

SOMMAIRE

FICHE SIGNALÉTIQUE DU LÉMAN ET DE SON BASSIN VERSANT	7
SYNTHÈSE 1998	11
CONCLUSIONS GÉNÉRALES	13

**RAPPORTS SUR LES ÉTUDES ET RECHERCHES
ENTREPRISES DANS LE BASSIN LÉMANIQUE**

1. MÉTÉOROLOGIE	21
1. Introduction	21
2. Température de l'air	22
3. Pluviométrie	22
4. Insolation	25
5. Rayonnement	27
6. Vent	27
7. Conclusions	32
2. ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN	33
1. Méthodes	34
2. Régime thermique et influence sur la stratification ou le mélange des eaux	35
3. Evolution saisonnière dans les couches superficielles	38
3.1 Reprise de l'activité photosynthétique au printemps	38
3.2 Reste de l'année	41
4. Evolution saisonnière dans les couches profondes	43
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 Phytosanitaires	52
6.3 NTA - EDTA	52
7. Conclusions	55
- Bibliographie	56
- Annexes	57
3. ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE DANS LE LÉMAN	61
1. Introduction	61
2. Méthodes	62
3. Résultats	62
3.1 Profils verticaux	62
3.2 Variations saisonnières	66
3.3 Production annuelle	66
4. Conclusions	68
- Bibliographie	68

4. ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN	69
1. Introduction	69
2. Méthodes	70
3. Richesse spécifique du phytoplancton	70
4. Variations saisonnières de la biomasse	72
5. Biomasse et succession des principaux taxons à l'échelle annuelle	74
5.1 Contribution des classes d'algues	74
5.2 Contribution des principales espèces	75
5.3 Succession des espèces dominantes	75
6. Evolution annuelle de la biomasse	76
7. Conclusions	77
- Bibliographie	77
5. ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON ROTATORIEN DU LÉMAN	79
1. Introduction	79
2. Méthodologie	79
3. Remarques	80
4. Composition de la biocénose rotatorienne	80
5. Etat du Léman déterminé par les rotifères	82
7. Conclusions	85
- Bibliographie	85
6. LE BACTÉRIOPLANCTON DU LÉMAN	87
1. Introduction	87
2. Méthodes	87
3. Résultats	88
3.1 Distribution verticale des bactéries	88
3.2 Evolutions saisonnières des nutriments organiques	89
3.3 Evolutions saisonnières des bactéries	89
3.4 Valeurs intégrées des descripteurs sur la hauteur de la colonne d'eau	96
4. Conclusions	100
- Bibliographie	100
7. ÉVOLUTION DE L'ÉTAT TROPHIQUE DU LÉMAN ENTRE 1990 ET 1998 INDIQUÉE PAR LES COMMUNAUTÉS DE VERS PRÉSENTES À 150 m DE PROFONDEUR	101
1. Introduction	101
2. Stations et méthodes	102
3. Résultats	104
4. Discussion	106
4.1 Effets de la profondeur	106
4.2 Stratégies de prélèvement	108
5. Comparaison avec d'autres lacs	108
6. Conclusions	109
- Bibliographie	110
8. BILAN DES APPORTS PAR LES AFFLUENTS AU LÉMAN ET AU RHÔNE À L'AVAL DE GENÈVE	111
1. Généralités	112
2. Débits des affluents principaux et de l'émissaire	114
3. Apports annuels et composition de l'eau des affluents	115
3.1 Phosphore	115
3.2 Azote minéral et organique	118
3.3 Chlorure	120
3.4 Carbone organique	121
3.5 Silice dissoute	121

Sommaire du Rapport du Conseil scientifique de la CIPEL, Campagne 1998

4.	Etude des affluents secondaires	121
4.1	Phosphore dissous et phosphore total	122
4.2	Azote minéral total	122
4.3	Chlorure	122
4.4	Silice dissoute	122
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
9.	LA VÉGÉTATION MACROPHYTIQUE DU LÉMAN	129
1.	Introduction	130
2.	Buts du mandat	131
3.	Méthodologie	131
3.1	La végétation macrophytique	131
3.2	Données anciennes	132
3.3	Matériel et travail de terrain	133
3.4	Comparaison avec les données de 1975	134
3.5	Secteurs d'étude	134
4.	Etat trophique des eaux du Léman	135
4.1	Qualité physico-chimique des eaux	135
4.2	Bio-indicateurs de qualité des eaux et des sédiments	137
5.	Etat des caractéristiques physiques du milieu	139
5.1	Evolution de l'aménagement des rives	139
5.2	Typologie des rives	140
6.	Etat actuel de la végétation macrophytique	141
6.1	Secteur 1 : Versoix-Messery (+ enclave de Céligny)	141
6.2	Secteur 2 : Thonon - Evian	144
6.3	Secteur 3 : Meillerie - Villeneuve	146
6.4	Secteur 4 : Vevey - Cully	148
6.5	Secteur 5 : Lausanne - Morges	150
6.6	Secteur 6 : Rolle - Promenthoux	152
6.7	Les ports - état actuel	153
6.8	Le faucardage	158
6.9	Les algues filamenteuses	160
6.10	Synthèse de l'état actuel	161
6.11	Sites d'intérêt particulier	163
7.	Evolution entre 1975 et 1997	165
7.1	Secteur 1 : Versoix-Messery (+ enclave de Céligny)	165
7.2	Secteur 2 : Thonon - Evian	170
7.3	Secteur 3 : Meillerie - Villeneuve	173
7.4	Secteur 4 : Vevey - Cully	177
7.5	Secteur 5 : Lausanne - Morges	178
7.6	Secteur 6 : Rolle - Promenthoux	180
7.7	Les ports - évolution 1975 - 1997	181
7.8	Synthèse de l'évolution 1975 - 1997	183
8.	Comparaisons avec d'autres lacs suisses	185
9.	Conclusions	188
-	Bibliographie	190
-	Annexes	195

RAPPORTS TECHNIQUES

10. APPORTS DIFFUS DE PHOSPHORE D'ORIGINE AGRICOLE :	
Appréciation de l'évolution des apports entre 1980 et 1997	221
1. Introduction	221
2. Indicateurs d'effet	222
3. Apports de phosphore vers l'agriculture dans les années 80	222
3.1 Surfaces agricoles prises en considération	222
3.2 Besoins des cultures	223
3.3 Réalité de la fertilisation	223
4. Changements intervenus dans l'agriculture entre 1980 et 1997	224
4.1 Cheptels	224
4.2 Utilisation du territoire	224
4.3 Interprétation de la "statistique suisse de la superficie" pour les cantons de Vaud, Valais et Genève	224
4.4 Evolution de l'utilisation du territoire dans la partie française du bassin versant	224
4.5 Surfaces agricoles actuelles	225
4.6 Evolution des normes de fumure	226
5. Apports de phosphore vers l'agriculture en 1995-1997	226
5.1 Besoins actuels des cultures	226
5.2 Estimation des apports actuels	227
6. Mesures agro-environnementales	227
7. Conséquences pour le Léman et conclusions	228
- Bibliographie	229
11. TROP D'EAU DANS LES ÉGOUTS	231
1. Préambule	231
2. La problématique des réseaux	232
3. Etat des lieux en 1994-1995	232
3.1 Organisation des enquêtes	232
3.2 Résultats des enquêtes et interprétation	233
4. Appréciation qualitative des réseaux	233
4.1 Approche méthodologique	233
5. Qualité actuelle des réseaux (1997-1998)	234
5.1 Résultats de l'appréciation par entité	234
5.2 Commentaires	235
6. Apports de phosphore dus aux imperfections des réseaux	235
6.1 Evaluation des apports vers le lac dus aux réseaux pour 1991 et 1995	235
6.2 Evaluation pour 1997	235
6.3 Commentaires	235
7. Solutions à envisager	236
7.1 Diagnostic de réseaux	236
7.2 Solutions pratiques	236
8. Réalisation des travaux de restructuration	236
9. Recommandations proposées par le groupe de projet "Réseaux"	237
9.1 Recommandations à l'intention des communes et des syndicats de communes	237
9.2 Recommandations à l'intention des gestionnaires de l'assainissement dans les entités géographiques et des services techniques de l'Etat, des départements et des cantons	237
9.3 Recommandations à l'intention des maîtres d'ouvrage privés et des industries	237
- Bibliographie	237
- Quelques définitions	238
- LISTE DES AUTEURS	239

SYNTHÈSE 1998

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

Etat de santé du Léman

Principaux points positifs :

- baisse des apports en azote nitrique et par conséquent des teneurs dans le lac,
- amélioration de l'état biologique des sédiments par 150 m de fond,
- maintien de la diversité des macrophytes et fort développement des characées (espèce sensible à la qualité des eaux),
- pour toutes les substances analysées (métaux, phytosanitaires, NTA, EDTA), les eaux au centre du lac satisfont pleinement aux exigences requises pour l'eau potable,
- amélioration de la qualité hygiénique des eaux de baignade.

Principaux points négatifs :

- légère augmentation des teneurs en phosphore dans les couches profondes (particulièrement au delà de 200 m de profondeur),
- biomasse algale, principalement due à des algues filamenteuses, encore importante,
- teneurs en oxygène trop faibles dans les eaux profondes,
- la présence d'herbicides triaziniques est toujours décelée dans les eaux du lac. Bien que les teneurs soient faibles et satisfassent les exigences requises pour l'eau potable, leur présence n'est pas souhaitable,
- seulement 3 % des rives du lac sont encore naturelles.

EN BREF

De nombreux indices, au niveau de la qualité chimique des eaux, de certains organismes benthiques et des macrophytes, montrent une restauration progressive de l'état du Léman.

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

L'objectif à atteindre, une concentration moyenne annuelle de 20 à 30 microgrammes de phosphore par litre d'eau dans le Léman, demeure une condition nécessaire pour diminuer la productivité et améliorer la perception du lac par ses usagers.

CONCLUSIONS GÉNÉRALES

Campagne 1998

PAR

LE CONSEIL SCIENTIFIQUE DE LA COMMISSION INTERNATIONALE

CIPEL, CP 80, CH - 1000 LAUSANNE 12

L A C

Evolution physico-chimique

□ **Une météorologie défavorable au brassage hivernal (hiver 1997-1998)**

Pour la douzième année consécutive, un hiver relativement doux n'a pas permis une homogénéisation thermique de l'ensemble des eaux du Grand Lac. On peut estimer que la circulation hivernale des eaux n'a atteint que 150 mètres de profondeur; la réoxygénation totale des eaux profondes n'a donc pas été réalisée. Conséquence de cette situation défavorable, la concentration en oxygène des eaux du fond du Grand Lac en février 1998 est d'environ 2.50 mgO₂/l et chute à 0.62 mgO₂/l en fin d'année (figure 1). Cependant, bien que ne correspondant pas à la campagne de mesures de 1998, il faut signaler que le brassage a été presque complet au début 1999 et a permis de ramener en mars une teneur au fond d'environ 9 mgO₂/l.

□ **L'évolution des teneurs en nutriments**

En 1998, il y a une augmentation d'environ 5 % du stock de phosphore dans les eaux du lac. Elle est particulièrement sensible au-delà de 200 m de profondeur. La teneur moyenne est ainsi presque remontée au niveau de 1996. Le stock, dans le Grand Lac, est de 3'395 tonnes de phosphore total contre 3'230 tonnes l'année précédente (figure 2). Les concentrations moyennes annuelles sont de 40 µgP/l pour le phosphore total et de 35 µgP/l pour les orthophosphates.

Ce phénomène constaté en 1998, soit une augmentation graduelle des concentrations en phosphore dissous dans les couches profondes par rapport aux valeurs observées en 1997, pourrait avoir deux origines :

- les orthophosphates libérés par la minéralisation des matières organiques au cours de leur sédimentation restent, pour une raison encore indéterminée, en solution dans la colonne d'eau;
- la diffusion de phosphates depuis le sédiment, bien que possible, est probablement limitée si l'on se réfère aux observations de ces dernières années où, malgré un déficit estival en oxygène, les teneurs en phosphates sont restées très modérées près du fond.

L'apport de phosphates dans les couches profondes par des affluents est peu probable vu la baisse de ces apports en 1998.

La tendance à la baisse des teneurs en azote nitrique se poursuit depuis quelques années. Le stock pour 1998 est de 47'250 tonnes d'azote nitrique (0.55 mgN/l). Exprimée en ion nitrate, la concentration moyenne est de 2.4 mgNO₃/l. Cette baisse pourrait être le reflet d'une meilleure utilisation de l'azote dans l'agriculture.

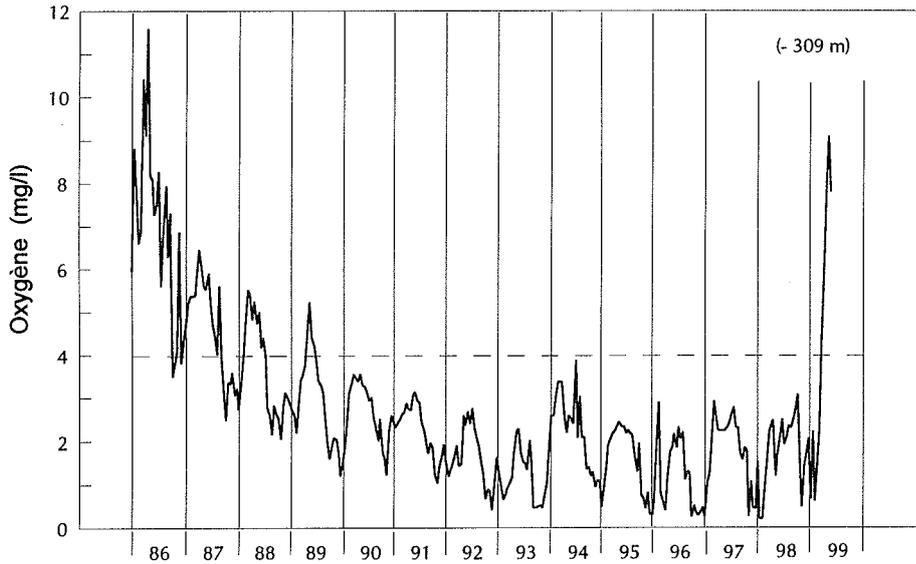


Figure 1

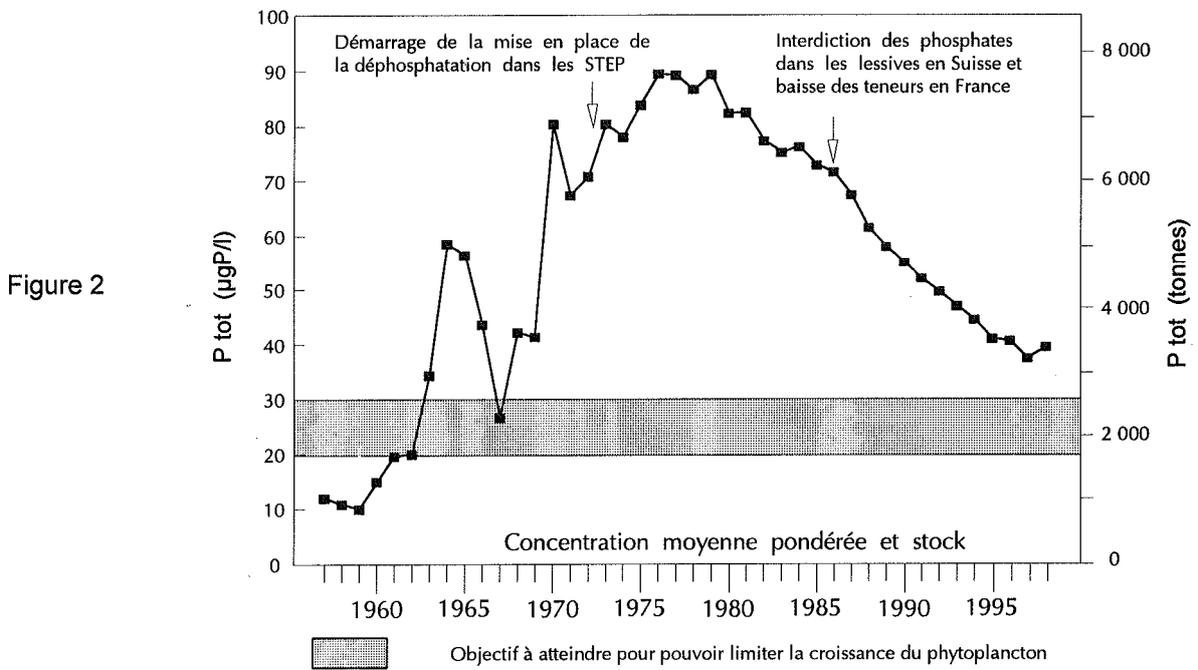


Figure 2

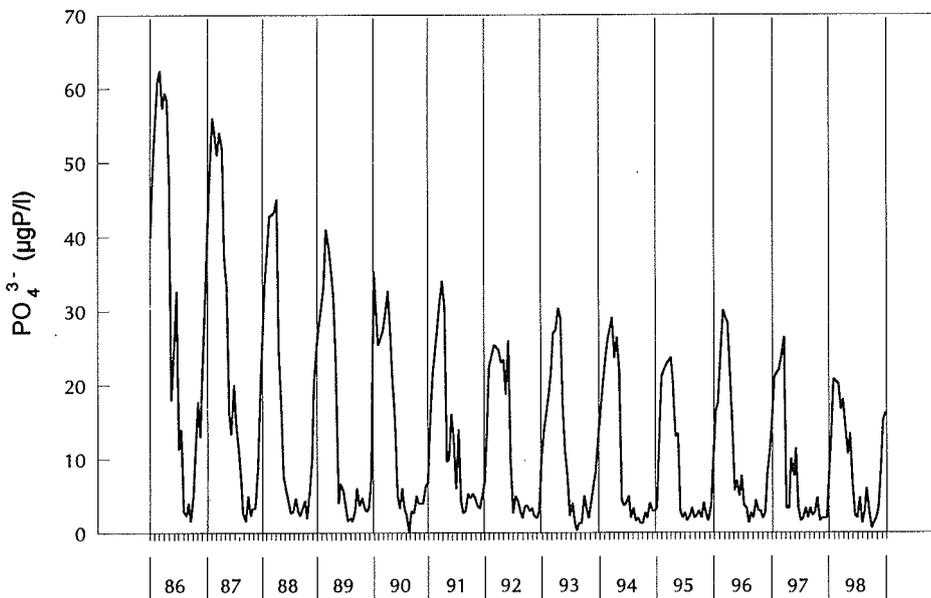


Figure 3

Evolution biologique

□ **Le bactérioplancton**

Les mesures effectuées en 1998 viennent actualiser, après sept ans d'interruption, les cinq années d'auscultation du bactérioplancton du Léman réalisées de 1986 à 1990.

Les résultats montrent qu'en moyenne 27 % du carbone organique dissous est biodégradable à court terme (15 jours) et qu'une petite fraction de l'ensemble des populations bactériennes (4 %) est métaboliquement active. La concentration moyenne des bactéries par strate est un peu supérieure à ce qu'elle était en 1990 alors que l'importance de la production bactérienne relativement à la production phytoplanctonique décroît de 28 à 23 % environ.

Le rapprochement des variations de la concentration des bactéries avec la biomasse et la production primaire phytoplanctoniques montre, selon le cas, que le lien avec le phytoplancton est immédiat (travail sur les produits "excédés" directement durant la photosynthèse) ou décalé (travail de décomposition sur les restes des végétaux). Dans le cas particulier de l'année 1998, les deux principaux maxima par lesquels passe la concentration en bactéries se situent après les deux maxima de la biomasse phytoplanctonique, décalés respectivement de 29 et de 43 jours.

Le travail de décomposition de la matière organique semble se faire essentiellement dans la partie haute du métalimnion si l'on en juge à travers la concentration totale des bactéries et la production bactérienne. C'est cependant dans la partie basse du métalimnion et, paradoxalement, dans l'hypolimnion que s'établissent en moyenne annuelle les plus grands pourcentages de bactéries actives.

□ **Le phytoplancton**

La production phytoplanctonique (production primaire végétale) représente, dans un grand lac comme le Léman, une bonne part de la production de matière organique.

Cette production phytoplanctonique, qui exprime la vitesse de renouvellement de la biomasse, s'est maintenue à des valeurs relativement faibles, bien que légèrement supérieures à celles de l'année précédente.

Les observations de l'année 1998 confirment les conclusions du rapport sur l'année 1997 qui peuvent être résumées comme suit :

- prolifération automnale prépondérante d'algues filamenteuses de grande taille, non consommées par le zooplancton,
- production primaire relativement basse.

Quelques faits laissent supposer que cette phase de l'évolution du Léman s'achève. En effet, la biomasse annuelle moyenne est en diminution par rapport à 1997, interrompant ainsi la croissance continue observée depuis 1995. Le groupe des espèces dominantes n'a pas changé.

Au printemps, la production primaire et la concentration en chlorophylle sont très réduites, du fait de la turbulence des eaux induite par des vents fréquents et souvent forts. En conséquence, la phase des eaux claires apparaît précocement et se maintient longtemps, mais elle est peu marquée (transparence maximale : 7.7 mètres). En été, la production primaire est élevée car le phytoplancton bénéficie encore de la disponibilité des nutriments non consommés au printemps. Les concentrations en chlorophylle indiquent une biomasse phytoplanctonique importante en fin d'été et en début d'automne, essentiellement due, comme les trois années précédentes, aux algues filamenteuses.

□ **Le zooplancton**

L'abondance des rotifères est en régression en 1998. Ce peuplement reste malgré tout dominé par les espèces oligo-mésotrophes bien que leurs effectifs aient nettement diminué par rapport aux années précédentes. Il faut également noter, cette année, une participation un peu plus marquée des espèces méso-eutrophes.

Le fonctionnement du réseau trophique a été perturbé, en 1998 aussi, par le développement important des algues filamenteuses, *Tribonema* et *Mougeotia* en particulier.

Suite à un développement très important d'un phytoplancton filamenteux durant la majeure partie de l'année, représenté en particulier par la xanthophycée *Tribonema ambiguum* au printemps et la conjuguée *Mougeotia gracillima* durant le second semestre, c'est la première année où il n'a pas été possible, pour l'instant et pour des raisons techniques, de disposer de l'ensemble des données relatives au biovolume sédimenté et à la structure de la communauté crustacéenne planctonique.

□ **Benthos (les vers dans les sédiments)**

Les changements intervenus dans la composition des communautés de vers présentes à 150 m de profondeur indiquent clairement que l'état biologique des sédiments s'est amélioré entre 1990 et 1998 en réponse à la baisse des concentrations en phosphore dans l'eau du Léman. La proportion d'individus appartenant à des espèces indicatrices de conditions oligotrophes augmente significativement. Toutefois l'amélioration observée en 1998 à 150 m de profondeur est moins accentuée que celle enregistrée en 1996 à 40 m. Plus la profondeur est grande, plus la restauration des sédiments altérés prend du temps.

□ **La végétation macrophytique**

L'artificialisation et le remblai des rives du Léman n'est pas un phénomène récent. Les rives naturelles, potentiellement colonisables par les macrophytes émergents (roseau, scirpe, massette), sont très rares autour du Léman.

Actuellement, il reste environ 3 % de rives avec marais côtiers entièrement naturels et 23 % de milieux semi-naturels (p. ex. prés, cultures). Il faut donc compter avec 74 % de rives entièrement artificielles : 40 % en murs et enrochements et 34 % de quais, ports et voies de communications.

Les principales espèces de macrophytes (ou groupes d'espèces) dans le Léman sont au nombre de 21.

La plus abondante est nettement le potamo pectiné (*Potamogeton pectinatus*) qui, quantitativement, constitue la moitié des herbiers recensés. Cette espèce est également très commune dans la plupart des lacs du Plateau suisse.

Il faut noter le développement très important des characées (*Chara sp.*, *Nitellopsis sp.*), qui sont actuellement bien réparties autour du Léman. Ces plantes aquatiques sont particulièrement intéressantes par leur rôle d'indicateur car elles supportent mal la pollution des eaux.

Autre particularité intéressante, l'expansion récente d'une élodée (*Elodea nuttallii*), originaire d'Amérique du Nord. Cette plante d'aquarium, introduite accidentellement depuis moins de 10 ans, colonise actuellement de nombreuses zones calmes, comme les ports, où son développement est important.

La pauvreté du Léman en rives encore naturelles explique l'extrême rareté de la flore en macrophytes émergents et flottants (roseau, scirpe, massette, nénuphar). Les rares roselières aquatiques ne représentent que 1 % de l'abondance totale de la végétation macrophytique recensée.

L'étude des macrophytes permet de visualiser et de quantifier la réaction des organismes aquatiques à l'évolution positive de l'état général du lac. Si chaque espèce a ses particularités, certaines d'entre elles, comme les characées, permettent actuellement de conclure à l'amélioration écologique globale de la zone littorale.

La comparaison avec d'autres lacs dont la qualité des eaux est plus satisfaisante que celle du Léman permet de prévoir une évolution positive de la flore aquatique lémanique (augmentation de la diversité, réapparition d'espèces sensibles à la pollution) si l'état du lac continue de s'améliorer.

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

En 1998, l'étude de la qualité hygiénique des eaux littorales et des plages, suivies par les services compétents, a montré que pour 79 % des 92 points de contrôle cette qualité est bonne, qu'elle est moyenne pour 17 % des cas, que dans 4 % des stations l'eau peut être momentanément polluée et qu'aucune station n'est qualifiée de mauvaise qualité (une carte de l'état sanitaire des eaux de baignade a été publiée dans *La Lettre du Léman* No 19 - juin 1999).

L'évolution au cours de ces dernières années montre une nette amélioration de la situation. En effet, en 1992, les plages de qualité bonne ne représentaient que 52 % et pour les plages dont la qualité des eaux était momentanément polluée, la proportion 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. Pour les métaux surveillés, elles sont aussi en dessous des exigences relatives à la qualité des eaux fixées pour les rivières par l'Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998). Seules les concentrations de cuivre observées sont quelquefois proches de la valeur de cette ordonnance prise comme point de comparaison.

Par contre, la présence d'herbicides triaziniques est toujours décelée dans les eaux du lac. Bien que les concentrations demeurent faibles, et probablement sans effet toxique sur l'écosystème, leur présence n'est pas souhaitable et leur apport devrait être limité.

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

BASSIN VERSANT DU LÉMAN

□ Le bilan des apports au Léman par les rivières

Du fait d'une pluviosité relativement faible au voisinage du Léman, les débits moyens annuels sont inférieurs à la moyenne de ces quinze dernières années.

Les apports en phosphore total sont d'environ 1'250 tonnes pour les quatre rivières principales.

Pour ces mêmes affluents, les apports en phosphore dissous de 45 tonnes (de P) sont les plus faibles mesurés depuis le début des années 60.

Il en est de même pour les apports en azote nitrique (3'865 tonnes de N) qui sont les plus bas depuis de nombreuses années.

Les apports en chlorures par l'ensemble des rivières contrôlées cessent d'augmenter en 1998. Ils sont pour les quatre rivières principales de 52'000 tonnes.

