

SYNTHÈSE 2000

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

Etat de santé du Léman

Principaux points positifs :

- < Reprise de la baisse des teneurs en phosphore, stock diminué de moitié depuis 1986,
- < nouvelle diminution de la productivité des communautés planctoniques,
- < pour toutes les substances analysées (métaux, pesticides, NTA, EDTA), les eaux au centre du lac satisfont pleinement aux exigences requises pour la production d'eau de boisson,
- < poursuite de la baisse en mercure et en PCB dans la chair des poissons et plus généralement des métaux lourds dans la chair des moules zébrées.

Principaux points négatifs :

- < Biomasse algale encore importante en été et en automne, et jusqu'à une plus grande profondeur,
- < 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 1968) tend favorablement vers la restauration de l'état du Léman.

En ce qui concerne le plancton végétal, la biomasse et la production phytoplanctonique restent encore trop importantes, particulièrement en été-automne.

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 2000

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 (hiver 1999-2000)

Après un brassage presque complet du Grand Lac en mars 1999, l'hiver 1999-2000 n'a pas permis de brassage réoxygénant les eaux profondes. On peut estimer que la circulation hivernale des eaux a atteint 150 mètres en mars 2000, la concentration en oxygène dans les eaux du fond du Grand Lac est alors de 5.84 mgO₂ /l et chute à 2.35 mgO₂ /l au mois d'octobre. La concentration en oxygène dissous est inférieure à 4 mgO₂ /l du mois de septembre à la fin de l'année pour les eaux du fond du Grand Lac.

Par contre, l'homogénéisation thermique et le brassage total des eaux ont eu lieu comme chaque année dans le Petit Lac.

La température des eaux du fond du Grand Lac reste stable depuis 4 ans aux alentours de 5.8/C, après un accroissement régulier de 1/C sur la décennie 1987-1997.

' L'évolution des teneurs en nutriments

Après trois années, de 1997 à 1999, où le phosphore total du lac est resté relativement constant, on observe en 2000 une baisse significative de la concentration en phosphore total dans le lac : de 39.2 µg P/l en 1999 à 36.5 µg P/l en 2000.

Pour le stock de phosphore contenu dans le lac, la baisse est de 10.6 % depuis 1996. Le stock de phosphore total représente 3'130 tonnes en 2000, contre 3'360 en 1999.

Pour l'azote nitrique, la stabilité des concentrations se confirme depuis quelques années. Le stock atteint 47'450 tonnes en 2000.

