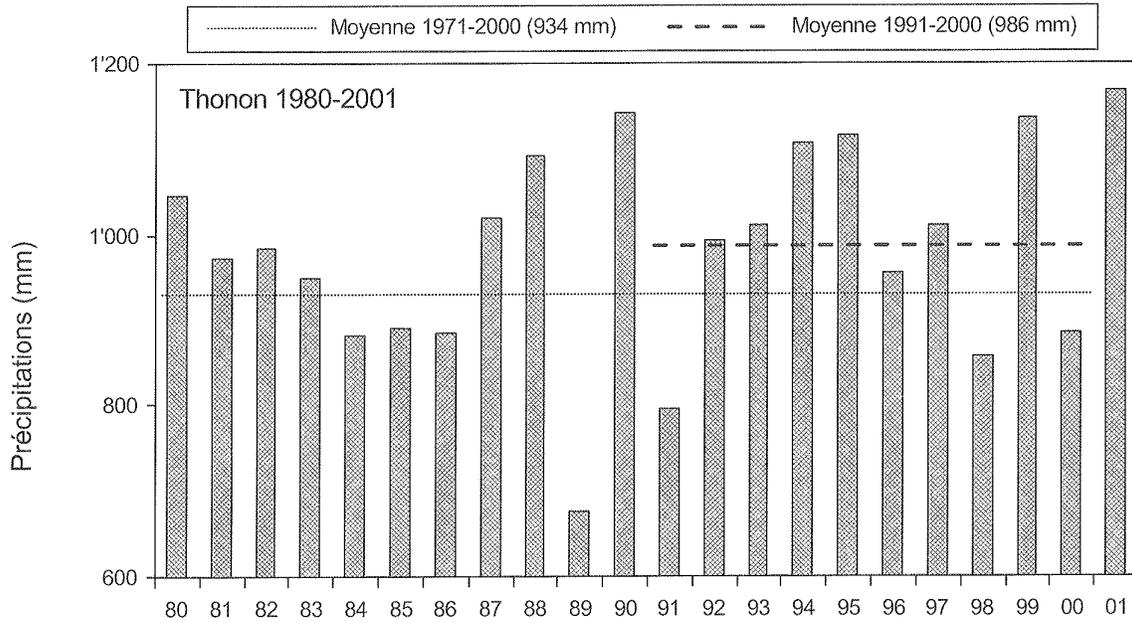


Figure 2.2 : Pluviométrie annuelle à Thonon (mm)

4. INSOLATION

Seules quatre des cinq stations analysées sont équipées pour la mesure de l'insolation (Genève, Changins, Pully et Thonon).

L'année 2001, avec une moyenne interstations de 1'839 heures, est une année moyennement ensoleillée. A part le mois de mars (le plus pluvieux) et le mois d'octobre (le plus chaud) l'insolation suit globalement la courbe médiane des mesures entre 1954-2000.

Tableau 3.1 - Insolation mensuelle à chaque station (h)

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1954-2000
Janvier	50.8	49.2	66.9	42.1	43.6
Février	114.3	118.1	117.9	95.2	82.1
Mars	77.9	1.1	68.2	87.7	150.7
Avril	144.1	129.4	121.5	156.7	190.7
Mai	223.3	227.2	223.7	236.7	223.1
Juin	261.8	259.4	256.7	265.8	240.3
Juillet	248.3	243.4	253.2	272.2	268.3
Août	250.6	250.4	253.1	247.0	234.7
Septembre	156.3	146.2	143.1	174.4	178.1
Octobre	180.3	174.5	193.5	163.9	110.6
Novembre	61.6	77.9	69.7	46.9	54.9
Décembre	65.4	84.7	84.4	48.8	39.5
Total annuel	1'834.7	1'831.5	1'851.9	1'837.4	1'816.9

L'insolation mesurée à Thonon pour l'année 2001 est très proche de la normale 1971-2000.

Tableau 3.2 - Insolation annuelle à Thonon (h)

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

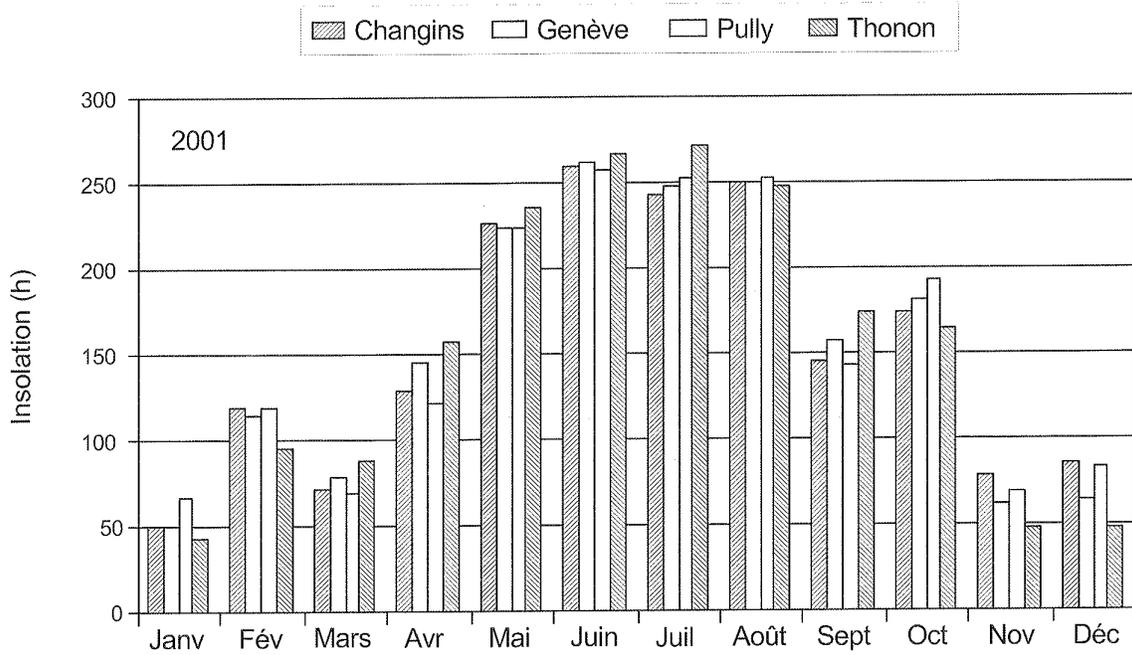


Figure 3.1 : Moyenne mensuelle de l'insolation de chaque station en 2001

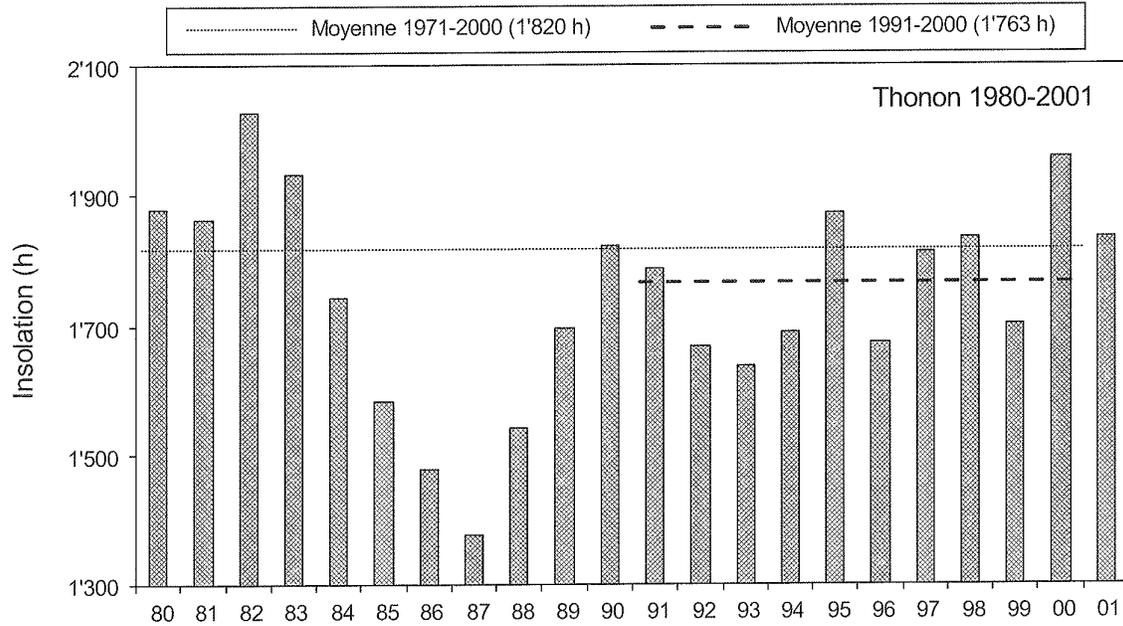


Figure 3.2 : Insolation annuelle à Thonon

5. RAYONNEMENT

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

La moyenne interstations pour l'année 2001 est de 11.77 MJ/m².j. A Thonon, le mois de mars fut le plus faible de la période 1971-2001, tandis que le mois d'octobre est lui le plus élevé de la même période. Le reste de l'année, la courbe du rayonnement global suit la moyenne.

Tableau 4.1 - Rayonnement global mensuel à chaque station (MJ/m².j)

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1971-2000
Janvier	3.4	3.4	3.8	2.8	3.0
Février	7.6	7.5	7.5	6.5	5.6
Mars	8.3	7.5	7.6	7.8	10.4
Avril	14.2	12.9	12.8	13.8	15.1
Mai	19.8	19.1	19.6	19.5	18.3
Juin	21.8	20.9	21.4	22.2	20.4
Juillet	20.7	20.1	20.9	21.7	21.0
Août	18.2	18.2	18.5	18.7	18.1
Septembre	12.1	12.1	11.6	12.9	13.0
Octobre	9.7	9.6	10.2	9.5	7.0
Novembre	4.2	4.8	4.4	3.4	3.6
Décembre	3.2	3.6	3.6	2.7	2.5
Moyenne annuelle	11.9	11.6	11.8	11.8	11.5

Avec un rayonnement global annuel de 4'319.4 MJ/m², l'année 2001 est légèrement supérieure à la moyenne de la dernière décennie

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

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

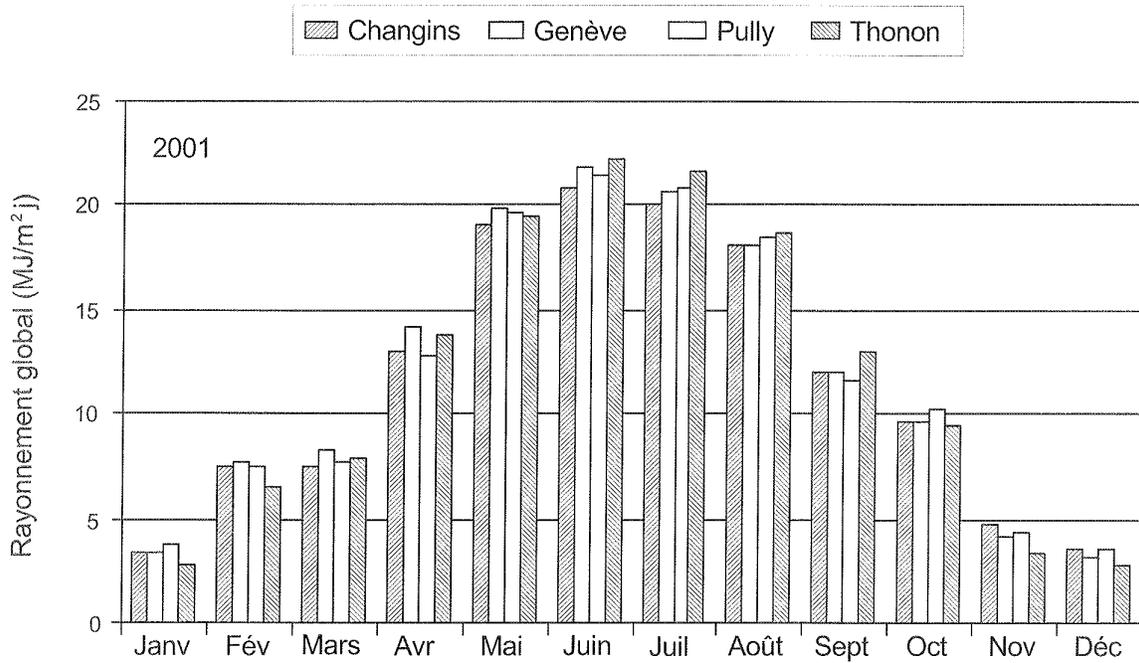


Figure. 4.1 : Moyenne mensuelle du rayonnement global de chaque station en 2001

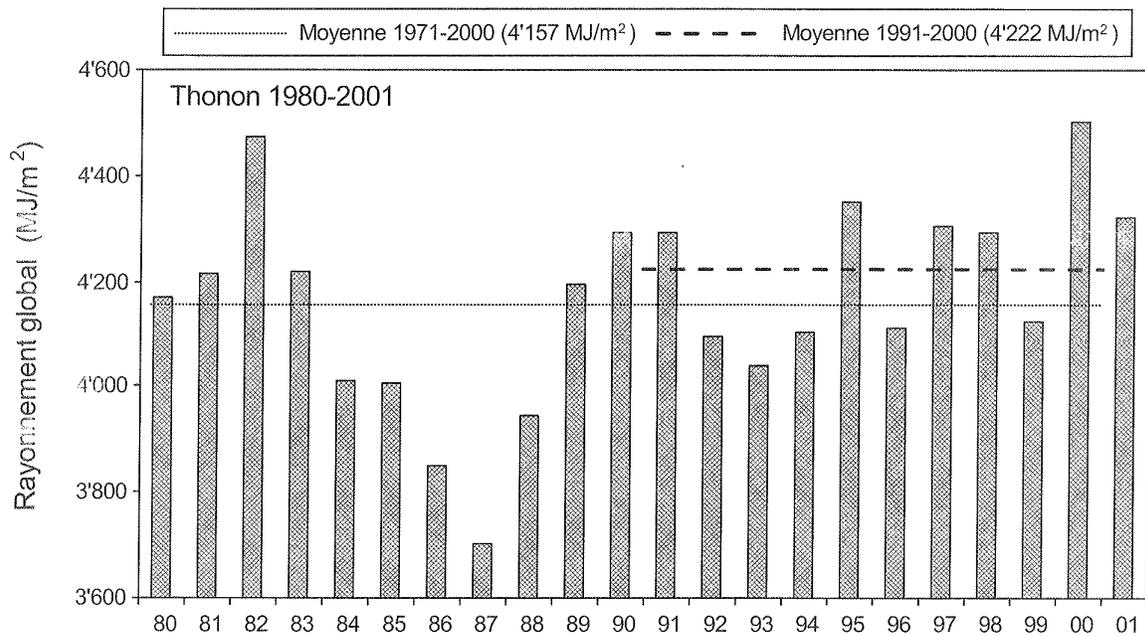


Figure 4.2 : Rayonnement global annuel à Thonon

6. VENT

L'année 2001 à Changins, station de référence, se situe juste sur la moyenne de la période 1981-2001, avec un mois de février et les deux derniers mois de l'année où les valeurs furent élevées. Le mois de novembre bat le record de la période 1978-2001 de + 0.1 m/s.

Tableau 5.1 - Moyenne mensuelle de la vitesse du vent à 13 heures (m/s)

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Changins 1981-2000
Janvier	3.0	2.3	1.7	0.8	2.2	2.4
Février	3.3	3.2	2.2	1.3	2.7	2.8
Mars	3.3	3.2	2.2	1.2	1.8	3.4
Avril	3.7	3.4	2.3	1.4	2.1	3.5
Mai	3.1	3.0	1.7	1.4	1.6	3.0
Juin	2.7	2.8	1.7	1.4	1.7	3.0
Juillet	3.1	2.7	1.3	1.4	1.6	2.9
Août	2.7	2.3	1.3	1.4	1.5	2.7
Septembre	2.4	2.5	1.4	1.3	1.8	2.7
Octobre	1.9	1.8	1.0	0.9	1.1	2.5
Novembre	3.2	3.3	1.4	1.3	3.5	2.5
Décembre	3.5	3.3	1.3	1.1	3.7	2.6
Moyenne annuelle	3.0	2.8	1.6	1.2	2.1	2.8

A Changins, les vents pour l'année 2001 sont contenus à 88 % dans le demi-cercle NE-SW. Au demeurant, le nombre de vents forts (> 5 m/s) enregistrés à 13 heures à Changins en 2001 sont au nombre de 58, 38 le furent lors du premier semestre. Ces vents forts ont soufflés de secteur NE - SW.

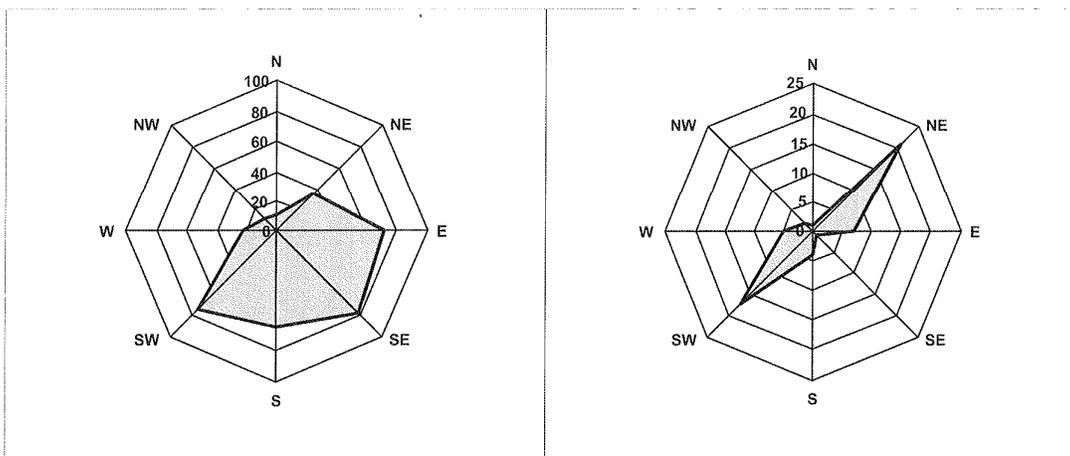


Figure 5.1 : Direction des vents à Changins à 13 heures

Figure 5.2 : Direction des vents forts (> 5m/s) à Changins à 13 heures

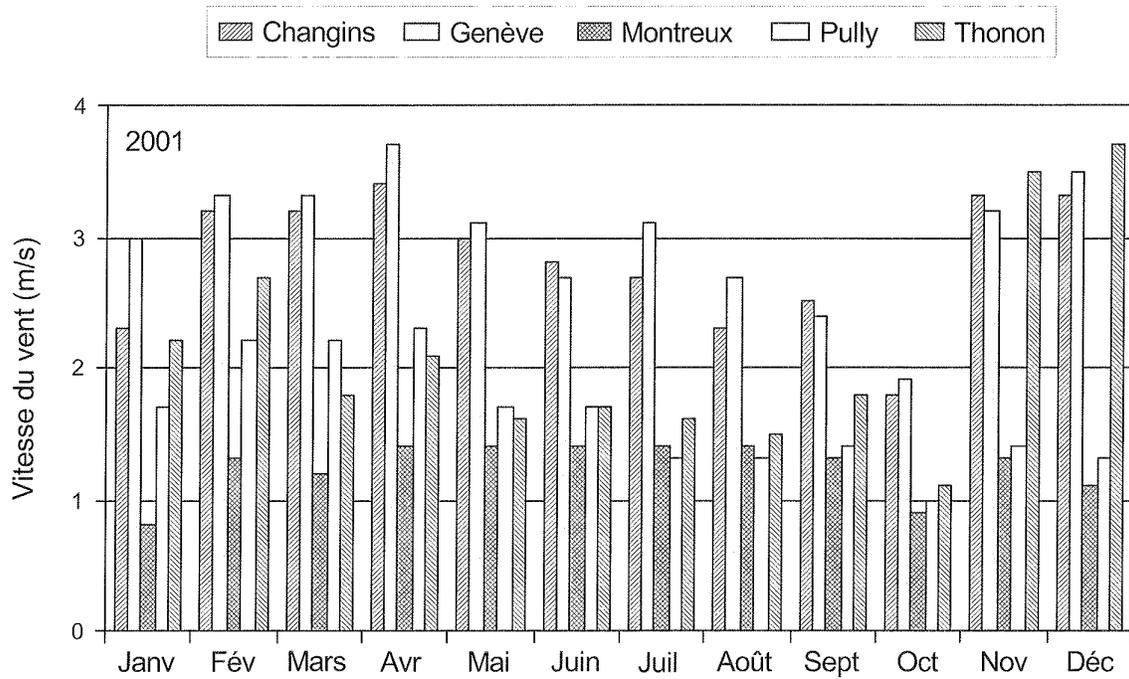


Figure 5.3 : Moyenne mensuelle de la vitesse de vent de chaque station à 13 heures en 2001

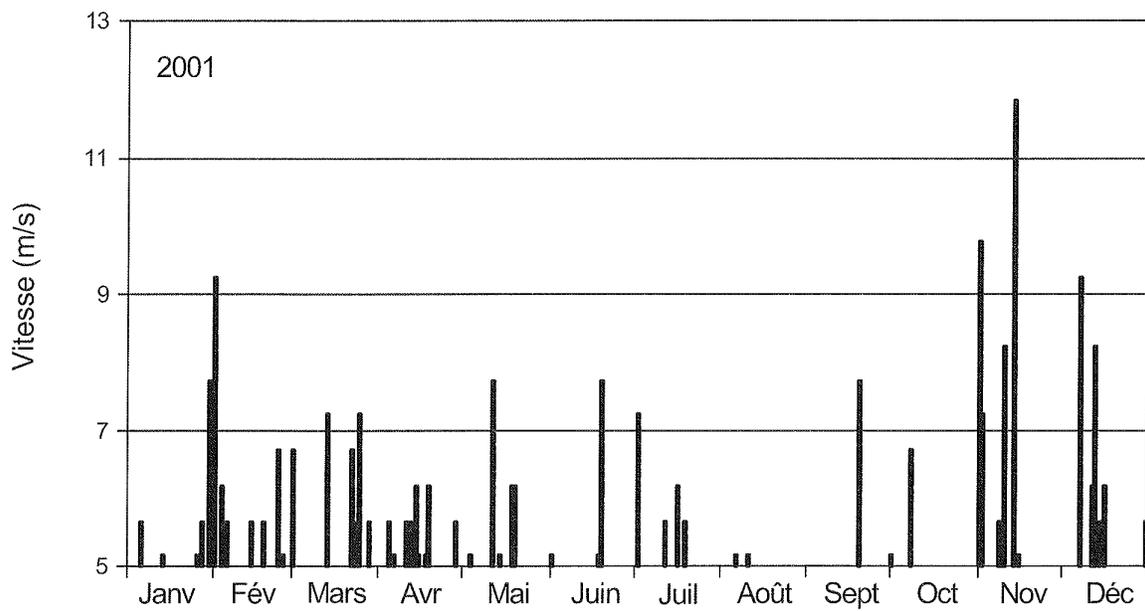


Figure 5.4 : Répartition annuelle (en 2001) des vents forts (> 5m/s) à Changins à 13 heures

7. CONCLUSIONS

L'année climatique 2001 sur les rives du Léman peut être encore une fois considérée comme une année chaude, due principalement à un premier trimestre clément et à un mois d'octobre qui rattrapa le déficit du mois de septembre. L'année 2001 se caractérise par une douceur plus marquée sur les températures minimales que sur les températures maximales (MÉTÉO FRANCE, 2002). Avec une lame d'eau moyenne précipitée de 1168.5 mm, elle s'inscrit dans les années record au niveau pluviométrie (4^e rang sur 1951-2000). L'insolation, ainsi que le rayonnement global, se situe au niveau de leurs moyennes. Les vents, également répartis au cours de l'année, sont orientés dans le demi-cercle de secteur NE - SW. Lors des différents tris des données, il est apparu que l'année 2001 avait un comportement similaire à celui de l'année 1990.

8. RELATION CLIMAT - LAC

Avec pratiquement un demi-siècle de mesures du lac et de suivi météorologique, et suite aux remarques faites dans le rapport sur l'évolution physico-chimique des eaux du Léman (RAPIN et al., 2001), une rapide exploitation des données montre que depuis l'année 1978, la température moyenne de l'air est en augmentation (moyenne interstations : + 1.7 °C). C'est avec la station de Pully que l'on obtient les meilleurs coefficients de corrélation entre la température de l'air et la température de l'eau en surface ou à 5 mètres de profondeur. L'exploitation des données à la station centrale (SHL2) depuis 1957 donne, pour le fond (- 309 m), une augmentation de près de 1.0 °C. Elle est de même ampleur que l'augmentation de température moyenne de l'air à Thonon, bien qu'il n'y ait pas de relation statistique entre les deux données ($r^2 = 0.17$).

Une exploitation plus approfondie sera effectuée en 2002 avec les données physico-chimiques.

BIBLIOGRAPHIE

MÉTÉO FRANCE (2002) : Bulletin climatologique annuel de la Haute-Savoie, l'année 2001, 10 p.

RAPIN, F., NIREL, P., REVACLIER, LAZZAROTTO, J. et CORVI, C. (2001) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 37-72.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE ET RECHERCHE DE MÉTAUX ET DE QUELQUES MICROPOLLUANTS DANS LES EAUX DU LÉMAN

Campagne 2001

PAR

Jérôme LAZZAROTTO

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

François RAPIN

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

Claude CORVI

SERVICE DE PROTECTION DE LA CONSOMMATION, CP 166, CH - 1211 GENÈVE 4

RÉSUMÉ

L'année 2001 se caractérise par un hiver doux qui ne provoque qu'un faible brassage. Les températures moyennes hebdomadaires de l'air pendant l'hiver 2000-2001 n'ont jamais été négatives.

On peut estimer que la circulation hivernale des eaux n'a atteint que 100 mètres en mars 2001. La réoxygénation des eaux profondes a donc été limitée et la concentration en oxygène dissous des eaux du fond du Grand Lac est alors de 4.55 mgO₂/l en début avril. Mise à part une chute à 2.08 mgO₂/l au mois de novembre, la concentration reste aux alentours de 4 mgO₂/l pour la majorité de l'année dans les eaux du fond.

La température des eaux du fond du Grand Lac reste stable à 5.8°C après un accroissement de 1°C depuis 1986.

La transparence maximale de 8.9 mètres mesurée mi-février 2001 est relativement faible comparée aux années précédentes : 13 mètres en mi-février 2000 et 17.5 mètres en 1999.

Le stock en phosphore continue à diminuer pour atteindre 34.2 µgP/l en concentration moyenne en phosphore total en 2001 contre 36.5 µgP/l en 2000.

1. MÉTHODES

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

- SHL2 au centre du Grand Lac entre Evian et Lausanne (coord. : 534.70/144.95), correspond à la partie la plus profonde du lac (309.7 m),
- GE3 au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevrens, entre Coppet et Chevrens (coord. : 506.10/128.04) (71 m).

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).

• **Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station SHL 2 (Grand Lac)**

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

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

La fréquence des prélèvements est adaptée au cycle biologique du lac. Elle est mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite, puis bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité biologique est intense et subit de fortes et rapides fluctuations. Il y a eu 18 campagnes de prélèvements en 2001.

Les prélèvements sont effectués, selon des techniques uniformisées, par la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA-UMR/CARTELE-Thonon-les-Bains), qui procède également à diverses mesures "in situ".

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre. La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses interlaboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. En 2001, les résultats analytiques sont concordants (STRAWCZYNSKI, 2002).

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

Certains métaux et micropolluants organiques sont recherchés, à différentes profondeurs, après circulation des eaux (mars) et en période de stratification (septembre). Les éléments suivants ont été dosés : fer, manganèse, plomb, cadmium, chrome, cuivre et mercure. Les herbicides décelés antérieurement dans les eaux du Léman et d'autres produits phytosanitaires : des insecticides et fongicides chlorés, des insecticides organophosphorés et d'autres herbicides du type triazine ou des dérivés de l'urée ont été recherchés. Quelques dosages d'EDTA et de NTA ont également été effectués. La liste des produits recherchés est donnée en annexe 1. La méthodologie analytique est décrite dans CORVI et KHIM-HEANG (1996).

- **Profondeurs et fréquence d'échantillonnage - station GE 3 (Petit Lac)**

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

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

La fréquence des prélèvements est mensuelle.

Les prélèvements et les analyses sont effectués, également selon des techniques uniformisées, par le Service cantonal d'hydrobiologie de Genève.

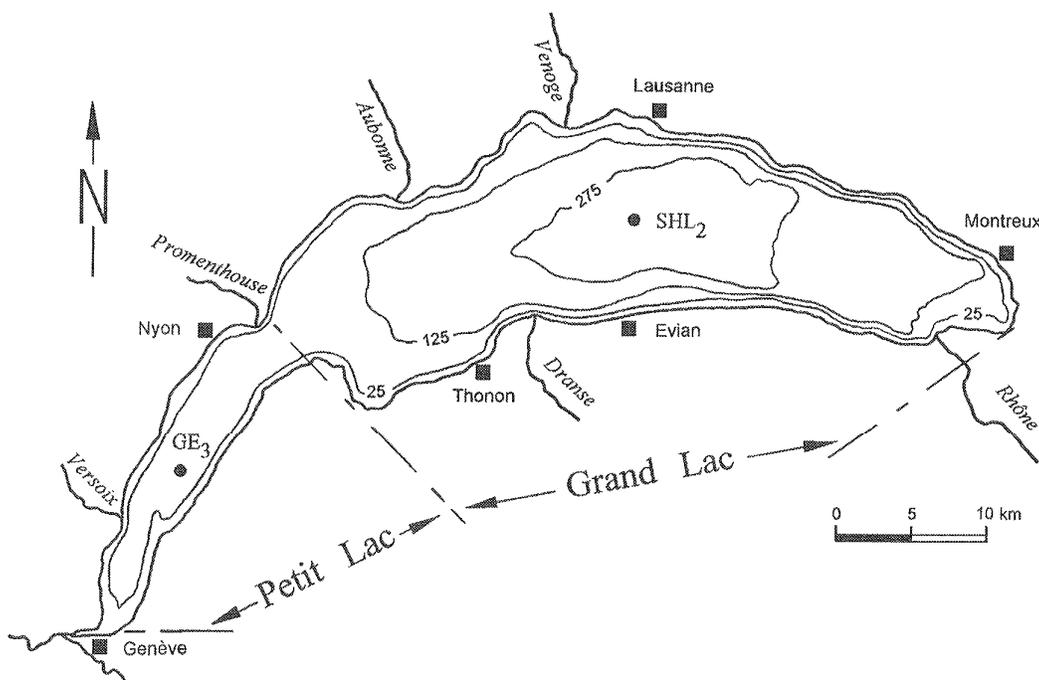
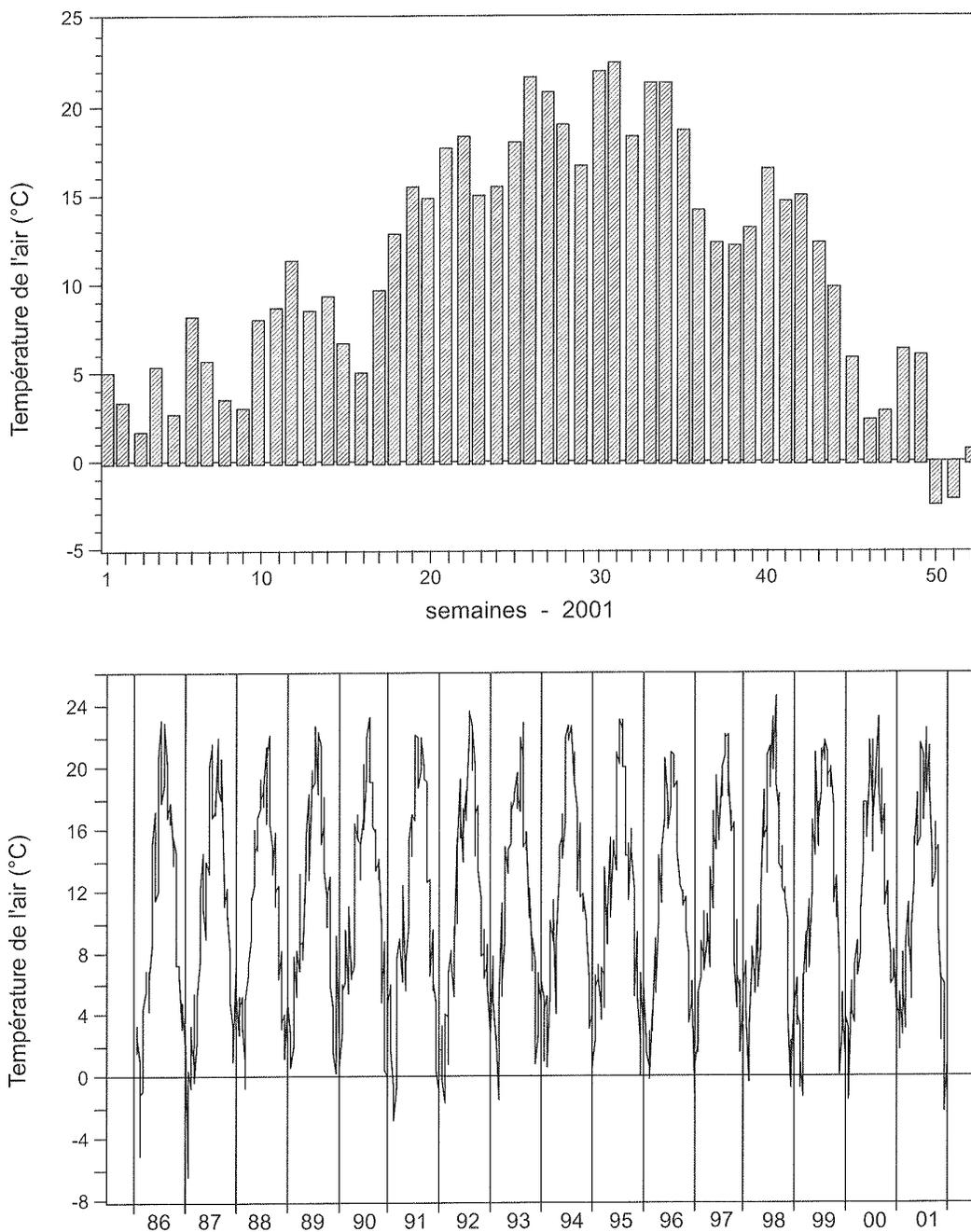


Figure 1 : Situation des points de prélèvement

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

Les températures moyennes de l'air durant l'hiver sont relativement élevées et n'ont pas permis un brassage complet du Grand Lac (figures 2a et 2b). Le brassage a été moins important qu'en mars 2000.

La réoxygénation des eaux profondes a donc été réduite, la concentration en oxygène dissous au fond du Grand Lac (maximum en 2001: 4.55 mgO₂/l lors de la campagne du 9 avril) est donc moins importante qu'en 2000 où elle a atteint 6.10 mgO₂/l (9.1 mgO₂/l lors du brassage en février 1999).



Figures 2 a : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully en 2001
b : Température moyenne hebdomadaire de l'air à la station de Pully de 1986 à 2001

Température (°C) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2001

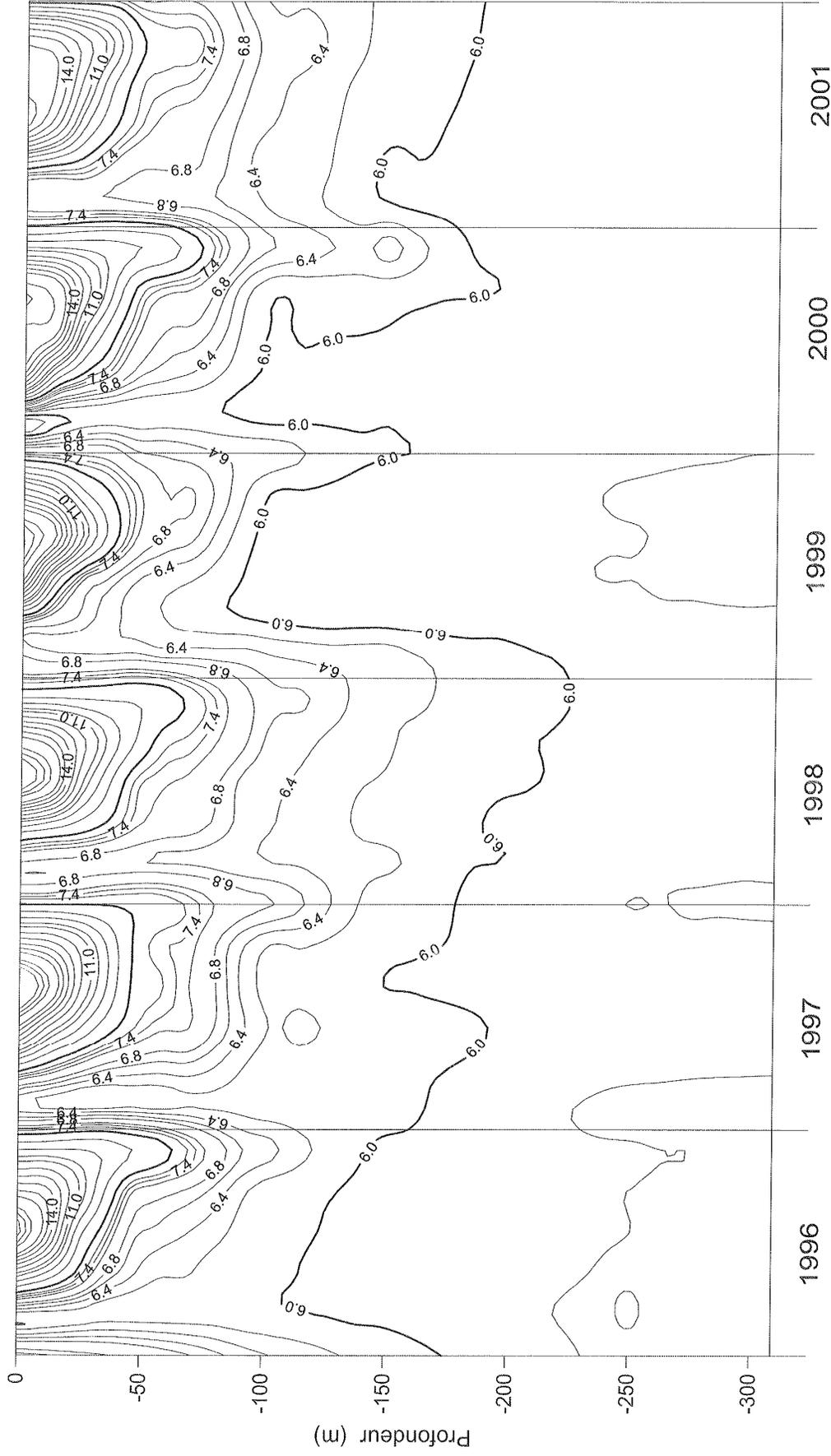


Figure 3 : Température des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur
N.B. : suivant le nombre d'années prises en considération, de très légères modifications de représentation graphique peuvent apparaître (différence de lissage des courbes d'isovaleurs)

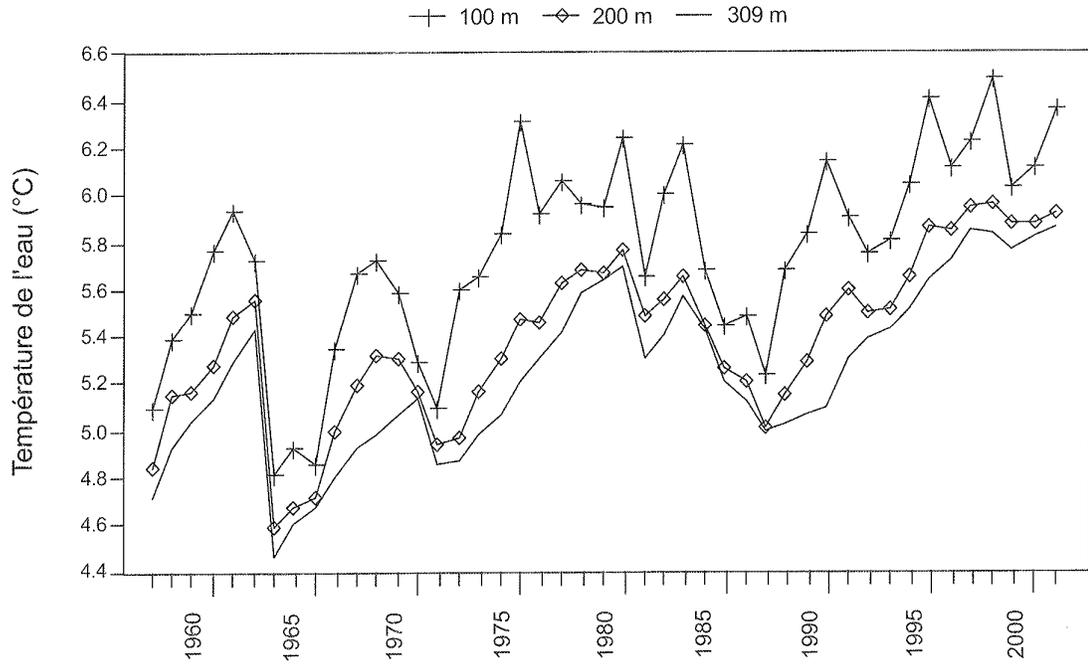


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau à 100, 200 et 309 mètres de profondeur, Léman - Grand Lac (SHL2)

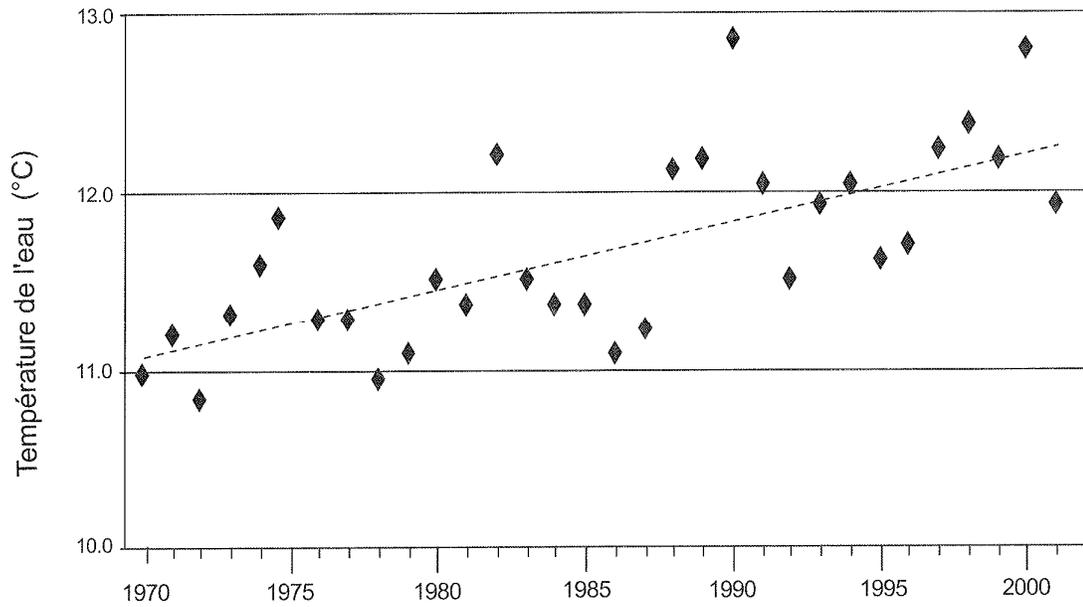


Figure 5 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman à 5 mètres de profondeur - Grand Lac (SHL2)

3. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

3.1 Brassage hivernal et reprise de l'activité photosynthétique au printemps

Le faible brassage hivernal du début de l'année 2001 ne permet qu'un renouvellement partiel des nutriments en provenance des couches profondes. La concentration en orthophosphate après le brassage est remontée à 24 $\mu\text{gP/l}$ en mars 2001 dans les couches superficielles contre 30 $\mu\text{gP/l}$ en mars 2000 (figures 7 et 8).

Parallèlement, l'azote nitrique est remonté à 534 $\mu\text{gN/l}$ (figure 9) et la silice dissoute à 0.82 mg/l (figure 10) dans les couches superficielles au mois de mars.

La transparence maximale de 8.9 m observée le 12 février 2001 (mesurée à l'aide du disque de Secchi; figure 11) est relativement faible comparée aux années précédentes. La moyenne annuelle de la transparence est la plus faible observée depuis le début des mesures. Cette constatation est à mettre en relation avec la forte activité de production du phytoplancton pendant l'année 2001 (LEBOULANGER, 2002).

L'activité photosynthétique s'est maintenue pendant tout l'hiver et a été importante de mi-avril à mi-mai, suivant le réchauffement des eaux superficielles (figure 6).

Ceci entraîne une chute brutale des concentrations en nutriments (PO_4^{3-} , SiO_2 , NO_3^- - figures 8 à 10) et de faibles valeurs de transparence (inférieure à 5 mètres - figure 11) qui correspondent à la poussée de diatomées.

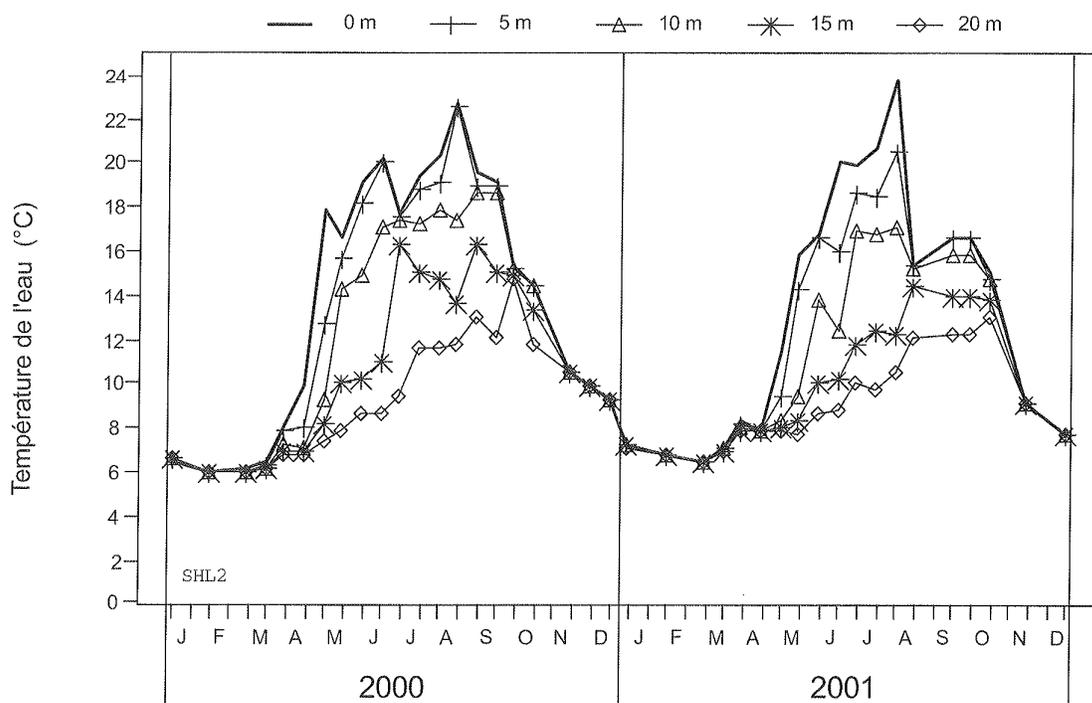


Figure 6 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m) Léman - Grand Lac (SHL2)

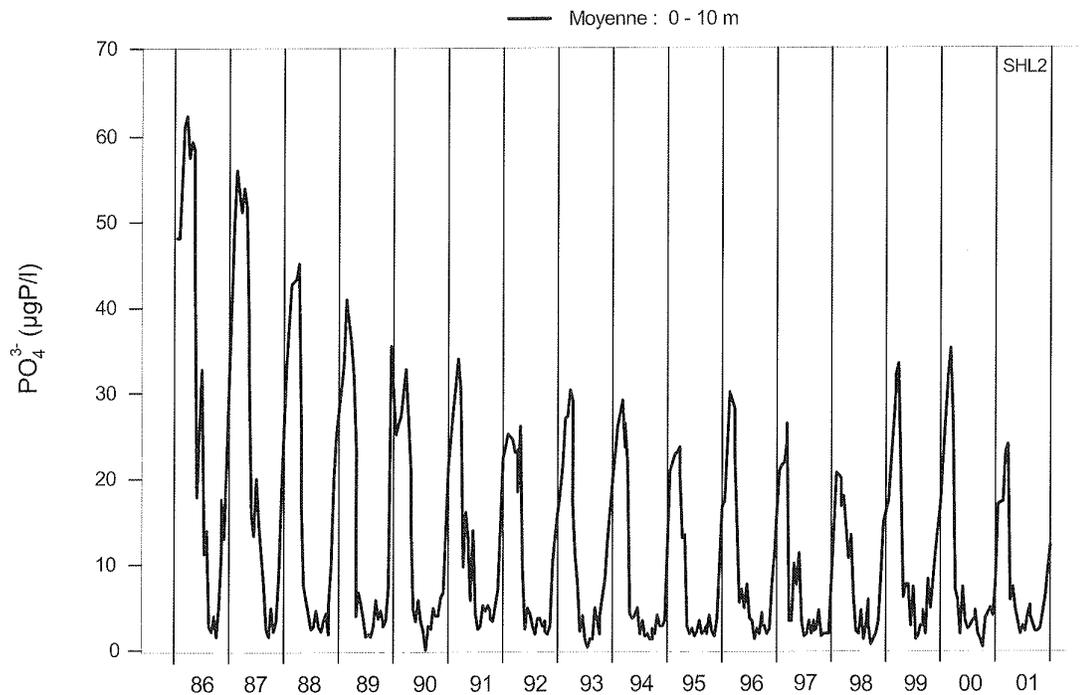


Figure 7 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-10 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

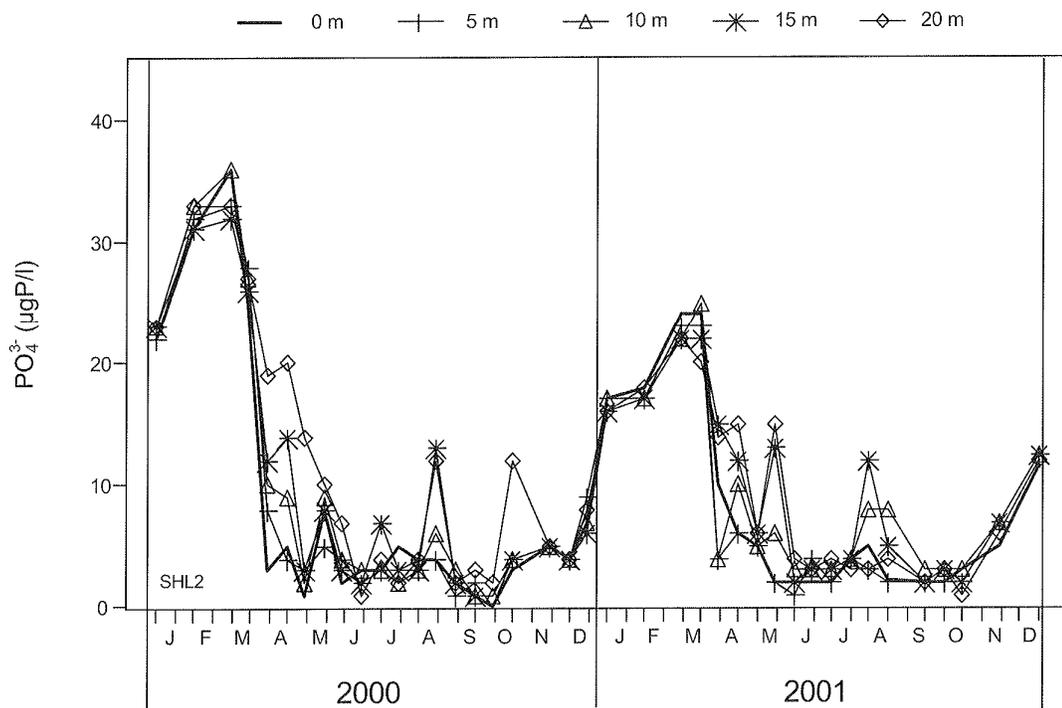


Figure 8 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

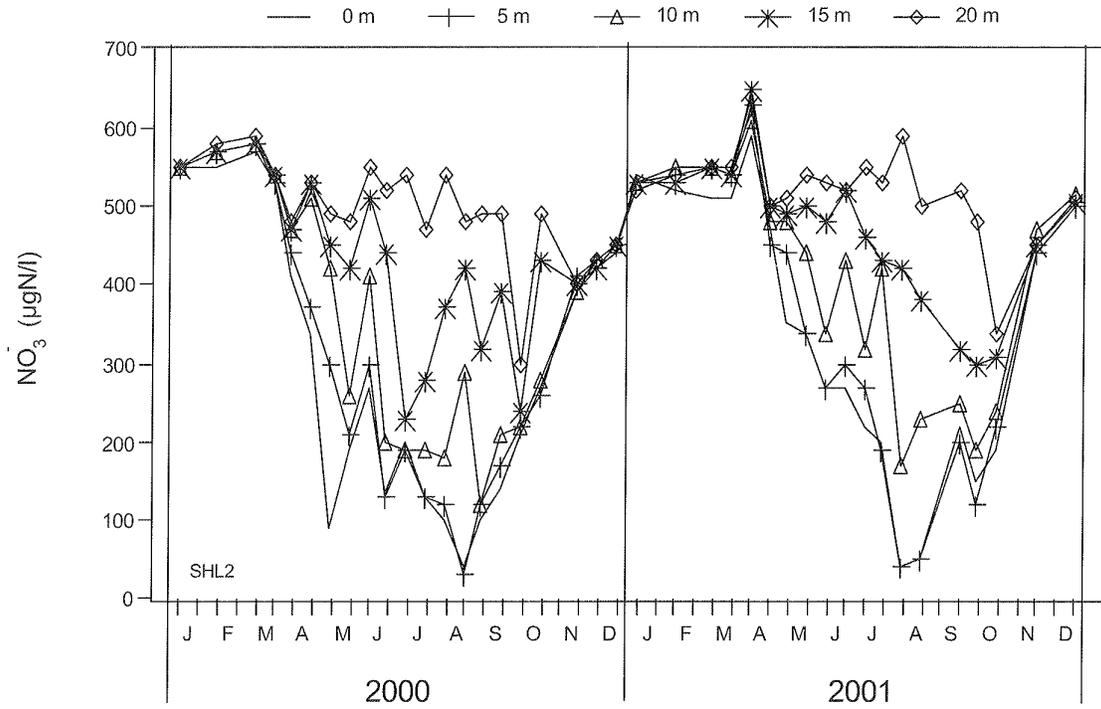


Figure 9 : Concentration en nitrate (NO_3^-) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

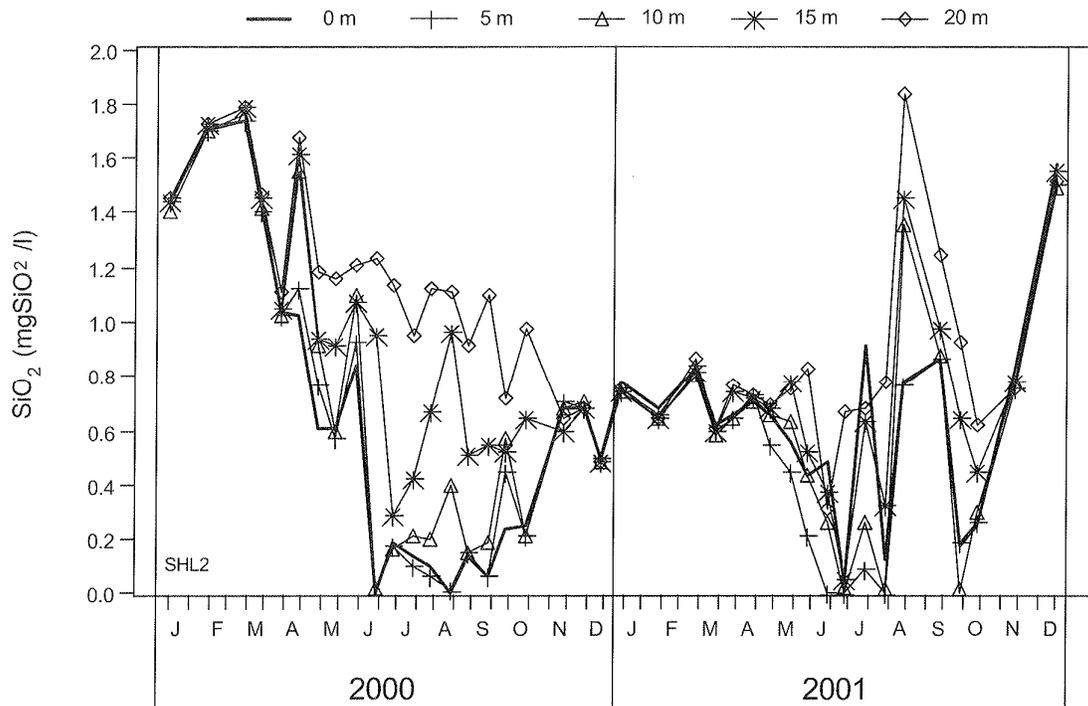


Figure 10 : Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

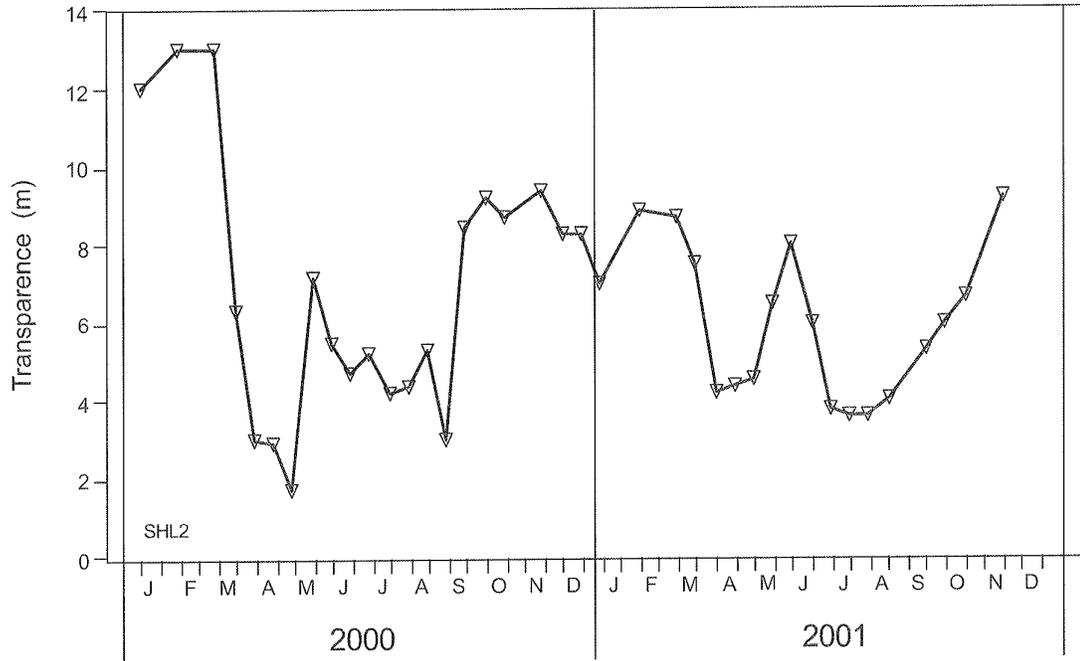


Figure 11 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL2)

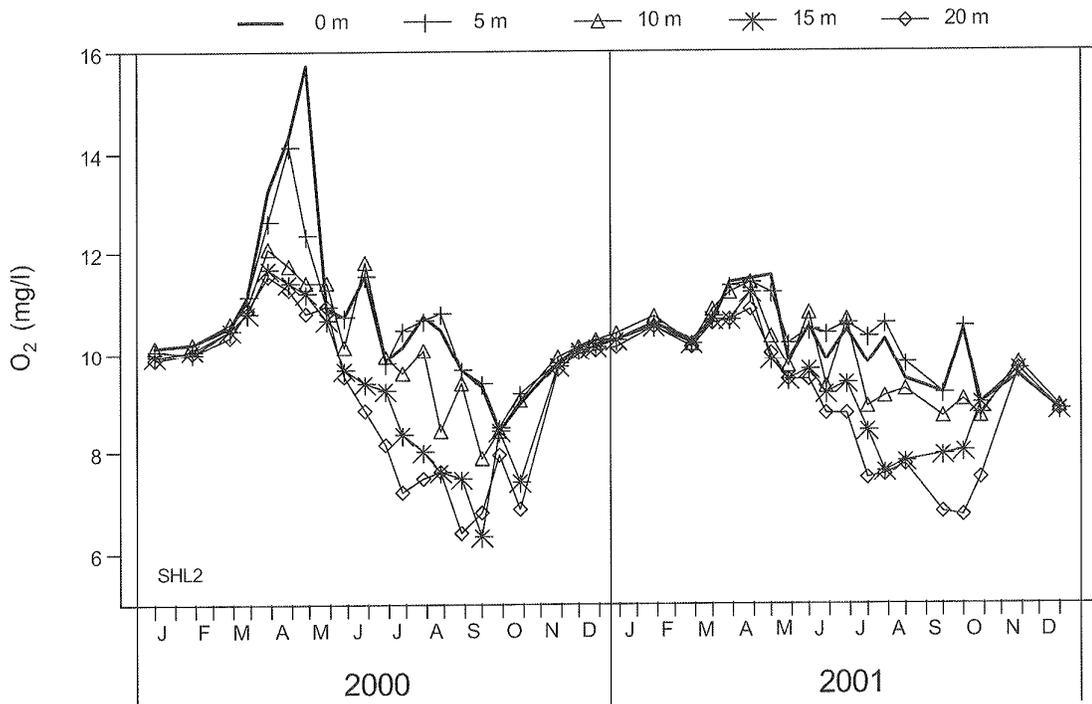


Figure 12 : Concentration en oxygène dissous des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

3.2 Reste de l'année

De mi-mai à fin juin, on observe une augmentation de la transparence (figure 11) qui atteint 8 mètres au disque de Secchi le 11 juin 2001. Cette période correspond à la période des " eaux claires ", plus longue cette année qu'en 2000.