BASSIN VERSANT DU RHÔNE AVAL *(du lac jusqu'à la frontière franco-suisse à Chancy)*

□ Le bilan des apports au Rhône

Pour le bassin versant du Rhône en aval, du lac jusqu'à la frontière franco-suisse à Chancy, les analyses effectuées sur les différentes rivières donnent une indication de la contribution des divers bassins versants à l'enrichissement en éléments fertilisants.

La charge du Rhône en nutriments à la frontière est doublée pour les nitrates, multipliée par 4.6 pour le phosphore total et par 5.5 pour le phosphore dissous par rapport à celle mesurée à la sortie du lac. La totalité du bassin versant en aval du lac apporte au Rhône environ 265 tonnes de phosphore dissous. Cela représente plus de 5 fois les apports au Léman des douze rivières étudiées de son bassin versant direct.

Par rapport à la charge à Chancy, celle de l'Arve représente 17 % pour les nitrates et 34 % pour le phosphore dissous. Par rapport au flux à Chancy, le bassin versant en aval du lac (22 % du bassin versant total) apporte en moyenne 27 % du débit du Rhône. Pour le bassin dit "genevois", les charges obtenues par soustraction des charges entrantes mesurées (sortie du lac, Arve et Allondon) de la charge à Chancy représentent 34 % pour les nitrates et 44 % pour le phosphore dissous. Ces évaluations obtenues par calcul représentent la charge résiduelle à l'aval de la retenue de Verbois.

MÉTÉOROLOGIE

Campagne 1998

PAR

Alain ORAND et Jean GAGNAIRE

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS

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 de l'air en 1998 est de 11.0 °C. A la station de Thonon-INRA elle s'élève à 11.3 °C. Sur la période 1951-1998, la température moyenne annuelle de l'air a dépassé les 11 °C à onze reprises dont huit fois depuis 1988. Au plan mensuel, les températures des mois de janvier à août ont été assez nettement supérieures aux moyennes de la période 1951-1998. Elles sont plus faibles que les moyennes de référence de septembre à décembre.

La moyenne interstations des précipitations est de 975.0 mm en 1998. On peut considérer que l'année 1998 est une année de pluviométrie inférieure à la moyenne; d'ailleurs le total des précipitations atteint, à la station de Thonon, 855.5 mm ce qui place l'année 1998 au 36e rang de la chronique 1951-1998. Le mois le plus pluvieux a été celui de septembre (182.5 mm) et le mois le plus sec celui de février (17.5 mm).

Concernant l'insolation, les résultats 1998 sont moyens. L'année 1998 se place d'ailleurs au 25e rang de la chronique 1954-1998. Par rapport à la moyenne mensuelle de la période 1954-1998, les mois de janvier à mars, mai, novembre et décembre sont excédentaires, en particulier le total du mois de mai est le plus important de la période considérée. Les autres mois sont, par contre, déficitaires, en particulier le mois de septembre dont le total est l'un des plus faibles de la période 1954-1998. Les mêmes constatations valent pour le rayonnement global et c'est au 19e rang des 28 dernières années que se place l'année 1998. Les mois de janvier à mars, mai, juin ainsi que les mois de novembre et décembre sont excédentaires, le total du mois de mai constituant un record de la période 1971-1998. Les autres mois sont déficitaires et en particulier le mois de septembre.

En ce qui concerne le vent dont l'activité a été, en 1998, moyenne jusqu'au mois de juin et plutôt faible de juin à décembre, les mois les plus actifs sont ceux de mars et de mai (moyenne mensuelle respective de 4.0 m/s et 3.7 m/s).

1. INTRODUCTION

Pas de modification du réseau de mesures toujours constitué des stations climatologiques de l'Institut Suisse de météorologie de Genève-Cointrin, Changins, Pully, Montreux-Clarens et du laboratoire de l'INRA à Thonon-les-Bains. Les paramètres pris en compte dans ce rapport sont la température de l'air, la pluviométrie, l'insolation, le rayonnement global et le vent.

2. TEMPERATURE DE L'AIR (figures 1.1 et 1.2)

La température moyenne annuelle interstations est, en 1998, de 11.0 °C. Pully est, avec Thonon, la station la plus chaude et Changins la plus froide. L'écart entre les stations est de 0.8 °C.

A la station de Thonon, la moyenne annuelle de l'année 1998 est de 11.3°C. Elle se situe au 6e rang de la période 1951-1998 (moy. 10.6 °C).

Excepté celles des mois de septembre, novembre et décembre, les températures moyennes mensuelles sont supérieures aux moyennes mensuelles de la période 1951-1998.

TABLEAU 1 - Température de l'air (°c) - 1998

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1951-1998
Janvier	3.2	2.8	3.7	3.4	4.0	1.9
Février	4.0	4.2	5.5	5.0	4.7	3.0
Mars	7.1	6.9	7.3	7.2	7.2	6.1
Avril	9.3	8.7	9.4	9.4	9.3	9.3
Mai	15.8	15.6	15.9	16.0	15.4	13.7
Juin	18.4	17.6	18.3	18.2	18.2	17.2
Juillet	21.1	20.6	21.0	21.1	21.1	19.9
Août	20.0	19.8	20.4	20.4	20.6	19.4
Septembre	14.9	14.4	15.5	15.2	15.4	16.1
Octobre	11.3	10.7	11.8	11.3	11.9	11.3
Novembre	3.4	3.2	4.3	4.2	4.6	6.2
Décembre	1.4	1.3	2.7	2.5	2.6	3.2
MOYENNE	10.8	10.5	11.3	11.2	11.3	10.6

3. PLUVIOMETRIE (figures 2.1 et 2.2)

La station dont les résultats annuels se rapprochent le plus de la moyenne interstations (975 mm) est celle de Changins.

Avec un total annuel de 825.5 mm de pluie, Genève est la station la moins arrosée et Montreux (1'176.1 mm) celle où les précipitations sont les plus importantes.

La station de Thonon a reçu 855.5 mm d'eau, total inférieur à la moyenne établie sur les 47 dernières années. Par ailleurs elle se caractérise par des mois de février, mars, mai, août et décembre plutôt secs et les mois d'avril et septembre très pluvieux.

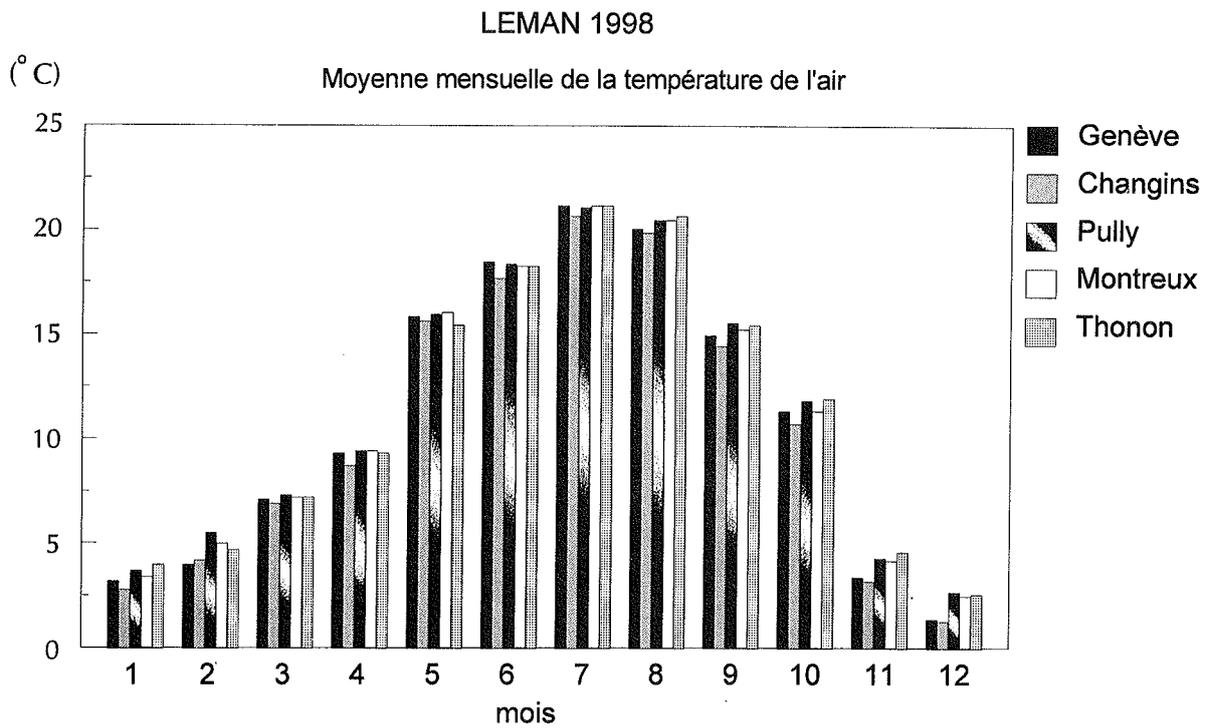


Figure 1.1

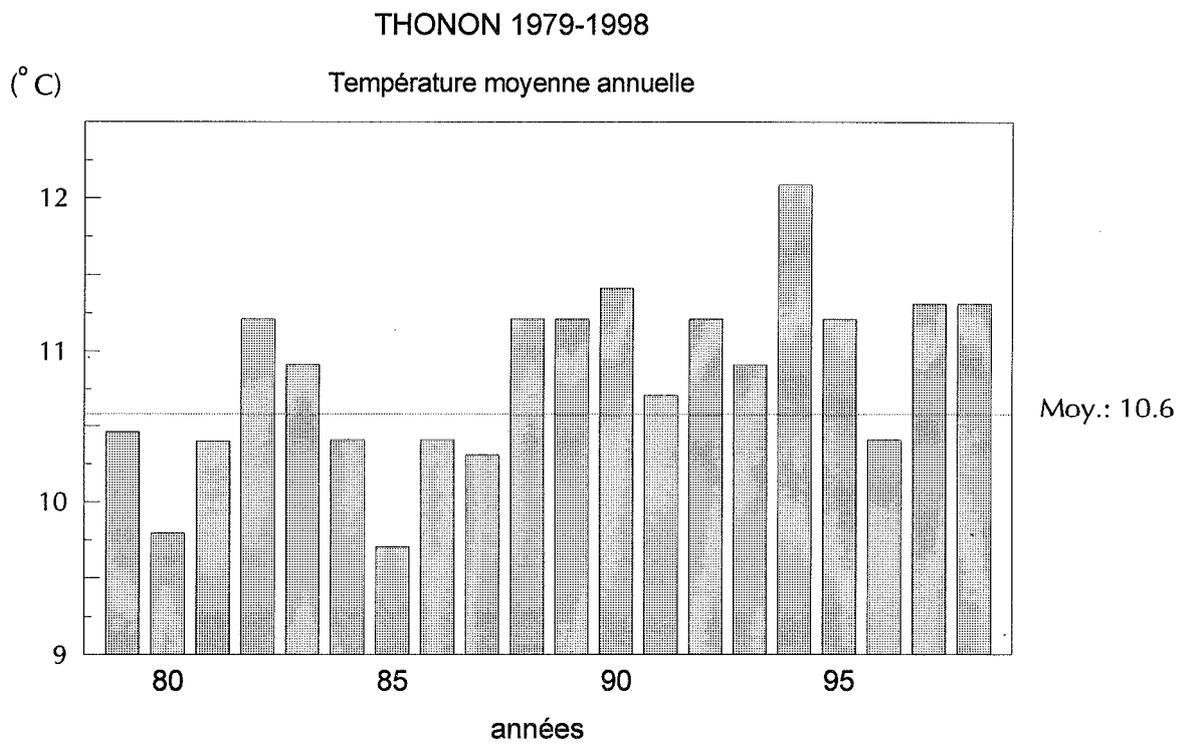


Figure 1.2

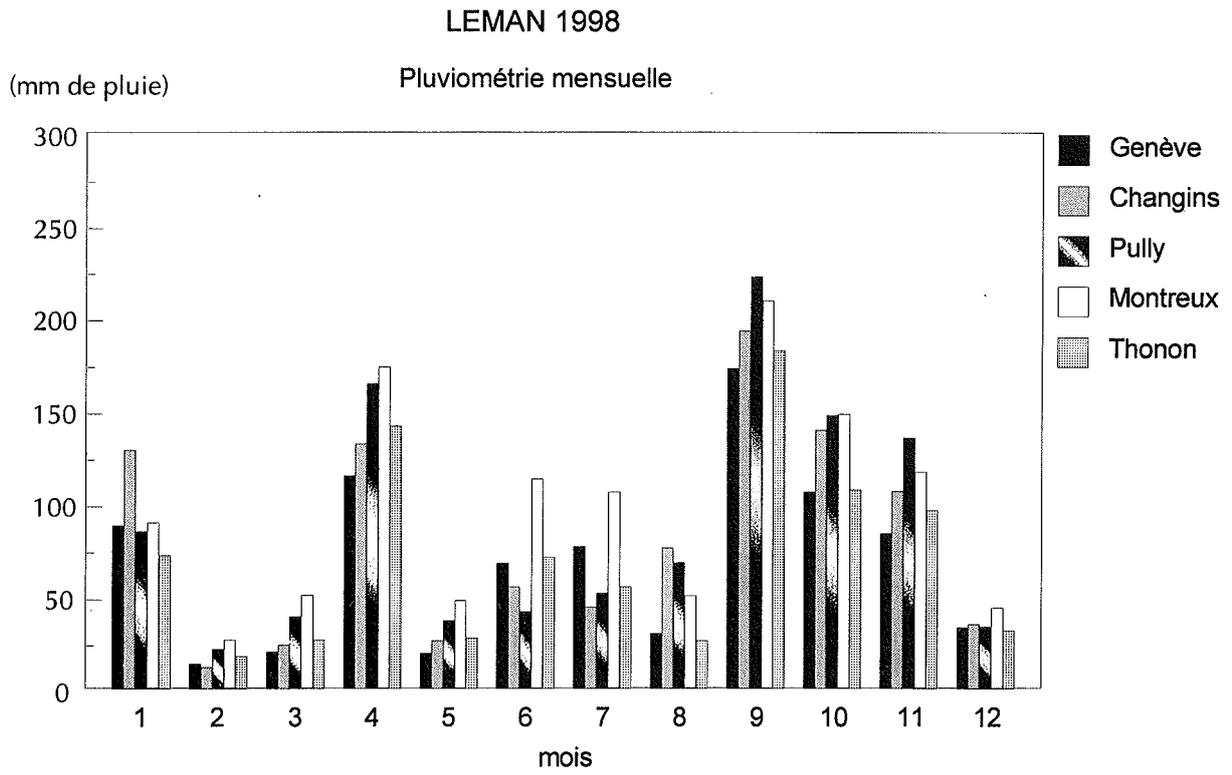


Figure 2.1

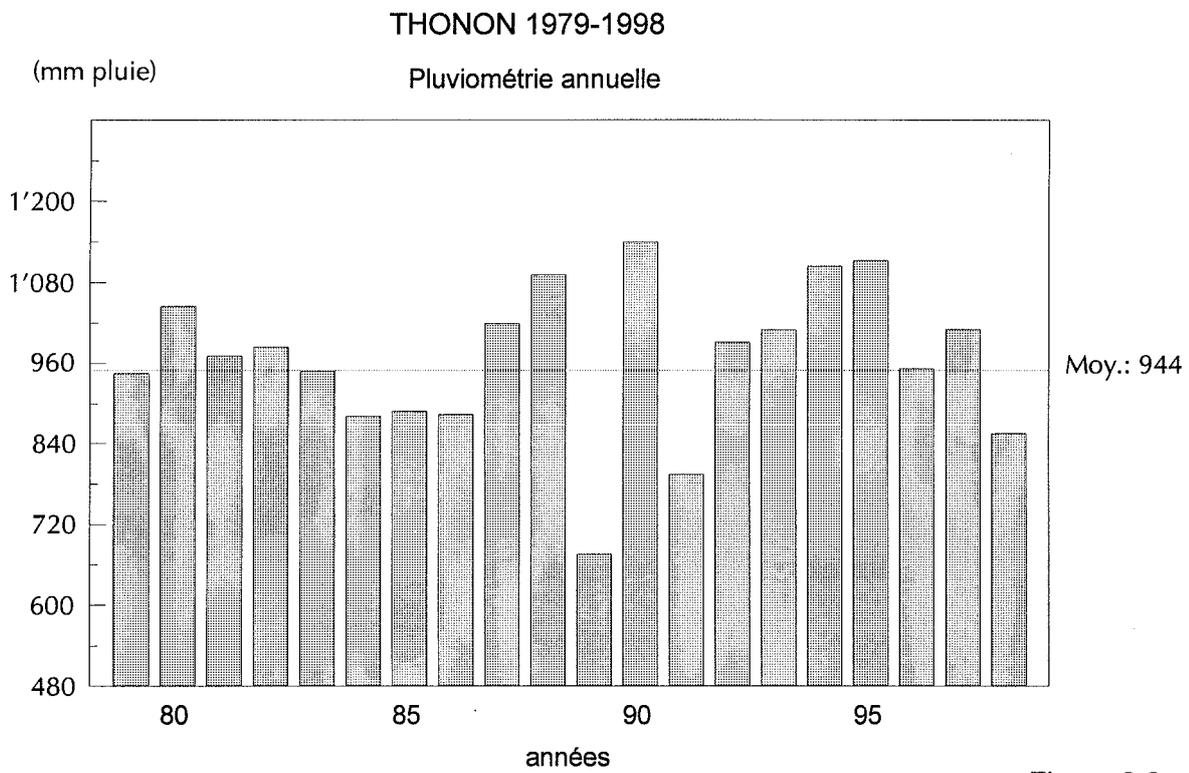


Figure 2.2

TABLEAU 2 - Pluviométrie (mm) - 1998

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon	Thonon 1951-1998
Janvier	88.1	129.2	84.9	89.8	72.0	63.3
Février	13.5	11.5	21.3	26.3	17.5	56.9
Mars	19.8	23.4	39.0	50.5	26.5	62.3
Avril	115.0	132.4	164.7	173.7	142.0	68.1
Mai	19.0	25.9	36.7	47.6	27.5	89.7
Juin	67.8	55.1	41.6	113.3	71.0	103.3
Juillet	76.5	44.0	51.3	106.2	55.0	73.0
Août	29.8	75.9	67.9	50.2	26.0	97.2
Septembre	172.9	193.1	222.4	209.2	182.5	95.1
Octobre	106.4	139.8	147.7	148.4	107.5	82.5
Novembre	83.7	106.7	135.5	117.2	96.5	82.8
Décembre	33.0	34.7	33.2	43.7	31.5	70.2
TOTAL	825.5	971.7	1'046.2	1'176.1	855.5	944.4

4. INSOLATION (figures 3.1 et 3.2)

L'insolation n'a été mesurée qu'aux stations de Genève, Changins, Pully et Thonon. La moyenne interstations est de 1'981.7 h en 1998. Le total annuel enregistré à Thonon (1'834.3 h) est voisin de la moyenne établie à cette station sur 44 ans (1'816.2 h). C'est une année moyenne sur le plan de l'insolation, dont le total annuel est assez comparable au total de l'année 1990. A la station de Thonon, l'année 1998 se place au 25e rang de la période 1954-1998.

Thonon est la station la moins ensoleillée du bassin lémanique et les trois stations helvétiques ont des résultats annuels très voisins de 2'000 h d'ensoleillement. A Thonon, les mois de janvier à mars, mai, novembre et décembre sont excédentaires par rapport à la norme établie sur les 44 dernières années. Le mois de mai est le mois le plus ensoleillé de la période considérée. Les autres mois sont déficitaires, en particulier celui de septembre et il s'en est fallu d'une heure que le record de septembre 94 ne soit battu.

TABLEAU 3 - Insolation (heures) - 1998

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1954-1998
Janvier	68.5	79.3	89.2	56.6	42.9
Février	168.3	186.0	183.5	128.6	82.0
Mars	194.9	192.8	199.1	159.8	150.6
Avril	115.2	114.3	131.1	137.5	192.1
Mai	293.8	298.6	291.0	278.5	223.3
Juin	242.4	226.0	213.0	234.1	239.0
Juillet	265.3	258.4	239.7	256.7	269.1
Août	270.9	276.8	275.0	230.2	235.0
Septembre	120.0	120.7	115.6	119.6	177.1
Octobre	106.9	109.5	100.9	95.9	111.2
Novembre	86.3	105.9	115.8	71.3	55.0
Décembre	81.7	78.7	77.4	65.5	38.9
TOTAL	2'014.2	2'047.0	2'031.3	1'834.3	1'816.2

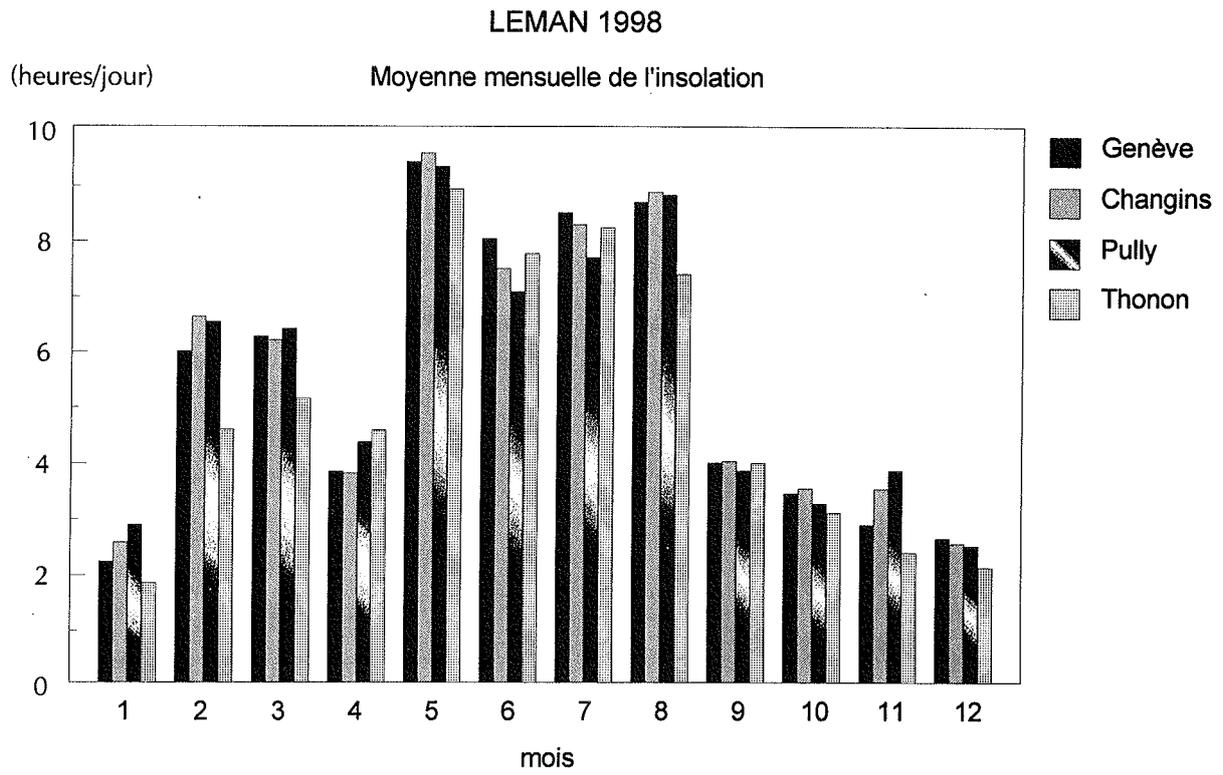


Figure 3.1

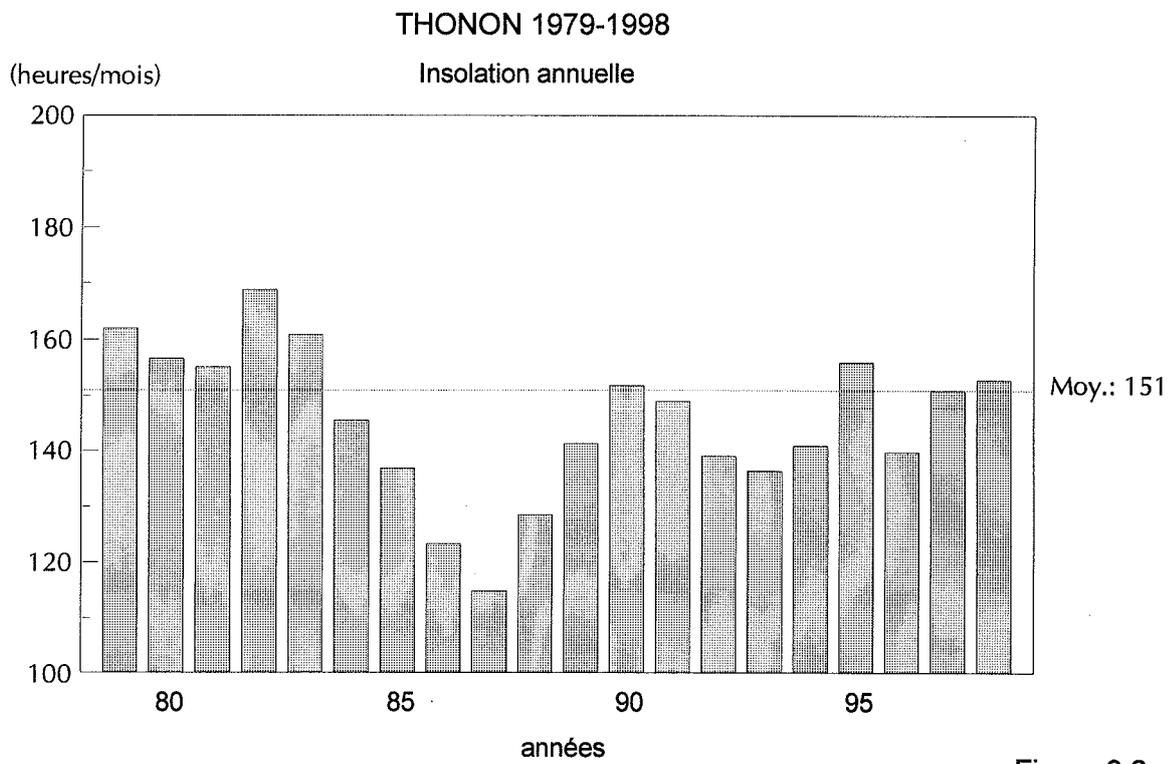


Figure 3.2

5. RAYONNEMENT (figures 4.1 et 4.2)

La station de Montreux-Clarens n'est pas équipée pour la mesure du rayonnement global. Les commentaires ne sont donc basés que sur les résultats de 4 stations : Genève-Cointrin, Changins, Pully et Thonon.

Les résultats mensuels et annuels du rayonnement global sont similaires à ceux de l'insolation. Les moyennes annuelles enregistrées à Genève, Changins et Pully sont très voisines et légèrement supérieures à celle de Thonon.

Par rapport à l'année moyenne établie sur la période 1971-1998, les mois de janvier à mars, mai, juin, novembre et décembre sont excédentaires. Les mois d'avril, juillet, août et octobre sont déficitaires. Au plan mensuel, le total atteint au cours du mois de mai est très élevé et le rayonnement du mois de septembre le plus faible atteint depuis 1971 après celui du mois de septembre 1994.