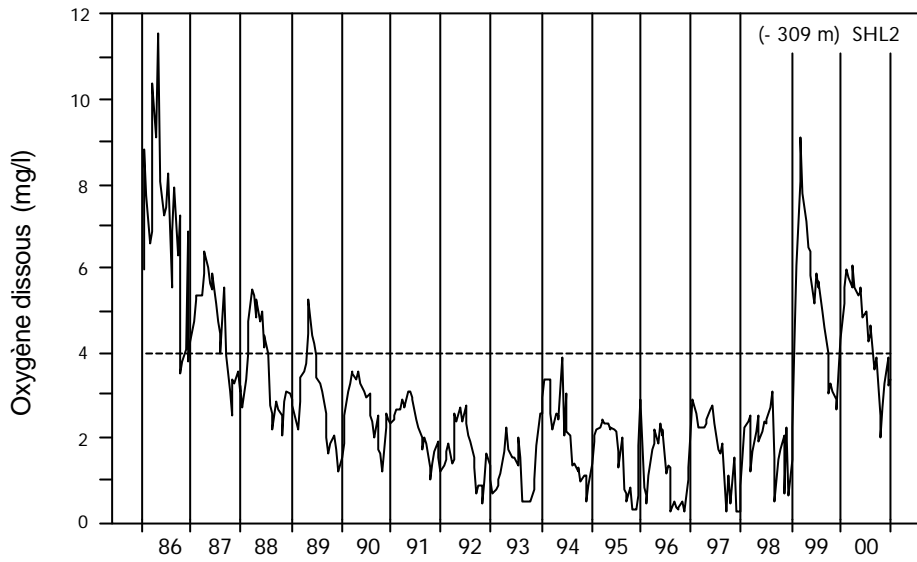


Figure 1

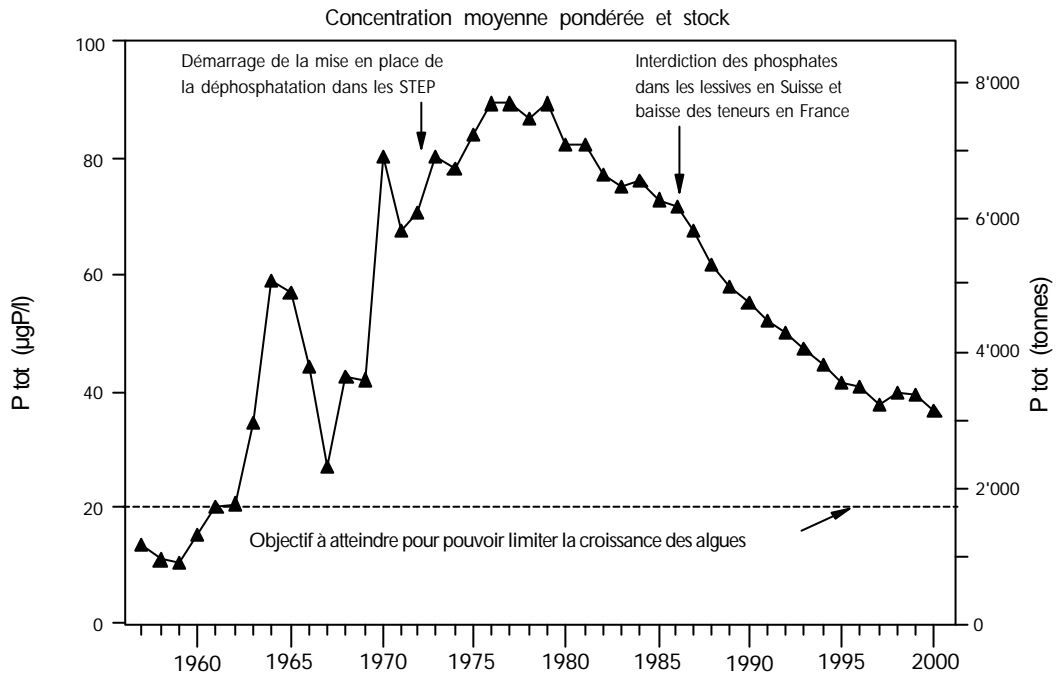


Figure 2

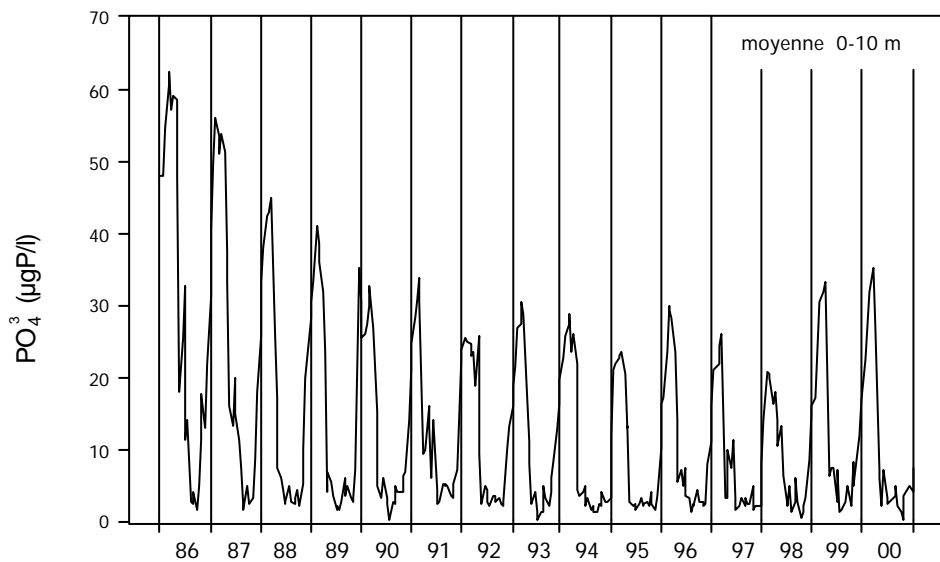


Figure 3

Evolution biologique

' Le bactérioplancton

Les mesures réalisées au cours de l'année 2000 (carbone organique dissous, biomasse et activité bactérienne) montrent que l'activité bactérienne est assez soutenue dès le début de l'année (de janvier à mars) alors que la production primaire est faible.