Durant cette période, l'augmentation de l'azote ammoniacal est à mettre en parallèle avec le développement du zooplancton et de ses excréments (BALVAY, 2002). L'azote ammoniacal atteint des concentrations de 60 µgN/l en surface (figure 13).

L'activité phytoplanctonique redémarre au mois de juillet entraînant une chute des concentrations en nutriments dans les couches superficielles. Les nitrates et la silice chutent à la même période (figures 9 et 10), l'orthophosphate reste à des concentrations très faibles jusqu'en décembre (figure 8).

Cette activité est accompagnée d'un pic en carbone organique particulaire et en azote particulaire et atteint un maximum lors de la campagne du 23 juillet 2001 (figure 14).

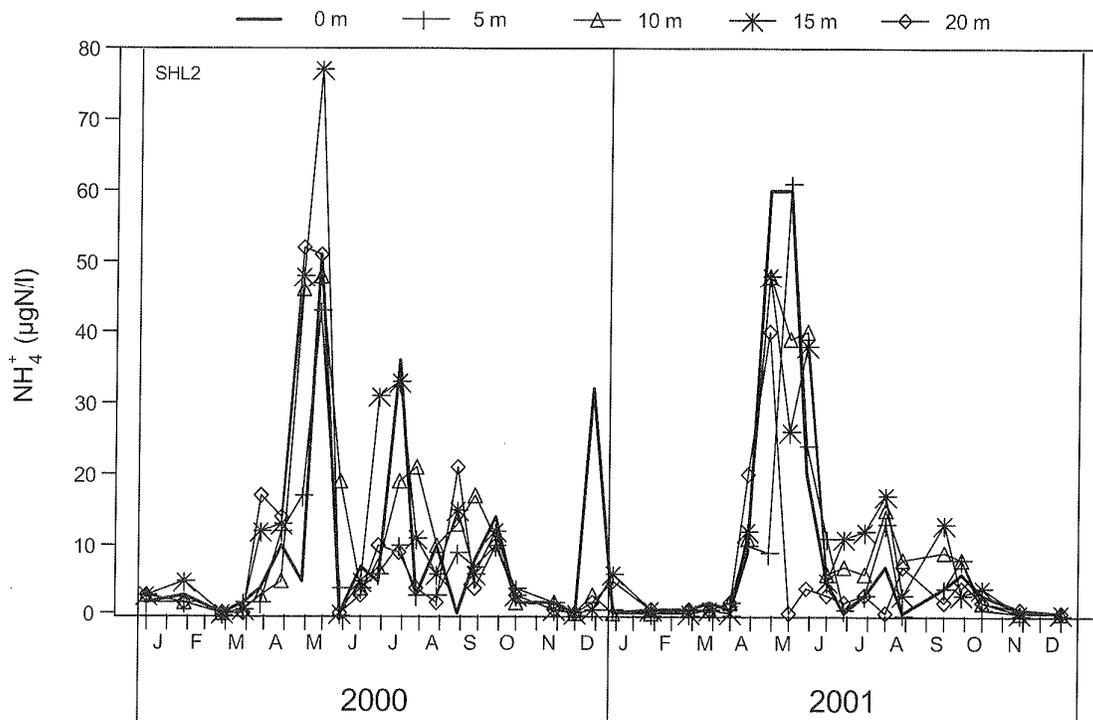


Figure 13 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10, 15 et 20 m), Léman - Grand Lac (SHL2)

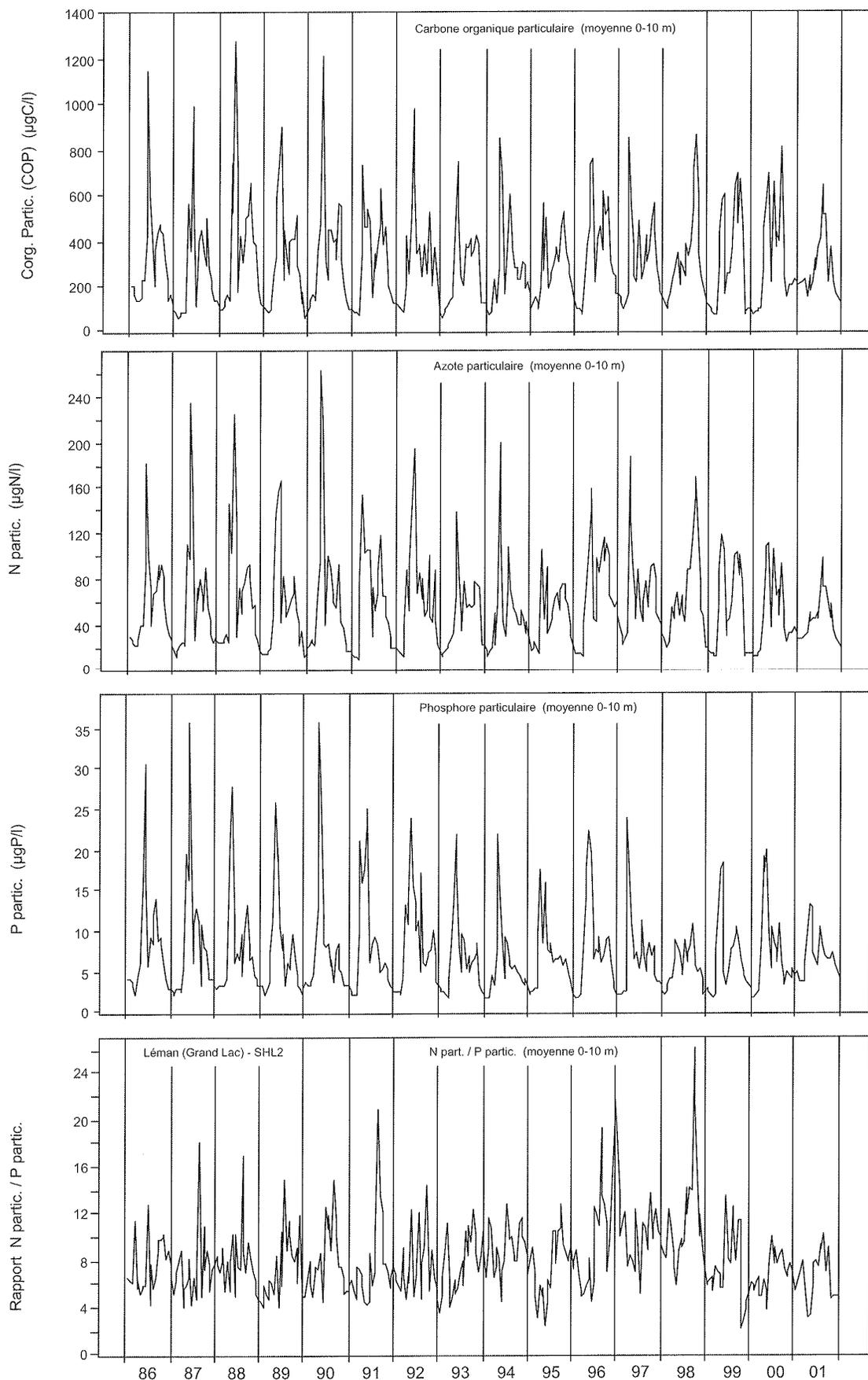


Figure 14 : Concentrations en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-10 m) et rapport Nparticulaire / Pparticulaire, Léman - Grand Lac (SHL2)

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Depuis 1986, on n'a pas observé de brassage absolument complet du lac (celui de 1999 étant presque complet). La température des eaux de surface n'a plus atteint la température des eaux profondes, condition permettant le brassage complet des eaux et une homogénéisation chimique du Léman (figure 15).

En 2001, l'homogénéisation de la colonne d'eau atteint à peine 100 m, elle est donc insuffisante pour assurer la réoxygénation des eaux profondes (figure 17).

La moyenne de la teneur en oxygène au fond du Grand Lac en 2001 est de 3.90 mgO₂/l. Elle descend en dessous de 4 mgO₂/l à la fin du mois d'avril et reste aux alentours de 4 mgO₂/l jusqu'au mois de novembre où elle chute brusquement à 2.08 mgO₂/l le 26 novembre (figure 17).

L'oxygénation dans les eaux profondes a été suffisante pour limiter la réduction des sels de manganèse et leur diffusion à partir des sédiments (figure 18). Cette diffusion reste limitée et n'entraîne qu'un faible relargage d'orthophosphate contenu dans les sédiments (figure 16); il est du même ordre que les années précédentes : 104 µgP/l.

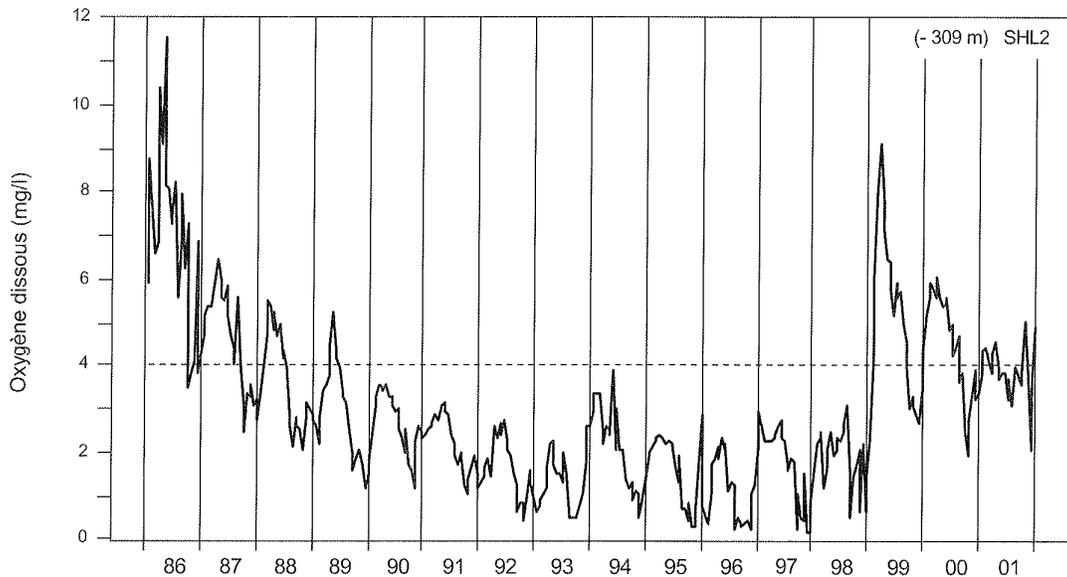


Figure 15 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2)

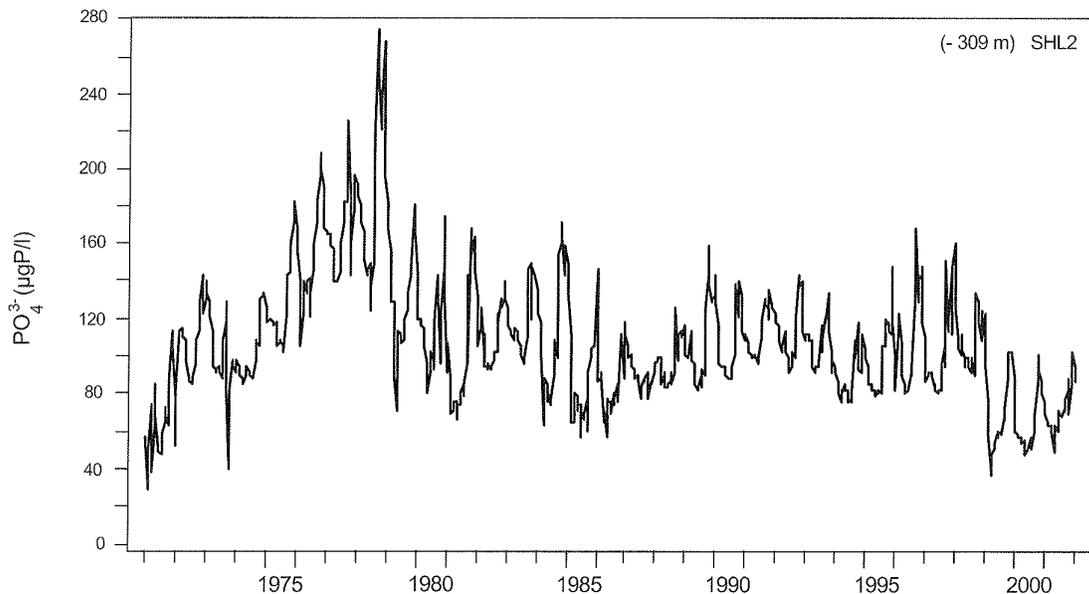


Figure 16 : Concentration en phosphore dissous (PO₄³⁻) des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL2)

Oxygène (mg/l) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2001

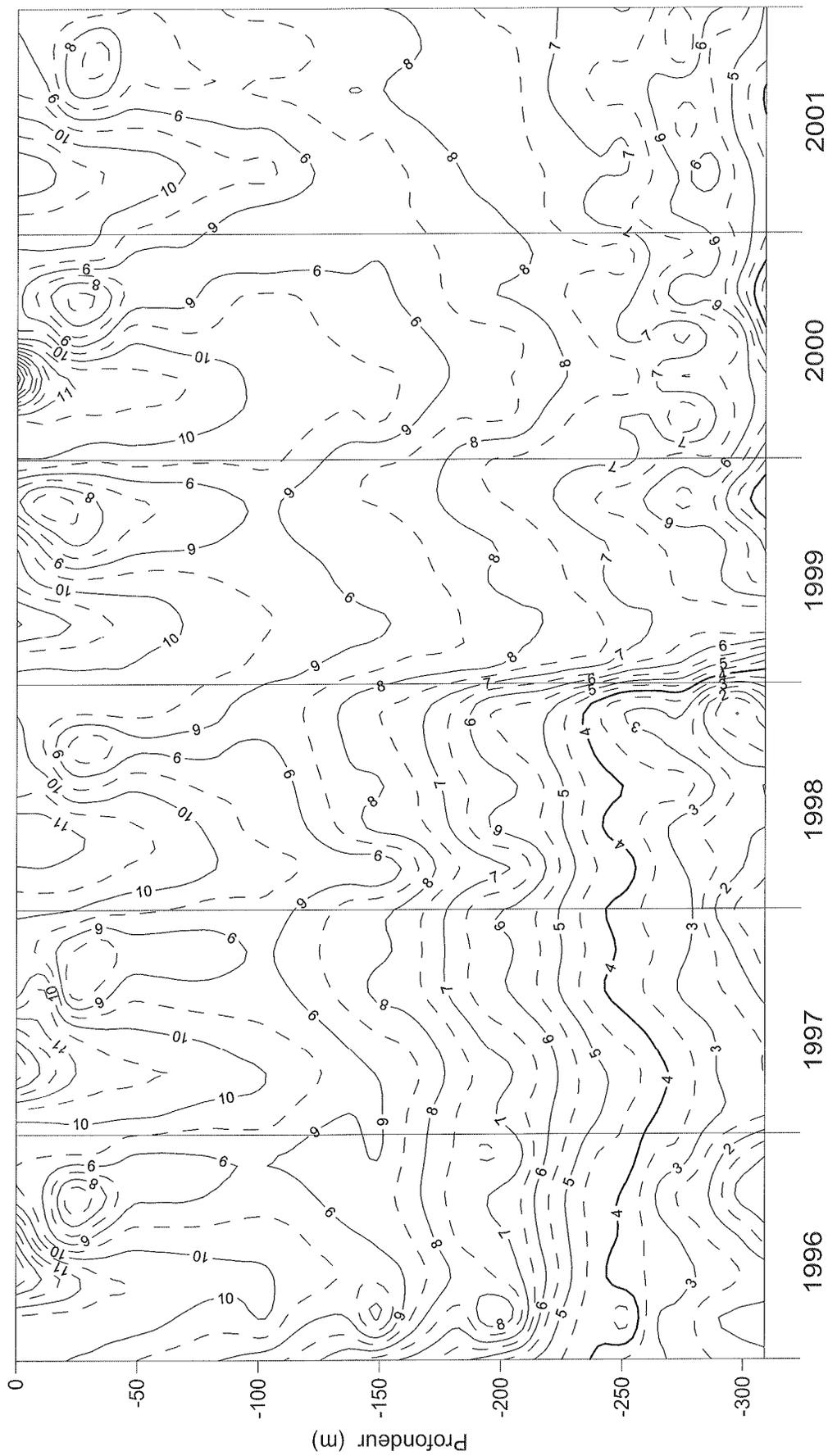


Figure 17 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur (zone grisée = concentration supérieure à 4 mg O₂/l)

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)

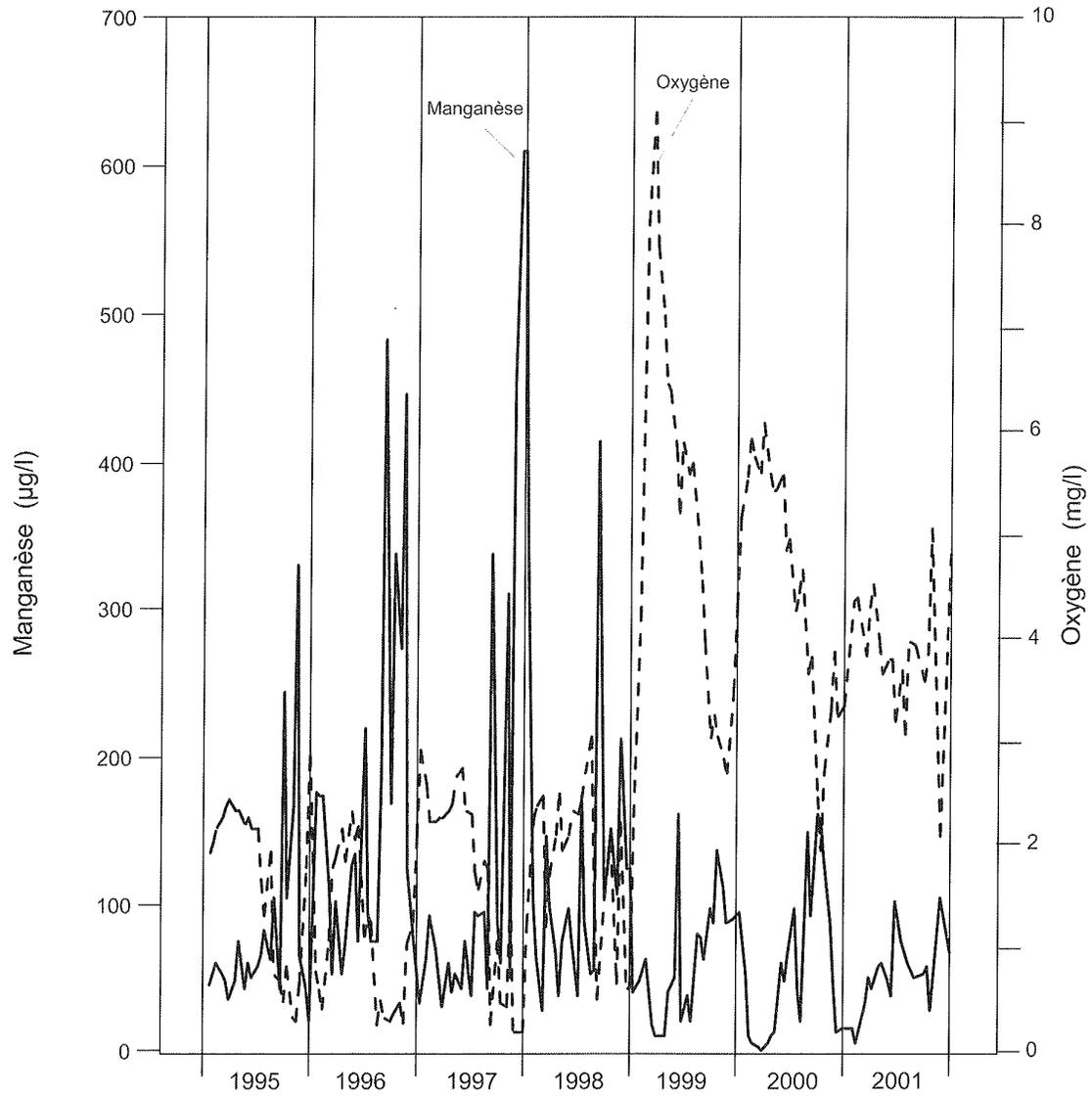


Figure 18 : Evolution comparée des concentrations en manganèse total et en oxygène dissous dans les eaux du fond du Léman - Grand Lac (SHL2)

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 SHL 2, figure 1) (cf. annexes).

5.1 Oxygène dissous (figures 15, 17 et 19)

Le faible brassage observé au mois de mars 2001 n'a pas permis une réoxygénation importante des couches profondes, le maximum est de 4.55 mgO₂/l contre plus de 6 mgO₂/l en 2000.

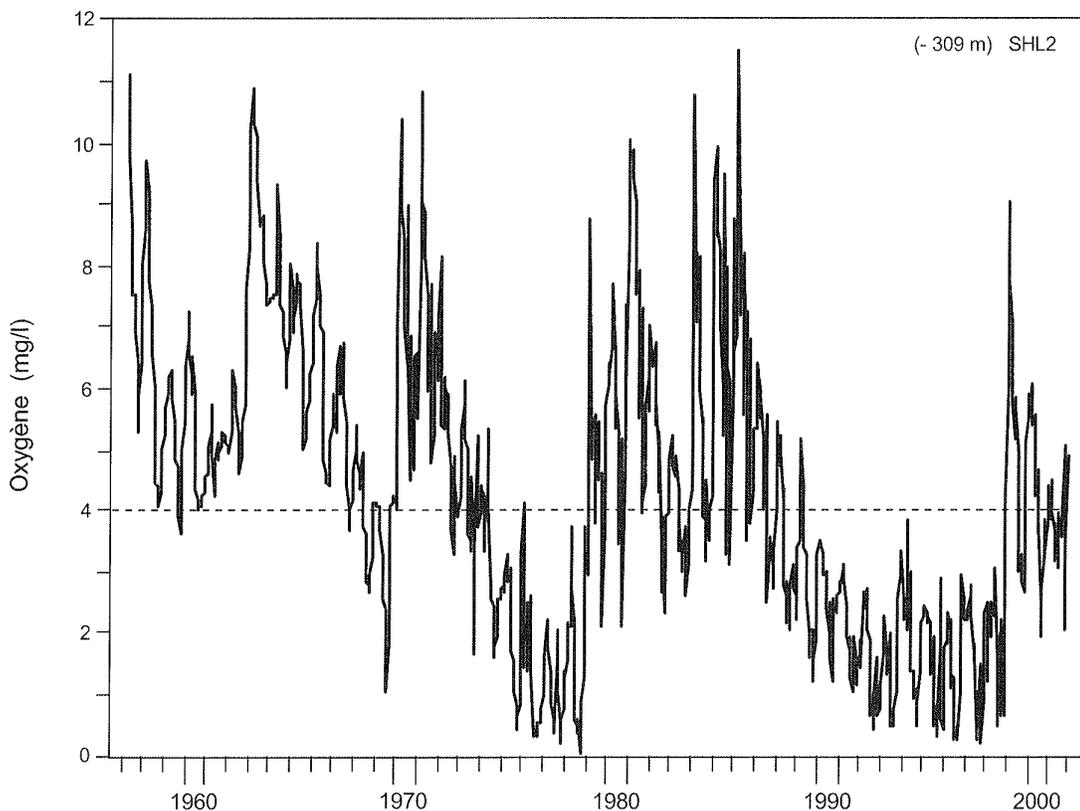


Figure 19 : Concentration en oxygène dissous des eaux au fond du Léman - Grand Lac (SHL2)

Sur les figures 15 et 19, la limite indiquée à 4 mg O₂/l correspond 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 également que : ... la teneur en oxygène de l'eau ne soit, à aucun moment et à aucune profondeur, inférieure à 4 mg O₂/l ... Les conditions naturelles particulières sont réservées".

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

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

Ci = concentration dans la strate
avec Vi = volume de la strate
V = volume total du Grand Lac

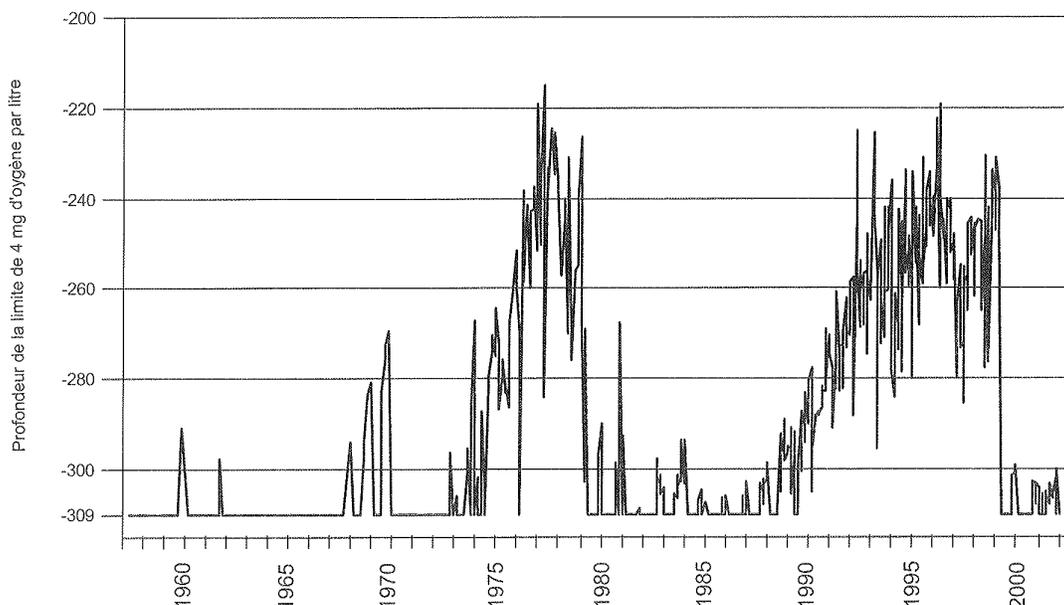


Figure 20 : Evolution de la profondeur de la limite à 4mgO₂/l dans le Léman - Grand Lac (SHL2)

Le graphique de la figure 20 indique l'épaisseur de la colonne d'eau depuis le fond (-309 m) qui a des concentrations en oxygène inférieures à 4 mgO₂/l.

Dans les années 1995 la limite est montée jusqu'à environ 220 mètres, tandis qu'elle est restée inférieure à 300 mètres depuis mars 1999.

5.2 Phosphore dissous et phosphore total (figures 21 et 22)

En 2001, le stock moyen en phosphore total est en baisse de plus de 6%, soit 2'930 tonnes de phosphore total et 2'465 tonnes P pour le phosphore dissous. Ceci correspond à une concentration moyenne de 34.2 µgP/l en phosphore total (figure 21) et 28.8 µgP/l en phosphore dissous.

Cette baisse s'inscrit dans la tendance observée depuis les années 1980.



Figure 21 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Grand Lac

La figure 22 montre l'évolution des concentrations en phosphore dissous dans les différentes couches pour les années 1996 à 2001.

Orthophosphate - PO4 (µgP/l) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1996 à 2001

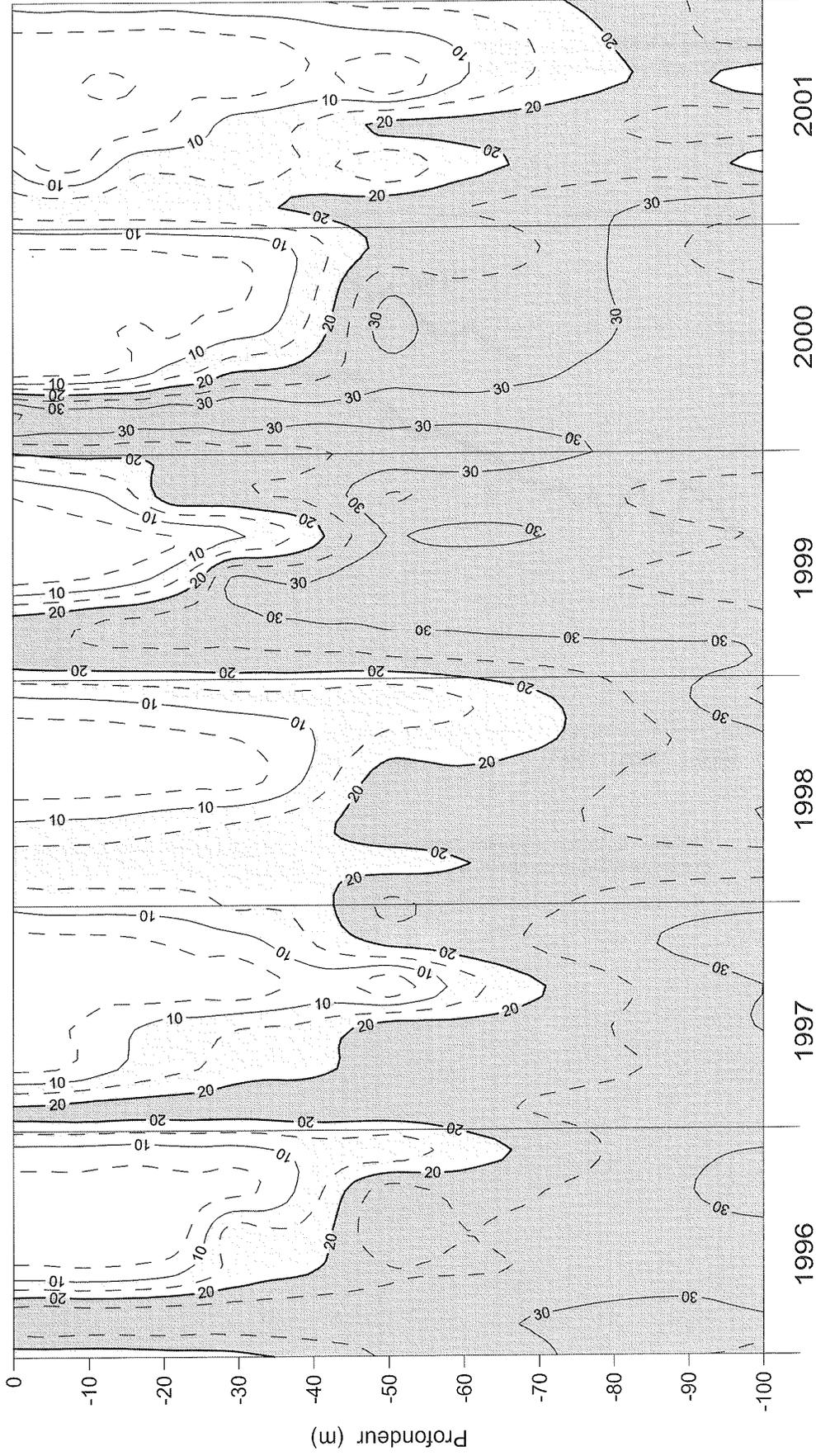


Figure 22 : Concentration en phosphore dissous (PO₄³⁻) dans les différentes couches du Léman (SHL2) (zone grisée foncée = concentration supérieure à 20 µgP/l ; zone grisée claire = concentration entre 10 et 20 µgP/l)

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)

5.3 Azote nitrique et azote total (figure 23)

L'azote nitrique reste constant depuis quelques années avec une teneur moyenne annuelle de 570 µgN/l en 2001.

L'azote total reste dans le même ordre de grandeur que les années précédentes avec une concentration de 680 µgN/l en 2001 soit un stock de 58'270 tonnes N.

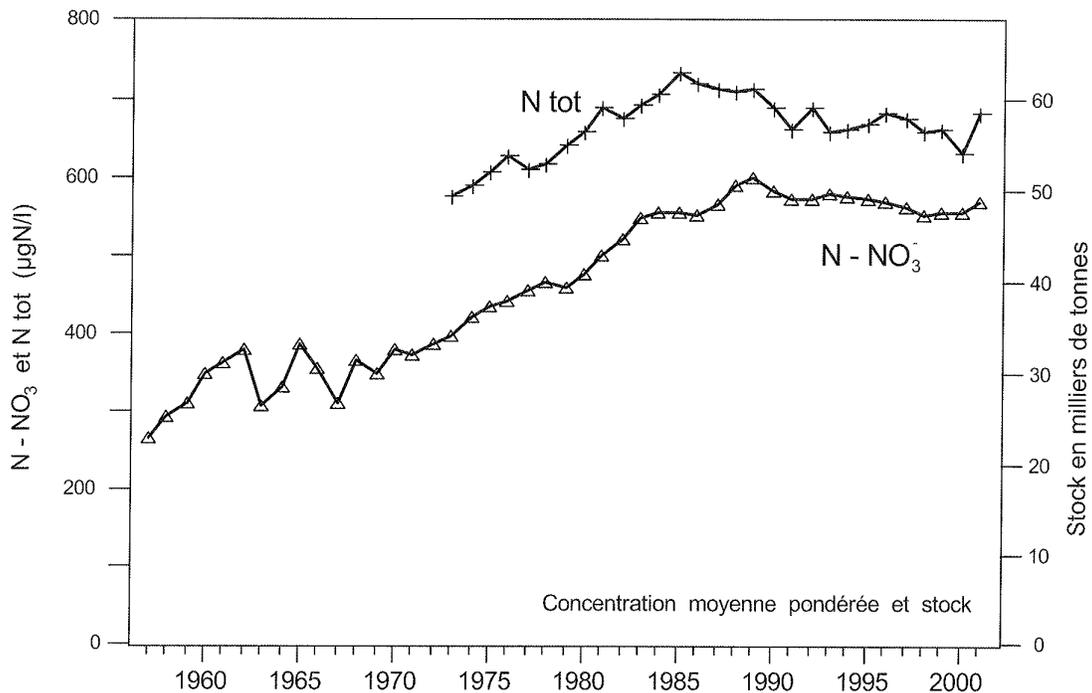


Figure 23 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Grand Lac (SHL2)

5.4 Chlorure (figure 24)

Depuis 1971, la teneur du Grand Lac en chlorure est en augmentation et passe à 7.60 mg/l en 2001 pour 2.73 mg/l en 1971 (figure 24). Le stock moyen du Grand Lac est alors de 651'600 tonnes de chlorure.

GUMY et de ALENCASTRO (2001) ont répertorié et quantifié à l'aide d'extrapolations les différentes sources du chlorure se déversant dans le Léman. Les résultats sont issus de la littérature, de mesures effectuées par la CIPEL et différents services cantonaux vaudois et valaisans, ainsi que des rapports d'activité des deux salines suisses (les Salines de Bex et celles du Rhin). Les résultats de ce travail montrent que les deux sources principales du chlorure sont l'industrie, avec plus de 50 % des apports, et les sels de déneigement, avec environ 20 % des apports. Par contre, les apports provenant de la déphosphatation dans les stations d'épuration sont négligeables (environ 3 %).

Une recherche bibliographique des valeurs de toxicité du chlorure pour différentes espèces aquatiques a également été effectuée. Les concentrations actuelles du Léman en chlorure sont bien inférieures aux valeurs toxiques citées.

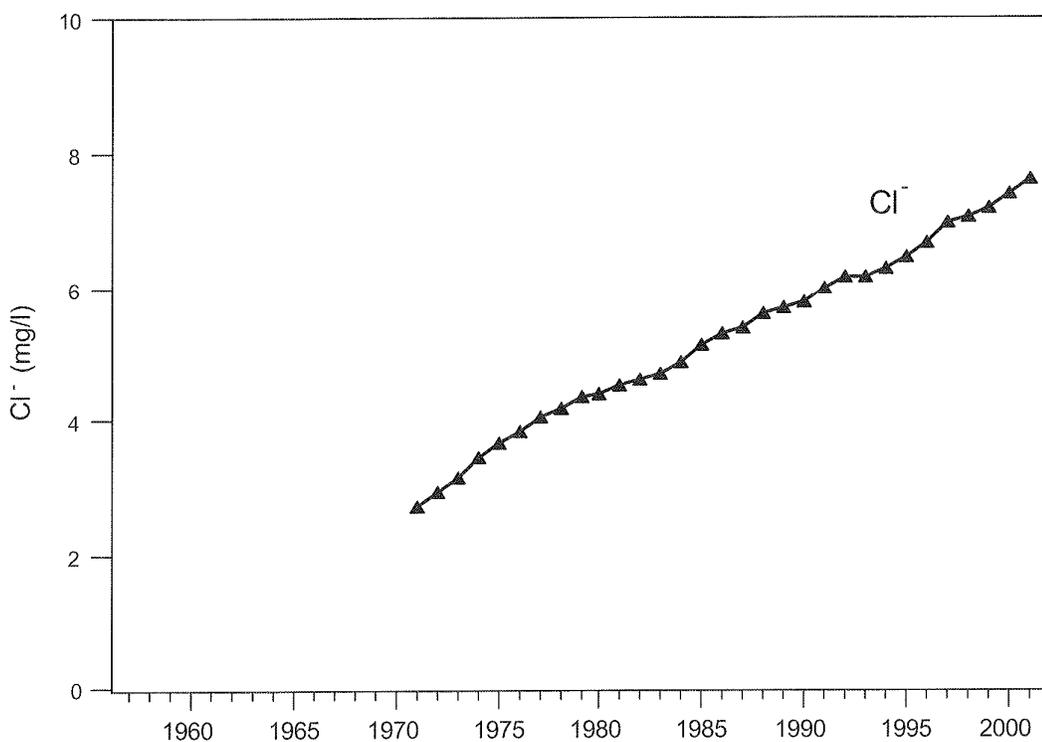


Figure 24 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du Grand Lac (SHL2)

6. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES

6.1 Métaux (tableaux 1 et 2)

Les teneurs en éléments métalliques toxiques (mercure, plomb, cadmium et chrome) demeurent faibles, voire inférieures aux limites de détection (tableaux 1 et 2) 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, 1984b; SIGG, 1992).

Les valeurs du fer et du manganèse, métaux non toxiques, sont données à titre indicatif.

Les concentrations 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.

6.2 Pesticides (phytosanitaires) (tableau 3)

Bien que leur utilisation soit en nette régression, les herbicides atrazine (et son métabolite atrazine-déséthyle), simazine et terbutylazine sont décelables, en toutes saisons et presque à toutes les profondeurs, dans les eaux du lac, mais en très faibles teneurs. La présence de métolachlore, herbicide de la famille des acétanilides, fréquemment associé à l'atrazine dans la culture du maïs, a été également 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 objectifs de qualité de cette ordonnance fixent la teneur en pesticides organiques à 0.1 µg/l pour les eaux de rivières.

Les substances phytosanitaires observées dans les eaux du lac font partie de la liste des substances à surveiller établie par la CIPEL en 1995 (JOUANY et al., 1995) ou dans celle en cours d'actualisation (CIPEL, en préparation). Ceci confirme la validité et la pertinence de ces choix.

Les produits cités dans l'annexe 1 n'ont pas été décelés lors des différentes analyses multi-résidus effectuées par chromatographie en phase gazeuse.

La limite de détection varie notablement selon le type de détecteur utilisé ainsi que la nature et la réponse du produit. Dans nos conditions de travail, cette limite peut être estimée à :

- . 0.05 - 0.1 µg/l pour les insecticides chlorés
- . 0.1 - 0.5 µg/l pour les fongicides
- . 0.1 - 0.5 µg/l pour les organophosphorés
- . 5.0 - 10.0 µg/l pour les dérivés de l'urée
- . 0.01 - 0.02 µg/l pour les triazines.

6.3 NTA-EDTA (tableau 4)

Les concentrations de NTA, un des produits de substitution des phosphates dans les lessives avec les citrates ou les zéolithes, sont bien inférieures à la tolérance de 3 µg/l fixée pour les eaux de boisson en Suisse (OSEC, 1995) et nous n'observons aucune augmentation des teneurs depuis 1988.

En 1994, seules 1'000 tonnes de NTA ont encore été utilisées pour l'ensemble de la Suisse (ALDER et al., 1997). Sur la base de l'harmonisation internationale en Europe, on peut s'attendre à ce que le recours au NTA pour remplacer les phosphates diminue encore.

Les concentrations en EDTA dans les eaux lémaniques sont faibles, voisines de celles observées dans d'autres lacs suisses (HOURIET, 1996) et également bien inférieures à la valeur de tolérance de 5 µg/l et à la valeur limite fixée, pour la Suisse, à 200 µg/l (OSEC, 1995).

TABLEAU 1 - Campagne du 26 mars 2001

Léman - Grand Lac (Station SHL 2)

Profondeur m	Manganèse µg/l	Fer µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Mercuré µg/l
0	< 1	10	nd *	nd *	0.2	4	nd *
1	< 1	16	nd	nd	0.2	7	nd
5	< 1	25	nd	nd	0.1	3	nd
7.5	< 1	16	nd	nd	0.2	14	nd
10	< 1	46	nd	nd	0.1	7	nd
30	< 1	21	nd	nd	0.1	5	nd
100	1	13	nd	nd	0.1	5	nd
305	43	14	nd	nd	nd	5	nd
fond	51	20	nd	nd	0.2	nd	nd

* = non décelé (Plomb < 1 µg/l; cadmium < 0.02 µg/l; chrome < 0.1 µg/l; cuivre < 0.5 µg/l; mercure < 0.1 µg/l)

TABLEAU 2 - Campagne du 9 octobre 2001

Léman - Grand Lac (Station SHL 2)

Profondeur m	Manganèse µg/l	Fer µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Mercuré µg/l
0	< 1	6	nd *	nd *	0.3	3	nd *
1	< 1	2	nd	nd	nd *	4	nd
5	< 1	2	nd	nd	nd	3	nd
7.5	< 1	4	nd	nd	nd	3	nd
10	< 1	4	nd	nd	nd	2	nd
30	< 1	6	nd	0.06	nd	4	nd
100	1	6	nd	nd	nd	2	nd
305	34	5	nd	nd	nd	10	nd
fond	42	6	nd	nd	nd	2	nd

* = non décelé (Plomb < 1 µg/l; cadmium < 0.02 µg/l; chrome < 0.1 µg/l; cuivre < 0.5 µg/l; mercure < 0.1 µg/l)

TABLEAU 3 - Pesticides (phytosanitaires) décelés

Léman - Grand Lac (Station SHL2)

Profondeur m	26 mars 2001				9 octobre 2001			
	Simazine µg/l	Atrazine µg/l	Terbutylazine µg/l	Métolachlore µg/l	Simazine µg/l	Atrazine µg/l	Terbutylazine µg/l	Métolachlore µg/l
0	0.02	0.04	0.02	0.03	0.01	0.02	0.02	0.02
1	0.02	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03	0.02	0.02
5	0.02	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03	0.02	0.02
7.5	0.01	0.03	0.02	0.03	0.01	0.03	0.02	0.02
10	0.02	0.04	0.02	0.02	0.03	0.03	0.02	0.02
30	0.02	0.04	0.02	0.03	0.02	0.03	0.02	0.02
100	0.02	0.03	0.02	0.02	0.01	0.03	0.02	0.03
305	0.03	0.04	0.03	0.04	0.02	0.03	0.02	0.03
fond	0.02	0.04	0.02	0.03	0.02	0.03	0.02	0.03

TABLEAU 4 - NTA et EDTA

Léman - Grand Lac (Station SHL2)

Profondeur m	NTA (µg/l)		EDTA (µg/l)	
	26 mars 2001	9 octobre 2001	26 mars 2001	9 octobre 2001
0	0.3	0.4	0.4	0.3
1	0.3	0.4	0.5	0.3
5	0.2	0.4	0.4	0.3
7.5	0.3	0.4	0.5	0.2
100	0.3	0.6	0.7	0.3
30	0.4	0.2	0.5	0.4
100	0.1	0.1	0.4	0.3
305	< 0.1	0.05	0.4	0.4
fond	0.1	0.05	0.5	0.3

RÉFÉRENCES POUR L'EAU POTABLE :

	Manganèse µg/l	Fer µg/l	Plomb µg/l	Cadmium µg/l	Chrome µg/l	Cuivre µg/l	Mercuré µg/l
OMS (1)	500	300	300	5	50	2'000	1
CE (2)	50	200	10	5	50	2'000	1
OSEC (3) C	50	300	-	-	-	1'500	-
D	-	-	10	5	** 20		1

** = chrome VI

- (1) = Organisation Mondiale de la Santé, "Guidelines for drinking water quality", Vol. I, EFP/82.39 (1984) et "Guidelines values for chemicals in drinking water" (1993).
- (2) = Directive 98/83/CE DU CONSEIL du 3 novembre 1998 - Journal officiel des Communautés européennes du 05.12.1998.
- (3) = Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants (1995) (Office central fédéral des imprimés et du matériel, 3003 Berne).
 - C = 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).
 - D = Valeur limite (concentration maximale au-delà de laquelle l'eau est jugée impropre à la consommation).

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 (4)	10	0.2	5	5	0.03
dissous	1	0.05	2 (5)	2	0.01

- (4) = 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.
- (5) = Cr (III et VI).

7. CONCLUSIONS

Les principales observations en 2001 sont les suivantes :

- le brassage hivernal des eaux n'a atteint que les 100 premiers mètres de la colonne d'eau en mars 2001,
- ce brassage très partiel n'a pas permis d'oxygéner les eaux du fond qui atteignent 4.55 mgO₂/l au début du mois d'avril et 2.08 mgO₂/l au mois de novembre. La concentration en oxygène dissous reste aux alentours de 4 mgO₂/l dans les eaux du fond pour la majorité de l'année,
- le renouvellement des couches superficielles en nutriments lors du brassage hivernal a été relativement faible comparé aux années précédentes,
- la période des eaux claires a été observée de mi-mai à fin juin, mais avec une augmentation de la transparence relativement faible,
- le phosphore dissous est consommé en quasi-totalité dans les couches superficielles à partir de mi-mai jusqu'en novembre.

Pour les stocks :

- pour le phosphore dans le Grand Lac, on observe une baisse dans la continuité de l'année 2000 avec 2'930 tonnes de P, soit 34.2 µgP/l en moyenne pour l'année 2001 et de 2'465 tonnes de phosphore dissous, soit 28.8 µgP/l,
- l'azote nitrique et l'azote total restent stables relativement aux années précédentes (48'600 tonnes N pour les nitrates),
- le stock en chlorure continue d'augmenter pour atteindre 651'600 tonnes, soit 2.4 % de plus qu'en 2000.

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. De même, les exigences relatives à la qualité des eaux fixées dans l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998), mais pour les cours d'eau, sont respectées pour les métaux surveillés. Seules les concentrations de cuivre observées sont quelquefois proches des exigences fixées par cette ordonnance.

Des traces d'herbicides triaziniques et de métolachlore sont toujours décelées dans les eaux du lac. Bien que les concentrations demeurent faibles, et probablement sans effet toxique sur l'écosystème, il faut relever que leur présence n'est pas souhaitable et que toute mesure visant à en limiter l'apport est à encourager.

Les teneurs en NTA et EDTA des eaux du lac restent faibles et respectent les tolérances requises pour les eaux de boisson.

BIBLIOGRAPHIE

- ALDER, A.C., GIGER, W. et SCHAFFNER, C. (1997) : Remplacement des phosphates dans les produits détergents : vers le pire ou vers l'acceptable ? EAWAG news, 42F, 6-8.
- BALVAY, G. (2002) : Bref aperçu sur le zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001.
- 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., REVACLIÉ, 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.
- CORVI, C. (1984b) : 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. et KHIM-HEANG, S. (1996) : Recherche de quelques métaux et micropolluants organiques. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 81-89.
- DIETRICH, D. (1995) : Kritische Beurteilung der Ökotoxikologischen Aussagekraft von Schwermetallanalysen in Fischen aus schweizerischen Gewässern. Mitt. Gebiete Lebensm. Hyg., 86, 213-225.
- DIRECTIVE DU CONSEIL DES COMMUNAUTES EUROPEENNES du 3 novembre 1998 relative à la qualité des eaux destinées à la consommation humaine (98/83/CE DU CONSEIL). Journal officiel des Communautés européennes, numéro L 330/32 du 5 décembre 1998.
- 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.
- HOURIET, J.-P. (1996) : NTA dans les eaux. Cahier de l'environnement, série protection des eaux, No 264 et Annexes : Données de mesure. Documents environnement, série protection des eaux, No 54, Ed. par OFEFP, Berne.
- JOUANY, J.M. et al. (1995) : Etablissement d'une liste de substances phytosanitaires utilisées en agriculture à surveiller dans le bassin lémanique : méthodologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1994, 217-233.
- LEBOULANGER, C. (2002) : Dynamique de la production phytoplanctonique et de la biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001.
- OEaux (1998) : Ordonnance du 28 octobre 1998 sur la protection des Eaux (Suisse).
- OSEC (1995) : Ordonnance du 26 juin 1995 sur les Substances Etrangères et les Composants (état au 31 janvier 2000) (Suisse).
- REICHENBACH-KLINKE, H.-H. (1966) : Krankheiten und Schädigungen der Fische. Gustav Fischer Verlag, page 288.
- SIGG, L. (1992) : Les métaux lourds dans les cours d'eau. Nouvelles de l'EAWAG, 32, 32-35.
- STRAWCZYNSKI, A. (2002) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001.

PRODUITS PHYTOSANITAIRES RECHERCHÉS

ANNEXE 1

I. INSECTICIDES ET FONGICIDES CHLORÉS

α - HCH
 β - HCH
 γ - HCH
 δ - HCH
pp'DDE
pp'DDT
op'DDT
pp'DDD
op'DDE
op'DDD
DICOFOL
ENDOSULFAN

IPRODIONE
HEPTACHLORE EPOXYDE
HEPTACHLORE
ALDRINE
ENDRINE
DIELDRINE
CAPTAFOL
PROCYMIDONE
VINCLOZOLINE
CHLOROTHALONIL
PCNB
DICHLOFLUANIDE
FOLPET

II. HERBICIDES AZOTÉS

II. 1 Triazines :

ATRAZINE
SIMAZINE
PROPAZINE
DESMETRYNE
PROMETRYNE

AZIPROTRYNE
TERBUTRYNE
TERBUTYLAZINE
AMETRYNE

II. 2 Dérivés de l'urée :

CHLORBROMURON
FENURON
METHABENZTHIAZURON
MONOLINURON
CYCLURON

METOBROMURON
CHLOROXYURON
DIURON
LINURON
ISOPROTURON
DIFENOXYURON

II.3 Divers :

METOLACHLORE

III. INSECTICIDES PHOSPHORÉS

ACEPHATE
AMIDITHION
AZINPHOS-ETHYLE
AZINPHOS-METHYLE
BROMOPHOS METHYLE
BROMOPHOS-ETHYLE
CARBOPHENOTHION-ETHYLE
CARBOPHENOTHION-METHYLE
CHLORFENVINPHOS
CHLORMEPHOS
CHLORPYRIFOS
CHLORTHION
CHLORTHIOPHOS
COUMAPHOS
CYANOPHOS
DEMETON-S-METHYLE
DEMETON-S-METHYLE-SULFONE
DEMETHON-SYSTOX
DIALIFOS
DIAZINON
DICHLOFENTHION
DICHLORVOS
DICROTOPHOS
DIMETHOATE
DIOXATHION
DISULFOTON
DITALIMPHOS
DITHIONATE
EDIFENPHOS
ENDOTHION
EPN
ETHION
ETHOPROFOS
ETRIMFOS
FENCHLORPHOS
FENITROTHION
FENSULFOTHION
FENTHION
FONOFOS
FORMOTHION
HEPTENOFOS
IODPHENFOS
ISOPHENFOS

LEPTOPHOS
MALAOXON
MALATHION
MECARBAM
MERPHOS
METHACRIFOS
METHAMIDOPHOS
METHIDATHION
MEVINPHOS
MONOCROTHOPHOS
NALED
OMETHOAT
OXIDEMETON-METHYLE
PARAOXON
PARAOXON-METHYLE
PARATHION
PARATHION-METHYLE
PHENKAPTON
PHENTOATE
PHORATE
PHOSALONE
PHOSMET
PHOSPHAMIDON
PIRIMIPHOS-ETHYLE
PIRIMIPHOS-METHYLE
PROFENOFOS
PROTHIOPHOS
PROTHOATE
PYRAZOPHOS
QUINALPHOS
SULFOTEP
SULPROFOS
TEMEPHOS
TERBUFOS
TETRACHLORVINPHOS
THIOMETON
TRIAMPHOS
TRIAZOPHOS
TRICHLORONAT
TRICHLORPHON
VAMIDOTHION
ZINOPHOS

Concentrations moyennes pondérées - Léman (Grand Lac - SHL 2)

Année	Oxygène mg/l	P tot. µg P/l	P-PO ₄ µg P/l	N tot. µg N/l	Nmintot µg N/l	N-NH ₄ µg N/l	N-NO ₂ µg N/l	N-NO ₃ µg N/l	Cl mg Cl/l	C.O.P µg C/l	Npartic µg N/l	Ppartic µg P/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

Remarques :

Les méthodes de calcul pour les concentrations moyennes pondérées et les stocks, ainsi que les volumes d'eau des différentes couches du Léman sont indiqués dans BLANC et al. (1996).

Stocks en tonnes - Léman (Grand Lac - SHL 2)

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

DYNAMIQUE DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE ET DE LA BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN

Campagne 2001

PAR

Christophe LÉBOULANGER

avec la collaboration technique de

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

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

RÉSUMÉ

Durant l'année 2001, dix-huit campagnes de mesures du stock et de l'activité phytoplanctonique ont été réalisées au point SHL2. Contrairement à l'année précédente, la production annuelle nette a été très forte, estimée à 381 g de carbone fixé par m², soit 75 % de plus qu'en 2000. Les événements remarquables de cette année sont : 1) une forte activité de production durant toute l'année, et 2) la persistance d'une forte biomasse phytoplanctonique, liée à une production primaire également forte, durant les deux derniers mois de l'année. La concentration moyenne pondérée en chlorophylle a dans la couche 0-10 m est en conséquence plus importante que les années précédentes, avec 6.2 mg chl a/m³. La productivité moyenne annuelle est forte, contrastant avec les années 1999-2000, et comparable à la période 1987-1993. Il convient de souligner l'importance des biomasses chlorophylliennes en dessous de 10 m de profondeur pendant toute la belle saison, confirmant les projections déjà émises lors des rapports précédents.

1. INTRODUCTION

L'assimilation du carbone minéral dissous dans l'eau lors de la photosynthèse, par le phytoplancton dans la zone pélagique, signe le fonctionnement du premier échelon trophique du lac. L'évolution des stocks phytoplanctoniques (biomasse présente dans la masse d'eau à un moment donné) et de leur niveau d'activité (productivité à ce même moment), au cours d'une année civile, mais également sur une période de plusieurs années, peut permettre à comprendre de quelle façon la biologie du Léman réagit et s'adapte aux changements environnementaux majeurs que sont la diminution du stock de phosphate et le réchauffement climatique. Cette compréhension est nécessaire si l'on désire construire des prévisions pour le futur, et également si l'on désire adapter les stratégies de gestion, sur la base de l'acquisition de connaissances nouvelles. Nous présentons les mesures de production primaire réalisées par incorporation du ¹⁴C ainsi que les mesures de chlorophylle a, indicateur global de la biomasse végétale planctonique, et pigment nécessaire à la photosynthèse. Ces mesures ont été effectuées au centre du lac à dix profondeurs de la couche éclairée, lors de dix-huit campagnes, échelonnées du 17 janvier au 26 novembre 2001.

2. MÉTHODES

Au cours de l'année 2001, les 18 campagnes de mesures programmées des paramètres de production et biomasse phytoplanctoniques ont été réalisées sur la station de référence SHL2 selon le même protocole depuis plus de quinze années. Comme lors des campagnes précédentes, ainsi qu'il est rappelé dans LÉBOULANGER (2000), la méthode de STEEMAN-NIELSEN (1952) employant le ¹⁴C comme traceur a été utilisée pour évaluer in situ l'activité photosynthétique. Les dix profondeurs échantillonnées s'échelonnent de zéro à trente mètres dans la couche euphotique, où la lumière est suffisante pour permettre la photosynthèse (0, 1, 2, 3.5, 5, 7.5, 10, 15, 20 et 30 m). Chaque échantillon est fractionné en trois aliquotes, distribués dans trois flacons, enrichi en carbonate radioactif puis ré-immersé à la profondeur de prélèvement où l'incubation est réalisée pendant une durée égale au tiers médian de la photopériode.

Le phytoplancton dont la matière organique est devenue radioactive est ensuite récupéré par filtration sur membrane en polycarbonate de 0.8 μm de porosité, seuil où la plupart des cellules autotrophes sont retenues. Ce filtre est ensuite traité au laboratoire en vue d'une mesure de cette radioactivité, proportionnelle à l'activité du phytoplancton. A l'aide des valeurs obtenues et de la concentration en carbone inorganique dissous dans le milieu lors de l'expérimentation, il est alors possible de calculer la quantité de carbone effectivement incorporée par les organismes photosynthétiques. Une extrapolation à la production journalière globale est ensuite possible en multipliant le résultat des incubations par 2.22, coefficient moyen déterminé expérimentalement (PELLETIER, 1983).

La mesure de la concentration en chlorophylle a à chacune des dix profondeurs se fait sur les mêmes prélèvements d'eau que ceux servant à la mesure d'activité photosynthétique. L'eau est filtrée sur membrane en fibre de verre (Whatman GF/C), puis les pigments sont extraits sur la matière retenue, dans un mélange acétone/eau (90/10 v/v). Le calcul de la concentration en chlorophylle a est ensuite effectué à partir d'une analyse spectrophotométrique selon la méthode de STRICKLAND et PARSONS (1968), basée sur les caractéristiques du spectre d'absorbance de la chlorophylle a.

3. RÉSULTATS

3.1 Répartitions verticales

Les profils 0-30 m obtenus pour la répartition de la biomasse phytoplanctonique (exprimée en mg chl a/m^3) et de la production primaire (en mg C assimilé/m^3 durant la période d'incubation) sont représentés sur la figure 1. Les paramètres calculés à partir de ces données sont récapitulés dans le tableau 1.

Déjà significativement élevée, la biomasse phytoplanctonique pendant la fin de l'hiver et le début du printemps présente une répartition homogène dans la colonne d'eau jusqu'à 30 m. Le phytoplancton ne se développe vraiment qu'à partir de la fin avril, la répartition prenant la forme d'un pic le 9 mai, avec un maximum supérieur à 7 mg chl a/m^3 à cinq mètres. Lors de la campagne précédant cette apparition d'un premier pic (24 avril), la répartition homogène de la biomasse sur la couche 0-10 m montre une activité forte, dont peut résulter l'augmentation de biomasse observée par la suite.

Tableau 1 - Principaux paramètres de la production primaire.

ΣA : 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.