TABLEAU 4 - Rayonnement global ($\text{MJ.m}^{-2}.\text{j}^{-1}$) - 1998

	Genève	Changins	Pully	Thonon	Thonon 1971-1998
Janvier	3.41	3.78	4.12	3.2	3.0
Février	8.33	8.97	8.73	7.7	5.6
Mars	12.24	12.25	12.48	11.4	10.4
Avril	12.16	12.32	13.19	12.7	15.2
Mai	21.38	21.59	21.86	21.8	18.3
Juin	20.90	20.33	20.36	20.5	20.2
Juillet	21.11	20.40	20.63	20.9	21.1
Août	18.00	17.88	18.49	17.7	18.1
Septembre	10.97	10.40	10.96	10.5	12.9
Octobre	7.44	7.09	7.12	6.8	7.0
Novembre	4.67	5.08	5.03	4.3	3.6
Décembre	3.47	3.51	3.57	3.1	2.5
MOYENNE	12.0	12.0	12.2	11.7	11.5

6. VENT (figures 5.1, 5.2 et 5.3)

La station de Thonon dispose d'un enregistrement continu de la direction et de la vitesse du vent. Dans les autres stations, la vitesse instantanée du vent est mesurée à heures fixes à 1 h, 7 h, 13 h et 19 h (G.M.T).

Au plan mensuel, les mesures à 13 h de la vitesse du vent sont les plus fortes des quatre mesures journalières (tableau 6). Par ailleurs, les stations de Changins et de Genève présentent des résultats toujours plus élevés que ceux de Pully, Montreux et Thonon (tableau 5).

Basée sur l'examen des résultats mensuels de Changins à 13 h, l'activité du vent a été moyenne en début d'année avec des pointes au-delà de 11 m/s en janvier, mars et mai et plutôt faible à partir du mois de juin. Les mois les plus actifs dont la moyenne mensuelle dépasse 3 m/s sont ceux de mars, avril et mai. Le mois de décembre est le mois de plus faible activité (1.4 m/s).

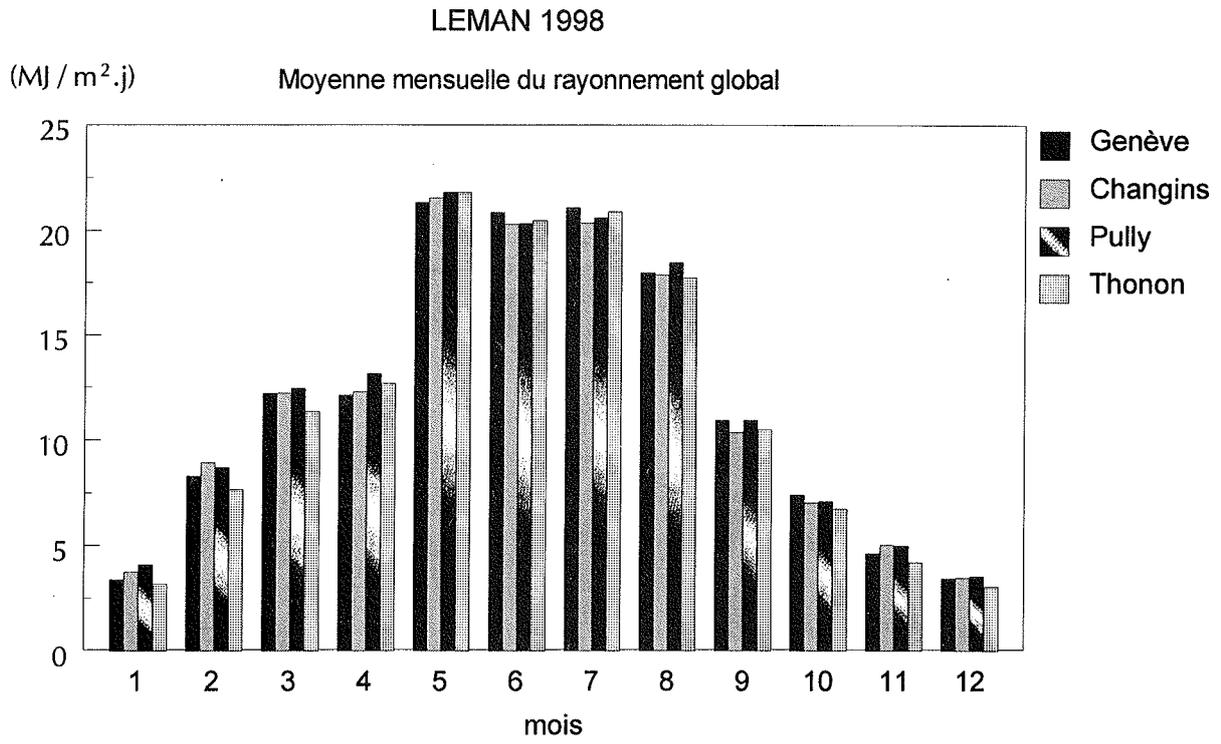


Figure 4.1

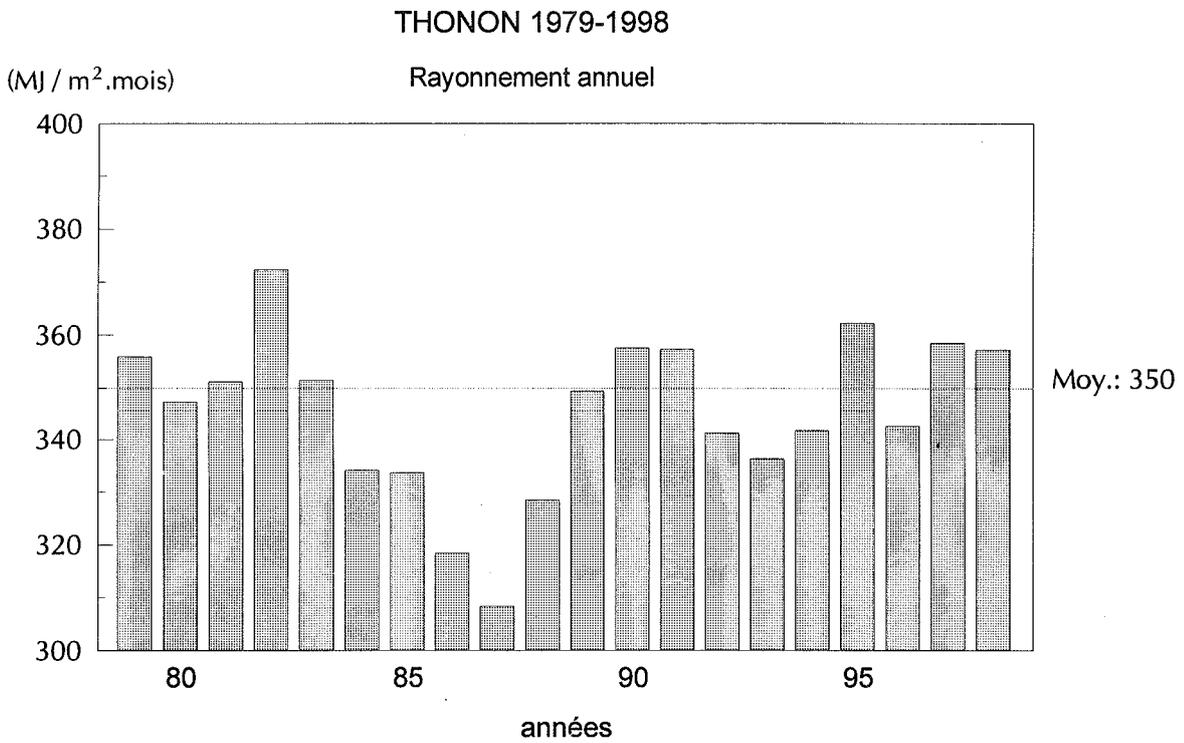


Figure 4.2

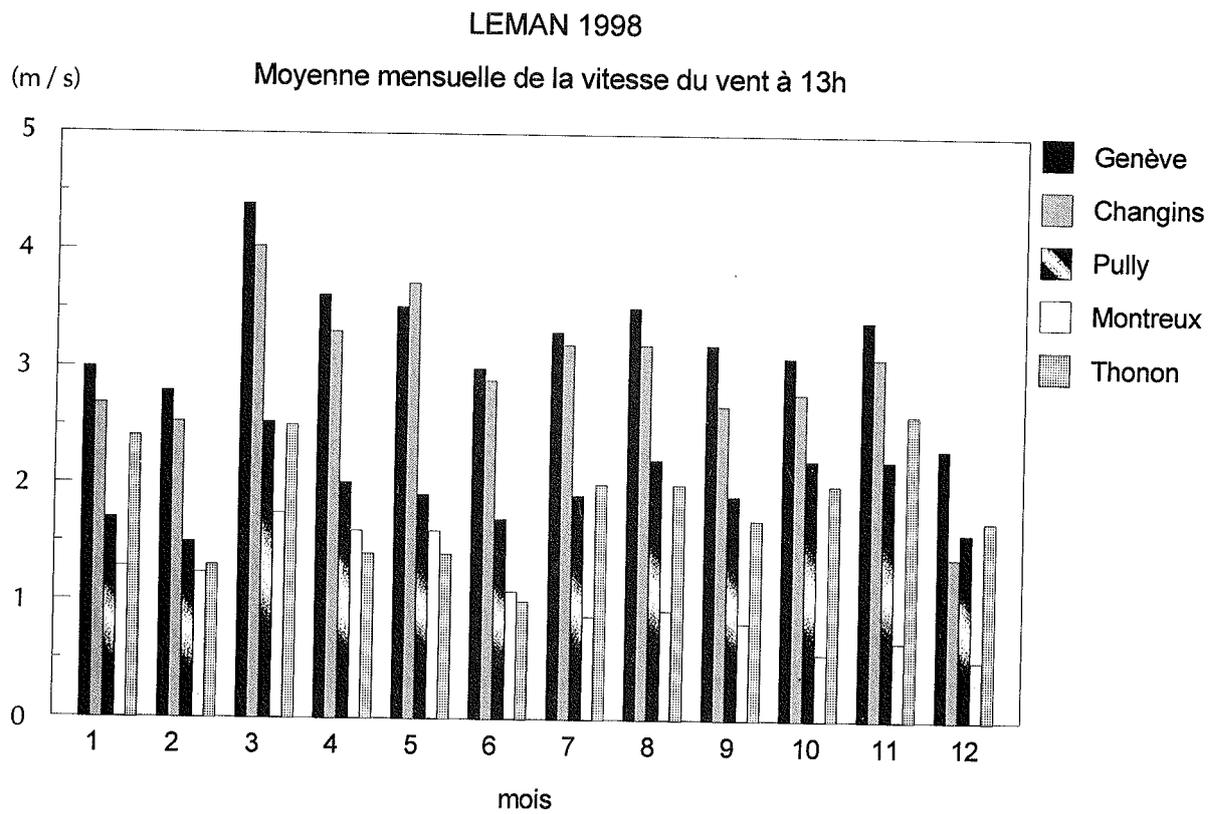


Figure 5.1

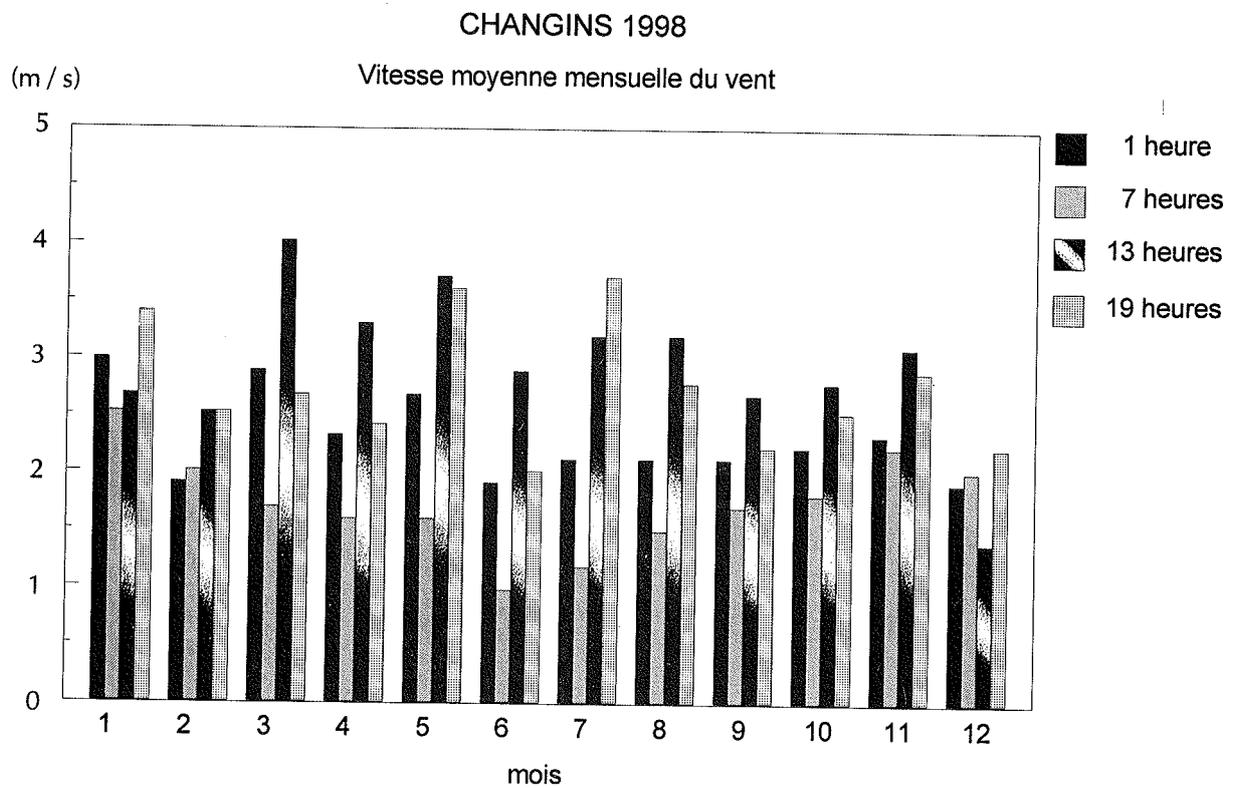


Figure 5.2

TABLEAU 5 - Moyenne mensuelle de la vitesse du vent à 13h (m/s) - 1998

	Genève	Changins	Pully	Montreux	Thonon
Janvier	3.0	2.7	1.7	1.3	2.4
Février	2.8	2.5	1.5	1.2	1.3
Mars	4.4	4.0	2.5	1.7	2.5
Avril	3.6	3.3	2.0	1.6	1.4
Mai	3.5	3.7	1.9	1.6	1.4
Juin	3.0	2.9	1.7	1.1	1.0
Juillet	3.3	3.2	1.9	0.9	2.0
Août	3.5	3.2	2.2	0.9	2.0
Septembre	3.2	2.7	1.9	0.8	1.7
Octobre	3.1	2.8	2.2	0.6	2.0
Novembre	3.4	3.1	2.2	0.7	2.6
Décembre	2.3	1.4	1.6	0.5	1.7
MOYENNE	3.2	2.9	1.9	1.1	1.8

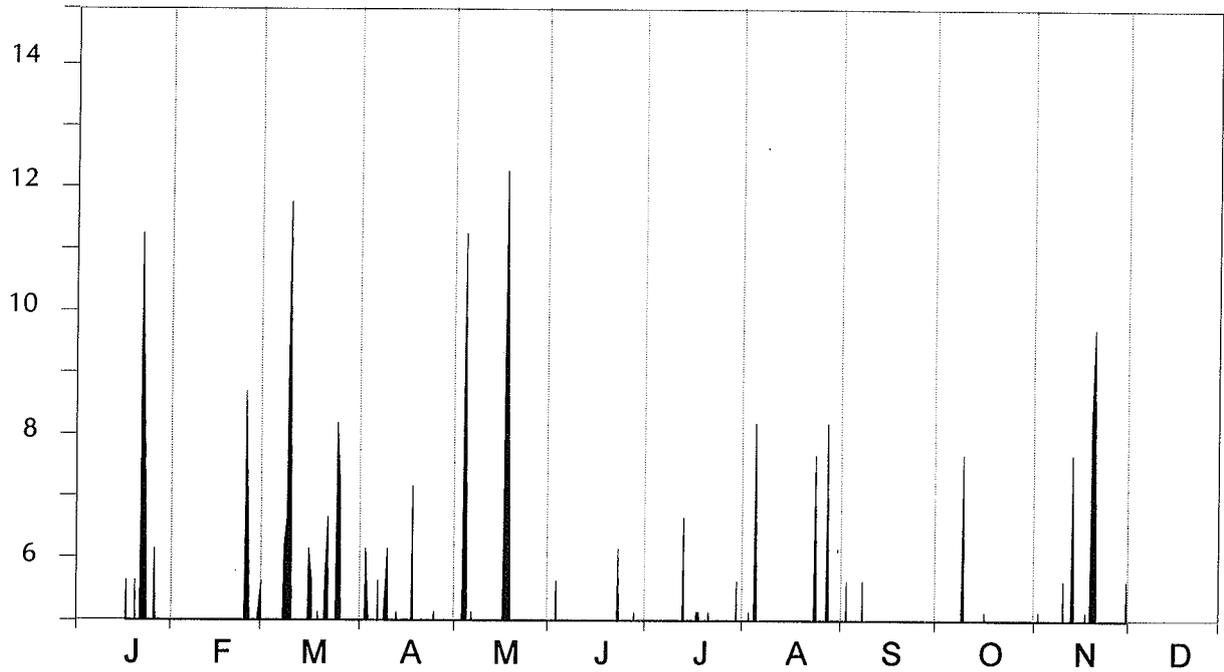
TABLEAU 6 - Vitesse moyenne du vent à Changins (m/s) -1998 (G.M.T)

	1 heure	7 heures	13 heures	19 heures
Janvier	3.0	2.5	2.7	3.4
Février	1.9	2.0	2.5	2.5
Mars	2.9	1.7	4.0	2.7
Avril	2.3	1.6	3.3	2.4
Mai	2.7	1.6	3.7	3.6
Juin	1.9	1.0	2.9	2.0
Juillet	2.1	1.2	3.2	3.7
Août	2.1	1.5	3.2	2.8
Septembre	2.1	1.7	2.7	2.2
Octobre	2.2	1.8	2.8	2.5
Novembre	2.3	2.2	3.1	2.9
Décembre	1.9	2.0	1.4	2.2
MOYENNE	2.3	1.7	2.9	2.7

CHANGINS 1998

(m/s)

force du vent (> 5 m/s) à 13 heures



direction du vent (> 5 m/s) à 13 heures

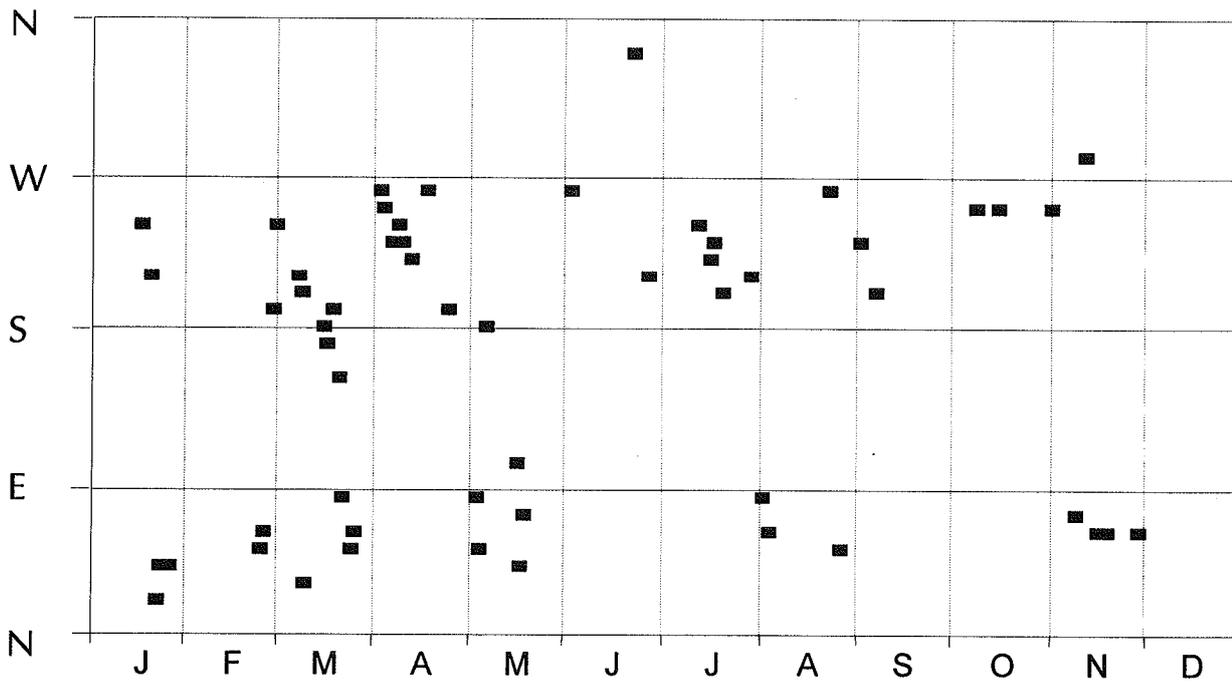


Figure 5.3

7. CONCLUSIONS

En 1998, la température moyenne annuelle de l'air a dépassé une nouvelle fois le seuil des 11 °C. Par ailleurs, la lame d'eau moyenne précipitée autour du Léman est inférieure à 1 m. Les résultats annuels de l'insolation et du rayonnement sont moyens. L'activité du vent a été relativement importante en début d'année et plus faible à partir du mois de juin.

Au plan mensuel, le mois de mai pour la température de l'air, l'insolation et le rayonnement a été exceptionnel ainsi que, dans une moindre mesure, les mois d'avril et de septembre pour la pluviométrie.

ÉVOLUTION PHYSICO-CHIMIQUE DES EAUX DU LÉMAN

Campagne 1998

PAR

Paul BLANC

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

Claude CORVI et Sophal KHIM-HEANG

SERVICE DU CHIMISTE CANTONAL, CP 166, CH - 1211 GENÈVE 4

François RAPIN

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

RÉSUMÉ

Pour la douzième année consécutive, un hiver relativement doux n'a pas permis une homogénéisation thermique de l'ensemble des eaux du Grand Lac en février / mars 1998. On peut estimer que la circulation hivernale des eaux n'a atteint que 150 mètres de profondeur; la réoxygénation totale des eaux profondes n'a donc pas été réalisée. Conséquence de cette situation défavorable, la concentration en oxygène des eaux du fond du Grand Lac en février 1998 est d'environ 2.50 mgO₂/l et chute à 0.62 mgO₂/l en fin d'année. Cependant, bien que ne correspondant pas à la campagne de mesures de 1998, il faut signaler que le brassage a été presque complet au début 1999 et a permis de ramener en mars une teneur au fond d'environ 9 mgO₂/l.

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

La transparence maximale de 12.5 mètres mesurée en février 1998 est relativement faible comparée aux années précédentes.

La reprise de l'activité photosynthétique a été très modérée et progressive tout au long du printemps, suivant l'évolution lente des températures superficielles des eaux.

La lente diminution, en cours d'année, des concentrations en nutriments (PO₄ - NO₃) dans les couches superficielles est à mettre en parallèle avec la biomasse printanière limitée du phytoplancton.

En 1998, il y a une augmentation d'environ 5 % du stock de phosphore dans les eaux du lac. Elle est particulièrement sensible au-delà de 200 m de profondeur. La teneur moyenne est ainsi presque remontée au niveau de 1996. Le stock, dans le Grand Lac, est de 3'395 tonnes de phosphore total contre 3'230 tonnes l'année précédente. Les concentrations moyennes annuelles sont de 40 µgP/l pour le phosphore total et de 35 µgP/l pour les orthophosphates.

Ce phénomène constaté en 1998, soit une augmentation graduelle des concentrations en phosphore dissous dans les couches profondes par rapport aux valeurs observées en 1997, pourrait avoir deux origines :

- Les orthophosphates libérés par la minéralisation des matières organiques au cours de leur sédimentation ne seraient pas insolubilisés, par fixation, sur des particules en cours de sédimentation (matières en suspension détritiques ou carbonate de calcium précipité en provenance des couches superficielles).

- La diffusion de phosphates depuis le sédiment, bien que possible, est probablement limitée si l'on se réfère aux observations de ces dernières années où, malgré un déficit estival en oxygène, les teneurs en phosphates sont restées très modérées près du fond.

L'apport de phosphates dans les couches profondes par des affluents est peu probable vu la baisse de ces apports en 1998.

La tendance à la baisse des teneurs en azote nitrique se poursuit depuis quelques années.

Les concentrations de mercure, plomb, cadmium, chrome, cuivre, manganèse et fer ont été déterminées, à différentes profondeurs, dans les eaux du Léman après brassage hivernal et pendant la période de stagnation. Les teneurs demeurent faibles et satisfont pleinement aux exigences requises pour l'eau potable et la vie piscicole.

Des recherches et dosages de différentes familles de phytosanitaires, d'acide nitrilo-triacétique (NTA) et d'acide éthylène-diamine-tétracétique (EDTA) ont également été effectués. Des traces d'herbicides, atrazine, simazine et terbutylazine sont observées. Les concentrations mesurées sont inférieures aux exigences requises pour l'eau potable. Cependant, la présence de ces substances dans les eaux du lac n'est pas souhaitable. Les concentrations en NTA et EDTA des eaux du lac demeurent faibles, sans évolution significative depuis 1988.

1. MÉTHODES

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

- SHL 2 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),
- GE 3 au centre du Petit Lac dans la fosse de Chevrens entre Coppet et Chevrens (coord. : 506.10/128.04) (- 71 m).

La station SHL 2 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 prévue : mensuelle de décembre à février, mois pendant lesquels l'activité biologique est réduite; bimensuelle de mars à novembre, lorsque l'activité est intense et subit de fortes et rapides fluctuations. Il y a eu 19 campagnes de prélèvements en 1998¹.

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

Les échantillons sont analysés par le laboratoire de la Station d'Hydrobiologie Lacustre (INRA-Thonon-les-Bains). La validité des résultats est périodiquement testée par des analyses inter-laboratoires auxquelles participent environ 20 laboratoires. En 1998, les résultats analytiques sont concordants.

De plus, lors de chaque campagne, des profils verticaux (mesures à chaque mètre) de température, oxygène dissous, conductivité électrique, pH, turbidité et chlorophylle *in vivo* 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. La recherche d'herbicides, décelés antérieurement dans les eaux du Léman, ainsi que quelques dosages d'EDTA et de NTA ont également été effectués. Nous avons aussi recherché 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. La liste des produits recherchés est donnée en annexe 1. La méthodologie analytique est décrite dans CORVI et KHIM (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'écotoxicologie de Genève.