A partir du mois de mai, la production bactérienne est plus étroitement liée à la production phytoplanctonique. La production et le pourcentage de bactéries sont relativement élevés. A l'échelle annuelle, l'importance moyenne de la production bactérienne par rapport à la production primaire est de l'ordre de 40 %.

La comparaison des moyennes annuelles des descripteurs du bactérioplancton montre que la concentration en carbone organique dissous tend à diminuer au cours des trois dernières années. Cette baisse est encore plus manifeste pour la concentration en carbone organique dissous biodisponible, surtout les années 1999 et 2000.

Le pourcentage de bactéries actives tend lui aussi à diminuer au cours des trois dernières années, probablement en correspondance avec la baisse des nutriments organiques.

La production bactérienne tend également à diminuer. L'ensemble des résultats suggère que cette diminution est due à la limitation de la ressource (carbone organique) plutôt qu'à la pression de prédation par le zooplancton.

' Le phytoplancton

La biomasse annuelle moyenne en 2000 ne se singularise pas par rapport aux cinq années précédentes. La biomasse printanière moyenne a fortement régressé par rapport à 1999. Les biomasses estivales moyenne et maximale ont fortement augmenté par rapport aux années précédentes. On constate que la biomasse phytoplanctonique se développe d'année en année plus profondément.

En terme de composition spécifique, l'année 2000 se singularise par un très fort développement de la chrysophycée *Dinobryon sociale* v. *americanum*, algue dont les cellules flagellées sont groupées en colonies. Cette espèce est mixotrophe, c'est-à-dire capable de subvenir aux besoins de son métabolisme à la fois par photosynthèse et par assimilation des composés organiques présents dans l'eau. Ce type de métabolisme fait que cette espèce phytoplanctonique entre en compétition avec le bactérioplancton. Ces caractères en font une espèce capable de proliférer dans des eaux relativement pauvres en phosphore.

Le second phénomène intéressant à relever est la prolifération de la diatomée *Tabellaria flocculosa* dans la deuxième partie de l'année. Exceptionnelle à cette saison automnale, cette poussée planctonique s'est prolongée jusqu'en mars 2001. Cette espèce se rencontre dans des eaux de niveaux trophiques variés.

Le phytoplancton du Petit Lac présente une dynamique similaire. De 1996 à 2000, le phytoplancton du Petit Lac a subi une évolution perceptible et significative de la composition spécifique de la communauté algale.

Alors qu'on note une tendance à la diminution de la richesse spécifique dans le Grand Lac, on constate la tendance inverse dans le Petit Lac, signe encourageant, où l'indice de diversité continue de progresser régulièrement, rendant compte d'un partage plus équitable de la biomasse en 2000 entre les 15 espèces principales. Toutefois, les espèces dominantes sont les mêmes.

Pour les biomasses, deux tendances semblent se dégager : la diminution de la production au printemps et le maintien de biomasses élevées, voire l'accroissement des biomasses produites après la phase des eaux claires. A partir de 1991, les biomasses moyennes annuelles ont cessé de diminuer et ont même tendance à augmenter.

Comme l'année précédente, la production annuelle nette est assez faible, estimée à 218 g de carbone fixé par m². La productivité moyenne de la biomasse chlorophyllienne baisse également et c'est même la plus faible depuis 1986. Les événements remarquables de cette année sont une forte production par l'importante biomasse phytoplanctonique estivale et le développement de la biomasse automnale. La production automnale, élevée par rapport aux années antérieures, peut être liée à la climatologie exceptionnellement chaude de cette fin d'année 2000. 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.

Une analyse poussée de l'ensemble des données chronologiques de 1974 à 1998 dont dispose la CIPEL a permis : 1) de dresser un bilan sur l'évolution de la qualité trophique du Léman, 2) de préciser les changements à long terme de la communauté phytoplanctonique et 3) d'en déterminer les causes probables.