Date	ΣA $\text{mgC/m}^2.\text{inc}$	PPj $\text{mgC/m}^2.\text{j}$	Amax $\text{mgC/m}^3.\text{inc}$	Chl Amax mg/m^3	Chl 0-10 m mg/m^2	Chl 0-30 m mg/m^2	Tds m
17/01/2001	187	415	21	6.34	76.38	210	7.0
12/02/2001	368	817	31	6.64	66.36	191	8.9
05/03/2001	281	625	23	4.73	46.26	156	8.7
26/03/2001	489	1'085	51	4.40	43.54	130	7.5
09/04/2001	761	1'690	143	5.52	46.40	89	4.2
24/04/2001	957	2'125	241	9.44	91.29	158	4.4
09/05/2001	1'390	3'085	174	7.64	62.70	79	4.5
22/05/2001	1'281	2'844	194	3.72	31.61	48	6.5
11/06/2001	1'286	2'855	130	4.76	46.45	65	8.0
25/06/2001	1'677	3'722	228	13.27	81.39	128	6.0
09/07/2001	1'482	3'290	209	10.63	167.25	388	3.8
23/07/2001	1'636	3'631	284	10.31	111.54	248	3.6
09/08/2001	1'371	3'043	268	8.84	118.27	619	3.6
21/08/2001	934	2'074	89	32.58	102.78	531	4.0
24/09/2001	561	1'245	109	5.59	55.43	103	5.3
09/10/2001	828	1'839	93	4.02	50.54	131	6.0
22/10/2001	626	1'389	62	5.56	53.17	128	6.7
26/11/2001	402	893	37	2.34	23.54	66	9.2

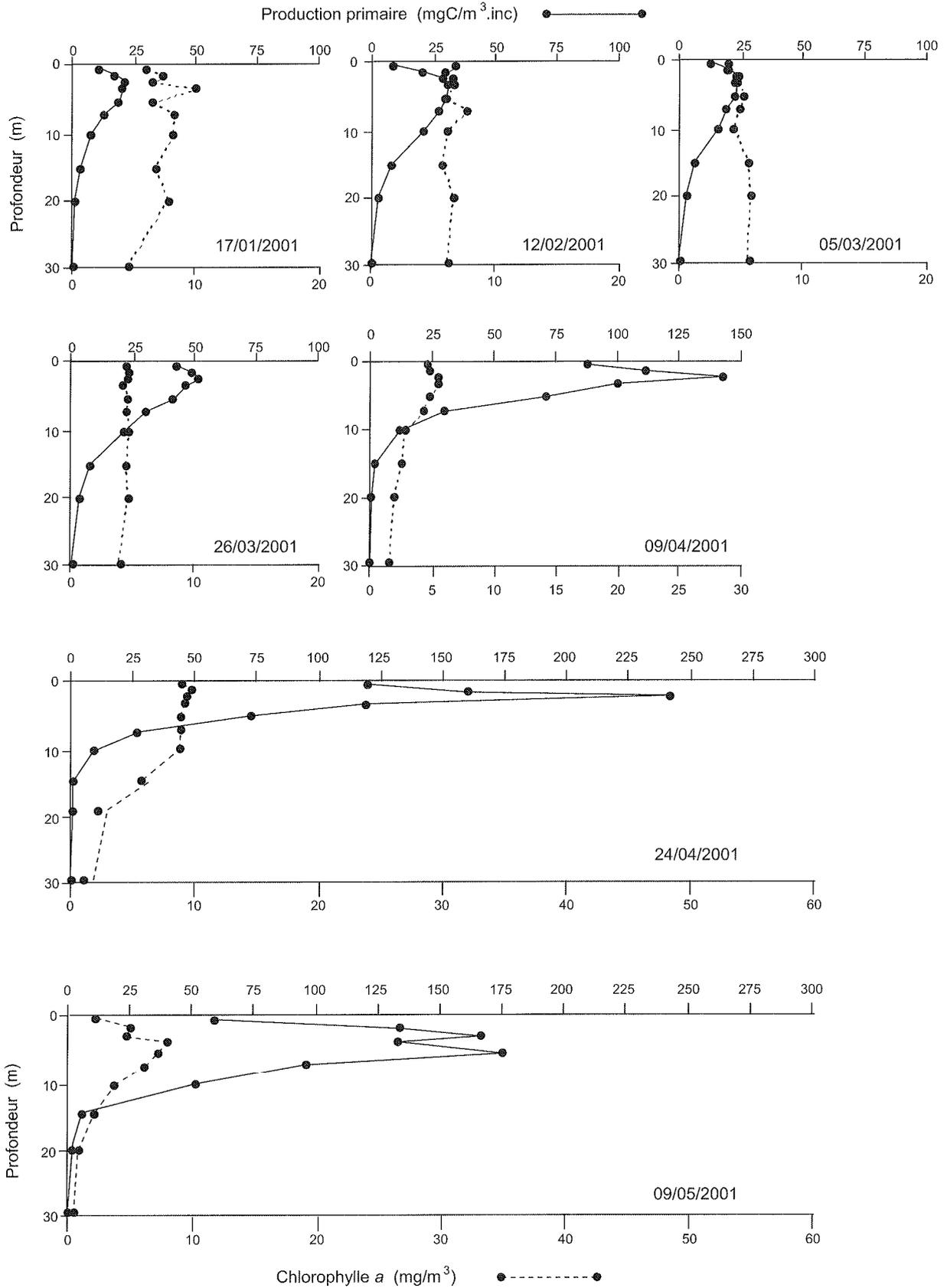


Figure 1 : Profils verticaux de la production primaire (traits pleins, échelles supérieures en mgC fixé par m^3 et par incubation) et de la biomasse exprimée en chlorophylle a (traits pointillés, échelle inférieure en mg chl a par m^3) au point SHL2 du 17 janvier au 9 mai 2001

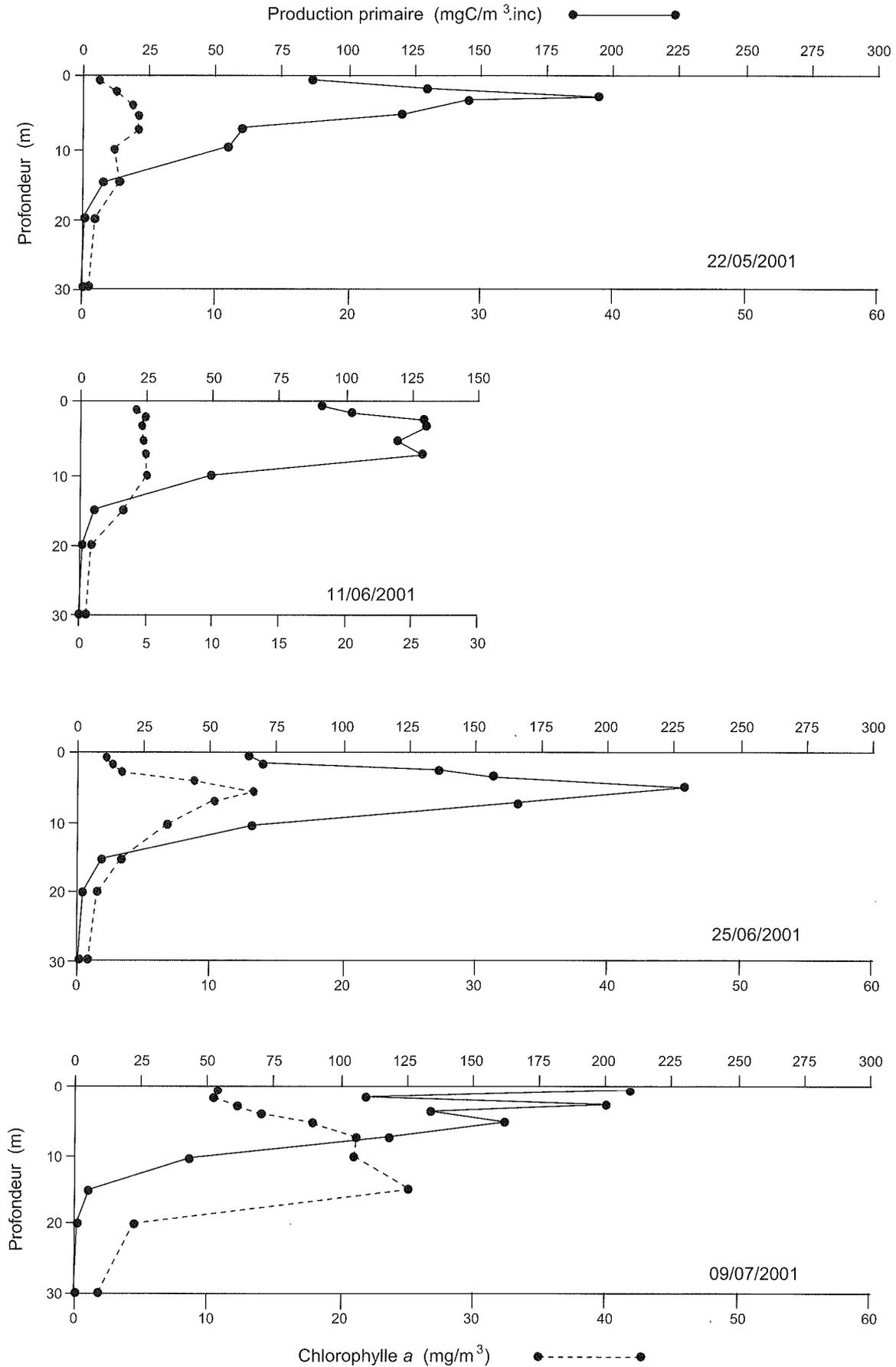


Figure 1 (suite) : Profils verticaux de la production primaire et de la biomasse exprimée en chlorophylle a au point SHL2 du 22 mai au 9 juillet 2001 (mêmes unités)

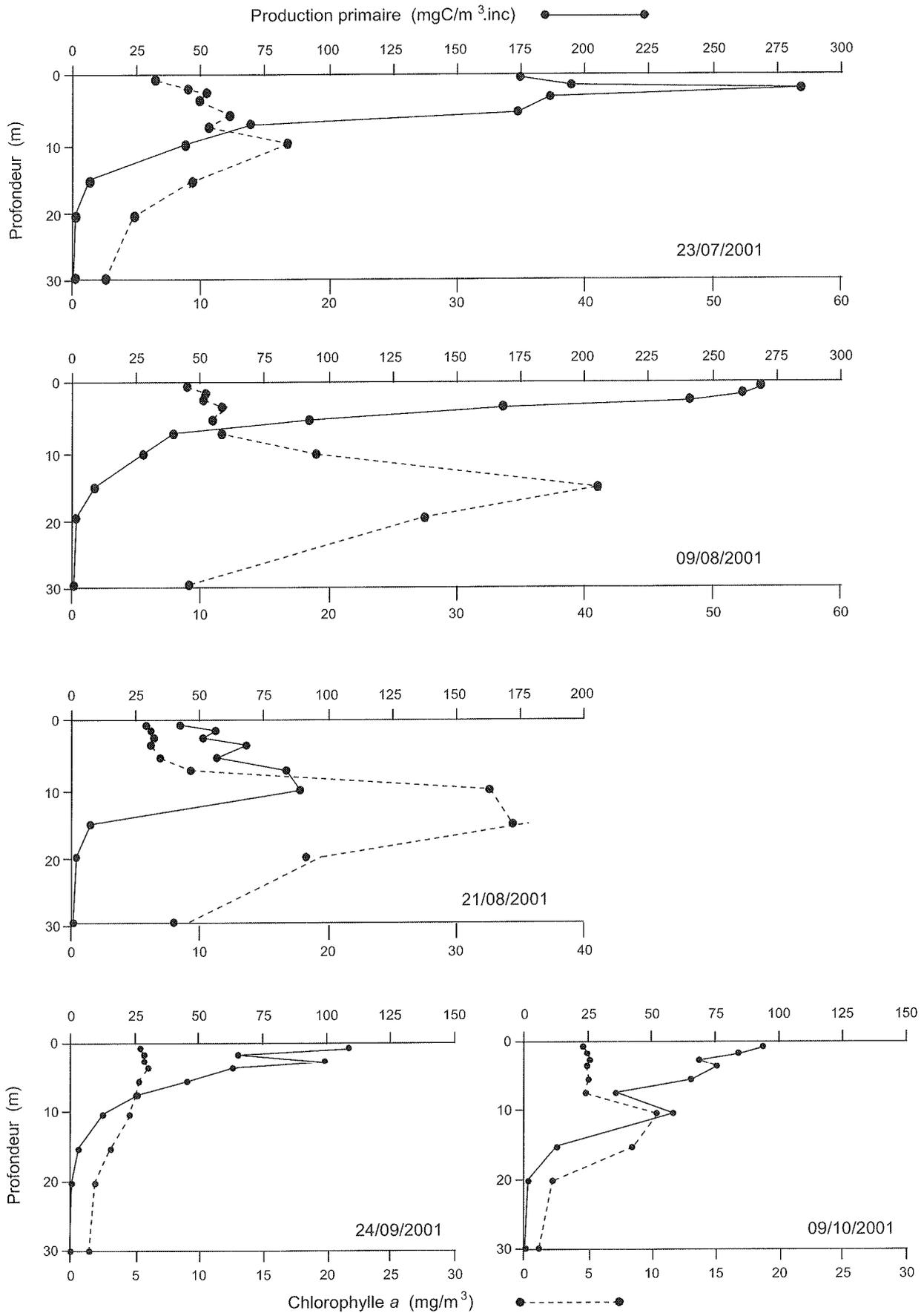


Figure 1 (suite) : Profils verticaux de la production primaire et de la biomasse exprimée en chlorophylle a au point SHL2 du 23 juillet au 9 octobre 2001 (mêmes unités)

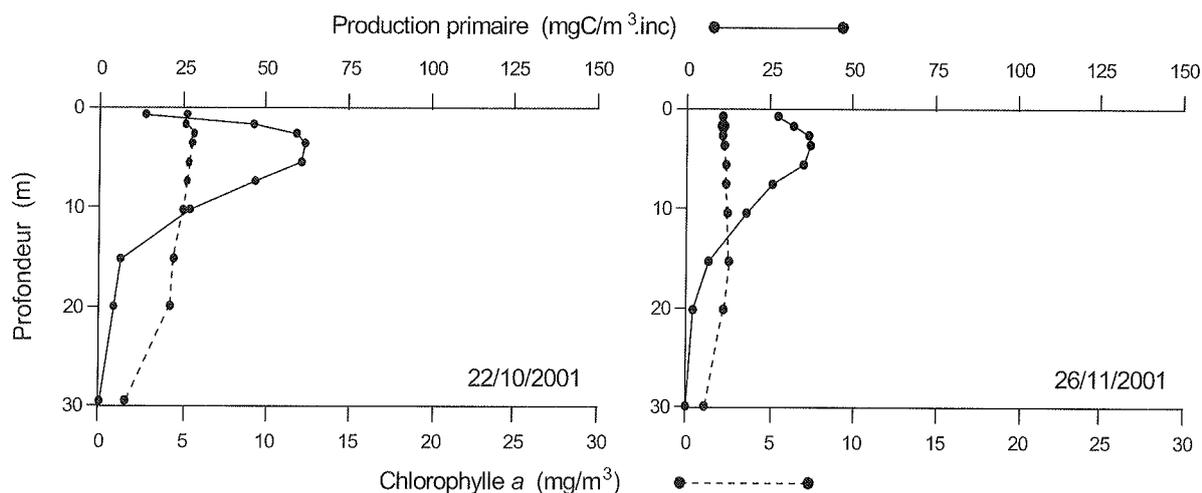


Figure 1 (suite et fin) : Profils verticaux de la production primaire et de la biomasse exprimée en chlorophylle a au point SHL2 du 10 octobre au 19 novembre 2001 (mêmes unités)

La production primaire pré-estivale culmine à près de 150 mg C fixé par m³ et par incubation à 5 mètres le 9 avril, après trois mois de production soutenue dans la couche 0-15 m.

La phase des eaux claires apparaît marquée lors des campagnes du 22 mai et 11 juin, mais la diminution de biomasse n'est pas aussi brutale que lors des années précédentes, et la production totale reste très forte. Cette phase claire commence à se résorber à la fin de juin, avec une augmentation de la biomasse, sans augmentation comparable de la production. Un premier pic important de biomasse apparaît fin juin à 5 m, qui s'étend ensuite au cours de l'été, à la fois dans son amplitude (jusqu'à 41 mg chl a/m³), et vers les couches profondes (maximum de biomasse à 15 m pendant toute la période considérée). Cette évolution diffère fortement de celle des années précédentes, biomasse et activité photosynthétique s'étant significativement approfondies.

Enfin, l'activité et la biomasse phytoplanctoniques décroissent fortement à l'automne, tout en se maintenant à un niveau significatif jusqu'en novembre.

3.2 Variations saisonnières

Les trois premiers mois de l'année montrent une biomasse élevée, en tout point comparable à celle habituellement relevée au cours du premier pic printanier, mais avec une activité inférieure (qui reste cependant très élevée et contribue significativement à la forte production totale de l'année 2001). La biomasse totale 0-30 m décroît graduellement de janvier à fin mars (de 210 à 130 mg chl a/m²), et chute ensuite plus abruptement. La phase printanière (biomasse et production élevées) est marquée de façon semblable aux années précédentes, avec un maximum de biomasse exprimée en chlorophylle a de 158 mg/m² dans la couche 0-30 m fin avril, restant apparemment stable jusqu'au début du mois de juin. La production primaire totale par unité de surface au point SHL2 suit de façon très fidèle cette évolution. Cette poussée printanière est suivie d'une phase claire peu marquée en juin puis d'une nouvelle et très forte augmentation en juillet.

La répartition de la biomasse phytoplanctonique, exprimée en mg chl a/m², présente également cette année une évolution particulière : lors des pics de biomasse du printemps et de la fin de l'été, la quantité de chlorophylle présente dans la couche 10-30 m est supérieure à celle présente dans la couche supérieure (figure 3). Le phytoplancton se répartit plus en profondeur dans la colonne d'eau.

La transparence, indiquée par la profondeur de disparition du disque de Secchi, est également étroitement liée, de façon inverse, à la biomasse chlorophyllienne (figure 4). Elle est maximale en février et octobre, et minimale en juillet-août.

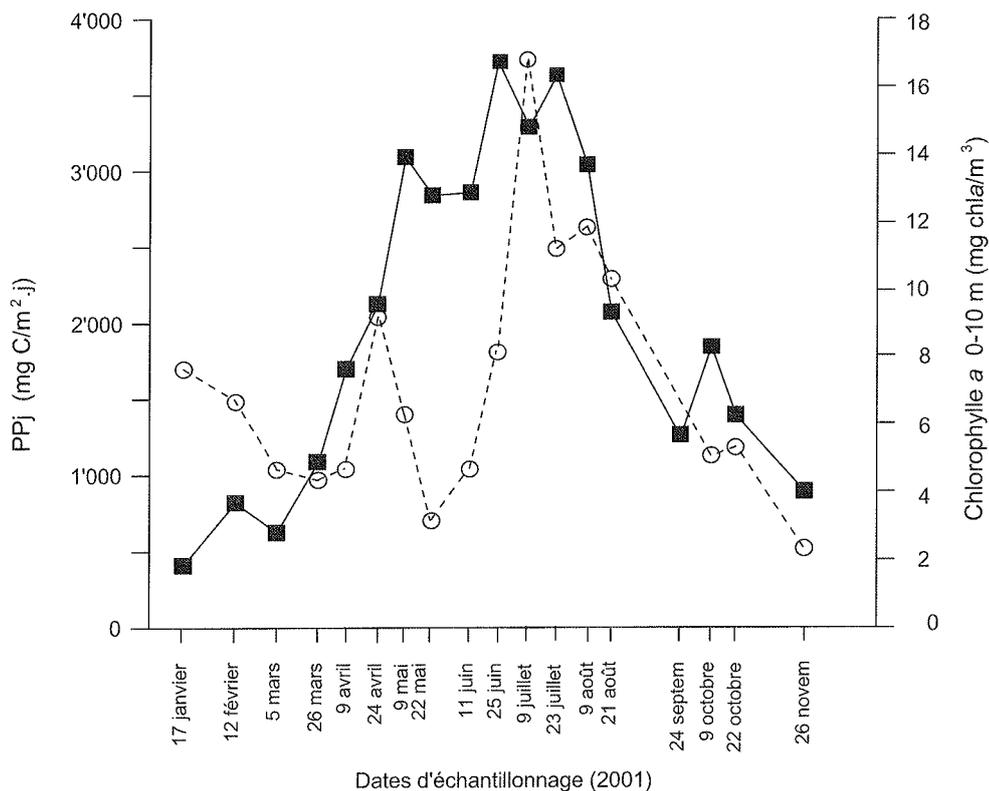


Figure 2 : Evolutions comparées de la production primaire par unité de surface (traits pleins, carrés noirs) et de la biomasse totale intégrée sur les dix premiers mètres (traits pointillés, cercles blancs) au cours de l'année 2001 au point SHL2.

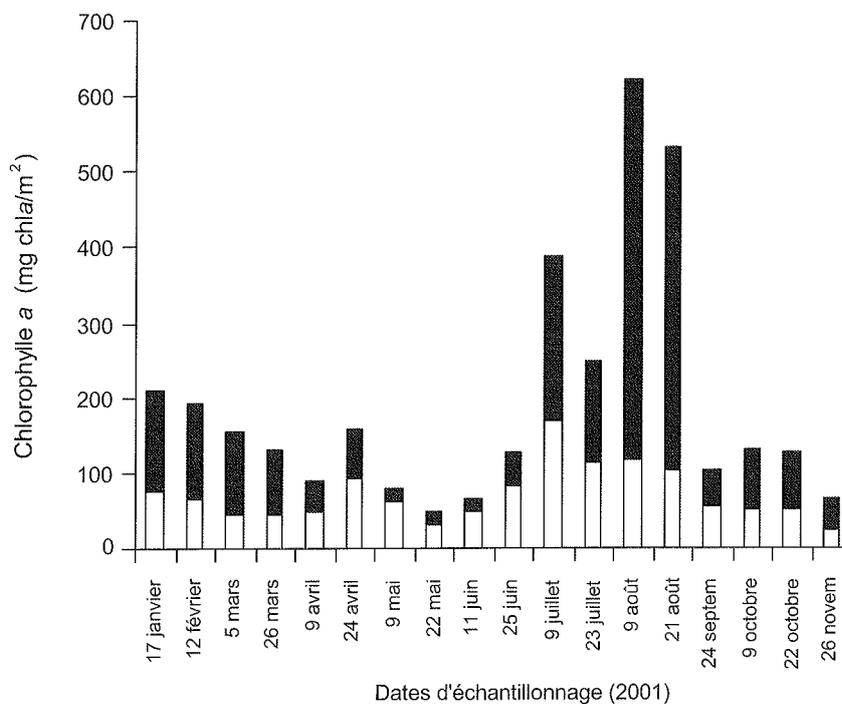


Figure 3 : Evolution des biomasses chlorophylliennes intégrées, au cours de l'année 2001, dans les dix premiers mètres (barres inférieures vides) et dans la couche 10-30 m (barres supérieures pleines) au point SHL2.

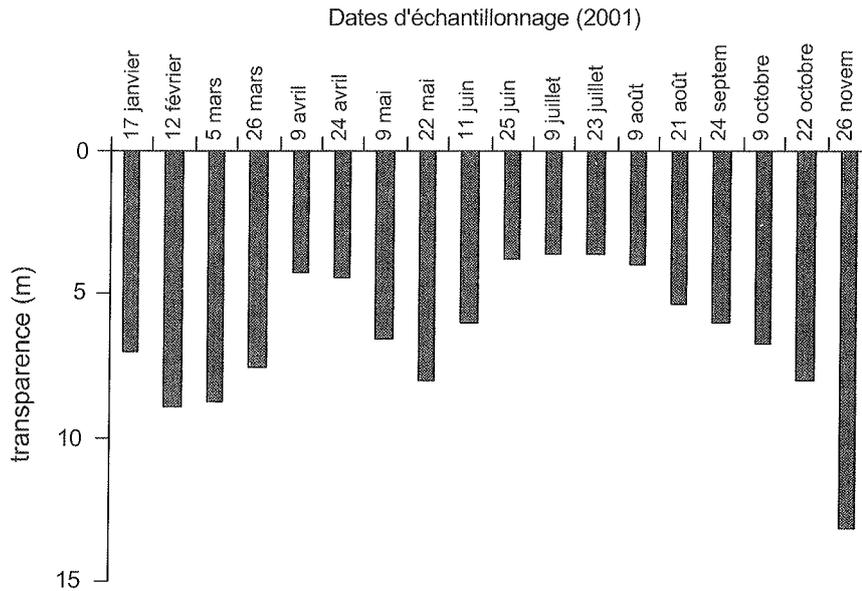


Figure 4 : Evolution de la transparence, mesurée comme profondeur de disparition du disque de Secchi, au cours de l'année 2001 au point SHL2.

3.3 Production annuelle

Le calcul de la production annuelle nette cumulée donne une valeur très forte (381 g C/m².an), soit 75 % de plus par rapport à l'année 2000 (LEBOULANGER, 2001). Sont relevées de très fortes et inhabituelles densités et activités phytoplanctoniques en fin d'hiver, durant tout l'été et durant le mois de novembre. Le rapport production totale annuelle sur biomasse chlorophyllienne moyenne 0-10 m (P/C), qui donne une indication sur la productivité des communautés phytoplanctoniques, est élevé, proche de celui calculé pour les années 1987-1993 (tableau 2, figure 5). Cette productivité est égale à environ 55 grammes de carbone fixés par an par milligramme de chlorophylle a présente dans la couche 0-10 m.

Tableau 2 - Evolution à long terme de la production primaire nette annuelle (PPAN en g C/m².an) et de la concentration annuelle moyenne en chlorophylle a (en mg/m³) intégrée sur 0-10 m.

Année	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01
PPAN	185	279	299	295	293	258	359	268	295	223	205	282	249	272	210	217	381
chl a 0-10	6.4	5.5	6.1	5.8	4.4	4.8	5.6	5.1	5.0	5.2	5.5	6.7	5.8	5.1	5.2	6.3	6.2

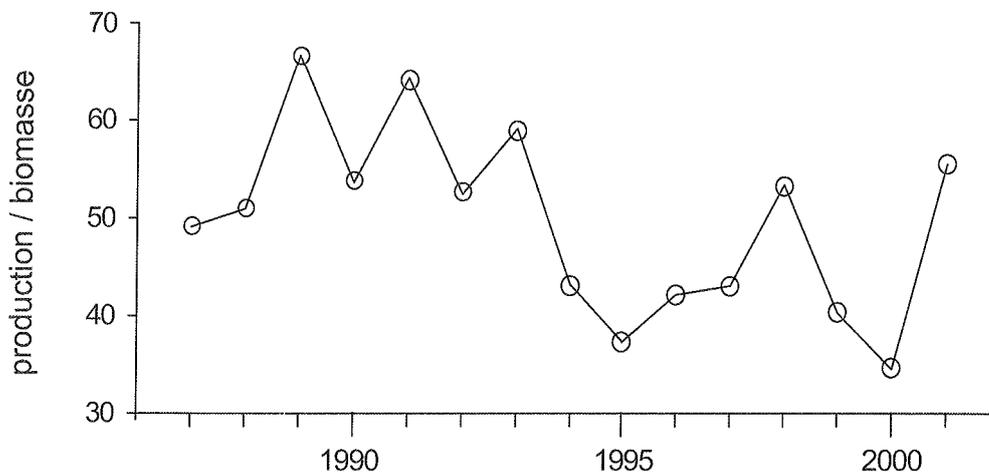


Figure 5 : Evolution au cours des quatorze dernières années de la productivité pélagique, exprimée par le rapport production annuelle (g C/m²) sur biomasse chlorophyllienne moyenne (g chl a/m²) dans la couche 0-10 m au point SHL2.

4. CONCLUSIONS

L'année 2001 montre une rupture forte dans la dynamique de la production et de la biomasse phytoplanctonique par rapport aux années précédentes. Malgré la diminution persistante du phosphore dissous dans les couches supérieures du lac, et un appauvrissement précoce de ces mêmes masses d'eau à la fin de l'hiver 2000-2001, la biomasse reste élevée mais surtout très productive. La production phytoplanctonique globale est par conséquent beaucoup plus élevée que ces dernières années, notamment l'hiver sous forme de nanophytoplancton consommable par le zooplancton. Cependant, la productivité, correspondant au rendement de production pour une biomasse donnée, reste modérée et respecte la tendance observée ces dix dernières années.

Encore une fois, le phytoplancton colonise les couches d'eau les plus profondes, montrant des abondances significatives au-delà de 10 m de profondeur. Ceci démontre une fois de plus l'intérêt faiblissant d'utiliser la biomasse en chlorophylle sur la couche 0-10 m, ainsi que les espèces phytoplanctoniques présentes, comme descripteur du compartiment producteurs primaires du Grand Lac.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O., GINOT, V. et ANGELI, N. (2001) : Evolution de l'état de santé du Léman évaluée par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 161-189.
- COLON, M. (2001) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 25-36.
- DRUART, J.C., REVACLIÉ, R., CAUZZI, N. et LAVIGNE, S. (2001) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 81-90.
- LEBOULANGER, C. (2001) : Dynamique de la production phytoplanctonique et de la biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000. 73-80.
- 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.
- PELLETIER, J.-P. et LEBOULANGER, C. (1999) : Evolution de la production phytoplanctonique dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998, 61-68.
- RAPIN, F., NIREL, P., REVACLIÉ, R., LAZZAROTTO, J. et CORVI, C. (2001) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 37-72.
- STEEMANN-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.
- STRICKLAND, J.D.H. et PARSONS, T.R. (1968) : A practical handbook of seawater analysis. Bull. Fish. Res. Board Canada, 167, 311 pp.

ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 2001

PAR

Sophie LAVIGNE

SERVICE CANTONAL D'HYDROBIOLOGIE, CP 78, CH - 1211 GENÈVE 8

Jean-Claude DRUART

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

RÉSUMÉ

L'année 2001 a été marquée par une très forte augmentation de la biomasse moyenne annuelle du phytoplancton, qui passe de 2'266 mg/m³ en 2000, à 4'976 mg/m³ en 2001.

*91 taxons ont été identifiés dans le Grand Lac, mais seulement neuf espèces ont occupé une place dominante dans la biomasse. Si ce groupe d'espèces est très semblable à celui des années antérieures, leur représentation en terme d'abondance est fort différente cette année. Deux taxons principaux représentent à eux seuls près de 75 % de la biomasse totale : *Mougeotia gracillima* et *Diatoma tenuis*.*

Les importantes biomasses phytoplanctoniques observées durant l'été aussi bien dans la colonne d'eau de 0-10 m que celles observées de 0-20 m corroborent les résultats de production primaire et de biomasses chlorophylliennes (LEBOULANGER, 2002) également très élevées au-dessous de 10 m de profondeur.

1. INTRODUCTION

L'étude du phytoplancton est réalisée aux stations SHL2 (Grand Lac) et GE3 (Petit Lac), comme les années précédentes. Elle comporte l'analyse de l'évolution qualitative et quantitative des peuplements phytoplanctoniques.

La biomasse chlorophyllienne et la production primaire (LEBOULANGER, 2002), étudiées parallèlement à SHL2, font l'objet de chapitres séparés.

2. MÉTHODES

La méthode utilisée en 2001 a déjà été expérimentée en 2000 : le phytoplancton est étudié à partir d'échantillons d'eau intégrés de deux couches différentes, soit : 0-10 m et 0-20 m. Ces prélèvements sont effectués à la station SHL2 avec une cloche intégratrice et à la station GE3 avec un tuyau lesté respectivement de 10 m et 20 m de longueur.

Dans le Grand Lac, 18 campagnes ont été effectuées en 2001, contre 21 l'an dernier. Trois campagnes ont été annulées : une en septembre et deux en décembre, en raison de conditions météorologiques défavorables (cf : chapitre 3). Dans le Petit Lac (station GE3), 12 campagnes ont été effectuées, à raison d'un prélèvement par mois.

L'examen qualitatif et quantitatif est effectué au microscope inversé, après fixation au lugol et concentration des organismes par sédimentation en chambre d'Utermöhl, selon le protocole décrit antérieurement. La biomasse est calculée par addition des biovolumes cellulaires, et exprimée en poids de matière fraîche par mètre cube d'eau.

Les résultats présentés dans ce rapport portent sur la station du Grand Lac (SHL2) et sont essentiellement basés sur la couche 0-10 m. Les résultats concernant la station du Petit Lac (GE3) seront précisés.

Exception faite de quelques brèves comparaisons entre les échantillons prélevés dans la colonne d'eau de 0-10 m et ceux prélevés dans la colonne d'eau de 0-20 m pour les espèces *Mougeotia gracillima*, *Diatoma tenuis* et les biomasses totales annuelles, les résultats concernant ces comparaisons, tant du point de vue qualitatif que quantitatif devraient faire l'objet d'un rapport ultérieur.

3. RÉSULTATS

3.1 Biomasses

3.1.1 Variations saisonnières et évolution interannuelle de la biomasse

Comme chaque année, on peut distinguer plusieurs phases dans les variations saisonnières du phytoplancton. La figure 1 illustre ces variations en termes de biomasse totale et de biomasse nanoplanctonique; le nanoplancton représentant le groupe d'algues dont la longueur de la cellule ou de la colonie est < 50 µm et le volume < 10'000 µm³.

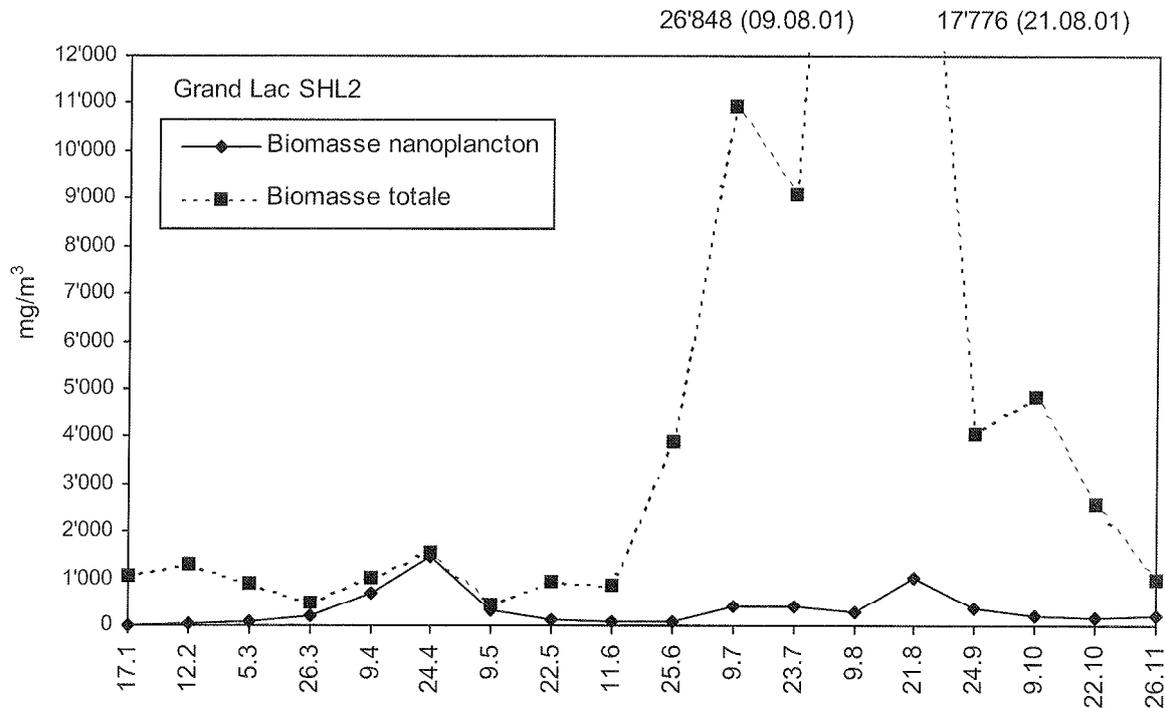


Figure 1: Variations saisonnières de la biomasse totale du phytoplancton et de la biomasse de la fraction nanoplanctonique en 2001 (SHL2)

- La **phase hivernale** est caractérisée par la présence marquée de la diatomée *Tabellaria flocculosa* qui a très nettement dominé les trois premiers mois de l'année, atteignant des valeurs de biomasse importantes pour la saison (1'270 mg/m³ le 12.02.2001). On observe à la fin du mois de mars une baisse de la production phytoplanctonique avec 490 mg/m³, valeur beaucoup plus forte que celle de l'année précédente (30 mg/m³) mais qui se rapproche des valeurs antérieures (310 mg/m³ en 1999).
- La **phase printanière** voit apparaître des espèces nanoplanctoniques typiques de cette période. Le 24 avril, la biomasse a atteint un pic de 1'540 mg/m³, composée essentiellement de la petite cryptophycée *Rhodomonas minuta* (1'000 mg/m³, soit 65 %). Il est à noter la fin du développement de la diatomée *Tabellaria flocculosa* qui avait montré une colonisation très importante du plancton dès novembre 2000.
- Après la **phase des eaux claires** observée le 9 mai avec une biomasse totale de 455 mg/m³, la **phase estivale** débute ensuite nettement entre le 11 et le 25 juin avec une biomasse de 3'875 mg/m³ dominée par *Ceratium hirundinella* (910 mg/m³) et *Dinobryon divergens* (1'120 mg/m³). On note ensuite la présence de deux pics de biomasse, le premier le 9 juillet (10'120 mg/m³) avec la dominance de la diatomée pennée *Diatoma tenuis* (4'670 mg/m³). La conjugée *Mougeotia gracillima*, la cyanophycée *Aphanizomenon flos aquae* et la volumineuse dinophycée *Ceratium hirundinella*, quant à elles, ont des valeurs se situant entre 1'200 et 1'950 mg/m³. Le deuxième pic est observé le 9 août (26'850 mg/m³). Cette fois, c'est *Mougeotia gracillima* qui prend le dessus par sa grande prolifération (14'070 mg/m³), sur *Diatoma tenuis* (11'610 mg/m³), 96 % de la biomasse en tout.

La station GE3, représentant le Petit Lac, est elle aussi marquée par une très forte biomasse estivale due en juillet à *Diatoma tenuis* et en août à *Mougeotia gracillima* (figure 2). Le maximum observé dans le Petit Lac est du même ordre de grandeur que dans le Grand Lac (21'220 mg/m³ le 13 août).

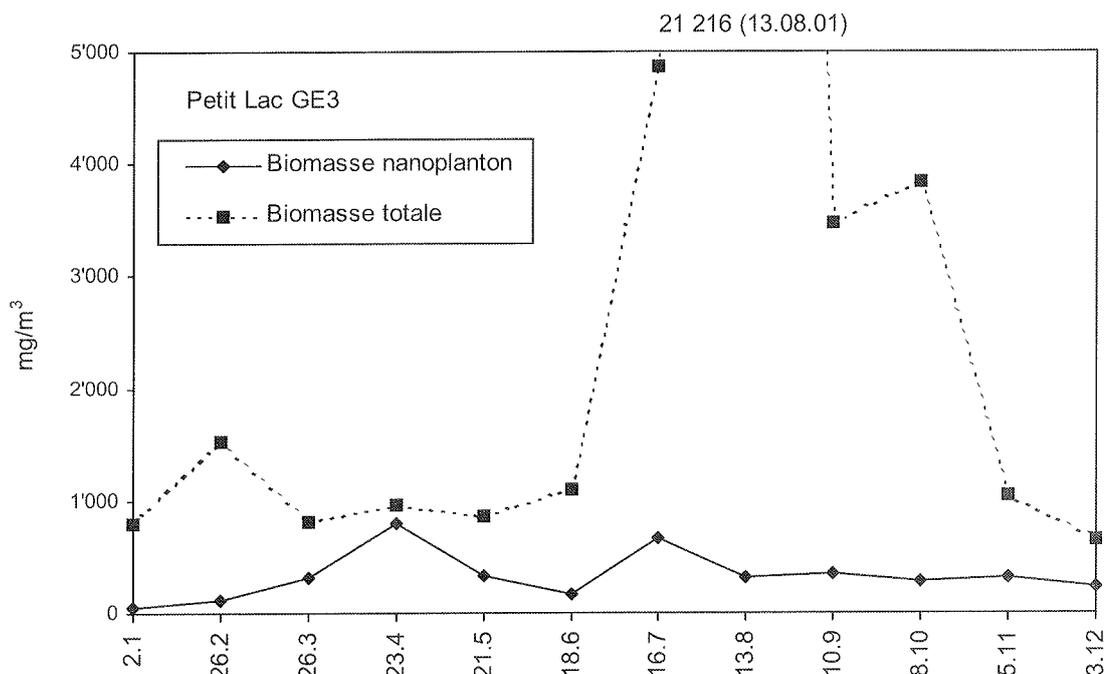


Figure 2 : Variations mensuelles de la biomasse totale du phytoplancton et de la biomasse du nanoplankton en 2001 (GE3)

- La **phase automnale** est caractérisée par un développement toujours assez important de *Mougeotia gracillima* et *Diatoma tenuis* jusqu'au 26 novembre, avec un pic enregistré le 9 octobre (2'385 mg/m³) pour *Diatoma tenuis*.
- En 2001, la **phase hivernale** est caractérisée par une nette régression du développement phytoplanctonique par rapport à l'an dernier (982 mg/m³ le 26.11.2001 contre 2'438 mg/m³ le 22.11.2000). La cyanobactérie *Planktothrix rubescens* (biomasse de 604 mg/m³) est le seul taxon à présenter une biomasse significative pendant cette période.

Compte tenu des trois campagnes d'échantillonnage manquantes (cf : chapitre 2), la biomasse moyenne annuelle de 2001 (moyenne arithmétique) est surévaluée par rapport à celle de l'année dernière. En effet, il faut considérer qu'il s'agit de prélèvements qui sont normalement effectués pendant des périodes de faibles biomasses algales.

Tableau 1 - Biomasses annuelles moyennes, saisonnières et maximales (mg/m³) de 1996 à 2001

Année	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Biomasse annuelle moyenne	2'114	2'677	2'435	2'015	2'266	4'976
Biomasse printanière moyenne (BP)	676	750	769	952	659	967
Biomasse estivale moyenne (BE)	3'192	3'448	3'204	2'395	3'255	6'938
BP/BE	0.21	0.22	0.24	0.40	0.20	0.13
Biomasse printanière maximale (mois)	2'271 (4)	1'977 (4)	1'813 (4)	2'703 (4)	2'650 (4)	1'541 (4)
Biomasse estivale maximale (mois)	8'978 (9)	10'347 (9)	9'010 (8)	9'187 (8)	22'258 (8)	26'848 (8)

BP = biomasse moyenne de janvier à la phase des eaux claires (en mai ou en juin, selon les années)

BE = biomasse moyenne de la phase des eaux claires à décembre

(..) = mois où le phénomène s'est produit

L'année 2001 voit une augmentation de la biomasse estivale moyenne (BE) (6'940 mg/m³ pour 11 échantillons contre 3'255 mg/m³ pour 13 échantillons l'année précédente) principalement due à la prolifération de *Mougeotia gracillima* et *Diatoma tenuis* (figures 3 et 4).

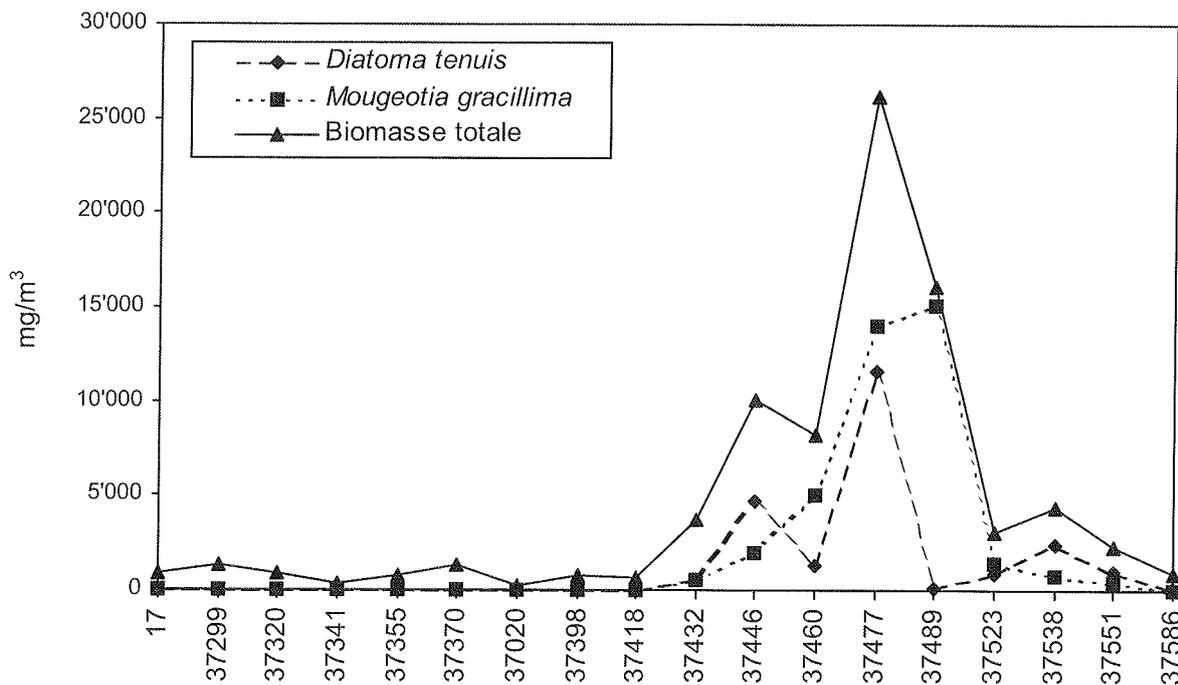


Figure 3 : Variations saisonnières des biomasses de *Mougeotia gracillima* et de *Diatoma tenuis* et de la biomasse totale

En effet, le 9 août, *Mougeotia gracillima* atteint déjà une biomasse de 14'067 mg/m³ et le 21 août culmine à plus de 15'000 mg/m³, alors que *Diatoma tenuis* prolifère pour atteindre une valeur de 11'610 mg/m³ le 9 août, puis s'effondre ensuite le 21 août en présentant une biomasse d'à peine 70 mg/m³.

La biomasse moyenne printanière (BP) (967mg/m³), dominée par les algues nanoplanctoniques, est également en augmentation par rapport à celle de l'année précédente (659 mg/m³), mais très proche de 1999. La moyenne des cinq dernières années (761 mg/m³) se situe entre ces deux valeurs.

La valeur du rapport de la biomasse printanière à la biomasse estivale (BP/BE) est très faible (0.13) ce qui confirme une accentuation majeure du développement de la biomasse estivale par rapport à la biomasse printanière (tableau 1 et figure 4).

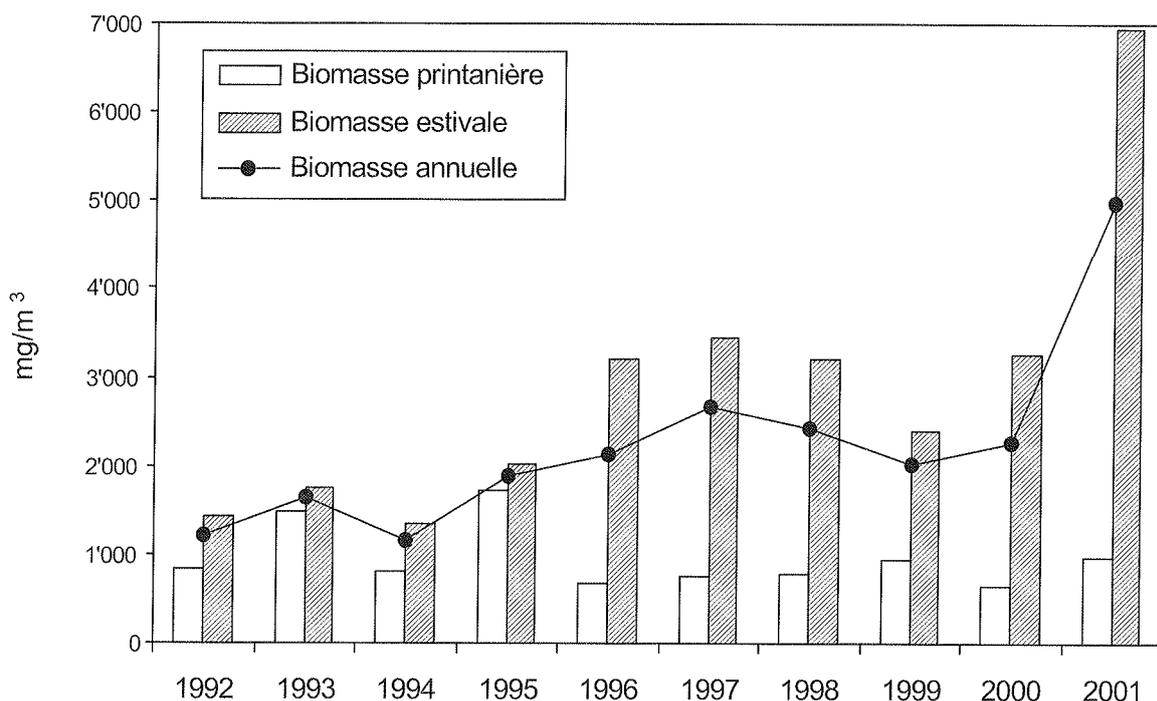


Figure 4 : Evolution des biomasses printanières, estivales et annuelles de 1992 à 2001.

3.2 Diversité des espèces du phytoplancton

3.2.1 Richesse taxonomique

En observant le tableau 2, on voit qu'en 2001, 91 taxons ont été identifiés, soit 16 de moins que l'année précédente (107). Ce sont surtout les espèces du microplancton (longueur de la cellule ou de la colonie > 50 µm et volume > 10'000 µm³) qui ont fortement régressé.

Deux nouveaux taxons ont été recensés cette année : la xanthophycée filamenteuse *Tribonema cf taetianema* (photo 1 - Annexe 2) et la chrysophycée *Uroglena soniaca* (cette dernière sous la forme de cellules isolées) (photo 2 - Annexe 2). Ces deux espèces sont restées très discrètes.

On peut supposer que le développement excessif des deux taxons microplanctoniques *Mougeotia gracillima* et *Diatoma tenuis* a, durant la période estivale, concurrencé très fortement le développement de certains autres taxons en mobilisant un maximum de nutriments et d'espace.

Tableau 2 - Nombre de taxons de micro et de nanoplancton durant la période 1995-2001

Année	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Nanoplancton	64	67	61	63	59	53	52
Microplancton	80	59	52	63	59	54	39
Total	144	126	113	126	115	107	91

3.2.2 Contribution des classes d'algues et des classes de tailles

La répartition du nombre de taxons en 2001, entre les différentes classes d'algues, ainsi que leur appartenance au nanophytoplancton (longueur de la cellule ou de la colonie < 50 µm et volume cellulaire < 10'000 µm³) ou au microphytoplancton (dimensions supérieures) figurent dans le tableau 3.

Tableau 3 - Répartition et comparaison du nombre de taxons de micro et nanophytoplancton entre les différentes classes d'algues en 2001

	Microplancton	Nano	Total
Cyanobactéries	8	1	9
Dinophycées	4	5	5
Cryptophycées	0	4	4
Chrysophycées	3	5	8
Xanthophycées	1	0	1
Diatomées	11	10	21
Chlorophycées	5	27	32
Conjugées	7	0	7
Total	38	53	91

En 2001, on note une baisse du nombre de taxons microplanctoniques chez les cyanobactéries avec, en revanche une augmentation globale de la biomasse. Chez les cryptophycées, le nombre de taxons reste à peu près stable (moins une espèce) mais la biomasse baisse. Le groupe des chrysophycées a perdu en diversité, mais la baisse est surtout importante en termes de biomasse. Pour les diatomées, la biomasse demeure inchangée, mais avec une baisse du nombre d'espèces, tant nanoplanctoniques que microplanctoniques (26 taxons en 2000 contre 21 en 2001). D'importants changements sont observés dans la répartition des classes de taille des chlorophycées, (neuf espèces microplanctoniques en moins et sept espèces nanoplanctoniques en plus par rapport à l'an dernier) tandis que la réduction de biomasse est légère. Pour les conjuguées enfin, les différences s'observent principalement au niveau d'une augmentation importante de la biomasse.

La figure 5 montre qu'en 2000, les chrysophycées (47 %) dominaient largement la population phytoplanctonique devant les diatomées (30 %); cela est principalement dû à la forte production pendant le mois d'août de *Dinobryon sociale* var. *americanum*. Cette année, ce sont les conjuguées qui représentent le plus fort pourcentage (45 %) devant les diatomées (31 %). Les autres groupes se partagent la part restante de manière relativement équitable : les cyanobactéries (7 %), les cryptophycées (3 %), les chrysophycées (4 %), les dinophycées (6 %) et les chlorophycées (1.5 %). On note une augmentation des cyanobactéries qui passent de 2 % en 2000 à 6 % en 2001, représentées essentiellement par les filamenteuses *Aphanizomenon flos aquae* (3,6 %) et *Planktothrix rubescens* (1.7 %).

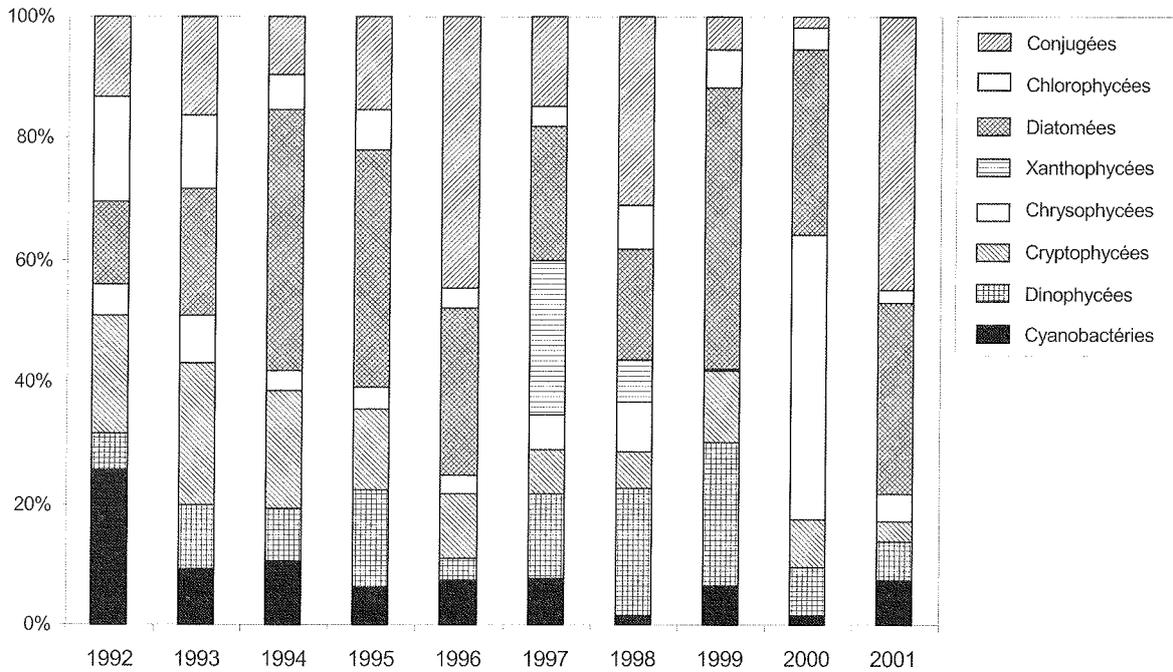


Figure 5 : Répartition de la biomasse algale relative entre les différentes classes d'algues, de 1992 à 2001

La figure 6 illustre les pourcentages moyens alloués à l'un ou l'autre groupe de taille phytoplanctonique depuis 1992.

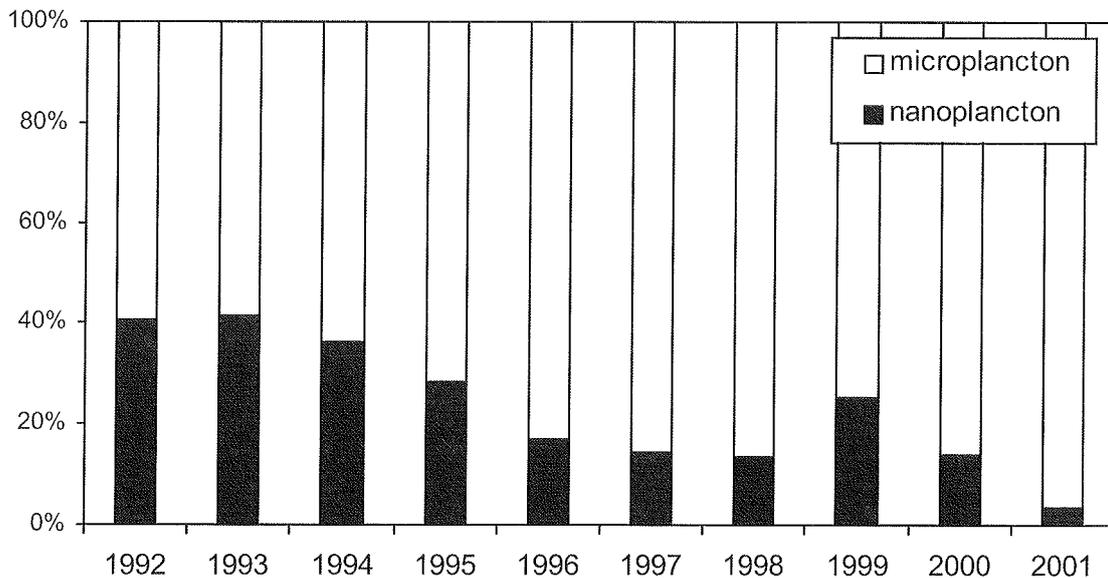


Figure 6 : Evolution de la biomasse relative du nanoplankton et du microplankton de 1992 à 2001

Avec 5 % de moyenne annuelle, la part du nanoplancton régresse encore nettement par rapport à l'année précédente (14 %). Depuis 1992, cette baisse est régulière mais les espèces composant cette biomasse nanoplanctonique sont sensiblement toujours les mêmes.

On peut supposer que cette baisse constante est attribuable à la pression exercée par le zooplancton herbivore qui, de par son mode d'alimentation, ne pourrait s'attaquer à de plus grosses proies. Comme les peuplements phytoplanctoniques printaniers sont essentiellement composés d'espèces nanoplanctoniques, avec leur diminution due au broutage, les espèces microplanctoniques non consommées sont favorisées et peuvent se développer

3.2.3 Contribution des principales espèces

En terme de biomasse, sur les 91 taxons inventoriés en 2001, 9 espèces sont abondantes (entre 1 et 6 % de la biomasse annuelle) à très abondantes (> 6 % de la biomasse annuelle) et représentent ensemble 98 % de la biomasse totale du phytoplancton (tableau 4). Les deux espèces majeures représentent à elles seules 75% de cette biomasse (*Mougeotia gracillima* et *Diatoma tenuis*). Elles se sont développées très fortement et de façon concomitante du début juin à la fin de l'année et ont entraîné des problèmes dans le domaine de la pêche professionnelle ainsi que dans les stations de pompage d'eau potable. En effet, les amas formés par les longs filaments de *Mougeotia gracillima* en particulier colmatent les filets, les rendant visibles pour les poissons, et encrassent les filtres des pompes (photos 3 à 6, annexe 2).

Tableau 4 - Biomasse annuelle relative des principaux taxons

	%
<i>Mougeotia gracillima</i>	47.8
<i>Diatoma tenuis</i>	27.4
<i>Ceratium hirundinella</i>	6.2
<i>Tabellaria flocculosa</i>	4.4
<i>Aphanizomenon flos aquae</i>	3.9
<i>Rhodomonas minuta + var</i>	2.6
<i>Dinobryon divergens</i>	2.4
<i>Planktothrix rubescens</i>	1.9
<i>Dinobryon sociale</i>	1.3
Total	98.0

Les deux années précédentes, les espèces principales étaient plus nombreuses, 12 en 2000, et 23 en 1999. L'évolution des espèces dominantes depuis 1996 est présentée au tableau 5 en annexe.

3.3 Succession des espèces

Sur la figure 7, on peut relever les éléments suivants :

- *Tabellaria flocculosa*, qui avait montré un très fort développement en fin 2000 (DRUART et al., 2000), perdue fortement durant la première moitié de l'année 2001, puis disparaît quasiment à partir du mois de mai. Les petites espèces qui se développent généralement en avril ont fortement régressé cette année. Il s'agit des cryptophycées nanoplanctoniques *Rhodomonas* sp. et *Cryptomonas* sp., des diatomées centriques *Stephanodiscus minutulus*, *Stephanodiscus alpinus* et *Cyclotella cyclopuncta* et de la chrysophycée *Erkenia subaequiciliata*. D'après les résultats obtenus par les biovolumes printaniers sédimentés, on constate que le développement du zooplancton a été plus précoc en 2001 qu'en 2000 (BALVAY, 2002). Le comportement de ces peuplements zooplanctoniques a sans doute contribué par le broutage précoce du nanophytoplancton aux faibles biomasses de cette fraction du plancton végétal.
- *Dinobryon divergens* apparaît dans les échantillons le 26 mars, commence à dominer le 9 avril et devient réellement dominant entre la fin avril et le début mai. Cette espèce est considérée comme indicatrice de milieux oligotrophes (ANNEVILLE et al., 2001); on remarquera qu'à ce moment de l'année les concentrations en phosphore biodisponible sont déjà très basses dans les couches supérieures (LAZZAROTTO et al., 2002).
- *Mougeotia gracillima* et *Diatoma tenuis* sont présentes de juin à novembre. Le 25 juin, elles ont des biomasses semblables de valeurs relativement modestes. Le 9 juillet, *Diatoma tenuis* augmente sa biomasse et prend le dessus sur *Mougeotia gracillima*, alors qu'à la fin du mois (23 juillet) c'est l'inverse. Le 9 août dans des proportions égales, elles occupent l'espace quasi entièrement. Le 21 août *Diatoma tenuis* disparaît; le phytoplancton est composé presque uniquement par *Mougeotia gracillima*. Les prélèvements de septembre et octobre sont à nouveau caractérisés par la présence des deux taxons dominants.
- *Planktothrix rubescens* apparaît le 24 septembre et persiste jusqu'à la fin de l'année; sa biomasse est relativement importante le 26 novembre.