¹

Du fait du brassage presque total des eaux du lac au début 1999, les résultats du début de l'année 1999 pour la température et l'oxygène dissous sont aussi reportés dans les différents graphiques

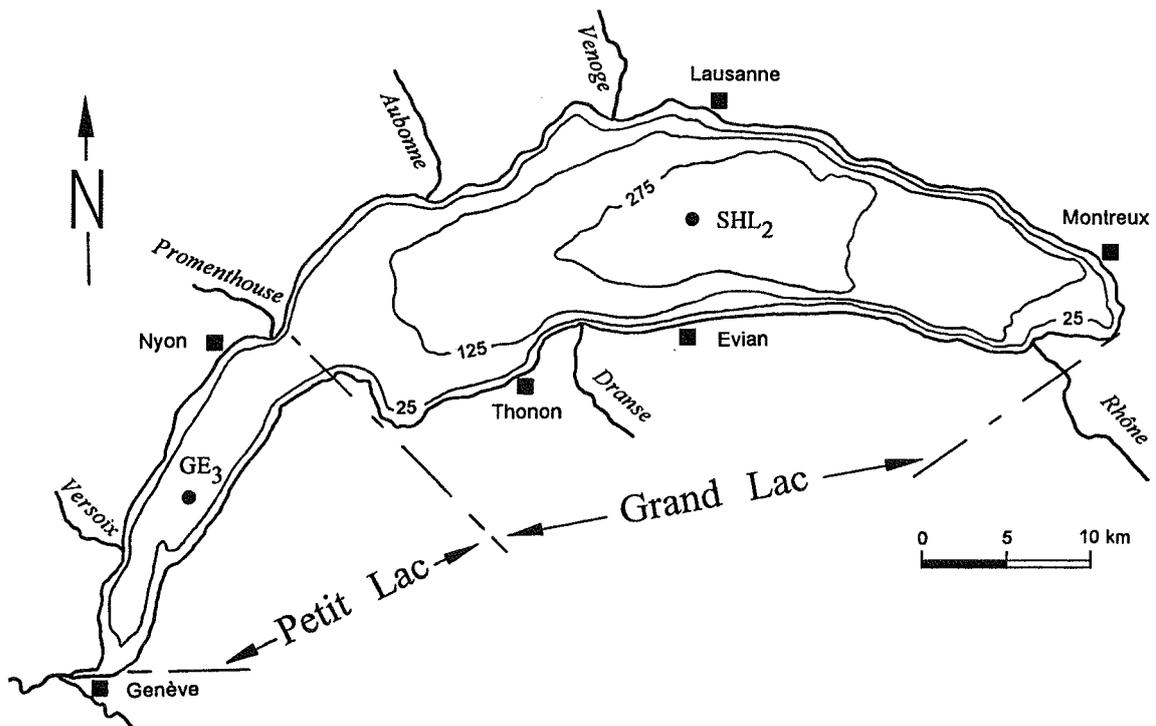


Figure 1 : Situation des points de prélèvement

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

Les températures moyennes de l'air des mois de janvier à mars 1998 (figure 2) (ORAND et GAGNAIRE, 1999a) sont élevées. Le brassage hivernal du lac n'a concerné que la zone 0 à 150 m de profondeur environ à fin mars 1998. L'oxygène des eaux du fond reste durant cette période à environ 1.70 mgO₂/l.

Dans la couche profonde, le réchauffement amorcé depuis 1987 (après le dernier brassage - 1986) s'est stabilisé en 1998 (figure 4).

La période de froid de fin février-début mars 1999 a provoqué un nouveau brassage presque complet des eaux du Léman (figures 3 et 14), toutefois sans refroidissement notable des eaux du fond.

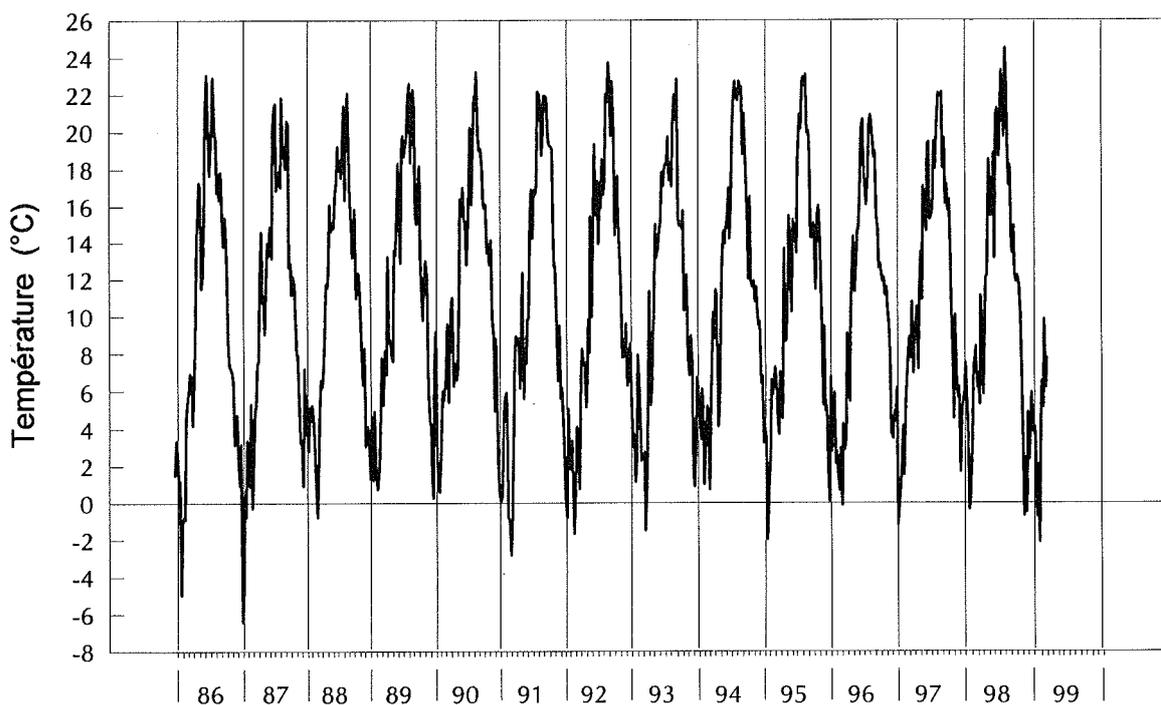


Figure 2 : Température moyenne hebdomadaire de l'air (à la station de Pully)

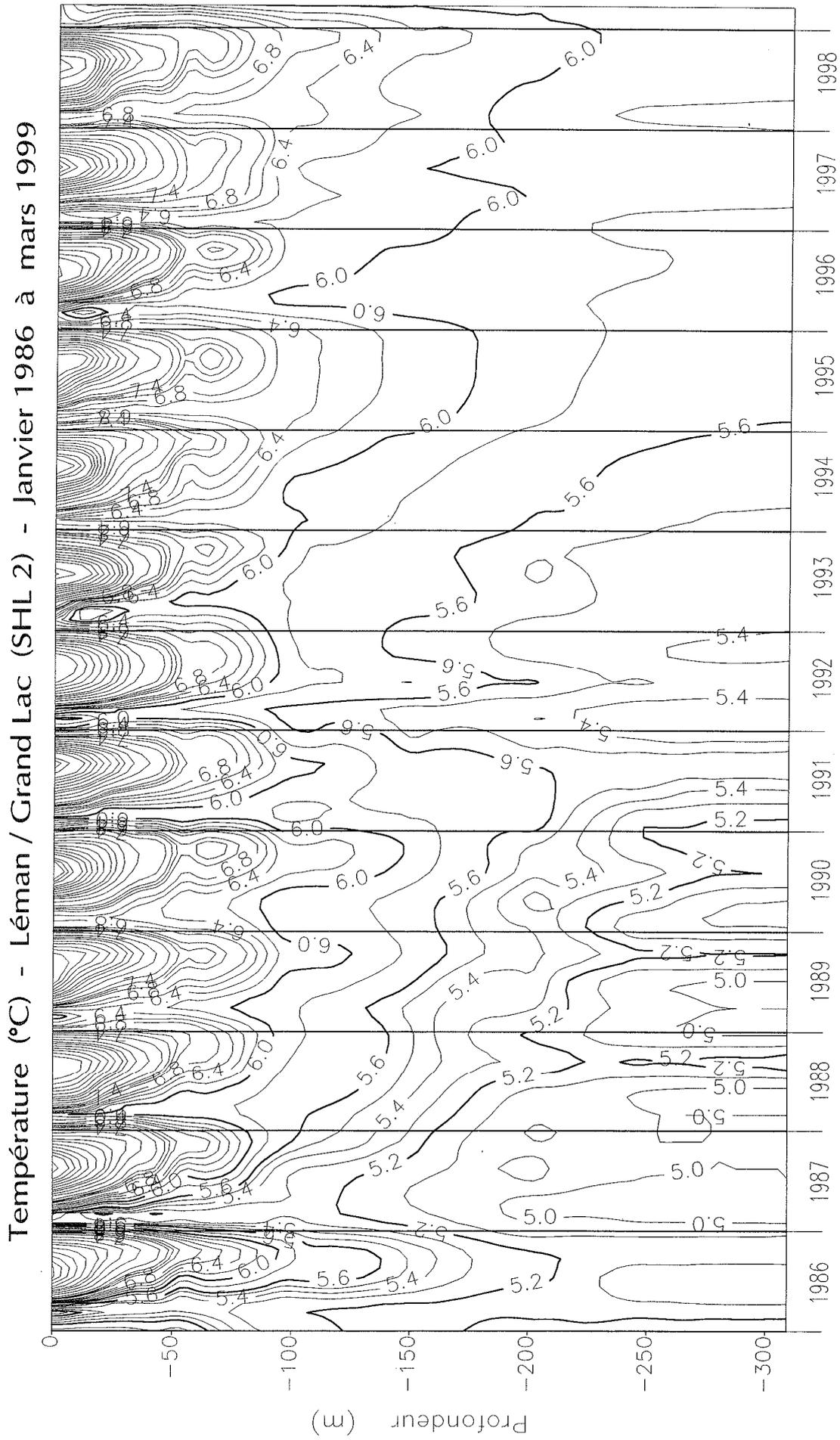


Figure 3 : Température des eaux du Léman (Grand Lac - SHL2) en fonction de la profondeur

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)

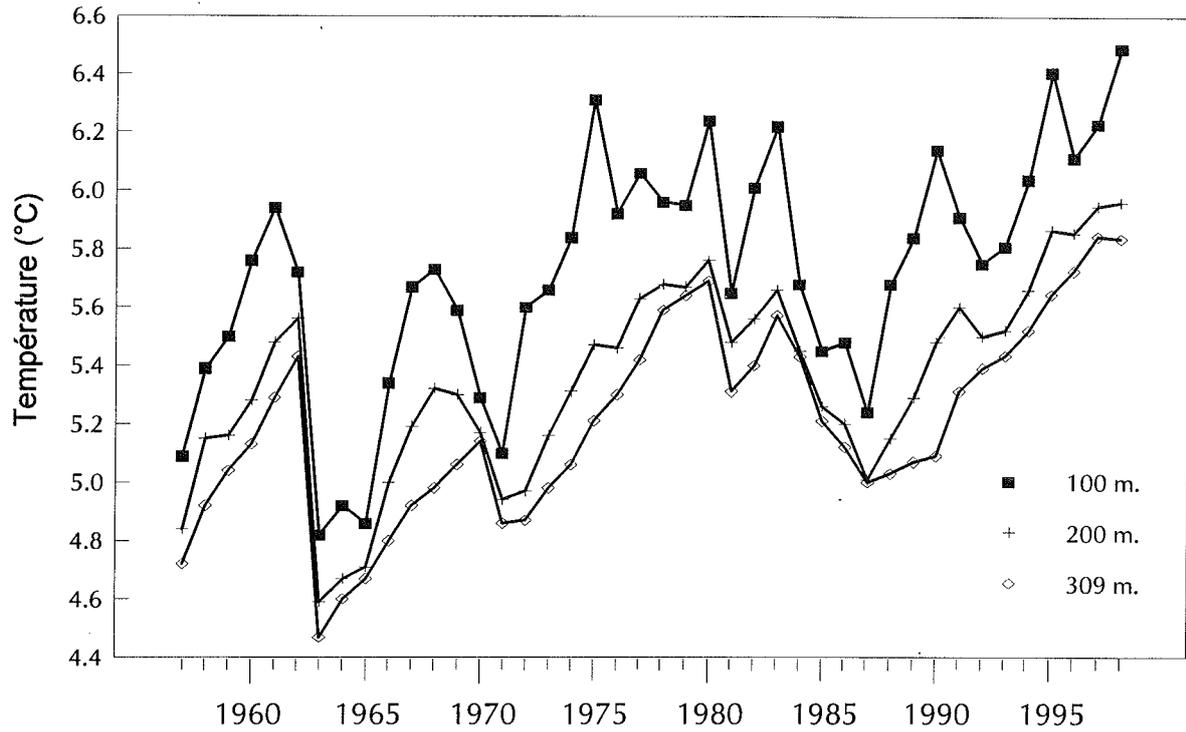


Figure 4 : Evolution de la température moyenne annuelle de l'eau du Léman - Grand Lac à 100, 200 et 309 mètres de profondeur

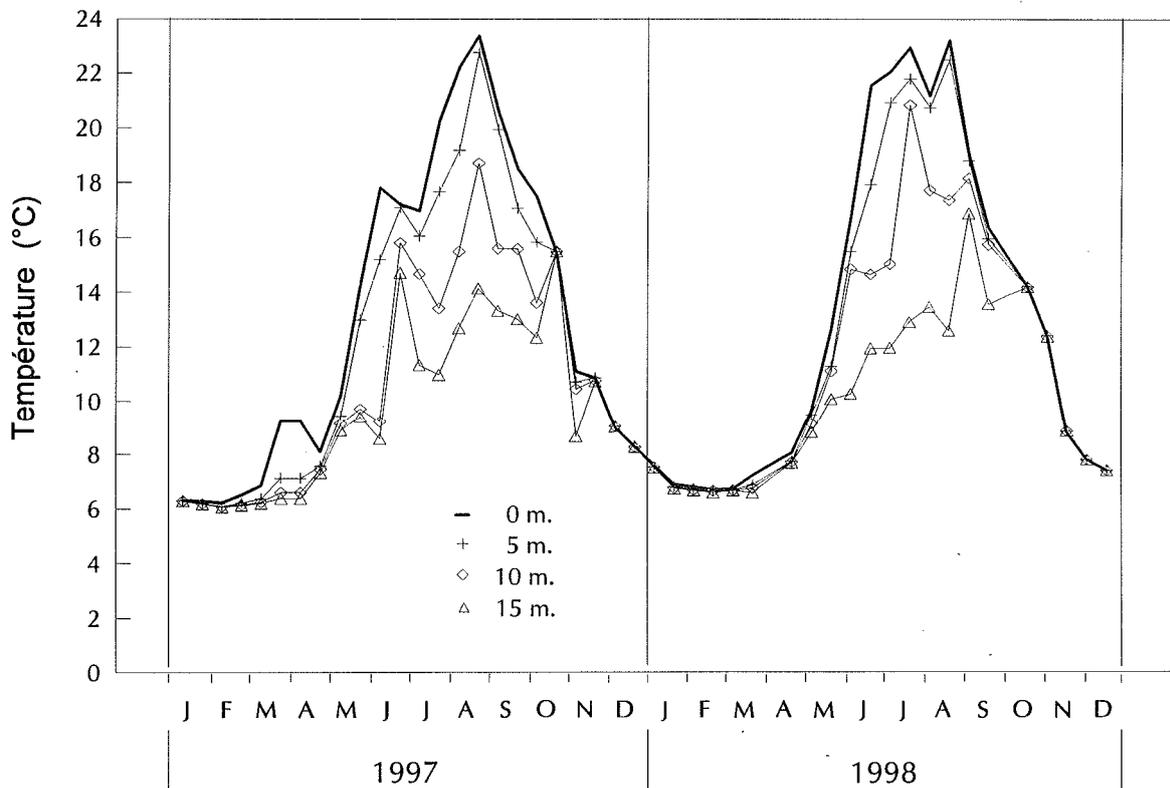


Figure 5 : Température de l'eau des couches superficielles (0, 5, 10 et 15 m) Léman - Grand Lac (SHL 2)

3. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES SUPERFICIELLES

3.1 Reprise de l'activité photosynthétique au printemps

La conséquence du brassage hivernal limité en début 1998 est un renouvellement moindre des nutriments en provenance de la zone profonde. La concentration de phosphore dissous en mars 1998 était d'environ 20 $\mu\text{gP/l}$ dans les couches superficielles (figure 6).

La transparence maximale de 12.5 m en février 1998 est relativement faible comparée aux années précédentes.

La reprise de l'activité photosynthétique a été très modérée et progressive tout au long du printemps, suivant l'évolution lente des températures superficielles des eaux.

La lente diminution des concentrations en nutriments (PO_4 - NO_3 - figures 7 et 8) est à mettre en parallèle avec la biomasse printanière limitée du phytoplancton (DRUART et al., 1999).

La silice très stable jusqu'à fin mars 1998, chute très fortement courant avril (figure 9), ceci est en relation directe avec le pic de diatomées observé fin avril (DRUART et al., 1999).

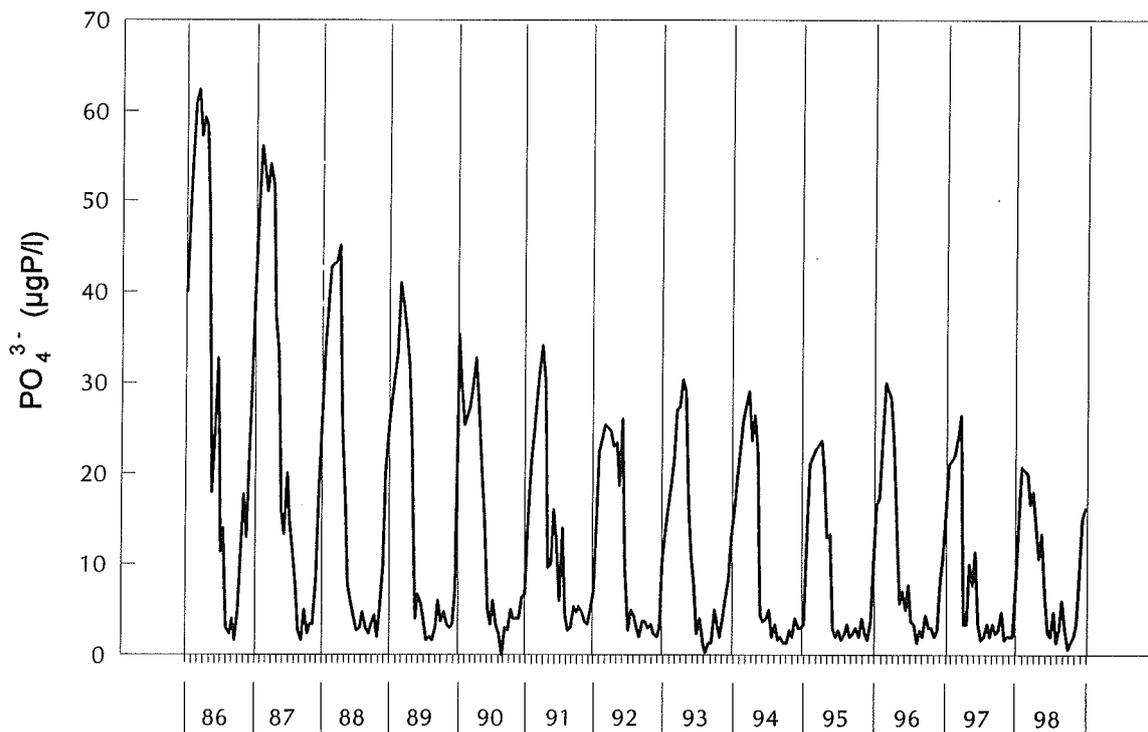


Figure 6 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux de la couche superficielle (moyenne 0-10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

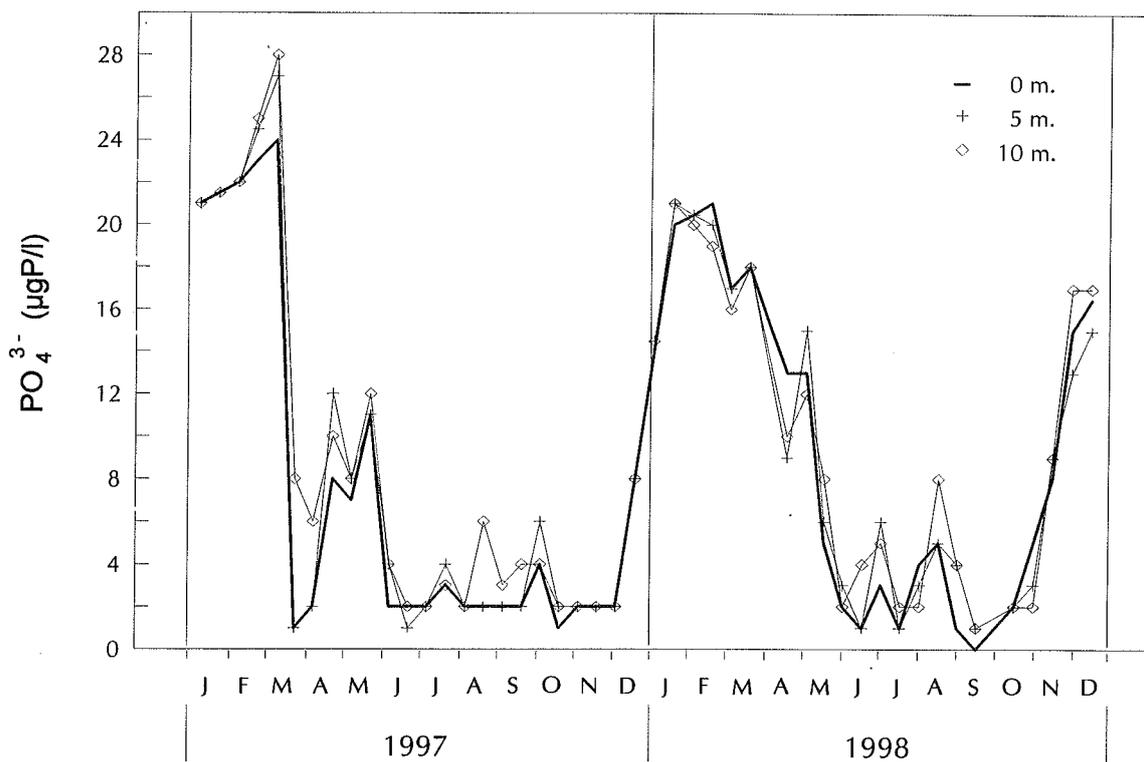


Figure 7 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux des couches superficielles (0, 5 et 10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

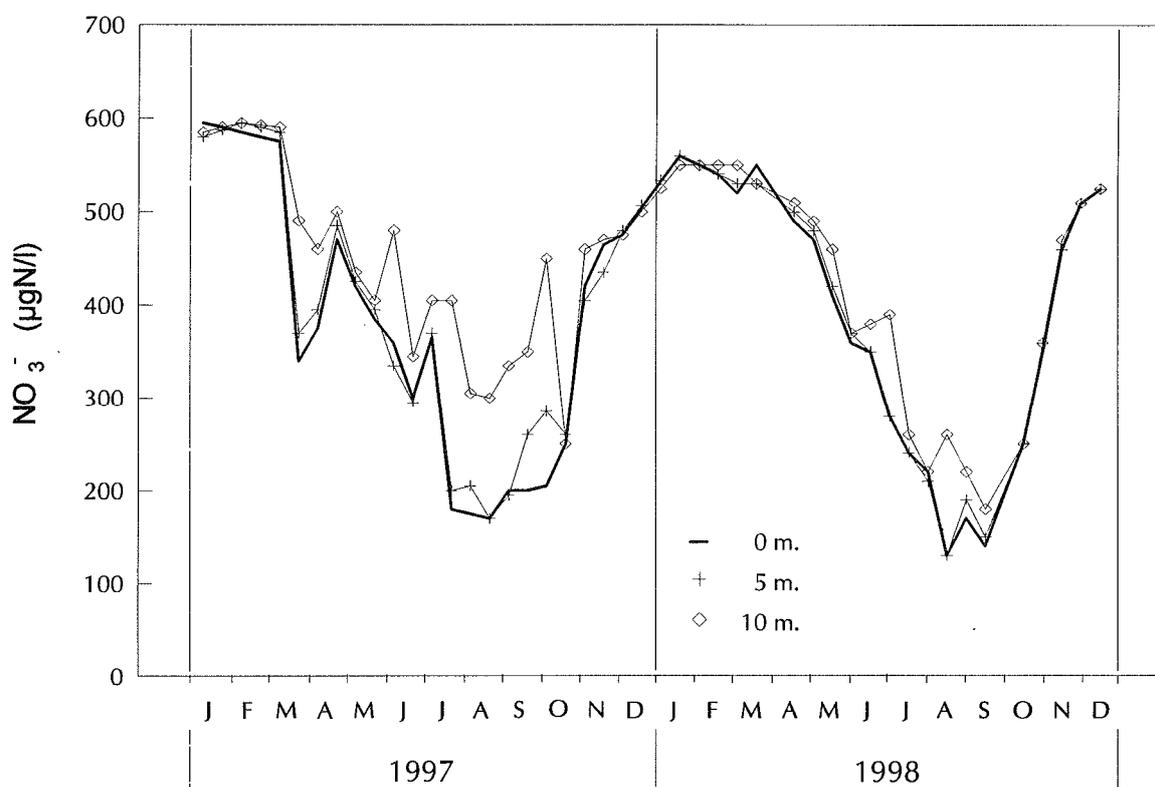


Figure 8 : Concentration en nitrates (NO_3^-) des eaux des couches superficielles (0, 5 et 10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

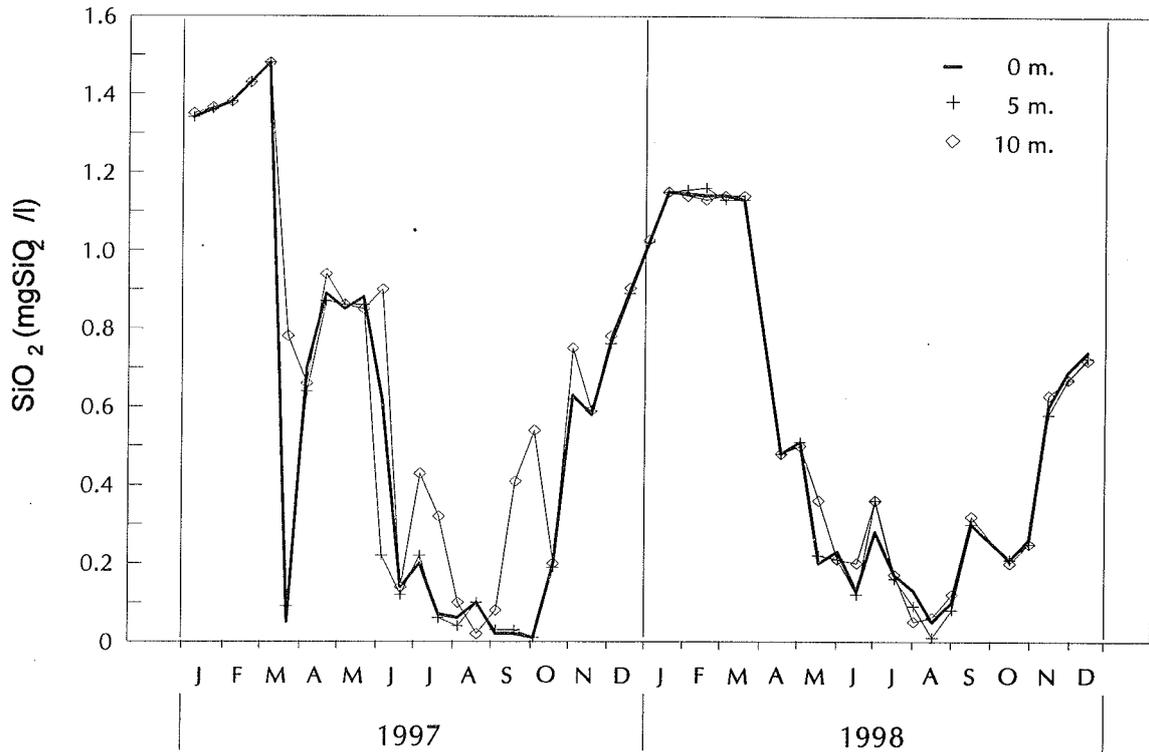


Figure 9 : Concentration en silice dissoute (SiO_2) des eaux des couches superficielles (0, 5 et 10 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

Le minimum de transparence au printemps (3.9 m) est le plus élevé depuis 1986 (figure 10), ce qui est en relation avec les valeurs faibles de la biomasse phytoplanctonique observée.