En résumé, malgré la baisse des concentrations en phosphore qui s'initia vers la fin des années 70, les paramètres proposés par l'OCDE comme critère d'évaluation de l'état trophique des lacs ne permettent pas de diagnostiquer une amélioration du milieu. Au contraire, depuis le début des années 90 les biomasses phytoplanctoniques sont en augmentation et présentent des valeurs similaires à celles atteintes au cours des années 70 avec une recrudescence d'espèces filamenteuses et/ou caractéristiques de milieux eutrophes. Cependant, les cyanobactéries gênantes de type *Oscillatoria* se montrent discrètes depuis 1998. Le seul signe positif est le retour d'espèces caractéristiques de milieux oligotrophes.

Une description précise des variations annuelles des espèces composant le phytoplancton, en fonction des variations des conditions du milieu lémanique, a mis en évidence des différences interannuelles notables dans les vitesses de développement et de régression saisonniers des algues planctoniques. Ces différences, qui se manifestent principalement pendant la période estivale, aboutissent à distinguer trois scénarios de succession des espèces qui ont la particularité d'être échelonnés dans le temps : de 1974 à 1985, de 1986 à 1991 (1988 exclu) et de 1992 à 1998 (plus 1988).

Afin de donner une explication fonctionnelle à cette évolution et de la relier à la qualité du milieu, une méthode statistique nouvelle a été appliquée. Elle a permis de caractériser des assemblages phytoplanctoniques et d'établir une image temporelle de leur mode de succession. Deux tendances majeures ont pu être mises en évidence :

- S** une phase des eaux claires plus avancée au printemps, probablement liée à la précocité du développement zooplanctonique favorisé à partir de 1988 par des débuts d'année plus chauds,
- S** une précocité croissante d'apparition des assemblages phytoplanctoniques caractéristiques de l'automne qui conduit à observer dès l'été des espèces capables de se développer sous de faibles intensités lumineuses, c'est-à-dire à des profondeurs où elles peuvent bénéficier d'apports en phosphore encore importants.

A partir des résultats de cette analyse, un modèle conceptuel fondé sur la répartition du phosphore est proposé.

' **Le zooplancton**

L'étude du zooplancton met en évidence une relative constance de la moyenne annuelle du biovolume sédimenté ces dernières années depuis le minimum observé en 1995, avec des valeurs proches de celles observées en 1968 et 1969, lors de la phase de dégradation de la qualité des eaux.

Comme en 1998, l'étude du zooplancton a été fortement perturbée par un développement exubérant du phytoplancton, plus spécialement en janvier, novembre et décembre 2000, ne permettant pas une estimation correcte des valeurs moyennes annuelles pour les microcrustacés.

Le peuplement de rotifères, en accroissement numérique, mais stable quant à sa composition taxinomique, est toujours caractérisé par la prépondérance des espèces oligo-mésotrophes qui dominant toujours largement dans le milieu, avec 75 % des individus dénombrés.

La biocénose zooplanctonique des crustacés est qualitativement comparable à l'année précédente, mais il n'en est pas de même sur le plan quantitatif, les échantillons étudiés montrant un accroissement des calanoïdes et une réduction des daphnies.

Comme les années précédentes, la simultanéité printanière entre la dynamique du zooplancton et celle du phytoplancton est très marquée au moment de la phase des eaux claires. Le pic de microcrustacés et l'abondance maximale des calanoïdes et des daphnies provoquent par excrétion de fortes teneurs en azote ammoniacal et par broutage l'effondrement de la biomasse phytoplanctonique, de la production primaire et des teneurs en chlorophylle *a*.

Ces interrelations entre facteurs physico-chimiques et biologiques n'apparaissent plus au cours du dernier semestre, les daphnies et calanoides herbivores s'avérant incapables de contrôler efficacement le phytoplancton, représenté à cette époque, - et surtout en novembre et décembre - par la diatomée microplanctonique en pseudo-filaments *Tabellaria flocculosa*.

Le fonctionnement du réseau trophique ces trois dernières années a été soumis à d'importants développements d'algues filamenteuses et de diatomées coloniales. Sur les colonies de diatomées s'est développée une importante communauté de protozoaires utilisant les bactéries et la matière organique détritique issue de la décomposition du phytoplancton excédentaire non consommé par le zooplancton herbivore.