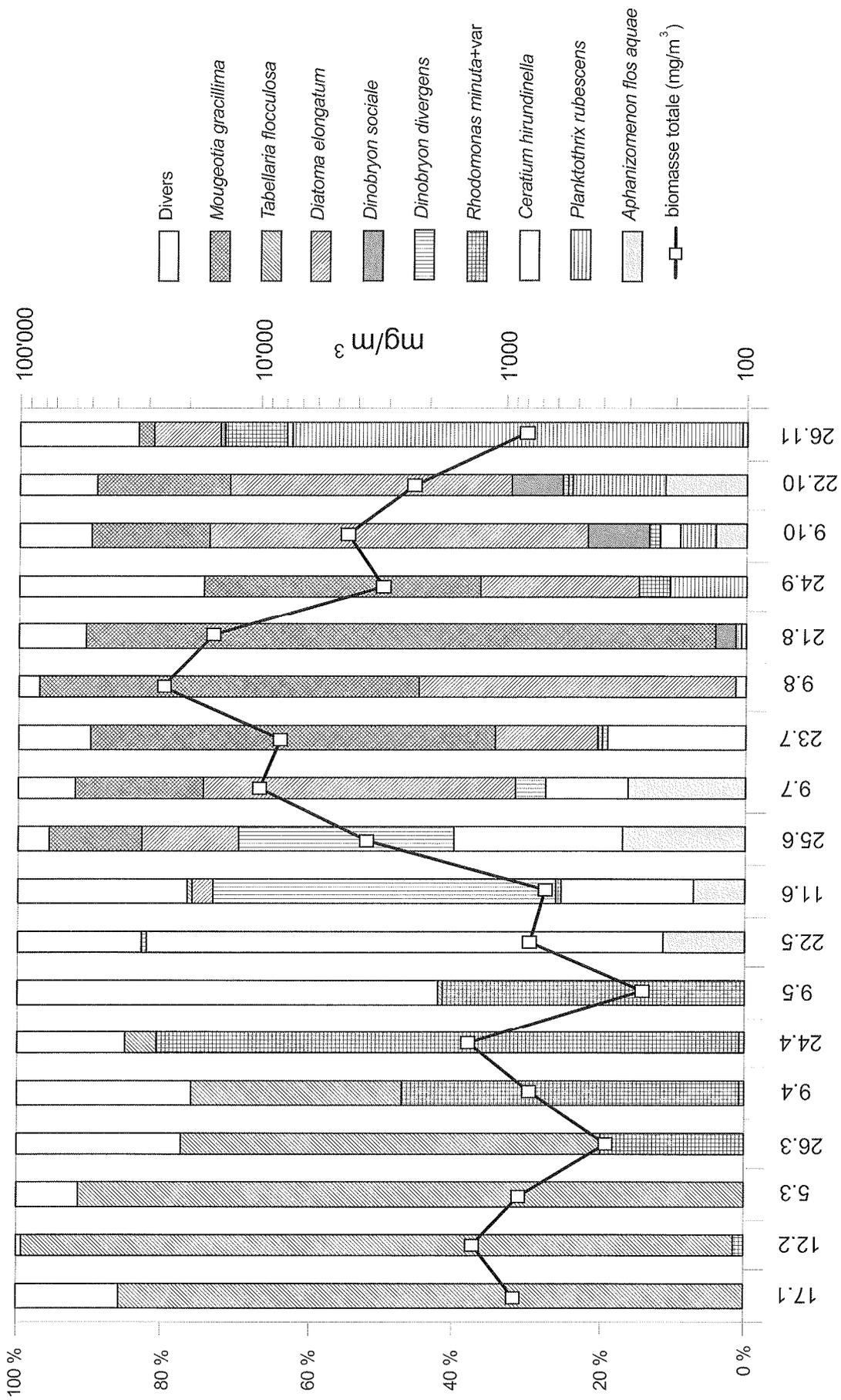


Figure 7 : Succession de la biomasse mensuelle relative des neuf taxons dominants et biomasse totale (Léman SHL2, 2001)

3.4 Comparaisons entre les couches 0-10 m et 0-20 m

Comme il a été mentionné au début de ce rapport (chapitre 2, Méthodes), nous ne présenterons ici qu'une brève illustration des différences observées entre les deux profondeurs pour les espèces dominantes, *Mougeotia gracillima* et *Diatoma tenuis* et les biomasses totales. Seront également présentées les différences pour l'espèce printanière nanoplanctonique *Rhodomonas minuta*.

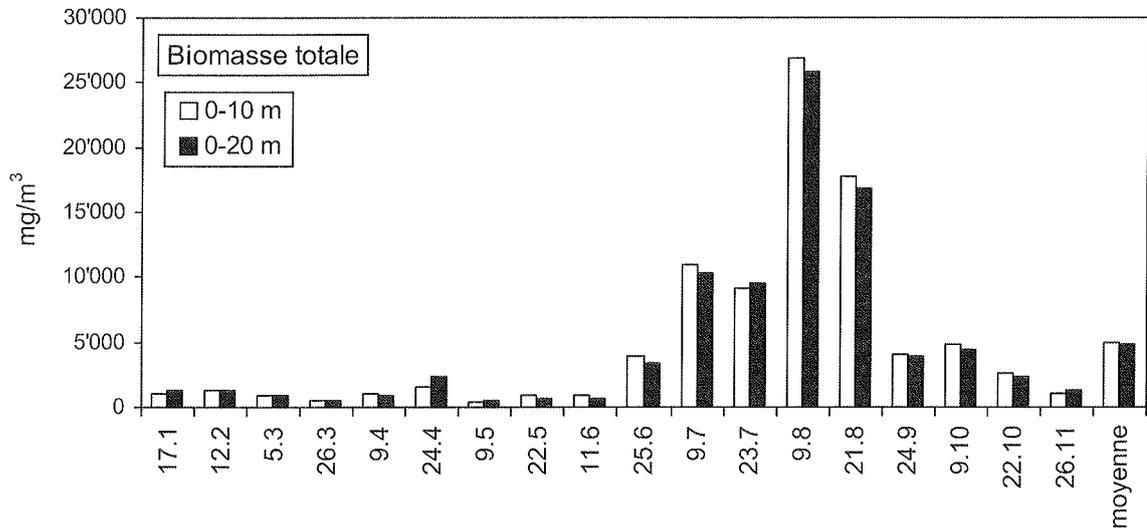


Figure 8 : Evolution des biomasses totales et biomasse moyenne annuelle du phytoplancton dans les couches 0-10 m et 0-20 m en 2001 (SHL2)

Les valeurs de biomasses observées tout au long de l'année 2001 sont assez semblables dans les deux couches échantillonnées, mais en général un peu plus élevées dans la couche 0-10m. Toutefois, des valeurs supérieures ont été enregistrées dans la couche 0-20 m aux dates suivantes: le 17 janvier (+ 20 %), le 26 mars (+ 15 %), le 24 avril (+ 50 %), le 9 mai (+ 7 %) et le 26 novembre (+ 35 %).

Une détermination de la précision de la méthode de dénombrement utilisée permettrait de dire si ces différences sont significatives ou non. On peut supposer que c'est le cas pour le 24 avril avec une différence de 50 % et peut-être pour le 26 novembre avec 35 %.

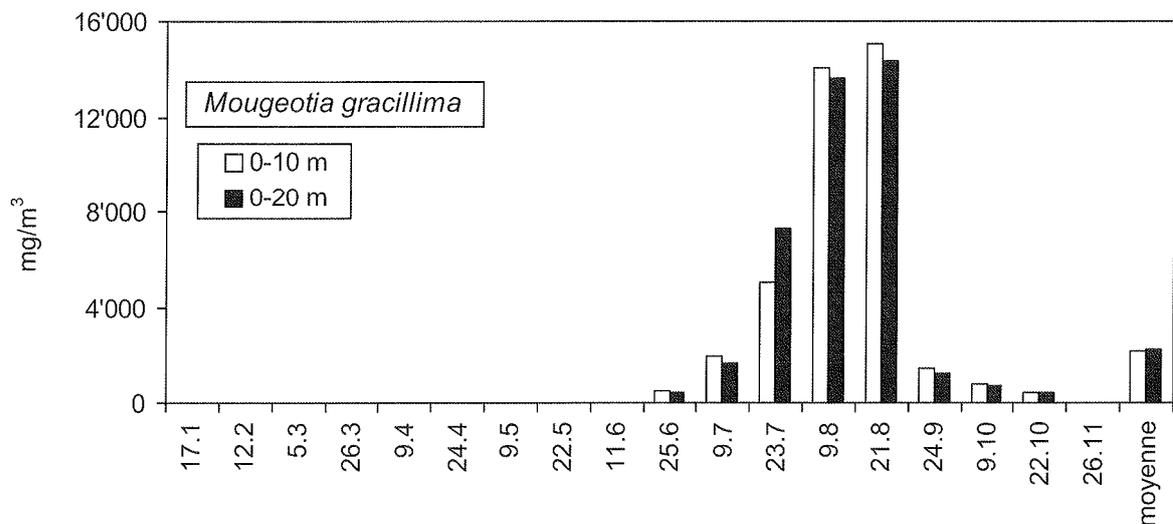


Figure 9 : Evolution des biomasses et moyenne annuelle de *Mougeotia gracillima* dans les couches 0-10 m et 0-20 m en 2001 (SHL2)

Nous pouvons relever une biomasse plus élevée dans la couche 0-20 m le 23 juillet (+ 45 %). Les autres valeurs pour *Mougeotia gracillima* ne sont pas significativement différentes dans les deux strates.

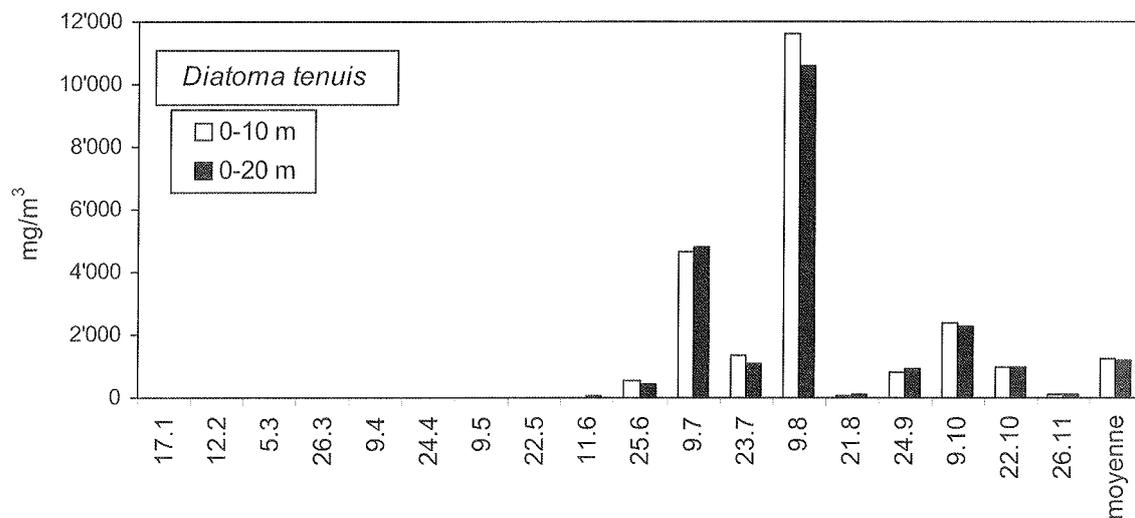


Figure 10 : Evolution des biomasses et moyenne annuelle de *Diatoma tenuis* dans les couches 0-10 m et 0-20 m en 2001 (SHL2)

Pour *Diatoma tenuis*, les différences sont moins importantes que pour *Mougeotia gracillima*. A la fin du mois d'août, on enregistre 30 % de plus en profondeur. Les autres valeurs demeurent semblables tout au long de l'année.

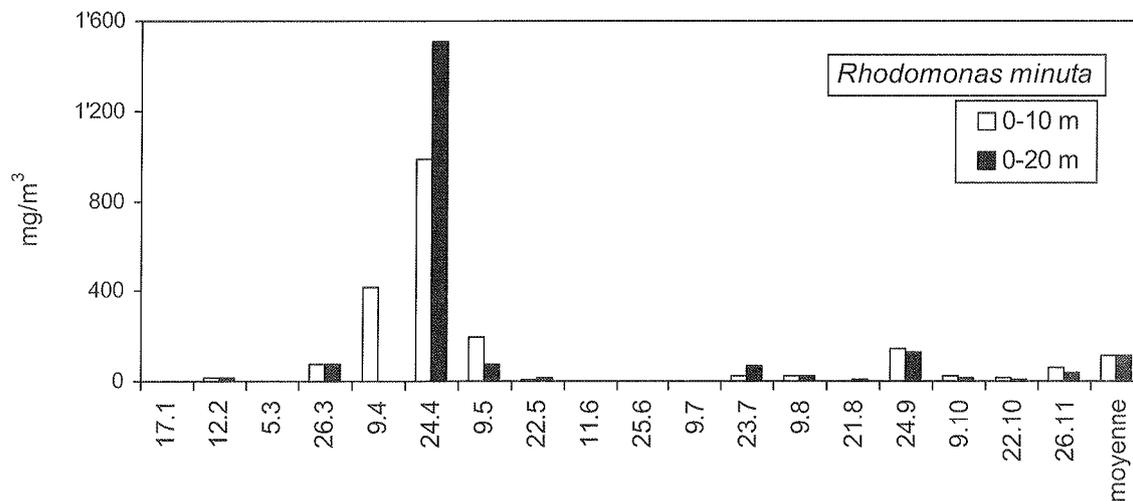


Figure 11 : Evolution des biomasses et moyenne annuelle de *Rhodomonas minuta* dans les couches 0-10 m et 0-20 m en 2001 (SHL2)

Le 24 avril, *Rhodomonas minuta* s'est développée nettement plus en profondeur. Nous avons observé une biomasse supérieure de 54 % à celle obtenue dans la couche 0-10 m, ce qui est probablement une différence significative.

En observant les profils 0-30 m pour la répartition de la biomasse phytoplanctonique (exprimée en $\text{mg chl}a/\text{m}^3$) et de la production primaire (exprimée en $\text{mg C}/\text{m}^2$) (LEBOULANGER 2002), on peut faire un parallèle avec la distribution des espèces phytoplanctoniques. En effet, les pics de chlorophylle a observés en juillet et en août s'enfoncent à près de 20 m et semblent donc correspondre aux fortes biomasses enregistrées chez *Mougeotia gracillima* et *Diatoma tenuis*.

A la fin du mois d'avril, la production primaire atteint de très fortes valeurs et coïncide avec les fortes biomasses obtenues par *Rhodomonas minuta*. Nous pouvons supposer que la plus grande biomasse de cette chrysophycée en profondeur est le résultat d'une prédation zooplanctonique qui s'exercerait davantage en surface.

Les concentrations en phosphore dissous PO_4^{3-} ($\mu\text{gP}/\text{l}$) enregistrées en 2001 (LAZZAROTTO et al., 2002), donnent également des indications qui peuvent nous aider à comprendre les grandes tendances de la distribution des espèces de phytoplancton dans la colonne d'eau. En janvier et février, les concentrations se situent uniformément autour de $17 \mu\text{gP}/\text{l}$. En mars, les valeurs augmentent et seront les plus élevées de l'année; (entre environ 18 et $25 \mu\text{gP}/\text{l}$ de 10 à 20 m), les concentrations les plus fortes se trouvant vers la surface. On observe une diminution de ces concentrations à partir de la fin du mois de mars, et principalement en surface : cette période correspond à une consommation intensive en éléments nutritifs inorganiques par les producteurs primaires printaniers. Suite à cette consommation, vers la fin du mois d'avril, on voit une baisse des concentrations en phosphore dissous dans toute la colonne d'eau. Une remontée des valeurs, due à la remise en circulation des éléments nutritifs (mort et décomposition du plancton, apport provenant des couches plus profondes, etc.) a lieu à la fin mai. Avec la production phytoplanctonique estivale, les concentrations se maintiennent assez basses entre la surface et 20 m jusqu'à l'automne. Enfin, elles remontent à fin octobre grâce à une seconde remise en circulation des éléments nutritifs.

La comparaison des prélèvements effectués dans les strates 0-10 m et 0-20 m montrent que les différentes biomasses sont sensiblement identiques dans chaque strate.

3.5. Le Petit Lac (station GE3)

Nous avons présenté les "variations saisonnières de la biomasse totale du phytoplancton et de la biomasse du nanoplancton" pour la station GE3 (figure 3). On peut y voir une courbe semblable à celle présentée à la figure 1 (SHL2). En effet, dans l'ensemble, les résultats enregistrés pour l'année 2001 entre ces deux stations n'ont pas présenté de différences significatives, tant au niveau qualitatif que quantitatif. Pour avoir plus de renseignements sur le Petit lac, on peut se référer au rapport de REVACLIER (2001) "Le phytoplancton du Petit Lac" (évolution de 1996 à 2000).

4. CONCLUSIONS

L'année 2001 a été marquée par la prolifération importante de *Mougeotia gracillima*, espèce typiquement filamenteuse et, une diatomée capable de former de longues chaînes de cellules. Cette prolifération s'est maintenue à des valeurs très élevées et la biomasse totale du 9 juillet au 21 août a atteint des valeurs comprises entre $10'000$ et $26'000 \text{ mg}/\text{m}^3$.

Une interprétation de ce phénomène d'accumulation de biomasse a été donnée par ANNEVILLE et al. (2001) dans le cadre du modèle conceptuel élaboré dans le travail cité. Le réchauffement précoce des températures remarqué depuis quelques années a perturbé la succession saisonnière habituelle du phytoplancton. Avec des conséquences en chaîne clairement décrites dans le modèle cité plus haut; cela a entraîné la précocité de la prolifération de ces deux algues. Il s'agit en effet d'espèces de type automnal qui sont apparues au cœur de l'été. Ces deux taxons, capables de se développer sous de faibles intensités lumineuses, arrivent à trouver des conditions favorables en nutriments (phosphore) et en lumière en profondeur. A ces niveaux, ces algues subissent peu de compétition par d'autres espèces algales et, étant de grande taille, sont très peu broutées par le zooplancton; de ce fait elles tendent à s'accumuler dans la zone qu'elles colonisent, surtout en période de stabilité du plan d'eau due à la faiblesse des périodes venteuses. (QUETIN et COLON, 2002)

En 2000, ce phénomène d'une durée plus courte qu'en 2001, s'était produit avec *Dinobryon sociale* var *americanum*, algue également décrite dans le modèle conceptuel. Cette espèce mixotrophe (capable d'exploiter des apports en carbone organique et inorganique), est adaptée aux conditions environnementales rencontrées actuellement en été dans le Léman. Cependant, de par sa morphologie, elle n'a pas la capacité de former des filaments et l'impact de son accumulation avait donc été de moindre importance.

Ce mode de développement du phytoplancton conduit à un paradoxe auquel on assiste depuis 1990, c'est-à-dire d'une part une évolution physico-chimique à tendance méso-oligotrophe avec une diminution du phosphore disponible, et d'autre part, une augmentation de la production algale qui signe un état eutrophe pour le Léman.

Il faudra probablement atteindre des concentrations encore plus basses en phosphore dissous, pour que cet élément devienne vraiment "limitant" et voir ainsi la biomasse phytoplanctonique présenter une courbe descendante, particulièrement en été.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O., ANGELI, N., GINOT, V. et PELLETIER, J.-P. (2001) : Ambiguïté sur l'état trophique du Léman: vers un indice fondé sur les associations d'espèces. In : Etat de santé des écosystèmes aquatiques.- De nouveaux indicateurs biologiques, CEMAGREF (ed), France, 153-175.
- ANNEVILLE, O., ANGELI, N., GINOT, V. (2001) : Evolution de l'état de santé du Léman par l'analyse des séries chronologique du phytoplancton. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 161-189.
- BALVAY, G. (2002) : Aperçu sur le zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001.
- DRUART, J.-C., REVACLIER, R., CAUZZI, N. et LAVIGNE, S. (2001) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 81-90.
- LAZZAROTTO, J., RAPIN, F. et CORVI, C. (2002) : Evolution physico-chimique et recherche de métaux et de quelques micropolluants dans les eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001.
- LEBOULANGER, C. (2002) : Dynamique de la production phytoplanctonique et de la biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001.
- QUETIN, P. et COLON, M. (2002) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001.
- REVACLIER, R. (2001) : Le phytoplancton du Petit Lac. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 90-108.

Tableau 5 - Biomasse relative des espèces les plus abondantes (Léman SHL 2, 1996 à 2001)

	1996	1997	1998	1999	2000	2001
CYANOBACTÉRIES						
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	1.1*	0.3	0.1	0.01	0.8	3.6*
<i>Planktothrix rubescens</i>	2.7*	6.6**	0.5	1.0*	0.0	1.7*
<i>Oscillatoria limnetica</i>	1.2*	0.2	0.1	1.7*	0,2	0.7
<i>Pseudanabaena galeata</i>				2.9*	0,3	0.7
DINOPHYCÉES						
<i>Gymnodinium helveticum</i>	1.0*	1.0*	0.3	1.0*	0.9	0.3
<i>Peridinium willei</i>	0.5	2.2*	0.6	2.2*	0.0	0.3
<i>Ceratium hirundinella</i>	2.0*	10.1**	19.5**	16.2**	6.9**	5.7*
CRYPTOPHYCÉES						
<i>Cryptomonas</i> spp	5.4*	2.3*	3.0*	6.5**	2.1*	0.7
<i>Rhodomonas minuta</i>	2.9*	2.7*	1.9*	3.4*	4.4*	2.2*
<i>Rhodomonas minuta</i> var. <i>nannoplanctica</i>	2.6*	2.2*	1.1*	1.4*	1.1*	0.3
CHRYSOPHYCÉES						
<i>Dinobryon sociale</i>	1.8*	5.4*	4.9*	1.2*	45.5**	2.0*
<i>Dinobryon divergens</i>		3.1	3.1*	0.7	0.9	2.2*
DIATOMÉES						
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	0.6	0.2	0.3	1.7*	0.3	0.3
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	1.0	1.7*	0.0	2.2*	1.5*	0.0
<i>Diatoma elongatum</i>	19.1**	13.8**	9.1**	26.2**	1.5*	25.1**
<i>Fragilaria crotonensis</i>	3.9*	1.2*	1.9*	7.8**	7.3**	0.3
<i>Asterionella formosa</i>	1.1*	3.2*	3.4*	1.8*	1.2*	0.2
<i>Synedra acus</i> var. <i>angustissima</i>	1.2*	0.1	0.9	1.1*	0.3	0.2
<i>Cyclotella radiosa</i>	0.4	0.9	1.2*	0.0	0.0	0.1
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	0.2	0.0	0.4	2.0*	0.9	0.7
<i>Tabellaria flocculosa</i>		0.5	0.6	0.5	15.3**	4.1*
CHLOROPHYCÉES						
<i>Chlamydomonas</i> sp	0.4	0.9	1.7*	1.4*	0.0	0.2
XANTHOPHYCÉES						
<i>Tribonema ambiguum</i>	1.0*	25.1**	6.9**	0.1	0.0	0.0
<i>Tribonema</i> cf <i>taetianema</i>					0.0	0.9
CONJUGUÉES						
<i>Mougeotia gracillima</i>	37.9**	10.3**	24.4**	1.9*	0.2	44.0*
<i>Staurastrum cingulum</i>	1.3*	0.5	5.1*	1.4*	1.0*	0.2

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

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

ANNEXE 2

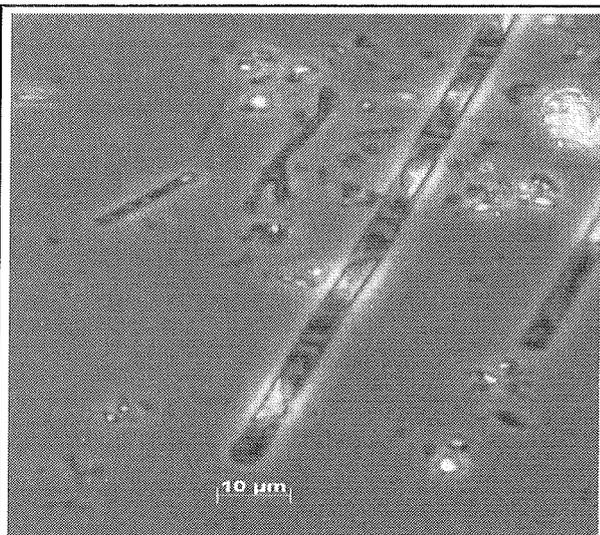


Photo 1 : *Tribonema cf taetianema*

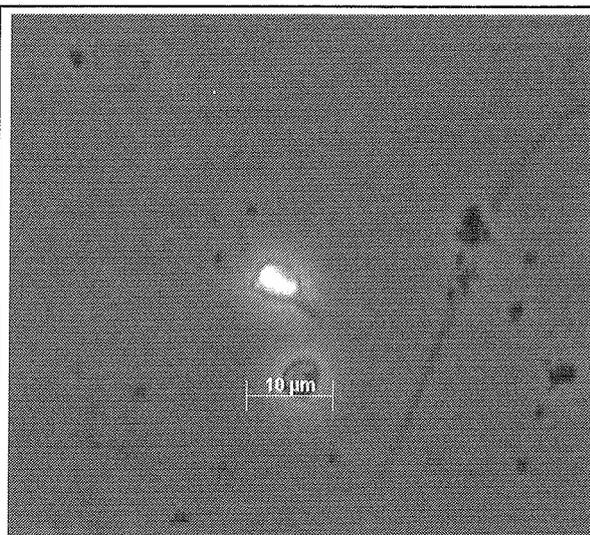


Photo 2 : *Uroglena soniaca* (cellule isolée)

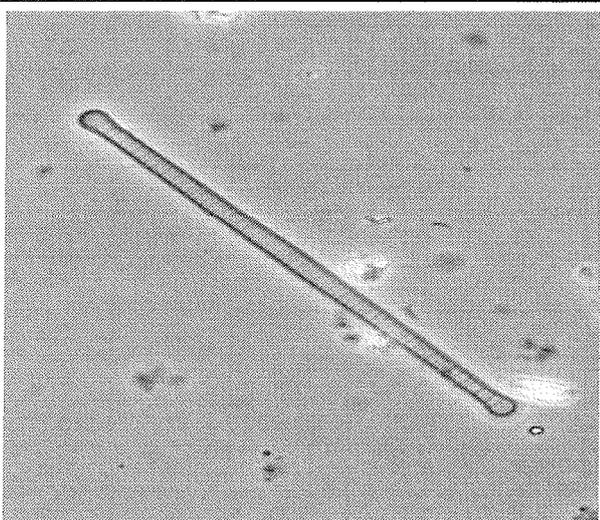


Photo 3 : Cellule solitaire de *Diatoma tenuis*

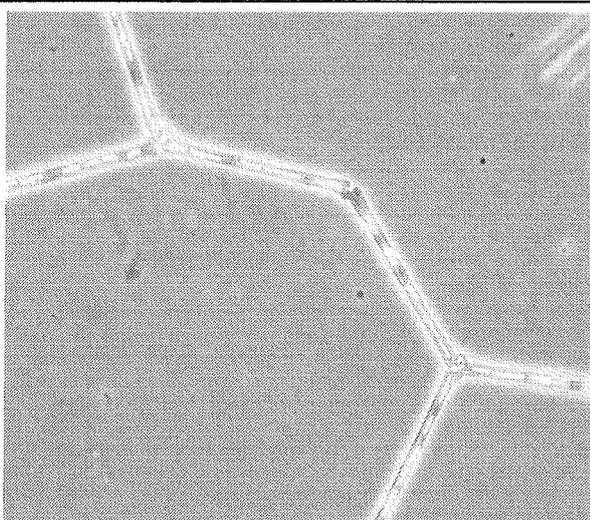


Photo 4 : Disposition en filament de *Diatoma tenuis*

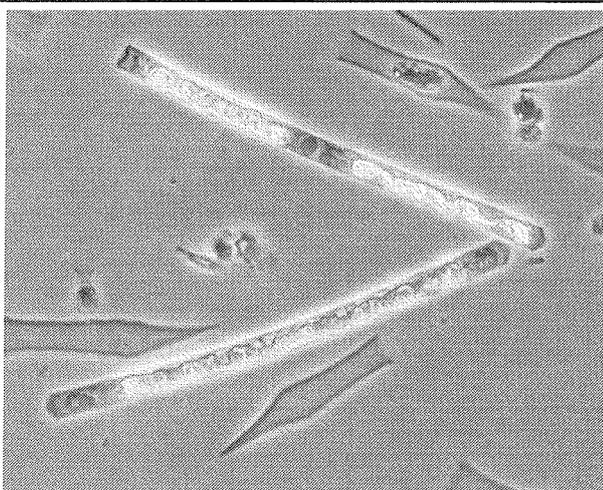


Photo 5 : Cellules solitaires de *Mougeotia gracillima*

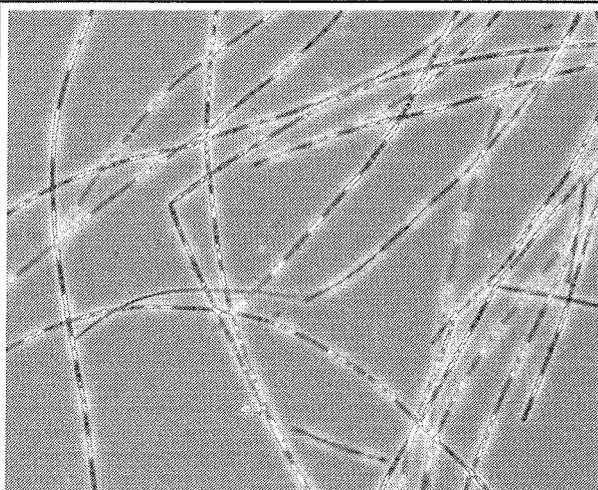


Photo 6 : Filaments formés par plusieurs *Mougeotia gracillima*

BREF APERÇU SUR LE ZOOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 2001

PAR

Gérard BALVAY

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

RÉSUMÉ

L'étude du zooplancton a été fortement perturbée, de façon nettement plus importante qu'en 1998 et 2000, par un développement exubérant du phytoplancton. Ceci n'a pas permis une estimation des valeurs moyennes annuelles pour les microcrustacés en particulier, ni de poursuivre l'étude de la relation phosphore total/biovolume zooplanctonique sédimenté et des variations saisonnières des différents groupes zooplanctoniques. Cependant les prélèvements effectués durant le premier semestre 2002 montrent une nette régression d'abondance du phytoplancton durant cette période.

1. INTRODUCTION

Le zooplancton (microcrustacés et rotifères) joue un rôle fondamental dans le fonctionnement du réseau trophique lacustre, par la prédation exercée sur le phytoplancton, surtout lorsque celui-ci est facilement ingérable et comme source de nourriture pour les poissons.

L'étude du compartiment zooplanctonique du Léman à la station SHL 2 a été effectuée selon les mêmes procédures que les années précédentes.

2. MÉTHODOLOGIE

Le zooplancton est recueilli avec deux filets jumelés à vide de maille de 0.064 mm (rotifères) ou de 0.200 mm (microcrustacés) lors de traits verticaux effectués depuis 50 mètres de profondeur jusqu'en surface.

Chaque échantillon de zooplancton, fixé au formol à 5 %, est mis à décanter durant 24 heures dans des entonnoirs cylindro-coniques gradués, à l'abri des vibrations, afin de mesurer le biovolume sédimenté. En règle générale, le volume du phytoplancton déposé au-dessus du zooplancton n'est pas pris en compte. Mais en 2001, l'abondance du phytoplancton recueilli dans le filet à vide de maille de 200 µm a été telle qu'il a été impossible de déterminer le volume du zooplancton, les animaux étant fortement englués au sein d'une masse énorme et compacte d'algues. C'est pourquoi seuls six prélèvements de zooplancton ont été susceptibles d'être examinés dans des conditions relativement acceptables. Le reste des échantillons n'a pas pu être étudié pour l'instant, étant soumis à une forte incertitude. En effet, le colmatage du filet modifie les caractéristiques de filtration des filets, entraîne une fuite plus ou moins importante des organismes et leur dénombrement est rendu très difficile au sein des amas végétaux..

Les microcrustacés sont identifiés et décomptés en fonction de leurs stades de développement au microscope standard sur lame de comptage à partir d'un sous-échantillon. En raison de leur grande taille et de leur faible abondance par rapport aux autres crustacés planctoniques, les cladocères prédateurs (*Bythotrephes*, *Leptodora*) sont dénombrés dans l'intégralité du prélèvement du zooplancton.

3. BIOVOLUME SÉDIMENTÉ

3.1 Variations saisonnières

Le cycle d'abondance du zooplancton, exprimé à partir des biovolumes sédimentés, ne peut être que partiel en raison de l'importance de la biomasse algale récoltée dans le filet à zooplancton (figure 1).

La seule remarque que l'on puisse faire concerne le biovolume sédimenté au printemps : le développement du zooplancton a été plus précoce en 2001 qu'en 2000 (114 ml/m² le 09.04.2001 au lieu de 80 ml/m² le 10.04.2000) et le maximum printanier est moins intense que l'année précédente (187 ml/m² le 11.06.2001 au lieu de 286 ml/m² le 13.06.2000).

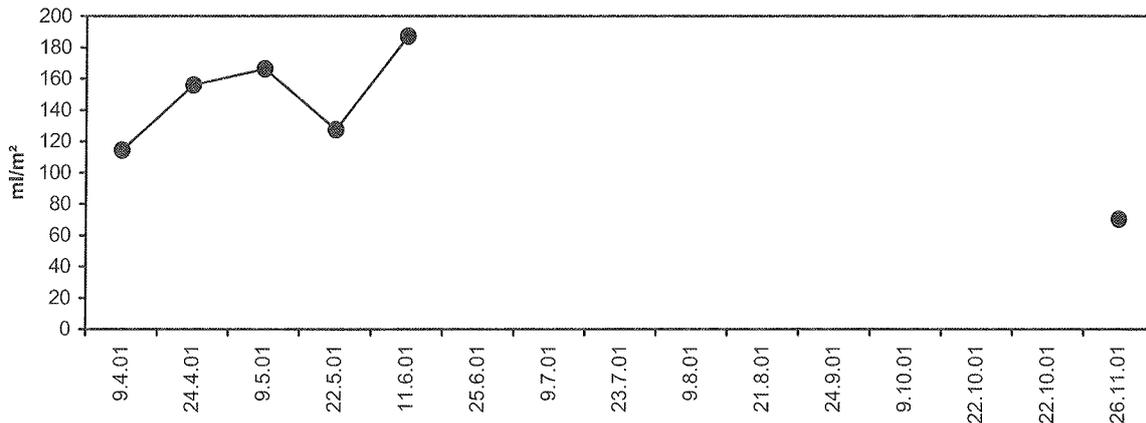


Figure 1 : Evolution partielle du biovolume zooplanctonique sédimenté (Léman, SHL 2, année incomplète)

3.2 Evolution à long terme

Le maximum absolu du biovolume sédimenté a été observé en 1981 lorsque le Léman était à la fin de sa phase d'état trophique maximum. A partir de 1982, une tendance globale à la diminution est apparue, interrompue de temps à autre par des phases d'accroissement passager de ce biovolume. En 1997, le biovolume sédimenté moyen est de 115 ml/m², en diminution par rapport à celui de 1996 (137 ml/m²) ; il passe à 132 ml/m² en 1998 et revient à 118 ml/m² en 1999. En 2000, le biovolume approché (calculé en l'absence des valeurs de novembre et décembre) est proche de 139 ml/m², surestimé en l'absence des faibles valeurs de fin de l'année. La forte abondance des algues phytoplanctoniques ne permet pas de calculer le biovolume moyen annuel en 2001 ; il est donc impossible de voir l'évolution actuelle de ce paramètre par rapport aux années précédentes.

3.3 Relation phosphore total - zooplancton

Il est de même impossible de comparer cette année encore l'abondance du biovolume sédimenté du zooplancton aux variations inter-annuelles de la teneur moyenne annuelle des eaux en phosphore total (mgP/m³). Rappelons toutefois que les variations simultanées de ces deux paramètres ont montré un parallélisme important jusqu'en 1999 ($r = 0.76$; $N = 39$) (BALVAY, 2000).

4. COMPOSITION DE LA BIOCÉNOSE ROTATORIENNE

L'inventaire de la biocénose rotatorienne n'est que très incomplet cette année, toujours pour les mêmes raisons. Seuls 18 taxons dont 16 planctoniques ont été observés jusqu'à présent (tableau 1).

5. ÉTAT DU LÉMAN DÉTERMINÉ PAR LES ROTIFÈRES

En raison de la connaissance très incomplète de la biocénose rotatorienne, il est impossible de déterminer l'état actuel du Léman comme cela était proposé les années précédentes.

Tableau 1 - Liste partielle des Rotifères rencontrées dans le Léman en 2001

ROTIFÈRES	
<p>Brachionidae</p> <p><i>Keratella cochlearis</i> [Eury]</p> <p><i>K. coch.</i> var. <i>hispida</i> [ME]</p> <p><i>Keratella quadrata</i> [ME]</p> <p><i>Keratella tecta</i> [E]</p> <p><i>Notholca caudata</i> [O]</p> <p><i>Kellicottia longispina</i> [OM]</p> <p>Euchlanidae</p> <p><i>Euchlanis dilatata</i> * [?]</p> <p>Lecanidae</p> <p><i>Lecane luna</i> * [?]</p> <p>Trichocercidae</p> <p><i>Trichocerca porcellus</i> [ME]</p> <p>Gastropodidae</p> <p><i>Gastropus stylifer</i> [OM]</p> <p><i>Ascomorpha ovalis</i> [OM]</p> <p>Synchaetidae</p> <p><i>Synchaeta oblonga</i> [OM]</p> <p><i>Synchaeta pectinata</i> [E]</p>	<p>Synchaetidae (suite)</p> <p><i>Polyarthra dolichoptera</i> [OM]</p> <p><i>Polyarthra vulgaris</i> [OM]</p> <p><i>Ploesoma truncatum</i> [OM]</p> <p>Asplanchnidae</p> <p><i>Asplanchna priodonta</i> [Eury]</p> <p>Conochilidae</p> <p><i>Conochilus unicornis</i> [OM]</p> <hr/> <p>* espèce vue uniquement en zone littorale</p> <p>Abréviations :</p> <p>E : eutrophe</p> <p>Eury : eurytope</p> <p>ME : méso-eutrophe</p> <p>O : oligotrophe</p> <p>OM : oligo-mésotrophe</p> <p>? : statut indéterminé</p>

Tableau 2 - Liste partielle des espèces rencontrées dans le Léman en 2001

BRANCHIOPODES	
<p>Daphniidae</p> <p><i>Daphnia galeata</i></p> <p><i>Daphnia hyalina</i></p> <p><i>D. hyalina</i> var. <i>pellucida</i></p> <p><i>D. hybridus</i></p> <p><i>Daphnia longispina</i></p> <p>Bosminidae</p> <p><i>Bosmina longirostris</i></p> <p><i>Eubosmina longispina</i></p> <p><i>Eubosmina mixta</i></p> <p>Chydoridae</p> <p><i>Acroperus harpae</i> *</p> <p><i>Acroperus elongatus</i> *</p> <p><i>Chydorus sphaericus</i> *</p> <p><i>Eurycercus lamellatus</i> *</p> <p><i>Leydigia quadrangularis</i> *</p> <p>Polyphemidae</p> <p><i>Bythotrephes longimanus</i></p> <p><i>Polyphemus pediculus</i> *</p>	<p>Leptodoridae</p> <p><i>Leptodora kindtii</i></p> <p>CYCLOPOÏDES</p> <p><i>Acanthocyclops robustus</i></p> <p><i>Cyclops prealpinus</i></p> <p><i>Cyclops vicinus</i></p> <p>CALANOÏDES</p> <p><i>Eudiaptomus gracilis</i></p> <p>MOLLUSQUES</p> <p><i>Dreissena polymorpha</i></p> <hr/> <p>* espèce uniquement en zone littorale</p>

6. COMPOSITION DE LA BIOCÉNOSE CRUSTACÉENNE

Nous ne pouvons présenter ici qu'une liste des espèces observées dans les rares prélèvements que nous avons pu exploiter (tableau 2).

7. CONCLUSIONS

L'année 2001 a été catastrophique en ce qui concerne l'étude du zooplancton, en raison du développement intensif du phytoplancton ayant rendu la grande majorité des prélèvements actuellement inexploitable. La très nette régression du phytoplancton durant le premier semestre 2002 montre que les échantillons de zooplancton seront exploitables durant cette période.

BIBLIOGRAPHIE

BALVAY, G., (2000) : Evolution du zooplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 79-90.

LE BACTÉRIOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 2001

PAR

Sylvie VIBOUD et Dominique FONTVIEILLE

UMR/CARTEL¹, UNIVERSITÉ DE SAVOIE - INRA, FR - 73376 LE BOURGET-DU-LAC Cedex

RÉSUMÉ

La campagne 2001 est caractérisée par une relation assez étroite entre la production bactérienne et la production primaire phytoplanctonique. La concentration totale des bactéries hétérotrophes, celle des bactéries actives et la production bactérienne passent par plusieurs pics en correspondance avec de fortes valeurs de la production primaire phytoplanctonique ou avec des phases de dégénérescence du phytoplancton.

Paradoxalement, alors que la concentration en nutriments organiques (COD et CODB) s'est fortement accrue par rapport à l'année précédente, tous les descripteurs des populations microbiennes sont en diminution. C'est le cas en particulier de la production bactérienne dont les valeurs sont maintenant inférieures à celles des années 1986 et 1987 et inférieures à celle enregistrées dans le lac d'Annecy, considéré comme oligo-mésotrophe.

Le rapport de la production bactérienne à la production primaire est en forte diminution par rapport aux années précédentes (de l'ordre de 4.6 % contre 40 % en 2000 et 27 % en 1999).

1. INTRODUCTION

Considéré du point de vue biologique, le fonctionnement du lac est basé sur deux grands types de composés, les nutriments minéraux et les nutriments organiques. Le rôle de la composante bactérienne des biocénoses est de rendre accessible aux étages trophiques supérieurs (protistes et zooplancton) l'énergie et les éléments contenus dans les nutriments organiques, qu'ils soient d'origine allochtone ou autochtone. Certaines bactéries font cependant exception, leur production de biomasse étant basée sur l'incorporation de carbone minéral (cas des picocyanobactéries et des cyanobactéries).

Cette chaîne trophique basée sur les nutriments organiques est appelée "boucle microbienne". Elle est tout à la fois parallèle et complémentaire à la chaîne trophique basée sur les nutriments minéraux et le phytoplancton (dite "chaîne classique"). Le rapprochement des descripteurs de la boucle microbienne (concentration des nutriments organiques, activité et biomasse bactérienne) avec ceux de la chaîne classique (production primaire et biomasse phytoplanctonique) est l'un des éléments d'appréciation de l'évolution des stratégies de production de l'ensemble des biocénoses pélagiques et donc, indirectement, des ressources trophiques sur lesquelles est basé le fonctionnement biologique du lac.

2. MÉTHODES

Les prélèvements sont effectués simultanément à ceux destinés aux analyses chimiques (18 profondeurs, 17 campagnes en 2001). Quatre mélanges sont effectués en tenant compte de l'importance relative des différentes strates dans le volume total du Grand Lac : 0 à 5 m (épilimnion), 5 à 20 m (métalimnion supérieur), 20 à 50 m (métalimnion inférieur) et 50 à 309 m (hypolimnion).

Le dénombrement des bactéries est effectué sur un sous-échantillon immédiatement fixé au formol (concentration finale 5 %) et ultérieurement filtré puis coloré par un fluorochrome, le DAPI (méthode de PORTER et FEIG, 1980). Les comptages ne prennent pas en compte les classes de volumes bactériens. Il n'est donc pas fait d'estimation de la biomasse totale du bactérioplancton.

¹ CARTEL : Centre Alpin de Recherche sur les Réseaux Trophiques des Ecosystèmes Limniques

La production bactérienne est mesurée par la méthode de l'incorporation de la thymidine tritiée dans les acides nucléiques des bactéries (FUHRMAN et AZAM, 1982). Le facteur de conversion utilisé est de $3,86 \times 10^{18}$ cellules par mole de thymidine incorporée. Le choix de cette valeur a été dicté par le souci de placer les résultats dans la continuité de ceux acquis par DUFOUR et al. de 1986 à 1990.

La concentration en bactéries métaboliquement actives (BMA) est calculée à partir de dénombrements au microscope en épifluorescence après incubation des cellules en présence de chlorure de 5'cyano 2,3 di-4 tolyl tetrazolium ou CTC (méthode de RODRIGUEZ et al., 1992). Le CTC est un accepteur d'électrons qui entre en compétition avec les accepteurs naturels de la voie finale commune. Le CTC réduit (CTC-formazan) émet une fluorescence rouge sous l'effet de la source UV d'un microscope. Le rapport des concentrations des bactéries "CTC-actives" à celui des bactéries dénombrées après coloration au DAPI est une indication du pourcentage de bactéries actives.

Deux mesures sont réalisées sur le plan des nutriments organiques en tant que substrats potentiels pour le métabolisme bactérien, celle du carbone organique dissous (COD, oxydation par l'association persulfate de sodium-UV et détection infrarouge) et celle du carbone organique dissous biodégradable (CODB, méthode de SERVAIS et al., 1987). Le carbone organique dissous réfractaire (CODR) est calculé par différence entre le COD et le CODB.

Pour aider à l'interprétation, les campagnes sont groupées en "saisons" dont les limites sont définies sur la base de la stratification thermique, de la situation de la phase des eaux claires et de l'abondance du phytoplancton :

- p = printemps (campagnes du 26/03/2001 au 24/04/2001),
- ec = eaux claires (campagnes du 09/05/2001 et du 11/06/2001),
- e = été (campagnes du 25/06/2001 au 21/08/2001),
- a = automne (campagnes du 24/09/2001 au 26/11/2001),
- h = hiver (campagnes du 17/01/2001 au 05/03/2001).

3. RÉSULTATS

3.1 Evolution saisonnière des descripteurs

3.1.1 Le carbone organique dissous

- **Strates supérieures (0-20 m)**

La concentration en carbone organique dissous (COD) des strates supérieures du lac a varié de 1.02 à 8.5 ppm au cours de l'année 2001 (figure 1A). Les minima sont observés au cours des mois de mars et d'avril, cette dernière période (24/04/2001) correspondant pourtant au moment où la production primaire phytoplanctonique atteint la moitié de la valeur maximale enregistrée le 25 juin 2001 (LEBOULANGER, 2002). Les pics les plus élevés de COD se situent durant les campagnes du mois de juin (25/06/2001) et du mois d'août (21/08/2001). Le premier (25/06/2001) correspond à un pic de la production phytoplanctonique. Le second n'est pas aussi clairement en relation avec la production primaire, ni avec la biomasse phytoplanctonique (estimée à travers la concentration en chlorophylle). La figure 2A montre que la moyenne et la variabilité de la concentration en COD sont plus élevées lors de la période des eaux claires et en été (CV respectifs de 64 % et 45 %). En automne, la concentration de COD est relativement basse (2 ppm environ) malgré un petit pic de production primaire enregistré lors de la campagne du 9 octobre 2001.

Dans les strates supérieures du lac, la part biodégradable du carbone organique dissous (CODB) représente de 5.7 à 90 % du carbone organique dissous total (figure 1B). Les valeurs les plus grandes sont associées aux périodes pendant lesquelles la production primaire est la plus forte même si, dans le détail des dates, il n'apparaît généralement pas de correspondance entre les pics des descripteurs (la campagne du 25 juin 2001 fait exception de ce point de vue). La figure 2B montre que le pourcentage de CODB est plus élevé en été, avec des valeurs moyennes de 57 % et une forte variabilité dans la strate 5-20m.

- **Strates inférieures (20-309 m)**

La concentration de COD varie au cours de l'année de 1.02 à 4.38 ppm (figure 1A). Les variations saisonnières sont moins importantes que dans les strates supérieures (figure 2A) et plus marquées près du fond en été.

La part biodégradable du carbone organique dissous (CODB) varie de 5.4 à 71.4 % (figure 1B). La valeur maximale est observée en période estivale. La variabilité la plus importante du pourcentage de CODB est observée au printemps dans la strate 20-50m et en hiver dans la strate 50-309 m (Figure 2B).

3.1.2 Les bactéries hétérotrophes totales et métaboliquement actives

- **Ensemble de la colonne d'eau**

La stratification des bactéries hétérotrophes est marquée à partir du mois d'avril et reste bien établie jusqu'à la dernière campagne d'octobre (figure 7). La figure 4A montre que leur variabilité est nettement et symétriquement plus élevée dans les strates supérieures de la colonne d'eau que dans les strates inférieures.

- **Strates supérieures (0-20 m)**

Dans les strates supérieures du lac, la concentration des bactéries hétérotrophes varie de 8.2×10^5 à 5.6×10^6 bact/ml (figure 3A). Les valeurs les plus fortes se distribuent selon trois périodes, l'hiver, la fin du printemps et l'automne. Certains pics s'établissent en correspondance avec ceux de la production primaire phytoplanctonique (25 juin et 9 octobre 2001; LÉBOULANGER, 2002). Le nombre de bactéries reste élevé pendant la phase des eaux claires, alors que la pression de prédation est sans doute assez forte. Elle serait donc compensée par une forte production bactérienne (figure 6B) probablement basée sur les produits de la lyse de nombreuses cellules phytoplanctoniques. Dans la strate 0-5 m, la variabilité des concentrations est importante quelle que soit la période (figure 4A), à l'exception de la phase des eaux claires. La concentration des bactéries n'est pas significativement différente dans la strate 5-20 m. Sa variabilité est cependant bien moins grande en été et en automne.

L'amplitude des variations de la concentration des bactéries hétérotrophes métaboliquement actives (bactéries CTC-actives) a été particulièrement importante, dans les strates supérieures du lac, au cours de l'année 2001 (de 67 à 1.04×10^5 bact/ml, figure 3B). Les valeurs maximales ont été enregistrées lors des campagnes du 23 juillet et du 24 septembre 2001. Les variations ne sont généralement pas directement associées à celles de l'activité phytoplanctonique ou de la production bactérienne. Globalement, par contre, l'augmentation du nombre de bactéries actives s'accompagne d'une augmentation de leur pourcentage vis-à-vis des bactéries totales (figure 5A) mais dans une mesure bien moins grande (de 0 à 6 % pour les strates supérieures). La population des bactéries actives correspond donc plus à la production de nouvelles cellules qu'à une activation de cellules pré-existantes. La figure 4B montre que la moyenne et la variabilité des concentrations de bactéries actives sont plus élevées dans les strates supérieures (0-5m et 5-20m) que dans les strates inférieures (à l'exception de la période des eaux claires). Bien que les différences ne soient pas significatives, les valeurs sont en moyenne plus élevées et moins variables dans la strate 5-20m (strate qui inclut le métalimnion) que dans la strate 0-5m (figure 6A). Cette observation est probablement à mettre en relation avec le fait que les apports en nutriments sont plus importants et plus réguliers dans la strate 5-20m.

- **Strates inférieures (20-309 m)**

La concentration totale des bactéries hétérotrophes dans les strates inférieures du lac varie de 2.5×10^5 à 3.2×10^6 bact/ml (figure 3A). Les valeurs sont plus élevées dans la strate 20-50m que dans la strate 50-309m (la campagne du 25 juin 2001 fait exception). Les variations saisonnières sont plus importantes en 2001 que lors des campagnes de l'année précédente (figure 4A). Elles sont également plus importantes que dans les strates supérieures du lac. Le facteur multiplicatif entre la valeur minimale (celle de l'été) et la valeur maximale (celle de la phase des eaux claires) est ainsi de 4.7 et 3.5 respectivement dans la strate 20-50m et dans la strate 50-309m. Les valeurs de ce facteur sont seulement de 1.5 et de 2.0, respectivement, dans les strates 0-5m et 5-20m. Ce résultat est à mettre en relation, là encore, avec la régularité et l'importance des apports en nutriments organiques.

La concentration des bactéries actives dans les strates inférieures du lac varie de 9.4×10^2 à 7.2×10^4 bact/ml (figure 3B). Les valeurs les plus élevées sont observées principalement en automne (campagne du 22 octobre 2001), durant la période estivale et, plus ponctuellement, au printemps. La figure 4B montre que les variations des moyennes saisonnières sont peu marquées (moins marquées d'ailleurs dans la strate 20-50m que dans la strate 50-309m) et que leur dispersion est plus grande en automne que durant les autres saisons. Au niveau de ces strates profondes du lac, l'effet des saisons est en fait du même ordre de grandeur (valeurs très proches du rapport concentration maximale/concentration minimale) sur la concentration des bactéries actives que sur l'ensemble des bactéries hétérotrophes. C'est en automne que la concentration des bactéries actives est la plus forte, résultat à rapprocher de la disparition progressive de la stratification thermique et de l'arrivée par sédimentation, dans ces strates, de gros apports en matières organiques.

Les variations saisonnières du pourcentage de bactéries actives vis-à-vis de l'ensemble de la population bactérienne sont comparables à celles de leurs concentrations (figure 5A). La figure 6A montre que ce pourcentage est très variable en période estivale et automnale.