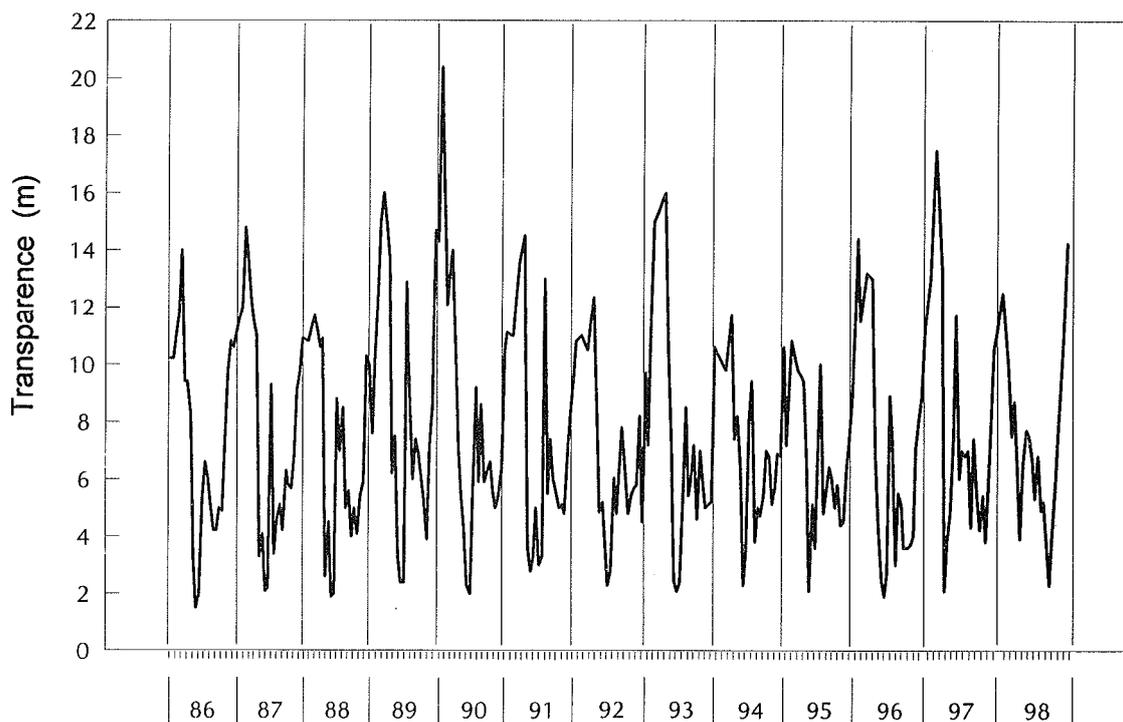


Figure 10 : Transparence mesurée avec le disque de Secchi, Léman - Grand Lac (SHL 2)

3.2 Reste de l'année

En mai et juin, on constate une nette augmentation de la transparence (figure 10), avec un maximum le 20 mai (7.7 m) correspondant à une période des "eaux claires" relativement prolongée cette année.

Lors de la campagne du 2 mars on relève un fort pic d'azote ammoniacal (figure 11) à mettre en relation avec un développement de zooplancton. De fin avril à début juin, il y a également un pic important correspondant à la période des "eaux claires", liée au développement du zooplancton.

On note des teneurs importantes d'azote ammoniacal pendant tout l'été, principalement au niveau de la thermocline (environ 15 m), se marquant encore fortement en octobre.

Le phosphore dissous (PO_4^{3-}) est consommé en quasi-totalité de début juin à début novembre (figure 7), ce qui correspond aux principaux pics de biomasse phytoplanctonique (DRUART et al., 1999).

Les nitrates montrent un minimum bien marqué sur la couche 0 - 10 mètres de fin juillet à début octobre (figure 8), sans être pour autant totalement épuisés.

La silice très homogène dans la couche 0 - 10 mètres est totalement consommée en août (figure 9), parallèlement à la biomasse des diatomées observée. Le développement automnal de celles-ci se marque également en octobre et début novembre.

La faible activité planctonique de printemps se constate dans l'évolution des paramètres COP, Ppart, Npart (figure 12) qui ne montrent pas de pics printaniers contrairement aux autres années.

On constate que le rapport N particulaire / P particulaire tend à augmenter ces trois dernières années, ce qui traduit une carence en phosphore plus importante des cellules algales.

Le pic de carbone particulaire et de phosphore particulaire, observé en automne 1998, reflète la forte activité phytoplanctonique de cette période, marquée par la prolifération d'algues nanoplanctoniques et de cyanobactéries (DRUART et al., 1999).

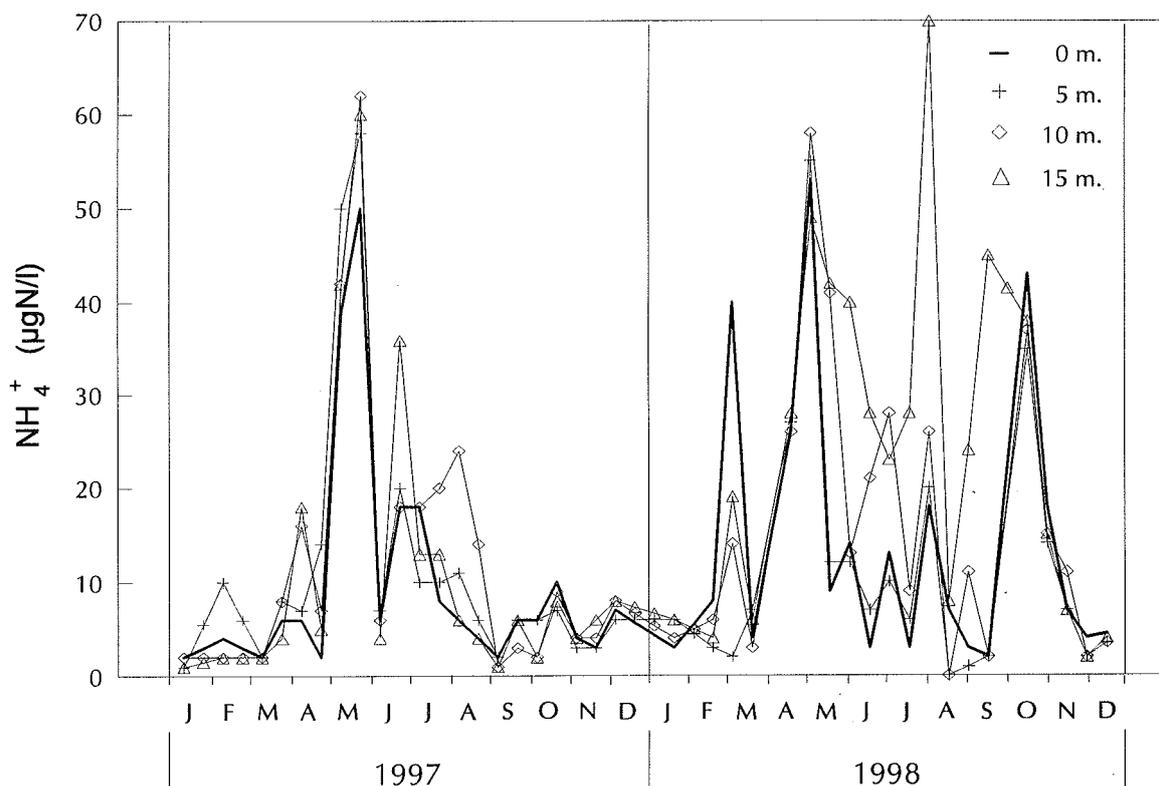


Figure 11 : Concentration en azote ammoniacal des eaux des couches superficielles (0, 5, 10 et 15 m), Léman - Grand Lac (SHL 2)

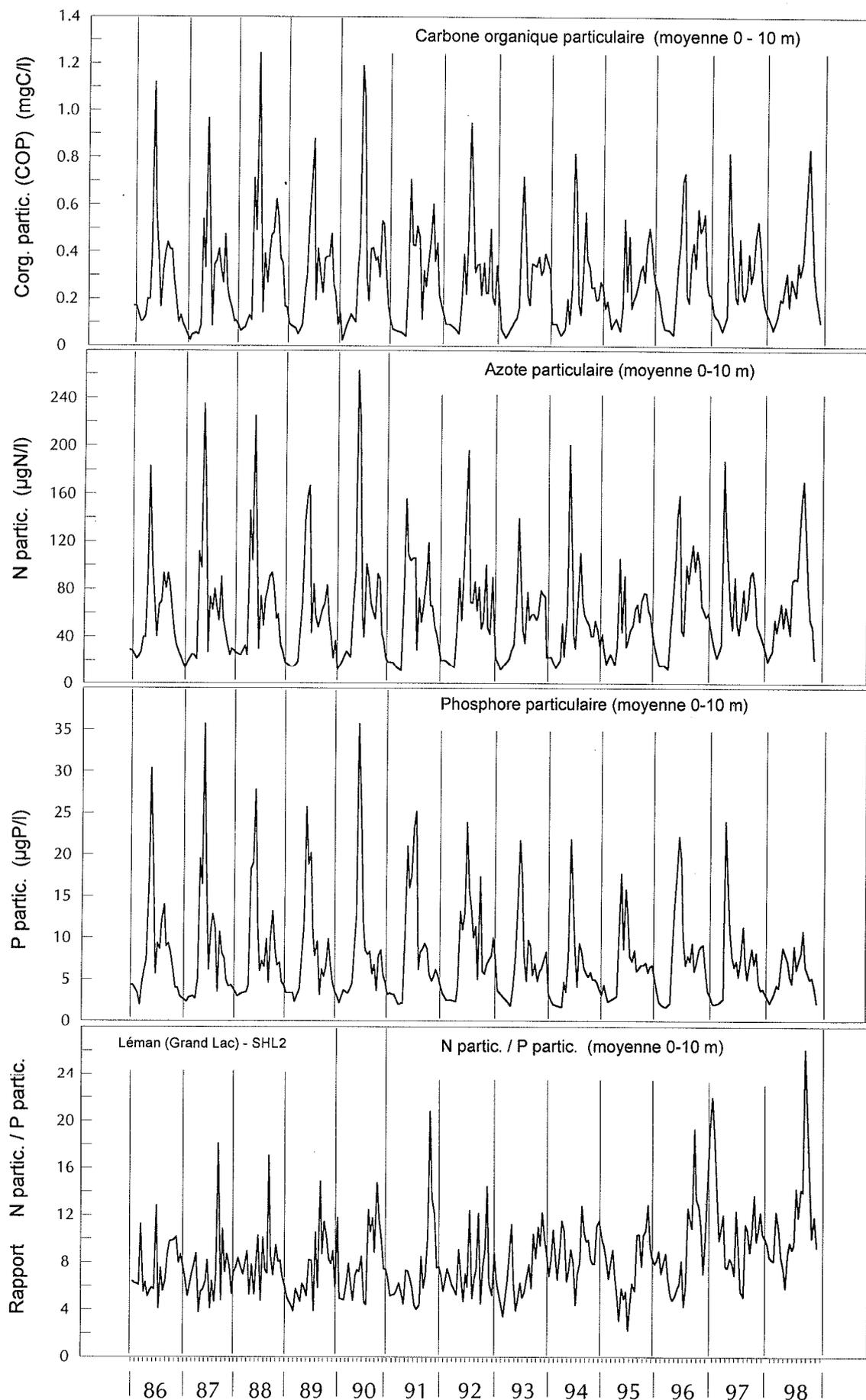


Figure 12 : Concentration en carbone organique, azote et phosphore particulaires des eaux de la couche superficielle (0-10 m). Rapport N particulaire / P particulaire, Léman - Grand Lac (SHL 2)

4. ÉVOLUTION SAISONNIÈRE DANS LES COUCHES PROFONDES

Les douze hivers consécutifs relativement doux de ces dernières années ne permettent pas un brassage hivernal complet des eaux du Grand Lac, brassage qui n'affecte cette année que les 150 premiers mètres environ. Divers paramètres confirment cette absence d'homogénéité : température, conductivité, oxygène (figures 13 et 14), orthophosphates, silice, etc.; ils ne sont pas uniformes dans la colonne d'eau.

Le déficit en oxygène des couches profondes du Grand Lac est toujours élevé comme le montrent les figures 13 et 14. La zone concernée (hachurée, figure 14) où la concentration en oxygène est inférieure à 4 mgO₂/l est importante et, comme ces dernières années, cette situation persiste durant toute l'année. A la fin de l'hiver 97-98, la teneur en oxygène demeure très basse, n'atteignant qu'environ 1.70 mgO₂/l en mars 1998 (figure 13); ensuite elle remonte légèrement pendant l'été. Une teneur très basse est observée de début septembre à fin décembre avec un minimum de 0.62 mgO₂/l le 14 décembre 1998.

Par contre au début 1999, un brassage presque complet a permis de réoxygéner les eaux du fond du lac.

Le phosphore ortho et total au fond du lac présente comme chaque année une augmentation au cours de la saison estivale. Cependant cette année cette augmentation a été très modérée (figure 15).

Le bilan global annuel laisse cependant apparaître une légère augmentation des concentrations moyennes annuelles des orthophosphates, particulièrement entre 150 et 300 mètres (figure 16). Ce phénomène pourrait avoir deux origines :

- Les orthophosphates libérés par la minéralisation des matières organiques au cours de leur sédimentation ne seraient pas insolubilisés, par fixation, sur des particules en cours de sédimentation (matières en suspension détritiques ou carbonate de calcium précipité en provenance des couches superficielles). Cette hypothèse est fondée sur l'observation de la figure 16 qui montre une augmentation graduelle du phosphore soluble dans les couches profondes par rapport aux valeurs observées en 1997.
- La diffusion de phosphates depuis le sédiment, bien que possible, est probablement limitée si l'on se réfère aux observations de ces dernières années où, malgré un déficit estival en oxygène, les teneurs en phosphates sont restées très modérées près du fond.

L'apport de phosphates dans les couches profondes par des affluents est peu probable vu la baisse de ces apports en 1998 (ORAND et al., 1999b).

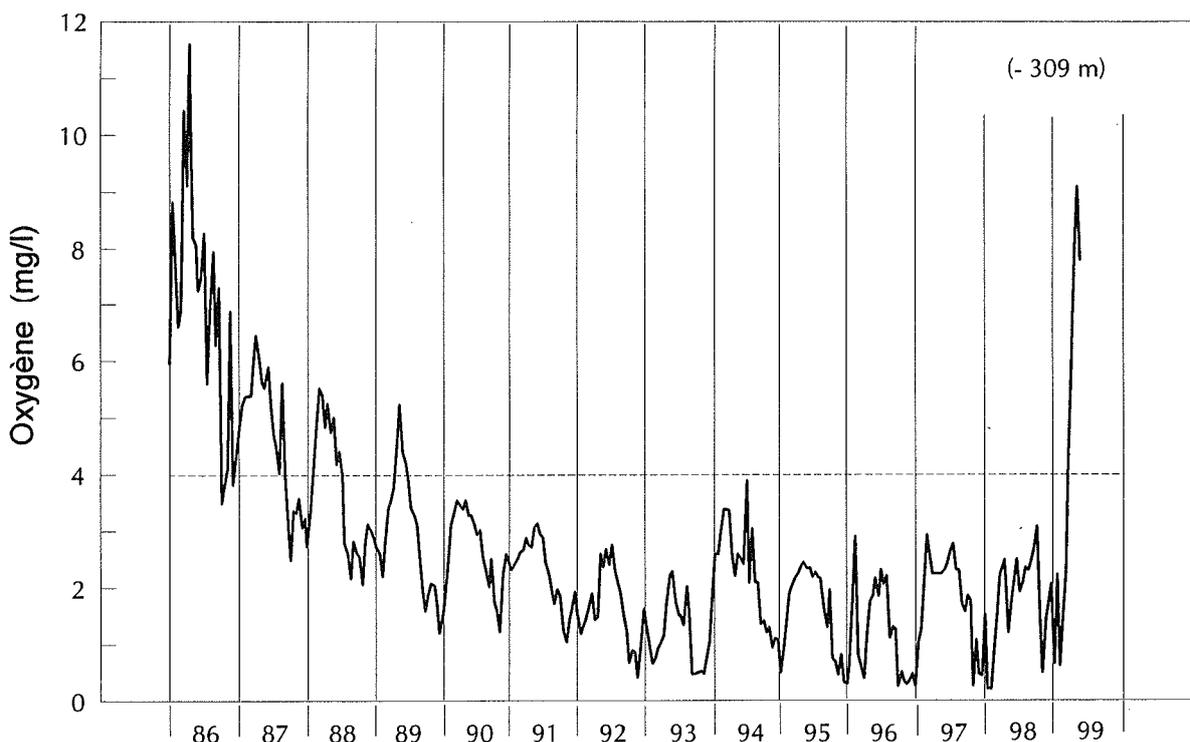


Figure 13 : Concentration en oxygène dissous des eaux du fond, Léman - Grand Lac (SHL 2)

Oxygène (mg/l) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - Janvier 1986 à mars 1999

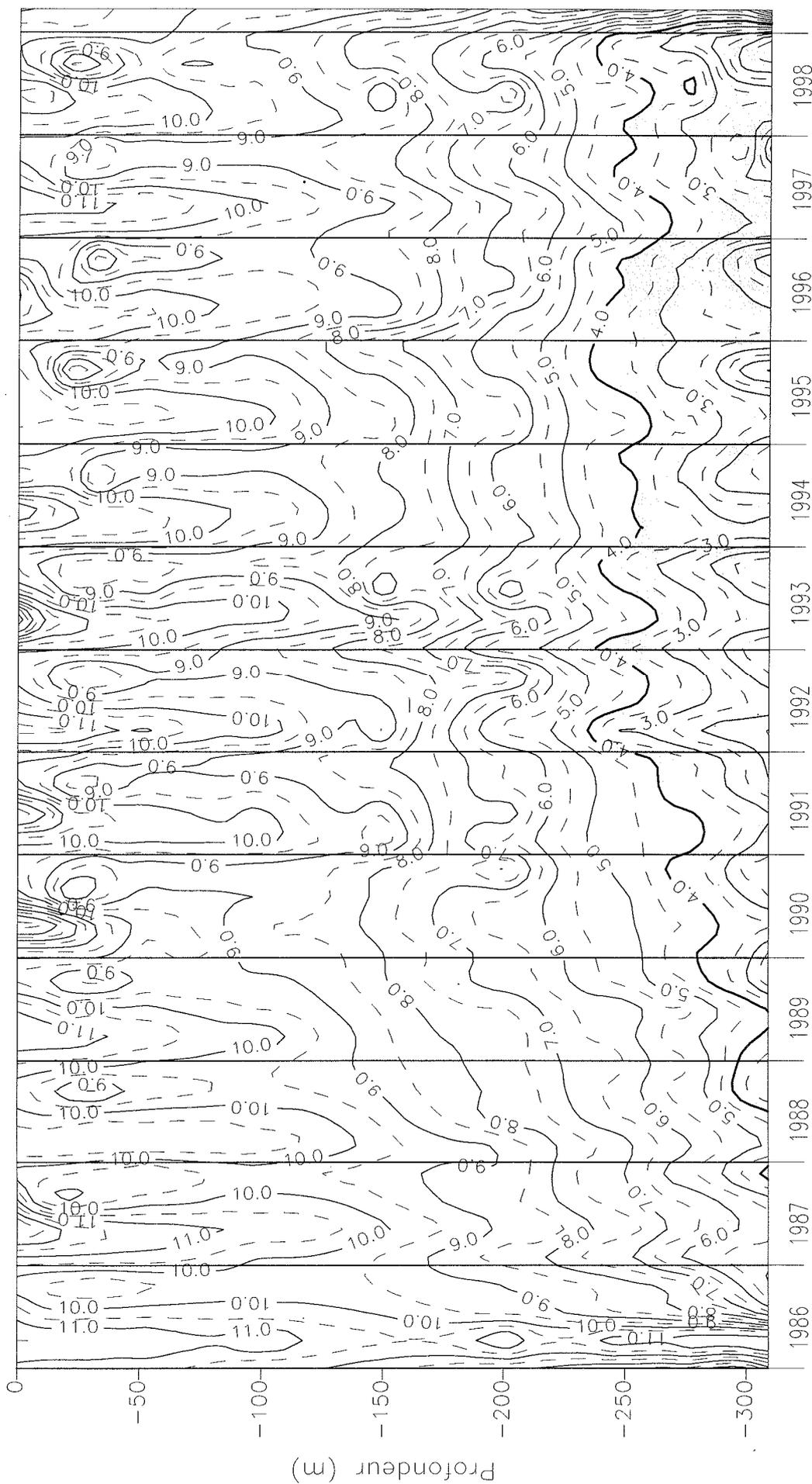


Figure 14 : Concentration en oxygène dissous des eaux du Léman (SHL 2) (zone grisée = concentration inférieure à 4 mgO₂/l)

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

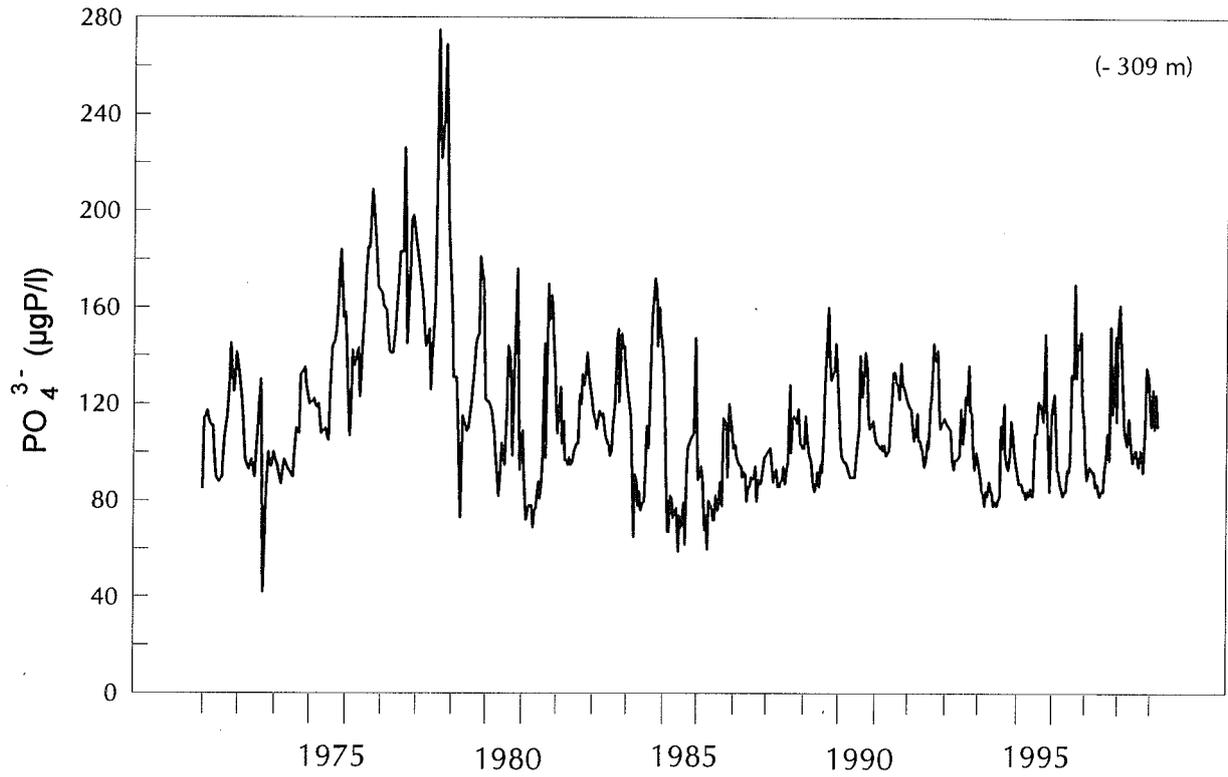


Figure 15 : Concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) des eaux au fond du Léman - Grand Lac (SHL 2)

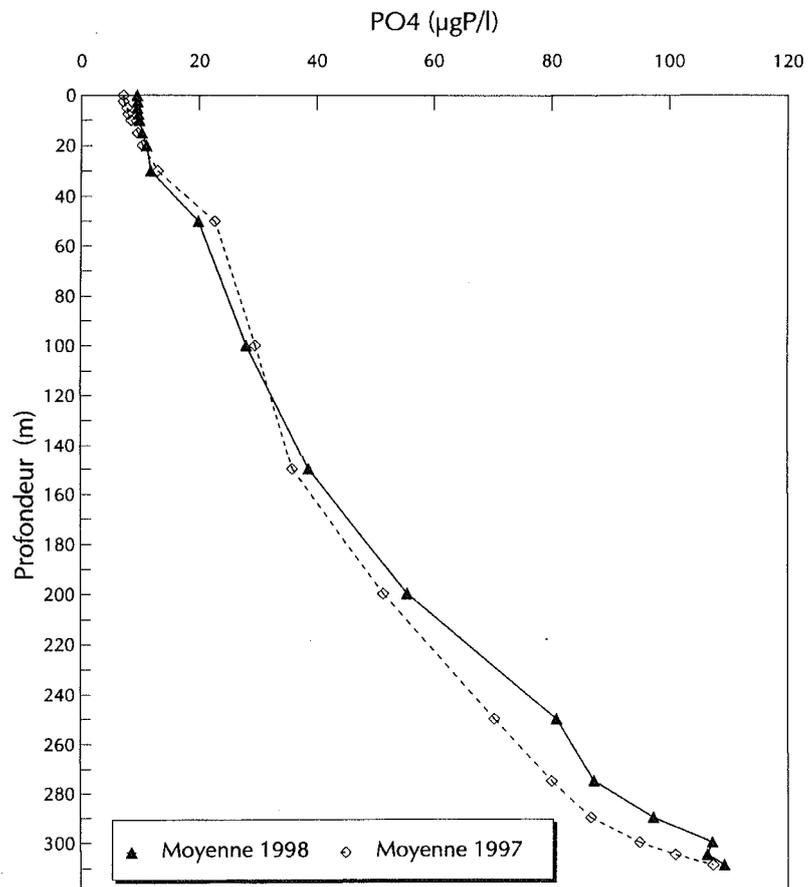


Figure 16 : Profil de concentration en phosphore dissous (PO_4^{3-}) Grand Lac (SHL 2) moyennes 1997 et 1998

La désoxygénation des couches profondes dans le Grand Lac est suffisante pour réduire les sels de manganèse et assurer leur diffusion à partir des sédiments (figure 17) avec des valeurs élevées à la fin de l'été (415 $\mu\text{g/l}$ le 07.09.98). Cette désoxygénation ne permet pas de réduire les sels de fer : à aucun moment ceux-ci n'apparaissent dans l'eau.