' **Le régime alimentaire des corégones et des gardons**

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. Alors qu'à fin 1999, les corégones s'étaient nourris de nymphes de chironomes, c'est seulement en début d'année 2000 que cette proie est consommée. Le reste de l'année, les corégones se nourrissent exclusivement de Cladocères, qui constituent une ressource suffisante. Les gardons ont consommé aussi des nymphes de chironomes en début d'année puis, comme les corégones, exclusivement du zooplancton. Les ressources nutritives zooplanctoniques ont donc été assez importantes dès le mois de mars 2000 pour subvenir aux besoins alimentaires des poissons pélagiques du Léman. La comparaison avec les résultats des années 1980 montre que les flux trophiques entre le poisson et le zooplancton ont été nettement modifiés. On observe un meilleur rendement énergétique avec la suprématie actuelle du corégone. Le modèle proposé est complémentaire à celui du phytoplancton pour expliquer les modifications observées dans l'évolution biologique du lac.

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

En 2000, les contrôles de la qualité hygiénique des eaux littorales et des plages faits par les autorités compétentes montrent que pour 73 % des 93 points de contrôle cette qualité est bonne, qu'elle est moyenne pour 25 % des cas et que dans 1 % 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 23 - juin 2001).

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

' Dans les eaux

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 de rivières 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 trop proches des limites fixées par cette ordonnance prise comme point de comparaison.

Par contre, parmi les pesticides recherchés, des traces d'herbicides triaziniques et de métolachlore sont toujours présentes au même niveau de concentration 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 des mesures visant à limiter ces apports sont à mettre en oeuvre.

' Dans les poissons et les moules zébrées

Le suivi de la contamination du Léman par les polluants métalliques et les polychlorobiphényles (PCB) est assuré d'une part par le dosage de ces derniers, ainsi que du mercure, dans la chair de poissons; et d'autre part par la détermination de divers métaux lourds (plomb, cadmium, chrome, cuivre, nickel et zinc) et des composés organostanniques (dibutylétain, tributylétain et triphénylétain) dans la chair de *Dreissena polymorpha* (moules zébrées), provenant de douze sites répartis sur l'ensemble des côtes.

Ces analyses montrent que l'amélioration pour le mercure se confirme.

La teneur en PCB des ombles chevaliers est nettement supérieure à celle des lottes et des perches. Elle est plus faible ces dernières années en regard de la contamination antérieure. Les concentrations en mercure et PCB sont parfaitement acceptables en regard de la législation sur les denrées alimentaires.

L'intérêt du suivi de la contamination métallique des moules s'affirme et les résultats des études antérieures comparés à ceux de cette campagne montrent que :

- S** les teneurs en nickel sont en diminution sur l'ensemble des sites,
- S** les teneurs en cadmium et en chrome confirment, en général, l'amélioration observée lors des campagnes précédentes,
- S** les valeurs du plomb et du cuivre sont globalement plus faibles que lors des campagnes précédentes,
- S** les composés organostanniques, excepté la confirmation d'une concentration relativement élevée en un point, ne soulèvent pas de problème.

BASSIN VERSANT DU LÉMAN

' Le bilan des apports au Léman par les rivières

L'année 2000 est une année de pluviométrie moyenne normale au voisinage du lac. Les débits moyens annuels sont égaux à la moyenne de la période 1981 - 2000, mais on note un fort contraste saisonnier.

En 2000, les apports en phosphore total au lac par les quatre rivières principales ont été de 1'350 tonnes. Le Rhône amont représente 90 % de ces apports. Les neuf rivières secondaires apportent 32 tonnes de phosphore total au Léman.

Les apports en phosphore dissous des quatre rivières principales (53 tonnes) ont augmenté de près de 15 % par rapport à ceux de 1999 qui étaient les plus faibles enregistrés depuis le début des années 60. Les neuf rivières secondaires, quant à elles, ont apporté 10.6 tonnes, dont 4.25 tonnes par la seule Versoix, affluent dont la charge est la plus élevée après le Rhône et la Dranse. Les concentrations moyennes annuelles en phosphore dissous sont relativement élevées dans certaines rivières secondaires telles que le Nant d'Aisy (233 µgP/l), l'Hermance (165 µgP/l), la Chamberonne (56 µgP/l), la Versoix (41 µgP/l) et la Morges (40 µgP/l).

Cette tendance est inquiétante pour l'avenir, car on sait que la concentration en phosphore dissous dans la couche supérieure du lac suit relativement bien celle de ses affluents.