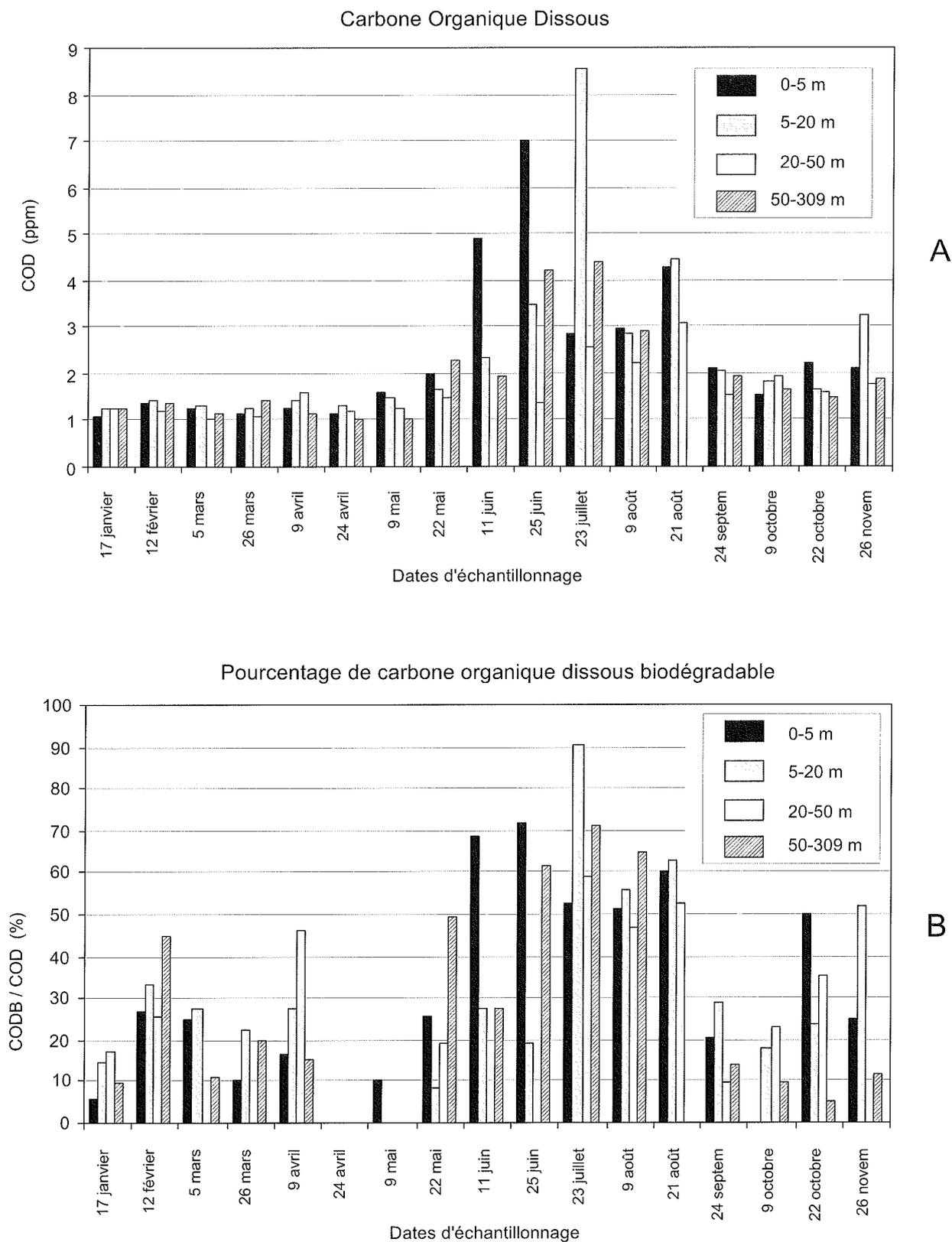


Figure 1 : Variations saisonnières et stratification de la concentration du carbone organique dissous (COD, **A**) et de l'importance relative du carbone organique dissous biodégradable (CODB, **B**) au point SHL2 en 2001. L'absence d'histogramme à certaines strates et certaines dates indique que la valeur est manquante (et non égale à zéro)

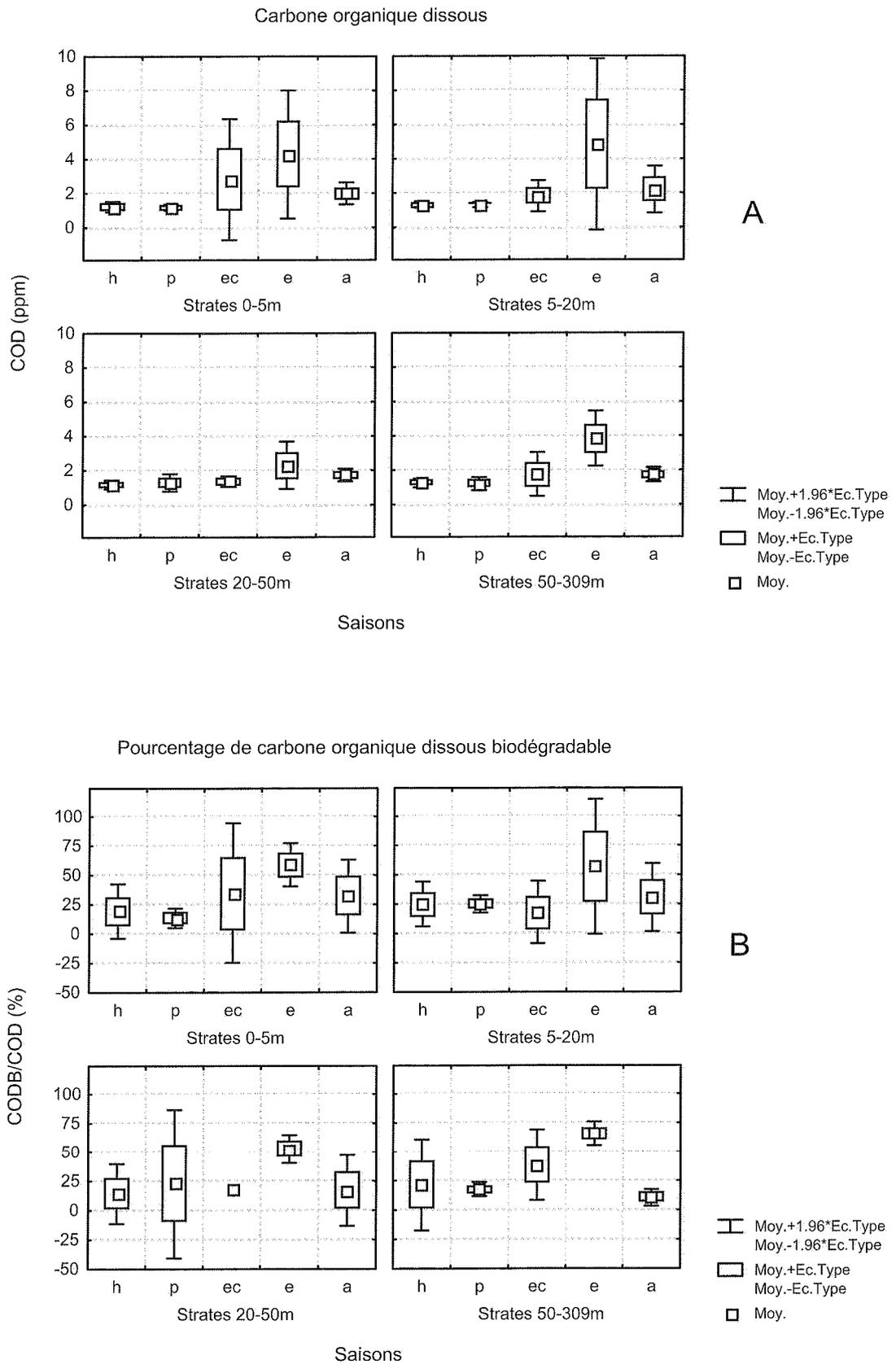
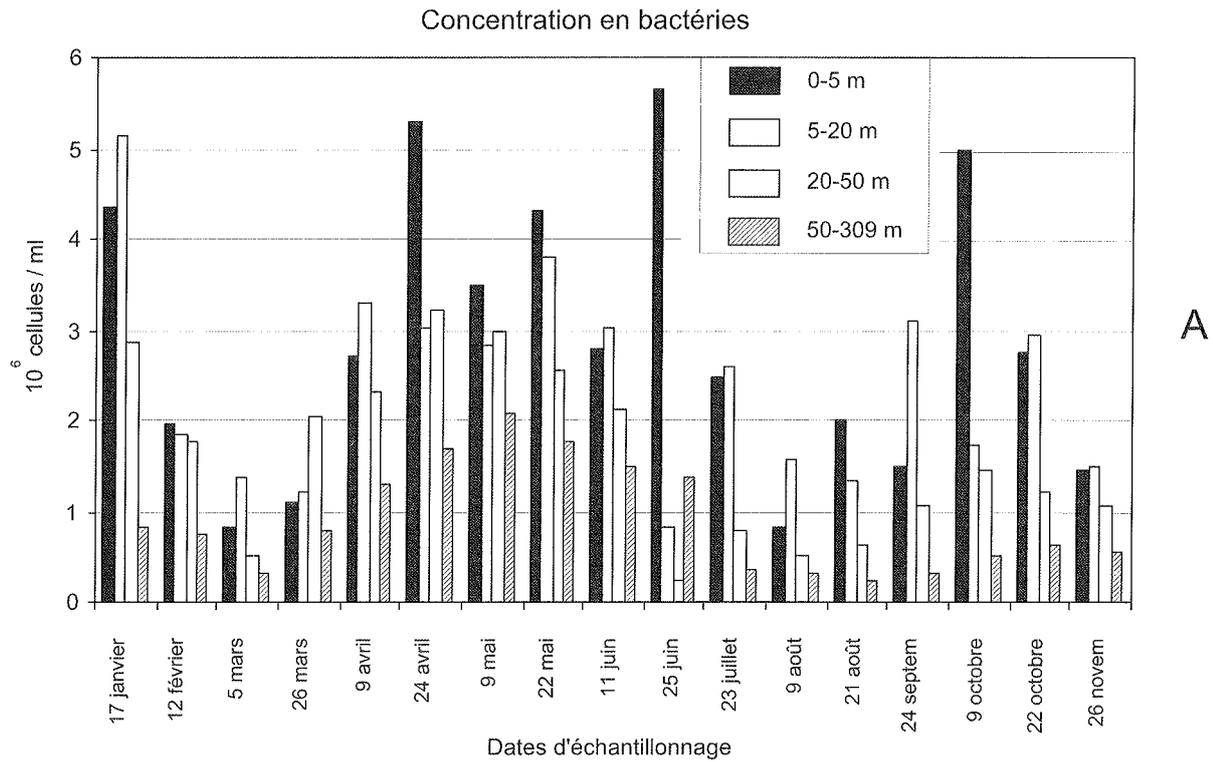
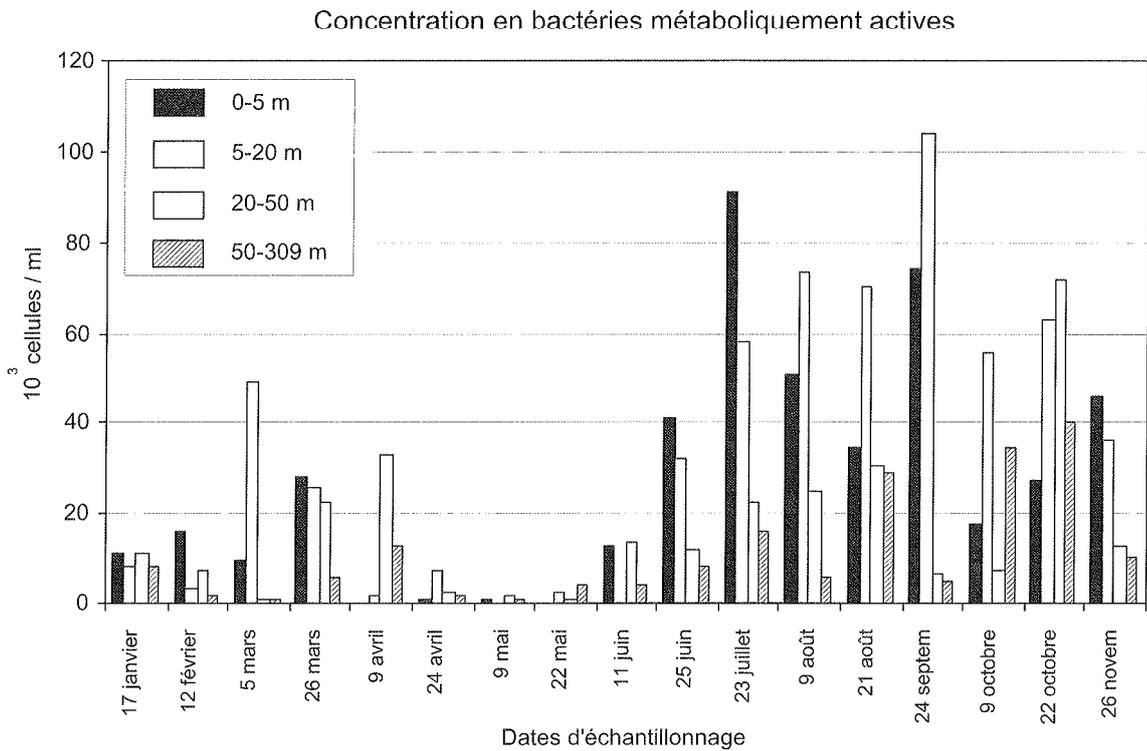


Figure 2 : Valeurs moyennes et variabilité du carbone organique dissous (COD) et de l'importance relative du carbone organique dissous biodégradable (CODB) par strate et par saison (campagne 2001)

p = printemps (campagnes du 26/03 au 24/04), ec = eaux claires (campagnes du 09/05 et du 11/06), e = été (campagnes du 25/06 au 21/08), a = automne (campagnes du 24/09 au 26/11), h = hiver (campagnes du 17/01 au 05/03)



A



B

Figure 3 : Variations saisonnières et stratification de la concentration des bactéries totales (coloration au DAPI, **A**) et des bactéries métaboliquement actives (marquées au CTC-formazan, **B**) au point SHL2 en 2001

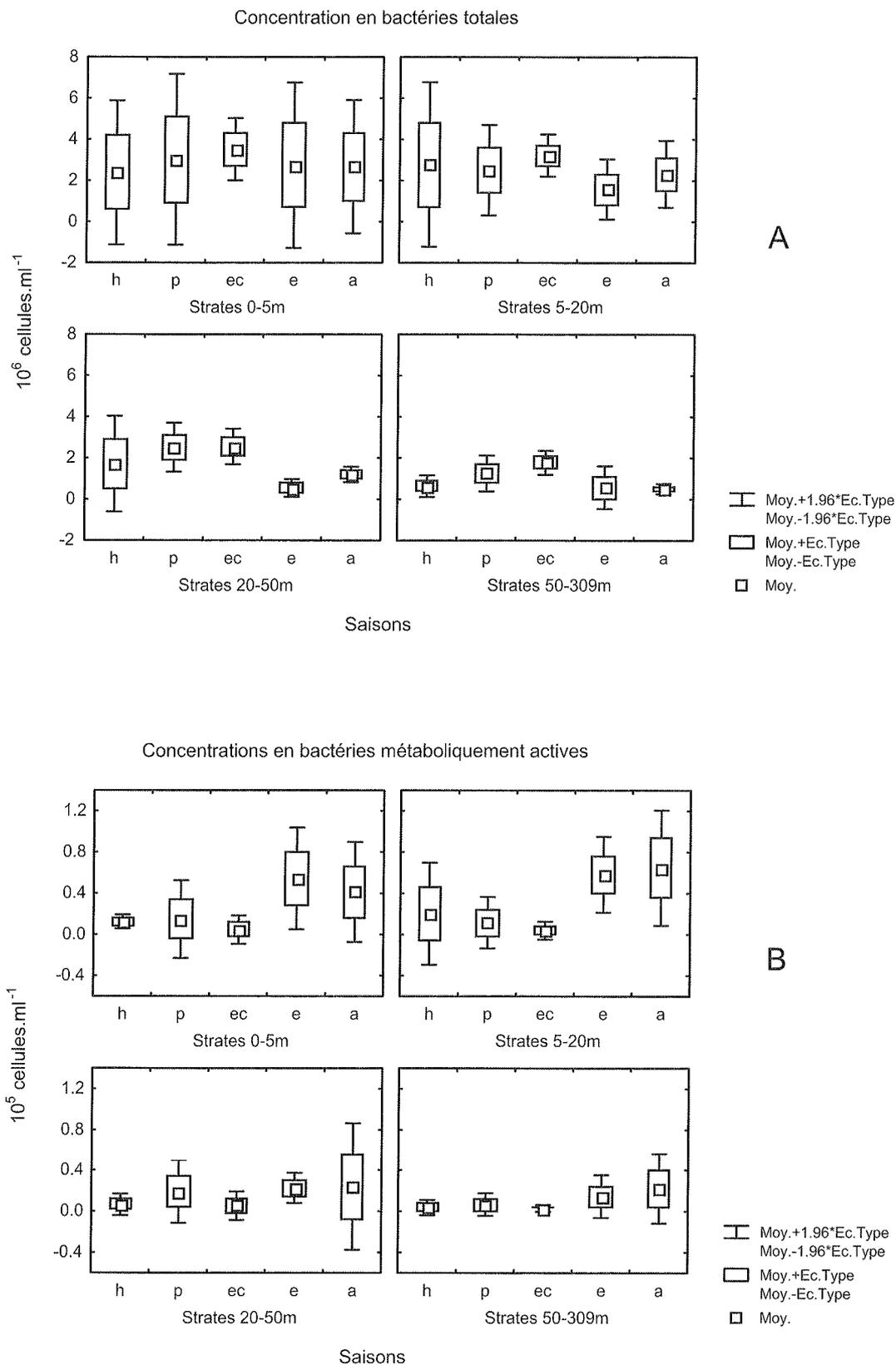


Figure 4 : Valeurs moyennes et variabilité de la concentration des bactéries totales (coloration au DAPI, **A**) et des bactéries métaboliquement actives (marquées au CTC-formazan, **B**), par strate et par saison (campagne 2001)

p = printemps (campagnes du 26/03 au 24/04), ec = eaux claires (campagnes du 09/05 et du 11/06), e = été (campagnes du 25/06 au 21/08), a = automne (campagnes du 24/09 au 26/11), h = hiver (campagnes du 17/01 au 05/03)

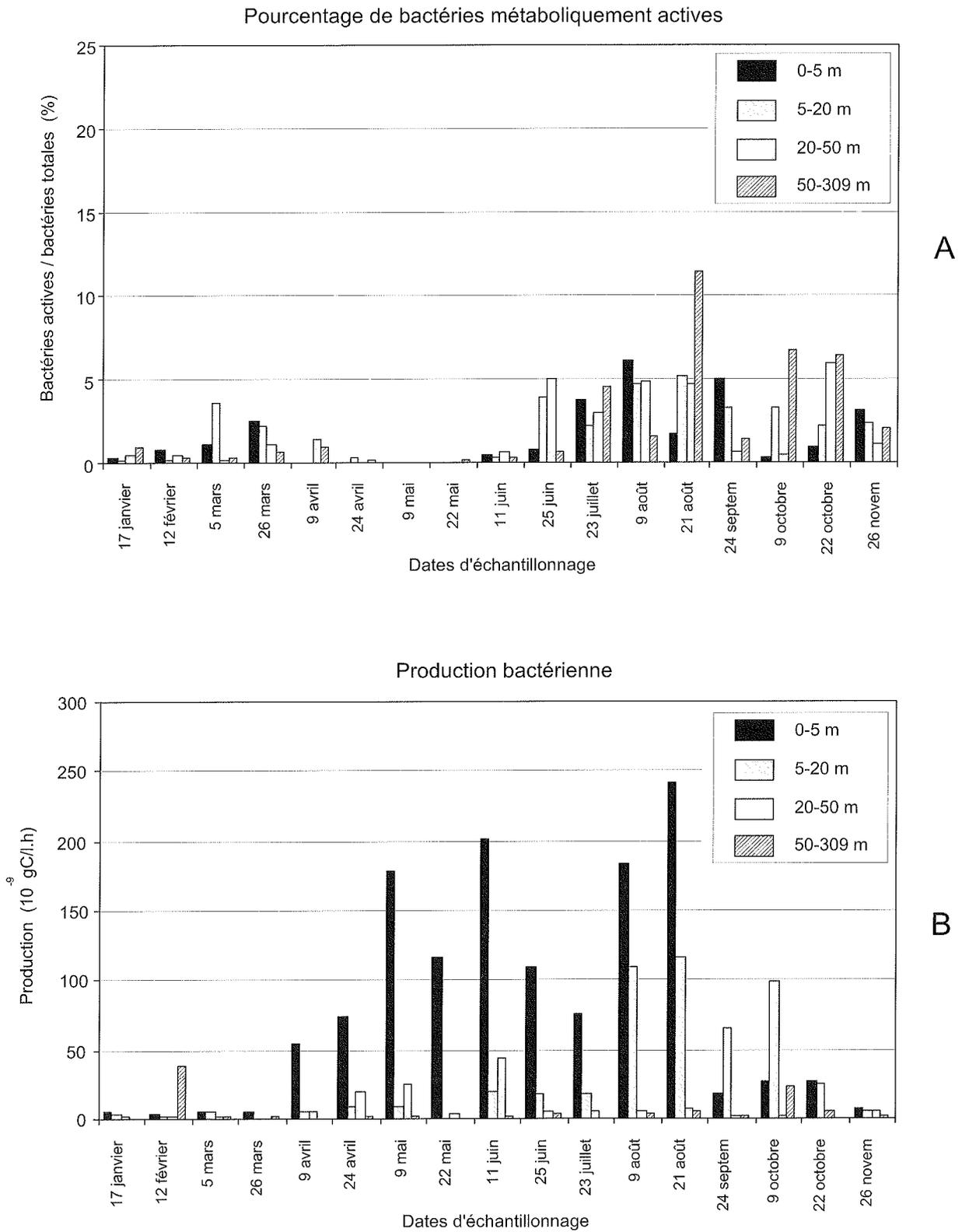


Figure 5 : Variations saisonnières et stratification du pourcentage des bactéries métaboliquement actives vis-à-vis de la concentration de l'ensemble des bactéries (A) et de la production bactérienne au point SHL2 (B) au point SHL2 durant l'année 2001

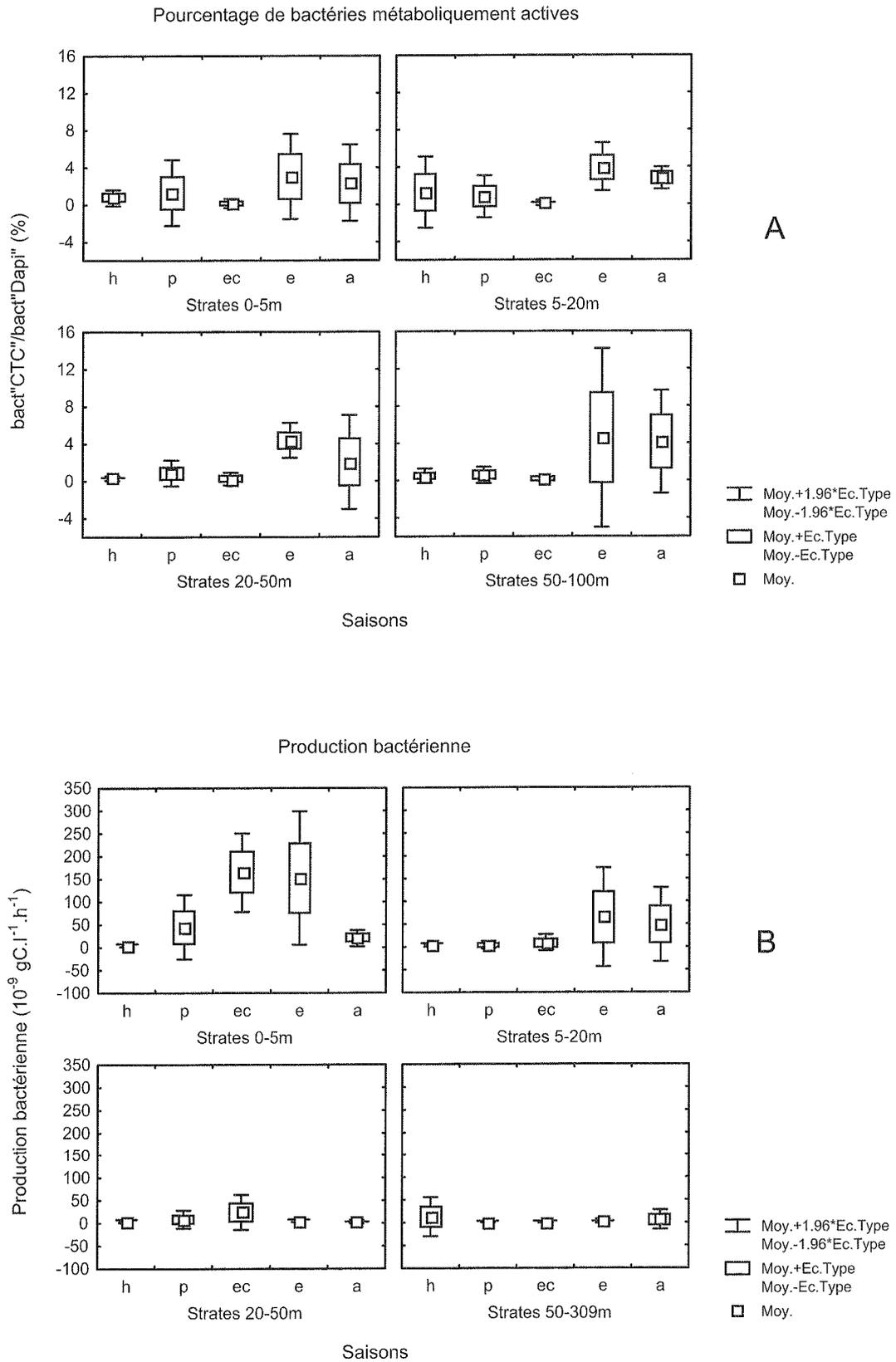


Figure 6 : Valeurs moyennes et variabilité par strate et par saison du pourcentage des bactéries métaboliquement actives vis-à-vis de la concentration de l'ensemble des bactéries (marquées au CTC-formazan, **A** et de la production bactérienne, **B**) (campagne 2001)

p = printemps (campagnes du 26/03 au 24/04), ec = eaux claires (campagnes du 09/05 et du 11/06), e = été (campagnes du 25/06 au 21/08), a = automne (campagnes du 24/09 au 26/11), h = hiver (campagnes du 17/01 au 05/03)

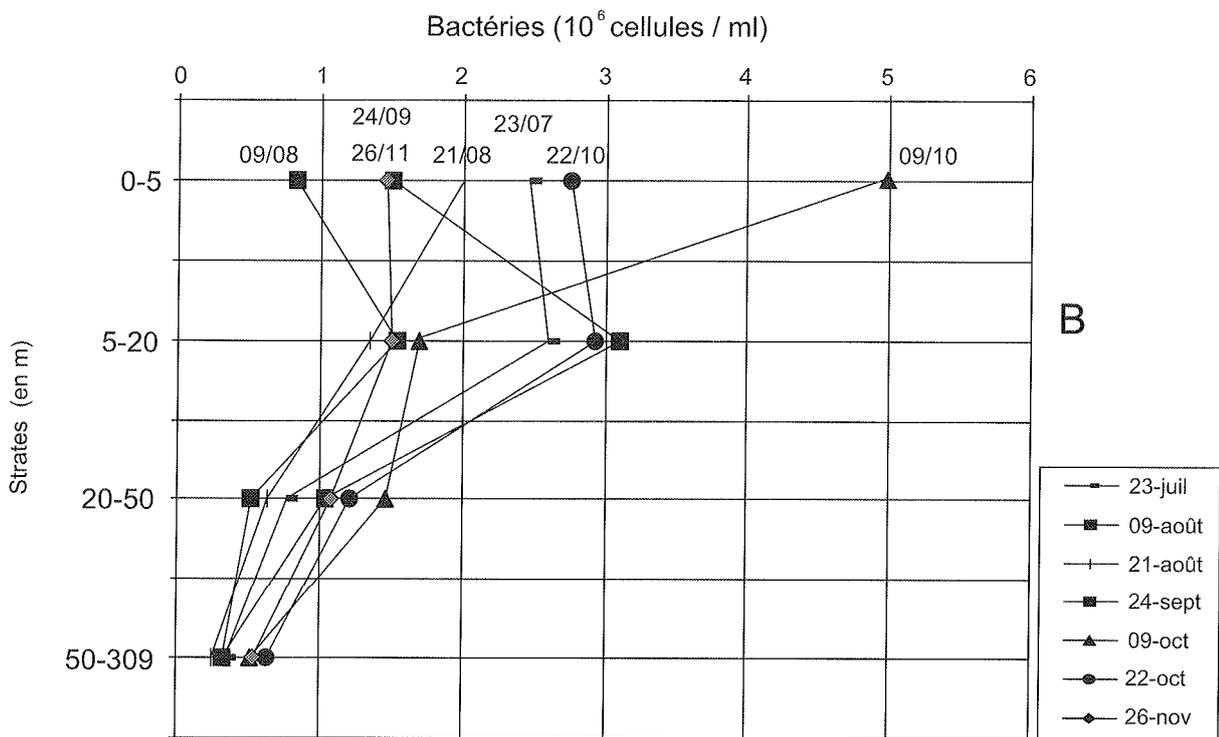
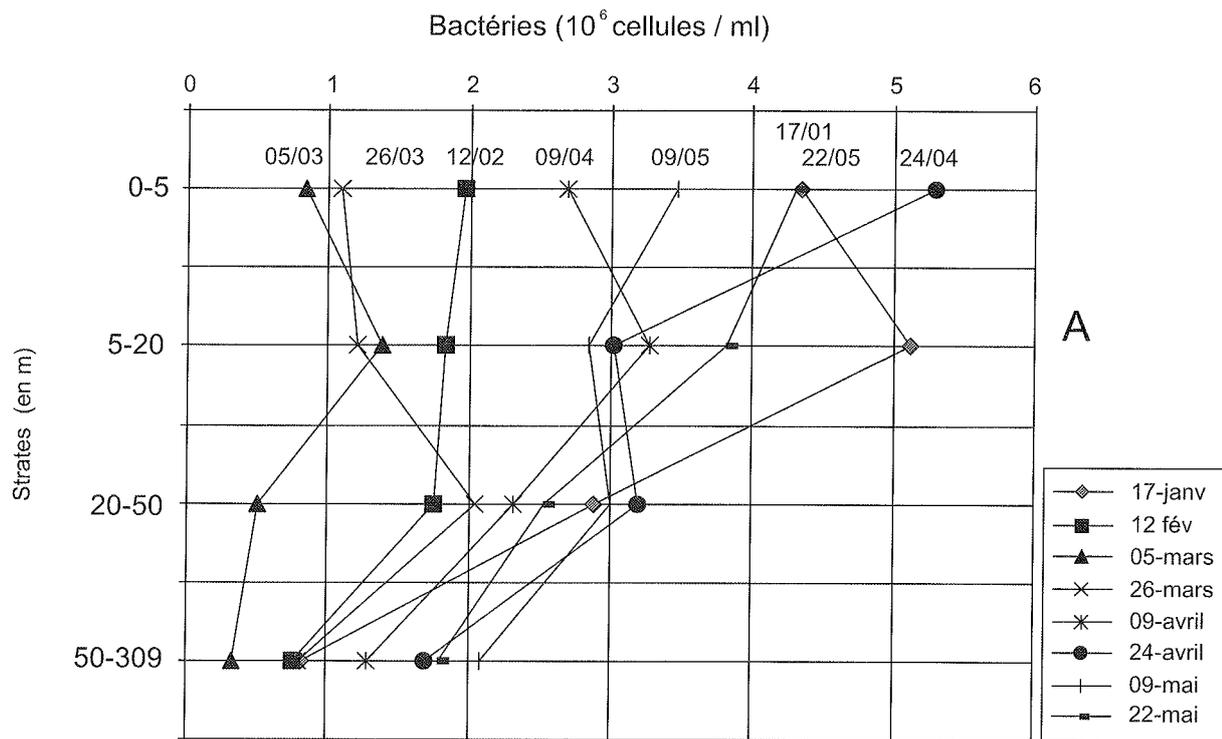


Figure 7 : Evolution saisonnière de la stratification de la concentration des bactéries (dénombrement après coloration au DAPI) au point SHL2 durant l'année 2001. **A** : 1er semestre, **B** : 2ème semestre

Tableau 1 - Valeurs des descripteurs intégrés sur la totalité de la colonne d'eau (campagnes 2001)

Dates	Bac. tot. (cell./ m ²)	Bact. Activ. (cell./ m ²)	Bact. Activ. (%)	Product. Bact. (mgC / m ² .j)	COD (mg / m ²)	CODB (mg / m ²)	CODR (mg / m ²)	CODB / COD (%)	Prod. Phytopl. (mgC / m ² .j)	Prod. Bact. / Prod. Phytopl. (%)
17 janvier 2001	3.99e+14	2.57e+12	0.6	5.8	3.84e+05	4.07e+04	3.44e+05	10.6	415	1.4
12 février 2001	2.85e+14	8.28e+11	0.3	288.5	4.24e+05	1.79e+05	2.45e+05	42.2	817	35.3
5 mars 2001	1.25e+14	1.06e+12	0.8	12.6	3.46e+05	3.80e+04	3.08e+05	11.0	625	2.0
26 mars 2001	2.92e+14	2.56e+12	0.9	10.5	4.21e+05	7.73e+04	3.44e+05	18.4	1'085	1.0
9 avril 2001	4.67e+14	4.31e+12	0.9	18.5	3.74e+05	7.54e+04	2.99e+05	20.1	1'690	1.1
24 avril 2001	6.05e+14	6.29e+11	0.1	44.7	3.25e+05				2'125	2.1
9 mai 2001	6.87e+14	3.23e+11	0.0	70.0	3.34e+05	8.00e+02	3.34e+05		3'085	2.3
22 mai 2001	6.17e+14	1.03e+12	0.2	20.1	6.73e+05	3.08e+05	3.65e+05	45.8	2'844	0.7
11 juin 2001	5.06e+14	1.69e+12	0.3	92.3	5.65e+05	1.66e+05	3.98e+05	29.5	2'855	3.2
25 juin 2001	4.02e+14	3.15e+12	0.8	54.5	1.23e+05	7.08e+05	5.19e+05	57.7	3'722	1.5
23 juillet 2001	1.65e+14	6.13e+12	3.7	24.2	1.35e+05	9.79e+05	3.74e+05	72.3	3'631	0.7
9 août 2001	1.28e+14	3.46e+12	2.7		8.76e+05	5.50e+05	3.26e+05	62.8	3'043	
21 août 2001	1.15e+14	9.61e+12	8.4	135.3	1.81e+05	1.03e+05	7.74e+04	57.2	2'074	6.5
24 septembre 2001	1.71e+14	3.34e+12	1.9	50.3	5.91e+05	8.54e+04	5.05e+05	14.5	1'245	4.0
9 octobre 2001	2.29e+14	1.01e+13	4.4	223.2	5.19e+05	5.99e+04	4.59e+05	11.5	1'839	12.1
22 octobre 2001	2.57e+14	1.37e+13	5.3	22.2	4.66e+05	4.92e+04	4.17e+05	10.6	1'389	1.6
26 novembre 2001	2.04e+14	3.93e+12	1.9	20.7	5.97e+05	8.47e+04	5.12e+05	14.2	893	2.3
Moyennes	3.33e+14	4.03e+12	1.97	68.3	5.68e+05	2.19e+05	3.64e+05	31.9	1'963	4.9

3.1.3 La production bactérienne

- **Strates supérieures (0-20 m)**

Dans cette partie de la colonne d'eau, la production bactérienne varie de 0.3 à 242 ngC/l.h (figure 5B). Les valeurs les plus grandes sont observées dans la strate 0-5m. Le 1^{er} pic (177 ngC/l.h) s'établit en liaison avec le 1^{er} pic de production primaire (campagne du 9 mai 2001) et pourrait être expliqué par l'émission d'exsudats phytoplanctoniques. Les pics suivants (200 ngC/l.h et 242 ngC/l.h) se situent en aval de pics de production primaire (campagnes du 11 juin, du 21 août et, dans une moindre mesure, campagne du 22 octobre 2001) et pourraient avoir pour origine les produits relargués par les cellules phytoplanctoniques à la suite du broutage par le zooplancton ou plus généralement à la suite de la dégénérescence des populations phytoplanctoniques. La stratification verticale de la production bactérienne est particulièrement marquée entre le 26 mars et le 21 août 2001, les valeurs de la strate 0-5m étant en moyenne 4.5 fois supérieures à celles de la strate 5-20m. La figure 6B montre que sa variabilité est plus grande dans la strate 0-5m (printemps, eaux claires, été) que dans la strate 5-20m (été, automne).

- **Strates inférieures (20-309 m)**

Dans cette zone, la production bactérienne varie de 0.1 à 43 ngC/l.h (figure 5B). L'effet des saisons est très peu marqué (maximum durant la phase des eaux claires pour la strate 20-50m, en hiver pour la strate 50-309m). La production moyenne est de 8.7 ngC/l.h dans la strate 20-50m et de 5 ngC/l.h dans la strate 50-309m. La figure 6B montre que sa variabilité est très faible par comparaison avec celle des strates supérieures.

Tableau 2 - Moyennes annuelles par strate et écarts-types des descripteurs des communautés bactériennes et leurs nutriments organiques (campagne 2001)

Strates	Bactéries totales (cellules/ml)		Bactéries actives (cellules/ml)		% Bactéries actives	Production bactérienne (ngC/l.h)	
	Moyennes	Ecart-type	Moyennes	Ecart-type	Moyennes	Moyennes	Ecart-type
0 - 5 m	2.85e+08	1.57e+06	2.89e+04	2.64e+04	1.68	78.44	79.49
5 - 20 m	2.42e+06	1.13e+06	3.52e+04	3.17e+04	1.99	29.83	40.54
20 - 50 m	1.61e+06	9.55e+05	1.65e+04	1.76e+04	1.76	8.22	11.16
50 - 309 m	9.02e+05	5.90e+05	1.11e+04	1.21e+04	2.26	4.97	10.13

Strates	COD (mgC/l)		CODB (mgC/l)		% CODB	
	Moyennes	Ecart-type	Moyennes	Ecart-type	Moyennes	Ecart-type
0 - 5 m	2.40	1.62	1.19	1.43	34.7	22.2
5 - 20 m	2.45	1.83	1.22	1.94	34.1	21.8
20 - 50 m	1.64	0.56	0.53	0.55	25.7	20.7
50 - 309 m	1.94	1.05	0.81	1.01	29.7	23.6

3.2 Valeurs intégrées des descripteurs et importance de la production bactérienne par rapport à la production primaire

Le calcul des valeurs intégrées des descripteurs sur la hauteur de la colonne d'eau permet de comparer plus aisément les descripteurs de la boucle microbienne (nutriments organiques, biomasses et production bactérienne) et ceux de la chaîne classique (biomasse et production photosynthétique).

Le tableau 1 montre que la production bactérienne représente de 0.7 à 35 % de la production photosynthétique. La valeur de 35 % représente une exception et la moyenne se situe à 4.9 % de la production photosynthétique. Comme indiqué précédemment, la production bactérienne est élevée au moment des 1ers pics de production primaire phytoplanctonique et immédiatement après le déclin des populations algales (figure 8A). Le COD et le CODB sont en faible concentration au moment du 1^{er} pic (9 mai 2001, figure 1A et B) et constituent alors très probablement un facteur limitant. Cela n'est probablement plus le cas au moment du 2^e et du 3^e pic (11 juin et 21 août 2001) situés respectivement à la fin de la phase des eaux claires et au moment du début du déclin du phytoplancton, périodes pour lesquelles de fortes concentrations des nutriments organiques sont enregistrées.

Toutes ces périodes sont marquées par des concentrations plutôt faibles en bactéries hétérotrophes totales et en bactéries actives, probablement en liaison avec une activité de broutage importante de la part du zooplancton.

La figure 8B montre en effet qu'il ne s'établit pas de relation claire entre les effectifs bactériens et la biomasse algale estimée à travers la concentration en chlorophylle, probablement en raison de l'intervention complexe des prédateurs sur ces deux types d'organismes.

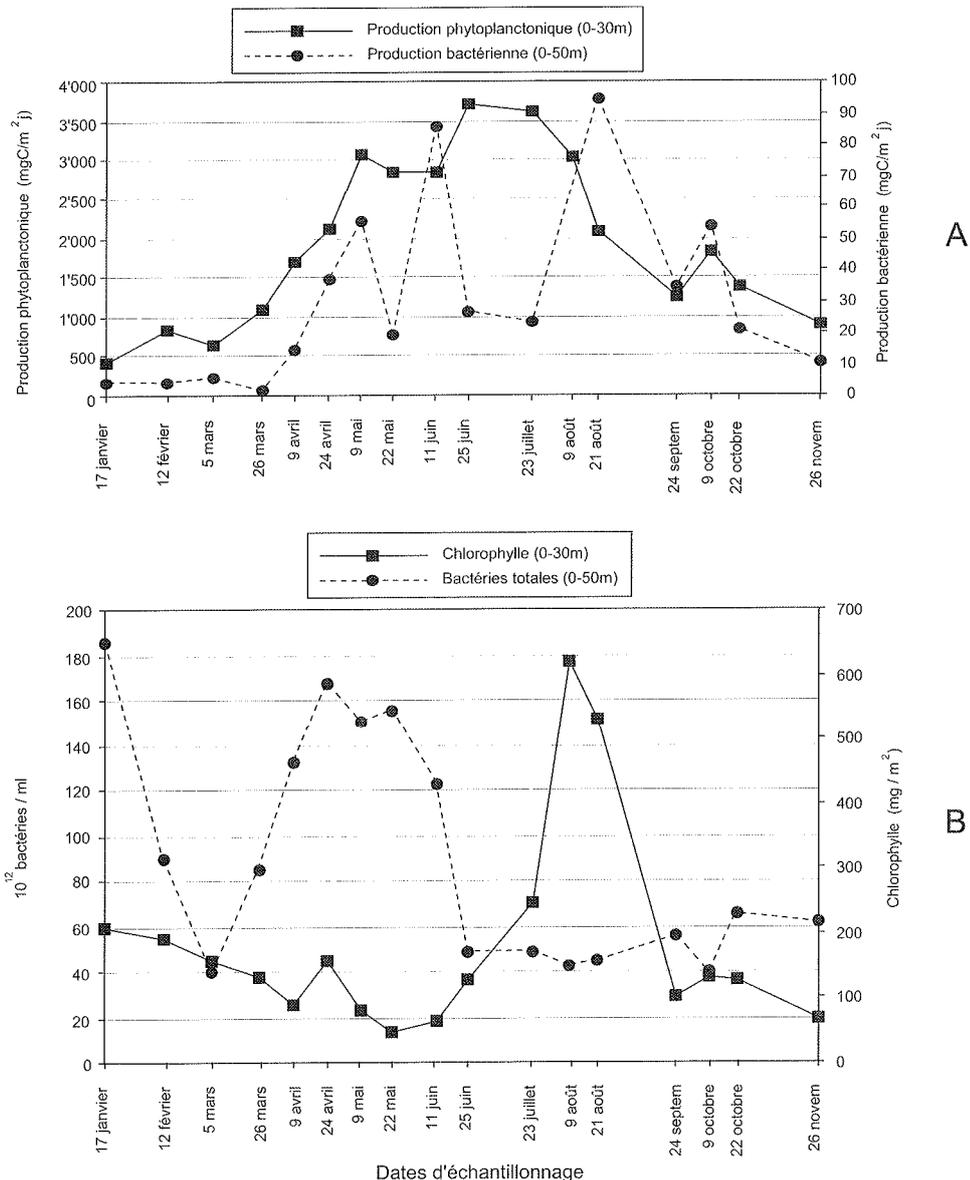


Figure 8 : Comparaison de l'évolution saisonnière du bactérioplancton et du phytoplancton en terme d'activité (A) et d'estimateurs de biomasse (B), campagne 2001

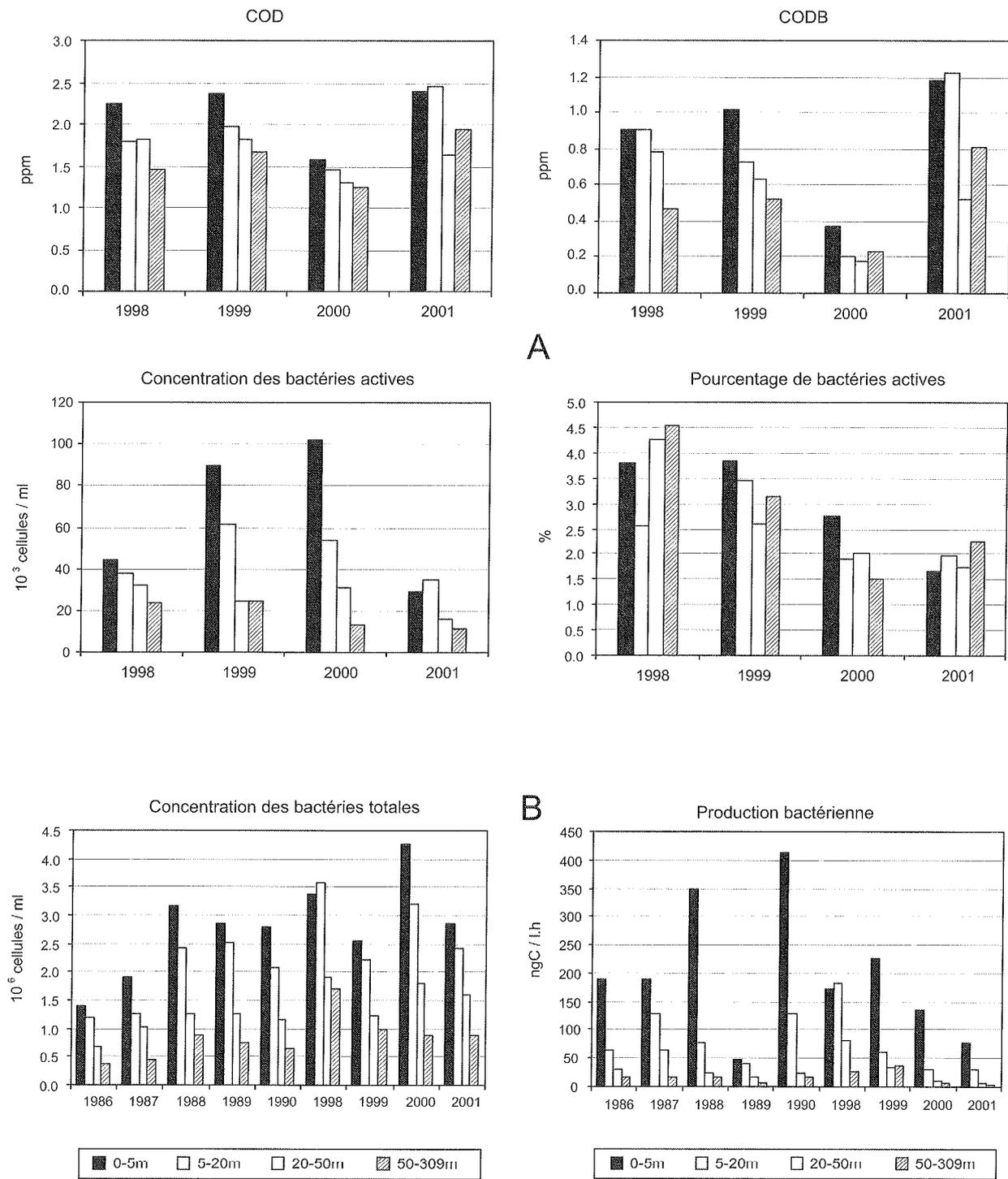


Figure 9 : Evolution du COD, du CODB, de la concentration et du pourcentage de bactéries actives par strates de 1998 à 2001 (A) et du nombre de bactéries totales et de la production bactérienne par strate de 1986 à 2001 (B)

4. CONCLUSIONS

4.1 Evolution intra-annuelle

L'année 2001 est caractérisée par une distribution uni-modale de la concentration en COD, centrée sur le pic de production primaire du 25 juin (figure 1A). La fraction biodégradable de cette charge organique se distribue selon trois épisodes de fortes concentrations mais d'inégales importances, en hiver, en été et en automne (figure 1B). Il en est de même pour la concentration de l'ensemble des bactéries hétérotrophes dont la période de plus grande abondance est plutôt centrée sur la phase des eaux claires (figure 3A). La fraction métaboliquement active de ces bactéries ne présente que deux épisodes de grande abondance, l'une en mars, période de transition entre l'hiver et le printemps, l'autre durant la période de transition entre l'été et l'automne (figure 5A). La corrélation entre l'activité de bactéries et celle du phytoplancton est particulièrement nette durant cette année 2001, la production bactérienne s'établissant soit en concordance (campagne du 9 mai) soit en aval des épisodes de forte production primaire (campagnes du 11 juin, du 9 et du 21 août, figure 5B). Ce résultat illustre bien le rôle des bactéries dans leur fonction de recyclage des éléments : transformation d'une partie du COD en COP (carbone organique particulaire) et minéralisation de l'autre partie. En outre, le fait que les périodes de forte production bactérienne (09/05/2001, 11/06/2001, 09/08/2001 et 21/08/2001) ne soient pas associées aux plus fortes valeurs de la concentration des bactéries (figure 3A) laisse supposer une grande importance de la prédation (protistes, zooplancton) et donc du transfert du carbone organique vers les étages trophiques supérieurs. Ce constat s'applique particulièrement aux périodes durant lesquelles le pourcentage de bactéries actives est grand (09/08/2001 et 21/08/2001). L'analyse de l'évolution inter-annuelle des descripteurs atténue sensiblement la valeur de cette interprétation (paragraphe 4.2).

Les moyennes des descripteurs par strates, toutes périodes confondues, montrent que la stratification est bien marquée du point de vue de la concentration des bactéries totales et de la production bactérienne (tableau 2). La concentration des bactéries actives est en moyenne plus élevée dans la strate 5-20 m alors que leur proportion vis-à-vis de l'ensemble des bactéries hétérotrophes tend à s'accroître avec la profondeur.

On peut remarquer enfin que, par son amplitude, l'effet des saisons est le même sur les bactéries totales et sur les bactéries actives dans les strates profondes (20-50 m et 50-305 m) alors que cet effet est évidemment beaucoup plus marqué sur les bactéries actives que sur l'ensemble des bactéries dans le cas des strates de surface (0-5m et 5-20m).

4.2 Comparaison interannuelle et comparaison avec d'autres lacs de l'arc alpin

Les concentrations moyennes des strates, en COD et surtout en CODB, sont particulièrement importantes en 2001 (figure 9A) par comparaison avec l'année précédente (de 3 à 6 fois plus importantes pour le CODB, selon la strate). Ce résultat doit sans doute être rapproché de la forte augmentation de la production phytoplanctonique relevée par ailleurs (LEBOULANGER, 2002). L'importance relative du CODB vis-à-vis de la concentration en COD (31 %) est de nouveau, cette année, supérieure à celle mesurée en 1998 dans le lac d'Annecy considéré comme oligo-mésotrophe (GERDEAUX et al., 1999).

Paradoxalement, les résultats montrent qu'il se produit simultanément une diminution de tous les autres descripteurs bactériens : concentration en bactéries hétérotrophes et en bactéries actives, production bactérienne. Pour la production bactérienne et le pourcentage de bactéries actives, ce résultat s'inscrit dans la continuité d'une évolution observée depuis plusieurs années (figure 9B). Les valeurs de la production bactérienne sont maintenant inférieures à ce qu'elles étaient dans le Léman en 1986 et 1987. Elles sont en moyenne plus de 3 fois inférieures à celles mesurées en 1996 dans le lac du Bourget alors qu'il était considéré comme méso-eutrophe (GAYTE et al., 1998). Elles sont également 7 fois inférieures à celles du lac d'Annecy en 1998 (GERDEAUX et al., 1999). On peut encore noter que la participation de la strate 5-20 m à la production bactérienne de l'ensemble de la colonne d'eau, a été plus grande au cours de cette année 2001, avec des valeurs supérieures, à deux reprises (24 septembre et 9 octobre), à celles de la strate 0-5 m. Ce résultat est probablement en concordance avec l'importance des biomasses chlorophylliennes enregistrées en dessous de 10 m par LEBOULANGER (2002).

Le pourcentage de bactéries actives est trois fois plus faible dans le Léman que dans les lacs voisins (lac du Bourget, lac d'Annecy; GAYTE et al., 1998; GERDEAUX et al., 1999). Dans le détail, la diminution ne concerne en fait, que la strate 0-5 m. Une augmentation du pourcentage est même enregistrée dans la strate 50-305 m.

Sur l'ensemble des données analysées, il n'apparaît pas de tendance claire de l'évolution de la concentration des bactéries hétérotrophes, quelle que soit la strate.

Bien que la production bactérienne ait été étroitement liée à la production phytoplanctonique durant cette année 2001, l'ensemble des résultats conduit à la conclusion provisoire de la médiocrité des transferts de carbone basés sur le vecteur bactérien. Plus que les années précédentes, le fonctionnement du lac durant l'année 2001 semble avoir été gouverné par la composante autotrophe des biocénoses malgré l'augmentation des concentrations en COD et CODB. La production bactérienne ne représente plus, en moyenne, que 4.9 % de la production primaire alors que le rapport était de 40 % en 2000 et de 27 % en 1999.

Cette campagne est la dernière d'une série de mesures entreprise en 1998 dans le prolongement de cinq années d'auscultation réalisées entre 1986 et 1990 par P. DUFOUR. Le protocole suivi durant ces quatre dernières années était calqué sur celui des années 1986-90 et comportait, notamment, deux descripteurs supplémentaires avec la mesure du carbone organique dissous biodégradable et celle du pourcentage de bactéries actives.

Les conclusions générales qui peuvent être tirées de l'ensemble des résultats sont les suivantes :

- L'évolution de la concentration en carbone dissous biodégradable et de son importance relative vis-à-vis du carbone organique dissous est trop rapide par rapport au pas de temps de l'échantillonnage de l'auscultation pour qu'une évolution interannuelle ait pu être mise en évidence. Les mesures qui en ont été faites en donnent l'ordre de grandeur et montrent que ce descripteur est stratifié.
- Le compartiment bactérien est encore peu considéré dans les auscultations de lacs. Les mesures de référence font défaut et il reste difficile d'interpréter des caractéristiques générales, telles que celles mesurées au cours des quatre dernières années, en relation avec le niveau trophique du Léman.
- Bien que l'échelle de temps des variations des descripteurs bactériens soit relativement courte par rapport à celle des organismes plus évolués, la figure 9 montre que des évolutions interannuelles sont mises en évidence, notamment en ce qui concerne les descripteurs relatifs à l'activité des bactéries (production bactérienne, pourcentage de bactéries actives).
- L'analyse par strate de ces descripteurs généraux des populations bactériennes rend leur interprétation complexe en raison d'évolutions parfois contraires d'une strate à une autre. L'interprétation des résultats intégrant l'ensemble de la colonne d'eau est plus démonstrative d'une évolution interannuelle du lac.

BIBLIOGRAPHIE

- DUFOUR, P. et COLON, M. (1991) : Le bactérioplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1990, 83-89.
- FUHRMAN, J. A. et AZAM, F. (1982) : Thymidine incorporation as a measure of heterotrophic bacterioplankton production in marine surface waters : evaluation and field results. Mar. Biol., 66, 109-120.
- GAYTE, X., VINCON-LEITE, B., FONTVIEILLE, D., TASSIN, B., BLANC, P., PELLETIER, J. et BALVAY, G. (1998) : Evolution des apports de nutriments et de l'état trophique du lac du Bourget. Rapport au District Urbain de la Cluse de Chambéry (DUCC) et à l'Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse, 310p.
- GERDEAUX, D., VERNEAUX, V., VIBOUD, S., FONTVIEILLE, D., ANGELI, N., ROSSO-DARMET, A. et LAFONT, M. (1999) : Le fonctionnement trophique du lac d'Annecy. Rapport de fin de contrat, IXème Contrat Plan Etat-Région, Région Rhône-Alpes, 111p.
- LEBOULANGER, C. (2002) : Dynamique de la production phytoplanctonique et de la biomasse chlorophyllienne dans le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001.
- PORTER, K. G. et FEIG, Y. S. (1980) : Use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. Limnol. Oceanogr., 25, 943-948.
- REVACLIÉ, R. et DRUART, J.-C. (2000) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 67-78.
- RODRIGUEZ, G. G., PHIPPS, D., ISHIGURO, K. R. et RIDGWAY, H. F. (1992) : Use of a fluorescent redox probe for direct visualization of actively respiring bacteria. Appl. Environ. Microbiol., 58(6), 1801-1808.
- SERVAIS, P., BILLEN, G., and HASCOET, M. C. (1987) : Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. Wat. Res., 21(4), 445-450.

RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES ET DES GARDONS DU LÉMAN, EN MILIEU PÉLAGIQUE

Campagne 2001

PAR

Daniel GERDEAUX

Avec la collaboration technique de **Valérie HAMELET**

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

RÉSUMÉ

Le régime alimentaire de corégones et gardons adultes pélagiques a été étudié mensuellement à partir des poissons capturés dans les filets dérivants de la pêche professionnelle en 2001 selon le même protocole qu'en 1999 et 2000. Les corégones mesurent entre 33 et 56 cm de longueur totale pour une moyenne de 42.1 cm et la taille des gardons se situe entre 29.5 et 35.5 cm pour une moyenne de 32.5 cm. Les proies de ces poissons sont pour l'essentiel des Cladocères: Daphnies, Bythotrephes et Leptodora. Les Daphnies constituent une part plus importante du régime alimentaire des gardons. Leptodora est une proie estivale. L'analyse de l'alimentation de corégones et gardons permet de conclure que les Daphnies étaient moins abondantes à partir du mois de juin 2001 dans le zooplancton que les 2 années précédentes. La présence de Cyclopoïdes dans les estomacs des gardons traduit l'absence de ressources préférentielles comme les Daphnies et le fort taux de vacuité des estomacs confirme la diminution de la ressource alimentaire pour les gardons dès le mois de juin après la phase des eaux claires. Les corégones ont su trouver tout au long de l'année des Bythotrephes et Leptodora avec une nette prépondérance des premiers en 2001 dans leur régime alimentaire. Ces grands crustacés zooplanctoniques sont des prédateurs du petit zooplancton.

1. INTRODUCTION

La charge en phosphore diminue régulièrement dans le Léman suite à la forte réduction des apports, obtenue grâce aux efforts engagés. Au moment du maximum de l'eutrophisation, la production phytoplanctonique était très importante. Le broutage exercé par le zooplancton ne pouvait pas limiter de façon notable la production algale et les poissons, qui sont au sommet du réseau trophique, n'avaient a priori que peu d'impact sur le fonctionnement du système. Actuellement, l'état trophique du système, l'efficacité du pacage lacustre et de la gestion piscicole conduisent à tenir compte du fait que le compartiment pisciaire peut jouer un rôle dans le fonctionnement du lac et sa dynamique planctonique. Le poisson intervenant par prédation sur le zooplancton modifie indirectement la pression de broutage sur le phytoplancton et donc la dynamique du compartiment phytoplanctonique. Cette hypothèse est vraisemblable, comme l'a démontré le rapport de CRETENOY et al. (1996) et de nombreux articles de synthèses portant sur l'effet du poisson sur les réseaux trophiques lacustres (ANGELI et al., 2001).

Corégones, perches et gardons sont les populations dominantes qui consomment du zooplancton soit toute leur vie, soit une grande partie de leur vie (PONTON, 1986). Ces dernières années, la population de corégones, soutenue par l'alevinage, est en forte expansion alors que les captures de perche fluctuent beaucoup et que celles de gardon diminuent (figure 1).

En consommant les organismes de grande taille comme les Daphnies, les *Leptodora* et les *Bythotrephes*, les poissons favorisent le développement d'un peuplement constitué d'organismes plus petits (KITCHELL et CARPENTER, 1993). La modification de la structure en taille des espèces zooplanctoniques a un impact qualitatif sur le phytoplancton.

La zone pélagique héberge principalement les corégones et les gardons. Ces dernières années, la pêche des corégones constitue la majeure partie du tonnage total de la pêche en France. Cette espèce est planctonophage pendant toute sa vie. Depuis 1999, une étude du régime alimentaire des corégones et des gardons a été entreprise dans le but de mieux comprendre la dynamique du compartiment pélagique du Léman.

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 (décembre-octobre), un échantillon d'estomacs est récolté parmi les poissons capturés par un pêcheur professionnel qui utilise 8 filets de 120 m de long chacun. De janvier à octobre, les poissons sont capturés en zone pélagique au large de Lugrin (France). En décembre, ils sont pris dans les 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 suffisamment remplis. Les estomacs prélevés sont conservés dans une solution de formol. Le contenu stomacal est extrait au laboratoire, 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 Calanides), 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.

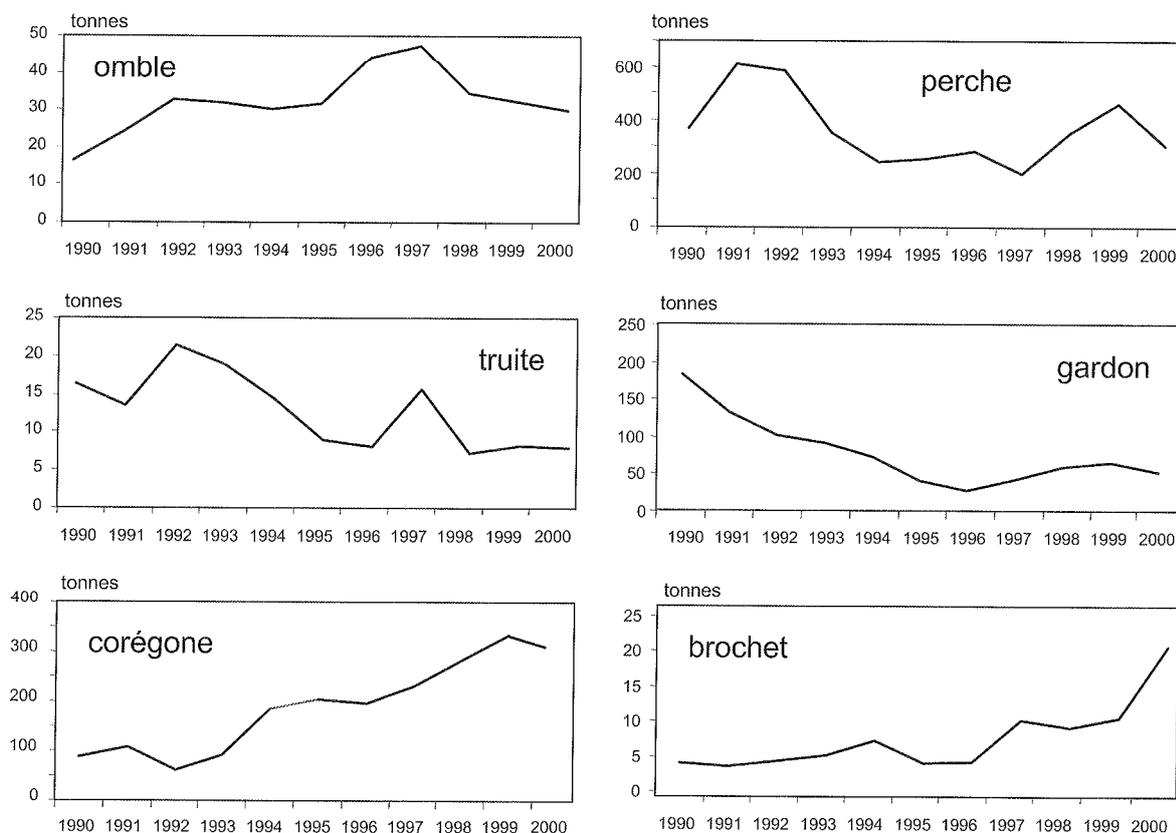


Figure 1 : Evolution de 1990 à 2000 des tonnages de la pêche professionnelle au Léman pour les principales espèces exploitées

3. RÉSULTATS

3.1 Taille des poissons examinés

La taille moyenne des 145 corégones échantillonnés est de 42.1 cm de longueur totale (figure 2). Le plus petit poisson mesurait 33 cm, le plus gros 56 cm. La plupart des poissons mesuraient de 37 à 46 cm, c'est à dire que tous les sujets examinés sont des adultes en 3^e et 4^e année de vie.

La taille moyenne des 127 gardons prélevés est de 32.5 cm. Le plus petit poisson mesurait 29.5 cm, le plus gros 35,5 cm. La plupart des poissons mesuraient de 31 à 34 cm. Ce sont tous des poissons âgés de plus de 7 ans.

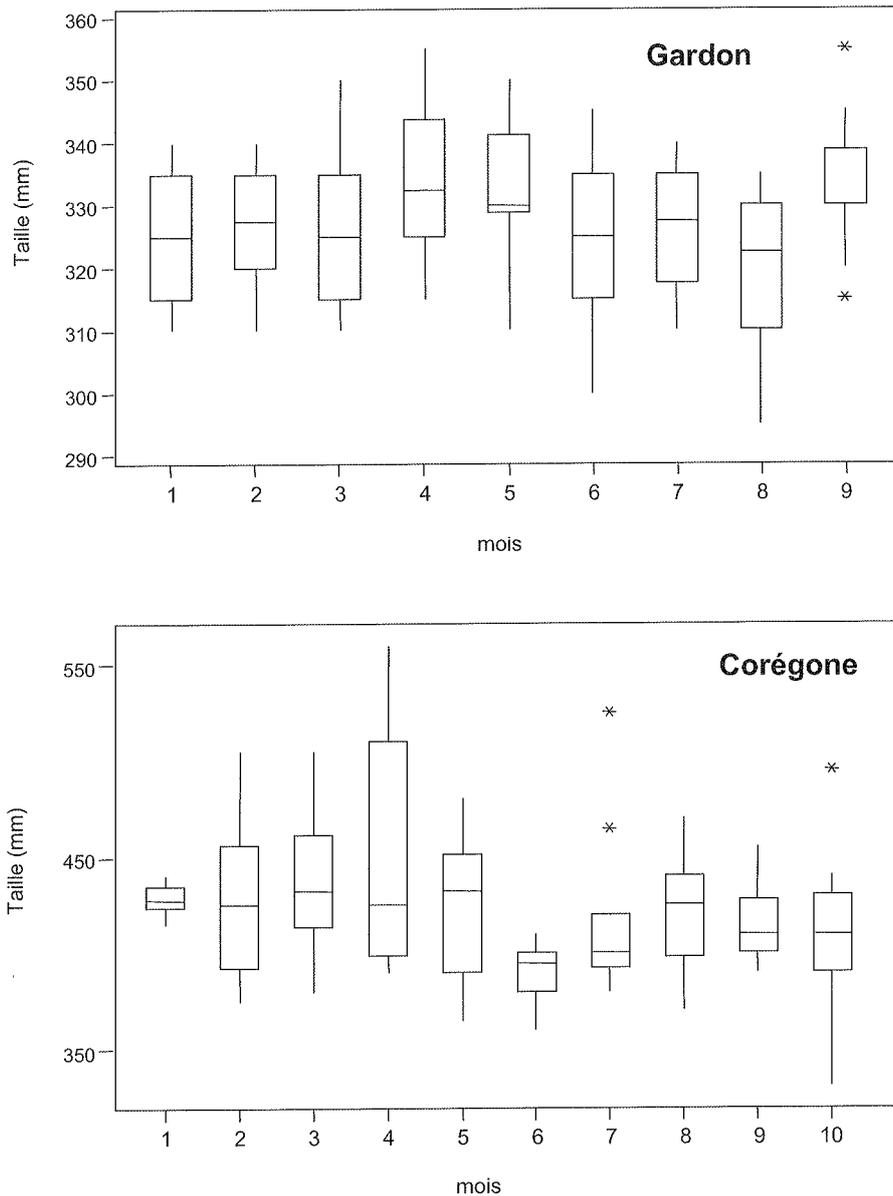


Figure 2 : Répartition des tailles des poissons dont l'estomac a été analysé en 2001. Représentation en "boîte à moustaches" où la ligne au travers de la boîte est au niveau de la médiane. Le bas de la boîte est le premier quartile (Q1) et le haut est le troisième quartile (Q3). Les moustaches sont les 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 $Q1 + 1,5 (Q3 - Q1)$. Les valeurs extrêmes sont les points à l'extérieur des limites inférieure et supérieure, et sont tracés avec des astérisques (*)

3.2 Evolution mensuelle du taux de vacuité

Durant l'hiver, les poissons sont moins actifs et il n'est pas rare de trouver des gardons dont l'estomac est vide ou partiellement rempli (figure 3). Ce type de résultat ne traduit en rien un manque de nourriture potentielle, mais seulement une faible activité biologique du gardon en eaux froides. La fréquence des estomacs vides est également très forte pour le gardon à partir de juin 2001, traduisant, cette fois, une difficulté d'accès à une nourriture abondante pour cette espèce.