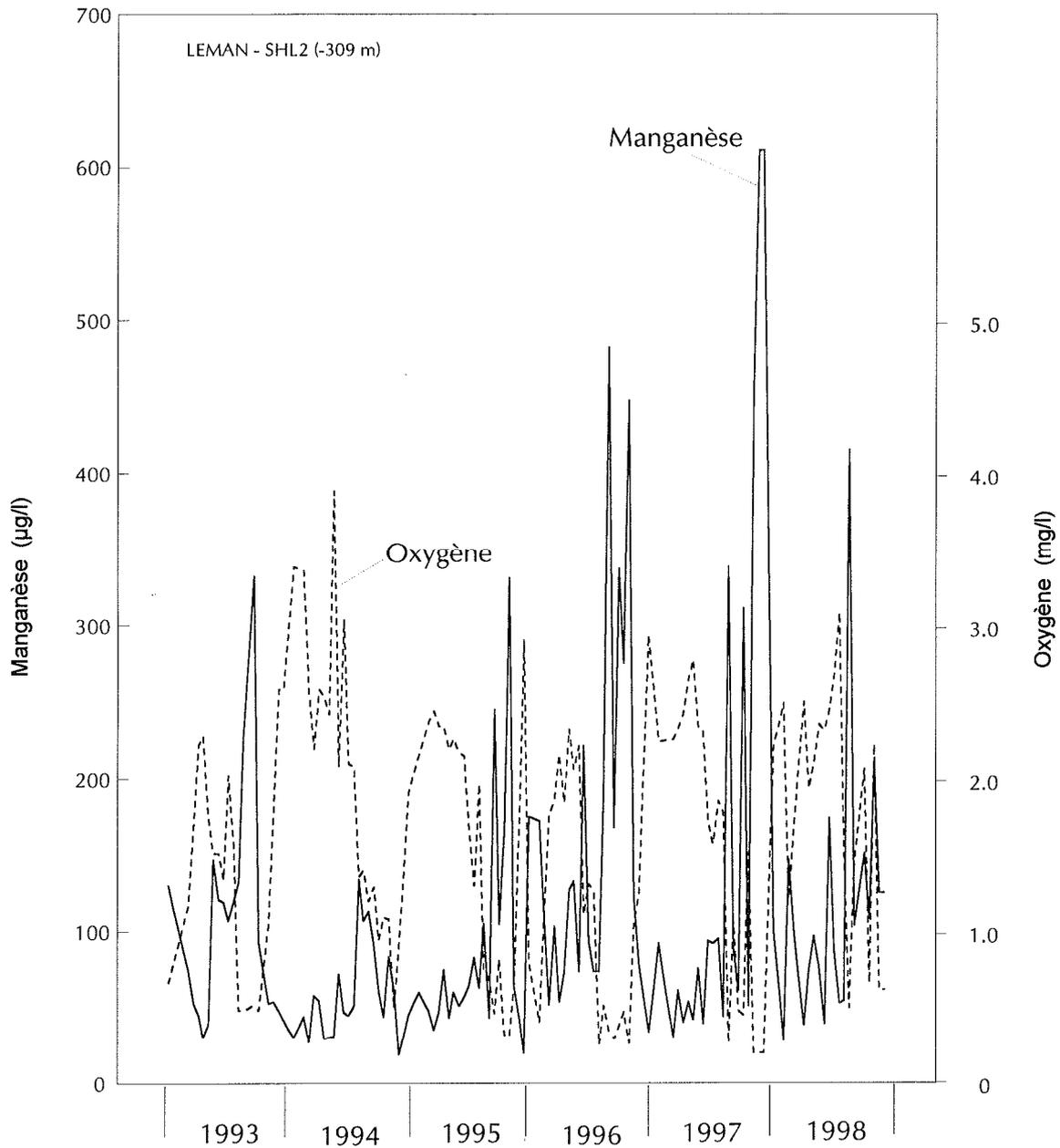


Figure 17 : Evolution comparée des concentrations en manganèse total et en oxygène dissous dans les eaux du fond du Léman Grand Lac (SHL2)

5. ÉVOLUTION INTERANNUELLE DES PRINCIPAUX PARAMÈTRES

Les concentrations moyennes pondérées² 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 13, 14 et 18)

La concentration moyenne des couches en dessous de 250 mètres (figure 14) est toujours faible et ceci depuis plusieurs années. Ce phénomène est dû aux brassages incomplets des eaux durant les hivers 1986-87 à 1997-98. Le brassage presque complet au début 1999 a permis de ramener en mars une teneur au fond d'environ 9 mgO₂/l. La figure 18 montre l'évolution de la teneur au fond du lac depuis 1957.

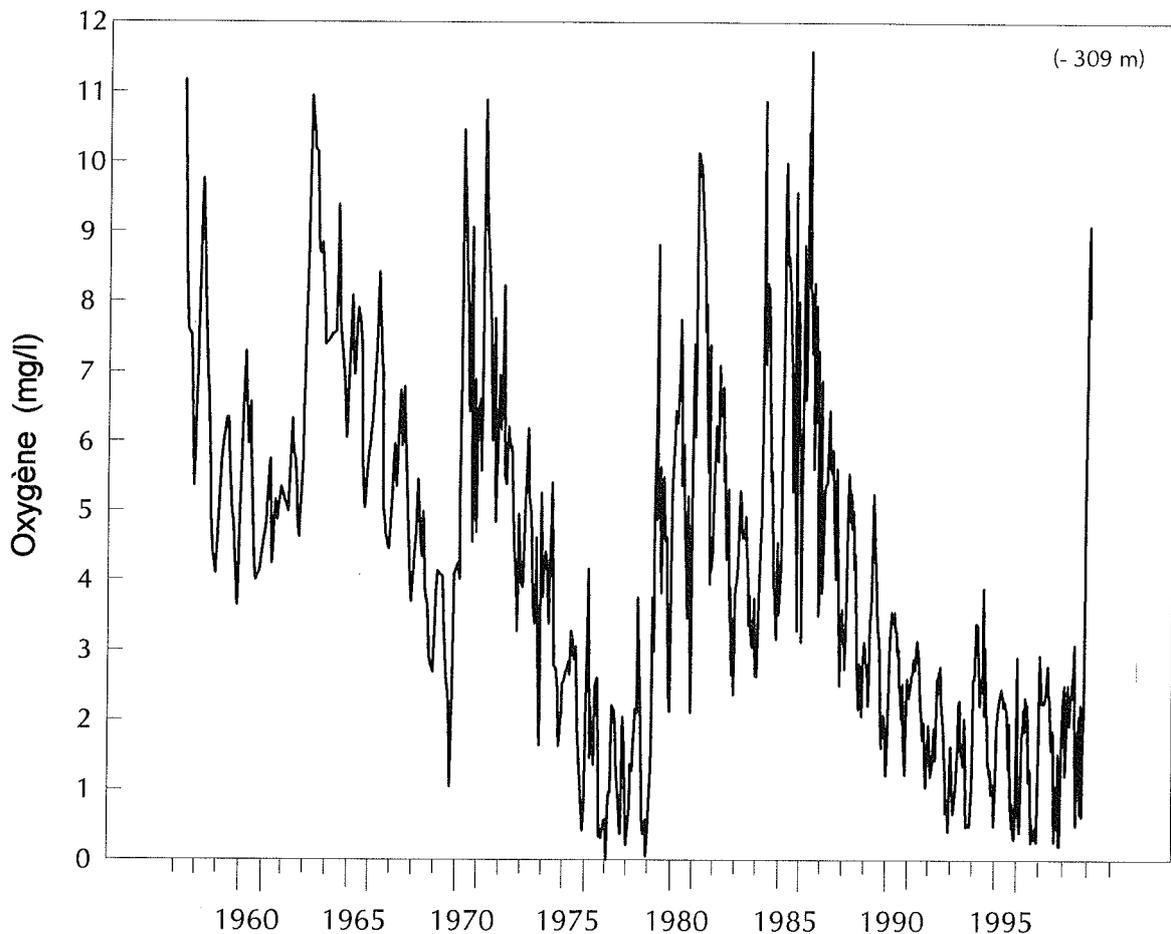


Figure 18 : Concentration en oxygène dissous des eaux au fond du Léman - Grand Lac (SHL 2)

Sur les figures 13 et 18, la limite indiquée à 4 mgO₂/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/l O₂... Les conditions naturelles particulières sont réservées".

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

$$\bar{C} = \frac{\sum (C_i \cdot V_i)}{V} \quad \text{avec} \quad \begin{array}{l} C_i = \text{concentration dans la strate} \\ V_i = \text{volume de la strate} \\ V = \text{volume total du Grand Lac} \end{array}$$

5.2 Phosphore dissous et phosphore total (figures 19 et 20)

En 1998, on constate une augmentation d'environ 5 % de la teneur totale en phosphore dans les eaux du lac. L'augmentation a été particulièrement sensible au-delà de 200 m de profondeur. La teneur moyenne est ainsi presque remontée au niveau de 1996.

Les concentrations moyennes annuelles sont en 1998 de 40 $\mu\text{gP/l}$ pour le phosphore total et de 35 $\mu\text{gP/l}$ pour le phosphore dissous, ce qui correspond à une quantité de phosphore total contenu dans le Grand Lac de 3'395 tonnes.

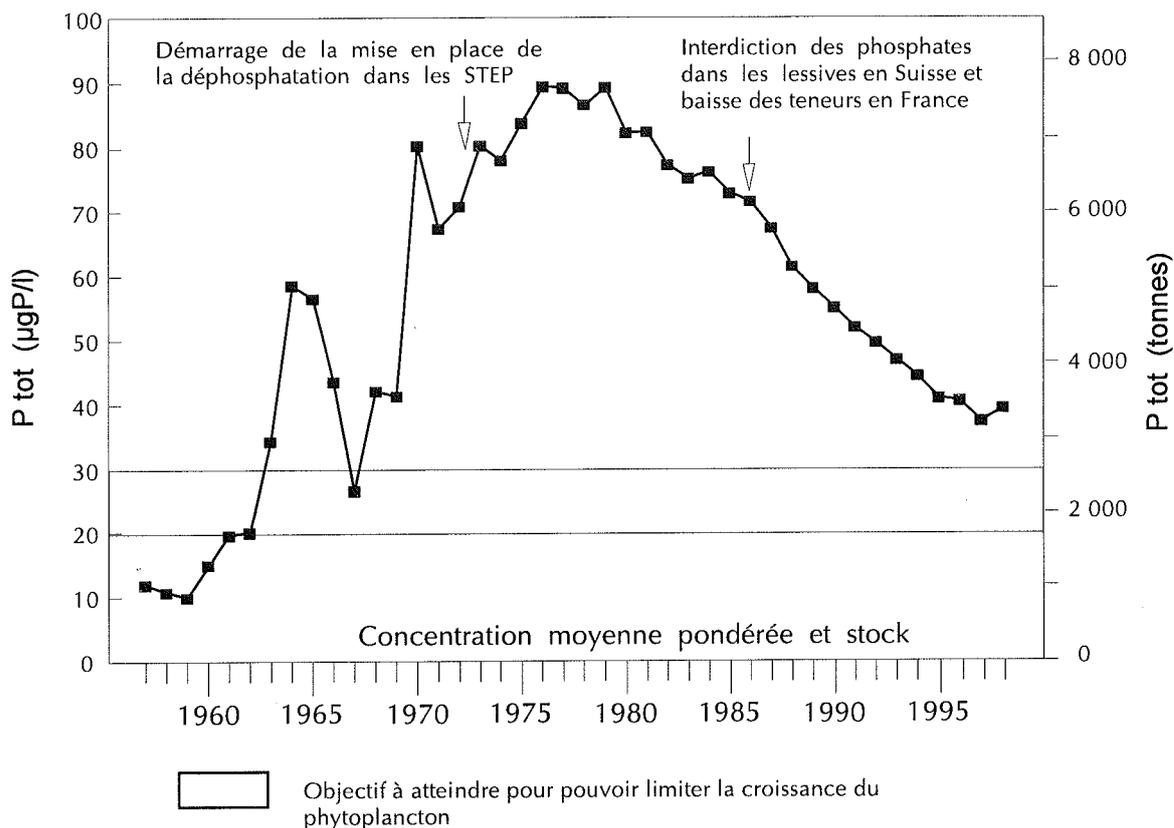


Figure 19 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Grand Lac

La figure 20 montre l'évolution des concentrations en phosphore dissous dans les différentes couches pour les années 1986 à 1998. On constate, d'année en année, une augmentation de la durée des périodes d'épuisement du phosphore dissous, ainsi que de l'épaisseur des couches concernées par cet appauvrissement. En effet, si la couche isovaleur 50 $\mu\text{gP/l}$ atteint environ 40 m de profondeur en 1986, elle se trouvait en 1991 à environ 150 m et en 1996-1998 à près de 200 m.

Orthophosphate - PO₄ (µgP/l) - Léman / Grand Lac (SHL 2) - 1986 à 1998

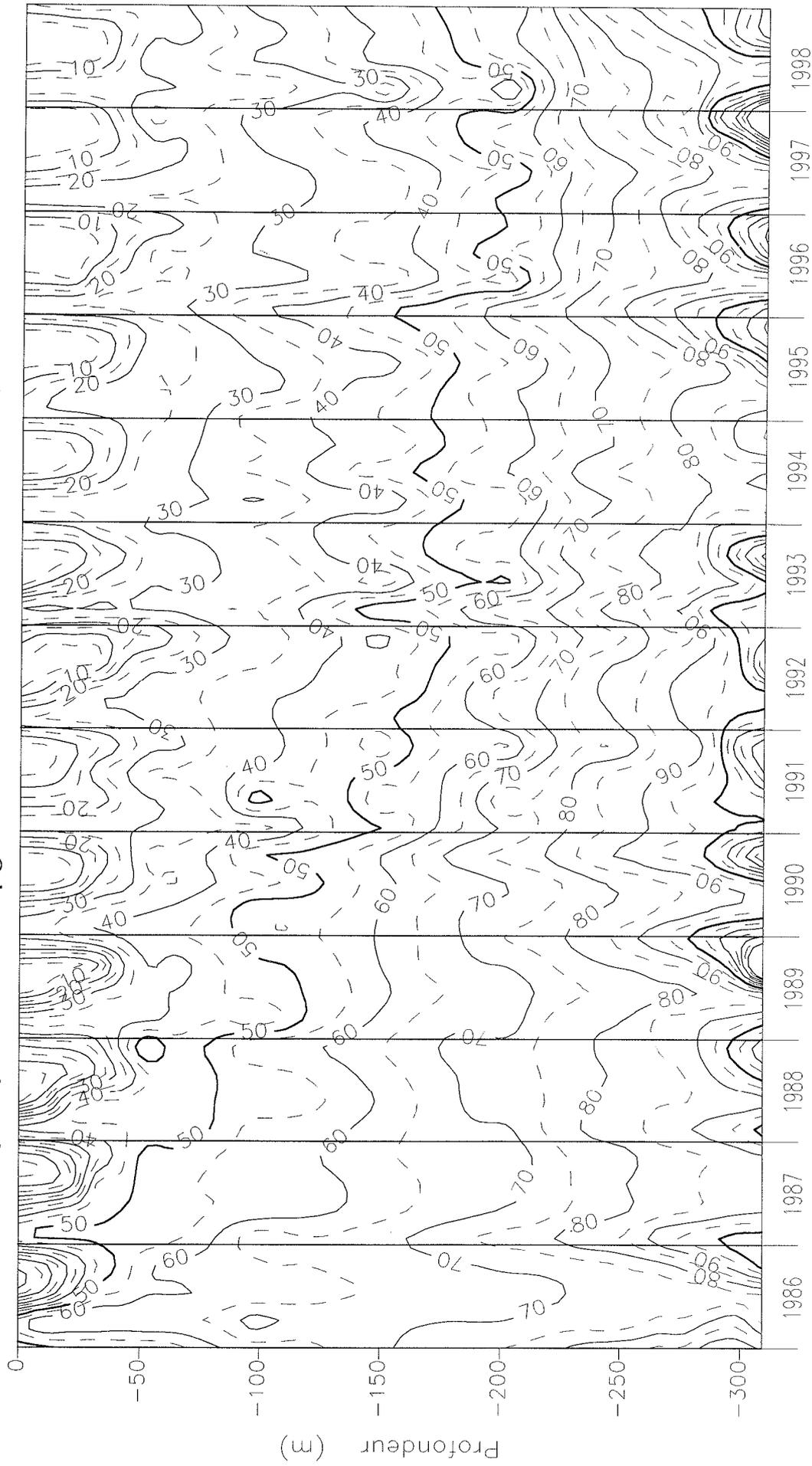


Figure 20 : Concentration en phosphore dissous (PO₄³⁻) dans les différentes couches du Léman (SHL2)
(Zone grisée = concentration supérieure à 100 µgP/l)

5.3 Azote nitrique et azote total (figure 21)

Les concentrations pour 1998 sont de 0.66 mgN/l pour l'azote total et 0.55 mgN/l pour l'azote nitrique. La stabilité des concentrations se poursuit depuis quelques années.

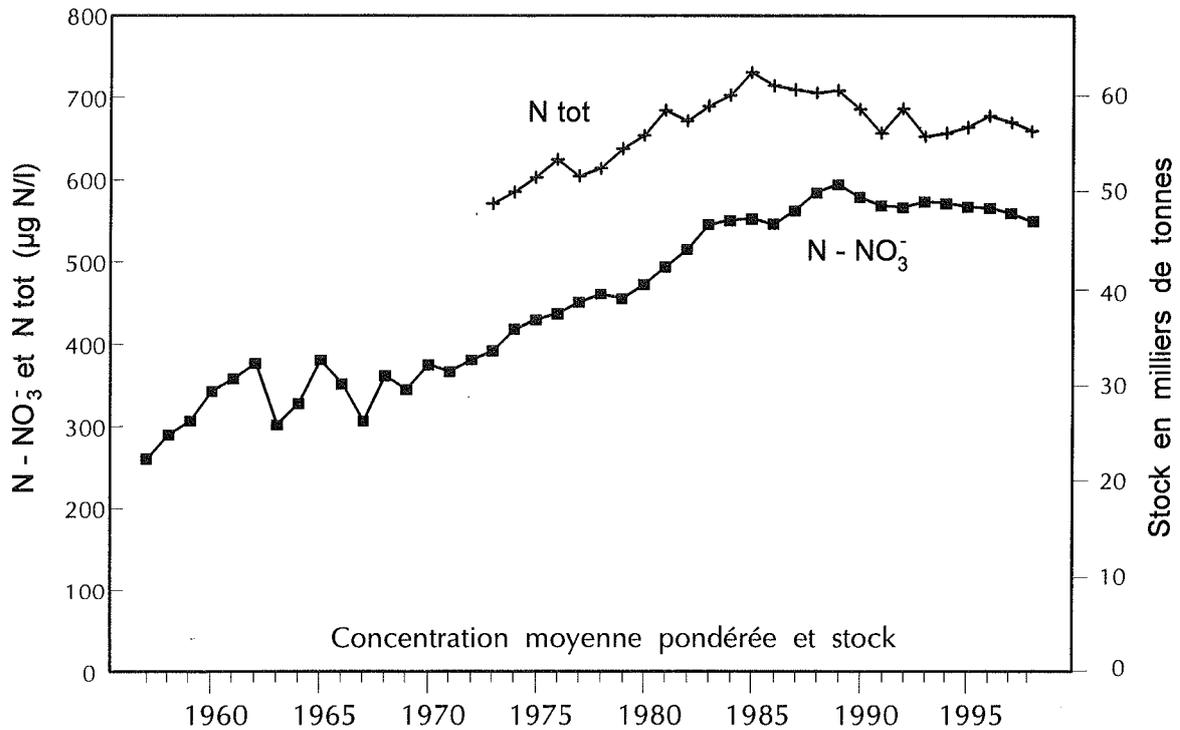


Figure 21 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et des stocks d'azote total et d'azote nitrique contenus dans le Grand Lac

5.4 Chlorure (figure 22)

Depuis que des mesures régulières de ce paramètre sont effectuées, on constate d'année en année une augmentation de la concentration en chlorure. En 1998, la concentration moyenne est de 7.06 mg/l, alors qu'elle n'était que de 2.73 mg/l en 1971.

On peut toutefois s'attendre à ce que cette hausse se stabilise lorsque les concentrations dans le lac seront voisines de celles observées dans les affluents (y compris les rejets des STEP directs au lac), soit inférieures à 10 mg/l en moyenne pondérée, mais, ceci pour autant que les apports en chlorure des affluents restent stables.

Les chlorures proviennent principalement de l'industrie et l'artisanat, des sels de déneigement, des produits utilisés pour éliminer le phosphore dans les STEP, des rejets domestiques, des précipitations et du lessivage/érosion des sols (CORVI, 1984a).

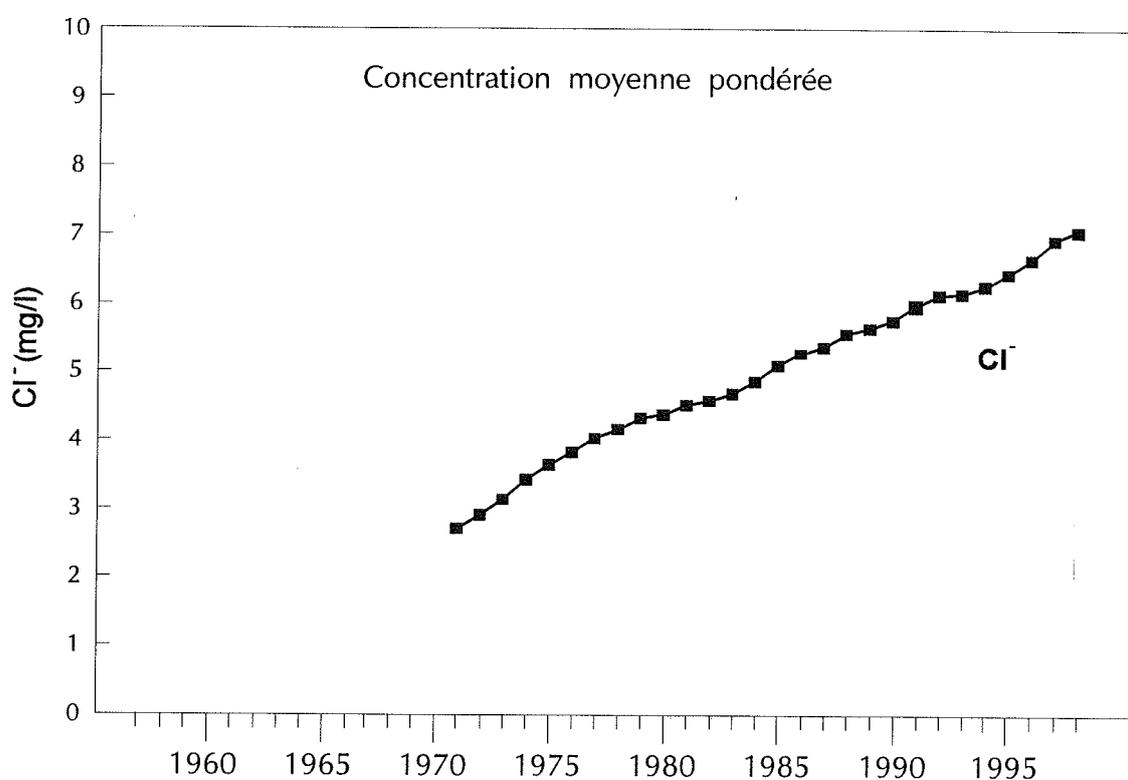


Figure 22 : Evolution de la concentration moyenne annuelle en chlorure, pondérée pour l'ensemble de la masse d'eau du Grand Lac

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 métalliques 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 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 1 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 observée au cours du second semestre 1998. Cette mise en évidence ne relève probablement pas d'une nouvelle pollution, mais de l'amélioration des performances des procédés analytiques.

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 - 1998). Cependant, il faut rappeler que la présence de ces produits de synthèse résultant de l'activité humaine n'est pas souhaitable dans les eaux. La nouvelle Ordonnance suisse sur la protection des eaux (OEaux, 1998) rappelle cet objectif écologique pour les eaux.

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 dernières.

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, 1998) 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 ou à la valeur limite fixée, pour la Suisse, à respectivement 5 et 200 µg/l (OSEC, 1998).

TABLEAU 1 - Campagne du 19 mars 1998

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	<1	nd*	nd*	nd*	4	nd*
1	<1	<1	nd	nd	nd	2	nd
5	1	5	nd	nd	nd	1	nd
7.5	2	8	nd	nd	nd	5	nd
10	<1	<1	nd	nd	nd	2	nd
30	<1	<1	nd	nd	nd	3	nd
100	2	7	nd	nd	nd	5	nd
305	57	3	nd	nd	nd	11	nd
fond	85	1	nd	nd	nd	10	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 29 septembre 1998

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	8	nd*	nd*	nd*	2	nd*
1	1	8	nd	nd	nd	4	nd
5	1	8	nd	nd	nd	3	nd
7.5	1	7	nd	nd	nd	3	nd
10	<1	7	nd	nd	nd	5	nd
30	<1	3	nd	nd	nd	5	nd
100	5	1	nd	nd	nd	3	nd
305	24	4	nd	nd	nd	4	nd
fond	70	2	nd	nd	nd	3	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 - Phytosanitaires décelés

Léman - Grand Lac (Station SHL2)

Profondeur (m)	19 mars 1998			29 septembre 1998			
	Simazine µg/l	Atrazine µg/l	Terbutylazine µg/l	Simazine µg/l	Atrazine µg/l	Terbutylazine µg/l	Métolachlore µg/l
0	0.018	0.039	< 0.010	0.038	0.044	0.020	0.036
1	0.010	0.056	< 0.010	0.033	0.036	0.017	0.032
5	0.023	0.038	< 0.010	0.049	0.053	0.026	0.043
7.5	0.011	0.042	< 0.010	0.037	0.047	0.022	0.039
10	0.021	0.030	< 0.010	0.037	0.048	0.022	0.041
30	0.026	0.055	< 0.010	0.042	0.054	0.025	0.053
100	0.015	0.030	< 0.010	0.047	0.050	0.023	0.052
305	0.031	0.044	< 0.010	0.058	0.061	0.024	0.047
fond	0.023	0.047	< 0.010	0.057	0.060	0.022	0.043

TABLEAU 4 - NTA et EDTA

Léman - Grand Lac (Station SHL2)

Profondeur (m)	NTA ($\mu\text{g/l}$)		EDTA ($\mu\text{g/l}$)	
	19 mars 1998	29 septembre 1998	19 mars 1998	29 septembre 1998
0	0.3	0.4	0.6	0.5
1	0.2	0.5	0.6	0.5
5	0.3	0.4	0.6	0.4
7.5	0.3	0.4	0.5	0.3
10	0.2	0.6	0.6	0.5
30	0.3	0.3	0.7	0.4
100	0.2	< 0.1	0.3	0.6
305	0.3	< 0.1	0.4	0.4
fond	0.1	< 0.1	0.5	< 0.1

RÉFÉRENCES POUR L'EAU POTABLE :

	Manganèse $\mu\text{g/l}$	Fer $\mu\text{g/l}$	Plomb $\mu\text{g/l}$	Cadmium $\mu\text{g/l}$	Chrome $\mu\text{g/l}$	Cuivre $\mu\text{g/l}$	Mercure $\mu\text{g/l}$
OMS (1)	500	10	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	-	-

** = 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 (1998) (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 $\mu\text{g/l}$	Cadmium $\mu\text{g/l}$	Chrome $\mu\text{g/l}$	Cuivre $\mu\text{g/l}$	Mercure $\mu\text{g/l}$
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 1998 sont les suivantes :

- le brassage hivernal des eaux en 1998 est limité aux 150 premiers mètres dans le Grand Lac; par contre, le Petit Lac, qui a une profondeur maximum inférieure à 80 m, a été entièrement brassé comme chaque année (en mars 1999, le brassage a été presque complet dans le Grand Lac),
- la faible profondeur du brassage hivernal dans le Grand Lac a limité le réapprovisionnement brusque en nutriments (au début du printemps) des couches superficielles à partir des couches profondes,
- la reprise de l'activité photosynthétique a été très modérée et progressive tout au long du printemps. La phase des "eaux claires" (développement du zooplancton) en mai et début juin a été relativement prolongée cette année.