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 4'700 tonnes. Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 74 % de l'ensemble des apports des quatre rivières principales et 65 % du total des apports répertoriés (quatre rivières principales et neuf rivières secondaires).

Les apports en chlorure sont stabilisés à 61'000 tonnes pour l'ensemble des 13 affluents (on notera qu'à son émissaire, le Rhône exporte 55'155 tonnes). 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, ceux provenant de la déphosphatation dans les stations d'épuration sont négligeables (environ 3 %).

' L'épuration des eaux usées

En 2000, 159 stations d'épuration (STEP) étaient en service dans le bassin versant du Léman. La population raccordée à ces stations représentait environ 823'000 habitants permanents, 547'000 habitants saisonniers (capacité d'hébergement touristique) et environ 740'000 équivalents-habitants industriels, soit un total de 2'110'000 équivalents-habitants.

Sur ces 159 STEP, 136 sont équipées pour la déphosphatation (99.3 % de la capacité nominale des installations; 99.1 % de la population raccordée).

Pour le bassin hydrographique du Léman, le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 133 (83.6 % du nombre de STEP et 98.4 % de la population raccordée).

Pour la matière organique (DBO₅), le rendement moyen d'abattement pour les STEP est de 94 % sur les eaux traitées et la valeur moyenne de sortie en DBO₅ (pondérée par les débits) est de 11 mg O₂/l. Le rendement est stable par rapport à celui de 1999.

Pour le phosphore total, le rendement moyen d'élimination est de 90 % sur les eaux traitées. Il est en progression par rapport à 1999 (88 %). La concentration moyenne de sortie est de 0.49 mg P/l, en diminution par rapport à 1999 (0.54 mg P/l).

BASSIN VERSANT DU RHÔNE AVAL

(du lac jusqu'à la frontière franco-suisse à Chancy)

' Le bilan des apports au Rhône

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 le nitrate, le phosphore total et le phosphore dissous : pour ce dernier élément, l'Arve et le bassin diffus genevois sont responsables respectivement de 43 % et 29 % de la charge annuelle. Entre le Rhône émissaire et Chancy, pour des débits multipliés par 1.3, on constate que le nitrate l'est par un facteur de 2.2, le phosphore total augmente d'un facteur 4 et le phosphore dissous d'un facteur 4.2.

' L'épuration des eaux usées

Pour le bassin versant du Rhône aval jusqu'à Chancy, le nombre de STEP contrôlées (contrôle sur 24 heures) est de 30 sur 60 (50 % du nombre de STEP et 92 % 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 91 % sur les eaux traitées et la valeur moyenne de sortie en DBO₅ (pondérée par les débits) est de 13 mgO₂/l. Le rendement est légèrement plus faible qu'en 1999.

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

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. Les déversements d'eaux non traitées se produisant lors de pointes de débit dues aux pluies constituent un problème important et influencent notablement le rendement global des stations d'épuration. La partie déversée sans traitement devrait être diminuée, ceci particulièrement sur les grandes installations.

Il faut signaler que certaines STEP ne sont pas équipées pour mesurer les débits aux points de déversement, ce qui fausse les estimations du rendement. 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).

SOMMAIRE

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT	9
SYNTHÈSE 2000	13
CONCLUSIONS GÉNÉRALES	15

<p>RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE</p>
--

1. MÉTÉOROLOGIE	25
1. Introduction	25
2. Température de l'air	25
3. Pluviométrie	28
4. Insolation	30
5. Rayonnement	32
6. Vent	34
7. Conclusions	36
2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN	37
1. Méthodes	37
2. Evolution physico-chimique des eaux du Grand Lac	39
2.1 Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	39
2.2 Evolution saisonnière dans les couches superficielles	42
2.3 Evolution saisonnière dans les couches profondes	47
2.4 Evolution interannuelle des principaux paramètres	50
2.5 Métaux et micropolluants organiques	55
3. Evolution physico-chimique des eaux du Petit Lac : 1996 à 2000	58
3.1 Evolution interannuelle des principaux paramètres	58
4. Conclusions	68
S Bibliographie	69
S Annexes	70
3. DYNAMIQUE DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE ET DE LA BIOMASSE CHLOROPHYLLIENNE DANS LE LÉMAN	73
1. Introduction	73
2. Méthodes	73
3. Résultats	74
3.1 Répartitions verticales	74
3.2 Variations saisonnières	77
3.3 Production annuelle	79
4. Conclusions	79
S Bibliographie	80

4. ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	81
1. Introduction	81
2. Méthodes	81
3. Résultats	81
3.1 Biomasse	82
3.2 Richesse spécifique du phytoplancton	84
4. Conclusions	86
S Bibliographie	90
5. LE PHYTOPLANCTON DU PETIT LAC	91
1. Introduction	91
2. Méthodes	91
2.1 Phytoplancton	92
2.2 Dosage de la chlorophylle a	92
2.3 Volume de zooplancton	92
3. Résultats	92
3.1 Transparence	92
3.2 Phytoplancton	93
3.3 Volume de zooplancton	107
4. Discussion et conclusion	107
S Bibliographie	108
6. ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON DU LÉMAN	109
1. Introduction	109
2. Méthodologie	109
3. Biovolume sédimenté	110
3.1 Variations saisonnières	110
3.2 Evolution à long terme	110
3.3 Relation phosphore total - zooplancton	110
4. Composition de la biocénose rotatorienne	111
5. Etat du Léman déterminé par les rotifères	113
6. Composition de la biocénose crustacéenne	113
6.1 Microcrustacés	113
6.2 Branchiopodes (ex. Cladocères)	115
6.3 Calanoïdes	116
6.4 Cyclopoïdes	116
6.5 Autres groupes planctoniques	117
7. Conclusions	119
S Bibliographie	119
7. LE BACTÉRIOPLANCTON DU LÉMAN	121
1. Introduction	121
2. Méthodes	121
3. Résultats	122
3.1 Evolution saisonnière des descripteurs	122
3.2 Valeurs intégrées des descripteurs et importance de la production bactérienne par rapport à la production primaire	131
4. Conclusions	135
4.1 Evolution intra-annuelle	135
4.2 Comparaison inter-annuelle et comparaison avec d'autres lacs alpins	135
S Bibliographie	136

8. RÉGIME ALIMENTAIRE DES CORÉGONES ET DES GARDONS DU LÉMAN, EN MILIEU PÉLAGIQUE	137
S Introduction	137
S Méthodologie	138
S Résultats	139
4. Conclusions	142
S Bibliographie	143
9. MÉTAUX ET MICROPOLLUANTS ORGANIQUES DANS LES POISSONS ET LES MOULES DU LÉMAN	145
1. Introduction	145
2. Echantillonnage	146
3. Méthodologie	147
3.1 Poissons	147
3.2 Moules	147
3.3 Analyses chimiques	147
3.4 Contrôles	147
4. Résultats	147
4.1 Poissons	147
4.2 Moules	153
5. Conclusions	157
S Bibliographie	158
S Annexe	159
10. ÉVOLUTION DE L'ÉTAT DE SANTÉ DU LÉMAN ÉVALUÉE PAR L'ANALYSE DES SÉRIES CHRONOLOGIQUES DU PHYTOPLANCTON	161
1. Introduction	161
2. Une évolution difficile à caractériser	162
2.1 Les signes cliniques de l'eutrophisation	162
2.2 Des indicateurs traditionnels insuffisants pour caractériser l'évolution	164
2.3 Le statut trophique du lac estimé à partir d'espèces indicatrices	165
2.4 Conclusion de cette première partie	165
3. Caractérisation des dynamiques saisonnières et interannuelles du phytoplancton	167
3.1 Le modèle saisonnier des successions phytoplanctoniques du Léman et ses déformations interannuelles	167
3.2 Identification des associations phytoplanctoniques et de leurs modalités de succession	172
3.3 Conclusion de cette seconde partie	175
4. Hypothèses sur le déterminisme des phénomènes observés	176
4.1 Interprétation de l'avancée de la phase des eaux claires	176
4.2 Avancée de la communauté estivale et apparition de la communauté automnale VI	178
5. Perspectives	181
5.1 Modèle conceptuel de l'action du phosphore et du climat sur les algues du Léman	181
5.2 L'état de santé du Léman : une question de point de vue	181
5.3 Quel avenir pour le lac ?	182
5.4 Suggestions pour améliorer le suivi	184
6. Conclusion	186
S Bibliographie	187
11. BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE	191
1. Généralités	192
2. Débits des affluents principaux et de l'émissaire	194