La fréquence des corégones dont l'estomac était bien rempli est plus élevée qu'en 1999 et 2000 jusqu'en juillet 2001. Les 3 mois suivants, le taux de vacuité des estomacs est à peine plus fort qu'en 2000 et nettement inférieur à celui des mois d'août et septembre 1999. En 2001, les corégones ont trouvé la plupart du temps de la nourriture dans le lac.

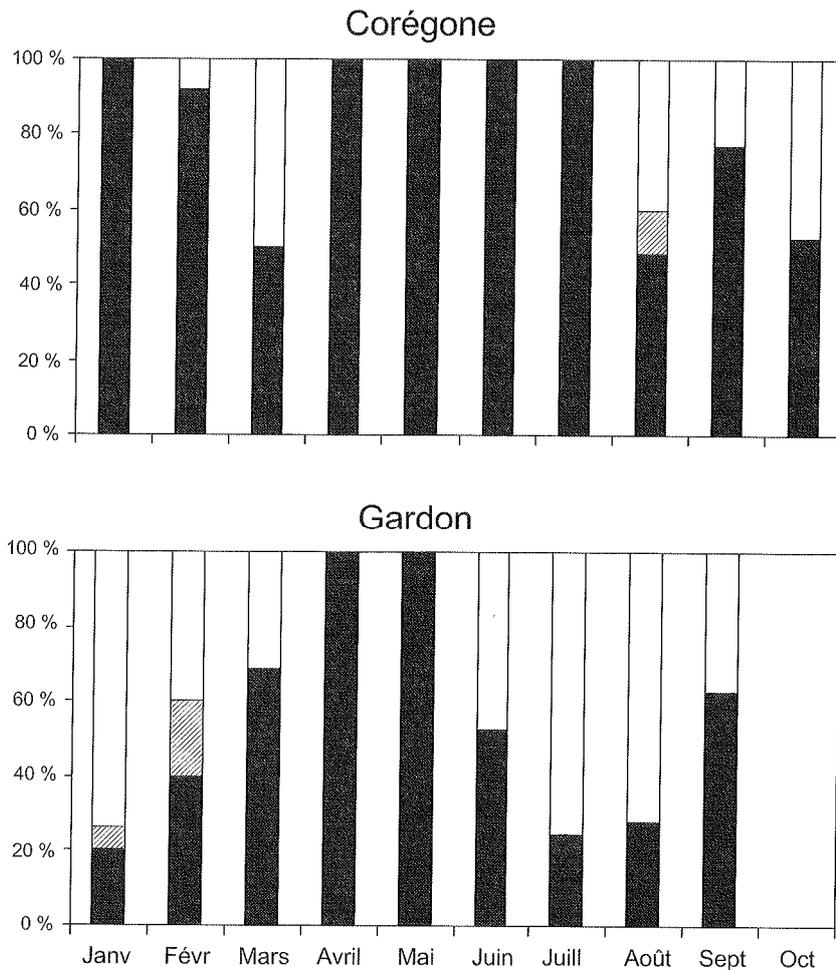


Figure 3 : Evolution mensuelle du taux de vacuité des estomacs analysés de gardon et de corégone en 2001 au Léman. En noir est représentée la classe des estomacs pleins, en blanc celle des estomacs vides et en hachuré celle des estomacs partiellement remplis. Le chiffre porté au dessus de chaque barre représente le nombre d'estomacs prélevés

3.3 Composition du régime alimentaire

Les résultats présentés de façon synthétique en pourcentages mensuels sont représentatifs de la variabilité saisonnière et interannuelle pour chacune des 2 espèces (figures 4 et 5).

En 2001, on ne trouve que des proies pélagiques dans les estomacs des corégones et gardons et essentiellement des Cladocères : *Daphnies*, *Bythotrephes* et *Leptodora*. Les Cyclopoïdes sont très rarement présents dans les estomacs de corégone. Ils représentent une part plus importante du régime alimentaire du gardon en début d'année et en août et septembre. La présence des Cyclopoïdes traduit un manque d'accessibilité des autres ressources alimentaires et correspond souvent avec les mois où le taux de vacuité des estomacs est plus élevé.

L'année 2001 est caractérisée par la prépondérance des grands Cladocères prédateurs *Bythotrephes* et *Leptodora* dans les estomacs aussi bien du corégone que du gardon. Les *Daphnies*, proies préférentielles des gardons, ne sont majoritaires qu'en avril et mai 2001 avant la période de la phase des eaux claires quand elles sont souvent très abondantes dans le zooplancton. Ce n'est que pendant ces 2 mois que les estomacs des gardons sont tous remplis.

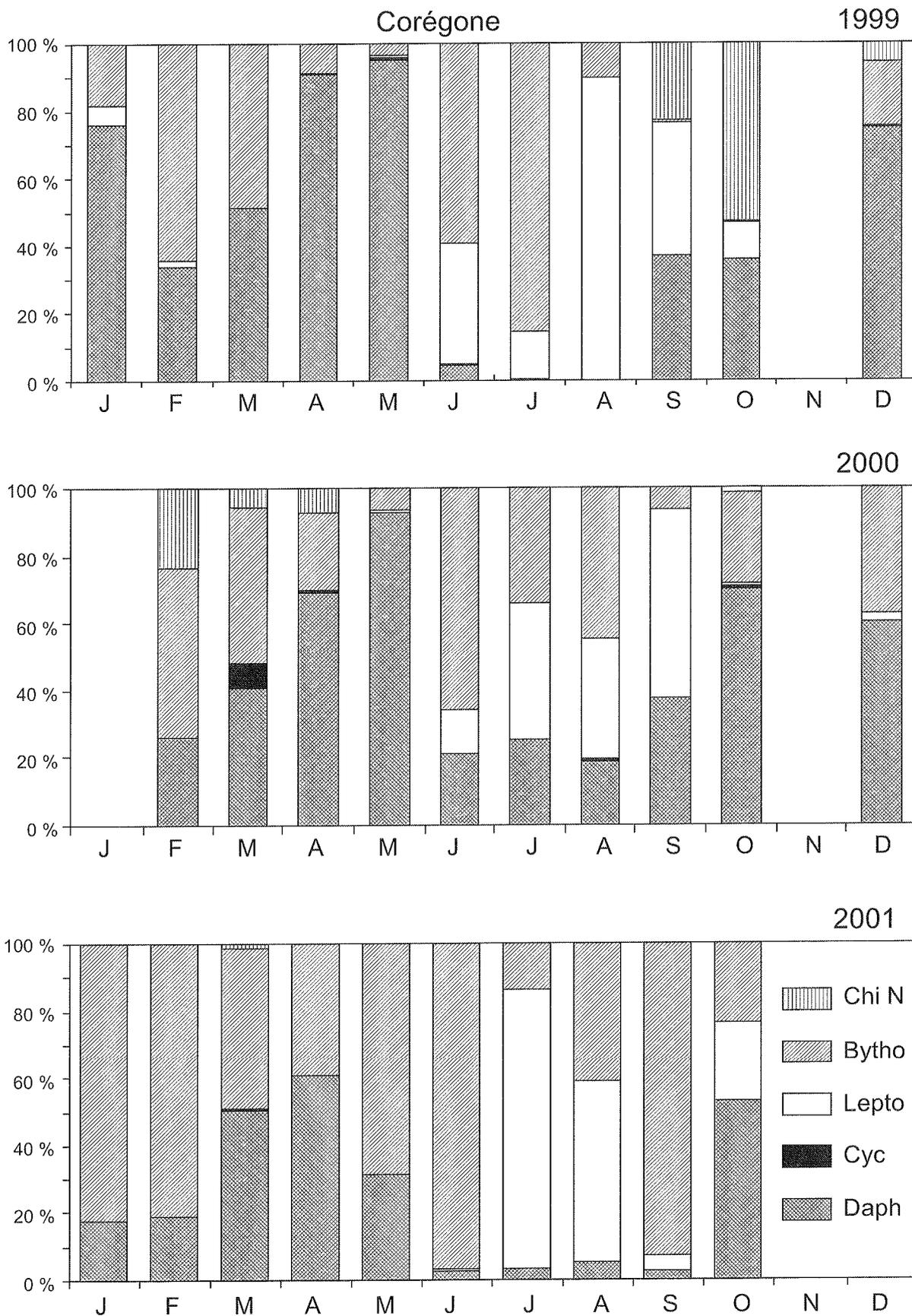


Figure 4 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques des proies dans les estomacs de corégone en 1999, 2000 et 2001 au Léman

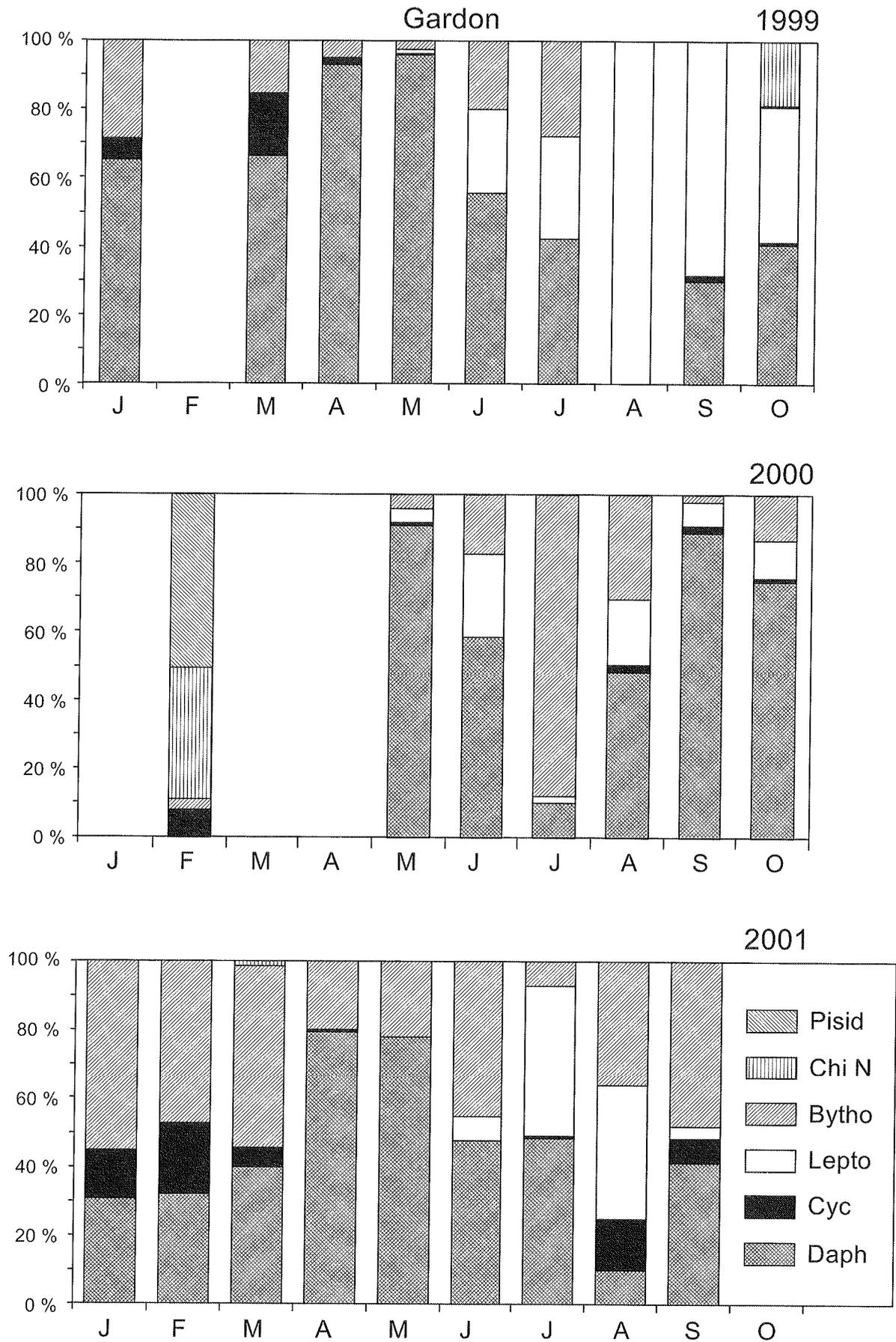


Figure 5 : Evolution mensuelle des pourcentages volumétriques des proies dans les estomacs de gardon en 1999, 2000 et 2001 au Léman

4. CONCLUSIONS

La présence importante d'une proie dans les estomacs ne traduit pas son abondance absolue, seulement son existence dans le milieu et son accessibilité par rapport à d'autres proies. Au contraire, l'absence d'une proie préférentielle dans les estomacs des individus d'une espèce traduit bien l'absence de cette proie dans le milieu naturel.

Des résultats obtenus en 2001, il est donc possible de conclure que les Daphnies étaient moins abondantes à partir du mois de juin 2001 dans le zooplancton que les 2 années précédentes. La présence de Cyclopoïdes dans les estomacs des gardons traduit l'absence de ressources préférentielles comme les Daphnies et le fort taux de vacuité des estomacs confirme la diminution de la ressource alimentaire pour les gardons dès le mois de juin après la phase des eaux claires. Les corégones ont su trouver tout au long de l'année des *Bythotrephes* et *Leptodora* avec une nette prépondérance des premiers en 2001 dans le régime alimentaire des corégones.

En l'absence de comptages de zooplancton, il est difficile de donner d'autres conclusions. On peut toutefois avancer un schéma hypothétique de la dynamique particulière de la biologie pélagique du lac en 2001 qui s'accorde bien aux données biologiques disponibles. En début 2001, le biovolume sédimenté du zooplancton est supérieur à 100 ml/m² alors qu'en 1999 et 2000 il est nettement inférieur à 100 ml/m² (Balvay, 2002). La pression de prédation du zooplancton sur le phytoplancton est potentiellement forte au printemps 2001. La très faible biomasse de nanophytoplancton présente du 22 mai au 25 juin pourrait s'expliquer par un broutage important (LAVIGNE et DRUART, 2002). Ce broutage important fait d'une part que la dynamique des Daphnies s'effondre par manque de ressource trophique et d'autre part que c'est le microphytoplancton qui prend la place du nanoplancton fortement consommé. Une fois la dynamique du microphytoplancton engagée, ce compartiment peut se maintenir car il n'entre pas facilement dans le réseau trophique. Les Daphnies ne peuvent pas consommer le microphytoplancton alors que cette ressource reste plus accessible aux Cyclopoïdes qui sont une part de l'alimentation des grands cladocères prédateurs dont la dynamique peut se maintenir. *Bythotrephes* et *Leptodora* restent alors la ressource principale des poissons pélagiques en été. La dynamique des Daphnies redémarre en septembre après le déclin du microphytoplancton et la légère reprise de la dynamique du nanophytoplancton fin août. On les retrouve dans les estomacs des corégones en octobre et des gardons en septembre.

REMERCIEMENT : Nous tenons à remercier Monsieur Eric JACQUIER, pêcheur professionnel à Lugrin, 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 plan d'eau, Gerdeaux (ed.) Hydrobiologie et Aquaculture, INRA Editions, Paris, 457 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., 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.Fish.Biol., 17, 411-429.
- KITCHELL, J.F. et CARPENTER, S.R. (1993) : Cascading trophic interactions. In : The trophic cascade in lakes ed., Cambridge studies in ecology, Cambridge University Press, 1-14.
- LUECKE, C., VANNI, M.J., MAGNUSSON, J.J., KITCHELL, J.K. et JACOBSON, P.T. (1990) : Seasonal regulation of *Daphnia* populations by planktivorous fish: Implications for the spring clear-water phase. Limnol. Oceanogr., 35, 1718-1733.
- 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.
- 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.

BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE

Campagne 2001

PAR

Philippe QUETIN, Jean-Marcel DORIOZ et Jean-Paul MOILLE

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

François RAPIN

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

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 secondaires. Les exportations du lac sont contrôlées sur le Rhône émissaire à Genève. Enfin, les analyses sur le Rhône aval (à Chancy) et ses principaux tributaires de la région genevoise ont permis de dégager l'importance des apports du bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et son entrée sur le territoire français.

L'année 2001 est une année de pluviométrie élevée au voisinage du Léman. Les débits moyens annuels sont supérieurs à la moyenne de la période 1981-2000.

En 2001, les apports en phosphore total au lac par les quatre rivières principales ont été de 1'120 tonnes. Le Rhône amont représente 93.75 % de ces apports. Les neuf rivières secondaires apportent 41.8 tonnes de phosphore total au Léman.

Les apports en phosphore dissous ont représenté un total de 57 tonnes, constitués pour environ 60 % par le Rhône amont (34 t), 30 % par les trois autres affluents principaux (16 t), et pour le reste par les sept affluents secondaires (8 t), dont la Versoix qui à elle seule apporte 4 tonnes. Les apports des quatre rivières principales montrent une baisse de près de 9.5 % par rapport à ceux de 2000. Les concentrations moyennes annuelles sont dans les rivières secondaires, telles que la Chamberonne (47 µgP/l), la Versoix (32.1 µgP/l) et la Morges (40.7 µgP/l) quoique encore relativement élevées, en baisse par rapport à 2000.

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 64.6 % du total des apports répertoriés (quatre rivières principales et neuf rivières secondaires). Les concentrations en azote minéral total varient de 0.59 mgN/l dans la Dranse à 4.31 mgN/l dans la Morges. Une rivière principale, la Venoge, ainsi que deux rivières secondaires, la Morges et l'Eau froide dépassent la concentration moyenne annuelle de 3 mgN/l.

Les apports en chlorure sont toujours en augmentation avec 60'200 tonnes dans les rivières principales. Sept affluents secondaires apportent 3'150 tonnes. La concentration moyenne annuelle pondérée dans les rivières secondaires (11.4 mgCl/l) est du même ordre que celle des rivières principales (13.5 mgCl/l).

Les analyses effectuées sur les différentes rivières en aval du lac permettent de faire la part apportée par le bassin versant du Rhône entre sa sortie du Léman et Chancy pour les éléments chimiques tels que les nitrates, le phosphore total et le phosphore dissous. Entre le Rhône émissaire et Chancy, pour des débits multipliés par 1.42, on constate que les nitrates sont multipliés par un facteur de 2.2, le phosphore total augmente d'un facteur 2.9 et le phosphore dissous d'un facteur 5.

1. GÉNÉRALITÉS

En 2001, 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 et au pont de Bioge pour les débits, 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 sont déterminées sur le Rhône à Genève. Pour ces rivières, les prélèvements sont effectués en continu et les analyses réalisées sur des échantillons proportionnels au débit.

Plusieurs affluents secondaires, tous situés sur la côte suisse, ont été suivis : la Versoix, la Promenthouse, la Dullive, la Morges, la Chamberonne, la Veveyse et l'Eau Froide. Les résultats des suivis sur les affluents secondaires font l'objet d'un paragraphe en fin de rapport. En effet, il n'est pas possible, pour l'évolution à long terme, de traiter l'ensemble des rivières car les affluents secondaires ne sont analysés, pour certains, que depuis quelques années. Par contre, compte tenu de l'importance relative des rivières secondaires par rapport aux rivières principales (le Rhône amont mis à part), nous avons inclus les apports des rivières secondaires dans les graphiques.

Les analyses sur le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy (programme NADUF), l'Arve ainsi que l'Allondon permettent de déterminer les bilans des apports de l'agglomération genevoise.

Les prélèvements ainsi que les analyses chimiques sont effectués par les laboratoires suivants :

- Service cantonal d'hydrobiologie, 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), 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 20 laboratoires (STRAWCZYNSKY et al., 2002).

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 secondaires. Toutes les autres rivières sont suivies dans le cadre de programmes cantonaux ou propres aux laboratoires.

TABLEAU 1 - Type de prélèvement

	Proportionnel au débit intégré sur 1 semaine	Proportionnel au débit sur 24 h. (1 x mois)	Instantané (1 x mois)
Bassin du Léman			
Rhône - Porte du Scex	x		
Dranse	x		
Aubonne	x		
Venoge	x		
Versoix			x ³
Veveyse	x ¹		
Promenthouse	x ¹		
Chamberonne	x ¹		
Eau Froide		x	
Morges	x ¹		
Dullive		x	
Rhône émissaire	x ²		
Bassin du Rhône aval			
Arve			x
Allondon			x
Rhône à Chancy	x ²		

¹ = intégré sur une semaine, proportionnel au temps

² = intégré sur deux semaines

³ = instantané 2 fois par mois

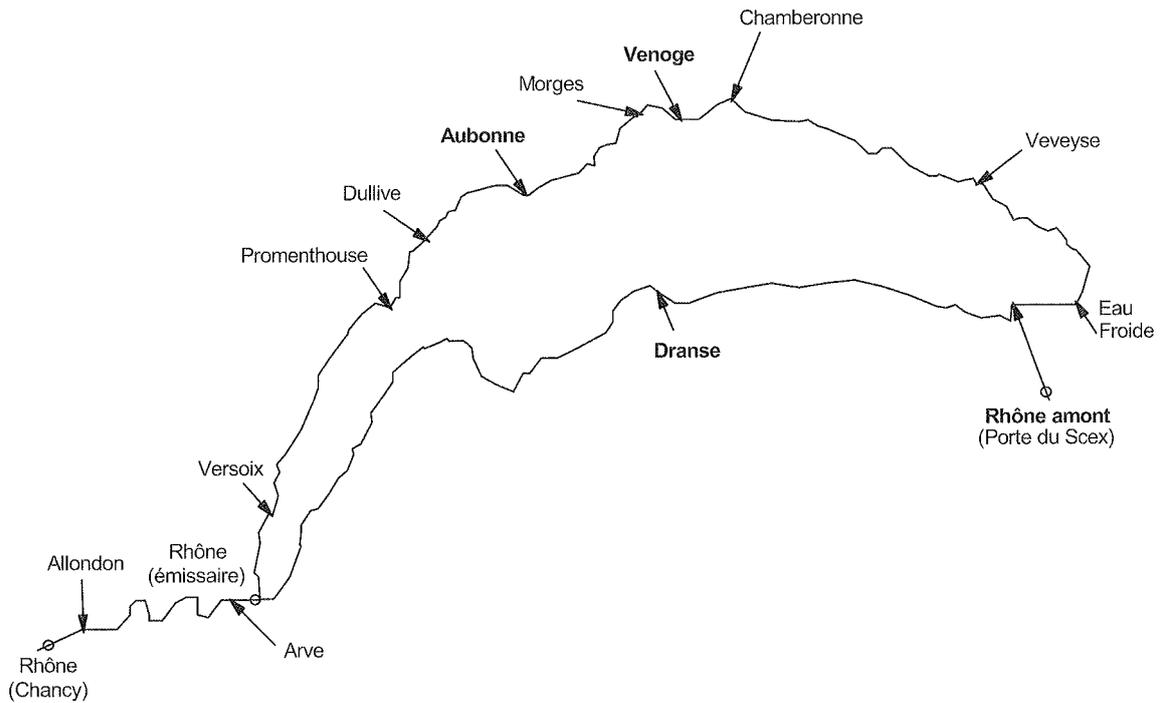


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées

2. DÉBITS DES AFFLUENTS PRINCIPAUX ET DE L'ÉMISSAIRE (figure 2)

L'année 2001 est une année à pluviométrie élevée avec une lame d'eau précipitée au niveau du Léman de l'ordre de 1'350 mm (QUETIN et COLON, 2002). Les débits moyens des rivières principales sont en hausse par rapport à 2000, tandis que la moyenne décennale (1982-2001) ne change pratiquement pas.

TABLEAU 2 - Débits des affluents principaux et de l'émissaire (m³/s)

Année	Rhône amont	Dranse	Aubonne	Venoge	Rivières secondaires	Rhône émissaire
1982	219.0	22.7	7.0	6.1		304.0
1983	206.0	22.7	6.5	5.2		268.0
1984	160.2	19.6	5.9	5.3		221.0
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
Moyenne	189.9	20.3	5.7	4.4	12.3	254.1

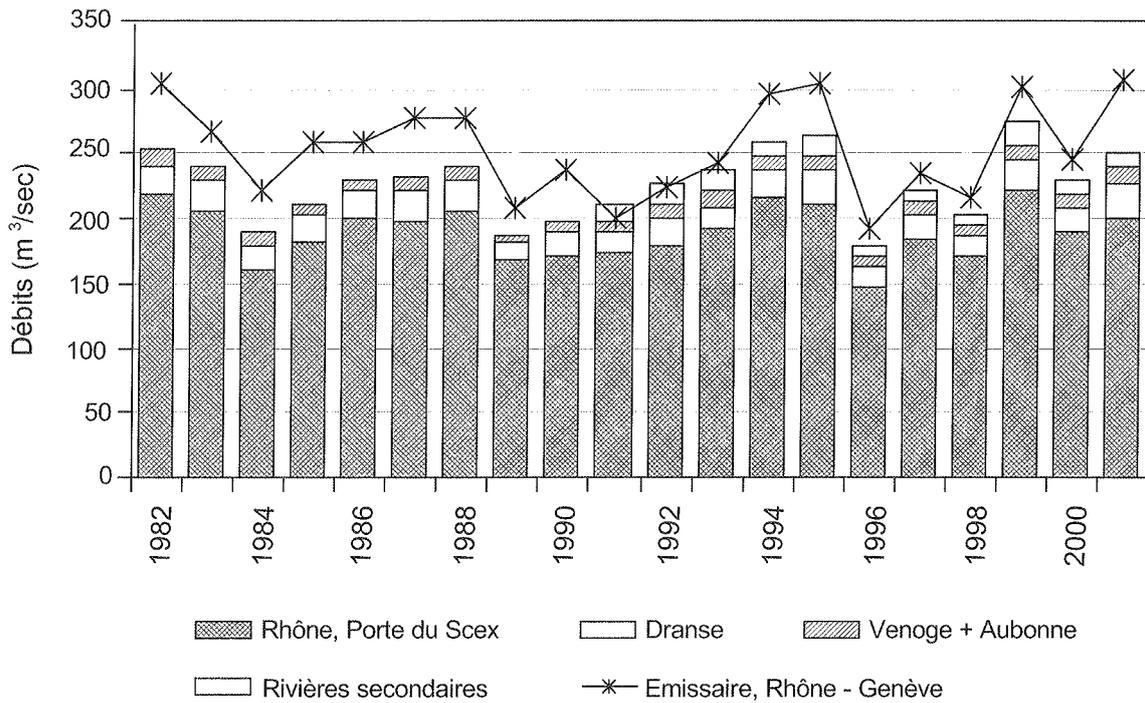


Figure 2 : Débits moyens annuels

3. APPORTS ANNUELS ET COMPOSITION DE L'EAU DES AFFLUENTS

Les calculs des flux et des concentrations moyennes annuelles pondérées sont effectués de la façon suivante :

- Pour les rivières échantillonnées en continu

$$Fa = \sum_1^s Ch \cdot Qh$$

$$C_{moy} = \frac{Fa}{\sum_1^s Qh}$$

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)
- C_{moy} = concentration moyenne annuelle pondérée

- Pour les rivières à échantillonnage mensuel

$$F_{moy} = \frac{\sum_1^n Ci \cdot Qi}{n}$$

$$C_{moy} = \frac{F_{moy}}{Q_{moy}}$$

avec

- F_{moy} = flux moyen (g/s)
- C_i = concentration dans l'échantillon prélevé (g/l)
- Q_i = débit moyen de la période correspondante (m³/s)
- n = nombre d'échantillons
- Q_{moy} = débit moyen annuel

3.1 Phosphore (figures 3 à 5)

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.

3.1.1 Phosphore total et particulaire

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.

Les apports moyens annuels en phosphore total par les quatre rivières principales sur la période 1980-2001 sont de 1'065 tonnes par an. Ils sont de 1'120 tonnes pour l'année 2001 dont 1'050 tonnes pour le Rhône-amont. La valeur du phosphore total dans le Rhône émissaire est depuis 1988 relativement stable.

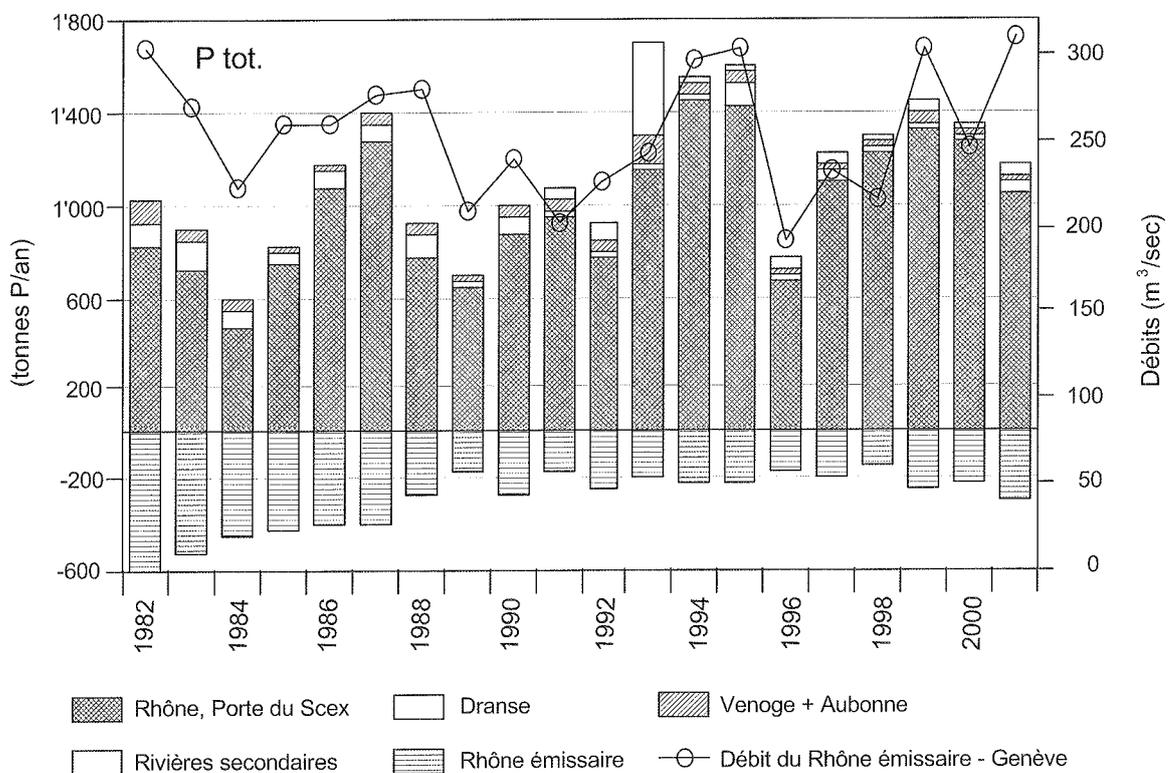


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

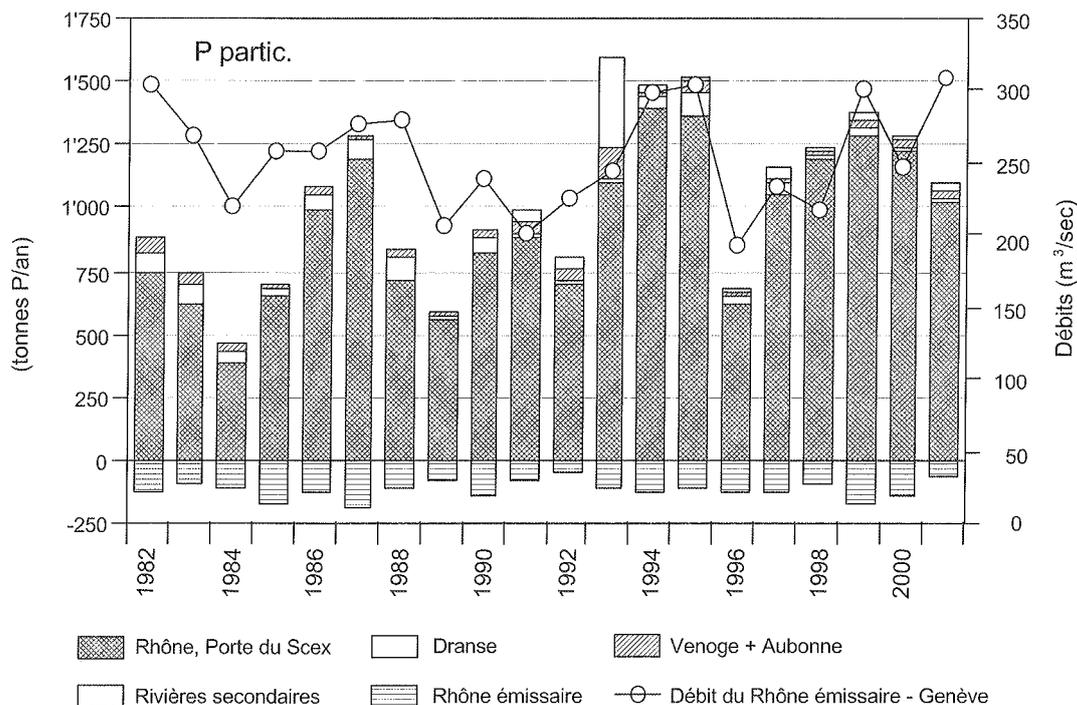


Figure 4 : Phosphore particulaire - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.1.2 Phosphore dissous (orthophosphate)

Le total des apports en orthophosphate par les affluents principaux (49.8 tonnes) suit depuis 1980 une décroissance linéaire ($r^2 = 0.83$). Tandis que celui dans l'émissaire a lui une décroissance logarithmique avec un coefficient de corrélation légèrement supérieur ($r^2 = 0.90$).

Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits se répartissent comme suit : 5.4 µgP/l pour le Rhône amont, 8.3 µgP/l pour la Dranse, 17.7 µgP/l pour l' Aubonne et 26 µgP/l pour la Venoge.

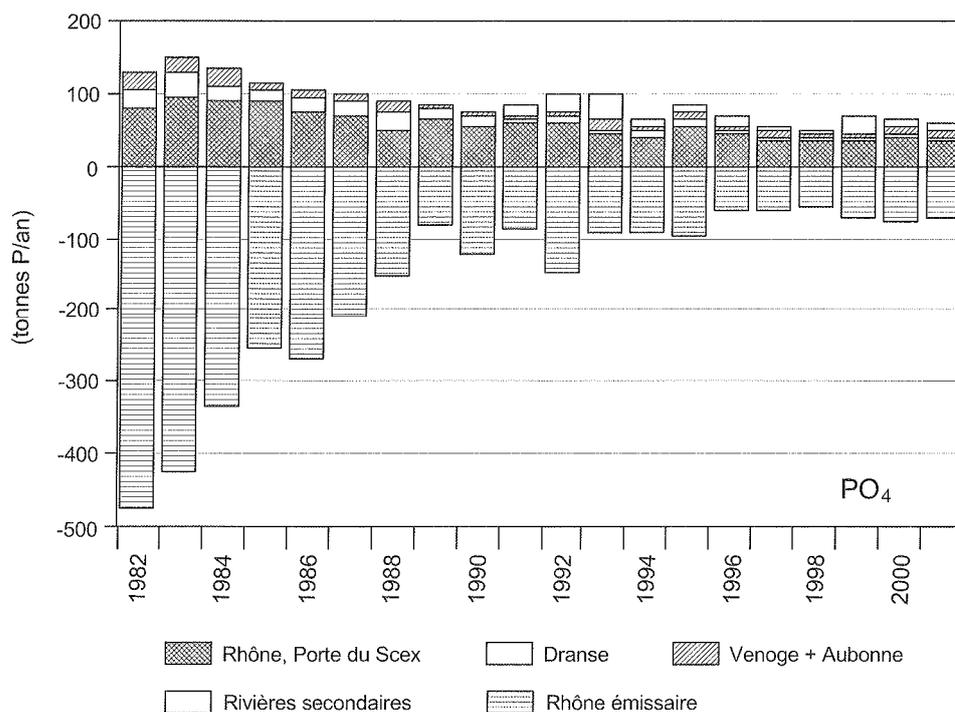


Figure 5 : Phosphore dissous (orthophosphate) - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.2 Azote minéral et organique (tableau 3 et figures 6 à 8)

Pour l'azote total (azote minéral et organique) dans le Rhône amont, les apports en 2001 (4'560 tonnes) sont plus faibles que la moyenne interannuelle 1980-2001 (5'580 tonnes), c'est le contraire pour la Dranse (613 tonnes et 516 tonnes). L'évolution de l'azote total depuis 1980 est en légère diminution sur le Rhône amont, tandis qu'elle est stable sur la Dranse.

Représentés à plus de 90 % par l'azote nitrique, les apports en azote minéral total par les rivières principales s'élèvent à 4'240 tonnes. Le Rhône amont représente 69 % du total des apports des rivières principales. Leurs évolutions depuis 1980 sont en relative stabilité.

En 2001, les apports en azote nitrique par les quatre affluents principaux atteignent 4'236 tonnes (concentration moyenne pondérée par les débits : 0.56 mgN/l).

Les exportations d'azote nitrique par l'émissaire sont en 2001 de 3'471 tonnes, total supérieur à la moyenne 1980 - 2001 (3'182 t).

TABLEAU 3 - Apports annuels en azote total (t N/an) et concentrations moyennes annuelles pondérées - Rhône Porte du Scex et Dranse.

Année	Rhône amont		Dranse	
	tonnes	mgN/l	tonnes	mgN/l
1982	5'171	0.750	619	0.860
1983	5'685	0.880	531	0.740
1984	6'181	1.220	450	0.730
1985	5'592	0.970	525	0.850
1986	5'869	0.940	549	0.820
1987	7'362	1.160	567	0.770
1988	6'649	1.020	598	0.850
1989	4'929	0.920	322	0.850
1990	6'136	1.130	493	0.860
1991	5'790	1.060	412	0.880
1992	6'520	1.160	606	0.900
1993	5'672	0.940	438	0.800
1994	5'647	0.827	472	0.729
1995	5'949	0.896	627	0.730
1996	4'132	0.890	396	0.827
1997	4'871	0.835	493	0.833
1998	4'593	0.854	459	0.846
1999	5'705	0.830	599	0.763
2000	4'654	0.791	549	0.877
2001	4'561	0.720	613	0.742
Moyenne	5'598	0.940	516	0.810

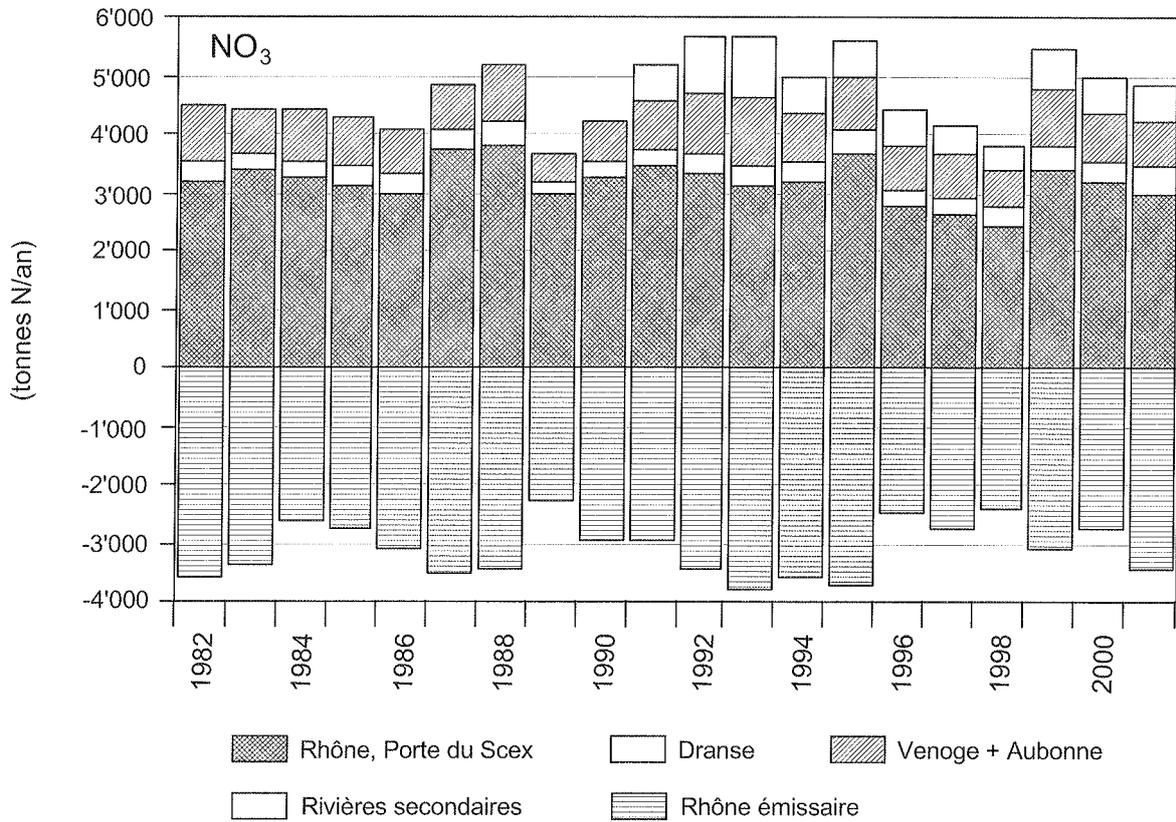


Figure 6 : Azote nitrique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

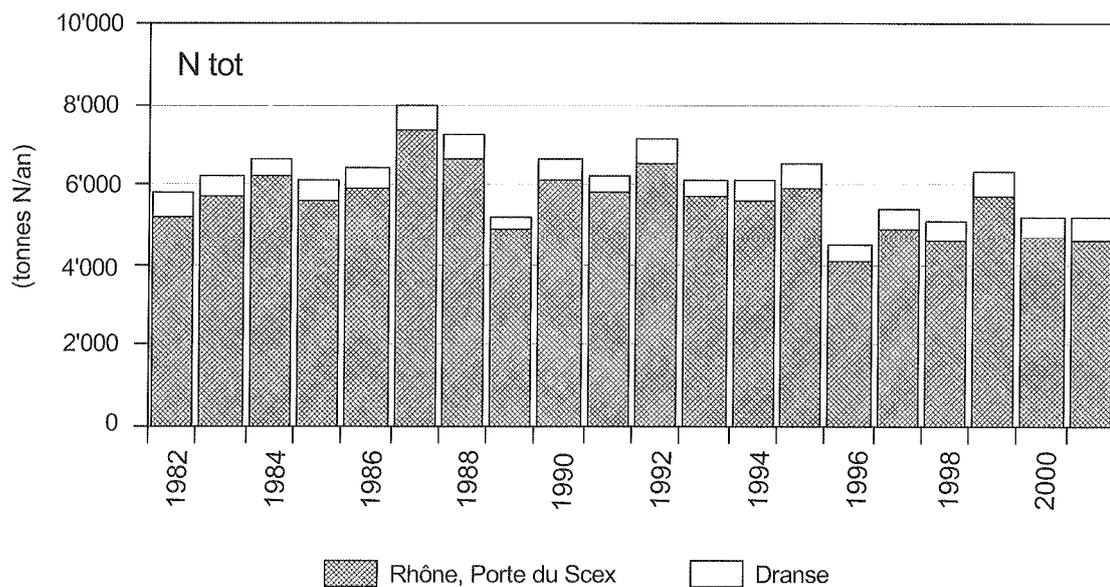


Figure 7 : Azote total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.3 Chlorure (figure 9)

En terme d'apports annuels, le chlorure est relativement stable par rapport à 2000. Pour 2001, la concentration moyenne pondérée pour les 4 affluents principaux est de 7.54 mg Cl/l et les apports totaux par les rivières principales atteignent 56870 tonnes.

La teneur moyenne dans les eaux du Rhône à l'émissaire atteint 7.3 mg/l, ce qui correspond en terme de bilan à une perte annuelle de 70750 tonnes.

L'étude de l'évolution du chlorure depuis 1980 montre que les apports sont relativement stables sur l'Aubonne et la Venoge, et que l'augmentation est légèrement plus forte sur le Rhône que sur la Dranse.

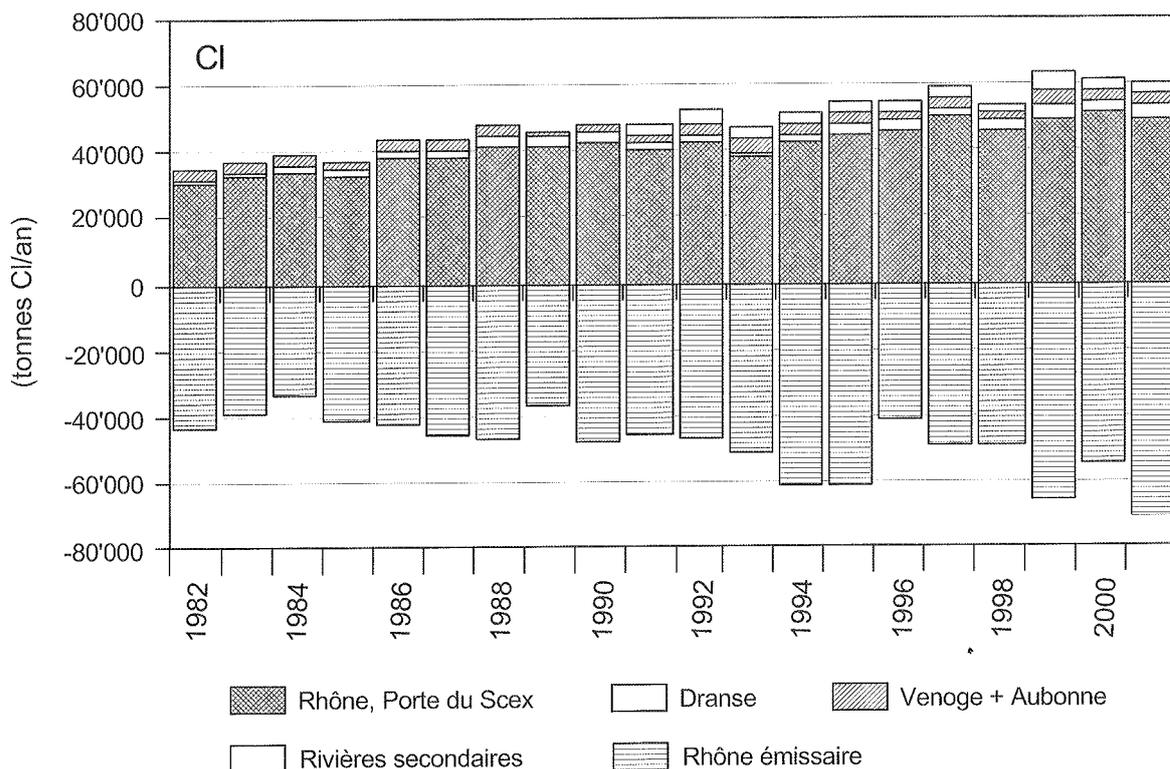


Figure 8 : Chlorure - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac)

3.4 Carbone organique

Le carbone organique dissous (COD) est analysé dans les eaux de l'ensemble des rivières principales et secondaires sauf dans la Dranse. Le carbone organique total (COT) est mesuré dans les eaux du Rhône amont et du Rhône à Chancy.

Les concentrations en carbone organique dissous des eaux du Rhône amont (0.9 mgC/l) sont plus faibles que dans les autres rivières principales. Les concentrations moyennes pondérées par les débits évoluent entre 0.9 mg/l pour le Rhône-amont à 3.1 mg/l pour la Morges.

La concentration de COD dans les eaux du Rhône émissaire est de 1.06 mgC/l pour l'année 2001, alors que la concentration moyenne annuelle pondérée par les débits de l'ensemble des rivières principales et secondaires considérées est de 1.04 mgC/l.

Les concentrations moyennes annuelles en carbone organique total dans les eaux sont voisines : 0.9 mgC/l pour le Rhône amont et 1.3 mgC/l pour le Rhône à Chancy. Elles sont en forte baisse par rapport à 2000 (3.3 et 2.9 mgC/l).

4. ÉTUDE DES AFFLUENTS SECONDAIRES

Les affluents secondaires étudiés fournissent un débit total de 11.5 m³/s, soit 4.6 % des apports mesurés au lac. Comme pour les affluents principaux, l'ensemble des résultats de la campagne 2001 sur les sept affluents secondaires du Léman est consigné dans les tableaux 6 et 7.

Les apports de l'Allondon et de l'Arve qui se jettent dans le Rhône aval ne sont pas pris en compte dans cette analyse, mais figurent avec ceux du Rhône à Chancy. Ils permettront de préciser les apports du bassin versant du Rhône entre la sortie du lac et la frontière franco-suisse que nous aborderons au chapitre 5.

TABLEAU 4 - Affluents secondaires (+ Rhône à Chancy) : débits moyens annuels en m³/s

	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Bassin versant du Léman											
Versoix	2.90	4.66	2.87	3.17	3.65	3.35	2.74	3.07	4.63	3.30	3.88
Stockalper	2.87	3.62	2.79	2.41	3.32	2.20			3.17		
Veveyse	1.52	2.58	1.87	2.40	1.88	1.16	1.63	1.84	3.10	3.17	2.89
Promenthouse	1.51	1.41	1.72	1.30	1.97	1.23	1.79	1.43	2.64	1.90	2.25
Chamberonne	0.57	0.68	0.68	1.07	1.06	0.77	0.75	0.68	1.05	0.88	1.08
Hermance										0.54	
Eau Froide	0.30	0.29	0.78	0.53	0.55	0.33		0.38	0.46	0.47	0.44
Morges	0.25	0.28	1.69	0.48	0.97	0.47	0.43	0.33	0.57	0.45	0.67
Dullive	0.15	0.25	0.98	0.28	0.19	0.21	0.21	0.26	0.34	0.24	0.24
Vengeron		0.32							0.92		
Nant d'Aisy										0.04	
Mercube				0.02							
Nant de Pry							0.17				
Le Brassu							0.17				
Nant de Brai							0.08				
Bassin versant du Rhône aval											
Arve	78.8	92.8	62.50	84.28	90.55	71.36	63.03	65.63	103.5	72.59	92.1
Allondon	2.36	6.17	3.78	3.96	3.80	4.45	3.01	3.00	6.48	3.73	5.12
Rhône Chancy	316.0	363.0	356.5	403.57	415.67	285.37	333.09	307.30	416.00	330.01	439.1

4.1 Phosphore dissous (orthophosphate) et phosphore total

La charge annuelle en phosphore dissous qui transite par les sept affluents est de 7.95 tonnes, dont la Versoix qui à elle seule apporte 4 tonnes.

Le tonnage de ces sept affluents correspond à celui apporté par l'Aubonne et la Venoge réunies (8.3 tonnes).

Pour les mêmes rivières mesurées en 1999, au nombre de sept, le total des apports en orthophosphate est stable.

En terme de concentration en orthophosphate, la Versoix (32.1 µgP/l), la Chamberonne (47.0 µgP/l) et la Morges (40.7 µgP/l) sont les rivières présentant les concentrations les plus élevées; elles sont en légère baisse par rapport à 2000.

En phosphore total, 41.85 tonnes sont amenées par les rivières secondaires contrôlées.

4.2 Azote minéral total

Les concentrations moyennes annuelles en azote minéral total varient de 0.73 mgN/l pour la Veveyse à 4.3 mgN/l pour la Morges. Les concentrations sont du même ordre de grandeur que les concentrations moyennes annuelles atteintes dans les eaux des rivières principales, notamment la Venoge (3.2 mgN/l) et la Dranse (0.6 mgN/l).

Les apports cumulés de l'ensemble des rivières secondaires représentent 45 % des apports cumulés de la Venoge, de l'Aubonne et de la Dranse. Globalement, les rivières secondaires examinées transfèrent 603 tonnes d'azote minéral total au Léman, en légère baisse par rapport à 2000.

4.3 Chlorure

Les apports en chlorure des rivières secondaires atteignent 3150 tonnes. Ce total est du même ordre de grandeur que celui des apports de la Venoge et l'Aubonne réunies. Par rapport aux quatre rivières principales, les apports des rivières secondaires représentent 5.5 %. Les concentrations en chlorure dans les rivières secondaires varient entre 4.76 mgCl/l (l'Eau Froide) et 15.4 mgCl/l (la Chamberonne).

5. BASSIN VERSANT DU RHÔNE DE GENÈVE À CHANCY (figure 10)

Nous rappelons qu'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 plusieurs affluents, les deux principaux étant l'Arve (débit moyen 72.5 m³/s) et l'Allondon (débit moyen 3.73 m³/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 96.7 % 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.

Une partie importante des apports en nutriments provient de huit stations d'épuration (STEP) françaises et de onze STEP suisses dont celle de Genève-Aire (533'000 EH), totalisant 701'700 EH¹. Douze de ces installations se déversent directement dans le fleuve (692'800 EH), le reste dans les divers affluents. Aucune ne pratique la déphosphatation et au moins quatre d'entre elles traitent des eaux d'origine industrielle. Le bassin de l'Arve, en amont du Rhône, compte trente-six STEP qui totalisent 401'300 EH.

Une estimation des apports ponctuels et diffus du bassin dit "genevois" est obtenue en soustrayant au flux du Rhône à Chancy ceux mesurés de l'émissaire (sortie du Léman), de l'Arve et de l'Allondon.

La figure 10 montre le détail des charges qui transitent par Chancy.

TABLEAU 5 - Débits en m³/s et flux en tonnes/an

	Débit m ³ /s	Nitrates t N/an	Ortho- phosphate t P/an	Phosphore total t P/an	Carb. org. dissous (DOC) t C/an	Chlorure t Cl/an	Sulfates t SO ₄ /an
Rhône émissaire	308.5	3'471	69.5	293	10'269	70'750	437'526
Arve	92.1	1'814	107.0	206	3'416	19'276	120'315
Allondon	5.1	240	10.2	17	311	919	1'212
Bassin versant "genevois" *	33.3	2'056	158.7	335	3'527	15'817	1'789
Rhône Chancy	439.0	7'581	345.4	851	17'523	106'762	560'842

* = valeur non mesurée, mais obtenue par soustraction

¹ EH = équivalent habitant à 60 g de DBO₅ par jour

L'augmentation du flux de nitrates entre le Rhône à l'émissaire et Chancy est de 120 %. Le flux de phosphore dissous à Chancy provient à 46 % du bassin dit "genevois" et à 31 % de l'Arve. Pour le phosphore total, 39 % proviennent du bassin dit "genevois".

Alors que les débits du Rhône émissaire représentent 70.3 % du débit du Rhône à Chancy, la participation du Rhône émissaire dans la charge totale du Rhône à Chancy représente :

- 20.1 % de la charge en phosphore dissous (orthophosphate)
- 34.4 % de la charge en phosphore total
- 45.8 % de la charge en nitrates
- 66.3 % de la charge en chlorure
- 78.0 % de la charge en sulfates.

Ces participations sont en légère augmentation par rapport à 2000 sauf pour le phosphore dissous.

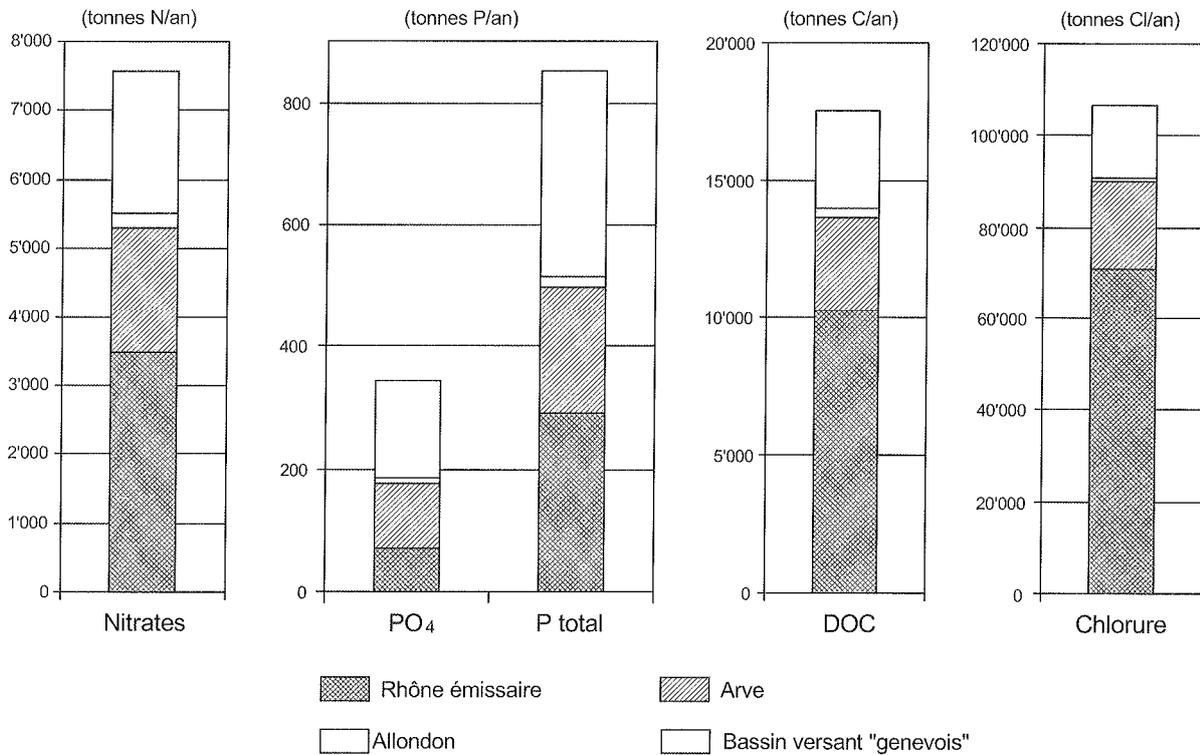


Figure 10 : Charges du Rhône à Chancy en 2001

6. CONCLUSIONS

6.1 Bassin versant du Léman

Avec une lame d'eau précipitée de l'ordre de 1350 mm sur le bassin versant proche du Léman, 2001 est une année à pluviométrie élevée et les débits du Rhône à l'émissaire sont supérieurs à la moyenne sur 10 ans. La somme des débits moyens de l'ensemble des quatre affluents principaux (Rhône, Dranse, Aubonne et Venoge) est de 240 m³/s.

Les apports en phosphore total sont de 1'120 tonnes pour les quatre rivières principales. Les apports par le Rhône amont représentent 94 % de ce total. Pour le phosphore dissous, élément directement assimilable par les algues, les apports par les rivières principales (49.8 tonnes) redescendent en dessous de 50 tonnes. Les apports par les rivières secondaires (8 tonnes) ne peuvent être comparés aux apports des années précédentes compte tenu des changements qui interviennent dans la liste des rivières contrôlées. En terme de concentration moyenne annuelle en phosphore dissous, la Chamberonne atteint le niveau de 47 µgP/l, la Morges de 40.7 µgP/l. Les flux sur le Rhône émissaire ont l'air d'atteindre un plateau (aux alentours de 70 t/an).

Représentés à plus de 90 % par l'azote nitrique, les apports en azote minéral total par l'ensemble des rivières principales et secondaires contrôlées, s'élèvent à 4805 tonnes. Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 64.6 % de l'ensemble des apports des quatre rivières principales et de sept rivières secondaires. On constate que 3 rivières ont des concentrations en azote minéral total supérieures à 3 mgN/l. C'est le cas pour la Morges (4.3 mgN/l), la Venoge (3.3 mgN/l), et l' Eau Froide (4.2 mgN/l).

Les apports en chlorure par l'ensemble des rivières contrôlées sont de 60'020 tonnes, légèrement moins qu'en 2000. La concentration moyenne pondérée par les débits pour les rivières principales atteint 7.5 mgCl/l. Elle est de 8.7 mgCl/l pour les sept rivières secondaires contrôlées.

6.2 Bassin versant du Rhône aval jusqu'à Chancy

Les analyses effectuées sur le Rhône émissaire, le Rhône à la sortie du territoire suisse à Chancy, l'Arve et l'Allondon ont permis de préciser la participation des divers bassins versants dans l'enrichissement en éléments fertilisants des eaux du Rhône aval.

L'Arve apporte au Rhône 1814 tonnes de nitrates et 107 tonnes de phosphore dissous (orthophosphate). Le bassin dit "genevois" apporte, quant à lui, 2056 tonnes de nitrates et 159 tonnes de phosphore dissous.

La charge du Rhône en éléments fertilisants à la frontière franco-suisse (Chancy) est multipliée par 2.2 pour le nitrate (même valeur qu'en 2000) et par 4.97 pour le phosphore dissous (supérieur à 2000) par rapport à celle mesurée à la sortie du lac (Rhône émissaire).

Par rapport aux charges à Chancy, celles dues à l'Arve représentent 23.9 % pour le nitrate et 31 % pour le phosphore dissous. Pour le bassin dit "genevois", les charges (obtenues par soustraction) représentent 27.1 % pour le nitrate et 45.9 % pour le phosphore dissous (en nette augmentation par rapport à 2000).

BIBLIOGRAPHIE

- QUETIN, P. et COLON, M. (2002) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001.
- STRAWCZYNSKY, A. et PASQUINI, F. (2002) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2001.