Le phosphore dissous est consommé en quasi-totalité dans les couches superficielles de juin à novembre.

- les faibles teneurs en oxygène des couches profondes du Grand Lac persistent, entraînant de fréquentes diffusions du manganèse en cours d'année, particulièrement durant le dernier trimestre.

Pour les stocks de phosphore contenus dans le lac, l'évolution à la baisse a été interrompue en 1998 (+ 5 % par rapport à 1997). Pour l'azote total et l'azote nitrique, la stabilité des concentrations se poursuit depuis quelques années. Pour les chlorures, on constate d'année en année une augmentation des concentrations.

- Pour le Grand Lac, le stock de phosphore total est de 3'395 tonnes en 1998, contre 3'230 en 1997,
- pour le Grand Lac, le stock d'azote nitrique (47'250 tonnes) s'est stabilisé depuis quelques années.

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 rivières, sont respectées pour les métaux surveillés. Seules les concentrations de cuivre observées sont quelquefois proches des exigences fixées par cette ordonnance.

Par contre, la présence d'herbicides triaziniques est toujours décelée 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 développer.

Les teneurs en NTA et EDTA des eaux du lac 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.
- BLANC, P. (1998) : Evaluation de l'étendue de la zone désoxygénée dans la plaine centrale du Grand Lac, en automne 1997. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997.
- BLANC, P., CORVI, C. et RAPIN, F. (1994) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 37-64.
- BLANC, P., CORVI, C., NIREL, P., REVACLIER, R. et RAPIN, F. (1996) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 37-80.
- BLANC, P., PELLETIER, J.P. et MOILLE, J.P. (1993) : Variabilité spatiale et temporelle des paramètres physico-chimiques et biologiques dans l'eau du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1992, 113-162 et 162b-162p.
- CORVI, C. (1984a) : Chlorures. In : Le Léman, Synthèse 1957-1982. Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., 183-191.
- 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.
- DRUART, J.-C., PELLETIER, J.P. et REVACLIER, R. (1999) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998.
- 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.
- ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1999a) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998.
- ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1999b) : 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 1998.
- OEaux (1998) : Ordonnance sur la protection des Eaux du 28 octobre 1998 (Suisse).
- OSEC (1998) : Ordonnance sur les Substances Etrangères et les Composants du 30 janvier 1998 (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.

ANNEXE 1 : PRODUITS PHYTOSANITAIRES RECHERCHÉS**I. INSECTICIDES ET FONGICIDES CHLORÉS**

α - HCH	HEPTACHLORE EPOXYDE
β - HCH	HEPTACHLORE
γ - HCH	ALDRINE
δ - HCH	ENDRINE
pp'DDE	DIELDRINE
pp'DDT	CAPTAFOL
op'DDT	PROCYMIDONE
pp'DDD	VINCLOZOLINE
op'DDE	CHLOROTHALONIL
op'DDD	PCNB
DICOFOL	DICHLOFLUANIDE
ENDOSULFAN	FOLPET
IPRODIONE	

II. HERBICIDES AZOTÉS**II. 1 Triazines :**

ATRAZINE	AZIPROTRYNE
SIMAZINE	TERBUTRYNE
PROPAZINE	TERBUTYLAZINE
DESMETRYNE	AMETRYNE
PROMETRYNE	

II. 2 Dérivés de l'urée :

CHLORBROMURON	METOBROMURON
FENURON	CHLOROXYURON
METHABENZTHIAZURON	LINURON
MONOLINURON	DIFENOXYURON
CYCLURON	

III. INSECTICIDES PHOSPHORÉS

ACEPHATE	LEPTOPHOS
AMIDITHION	MALAOXON
AZINPHOS-ETHYLE	MALATHION
AZINPHOS-METHYLE	MECARBAM
BROMOPHOS METHYLE	MERPHOS
BROMOPHOS-ETHYLE	METHACRIFOS
CARBOPHENOTHION-ETHYLE	METHAMIDOPHOS
CARBOPHENOTHION-METHYLE	METHIDATHION
CHLORFENVINFOS	MEVINPHOS
CHLORMEPHOS	MONOCROTHOPHOS
CHLORPYRIFOS	NALED
CHLORTHION	OMETHOAT
CHLORTHIOPHOS	OXIDEMETON-METHYLE
COUMAPHOS	PARAOXON
CYANOPHOS	PARAOXON-METHYLE
DEMETON-S-METHYLE	PARATHION
DEMETON-S-METHYLE-SULFONE	PARATHION-METHYLE
DEMETHON-SYSTOX	PHENKAPTON
DIALIFOS	PHENTOATE
DIAZINON	PHORATE
DICHLOFENTHION	PHOSALONE
DICHLORVOS	PHOSMET
DICROTOPHOS	PHOSPHAMIDON
DIMETHOATE	PIRIMIPHOS-ETHYLE
DIOXATHION	PIRIMIPHOS-METHYLE
DISULFOTON	PROFENOFOS
DITALIMPHOS	PROTHIOPHOS
DITHIONATE	PROTHOATE
EDIFENPHOS	PYRAZOPHOS
ENDOTHION	QUINALPHOS
EPN	SULFOTEP
ETHION	SULPROFOS
ETHOPROFOS	TEMEPHOS
ETRIMFOS	TERBUFOS
FENCHLORPHOS	TETRACHLORVINFOS
FENITROTHION	THIOMETON
FENSULFOTHION	TRIAMIPHOS
FENTHION	TRIAZOPHOS
FONOFOS	TRICHLORONAT
FORMOTHION	TRICHLORPHON
HEPTENOFOS	VAMIDOTHION
IODPHENFOS	ZINOPHOS
ISOPHENFOS	

ANNEXE 2

Concentrations moyennes pondérées - Lac Léman (Grand Lac)

Année	Oxygène	P tot.	PO4	N tot.	Nmintot	NH4	NO2	NO3	Cl	C.O.P	Npartic	Ppartic	Transpar	Transpar
	mg/l	µgP/l	µgP/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	mgCl/l	µgC/l	µgN/l	µgP/l	12 mois (en m)	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

C.I.P.E.L. : 20/05/99

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.

ANNEXE 3

Stocks en tonnes - Lac Léman (Grand Lac)

Année	Oxygène	P tot.	P-PO4	N tot.	Nmintot	N-NH4	N-NO2	N-NO3	Cl	C.O.P.	P partic	N partic
	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	Tonnes	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

ÉVOLUTION DE LA PRODUCTION PHYTOPLANCTONIQUE DANS LE LÉMAN

Campagne 1998

PAR

Jean Pierre PELLETIER et Christophe LÉBOULANGER

avec la collaboration technique de

Jean-Paul MOILLE et Pascal CHIFFLET

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

La production phytoplanctonique représente dans un grand lac comme le Léman l'essentiel de la production de matière organique, dite production primaire. Elle est évaluée par la mesure de l'assimilation du carbone par photosynthèse (traçage par le ^{14}C) à neuf profondeurs dans la zone euphotique, au cours d'une incubation in situ de quelques heures. Ce paramètre permet d'apprécier la vitesse de renouvellement de la biomasse du phytoplancton. La concentration en chlorophylle, mesurée sur les mêmes échantillons, donne une estimation de la biomasse du phytoplancton.

En 1998, la production primaire annuelle nette, à disposition du zooplancton herbivore, atteint $272 \text{ g C/m}^2 \cdot \text{an}$, valeur légèrement supérieure à celle obtenue l'année précédente. En revanche, la concentration moyenne en chlorophylle dans les 10 premiers mètres (5.1 mg/m^3) a diminué de façon sensible. Ces valeurs se situent dans la fourchette des variations observées antérieurement.

Au printemps, la production primaire et la concentration en chlorophylle sont très réduites, du fait de la turbulence des eaux induite par des vents fréquents et souvent forts. En conséquence, la phase des eaux claires apparaît précocement et se maintient longtemps, mais elle est peu marquée (transparence maximale : 7.7 mètres). En été, la production primaire est élevée car le phytoplancton bénéficie encore de la disponibilité des nutriments non consommés au printemps. Les concentrations en chlorophylle indiquent une biomasse phytoplanctonique importante en fin d'été et en début d'automne, essentiellement due, comme les trois années précédentes, à des algues filamenteuses, non consommées par le zooplancton.

1. INTRODUCTION

La biomasse du phytoplancton, exprimée par le biovolume cellulaire (DRUART et al., 1999) ou par la concentration en chlorophylle, renseigne sur le stock de phytoplancton existant à un instant donné. Ce stock disparaît de la zone euphotique sous l'effet de plusieurs processus, en particulier consommation par le zooplancton, décomposition par les bactéries et sédimentation. Son maintien apparent dans la zone euphotique résulte de la multiplication rapide des algues unicellulaires qui le constituent.

La production phytoplanctonique exprime essentiellement le taux de renouvellement, remarquablement rapide, du stock de phytoplancton. Ce concept dynamique complète la notion statique de biomasse, insuffisante à elle seule pour traduire le fonctionnement d'un lac.

2. MÉTHODES

Les mesures de production sont effectuées à la station de référence SHL2, au cours des campagnes prévues chaque année dans le programme d'auscultation de la CIPEL. En 1998, seules 19 campagnes sur les 21 prévues ont pu être réalisées, en raison de problèmes météorologiques (lac trop agité). Les méthodes utilisées n'ont pas subi de modification par rapport aux années précédentes et sont résumées ci-dessous.

La production primaire est évaluée par des mesures *in situ* de l'intensité de la photosynthèse réalisée par les algues planctoniques. Nous utilisons la méthode de STEEMANN NIELSEN (1952) qui doit sa grande sensibilité à l'emploi du ^{14}C comme traceur. Les prélèvements d'eau sont effectués à neuf profondeurs échelonnées dans la zone euphotique, jusqu'à 20 mètres de profondeur. Chaque échantillon, réparti dans trois flacons, est enrichi en carbonate de sodium marqué au ^{14}C , puis immergé à la profondeur à laquelle il a été prélevé. L'incubation *in situ* est réalisée pendant le tiers médian de la période diurne. L'extrapolation de ces résultats à la journée entière est obtenue en multipliant la production globale mesurée par le coefficient 2.22, déterminé expérimentalement au cours de journées à ensoleillement standard. Après incubation, le phytoplancton contenu dans chaque flacon est recueilli sur une membrane filtrante de 0.8 micromètre de porosité et la quantité de ^{14}C incorporé dans le phytoplancton est mesurée par scintillation en milieu liquide. La connaissance du taux d'incorporation du ^{14}C d'une part et de la concentration du carbone minéral dissous dans l'eau d'autre part permet de calculer la quantité de carbone assimilé par photosynthèse (PELLETIER, 1983).

La concentration en chlorophylle *a* est mesurée sur les mêmes échantillons d'eau, par analyse au spectrophotomètre, après séparation du phytoplancton par filtration sur filtre en fibre de verre (Whatman GF/C) et extraction des pigments cellulaires dans un mélange hydro-acétonique (10/90), selon la méthode de STRICKLAND et PARSONS (1968).

3. RÉSULTATS

3.1 Profils verticaux

Les figures 1 et 2 représentent simultanément les variations depuis la surface jusqu'à 30 mètres de la biomasse du phytoplancton (exprimée en concentration en chlorophylle) et de la production primaire (exprimée en carbone assimilé pendant la période d'incubation). Les paramètres correspondants sont récapitulés dans le tableau 1.

En 1998, le phytoplancton commence à se développer début mars pour atteindre un développement modéré dans la deuxième quinzaine d'avril. Le prélèvement prévu au début du mois d'avril n'ayant pas eu lieu, le pic de phytoplancton qui s'est vraisemblablement produit à cette période n'a pas pu être saisi. Un tel développement est en effet suggéré par le graphe du 20.04 (figure 1) qui montre une concentration élevée en chlorophylle (voisine de 8 mg/m^3) dans toute la colonne d'eau 0-30 mètres. Cette situation résulte en effet de l'homogénéisation verticale, consécutive à un brassage de grande amplitude, d'une quantité importante de chlorophylle produite antérieurement dans la couche superficielle.

Début mai, la concentration en chlorophylle et la production primaire deviennent très faibles et correspondent au démarrage d'une phase des eaux claires particulièrement précoce puisqu'elle se manifeste habituellement au début du mois de juin dans le Léman. La phase des eaux claires reste peu marquée mais se poursuit jusqu'à fin juin.

Le printemps 1998 se caractérise donc par le développement particulièrement réduit du phytoplancton. Cette constatation est confirmée par la diminution très progressive des phosphates et des nitrates que l'on observe dans les couches supérieures (BLANC et al., 1999), alors qu'habituellement la chute de ces nutriments se produit brutalement. Le faible développement du phytoplancton printanier est lié aux conditions climatiques particulièrement instables (vents fréquents et souvent forts, de secteur Sud-Ouest en particulier) qui dominent au cours du printemps 1998 (ORAND et GAGNAIRE, 1999).

De juillet à septembre, la production phytoplanctonique est plus soutenue. En septembre, les maxima relevés près de la surface sur les profils verticaux de production (figure 2) sont proches de 150 mg C/m^3 .incubation, et les profils de chlorophylle révèlent une biomasse phytoplanctonique importante dans les 10 ou 15 premiers mètres. Cette biomasse est essentiellement constituée d'algues filamenteuses, comme les trois années précédentes (DRUART et al., 1999).

TABLEAU 1 - Paramètres de production primaire (Léman, SHL 2, 1998)

Date	ΣA mgC/m ² .inc	PP _j mgC/m ² .j	A _{max} mgC/m ³ .inc	Chl A _{max} mg/m ³	Chl 0-10 mg/m ²	Chl 0-30 mg/m ²	T _{DS} m
02.02	99.9	221.8	6.8	1.3	12.9	39.2	12.50
16.02	254.1	564.1	20.9	1.7	16.5	38.8	10.00
02.03	475.2	1'054.9	41.5	3.4	34.4	99.9	7.50
19.03	487.2	1'081.5	36.4	3.2	31.1	73.4	8.70
20.04	718.0	1'593.9	69.3	8.6	82.9	247.6	3.85
06.05	292.6	649.5	35.9	3.2	31.0	91.2	6.50
20.05	657.5	1'459.6	87.0	6.3	48.7	76.8	7.70
02.06	637.6	1'415.5	61.2	4.7	48.3	126.8	7.50
22.06	782.1	1'736.2	74.8	7.4	43.0	110.6	6.70
06.07	920.5	2'043.4	87.0	3.6	52.7	145.3	5.30
20.07	1'275.9	2'832.4	120.1	4.1	45.2	120.4	6.80
04.08	946.8	2'101.8	128.6	7.1	72.8	161.7	4.90
17.08	1179.2	2'617.7	107.1	8.3	65.8	167.2	4.15
07.09	983.1	2'182.5	153.1	10.9	118.8	224.2	3.60
29.09	707.0	1'569.5	133.1	13.2	121.0	168.9	2.30
21.10	528.2	1'172.7	70.0	6.3	63.5	163.4	5.80
02.11	314.2	697.6	30.3	4.7	46.5	136.6	7.80
25.11	195.6	434.2	20.3	2.6	27.0	75.6	9.20
14.12	123.4	273.9	16.8	2.7	28.1	85.3	11.00

Symboles utilisés :

- ΣA : Production intégrale, exprimée en mg de C assimilé par mètre carré pendant la période d'incubation. Cette valeur correspond à l'aire délimitée par le profil vertical et les axes
- PP_j : Production primaire journalière calculée : $PP_j = 2.22 \Sigma A$
- A_{max} : Valeur maximale d'assimilation relevée sur un profil, exprimée en mg de C assimilé par mètre cube d'eau pendant la période d'incubation
- Chl A_{max} : Concentration en chlorophylle a (mg/m³) correspondant à A_{max}
- Chl 0-10 : Concentration en chlorophylle a (mg/m²) dans la couche surface - 10 mètres
- Chl 0-30 : Concentration en chlorophylle a (mg/m²) dans la couche surface - 30 mètres
- T_{DS} : Transparence exprimée en mètres, mesurée à l'aide du disque de Secchi.

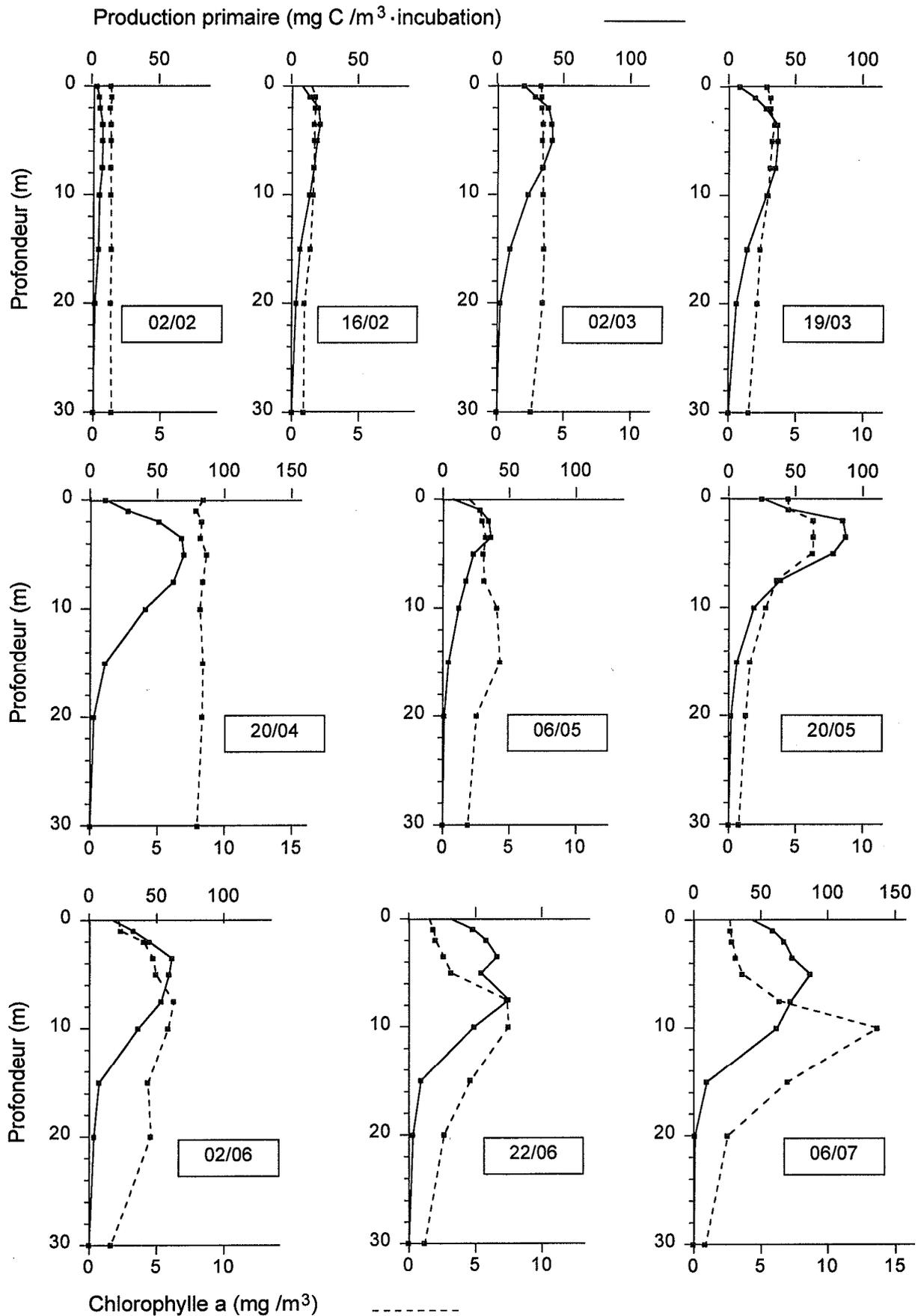


Figure 1 : Profils verticaux de production primaire (trait plein, échelle supérieure) et de chlorophylle a (pointillés, échelle inférieure). La période d'incubation est le tiers médian de la période diurne (Léman, SHL2, de janvier à début juillet 1998)

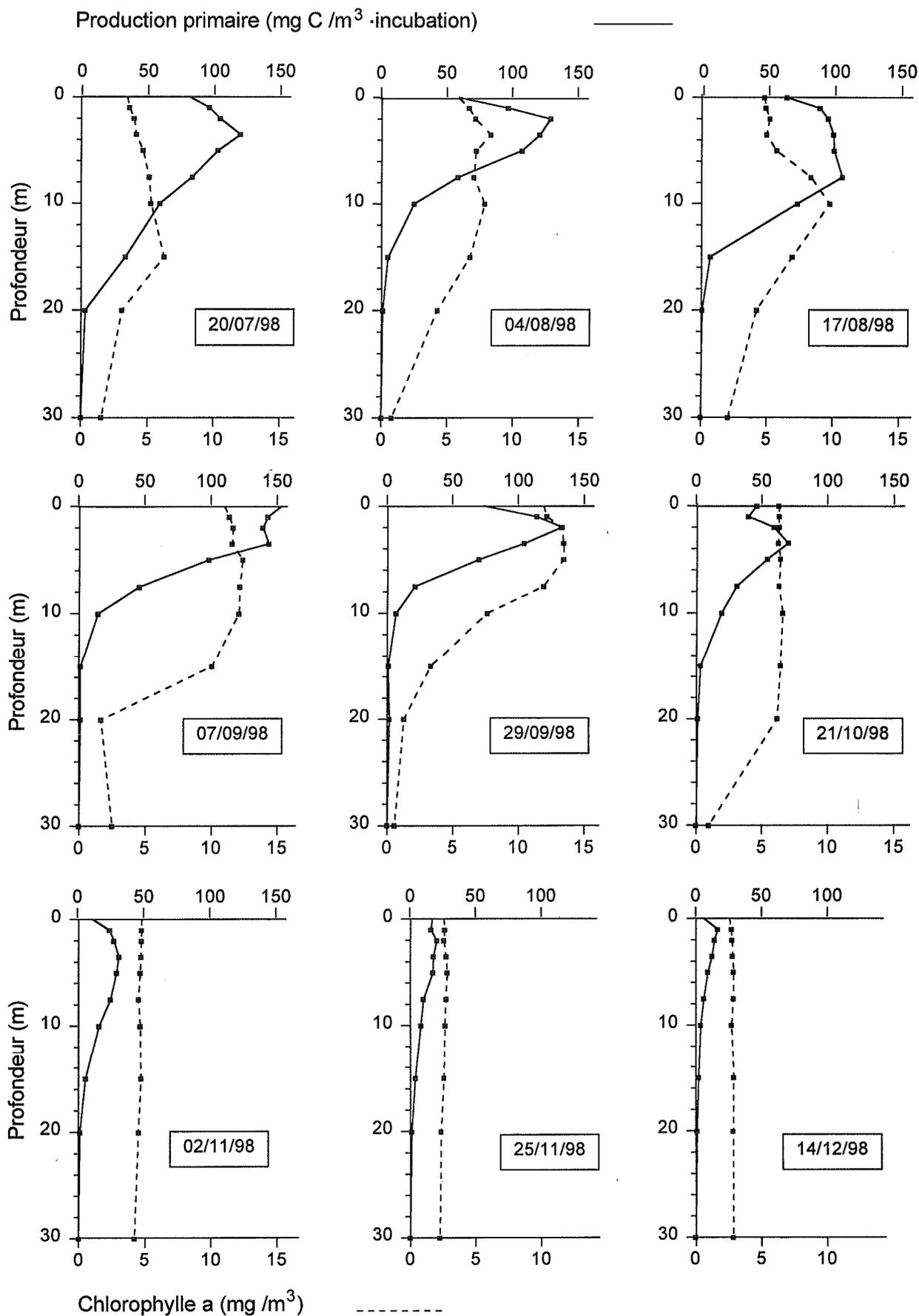


Figure 2 : Profils verticaux de production primaire (trait plein, échelle supérieure) et de chlorophylle a (pointillés, échelle inférieure). La période d'incubation est le tiers médian de la période diurne (Léman, SHL2, de mi-juillet à décembre 1998)

3.2 Variations saisonnières

La figure 3 représente les variations au cours de la campagne 1998 de quatre paramètres globaux : la production primaire intégrée verticalement et exprimée par unité de surface, la teneur en chlorophylle dans les 10 et 30 premiers mètres, également exprimée par unité de surface, ainsi que la transparence. Ces courbes résument l'analyse des variations saisonnières des profils verticaux.

La transparence de l'eau, mesurée par la profondeur limite de visibilité du disque de Secchi, montre une phase des eaux claires précoce et longue, mais peu marquée avec un maximum de 7.70 mètres. Le minimum annuel, habituellement observé au moment du pic de phytoplancton de printemps, se produit fin septembre où il est réduit à 2.30 mètres. Cette faible transparence automnale correspond à un phytoplancton exceptionnellement riche pour la saison en petites formes (nanoplancton) qui absorbent efficacement la lumière.

Variante de façon inverse par rapport à la transparence, la biomasse du phytoplancton exprimée en chlorophylle est importante en fin d'été et en automne. Seul le pic qui caractérise la couche 0-30 mètres enregistré le 20 avril 1998 indique un développement printanier relativement important mais de courte durée.