3.	Apports annuels et composition de l'eau des affluents	195
3.1	Phosphore	195
3.2	Azote minéral et total	198
3.3	Chlorure	200
3.4	Carbone organique	200
4.	Etude des affluents secondaires	201
4.1	Phosphore dissous (orthophosphate) et phosphore total	201
4.2	Azote minéral total	202
4.3	Chlorure	202
5.	Bassin versant du Rhône de Genève à Chancy	202
6.	Conclusions	204
6.1	Bassin versant du Léman	204
6.2	Bassin versant du Rhône aval jusqu'à Chancy	204
S	Bibliographie	204
S	Tableaux récapitulatifs	205

RAPPORTS TECHNIQUES

12.	CONTRÔLE DES STATIONS D'ÉPURATION	209
1.	Introduction	210
S	Nombre de STEP, capacité et populations raccordées	210
S	Contrôles	211
S	Bilan des flux et rendements d'épuration	213
4.1	Débits	213
4.2	Demande biochimique en oxygène (DBO ₅)	215
4.3	Phosphore total et phosphore dissous (P-PO ₄)	218
4.4	Apports en phosphore au lac et aux cours d'eau par les STEP	222
5.	Conclusions	223
S	Bibliographie	225
S	Annexes	226
13.	BANDES HERBEUSES ET LUTTE CONTRE LES POLLUTIONS DIFFUSES D'ORIGINE AGRICOLE	231
1.	Introduction	232
2.	Objectifs	233
3.	Connaissances préalables	233
3.1	Démarches et méthodes de mesure de l'efficacité des bandes	233
3.2	Facteurs contrôlant l'efficacité des bandes	233
4.	Méthodes et sites d'étude	234
4.1	Dispositif de mesure	234
4.2	Sites de mesure	235
4.3	Signification des données enregistrées par les capteurs	238
4.4	Suivi	238
4.5	Collecte de l'eau de ruissellement en vue de l'analyse des teneurs en nutriments et matières en suspension	238
4.6	Prélèvements d'eau en vue d'analyses des teneurs en produits phytosanitaires du ruissellement	239
4.7	Traitements statistiques	239
5.	Résultats	239
5.1	Pluviosité des périodes de suivi et épisodes de ruissellement	239
5.2	Efficacité des bandes vis-à-vis de la rétention des matières en suspension et des nutriments	241

6.	Discussion - conclusion	255
6.1	Efficacité des bandes selon le type de sol	255
6.2	Efficacité des bandes vis-à-vis du transfert des produits phytosanitaires	255
6.3	Efficacité des bandes et nature du ruissellement	255
6.4	Utilisation culturale des bandes	255
6.5	Nature des contaminants et dynamiques saisonnières	256
6.6	Modèle saisonnier de fonctionnement et règles d'implantation des bandes	256
S	Bibliographie	258
14.	ORIGINE DE LA POLLUTION DU LÉMAN PAR LE CHLORURE	261
1.	Introduction	261
1.1	Le chlorure	261
1.2	Le Léman	262
2.	Concentration et stock de chlorure	262
2.1	Concentration et stock de chlorure dans le Léman	262
2.2	Apports totaux	264
3.	Toxicité et normes	264
3.1	Toxicité	264
3.2	Normes et recommandations	265
4.	Origine du chlorure	266
4.1	Bilan	266
4.2	Sources	269
5.	Discussion des résultats et prévisions	273
6.	Conclusions	273
S	Bibliographie	274
S	Annexes	275
15.	ANALYSES COMPARATIVES INTERLABORATOIRES	279
1.	Introduction	279
2.	Éléments majeurs dans des eaux de type lac et rivière	280
2.1	Résultats	280
2.2	Conclusions	282
3.	Phytosanitaires	282
3.1	Résultats	282
3.2	Conclusions	282
4.	Stations d'épuration	282
4.1	Résultats : échantillons "réels"	282
4.2	Résultats : échantillons "synthétiques"	283
4.3	Conclusions	283
5.	Eaux industrielles	283
5.1	Résultats	283
5.2	Conclusions	283
6.	Conclusions générales	283
S	Références	291
S	LISTE DES AUTEURS	293