TABLEAU 6 - Concentrations moyennes en 2001

2001	Débit m ³ /s	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	Nmintot	Ntot	P-PO ₄	Plot	Cl	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	SiO ₂	COD	COT	MES
		µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgP/l	mg/l	még/l	még/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Bassin versant du Léman																		
Rhône amont	200.7	34.2		465		720	5.4	166.0	7.84	49.70	1.98	0.45	5.73	1.43	3.08	0.88	3.15	186.8
Dranse	26.2	19.1	4.4	573	596	742	8.3	37.4	5.06	47.25	3.33	0.70	3.65	0.87	3.33			21.0
Aubonne	6.7	18.1	7.7	1'215	1'241		17.7	73.8	4.78	4.22	3.41	0.44	2.97	0.70	2.82	2.52		48.1
Venoge	5.6	68.5	25.4	3'197	3'290		26.0	121.0	11.66	15.60	4.15	0.63	5.91	1.85	4.79	2.62		82.4
Versoix	3.9	14.2	99.2	1'007	1'120	1'199	32.1	78.9	6.25	5.88	3.17	0.42	3.50	0.84		1.95		
Veveyse	2.9	22.1	7.0	704	733		4.9	145.4	10.94	12.72	3.23	0.52	8.43	1.25	4.12	2.50		158.4
Promenthouse	2.2	38.8	7.1	1'770	1'816		12.6	77.8	6.02	5.63	3.82	0.59	3.72	1.15	4.07	2.08		61.5
Chamberonne	1.1	62.6	29.8	2'772	2'864		47.0	210.8	15.4	30.79	3.82	0.66	9.95	2.36	5.98	2.65		110.5
Eau Froide	0.44	624.1	24.5	3'622	4'270		7.8	26.1	4.76	30.34	3.14	0.50	4.11	1.98	3.87	2.45		5.2
Morges	0.67	36.3	22.3	4'253	4'312		40.7	246.1	13.90	22.05	4.49	0.82	6.95	2.83	8.05	3.06		172.5
Dullive	0.24	14.9	6.2	2'711	2'732		11.7	77.8	9.14	19.84	4.57	0.99	5.73	2.02	8.08	1.97		33.5
Bassin versant du Rhône aval																		
Rhône émissaire	308.5	41.0	11.6	357	409	579	7.1	30.1	7.27	44.97	2.10	0.48	5.96	1.58	0.67	1.06		
Arve	92.1	43.4	32.4	624	700	867	36.8	71.2	6.63	41.41	2.63	0.44	4.50	1.45		1.18		
Allondon	5.1	45.9	27.4	1'488	1'561	1'717	63.3	103.3	5.69	7.51	3.61	0.43	3.60	1.23		1.93		
Rhône Chancy	439.1	77.2	27.6	547	652	746	24.9	61.4	7.71	40.50	2.09	0.47	5.35	1.46	1.24	1.27	1.96	13.4

TABLEAU 7 - Flux en 2001

2001	Debit (m3/s)	N-NH4 (t/an)	N-NO2 (t/an)	N-NO3 (t/an)	Nmintot (t/an)	NtotBrut (t/an)	P-PO4 (t/an)	PtotBrut (t/an)	Ppartic (t/an)	Cl (t/an)	SO4 (t/an)	Ca (t/an)	Mg (t/an)	Na (t/an)	K (t/an)	SiO2 (t/an)	DOC (t/an)	TOC (t/an)	MES (t/an)	
Bassin versant du Léman																				
Rhône amont	200.7	212.1		2'942		4'561	33.97	1'049		49'618	314'626	251'028	34'988	36'267	9'069	19'524	5'567	19'949	1'182'621	
Dranse	26.2	15.7	3.6	473	492	613	6.89	30.9	21.9	4'184	39'039	55'100	7'029	3'013	720	2'754			17'316	
Aubonne	6.7	3.8	1.6	258	264		3.76	15.7	11.5	1'015	897	14'528	1'136	631	148	600	535		10'224	
Venoge	5.6	12.1	4.5	523	579		5.17	21.3	16.1	2'050	2'745	14'631	1'339	1'039	326	843	462		14'488	
Versoix	3.9	1.7	12.2	123	137	147	3.94	9.7		766	720	7'784	621	428	103		239			
Veveysse	2.9	2.0	0.6	64.3	66.9		0.45	13.3	12.2	999	1'161	5'902	572	770	114	376	228		14'463	
Promenthouse	2.2	2.8	0.5	126	129		0.90	5.5	4.5	427	399	5'430	508	264	82	289	148		4'364	
Chamberonne	1.1	2.1	1.0	94.7	97.8		1.60	7.2	5.3	526	1'052	2'614	272	340	81	204	90		3'776	
Eau Froide	0.44	8.7	0.3	50.3	59.3		0.11	0.4	0.2	66	421	874	85	57	27	54	34		73	
Morges	0.67	0.8	0.5	90.4	91.7		0.86	5.23	4.3	295	469	1'912	213	148	60	171	65		3'667	
Dullive	0.24	0.1	0.05	20.8	21.0		0.09	0.6	0.5	70	152	702	92	44	15	62	15		257	
Total de 11 affluents	250.7	261.9		4'805			57.14	1'159		60'016	361'680	360'505	46'854	43'000	10'746	24'877	7'383		1'251'250	
Bassin versant du Rhône aval																				
Rhône émissaire	308.5	398.6	112.7	3'470	3'982	5'631	69.49	293.0	65.2	70'749	437'527	410'308	56'797	48'303	15'363	6'556	10'269			
Arve	92.1	126.1	94.1	1'814	2'085	2'519	106.98	206.9		19'276	120'315	152'878	15'485	13'074	4'215		3'416			
Allondon	5.1	7.4	4.4	240.3	252.2	277	10.23	16.7		919	1'212	11'695	840	581	198		312			
Rhône Chancy	439.1	1'147	410.3	7'581	9'138	10'331	345.46	850.7		106'763	560'842	580'212	78'582	74'122	20'207	17'175	17'523		185'250	

CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION

Campagne 2001

PAR

Aline CLERC

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

Jean-Jacques FIAUX

SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT DU CANTON DE VAUD
Ch. des Boveresses 155, CH - 1066 EPALINGES

RÉSUMÉ

En 2001, 159 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le bassin versant du Léman. Sur ces 159 STEP, 137 sont équipées pour la déphosphatation (99 % de la capacité nominale des installations; 99 % de la population raccordée). Le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 133 (84 % du nombre de STEP et 98 % de la population raccordée).

Pour le bassin versant du Rhône aval jusqu'à Chancy, le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 26 sur 57 (46 % du nombre de STEP et 77 % de la population raccordée).

Bien que les débits transitant par les STEP soient en baisse, l'année 2001 a été marquée par des déversements en entrée de STEP plus importants que l'année précédente. L'observation de la pluviométrie permet d'expliquer ce phénomène; en effet les mois de mars et avril ont concentré une grande partie des précipitations, ce qui a provoqué de nombreux déversements qui ont eu une influence négative sur les rendements globaux des STEP.

Pour le bassin du Léman, le rendement moyen d'abattement est de 93 % sur les eaux traitées et la concentration moyenne de sortie en DBO_5 (pondérée par les débits) est de $12 \text{ mgO}_2/\text{l}$. Le rendement est en légère baisse par rapport à celui de 2000. Pour le bassin du Rhône aval le rendement moyen d'abattement est de 68 % sur les eaux traitées et la valeur moyenne de sortie en DBO_5 (pondérée par les débits) est de $63 \text{ mgO}_2/\text{l}$. Cette baisse considérable du rendement est due aux travaux de rénovation de la STEP d'Aïre durant lesquels seul un traitement primaire a été appliqué.

Pour le bassin du Léman et pour le phosphore total, le rendement moyen d'élimination est de 88 % sur les eaux traitées. Il est en baisse par rapport à 2000 (90 %) et revient au même niveau qu'en 1999. La concentration moyenne de sortie est de 0.56 mgP/l , en augmentation par rapport à 2000 (0.49 mgP/l). Cette diminution du rendement a induit une augmentation de près de 15 tonnes du phosphore rejeté. La figure 1 présente l'évolution du rendement de l'élimination du phosphore total depuis 1990 pour les STEP du bassin du Léman.

Pour les STEP contrôlées ayant effectué des mesures du $P\text{-PO}_4$ en plus du phosphore total (représentant 42 % de la capacité totale), le rendement moyen d'élimination du $P\text{-PO}_4$ est également en baisse par rapport à celui observé pour l'année 2000. Le rendement sur les eaux traitées passe de 91 % à 89 % pour une concentration moyenne de sortie de $0.13 \text{ mgP-PO}_4/\text{l}$. Par contre, le rendement global, prenant en compte les charges déversées en entrée ou au décanteur primaire est stable à 87 % avec une concentration moyenne de sortie de $0.21 \text{ mgP-PO}_4/\text{l}$.

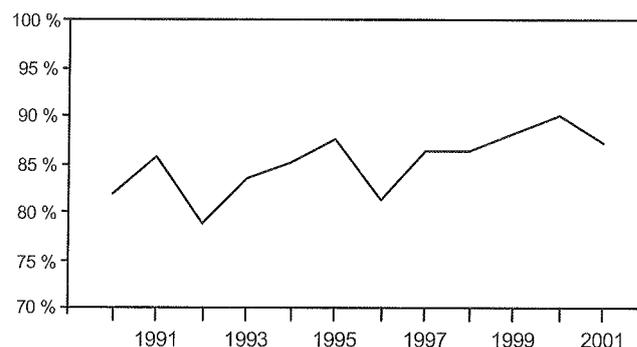


Figure 1: Evolution entre 1990 et 2001 du rendement d'élimination du phosphore total sur les eaux traitées, (source : Données CIPEL)

1. INTRODUCTION

Ce document présente un bilan global du fonctionnement des stations d'épuration du bassin étudié et suivi par la CIPEL (le bassin hydrographique du Léman et le bassin du Rhône aval depuis l'émissaire du lac jusqu'à la frontière franco-suisse de Chancy). Il se base d'une part sur l'inventaire des installations et de leurs caractéristiques techniques (capacité, populations raccordées, etc.) et d'autre part sur les mesures, sur 24 heures, de débits et de concentrations en entrée et sortie des stations d'épuration (STEP).

Ce bilan regroupe les résultats selon les entités faisant partie de la CIPEL :

- Département de l'Ain
- Canton de Genève
- Département de la Haute-Savoie
- Canton du Valais
- Canton de Vaud

et selon les deux grands bassins versants :

- Léman (bassin hydrographique du lac)
- Rhône aval (bassin du Rhône de l'émissaire du lac jusqu'à Chancy).

2. NOMBRE DE STEP, CAPACITÉ ET POPULATIONS RACCORDÉES

Le tableau 1 donne pour chaque entité le nombre de STEP, ainsi que leurs capacités et les populations raccordées.

Les populations raccordées sont celles indiquées par les services compétents des différents cantons et départements. Ces chiffres ont été obtenus à partir des données des communes, vérifiées et contrôlées par les administrations concernées. En raison de la dispersion de l'habitat, de la connaissance insuffisante de certains réseaux et de l'évolution permanente de la situation, il ne peut être prétendu que les chiffres annoncés sont d'une parfaite exactitude; il est néanmoins admis qu'ils fournissent une bonne approche de la situation réelle en ce qui concerne les eaux usées domestiques. Une actualisation a été faite au 1^{er} janvier 2002 au vu des modifications connues des administrations.

La population permanente correspond à la population résidant à l'année, alors que la population saisonnière indique la capacité d'hébergement touristique (hôtels, maisons et appartements de vacances, hébergements collectifs, campings).

En 2001, 216 STEP étaient en service dans le bassin versant CIPEL (Léman + Rhône aval); elles totalisaient une capacité nominale de 3'828'466 équivalents-habitants (EH) (à 60 g de DBO₅/EH.j). Le raccordement de certaines STEP sur des installations plus grandes ou plus modernes explique la baisse, par rapport à l'année précédente, du nombre de stations dans le bassin versant de la CIPEL.

Pour le bassin du Léman, les 27 STEP de capacité égale ou supérieure à 20'000 équivalents-habitants (EH) (à 60 g de DBO₅/EH.j) représentent plus de 80% de la capacité totale. En prenant en compte les STEP de capacité égale ou supérieure à 10'000 équivalents-habitants (EH), la capacité représentée s'élève alors à 90 % de la capacité totale pour 45 STEP.

TABLEAU 1 - Etat des STEP et des populations raccordées à fin 2001

Bassin versant	Canton / Département		Nombre de STEP	Capacité des STEP	Population raccordée permanente	Population raccordée saisonnière	Equivalent industriel (en EH DBO ₅)
Léman	Ain	total	3	19'750	9'666	5'500	
		avec déphos.	2	19'300	9'386	5'500	
	Genève	total	2	7'595	4'698	183	
		avec déphos.	2	7'595	4'698	183	
	Haute-Savoie	total	18	194'496	76'532	127'848	23'190
		avec déphos.	9	183'300	71'052	124'468	21'360
	Valais	total	61	1'384'362	260'902	312'869	628'250
		avec déphos.	50	1'378'395	259'592	306'919	628'250
	Vaud	total	75	1'000'902	483'433	93'304	2'463
		avec déphos.	74	1'000'714	483'398	93'304	2'463
Total	total	159	2'607'105	835'231	539'704	653'903	
	avec déphos.	137	2'589'304	828'126	530'374	652'073	
Rhône aval	Ain	total	9	52'623	34'230	50	
		avec déphos.					
	Genève	total	16	761'768	408'246	21'763	408
		avec déphos.					
	Haute-Savoie	total	32	406'970	183'047	189'630	48'550
		avec déphos.	5	121'750	67'101	74'430	6'000
	Total	total	57	1'221'361	625'523	211'443	48'958
		avec déphos.	5	121'750	67'101	74'430	6'000

3. CONTRÔLES

Le tableau 2 indique l'importance des contrôles (analyses des eaux) effectués par les services compétents. Il prend également en compte les résultats de l'autosurveillance réalisée par les gestionnaires des stations. Il s'agit des contrôles 24 heures avec prélèvements et analyse des eaux pour la demande biologique en oxygène (DBO₅). Globalement les STEP contrôlées représentent 87% de la capacité totale du bassin versant CIPEL.

Toutefois, le tableau 2 indique clairement les entités où des efforts doivent encore être faits pour améliorer le contrôle des STEP. Dans le bassin du Léman, le canton du Valais et le département de la Haute-Savoie doivent augmenter les contrôles des petites STEP (généralement sans déphosphatation), de même dans le bassin du Rhône aval pour le département de la Haute-Savoie.

Il faut également relever que les contrôles pris en compte pour ce bilan ne comprennent pas systématiquement les mesures des débits déversés ou du phosphore dissous. La mesure plus fréquente de ces deux paramètres permettrait pourtant de mieux connaître le fonctionnement réel des installations quant à l'élimination du phosphore. Des estimations des débits et des flux en phosphore total déversés sans être mesurés sont présentées aux chapitres 4.1 et 4.3.

En 2001, la STEP de Nendaz/Bieudron (20'000 EH, située en Valais), gravement touchée par les inondations d'octobre 2000 et l'explosion d'une conduite forcée (EOS) en décembre 2000, n'a procédé à aucun traitement des eaux usées; celles-ci se sont donc déversées directement dans le Rhône depuis octobre 2000. Le traitement primaire (décantation) a été remis en service en avril 2002.

La STEP d'Aïre (530'000 EH, située à Genève) est en cours de rénovation. En 2001, cette STEP, la plus grande du bassin CIPEL, n'a pratiqué durant la majeure partie de l'année qu'un traitement réduit (décantation primaire) en raison des travaux en cours sur les bassins biologiques. Dans ce bilan de fonctionnement, ses eaux sont considérées comme traitées et non pas comme déversées après un traitement partiel.

TABLEAU 2 - Nombre de contrôles effectués en 2001 avec analyses des eaux (prélèvements de 24 h)

Bassin versant	Canton Département		Ain	Genève	Haute-Savoie	Valais	Vaud
L é m a n	Totaux	STEP	3	2	18	61	75
		Cap. 60 g	19'750	7'595	194'496	1'384'362	1'000'902
		Pop. Perm	9'666	4'698	76'532	260'902	483'433
		Pop. Sais.	5'500	183	127'848	312'869	93'304
		Pop. Indus			23'190	628'250	2'463
	Supérieur ou égal à 12 contrôles	STEP	2	1	3	28	73
		Cap. 60 g	19'300	7'467	162'350	1'238'173	1'000'589
		Pop. Perm	9'386	4'626	65'869	218'913	483'398
		Pop. Sais.	5'500	183	96'427	260'261	93'304
	Supérieur à 5, inf. et/ou égal à 11 contrôles	STEP		1		5	1
		Cap. 60 g		128		72'209	188
		Pop. Perm		72		15'668	35
		Pop. Sais.				3'886	
	Egal à 4 contrôles	STEP				10	
		Cap. 60 g				27'596	
		Pop. Perm				12'068	
		Pop. Sais.				16'412	
	de 1 à 3 contrôles	STEP			2	7	
		Cap. 60 g			16'600	12'756	
		Pop. Perm			2'240	3'891	
		Pop. Sais.			18'090	5'788	
	STEP non contrôlées	STEP	1		13	11	1
		Cap. 60 g	450		15'546	33'628	125
		Pop. Perm	280		8'423	10'362	
Pop. Sais.				13'331	26'522		
R h ô n e a v a l	Totaux	STEP	9	16	32		
		Cap. 60 g	52'623	761'768	406'970		
		Pop. Perm	34'230	408'246	183'047		
		Pop. Sais.	50	21'763	189'630		
		Pop. Indus		408	48'550		
	Supérieur ou égal à 12 contrôles	STEP	3	5	9		
		Cap. 60 g	46'060	583'150	276'500		
		Pop. Perm	30'324	363'130	113'539		
		Pop. Sais.	50	20'480	106'925		
	Supérieur à 5, inf. et/ou égal à 11 contrôles	STEP		4			
		Cap. 60 g		1'960			
		Pop. Perm		1'693			
		Pop. Sais.		12			
	Egal à 4 contrôles	STEP					
		Cap. 60 g					
		Pop. Perm					
		Pop. Sais.					
	De 1 à 3 contrôles	STEP	4	1			
		Cap. 60 g	5'880	28'583			
		Pop. Perm	3'264	3'021			
		Pop. Sais.					
	STEP non contrôlées	STEP	2	6	23		
		Cap. 60 g	683	148'075	130'470		
		Pop. Perm	642	40'402	69'508		
Pop. Sais.			1'271	82'705			

4. BILAN DES FLUX ET RENDEMENTS D'ÉPURATION

La compilation des données a été réalisée à trois niveaux :

- sur l'ensemble des données, éventuellement regroupées par bassin versant, afin d'avoir une vision générale,
- sur les données des stations d'une capacité de traitement supérieure à 10'000 EH, qui bénéficient de contrôles plus fréquents et plus complets. En effet, les STEP procédant à des analyses régulières et équipées de mesures de débit sur les eaux traitées et déversées (mesures journalières ou mieux encore mesures horaires) permettent d'avoir une autre vision du fonctionnement de la station d'épuration, et fournissent une image toute différente du fonctionnement du couple réseau-STEP. Ces stations représentent plus de 90 % de la capacité des STEP et réunissent près de 84 % de la population raccordée pour le bassin CIPEL,
- de manière plus approfondie sur les données journalières d'un échantillon de STEP pour établir une analyse détaillée de leur fonctionnement.

Les bilans complets des flux, rendements et concentrations pour la DBO₅, le phosphore total et le phosphore dissous sont présentés en annexe (Annexes 1 à 4).

4.1 Débits

Le tableau 3 présente les débits mesurés dans les stations d'épuration pour l'année 2001. Pour le bassin du Léman, le débit d'entrée d'environ 516'000 m³/j est légèrement plus bas que celui mesuré en 2000 alors que les débits déversés sont en augmentation. La même évolution est constatée pour le bassin du Rhône aval. L'observation de la pluviométrie en 2001 permet d'expliquer ce phénomène; en effet les mois de mars et avril ont concentré une grande partie des précipitations, ce qui a provoqué de nombreux déversements à cette période comme le montre l'analyse détaillée des débits présentée au chapitre 4.4.

TABLEAU 3 - Débits journaliers mesurés dans les STEP du bassin CIPEL en 2001

Bassin versant	Canton Département	Nombre de STEP	Capacité (60gDBO ₅ /hab.j	Population raccordée	Débits journaliers mesurés (m ³ /j)				Débit spécifique en l/hab.jour
					Déversés en entrée	Entrée de STEP	Déversés au DP *	Sortie	
Léman	Ain	2	19'300	13'053	2'370	5'592		5'730	710
	Genève	2	7'595	4'820		2'731		2'731	478
	Haute-Savoie	6	182'550	146'989	3'673	36'222		36'298	308
	Valais	53	1'354'984	444'476	926	204'235		204'235	577
	Vaud	74	1'000'777	545'636	12'519	254'598	36'685	217'935	459
Total Léman		137	2'565'206	1'154'973	19'489	503'379	36'685	466'929	485
Rhône aval	Ain	3	46'060	30'357	1'778	12'249		12'249	459
	Genève	10	613'693	381'505	19'521	166'559		155'379	460
	Haute-Savoie	10	278'000	185'819	7'627	55'003		51'375	388
Total Rhône aval		23	937'753	597'682	28'926	233'811		219'003	440
Total BV * CIPEL		160	3'502'959	1'752'655	48'414	737'190	36'685	685'932	469

* : DP = décanteur primaire ; BV = bassin versant

Les débits spécifiques transitant par les réseaux et parvenant aux STEP montrent clairement que les réseaux transportent une quantité non négligeable, voire considérable, d'eaux claires parasites. En effet, pour une consommation de 160 à 200 litres par personne et par jour, certains réseaux transportent plus de 800 litres. Les eaux claires parasites, induisant des déversements plus volumineux ou plus fréquents, ont une influence sur le fonctionnement des réseaux et des STEP.

La mesure des débits déversés n'est pas effectuée de manière systématique sur les installations, ce qui conduit à une sous-estimation générale de ces débits. Le taux de mesure de ces débits varie, pour les différentes parties du bassin CIPEL, de 89.7 % de la capacité de STEP dans le canton de Vaud à 23.1 % dans le canton du Valais, avec une moyenne de 58.3 % pour le bassin CIPEL.

Le tableau 4 présente une estimation des débits déversés sans être mesurés dans le bassin CIPEL. Cette estimation induit une augmentation de près de 30 % des déversements d'eaux usées dans le milieu naturel. La connaissance des débits déversés par les 29 STEP de capacité supérieure à 10'000 EH non encore équipées pour ce type de mesure permettrait de quantifier de manière beaucoup plus précise ce phénomène.

TABLEAU 4 - Estimation des débits déversés dans le bassin CIPEL en 2001

Capacité des STEP	STEP avec mesure des débits déversés				STEP sans mesure des débits déversés			Débits déversés (mesurés et estimés) m ³ /j
	Nombre	Pourcentage de la capacité totale	Taux de déversement	Débits déversés (mesurés) m ³ /j	Nombre	Pourcentage de la capacité totale	Débits déversés (estimés) m ³ /j	
supérieure ou égale à 10'000 EH	29	60.5 %	10.3 %	83'311	29	39.5 %	20'309	103'620
inférieure à 10'000 EH	34	31.2 %	3.0 %	1'788	68	68.8 %	1'579	3'368
Total	63	58.3 %	9.9 %	85'100	97	41.7 %	21'888	106'987

La figure 2 donne, pour les STEP d'une capacité de plus de 10'000 EH, une vue d'ensemble des volumes d'eaux usées arrivant aux STEP. Elle illustre également l'importance pour certaines STEP des volumes déversés.

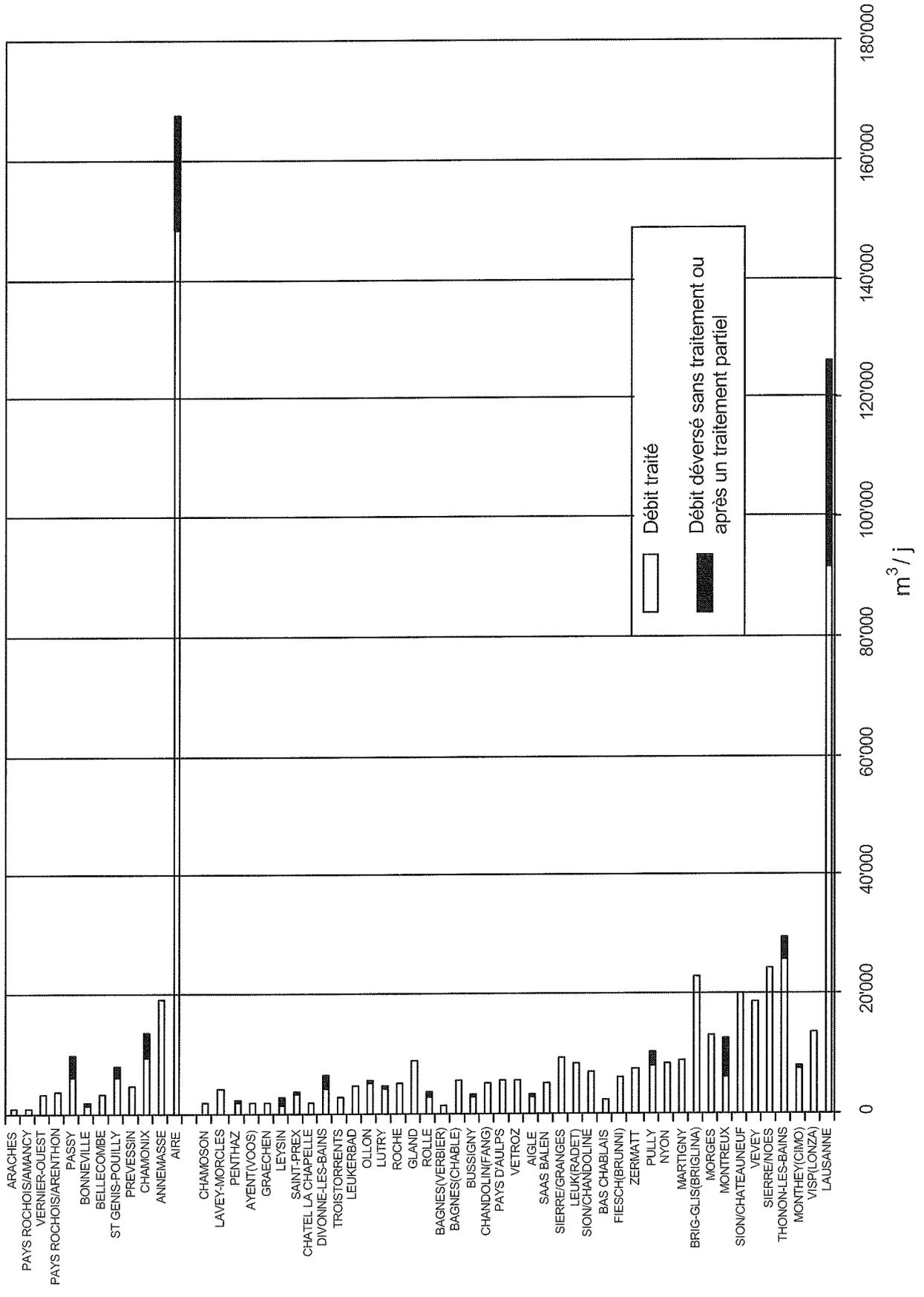


Figure 2 : Débits journaliers traités et déversés sans traitement biologique (déversés à l'entrée et/ou après le décanteur primaire - DP)

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, jusqu'en 1994, ces normes étaient déterminées au cas par cas, en tenant compte des objectifs de qualité des milieux récepteurs, en application des textes sur les autorisations de rejets (décret du 23 février 1973, arrêté du 20 novembre 1979 et circulaire du 4 novembre 1980 relative aux conditions de détermination de la qualité minimale des rejets d'effluents urbains). La loi sur l'eau du 3 janvier 1992 et ses textes d'application ont substantiellement modifié la réglementation relative à l'assainissement. Ainsi un arrêté ministériel du 22 décembre 1994 fixe désormais les prescriptions minimales à garantir pour les stations d'épuration de plus de 2'000 équivalents habitants (avec une concentration maximale en sortie à 25 mgO₂/l de DBO₅ ou un rendement minimal de 70 à 80 % suivant la charge de pollution organique reçue). Ces prescriptions peuvent encore être durcies par voies d'arrêtés fixant des objectifs de réduction des flux pris par le préfet en fonction de la capacité d'absorption du milieu récepteur. D'autre part, pour les stations d'épuration de moins de 2'000 équivalents habitants, un arrêté ministériel du 21 juin 1996 fixe les prescriptions minimales à garantir.

Le tableau 5 présente le bilan de l'épuration pour la demande biochimique en oxygène (DBO₅). Il faut relever que les performances de l'épuration, 93 %, sur les eaux traitées, sont stables par rapport aux années 1999 et 2000 pour le bassin du Léman. Le rendement global du bassin versant du Rhône aval est influencé négativement par le traitement réduit à la STEP d'Aire durant les travaux de rénovation. Les déversements plus importants en 2001 provoquent par contre une baisse du rendement global de l'épuration qui passe de 92 % à 89 % pour le bassin du Léman. La baisse est encore plus marquée pour le bassin du Rhône aval, influencée par les performances de la STEP d'Aire.

TABLEAU 5 - Bilan des charges, concentrations et rendements pour la DBO₅ pour les STEP des différentes entités en 2001 (pour les STEP contrôlées représentant 91 % de la capacité totale)

Bassin versant	Canton Département	Charges tonnes par an (365 jours)			Concentrations mgO ₂ /litre			Rendement	
		Eaux brutes	Déversées		Eaux brutes	Déversées		Traités	Traités + déversés
			Après traitement	Sans traitement complet		Traitées	Traitées + déversées		
Léman	Ain	138	8	24	48	4	11	93 %	77 %
	Genève	103	7	0	0	7	7	93 %	-
	Haute-Savoie	2'341	475	135	162	36	42	78 %	74 %
	Valais	15'867	546	124	212	7	9	97 %	96 %
	Vaud	13'108	1'033	1'012	136	13	21	92 %	84 %
Rhône aval	Ain	589	47	31	115	10	15	92 %	87 %
	Genève	12'125	4'706	945	178	83	83	58 %	53 %
	Haute-Savoie	3'994	271	272	175	14	24	93 %	86 %
Léman		31'558	2'070	1'295	166	12	18	93 %	89 %
Rhône aval		16'708	5'024	1'249	174	63	65	68 %	62 %
Bassin CIPEL		48'266	7'094	2'545	169	28	34	85 %	80 %

Les rendements d'épuration sont représentés sur la figure 3 qui met en évidence l'influence des déversements de charges non traitées sur le rendement d'épuration global, et ceci particulièrement pour le bassin versant du Rhône aval. Ces chiffres doivent toutefois être considérés avec précaution car les STEP représentées ne sont pas toutes contrôlées à la même fréquence (de 15 à 250 contrôles annuels). De plus, certaines STEP ne disposent pas de mesures des débits déversés, ce qui induit une sous-estimation des flux rejetés.

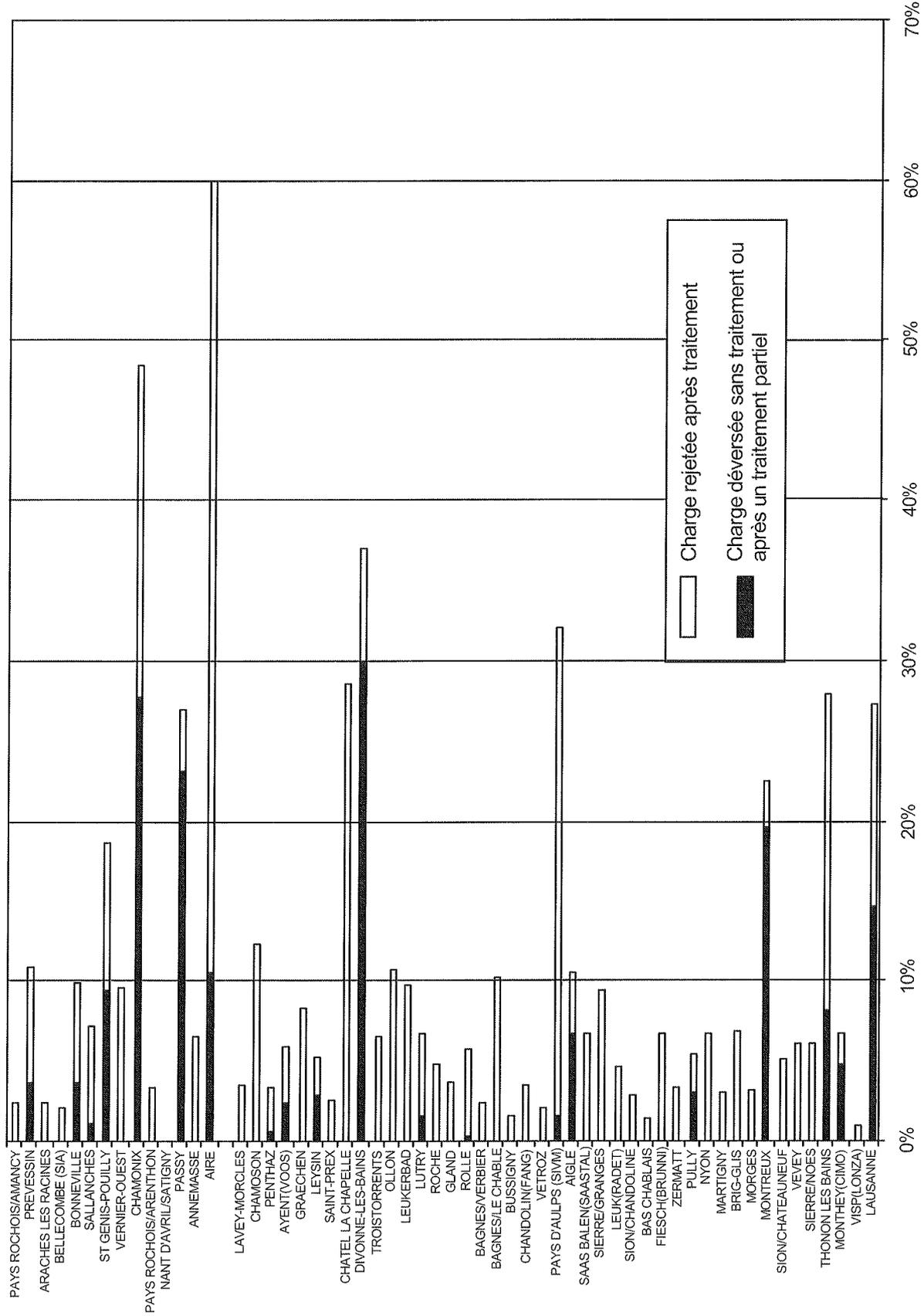


Figure 3 : Charge journalière organique (DBO₅) traitée et déversée sans traitement exprimée en % de la charge totale dans les principales STEP (de capacité égale ou supérieure à 10'000 EH (60 gDBO₅/hab.jour)

4.3 Phosphore total et phosphore dissous (P-PO₄)

En Suisse et pour les bassins versants des lacs, 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.

En France, jusqu'en 1994, les normes étaient, comme pour la matière organique, déterminées au cas par cas (deux niveaux : rendement de 80 % ou concentration du rejet de 1 mgP/l). Localement, le Préfet, sur préavis du Conseil Départemental d'Hygiène, peut édicter des normes plus sévères. L'arrêté ministériel du 22 décembre 1994 indique pour les stations de purification de plus de 2000 équivalents habitant et pour les zones sensibles 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.

Le tableau 6 présente le bilan de l'épuration du phosphore total pour l'année 2001. La déphosphatation n'étant obligatoire que pour le bassin du Léman, il ne sera cité que les chiffres le concernant. Les STEP contrôlées représentent 98 % de la capacité des STEP du bassin du Léman. Les rendements sont en baisse par rapport à 2000 pour les eaux traitées (de 90 % à 88 %) mais surtout pour le rendement global (de 86 % à 82 %). Conséquence de cette baisse, les flux rejetés sont en augmentation passant de 127 t/an à 144 t/an et les concentrations moyennes en sortie également. La seule baisse de 2 % du rendement sur les eaux traitées contribue à un rejet supplémentaire de 15 tonnes de phosphore total.

TABLEAU 6 - Bilan des charges, concentrations et rendements pour le phosphore total pour les STEP des différentes entités en 2001

Bassin versant	Canton Département	Charges tonnes par an (365 jours)			Concentrations mgPtot/litre			Rendement	
		Eaux brutes	Rejetées		Eaux brutes	Rejetées		Traités	Traités + déversés
			Après traitement	Sans traitement complet (déversés)		Traitées	Traitées + déversées		
Léman	Ain	7	1	1.3	2.23	0.42	0.73	83 %	67 %
	Genève	3	0	0.0	3.36	0.44	0.44	87 %	-
	Haute-Savoie	81	18	4.7	5.64	1.36	1.56	77 %	72 %
	Valais	271	32	1.7	3.62	0.43	0.45	88 %	88 %
	Vaud	443	43	43.5	4.56	0.55	0.89	90 %	80 %
Rhône aval	Ain	26	15	2.1	4.47	3.09	2.90	38 %	35 %
	Genève	290	136	26.1	4.25	2.39	2.38	48 %	44 %
	Haute-Savoie	148	65	9.4	7.18	3.81	3.61	53 %	50 %
Léman		806	94	51.2	4.23	0.56	0.76	88 %	82 %
Rhône aval		464	216	37.5	4.91	2.74	2.68	49 %	45 %
Bassin CIPEL		1'269	310	88.7	4.45	1.25	1.4	74 %	69 %

Comme indiqué dans le texte consacré aux débits, une partie des déversements échappe à la mesure. Une estimation de ces charges a été réalisée en prenant un taux de déversement moyen déterminé à l'aide des données disponibles (représentant 48.7 % de la capacité des STEP du bassin du Léman). Ce taux moyen de déversement est de 6.5 % des charges entrantes. Il est donc estimé qu'environ 21 tonnes de phosphore total ont été déversées dans le bassin du Léman sans être mesurées.

La figure 4 présente l'évolution entre 1991 et 2001 des charges en phosphore total rejetées dans le bassin du Léman. Les charges déversées (mesure et estimation) ne sont indiquées qu'à partir de l'année 2000.

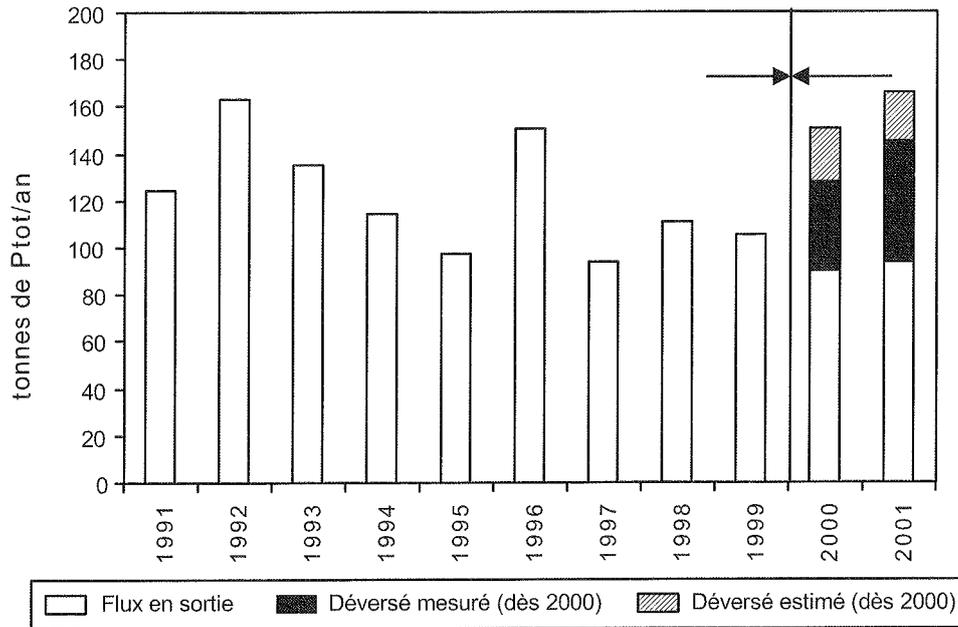


Figure 4 : Evolution des charges en phosphore total rejetée dans le bassin du Léman entre 1990 et 2001.

La figure 4 donne une vue d'ensemble des charges retenues et rejetées dans le bassin du Léman en prenant en compte ces estimations de charges déversées.

Pour le phosphore dissous ($P-PO_4$), il n'est pas possible de faire une synthèse globale, en raison du manque de données. En effet, le paramètre $P-PO_4$ n'a pas été systématiquement analysé sur les eaux d'entrée brutes et sur les eaux traitées lors des contrôles effectués. Les résultats disponibles, représentant 42 % de la capacité des STEP du bassin versant du Léman, sont présentés en annexe 4.

Pour les STEP ayant effectué ces contrôles, le rendement moyen d'élimination de $P-PO_4$ est, à l'instar de celui du phosphore total, en baisse par rapport à celui observé pour l'année 2000. Le rendement sur les eaux traitées passe de 91 % à 89 % pour une concentration moyenne de sortie de 0.13 mgP/l. Par contre, le rendement global, prenant en compte les charges déversées en entrée ou au décanteur primaire est stable à 87 % avec une concentration moyenne de sortie de 0.21 mgP/l.

Le phosphore dissous (biodisponible) contribue grandement à l'eutrophisation du Léman; sa mesure est essentielle et doit être effectuée comme prévu par les recommandations, c'est-à-dire lors de chaque contrôle du phosphore total à l'entrée et à la sortie de la STEP.

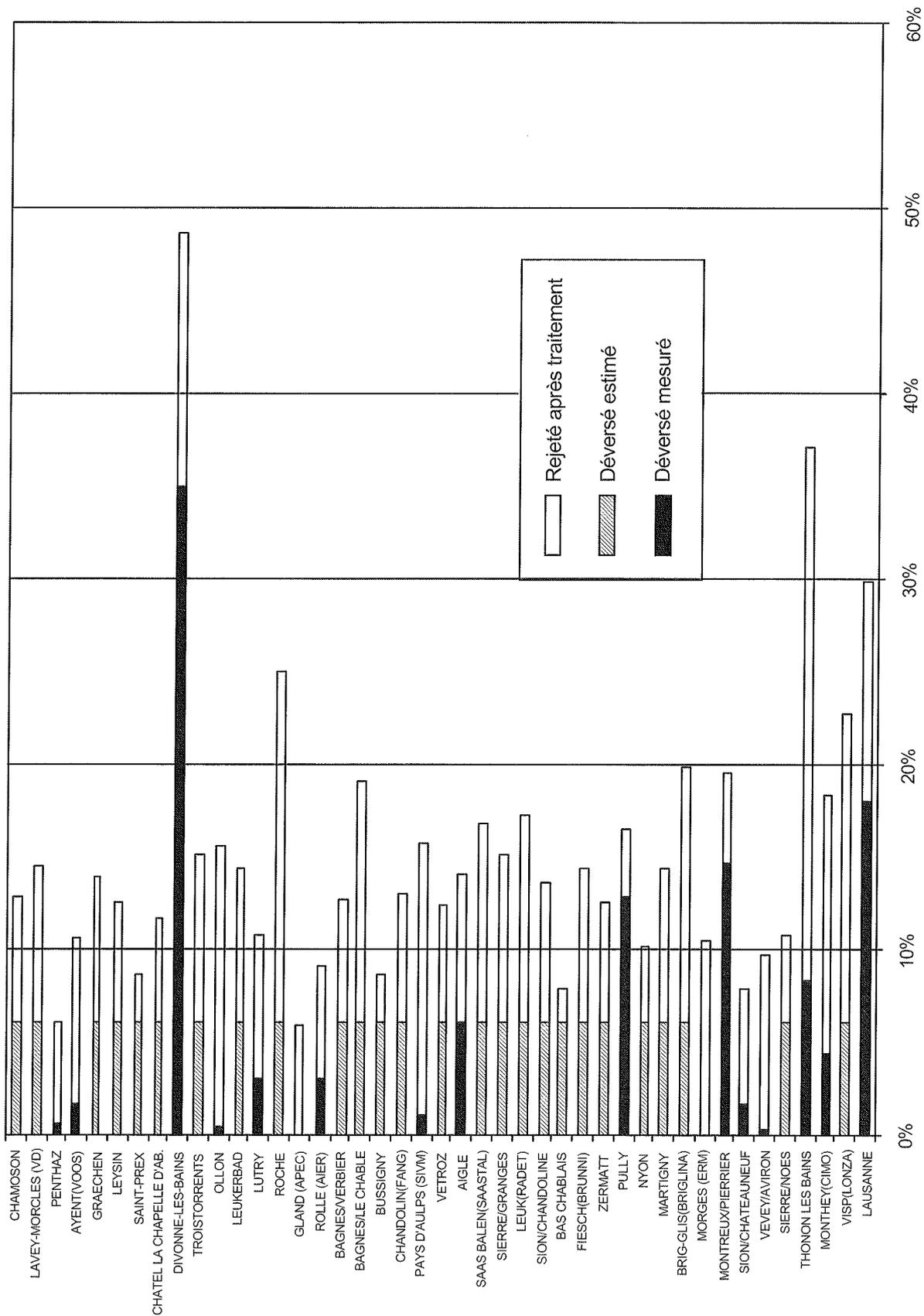


Figure 5 : Charges journalières en phosphore total rejetées après traitement et déversées sans traitement, exprimées en % de la charge totale

4.4 Analyse plus détaillée de quelques STEP (débits, DBO₅ et phosphore)

Cette analyse a été réalisée à partir des données récoltées dans le cadre de l'autosurveillance des stations d'épuration. Ces contrôles réguliers, souvent même journaliers, sont effectués par les gestionnaires. La plupart du temps le débit est mesuré ainsi que certains autres paramètres.

• Débits

Le débit est pour la plupart des installations du bassin lémanique mesuré en continu, il permet de donner une idée plus précise du fonctionnement ou des dysfonctionnements du couple réseau-STEP.

La figure 6 présente les débits journaliers cumulés de huit STEP vaudoises (Cully, Lutry, Montreux, Morges, Nyon, Pully, Rolle, Vevey) déversant directement dans le Léman. L'ensemble de ces STEP traite une population de 160'163 habitants pour une capacité de 330'875 EH (équivalent habitant 60 g DBO₅). Le débit spécifique par habitant raccordé atteint sa valeur la plus basse, environ 350 litres par jour, en décembre 2001 alors que sur l'ensemble de l'année cette valeur est de 445 litres.

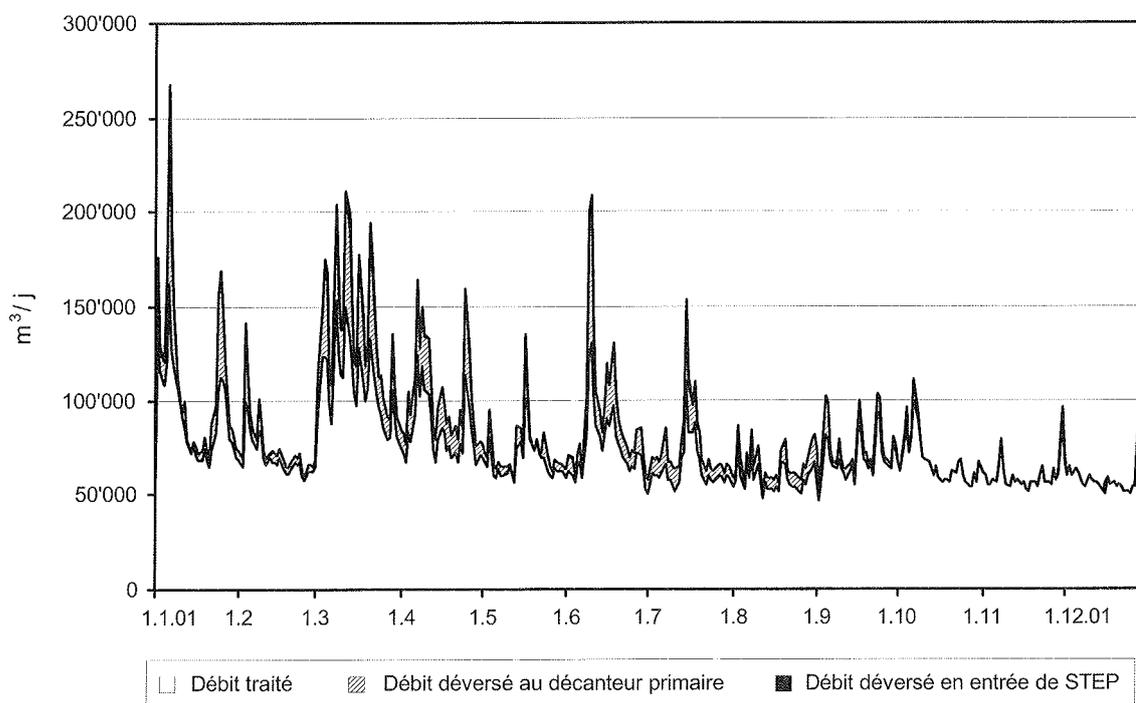


Figure 6 : Les débits journaliers cumulés de huit STEP vaudoises (Cully, Lutry, Montreux, Morges, Nyon, Pully, Rolle, Vevey) déversant directement dans le Léman (pour ces STEP, le débit déversé en entrée de STEP est extrêmement faible et non visible sur le graphique)

La figure 7 présente les débits journaliers de la STEP de Thonon-les-Bains. Le profil est très semblable à celui effectué sur les STEP vaudoises, les périodes de pluies et de temps sec ressortent très clairement sur chacun des graphiques; les mois de mars et avril sont très pluvieux avec d'importants déversements, alors que le mois de décembre présente également les débits les plus faibles.

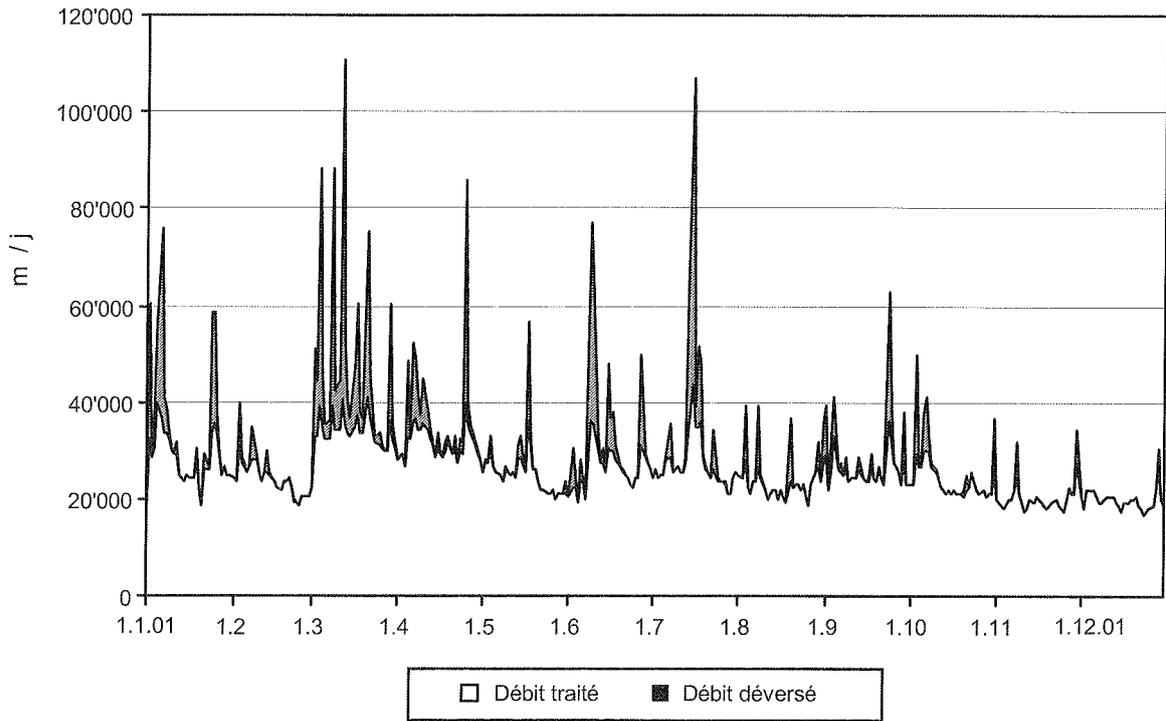


Figure 7 : Les débits journaliers de la STEP de Thonon-les-Bains

Comme l'illustre la figure 8, la STEP du Bas-Chablais présente les mêmes caractéristiques que les autres installations : un début d'année difficile (mars, avril), une période de mai à septembre au débit plus faible, et une augmentation des débits à partir d'octobre pour atteindre les mêmes proportions que les autres STEP.

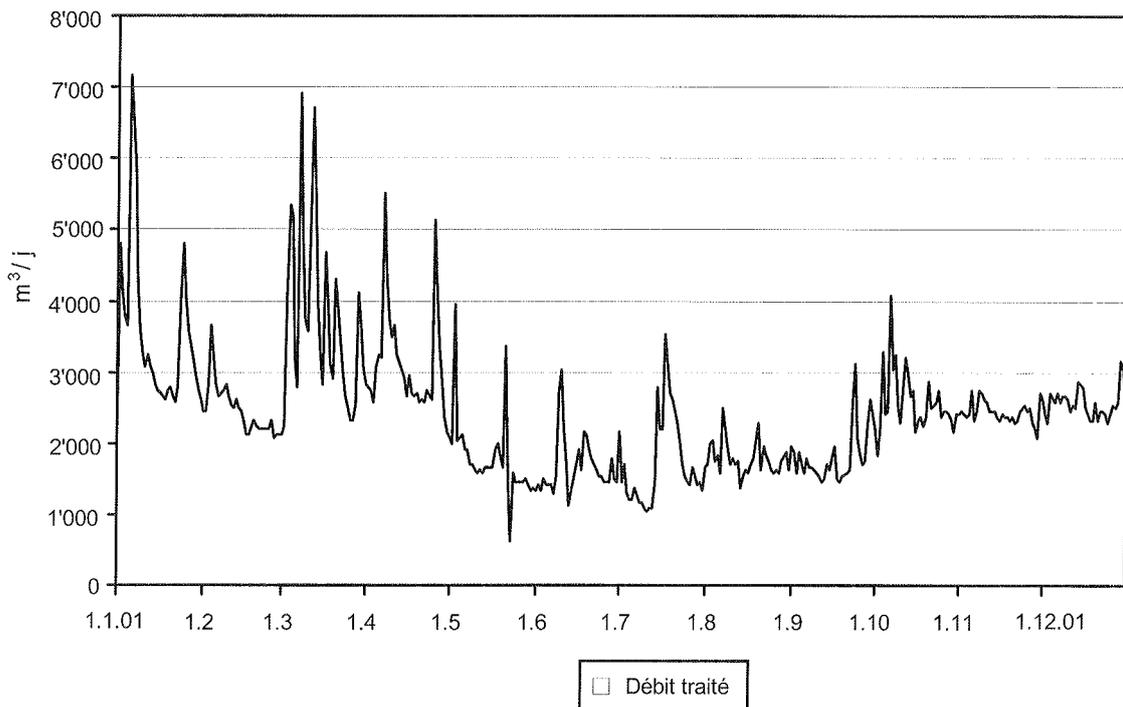


Figure 8 : Les débits journaliers de la STEP du Bas-Chablais

• Charges mesurées à l'entrée

Si en Suisse les stations traitent des eaux usées essentiellement urbaines, la STEP de Thonon-les-Bains traite une quantité significative d'eaux usées industrielles. La charge moyenne mesurée à l'entrée est de 72'000 EH, la population raccordée annoncée est de 54'600 habitants, les capacités touristiques peuvent atteindre 43'000 personnes et les eaux usées d'une industrie importante sont aussi traitées par cette STEP (environ 17'000 EH.). Cette grande hétérogénéité des raccordements provoque des variations de la charge journalière, illustrées à la figure 9.

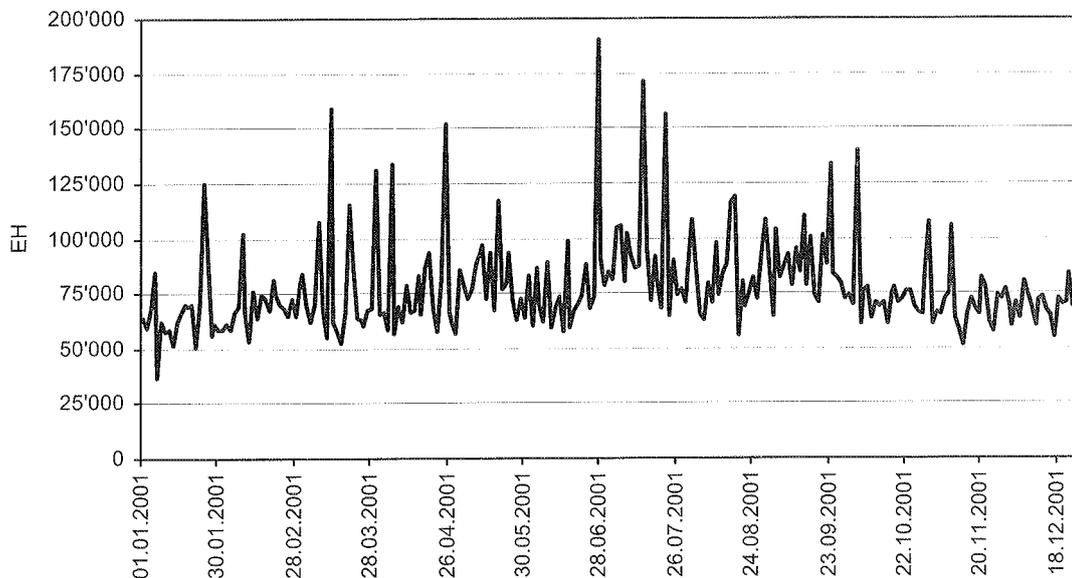


Figure 9 : Variation de la charge journalière à la STEP de Thonon-les-Bains, exprimée en EH moyen (calculé à partir des EH pour les paramètres DBO_5 , Ptot, DCO, MES)

Les STEP vaudoises sont caractérisées par des raccordements plus homogènes et les variations sont faibles et plutôt dépendantes des fins de semaine. Les valeurs données à la figure 10 sont une synthèse des valeurs fournies par les exploitants. S'agissant de centres urbains, des activités tertiaires et industrielles sont certainement à prendre en compte, mais elles n'influencent que légèrement les charges en matière organique. Pour ce paramètre, la médiane se situe à 77 grammes DBO_5 par habitant et par jour, alors que la moyenne est à 79 grammes par jour.

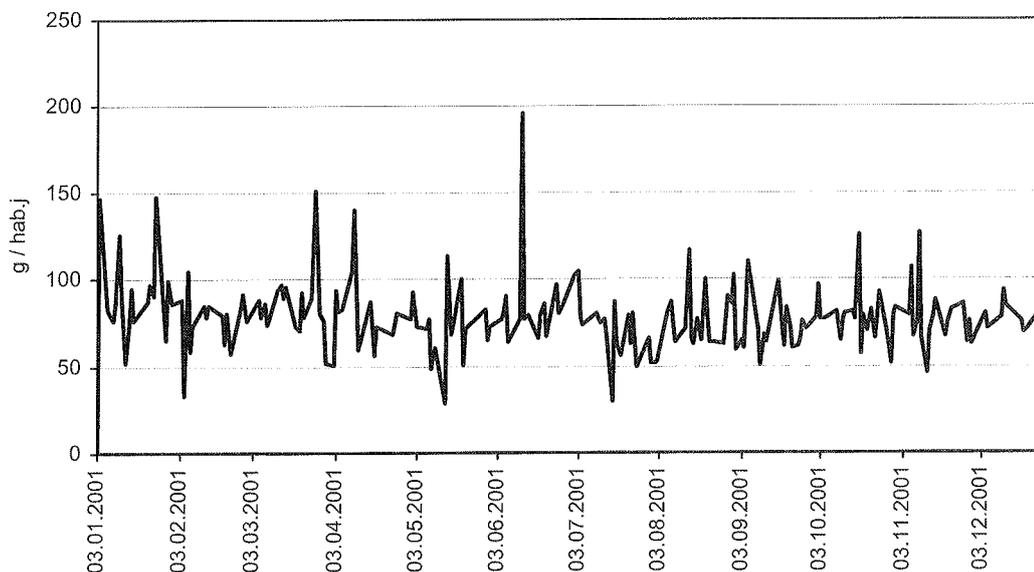


Figure 10 : Evolution de la charge spécifique moyenne en DBO_5 pour huit STEP vaudoises (Cully, Lutry, Montreux, Morges, Nyon, Pully, Rolle, Vevey) déversant directement dans le Léman

• **Rendements d'épuration (phosphore total)**

Le rendement d'épuration pour le phosphore est une des bases de contrôle à faire par l'exploitant. Le rendement calculé pour les STEP vaudoises de Cully, Lutry, Montreux, Morges, Nyon, Pully, Rolle, Vevey, STEP pour la plupart de nouvelle génération, est représenté sur la figure 11. Bien que variable, il est réjouissant; en effet sa valeur médiane en 2001 atteint 91 % pour le rendement global (eaux traitées et déversées) et 92.5 % pour les eaux traitées. En moyenne ou médiane la charge journalière d'un habitant est pour ce qui est des eaux brutes de 2.5 grammes, pour les charges restituées traitées 0.19 gramme et en prenant en compte le déversé à l'entrée et/ou au décanteur primaire de 0.23 gramme par jour et par habitant.

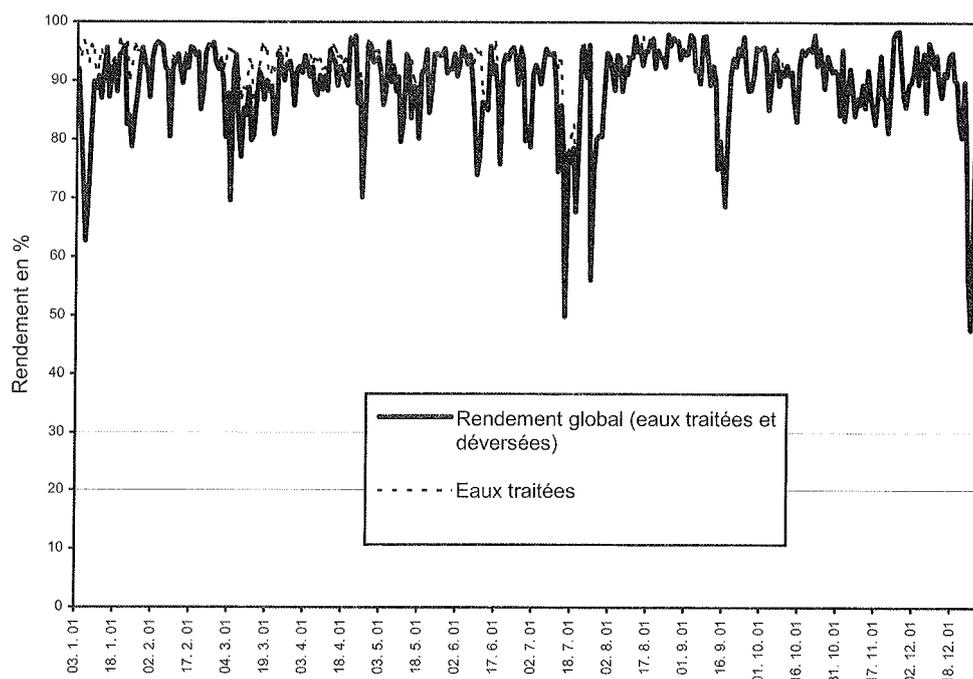


Figure 11 : Evolution journalière du rendement d'élimination du phosphore total pour huit STEP vaudoises (Cully, Lutry, Montreux, Morges, Nyon, Pully, Rolle, Vevey) déversant directement dans le Léman

5. BILAN DES APPORTS EN PHOSPHORE AU LAC ET AUX COURS D'EAU PAR LES STEP

L'exploitation des résultats des contrôles a permis de déterminer pour les affluents du Léman et du Rhône aval les apports par les STEP en phosphore total et dissous. En couplant ces résultats à ceux obtenus par la surveillance des affluents à leur embouchure (QUETIN et al., 2002), il est possible d'estimer, certes grossièrement, la part des STEP dans la charge totale parvenant au lac. L'interprétation de ces chiffres doit être prudente étant donné la fréquence très variable des contrôles de STEP (et aussi le non-contrôle de certaines STEP) et des prélèvements dans les affluents. En effet, le nombre de contrôles 24h pour les STEP varie de 4 à 365 par an et les charges déversées ne sont pas mesurées systématiquement ce qui conduit certainement à une sous-estimation des apports dus aux STEP. La fréquence et le mode de prélèvements aux embouchures des cours d'eau sont également très disparates comme l'indique le tableau 7.

Par rapport à l'année 2000, les affluents ont présenté des débits en hausse, mais les flux en phosphore dissous à l'embouchure ont diminué de 63 tonnes à 57 tonnes. Par contre, les rejets en phosphore dissous dus aux STEP dans les affluents ont augmenté. La même constatation s'applique aux flux en phosphore total; les flux globaux ont diminué de 1'352 tonnes à 1'159 tonnes, mais les flux dus aux STEP ont connu une augmentation qui est directement liée à la baisse du rendement global des STEP, elle même liée aux déversements importants, survenus en 2001.

TABLEAU 7 - Comparaison des flux de phosphore rejetés par les STEP et des flux mesurés à l'embouchure des affluents du Léman

	Prélèvements (rivière)	Débit (m ³ /sec) (rivière)	Nbre de STEP	Capacité ¹⁾	Population raccordée	Flux en t P-PO ₄ /an		Flux en t P /an	
						Embouchures rivières	Rejets STEP, mesurés	Embouchures rivières	Rejets STEP, mesurés
Bassin versant du Léman									
Rhône amont	continu	200.76	66	1'441'666	496'736	33.97	8.0	1049.5	34.3
Dranse	continu	26.20	12	152'020	141'853	6.89	0.7	30.88	17.7
Aubonne	continu	6.74	4	14'450	8'731	3.76	0.6	15.67	0.9
Venoge	continu	5.58	22	60'263	31'757	4.57	0.9	21.28	2.3
Versoix	inst (24 x)	3.88	4	21'925	15'544	3.94	1.92	9.66	2.8
Veveyse	continu	2.89	-	-	-	0.45	-	13.28	-
Promenthouse	continu	2.25	1	500	339	0.90	0.0	5.52	0.0
Chamberonne	continu	1.08	3	3'938	2'993	1.60	0.1	7.20	0.2
Eau Froide	12 x 24h	0.44	2	16'283	3'303	0.11	0.1	0.36	1.5
Morges	continu	0.67	3	4'163	2'381	0.86	0.1	5.23	0.1
Dullive	12 x 24h	0.24	-	-	-	0.09	-	0.60	-
Autres affluents			25	106'431	73'511		0.1		5.9
Léman direct			17	786'843	411'789		23.6		75.7
Total			159	2'608'480	1'188'938	57.1	36.0	1'159.2	141.4

¹⁾ Il s'agit de la capacité et de la population raccordée totale (population permanente et 2/3 de la population saisonnière) sur les bassins versants concernés, et non pas de la capacité des STEP contrôlées.

La figure 12 permet de visualiser la part des STEP dans les flux en phosphore dissous mesurés à l'embouchure des cours d'eau. Cette part est sous-estimée étant donné que les STEP mesurant le phosphore dissous en sortie ne représentent que 78 % de la capacité totale des STEP du bassin du Léman. Pour certains cours d'eau, les charges en phosphore dissous apportées par les STEP représentent plus de la moitié de la charge totale. Pour d'autres affluents, les apports en phosphore dissous proviennent d'autres sources (naturelles, agricoles, pertes des réseaux, etc.).

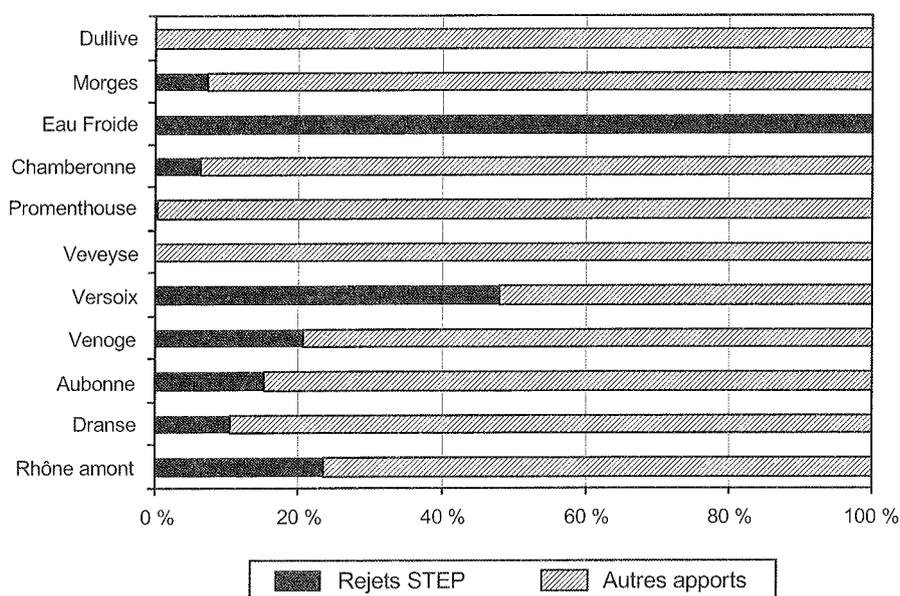


Figure 12 : Flux annuels (en 2000) en phosphore dissous à l'embouchure des affluents du Léman provenant des STEP et d'autres sources, exprimés en % du flux total à l'embouchure.

6. SYNTHÈSE DES RÉSULTATS

• Contrôles

Pour le bassin hydrographique du Léman, le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 133 sur 159 (84 % du nombre de STEP et 98 % de la population raccordée).

Pour le bassin versant du Rhône aval jusqu'à Chancy, le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 26 sur 98 (27 % du nombre de STEP et 56 % de la population raccordée). Il convient d'augmenter la couverture de ces contrôles, en particulier sur la partie française de ce bassin versant.

• Débits

Bien que les débits transitant par les STEP soient en baisse, l'année 2001 a été marquée par des déversements en entrée de STEP plus importants que l'année précédente. L'observation de la pluviométrie permet d'expliquer ce phénomène; en effet les mois de mars et avril ont concentré une grande partie des précipitations, ce qui a provoqué de nombreux déversements à cette période. Ces déversements ont eu une influence négative sur les rendements globaux des STEP.

Il faut signaler que certaines STEP ne mesurent pas les débits aux points de déversement. Une estimation des débits déversés sans être mesurés a été réalisée pour l'ensemble des STEP du bassin CIPEL. Cette estimation induit une augmentation de près de 30% des déversements d'eaux usées dans le milieu naturel. La connaissance des débits déversés, et donc aussi des charges, par les 29 STEP de capacité supérieure à 10'000 EH non encore équipées pour ce type de mesure permettrait de quantifier de manière beaucoup plus précise ce phénomène.

Pour la grande majorité des stations d'épuration (STEP), les mesures démontrent aussi très clairement le problème de qualité des réseaux (présence d'eaux claires parasites). Leur diminution dans les réseaux permettraient de diminuer sensiblement les déversements d'eaux usées non traitées dans le milieu naturel.

• Matière organique

Pour le bassin du Léman, le rendement moyen d'abattement est de 93 % sur les eaux traitées et la valeur moyenne de sortie en DBO₅ (pondérée par les débits) est de 12 mgO₂/l. Le rendement est en légère baisse par rapport à celui de 2000.

Pour le bassin du Rhône aval le rendement moyen d'abattement est de 68 % sur les eaux traitées et la valeur moyenne de sortie en DBO₅ (pondérée par les débits) est de 63 mgO₂/l. Cette baisse considérable du rendement est due aux travaux de rénovation de la STEP d'Aire (la plus grande du bassin CIPEL) durant lesquels seul un traitement primaire a été appliqué.

• Phosphore total et dissous pour le bassin du Léman

Pour le phosphore total, le rendement moyen d'élimination est de 88 % sur les eaux traitées. Il est en baisse par rapport à 2000 (90 %) et revient au même niveau qu'en 1999. La concentration moyenne de sortie est de 0.56 mgP/l, en augmentation par rapport à 2000 (0.49 mgP/l). Cette diminution du rendement a induit une augmentation de près de 15 tonnes du phosphore rejeté.

L'estimation des flux en phosphore total déversés dans le milieu évalue les charges déversées sans être mesurées à près de 21 tonnes par an; les flux totaux rejetés par les STEP seraient de 165 tonnes par an, de 14 % supérieurs aux flux effectivement mesurés (exutoires et déversements).

Le phosphore dissous ne fait pas l'objet d'un contrôle systématique dans les STEP du bassin du Léman; les STEP mesurant ce paramètre en entrée et sortie ne représentent que 42 % de la capacité totale des installations. En ne considérant que les mesures en sortie, les STEP contrôlées représentent 78 % de la capacité. Pour les STEP ayant effectué ces contrôles, le rendement moyen d'élimination du P-PO₄ est, à l'instar de celui du phosphore total, en baisse par rapport à celui observé pour l'année 2000. Le rendement sur les eaux traitées passe ainsi de 91 % à 89 % pour une concentration moyenne de sortie de 0.13 mgP/l. Par contre, le rendement global, prenant en compte les charges déversées en entrée ou au décanteur primaire est stable à 87 % avec une concentration moyenne de sortie de 0.21 mgP/l.

Le phosphore dissous (biodisponible) contribue grandement à l'eutrophisation du Léman; sa mesure est essentielle et doit être effectuée comme prévu par les recommandations, c'est-à-dire lors de chaque contrôle du phosphore total à l'entrée et à la sortie de la STEP.

7. CONCLUSIONS

A la lumière des résultats, les conclusions suivantes sont tirées :

- Les déversements d'eaux non traitées se produisant lors de pointes de débit dues aux pluies constituent un problème et influencent, dans certains cas notablement, le rendement global des stations d'épuration. Certaines STEP ne sont pas équipées pour mesurer les débits aux points de déversement; l'estimation réalisée montre que les débits déversés sans être mesurés peuvent être importants. La mesure de débit est peu coûteuse et facile à mettre en place. Elle doit être généralisée sur l'ensemble des stations, et particulièrement aux points de déversement des stations qui bénéficient d'une protection hydraulique (déversoir à l'entrée ou après le décanteur primaire).
- De nombreuses mesures montrent très clairement le problème de qualité des réseaux (présence d'eaux claires parasites), et leur influence, par les déversements, sur le traitement par les STEP et le fonctionnement des réseaux. Les responsables techniques et politiques devraient être sensibilisés à cet aspect du fonctionnement des systèmes d'assainissement et développer les contrôles de réseau qui permettent d'une part de déterminer les origines des eaux claires parasites et d'autre part d'estimer ou de mesurer les déversements survenant dans les réseaux.
- Pour le phosphore total, l'efficacité de l'élimination de cet élément sur les eaux traitées est en baisse par rapport à 2000. Les charges déversées sans traitement complet, qui diminuent le rendement global de l'épuration, sont en hausse à cause, notamment, d'une pluviométrie défavorable. Il est donc nécessaire, d'une part d'améliorer les performances d'épuration des eaux traitées pour atteindre 95 % de rendement et, d'autre part de diminuer les charges déversées en entrée de stations ou en cours de traitement.
- Par contre, le manque de mesures du phosphore dissous sur les eaux d'entrée brutes et les eaux traitées ne permet pas de tirer un bilan global pour ce paramètre. Il est donc nécessaire d'intensifier les analyses de ce paramètre en vue de quantifier les charges rejetées de phosphore dissous (biodisponible). Celui-ci contribue grandement à l'eutrophisation du Léman; sa mesure est essentielle et doit être effectuée comme prévu par les recommandations, c'est-à-dire lors de chaque contrôle du phosphore total à l'entrée et à la sortie de la STEP.

BIBLIOGRAPHIE

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

CLERC, A. (2001) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 161-178.

BESSERO, H. et FIAUX, J.-J., (2000) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1999, 161-181.

QUETIN, P., DORIOZ, J.-M., MOILLE, J.-P. et RAPIN, F. (2002) : 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 2001, 113-127.

Remerciements : Les auteurs tiennent à remercier les services gestionnaires des stations d'épuration qui ont fourni leurs résultats d'analyses utilisés pour ce rapport.

ANNEXE 1 : - Contrôle et fonctionnement des STEP pour la matière organique exprimée en DBO₅ en 2001

Canton département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60 g DBO ₅ /hab.j)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60 g DBO ₅ /hab.j)	STEP contrôlées en % de la capacité	Population raccordée (perm. + 2/3 sais.) sur les STEP contrôlées	Débit m ³ /jour			
								total	traité	déversé en entrée	déversé au DP
Ain		3	19'750	2	19'300	98%	13'053	7'963	5'730	2'370	-
Genève		2	7'595	2	7'595	100%	4'820	2'733	2'733	-	-
Haute-Savoie	Léman	18	194'496	5	178'950	92%	144'454	39'698	36'101	3'673	-
Valais		61	1'384'362	53	1'354'984	98%	444'476	205'437	204'547	890	-
Vaud		75	1'000'902	74	1'000'777	100%	545'636	264'209	223'401	11'346	29'461
Total	Léman	159	2'607'105	136	2'561'606	98%	1'152'438	520'040	472'512	18'279	29'461
Ain		9	52'623	3	46'060	88%	30'357	14'027	12'249	1'778	-
Genève	Rhône aval	16	761'768	10	613'693	81%	381'505	186'852	155'923	19'521	-
Haute-Savoie		32	377'570	10	278'000	74%	185'819	62'354	51'253	7'627	-
Total	Rhône aval	57	1'191'961	23	937'753	79%	597'682	263'233	219'425	28'926	-
	Bassin CIPEL	216	3'799'066	159	3'499'359	92%	1'750'120	783'273	691'937	47'205	29'461

Canton département	Bassin versant	Flux de matières organiques en kg O ₂ /jour				Concentration en DBO ₅ (mg O ₂ /l)		Rendement moyen (pondéré par les débits) en %			
		Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie traitee	Déversé à l'entrée	Déversé au DP	Entrée	Sortie traitee + déversée	Eaux traitées	Traitées + déversées	
Ain		379	313	23	66	-	47.56	3.97	11.10	93%	77%
Genève		282	282	20	-	-	103.31	7.41	7.41	93%	-
Haute-Savoie	Léman	6'414	6'044	1'301	370	-	161.58	36.05	42.11	78%	74%
Valais		43'471	43'131	1'496	340	-	211.60	7.31	8.94	97%	96%
Vaud		35'913	34'726	2'831	1'187	-	135.93	12.67	21.21	92%	84%
Total		86'459	84'496	5'671	1'964	-	166.26	12.00	17.73	93%	89%
Ain		1'613	1'527	128	86	-	115.00	10.45	15.25	92%	87%
Genève	Rhône aval	33'220	30'630	12'894	2'590	-	177.79	82.69	82.87	58%	53%
Haute-Savoie		10'943	10'197	742	746	-	175.50	14.48	23.87	93%	86%
Total	Rhône aval	45'776	42'354	13'764	3'422	-	173.90	62.73	65.29	68%	62%
	Bassin CIPEL	132'235	126'849	19'435	5'386	-	168.82	28.09	33.71	85%	80%

ANNEXE 2 : - Contrôle et fonctionnement des STEP pour le phosphore total en 2001

Canton département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60 g DBO ₅ /hab.j)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60 g DBO ₅ / hab.j)	STEP contrôlées en % de la capacité	Population raccordée (perm. + 2/3 sais.) sur les STEP contrôlées	Débit m ³ /jour			
								total	traité	déversé à l'entrée	déversé au DP
Ain		3	19'750	2	19'300	98%	11'219	8'606	6'283	2'598	-
Genève		2	7'595	2	7'595	100%	4'759	2'731	2'731	-	-
Haute-Savoie	Léman	18	194'496	6	182'550	94%	107'816	39'447	35'812	3'711	-
Valais		61	1'384'362	53	1'354'984	98%	347'683	204'773	203'847	926	-
Vaud		75	1'000'902	74	1'000'777	100%	514'534	266'306	216'963	12'818	36'525
Total	Léman	159	2'607'105	137	2'565'206	98%	986'012	521'863	465'636	20'053	36'525
Ain		9	52'623	3	46'060	88%	30'324	15'992	13'141	2'851	-
Genève	Rhône aval	16	761'768	10	613'693	81%	367'844	186'491	155'812	19'521	-
Haute-Savoie		32	377'570	8	234'500	62%	106'634	56'528	46'939	6'713	-
Total	Rhône aval	57	1'191'961	21	894'253	75%	504'802	259'011	215'892	29'084	-
	Bassin CIPEL	216	3'799'066	158	3'459'459	91%	1'490'814	780'874	681'527	49'138	36'525

Canton département	Bassin versant	Flux de phosphore total en kg Ptot/jour				Concentration en Ptot (mgPtot/l)			Rendement moyen (pondéré par les débits) en %		
		Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie traitée	Déversé à l'entrée (si mesure)	Déversé au DP	Entrée	Sortie traitée + déversée	Sortie traitée	Eaux Traitées	Traitées + déversées
Ain		19	16	3	3.6	-	2.23	0.42	0.73	83%	67%
Genève		9	9	1	-	-	3.36	0.44	0.44	87%	-
Haute-Savoie	Léman	223	210	49	12.9	-	5.64	1.36	1.56	77%	72%
Valais		742	737	87	4.6	-	3.62	0.43	0.45	88%	88%
Vaud		1'215	1'173	119	41.5	77.6	4.56	0.55	0.89	90%	80%
Total	Léman	2'207	2'145	259	62.6	77.6	4.23	0.56	0.76	86%	82%
Ain		71	66	41	5.7	-	4.47	3.09	2.90	38%	35%
Genève	Rhône aval	793	722	372	71.4	-	4.25	2.39	2.38	48%	44%
Haute-Savoie		406	380	179	25.6	-	7.18	3.81	3.61	53%	50%
Total	Rhône aval	1'271	1'168	591	102.8	-	4.91	2.74	2.68	49%	45%
	Bassin CIPEL	3'478	3'313	850	165.4	77.6	4.45	1.25	1.40	74%	69%

ANNEXE 3 : - Contrôle et fonctionnement des STEP pour le phosphore dissous en 2001

Canton département	Bassin versant	Nombre total de STEP	Capacité totale des STEP (60 g DBO ₅ /hab.j)	Nombre de STEP contrôlées	Capacité des STEP contrôlées (60 g DBO ₅ / hab.j)	STEP contrôlées en % de la capacité	Population raccordée (perm. + 2/3 sajs.) sur les STEP contrôlées	Débit m ³ /jour			
								total	traité	déversé en entrée	déversé au DP
Ain		3	19'750	2	19'300	98%	13'053	6'008	6'283	-	-
Genève		2	7'595	2	7'595	100%	4'820	2'731	2'731	-	-
Haute-Savoie	Léman	18	194'496	5	79'950	41%	64'828	9'545	9'521	126	-
Valais		61	1'384'362	-	-	-	224'446	98'034	97'515	519	-
Vaud		75	1'000'902	74	1'000'777	100%	545'636	266'754	217'126	12'980	36'648
Total	Léman	159	2'607'105	83	1'107'622	42%	852'782	383'073	333'177	13'625	36'648
Ain		9	52'623	2	31'660	60%	15'151	10'560	8'094	2'466	-
Genève	Rhône aval	16	761'768	10	613'693	81%	381'505	186'473	155'923	19'521	-
Haute-Savoie		32	377'570	3	110'000	29%	87'280	27'368	27'001	652	-
Total	Rhône aval	57	1'191'961	15	755'353	63%	483'936	224'401	191'018	22'639	-
	Bassin CIPPEL	216	3'799'066	98	1'862'975	49%	1'336'718	607'474	524'194	36'264	36'648

Canton département	Bassin versant	Flux en phosphore dissous en kg Ptot/jour				Concentration en Ptot (mg Ptot/l)				Rendement moyen (pondéré par les débits) en %	
		Entrée flux total	Entrée flux traité	Sortie traitée	Déversé à l'entrée	Déversé au DP (si mesuré)	Entrée	Sortie traitée	Sortie traitée + déversée	Eaux traitées	Traitées + déversées
Ain		11	11	2	-	-	1.89	0.27	0.28	85%	85%
Genève		5	5	1	-	-	1.80	0.20	0.20	89%	89%
Haute-Savoie	Léman	65	64	1	1.0	-	6.78	0.15	0.25	98%	96%
Valais		-	-	19	-	-	-	0.20	-	-	-
Vaud		513	496	38	16.4	20.2	1.92	0.18	0.28	88%	85%
Total	Léman	594	576	42	17.4	20.2	1.55	0.13	0.21	89%	87%
Ain		18	16	13	2.2	0.0	1.70	1.58	1.42	19%	16%
Genève	Rhône aval	441	403	218	38.5	0.0	2.37	1.40	1.38	46%	42%
Haute-Savoie		106	103	96	3.1	0.0	3.89	3.57	3.64	7%	6%
Total	Rhône aval	565	522	327	43.8	0.0	2.52	1.71	1.65	37%	34%
	Bassin CIPPEL	1'159	1'098	369	61.2	20.2	1.91	0.70	0.71	65%	61%

ANNEXE 4 - Bilan des apports en matière organique (DBO₅), phosphore total et phosphore dissous (PO₄)

Canton département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux de matière organique en t O ₂ /an				Rendement moyen sur les eaux traitées+déversées
			Entrée flux total	Sortie traitée	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Ain	Léman	98%	138.2	8.3	24.0	106	77%
Genève		100%	103.1	7.4	0.0	96	93%
Haute-Savoie		92%	2'341.2	475.0	135.2	1'731	74%
Valais		98%	15'867.0	546.0	124.2	15'197	96%
Vaud		100%	13'108.2	1'033.4	1'012.1	11'063	84%
Total	Léman	98%	31'557.7	2'070.0	1'295.4	28'192	89%
Ain	Rhône aval	88%	588.8	46.7	31.4	511	87%
Genève		81%	12'125.2	4'706.2	945.3	6'474	53%
Haute-Savoie		74%	3'994.2	270.9	272.4	3'451	86%
Total	Rhône aval	79%	16'708.2	5'023.8	1'249.2	10'435	62%
Total	Bassin CIPEL	92%	48'265.9	7'093.8	2'544.5	38'628	80%

Canton département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux du phosphore total en t P/an				Rendement moyen sur les eaux traitées+déversées
			Entrée flux total	Sortie traitée	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Ain	Léman	98%	7.0	1.0	1.3	5	67%
Genève		100%	3.3	0.4	0.0	3	87%
Haute-Savoie		94%	81.2	17.8	4.7	59	72%
Valais		98%	270.7	31.8	1.7	237	88%
Vaud		100%	443.4	43.4	43.5	356	80%
Total	Léman	98%	805.6	94.5	51.2	660	82%
Ain	Rhône aval	88%	26.1	14.8	2.1	9	35%
Genève		81%	289.5	135.8	26.1	128	44%
Haute-Savoie		62%	148.2	65.2	9.4	74	50%
Total	Rhône aval	75%	463.8	215.9	37.5	210	45%
Total	Bassin CIPEL	91%	1'269.5	310.4	88.7	870	69%

Canton département	Bassin versant	STEP contrôlées en % de la capacité	Flux du phosphore dissous en t P/an				Rendement moyen sur les eaux traitées+déversées
			Entrée flux total	Sortie traitée	Déversé (si mesuré)	Abattement	
Ain	Léman	98%	4.1	0.6	0.0	4	85%
Genève		100%	1.8	0.2	0.0	2	89%
Haute-Savoie		41%	23.6	0.5	0.4	23	96%
Valais		-	-	-	7.0	-	-
Vaud		100%	187.2	14.0	13.4	160	85%
Total	Léman	42%	216.8	15.4	13.7	188	87%
Ain	Rhône aval	60%	6.5	4.7	0.8	1	16%
Genève		81%	161.0	79.6	14.1	67	42%
Haute-Savoie		29%	38.8	35.2	1.1	2	6%
Total	Rhône aval	63%	206.4	119.4	16.0	71	34%
Total	Bassin CIPEL	49%	423.1	134.8	29.7	259	61%

ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES

Campagne 2001

PAR

Andrés STRAWCZYNSKI

SERVICE DES EAUX, SOLS ET ASSAINISSEMENT DU CANTON DE VAUD
Ch. des Boveresses 155, CH - 1066 EPALINGES

François PASQUINI

SERVICE DES CONTRÔLES DE L'ASSAINISSEMENT, LABORATOIRE
17, ch. de la Verseuse, Case postale 53, CH - 1219 AÏRE

RÉSUMÉ

Au cours de l'année 2001, les laboratoires membres du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL ont pu participer à 6 essais interlaboratoires. Ces essais ont été préparés par des membres ou des membres invités du groupe de travail. Des analyses d'éléments nutritifs majeurs (cycles azote et phosphore, matière organique, ions majeurs), de produits phytosanitaires (pesticides) et de composés organohalogénés adsorbables (AOX) ont été effectuées sur des matrices allant d'échantillons synthétiques à des eaux industrielles, en passant par des eaux de distribution et minérales. Les résultats ont été traités pour la plupart dans le cadre du groupe de travail "Méthodologie", un traitement a été effectué par le laboratoire (membre invité) organisateur de l'essai. La participation varie entre quelques laboratoires pour les essais du type "STEP" à un peu plus de vingt laboratoires pour les analyses du type "lac + rivière".

Le traitement statistique montre que l'ensemble des essais peut être considéré comme bon à très bon. Le nombre de résultats aberrants est faible, et la dispersion, mis à part un ou deux cas particuliers, est bonne.

1. INTRODUCTION

Les résultats présentés dans le présent rapport correspondent aux essais dont les résultats ont été discutés en 2001 et dont une appréciation sommaire figure dans les procès-verbaux du groupe "Méthodologie" 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 2001 sont données dans le tableau ci-dessous.

Tableau 1 - Liste des analyses interlaboratoires organisées en 2001

Date	Matrice	Paramètres	Participants	Remarques
03.04.2001	lac + rivière	éléments majeurs	21	Préparé par M. Strawczynski, SESA Vaud
03.04.2001	eau minérale dopée	pesticides	11	Préparé par M. Ondrus, SPE Neuchâtel
31.05.2001	eau synthétique type STEP	éléments majeurs	4	Organisé et traité par M. Duperron, LSEH-Lyon
31.05.2001	eau synthétique (2)	AOX	10	Préparé par M. Allemann, RWB Porrentruy et M. Wohlers, CRIDEC Eclépens
25.09.2001	eau synthétique "basses valeurs"	éléments majeurs	10	Préparé par M. Strawczynski, SESA Vaud
25.09.2001	lac + rivière	éléments majeurs	15	Préparé par M. Strawczynski, SESA Vaud

Ont participé à ces essais :

- des laboratoires de protection des eaux suisses et français (tous les cantons romands, INRA-Thonon, Bâle-Ville, Berne, Zürich, Urkantone)
- des laboratoires cantonaux (Genève, Neuchâtel)
- des laboratoires communaux de distributeurs d'eau et services industriels (Genève, Lausanne, Neuchâtel, La Chaux-de-Fonds, Bâle)
- des laboratoires universitaires et de recherche (EPFL, EAWAG)
- des laboratoires privés suisses et français.

Des tests statistiques ont été utilisés afin de détecter les résultats aberrants. Il s'agit du test de DIXON (TAYLOR, J.K., 1987) ainsi que celui de GRUBBS (EURACHEM, 2000). Le choix de l'un ou l'autre de ces tests pour le traitement des interlaboratoires, voire des deux, n'a pas encore été pris. La norme ISO 5725 (ISO, 1986) préconise, outre le test de DIXON, le test de COCHRAN, test qui devrait être introduit dans les prochains essais interlaboratoires organisés par le groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL.

La valeur moyenne du "h-value" (aussi appelée z-score), qui figurait dans le rapport de l'année 2000 (STRAWCZYNSKI, 2001), n'est plus reportée ici. Nous avons estimé que cette valeur, si elle est très utile à chaque laboratoire pour estimer sa performance analytique, est peu utile dans un rapport récapitulatif. En effet, on remarque (et cela est logique) que les valeurs moyennes des h-values se situent, après élimination des résultats aberrants, entre 0.6 et 0.8. Il n'est donc pas possible de tirer des conclusions sur la qualité d'un essai ou d'observer des tendances avec cette variable.

Deux nouvelles valeurs sont calculées dorénavant sur les interlaboratoires CIPEL : la limite de répétabilité, notée "r", et la limite de reproductibilité, notée "R". Bien qu'au sens strict ces paramètres doivent être utilisés lorsque l'ensemble des laboratoires utilise une même méthode d'analyse, il est possible d'utiliser au moins la reproductibilité R pour tester un ensemble de diverses techniques analytiques concernant une analyse donnée (FEINBERG, M., 1996). Leur calcul est effectué selon la procédure ISO (ISO, 1986).

Une mesure sur vingt (limite 95 %), effectuée dans des conditions de répétabilité (même laboratoire et opérateur, temps restreint), risque d'être en dehors des limites définies par r. De même, il y a statistiquement un laboratoire sur vingt qui peut donner un résultat en dehors des limites de R lors de l'analyse d'un même échantillon.

Lors des essais décrits dans le présent rapport, chaque laboratoire a rapporté les résultats selon ses propres habitudes : un seul résultat représentant une série de réplicats, l'ensemble des réplicats, 3 valeurs représentant chacune une série de réplicats. C'est la raison pour laquelle la valeur de r n'est pas très représentative. Les essais seront mieux définis en 2002, de manière à pouvoir calculer un r "représentatif".

2. ÉLÉMENTS MAJEURS DANS DES EAUX DE TYPE LAC ET RIVIÈRE

2.1 Résultats

Lors de chaque calibration, 2 échantillons d'eaux naturelles sont analysés, l'un provenant d'un lac et l'autre d'une rivière.

Les tableaux 2a et 2b présentent les résultats des 4 échantillons analysés pendant l'année 2001. Le nombre de laboratoires "statistiques" ne tient pas compte des résultats tels que "inférieur à" ou "non détecté". Les colonnes "DIXON", "GRUBBS" et "3*s" représentent le nombre de laboratoires considérés comme aberrants par ces tests (seuil 95 %) et par la limite de 3 écarts-type.

Contrairement au rapport 2000 (STRAWCZYNSKI, 2001), l'ensemble des paramètres est présenté, une discussion plus détaillée de quelques-uns est donnée ci-dessous.

Chlorure :

- l'écart-type se situe entre 0.3 et 0.6 mg/l, et représente 6 % au maximum,
- la reproductibilité varie entre 0.9 et 1.8 mg/l (12 à 20 %).

Carbone organique :

- l'écart-type varie entre 0.2 et 0.5 mgC/l, si l'on excepte une mesure de COT à un niveau plus élevé (5 mg/l) et avec peu de laboratoires (6),
- mis à part cette mesure de COT évoquée ci-dessus, la reproductibilité se situe aux alentours de 1 mgC/l.

Ammonium :

- les écarts-types se situent entre 8 et 12 µgN/l, mis à part un cas où la teneur d'ammonium dans l'échantillon était plus élevée (plus de 100 µgN/l),
- dans tous les cas cet écart-type représente entre 23 et 33 % de la valeur de consensus sauf pour l'analyse au niveau plus élevé, la reproductibilité varie entre 23 et 34 µgN/l.

Nitrate :

- les écarts-types se situent entre 3.3 et 3.8 % (entre 50 et 80 µgN/l), sauf une analyse à un niveau très bas (60 µgN/l) où l'écart-type grimpe à 33 %, mais reste néanmoins acceptable en valeur absolue (20 µgN/l),
- la reproductibilité, hormis ce cas, varie entre 0.15 et 0.30 mgN/l.

Nitrite :

- les écarts-types se situent autour du $\mu\text{gN/l}$, sauf pour le niveau à plus de 300 $\mu\text{gN/l}$ où il s'élève à 2.5 $\mu\text{gN/l}$,
- la reproductibilité varie entre 2.5 et 3.5 $\mu\text{gN/l}$ pour les échantillons à faible teneur, et est de 7.5 $\mu\text{gN/l}$ pour l'échantillon très chargé.

Azote total :

- hormis une valeur à 0.7 mgN/l , les écarts-types varient entre 0.1 et 0.2 mgN/l ,
- la reproductibilité varie de 0.3 à 0.7 mgN/l , et peut même monter à 2 mgN/L pour l'échantillon "rivière" du 29 septembre 2001.

Orthophosphate :

- les valeurs sont souvent proches des limites de quantification,
- l'écart-type pour les valeurs inférieures à 20 $\mu\text{gP/l}$ semble se situer autour des 4 $\mu\text{gP/l}$. Pour le niveau où la teneur en phosphate est de 140 $\mu\text{gP/l}$, celui-ci s'élève à 11 $\mu\text{gP/l}$,
- la reproductibilité varie entre 5 et 16 $\mu\text{gP/l}$, 28 $\mu\text{gP/l}$ pour l'échantillon plus chargé.

Phosphore total :

- contrairement à l'année dernière, les résultats semblent moins bons que ceux pour l'orthophosphate, avec notamment des écarts-types de 23 et 72 $\mu\text{gP/l}$ pour des valeurs respectives de 54 et 281 $\mu\text{gP/l}$,
- la reproductibilité pour les 2 résultats "corrects" vaut 15 et 28 $\mu\text{gP/l}$, alors qu'elle s'élève à 65 et 214 $\mu\text{gP/l}$ dans les 2 autres cas.

2.2 Conclusions

Les résultats de ces essais peuvent être considérés comme bons, compte tenu également du fait qu'un certain nombre de laboratoires participent à ceux-ci en tant que "challenge" car ils n'effectuent pas ce type d'analyses en routine.

Sur l'ensemble des paramètres la variabilité absolue (la variabilité relative pour les très faibles valeurs qu'on peut rencontrer n'est pas significative) semble correcte, hormis celle de l'analyse de l'ammonium qui semble plus importante que ce à quoi on pourrait s'attendre. Il est vrai également que c'est un paramètre sensible, notamment aux conditions de transport et stockage entre le moment de la distribution et l'analyse.

La figure 1 met en relation la déviation standard trouvée pour quelques paramètres lors des essais "lac + rivière" avec le niveau de l'analyse (moyenne des résultats). On peut observer :

- une tendance générale de relation directe entre la déviation standard absolue et le niveau de l'essai pour le COD, le NH_4 et le PO_4 ,
- une déviation standard absolue relativement constante autour de 0.005 mgP/l pour le Ptot,
- un "seuil" à environ 0.15 mgC/l pour le COD et 0.002 mgP/l pour le PO_4 semble ne pas pouvoir être franchi,
- la déviation standard relative pratiquement toujours entre 10 et 15 % pour le COD.

3. ÉCHANTILLON SYNTHÉTIQUE "BASSES VALEURS "

Le tableau 3a présente les résultats de cet essai. Les résultats peuvent être qualifiés de très bons, avec des écarts-types qui se situent en dessous de 5 ppb ($\mu\text{g/l}$), que ce soit pour le phosphate ou l'ammonium. Pour la silice, seul le niveau à 265 ppb présente un écart-type plus élevé (33 ppb). Ces résultats sont sensiblement meilleurs que ceux de l'essai "Lac + rivière". Il est vrai que le nombre de laboratoires est plus faible, seuls vraisemblablement les laboratoires ayant l'habitude de participer à des analyses dans ces basses valeurs ayant participé. De même, les moyennes des résultats sont extrêmement proches des valeurs cibles.

Si l'on reprend l'essai "lac + rivière" avec uniquement les laboratoires ayant participé à l'essai "échantillon synthétique" (tableau 3b), on remarque que les résultats ne diffèrent pas sensiblement de ceux obtenus avec l'ensemble des laboratoires. La différence de variabilité pourrait alors s'expliquer par la stabilité de l'échantillon (matrices différentes).

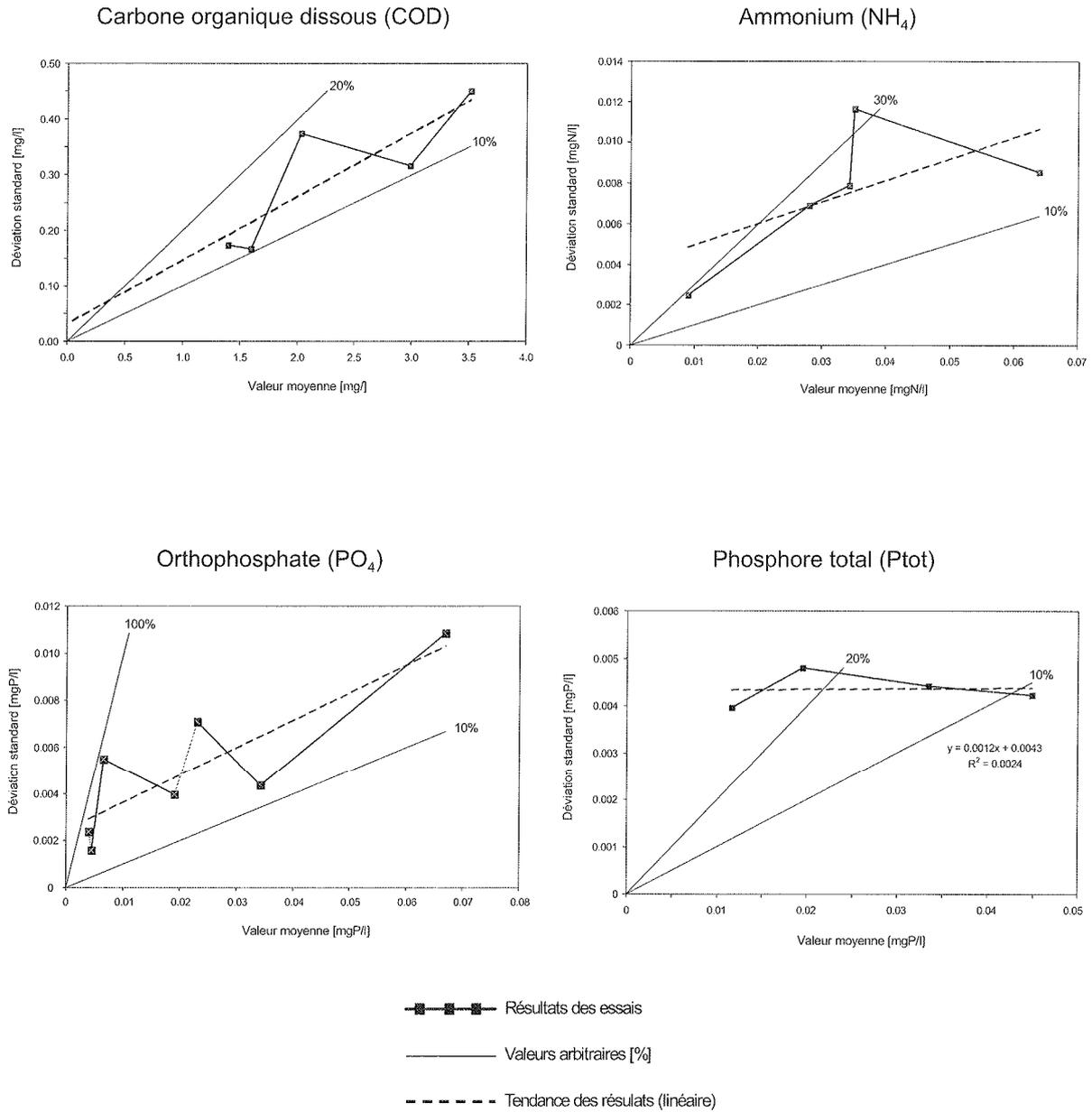


Figure 1 : Ecart-type en fonction du niveau de l'essai (essais "Lac + Rivière" 2000-2001)

4. PHYTOSANITAIRES

Cet essai a été préparé par Jiri ONDRUS, du Service de la protection de l'environnement du canton de Neuchâtel [1]. Un nouveau système a été mis en place depuis cette année : 2 échantillons, l'un synthétique "de suivi" dont la composition reste fixe d'année en année, et un deuxième dont la composition et/ou la nature de l'échantillon peuvent varier (respectivement notés "mix A" et "mix B").

Les tableaux 4a et 4b présentent les résultats détaillés, paramètre par paramètre.

Mis à part l'analyse du chlorbromuron qui a semblé poser quelques problèmes (plus de valeurs "aberrantes"), l'essai peut être qualifié de très bon, avec des écarts-types de quelques nanogrammes. De même, la moyenne des résultats est, excepté pour le monolinuron, très proche des valeurs cibles (ajouts).

5. COMPOSÉS ORGANOHALOGÉNÉS ADSORBABLES

Cet essai a été préparé par Blaise ALLEMANN [2] et Michel WOHLERS [3]. Deux échantillons ont été distribués : une eau de ville dopée au perchloroéthylène (86 µgCl/l) et une eau industrielle dopée au 4-chlorophénol (110.3 µgCl/l).

Les résultats figurent au tableau 5, et peuvent être qualifiés de bons. Des écarts-types de 20 à 30 % semblent acceptables pour une analyse qui reste délicate.

6. ÉCHANTILLON SYNTHÉTIQUE TYPE "STEP"

Bernard DUPERRON [4] a organisé et traité cette calibration à laquelle ont participé 48 laboratoires, dont 4 font partie du groupe de travail de la CIPEL (membres ou invités). Les échantillons sont synthétiques et dopés avec les diverses substances. Un résumé des résultats est présenté au tableau 6.

Les 4 laboratoires "CIPEL" ont reçu une appréciation générale de "bons résultats" à "très bons résultats".

7. CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Le traitement des essais interlaboratoires effectués en 2001 dans le cadre du groupe de travail "Méthodologie" de la CIPEL montre que ceux-ci peuvent être considérés comme bons, voire très bons.

Des interrogations subsistent quant à la dispersion des résultats lors des analyses d'ammonium dans des échantillons naturels, dispersion qui pourrait être due à la stabilité de l'échantillon (conditions et durée du transport notamment).

L'analyse des phytosanitaires ne semble pas poser de problèmes majeurs, en tout cas pour les composés analysés lors de ces essais.

L'essai AOX a également donné des résultats satisfaisants.

Pour ce qui est du traitement des essais proprement dits, le programme informatique sera modifié afin de permettre les calculs de répétabilité et reproductibilité (respectivement r et R), ainsi que les calculs statistiques selon la norme ISO 5725. Le test de COCHRAN devra être introduit, les conditions de répétition des essais devront être précisées afin de faciliter l'interprétation des indicateurs r et R.

Les essais "de routine" (éléments majeurs dans des eaux de lacs et de rivières, analyse de phytosanitaires) se poursuivront en 2002, et sont déjà prévus des essais "éléments majeurs" dans un échantillon synthétique, ainsi qu'un essai "micropolluants" (PAH, PCB) si le nombre de laboratoires intéressés est suffisant.

Tableau 2a - Éléments majeurs dans les échantillons d'eaux de lac et rivière

PARAMETRES	R = RIVIERE ; L = LAC	DATE	LABORATOIRES "STATISTIQUES"	"ABERRANTS"			MOYENNE mg/l	ECART-TYPE		REPETABILITE. "r"		REPRODUCT. "R"		r/R
				Dixon	Grubbs	3*s		mg/l	%	mg/l	%	mg/l	%	
CI	L	03.04.2001	21	2	2	1	11.55	0.43	3.7	0.35	3.0	1.34	12	0.3
		25.09.2001	14	1	1		5.92	0.35	5.9	0.31	5.2	1.09	18	0.3
	R	03.04.2001	21		1		6.79	0.29	4.2	0.19	2.8	0.87	13	0.2
		25.09.2001	14				9.05	0.58	6.4	0.21	2.3	1.77	20	0.1
COT	L	03.04.2001	13				3.33	0.37	11	0.25	7.5	1.07	32	0.2
		25.09.2001	9				3.06	0.33	11	0.27	8.8	1.02	33	0.3
	R	03.04.2001	13				1.81	0.33	18	0.25	14	0.93	51	0.3
		25.09.2001	6				5.62	2.19	39	0.98	17	6.59	117	0.1
COD	R	03.04.2001	15	1	1	1	1.40	0.17	12	0.19	14	0.51	36	0.4
		25.09.2001	9				3.51	0.45	13	0.29	8.3	1.25	36	0.2
N-NH ₄	L	03.04.2001	19				0.118	0.029	25	0.017	14	0.084	71	0.2
		25.09.2001	12				0.035	0.012	33	0.005	14	0.034	97	0.1
	R	03.04.2001	18	1	1	1	0.034	0.008	23	0.003	8.8	0.023	68	0.1
		25.09.2001	12				0.112	0.028	25	0.005	4.5	0.080	71	0.1
N-NO ₃	L	03.04.2001	21	2	1	1	1.25	0.05	3.8	0.08	6.4	0.15	12	0.5
		25.09.2001	12				0.06	0.02	35	0.02	33	0.06	100	0.3
	R	03.04.2001	21				1.99	0.07	3.3	0.07	3.5	0.19	9.5	0.4
		25.09.2001	14	2	2		2.42	0.08	3.5	0.19	7.9	0.28	12	0.7
N-NO ₂	L	03.04.2001	17				0.0109	0.0014	13	0.0007	6.4	0.0035	32	0.2
		25.09.2001	9				0.0022	0.0012	54	0.0009	41	0.0036	164	0.3
	R	03.04.2001	17				0.0054	0.0011	20	0.0006	11	0.0025	46	0.2
		25.09.2001	13	1	2	1	0.0326	0.0025	7.8	0.0019	5.8	0.0075	23	0.3
N-Ntot	L	03.04.2001	9				1.85	0.23	12	0.14	7.6	0.65	35	0.2
		25.09.2001	4				0.41	0.1	24	0.06	15	0.28	68	0.2
	R	03.04.2001	9	1	1		2.20	0.11	4.8	0.08	3.6	0.30	14	0.3
		25.09.2001	5				3.45	0.7	20	0.17	4.9	1.97	57	0.1
P-PO ₄	L	03.04.2001	14	1	1	1	0.007	0.005	85	0.003	43	0.016	229	0.2
		25.09.2001	7	1	1		0.004	0.002	36	0.002	50	0.005	125	0.4
	R	03.04.2001	18	1	1	1	0.019	0.004	21	0.005	26	0.012	63	0.4
		25.09.2001	12		2		0.139	0.011	7.8	0.006	4.3	0.028	20	0.2
P-Ptot	L	03.04.2001	16	1	2	1	0.047	0.009	20	0.010	21	0.028	60	0.4
		25.09.2001	10		1		0.019	0.005	25	0.003	16	0.015	79	0.2
	R	03.04.2001	16				0.054	0.023	42	0.012	22	0.065	120	0.2
		25.09.2001	11	1	1		0.281	0.072	26	0.019	6.8	0.214	76	0.1

Tableau 2b - Éléments majeurs dans les échantillons d'eaux de lac et rivière

PARAMETRES	R = RIVIERE ; L = LAC	DATE	LABORATOIRES "STATISTIQUES"	"ABERRANTS"			MOYENNE	ECART-TYPE		REPETABILITE. "r"		REPRODUCT. "R"		r/R
				Dixon	Grubbs	3*s		u	u	%	u	%	u	
COND	L	03.04.2001	21	1	1	1	382	6	1.7	3	0.8	17	4.5	0.2
		25.09.2001	12				289	7	2.3	3	1.0	19	6.6	0.2
	R	03.04.2001	21	1	1	1	534	14	2.6	3	0.6	35	6.6	0.1
		25.09.2001	12				353	6	1.7	29	8.2	29	8.2	1.0
Ca	L	03.04.2001	19	1	1	1	2.98	0.19	6.4	0.04	1.3	0.51	17	0.1
		25.09.2001	13	1	1		2.72	0.07	2.5	0.08	2.9	0.21	7.7	0.4
	R	03.04.2001	19	1	1	1	4.66	0.27	5.8	0.19	4.1	0.63	145	0.3
		25.09.2001	13	1	1		2.80	0.07	2.4	0.06	2.1	0.2	7.1	0.3
Mg	L	03.04.2001	20	3	3	1	0.67	0.03	4.4	0.06	9.0	0.09	13	0.7
		25.09.2001	13				0.20	0.02	8.8	0.01	5.0	0.05	25	0.2
	R	03.04.2001	19	3	4	1	0.86	0.02	2.4	0.07	8.1	0.07	8.1	1.0
		25.09.2001	13				0.42	0.02	3.7	0.02	4.8	0.05	12	0.4
Na	L	03.04.2001	18	1	1	1	7.13	0.38	5.3	0.81	11	1.22	17	0.7
		25.09.2001	12				3.76	0.34	9.1	0.21	5.6	1.07	29	0.2
	R	03.04.2001	19				6.19	0.4	6.5	0.51	8.2	1.09	18	0.5
		25.09.2001	12				7.33	0.65	8.9	0.93	13	2.08	28	0.4
K	L	03.04.2001	18		1		2.37	0.16	6.7	0.27	11	0.49	21	0.6
		25.09.2001	12				0.67	0.11	17	0.12	18	0.35	52	0.3
	R	03.04.2001	18		1		2.04	0.16	7.6	0.18	8.8	0.41	20	0.4
		25.09.2001	12				3.45	0.27	7.9	0.43	13	0.89	26	0.5
TAC	L	03.04.2001	17	1	1	1	3.49	0.06	1.7	0.03	0.9	0.18	5.2	0.2
		25.09.2001	12	2	2	1	2.88	0.05	1.8	0.03	1.0	0.15	5.2	0.2
	R	03.04.2001	17	1	1	1	6.33	0.30	5.6	0.08	1.3	0.74	12	0.1
		25.09.2001	12	1	1	1	2.78	0.07	2.4	0.02	0.7	0.19	6.8	0.1
SO ₄	L	03.04.2001	19				7.08	0.42	5.9	0.39	5.5	1.07	15	0.4
		25.09.2001	11	1	1		2.57	0.26	10	0.52	20	0.81	32	0.6
	R	03.04.2001	19	3	3	1	8.42	0.22	2.6	0.46	5.5	0.72	8.6	0.6
		25.09.2001	12	1	1	1	22.08	0.86	3.9	0.67	3.0	2.26	10	0.3
SiO ₂	L	03.04.2001	11	2	2		0.16	0.05	34	0.02	13	0.14	88	0.1
		25.09.2001	10				1.21	0.15	12	0.16	13	0.45	37	0.4
	R	03.04.2001	15				5.00	0.32	6.4	0.19	3.8	0.52	10	0.4
		25.09.2001	10	1	1		5.34	0.26	4.9	0.45	8.4	0.85	16	0.5
DT	L	03.04.2001	8	2	2		3.74	0.03	0.8	0.05	1.3	0.08	2.1	0.6
		25.09.2001	5				2.94	0.02	0.7	0.03	1.0	0.06	2.0	0.5
	R	03.04.2001	8		2		5.73	0.03	0.6	0.1	1.7	0.12	2.1	0.8
		25.09.2001	5	1	1		3.28	0.01	0.3	0.03	0.9	0.03	0.9	1.0
MES	R	03.04.2001	15	1	1		13.8	2.7	19	5.1	37	6.2	45	0.8
		25.09.2001	8				67.0	3.4	5.1	11	16	11.9	18	0.9

Unités (u) : toutes les analyses en mg/l, sauf : COND en µS/cm à 25°C, DT et TAC en méq/l.

Tableau 3a - Echantillon synthétique "basses valeurs"

PARAMETRES	ECHANTILLON	LABORATOIRES "STATISTIQUES"	"ABERRANTS"			MOYENNE		ECART-TYPE		REPETABILITE "r"		REPRODUCT. "R"		r/R
			Dixon	Grubbs	3*s	µg/l	µg/l	%	µg/l	%	µg/l	%		
N-NH ₄	A	8				7	7	2	25	2	29	6	86	0.3
	B	8				12	13	2	12	3	20	5	42	0.6
P-PO ₄	A	8	1	1		6	7	1	9.4	1	17	2	33	0.5
	B	9	1	1		12	12	2	16	2	17	6	50	0.3
SiO ₂	A	6	2	2		33	36	4	13	3	9.1	13	39	0.2
	B	9	1	1		265	267	33	13	10	3.8	101	38	0.1

Tableau 3b - Echantillons d'eaux de "lac et rivière" avec les laboratoires ayant participé à l'essai "synthétique basses valeurs"

PARAMETRES	ECHANTILLON	LABORATOIRES "STATISTIQUES"	"ABERRANTS"			MOYENNE		ECART-TYPE		REPETABILITE "r"		REPRODUCT. "R"		r/R
			Dixon	Grubbs	3*s	µg/l	µg/l	%	µg/l	%	µg/l	%		
N-NH ₄	L	9				34	12	36	5	16	36	108		
	R	9				105	29	27	4	4.3	82	78		
P-PO ₄	L	6				4	2	36	2	44	5	104		
	R	9				155	35	22	8	4.9	97	63		
SiO ₂	L	9				1210	150	13	170	14	480	40		
	R	9	1	1		5280	210	4	140	2.7	640	12		

Tableau 4a - Phytosanitaires, échantillon "de suivi" (mix A)

PARAMETRES	LABORATOIRES "STATISTIQUES"	"ABERRANTS"			MOYENNE VALEUR CIBLE		ECART-TYPE		REPETABILITE "r"		REPRODUCT. "R"		r/R
		Dixon	Grubbs	3*s	ng/l	ng/l	%	ng/l	%	ng/l	%		
Atrazine	10	1	1		27	25	2	9.3	5	19	7	26	0.7
Déséthylatrazine	9				35	40	9	25	6	17	23	66	0.3
Diéthyltoluamide (DEET)	9				53	70	15	28	10	19	48	91	0.2
Ethofumesate	10	1	1		36	35	7	18	9	25	25	69	0.4
Metamitron	7				55	50	24	43	10	18	70	127	0.1
Metribuzin	8				67	60	24	36	3	4.5	60	90	0.1
Simazine	11				33	30	9	29	4	12	29	88	0.1
Terbutylazine	11	1	1		22	20	3	12	4	18	6	27	0.7

Tableau 4b - Phytosanitaires, échantillon "variable" (mix B)

PARAMETRES	LABORATOIRES "STATISTIQUES"	"ABERRANTS"			MOYENNE VALEUR CIBLE		ECART-TYPE		REPETABILITE "r"		REPRODUCT. "R"		r/R
		Dixon	Grubbs	3*s	ng/l	ng/l	%	ng/l	%	ng/l	%		
Chlorbromuron	11	2	3		38	40	3	9	4	11	11	29	0.4
Chlortoluron	10	1	1		63	70	8	12	8	13	24	38	0.3
Dimefuron	5				48	60	16	33	5	10	23	48	0.2
Diuron	9				43	50	11	26	5	12	33	77	0.2
Isoproturon	10				61	60	7	11	11	18	24	39	0.5
Linuron	11	1	1		62	70	7	11	8	13	18	29	0.4
Metobromuron	8	1	1		43	50	13	29	6	14	45	105	0.1
Monolinuron	8				57	80	21	37	6	11	77	135	0.1

Tableau 5 - Composés organohalogénés adsorbables (AOX)

PARAMETRES	ECHANTILLON	LABORATOIRES "STATISTIQUES"	"ABERRANTS"			MOYENNE µg Cl/l	ECART-TYPE		REPETABILITE "r"		REPRODUCT. "R"		r/R
			Dixon	Grubbs	3*s		µg Cl/l	%	µg Cl/l	%	µg Cl/l	%	
AOX	A	10				78	22	28	12	15	70	90	0.2
	B	10				329	61	18	18	5.5	174	53	0.1

Tableau 6 - Echantillon synthétique type "STEP"

PARAMETRES	ECHANTILLON	VALEUR CIBLE	TOUS LES LABORATOIRES				LABORATOIRES "CIPEL"		
			MOYENNE		ECART-TYPE		MINIMUM	MAXIMUM	MOYENNE
			u	u	u	%	u	u	u
DCO	A	245.0	235.0	9.0	3.9	238.5	245.2	240.9	
	B	48.8	53.4	8.0	15	46.9	52.0	50.1	
DBO ₅	B	155.0	154.2	23.8	15	129.0	195.7	160.0	
NTK	B	32.2	31.8	2.0	6.3	30.5	33.4	32.4	
NH ₄	B	12.5	12.9	1.4	11	12.2	12.9	12.7	
P _{tot}	A	4.1	3.2	0.3	8.2	3.0	3.8	3.3	
PO ₄	A	13.2	9.7	1.0	10	9.0	10.0	9.6	
MES	C	30.0	28.3	1.7	6.1	25.6	29.2	27.7	
NO ₃	A	6.7	6.6	0.9	14	5.5	6.4	6.0	

Unités (u) : mg/l, sauf MES en mg
(PO₄, NH₄ et NO₃ ne sont pas exprimés en P et N).

ABRÉVIATIONS

AOX	composés organiques halogénés extractibles	Mg	magnésium
Ca	calcium	Na	sodium
COD	carbone organique dissous	NH ₄	ammonium
COND	conductivité (à 25°C)	NO ₂	nitrite
COT	carbone organique total	NO ₃	nitrate
Cl	chlorure	NTK	azote Kjeldahl
DCO	demande chimique en oxygène	PO ₄	orthophosphate
DBO ₅	demande biochimique en oxygène	SiO ₂	silice
DT	dureté totale	SO ₄	sulfate
K	potassium	TAC	titre alcalimétrique
MES	matières en suspension		

Les valeurs de moyenne, écart-type, répétabilité et reproductibilité figurant dans les tableaux sont calculées après élimination des valeurs aberrantes (GRUBBS et DIXON à 95 %).

BIBLIOGRAPHIE

EURACHEM (2000) : Selection, use and interpretation of proficiency testing scheme by laboratories. EURACHEM guide, p. 18.

FEINBERG, M. (1996) : La validation des méthodes d'analyse. Masson éd. (Paris), ISBN 2-225-85300-2, p. 108.

ISO (1986) : Fidélité des méthodes d'essai. Norme internationale ISO 5725, 2ème édition.

STRAWCZYNSKI, A. (2001) : Analyses comparatives interlaboratoires. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 2000, 279-291.

TAYLOR, J.K. (1987) : Quality assurance of chemical measurements. Lewis Publishers, inc., ISBN 0-87371-097-5, p. 15.

Adresses :

[1] Service cantonal de la protection de l'environnement, Case postale 145, CH - 2034 PESEUX.

[2] RWB S.A. Ingénieurs-conseils, Rue de Fontenais 77, CH - 2900 PORRENTROY.

[3] CRIDEC S.A., Route de Daillens, CH - 1312 ECLÉPENS.

[4] Laboratoire Santé-Environnement-Hygiène, Av. Jean Jaurès 321, FR - 69632 LYON Cédex 7.