La production printanière du phytoplancton est particulièrement basse en 1998. Le pic de phytoplancton enregistré le 20 avril est constitué essentiellement de microplancton (DRUART et al., 1999), moins productif que les formes nanoplanctoniques. Cette situation est inhabituelle à cette saison. Les conditions climatiques très instables qui ont prévalu au printemps ont limité la production, préservant ainsi une partie des ressources en nutriments qui restent disponibles pour la saison estivale. La production primaire devient alors importante en été.

3.3 Production annuelle

La moyenne annuelle pondérée de la concentration en chlorophylle dans les 10 premiers mètres s'établit en 1998 à 5.1 mg/m³, valeur comprise dans la fourchette des variations interannuelles. Elle est toutefois plus basse qu'en 1997 et qu'en 1996 où elle atteignait un niveau record (tableau 2).

TABLEAU 2 - Evolution à long terme de la production primaire annuelle et de la concentration annuelle moyenne en chlorophylle *a* (Léman, SHL2)

Année	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98
Production primaire annuelle nette (g C/m ² .an)	299	295	293	258	359	268	295	223	205	282	249	272
Chlorophylle <i>a</i> (0 - 10 m) moyenne annuelle (mg/m ³)	6.1	5.8	4.4	4.8	5.6	5.1	5.0	5.2	5.5	6.7	5.8	5.1

La production annuelle brute est obtenue par intégration des valeurs journalières sur l'année. La production nette, directement utilisable par les herbivores, détritivores et décomposeurs, est calculée en retranchant 40 % à la production brute; cet abattement correspond aux pertes de carbone par respiration. Pour la campagne 1998, la production primaire annuelle nette ainsi calculée atteint 272 g C/m².an (tableau 2). Un peu plus élevée que l'année précédente, elle se rapproche beaucoup de la valeur enregistrée en 1996.

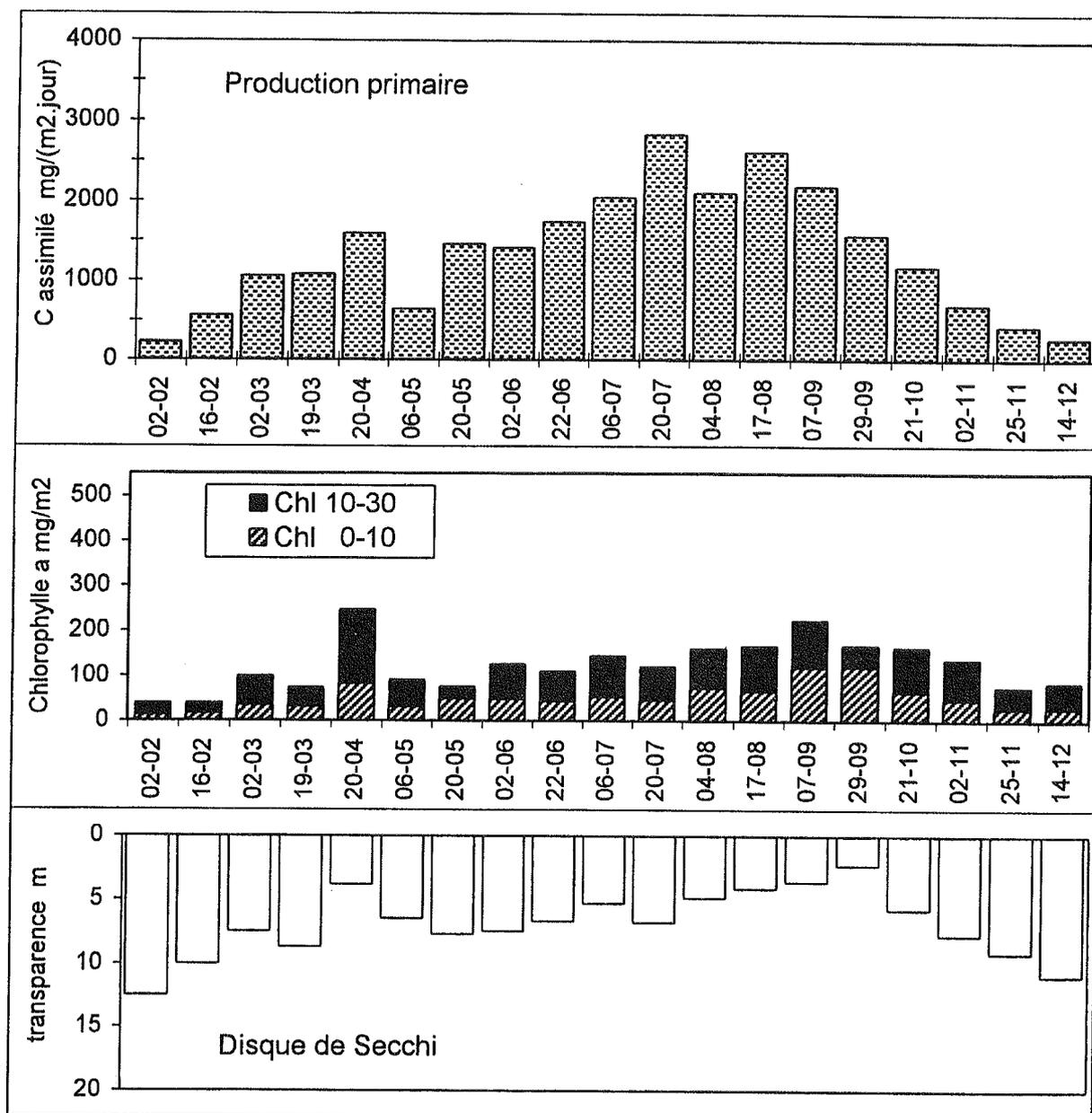


Figure 3 : Variations saisonnières de la production primaire journalière, de la teneur en chlorophylle a dans les couches 0-10 et 0-30 mètres, et de la transparence mesurée au disque de Secchi. (Léman, SHL2, 1998).

4. CONCLUSIONS

La campagne 1998 ressemble aux trois campagnes précédentes dans la mesure où la biomasse estivale est élevée, conséquence du développement en août et septembre d'algues filamenteuses non consommées par le zooplancton.

Mais l'année 1998 se caractérise par des conditions climatiques particulièrement instables au printemps : les vents fréquents et souvent forts qui ont dominé jusqu'à fin mai ont provoqué de nombreuses turbulences, comme l'atteste l'homogénéité des profils verticaux des paramètres physico-chimiques et biologiques. Une telle instabilité de la colonne d'eau entraîne une partie du phytoplancton en dessous de la zone euphotique, limitant ainsi la photosynthèse. En conséquence, les phosphates et les nitrates n'ont été consommés que très progressivement au printemps et une partie de ces nutriments est restée disponible pour le développement estival du phytoplancton. Ces conditions climatiques printanières instables sont probablement responsables également de la phase des eaux claires très précoce, mais longue et peu prononcée, qui caractérise l'année 1998.

En prenant du recul, on constate que depuis 1981, la diminution de la concentration en phosphore dans les eaux du Léman s'est d'abord manifestée par une tendance à la réduction du pic estival de la biomasse phytoplanctonique par rapport au pic de printemps. Cette évolution traduit de façon logique l'effet limitant du phosphore qui tend en effet à disparaître de la zone trophogène en fin d'été. Mais depuis quelques années, cette évolution a tendance à s'inverser. Le pic estival reprend de l'importance et la biomasse atteint en fin d'été et en automne des valeurs très élevées. Il s'agit en fait d'un effet d'accumulation d'algues filamenteuses qui trouvent actuellement des conditions de développement favorables - comme c'était le cas dans les années soixante - et qui ne sont pas consommées par le zooplancton.

En conclusion, l'analyse de paramètres globaux comme la biomasse, la concentration en chlorophylle et la production primaire ne suffit pas pour définir l'évolution de l'état trophique d'un lac. Il faut encore préciser le comportement des espèces dominantes et leur rôle dans le fonctionnement de l'écosystème, sans oublier l'effet parfois déterminant des facteurs climatiques, comme c'est le cas en 1998.

BIBLIOGRAPHIE

- BLANC, P., CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et RAPIN, F. (1999) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998.
- DRUART, J-C., PELLETIER, J.P., REVACLIER, R. et VANSTEELANT-EL JAY, A. (1999) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998.
- ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1999) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998.
- PELLETIER, J.P. (1983) : Mesure de la production primaire en milieu aquatique ; problèmes méthodologiques et éléments d'interprétation. Revue française des sciences de l'eau, 2, 339-366.
- 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 sea water analysis. Bull. Fish. Res. Bd Canada, 167, 311 p.

ÉVOLUTION DU PHYTOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1998

PAR

Jean-Claude DRUART

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

Roger REVACLIER

SERVICE CANTONAL D'ÉCOTOXICOLOGIE, CH - 1211 GENEVE 8

Jean Pierre PELLETIER et Aïcha VANSTEELANT-EL JAY

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

En 1998, 126 taxons ont été identifiés dans le Grand Lac, parmi lesquels 16 ont occupé une place dominante dans la biomasse. Ce groupe d'espèces est très semblable à celui de 1997. La biomasse moyenne annuelle est en baisse par rapport à 1997, mais avec une valeur de 2'435 mg/m³ elle peut être considérée comme élevée.

Cette forte valeur est due à une biomasse moyenne estivale très forte (3'200 mg/m³) comparée à la biomasse moyenne printanière (770 mg/m³).

*Une fleur d'eau à cyanobactéries (*Aphanothece* sp) a été signalée en fin d'été en différents points du Léman, sans atteindre de façon significative le centre du Grand Lac.*

1. INTRODUCTION

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

Le zooplancton, la chlorophylle et la production primaire, étudiés parallèlement à SHL2, font l'objet de chapitres séparés.

Sur le plan qualitatif, l'étude du phytoplancton de ces cinq dernières années a montré la réapparition, dans le Léman, d'espèces ou de taxons d'algues caractéristiques de milieux oligotrophes et mésotrophes (diatomées du genre *Cyclotella* en particulier). Elle a montré aussi que plusieurs taxons, abondants dans les années 60 et considérés alors comme les prémisses de l'eutrophisation, étaient présents à nouveau.

Cependant à partir de 1992, l'évolution de la biomasse phytoplanctonique annuelle moyenne n'a plus suivi la baisse des concentrations en phosphore dans les eaux du lac observée dès 1982. Cette augmentation quantitative du phytoplancton est due à la prolifération en seconde partie d'année d'espèces de grandes tailles, souvent filamenteuses, non consommées par le zooplancton (REVACLIER et al., 1998).

Ces observations ont conduit à conclure que l'on assiste à un retour aux conditions physico-chimiques et biologiques qui prévalaient au début de la phase d'eutrophisation du Léman (PELLETIER et al., 1997).

2. MÉTHODES

Comme les années précédentes, le phytoplancton est étudié à partir d'échantillons d'eau de la couche 0-10 mètres prélevés à la station SHL2 (Grand Lac) avec un appareil intégrateur et à GE3 (Petit Lac) avec un tuyau lesté de 10 m de longueur. La campagne 1998 a comporté 19 prélèvements répartis sur l'année à SHL2 et 12 prélèvements mensuels, à GE3.

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 suivi antérieurement. La biomasse est calculée par addition des biovolumes cellulaires, exprimée en poids de matière fraîche par mètre cube d'eau.

3. RICHESSE SPÉCIFIQUE DU PHYTOPLANCTON

La répartition du nombre de taxons appartenant au nanophytoplancton (longueur de la cellule ou de la colonie < 50 µm et volume cellulaire < 10'000 µm³) ou au microphytoplancton (dimensions supérieures) figure dans le tableau 1.

TABLEAU 1 - Nombre de taxons de micro et nanophytoplancton en 1998

	MICRO	NANO	TOTAL
Cyanobactéries	7	1	8
Dinophycées	6	5	11
Cryptophycées	0	5	5
Euglénophycées	0	1	1
Chrysophycées	5	4	9
Xanthophycées	1	0	1
Diatomées*	17(2)	14(4)	31(6)
Chlorophycées	18	30	48
Conjuguées	9	3	12
Total 1998	63	63	126

(*) = Diatomées centriques

En 1998, 126 taxons ont été identifiés, soit treize unités de plus qu'en 1997. Cette augmentation affecte aussi bien le nano que le microphytoplancton. Il est à remarquer que cette richesse spécifique du phytoplancton est très variable d'une année à l'autre, mais elle avait nettement diminué de 1995 à 1997 alors que les biomasses augmentaient (tableaux 2 et 3). Les résultats de 1998 indiquent plutôt une stabilisation.

TABLEAU 2 - Nombre de taxons de micro et de nanophytoplancton durant la période 1990/1998

Année	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Nano	72	62	79	70	68	64	67	61	63
Micro	66	71	72	72	74	80	59	52	63
Total	138	133	151	142	142	144	126	113	126

En 1998, deux nouveaux taxons ont été rencontrés dans le Léman : un kyste de chrysophycée non identifiable en l'état et une petite chlorophycée : *Tetraedron minimum* var. *scrobiculatum* observé aussi dans le Petit Lac.

TABLEAU 3 - Biomasse relative des espèces les plus abondantes (Léman SHL 2, 1994 à 1998)

	1994	1995	1996	1997	1998
CYANOBACTÉRIES					
<i>Aphanizomenon flos-aquae</i>	1.3*	0.7	1.1*	0.3	0.1
<i>Oscillatoria rubescens</i>	4.5*	3.3*	2.7*	6.6**	0.5
<i>Oscillatoria limnetica</i>	1.0*	0.3	1.2*	0.2	0.1
DINOPHYCÉES					
<i>Gymnodinium helveticum</i>	1.1*	1.1*	1.0*	1.0*	0.3
<i>Peridinium willei</i>	1.6*	1.0*	0.5	2.2*	0.6
<i>Ceratium hirundinella</i>	6.0**	13.3**	2.0*	10.1**	19.5**
CRYPTOPHYCÉES					
<i>Cryptomonas spp</i>	10.9**	4.7*	5.4*	2.3*	3.0*
<i>Rhodomonas minuta</i>	6.2**	5.1*	2.9*	2.7*	1.9*
<i>Rhodomonas minuta v. nannoplanctica</i>	3.4*	3.1*	2.6*	2.2*	1.1*
CHRYSOPHYCÉES					
<i>Dinobryon sociale</i>	2.1*	0.7	1.8*	5.4*	4.9*
<i>Dinobryon divergens</i>				3.1	3.1*
DIATOMÉES					
<i>Aulacoseira islandica subsp. helvetica</i>	1.0*	5.7**	0.7	0.3	0.1
<i>Stephanodiscus neoastraea</i>	5.0*	0.3	0.6	0.2	0.3
<i>Stephanodiscus minutulus</i>	0.5	3.2*	1.0	1.7*	0.0
<i>Diatoma elongatum</i>	14.3**	8.1**	19.1**	13.8**	9.1**
<i>Fragilaria crotonensis</i>	3.1*	8.7**	3.9*	1.2*	1.9*
<i>Asterionella formosa</i>	3.1*	2.7*	1.1*	3.2*	3.4*
<i>Synedra acus v. angustissima</i>	6.5**	0.8	1.2*	0.1	0.9
<i>Cyclotella radiosa</i>	2.3*	0.3	0.4	0.9	1.2*
<i>Cyclotella cyclopuncta</i>	1.3*	4.5*	0.2	0.0	0.4
<i>Stephanodiscus alpinus</i>	2.3*	0.2	0.0	0.4	
<i>Tabellaria fenestrata</i>				0.5	0.6
CHLOROPHYCÉES					
<i>Pediastrum boryanum</i>	0.7	0.3	0.2	0.3	1.3*
<i>Chlamydomonas sp</i>	1.0*	3.9*	0.4	0.9	1.7*
XANTHOPHYCÉES					
<i>Tribonema ambiguum</i>			1.0*	25.1**	6.9**
CONJUGUÉES					
<i>Mougeotia gracillima</i>	1.9*	8.8**	37.9**	10.3**	24.4**
<i>Closterium aciculare</i>	1.8*	1.6*	1.6*	1.4*	0.0
<i>Staurastrum cingulum</i>	1.4*	1.8*	1.3*	0.5	5.1*
<i>Staurastrum johnsonii</i>	2.7*		0.3	0.3	1.2*

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

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

4. VARIATIONS SAISONNIÈRES DE LA BIOMASSE

Comme chaque année, on peut distinguer plusieurs phases dans les variations saisonnières du phytoplancton (figures 1 et 2) :

- ▶ la phase hivernale à faible production phytoplanctonique avec une valeur observée de 378 mg/m^3 , valeur en augmentation par rapport à l'année précédente (267 mg/m^3),
- ▶ la phase printanière démarre début mars et se termine le 20 avril avec un pic de $1'813 \text{ mg/m}^3$, composé essentiellement de la diatomée pennée coloniale *Asterionella formosa*. Contrairement aux années précédentes, les espèces nanophytoplanctoniques sont peu présentes durant les mois de mars et avril. Dans le Petit Lac, le pic printanier est observé le 24 avril avec $1'090 \text{ mg/m}^3$,
- ▶ le déroulement de la phase estivale suit le même schéma qu'en 1997. Elle débute tôt et montre deux pics de valeurs très différentes, le premier le 20 mai, plus élevé qu'en 1997 ($2'210 \text{ mg/m}^3$) et le second le 6 juillet ($7'600 \text{ mg/m}^3$), tous deux dominés par des espèces microphytoplanctoniques très différentes (*Tribonema ambiguum* en mai et *Ceratium hirundinella*, *Staurastrum cingulum* et *Dinobryon sociale* var. *stipitatum* en juillet).

Cette évolution n'a pas été observée dans le Petit Lac. La croissance du pic estival débute plus tard en juillet avec *Ceratium* et culmine le 10 août avec une biomasse de $3'575 \text{ mg/m}^3$, six fois plus élevée qu'en 1997, due à *Mougeotia*. Ce pic se prolonge jusqu'en septembre (biomasse de $2'630 \text{ mg/m}^3$ le 7 septembre), puis il décroît graduellement jusqu'en décembre (figure 2),

- ▶ la phase automnale se déroule activement durant les mois d'août et septembre et décroît progressivement jusqu'à la fin novembre. Cette décroissance est plus rapide qu'en 1997, ce qui a conduit à une biomasse moyenne annuelle plus faible qu'en 1997. Elle est marquée par un pic fin août ($9'010 \text{ mg/m}^3$ dans le Grand Lac), pic un peu moins important que l'année précédente ($10'330 \text{ mg/m}^3$). La biomasse moyenne observée au cours de cette période est forte ($4'990 \text{ mg/m}^3$) mais également plus réduite qu'en 1997 ($6'480 \text{ mg/m}^3$). Les espèces qui se développent au cours de cette phase sont soit filamenteuses (*Mougeotia gracillima* et *Tribonema ambiguum*) soit de grande taille (*Ceratium hirundinella* et *Diatoma elongatum*). Il faut noter qu'à la fin du mois de septembre, la part des espèces microphytoplanctoniques (*Cryptomonas* spp et *Rhodomonas* spp) est relativement élevée (près de 49% de la biomasse algale totale).

D'août à octobre dans le Petit Lac, la cyanobactérie *Aphanothece clathrata* var. *rosea* a proliféré de façon spectaculaire (30 % de la biomasse le 5 octobre). Cette espèce se présente sous forme de colonies microscopiques plus ou moins sphériques qui regroupent des cellules très petites, teintées de rose et dispersées dans une masse mucilagineuse incolore et translucide. Cette espèce était déjà connue dans le Léman.

Des quantités très élevées de cette algue formant fleur d'eau ont été signalées dans toute la zone littorale du Léman où elle venait se déposer en amas rosâtres et gluants.

Curieusement, leur abondance était faible au centre du Grand Lac (SHL 2) dans la couche 0-10 m de profondeur. A cette station, elles étaient abondantes dans les prélèvements effectués au filet à plancton qui échantillonne la colonne d'eau selon un trait vertical de 50 m à la surface. Cette observation laisse penser que la cyanobactérie était plus abondante en dessous de 10 m. A la même époque on note une forte prolifération d'espèces nanoplanctoniques (*Rhodomonas* spp en particulier) assez inhabituelles à cette saison. La transparence a chuté à 2.3 m au centre du Grand Lac (29 septembre) et la concentration en chlorophylle a dans la couche 0-10 m a atteint alors son maximum annuel avec 121 mg/m^3 (PELLETIER et al., 1999),

- ▶ la phase hivernale qui suit est très précoce (25 novembre) avec des valeurs faibles (320 g/m^3).

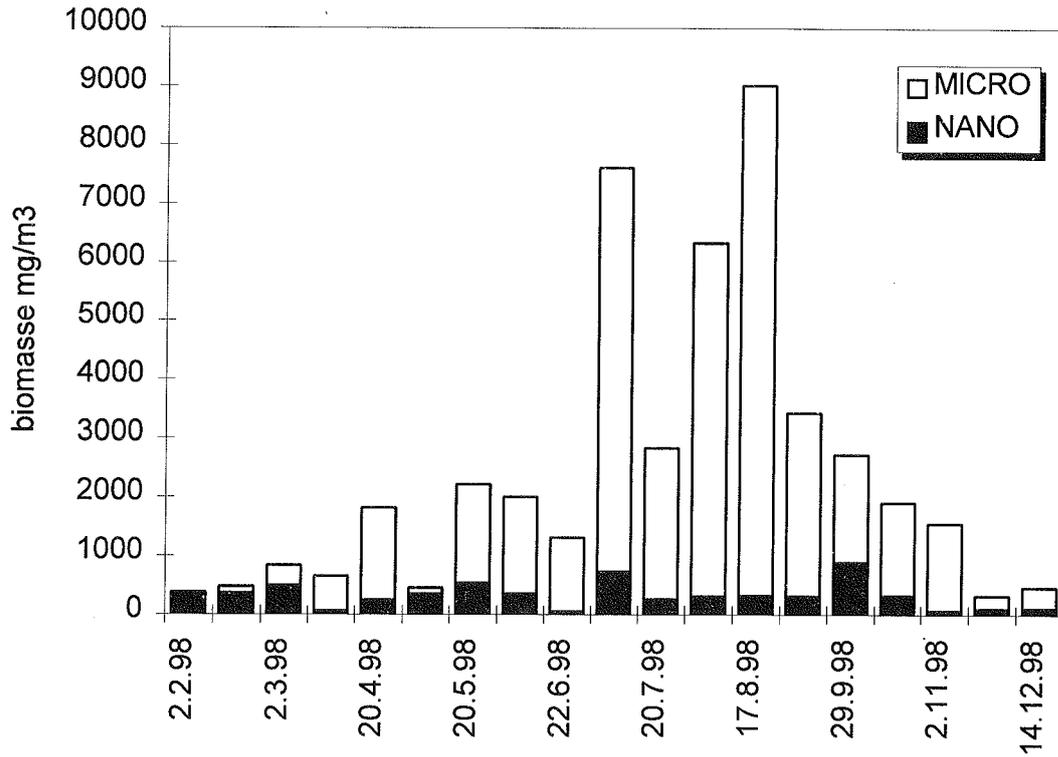


Figure 1 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton (matière fraîche) par classes de taille (Léman, SHL 2, 1998)

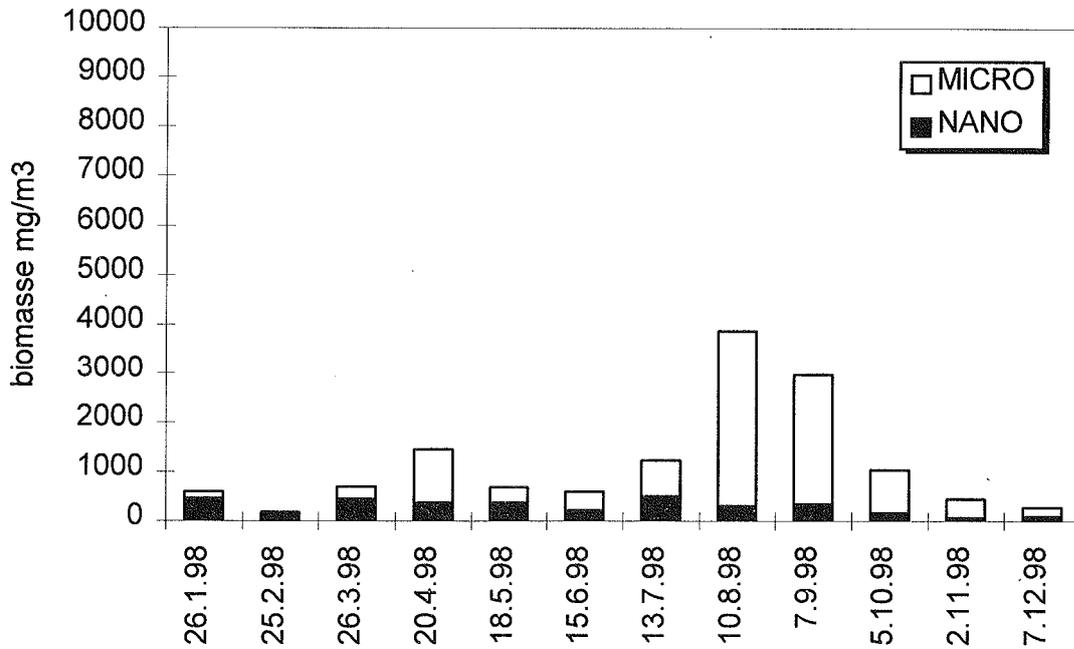


Figure 2 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton (matière fraîche) par classes de taille (Léman, GE 3, 1998)

5. BIOMASSE ET SUCCESSION DES PRINCIPAUX TAXONS A L'ÉCHELLE ANNUELLE

5.1 Contribution des classes d'algues (figure 3)

En 1998, la biomasse maximale printanière est dominée par la diatomée pennée *Asterionella formosa* (86 % de la biomasse). Les petites espèces habituelles (*Stephanodiscus minutulus* et *Rhodomonas minuta* et sa var. *nannoplanctica*) sont en très forte régression par rapport à l'année 1997 et ne sont plus qu'accompagnantes alors qu'elles étaient dominantes certaines années. Le mois de mai voit un premier développement important de la filamenteuse *Tribonema ambiguum* suivi au cours de l'été et de l'automne par des poussées de la dinophycée *Ceratium hirundinella*, des conjuguées *Mougeotia gracillima* et *Staurastrum cingulum* et de la chrysophycée coloniale *Dinobryon sociale* var. *stipitatum*.

A l'échelle de l'année, ce sont les conjuguées qui représentent le plus fort pourcentage de la biomasse (31 %) devant les dinophycées (21 %), les diatomées (18 %), les chrysophycées (8 %), les xanthophycées, les chlorophycées (7 %), les cryptophycées (6 %) et les cyanobactéries (1 %). Comme on l'a déjà dit, tout comme la richesse spécifique, les biomasses des différentes classes sont également extrêmement variables. Cette année, si les conjuguées dominent, les dinophycées sont en forte progression alors que les cyanobactéries régressent fortement (1 % contre 8 % en 1997).

En moyenne annuelle, avec 13.4%, la part du nanophytoplancton diminue encore (14.5 % en 1997) (figure 1).

Ces pourcentages ne reflètent pas totalement la réalité puisqu'il semble que les cyanobactéries ont occupé une place importante dans le phytoplancton en fin d'été, mais qu'elles n'ont été observées qu'en faible nombre à la station SHL2 en raison des prélèvements limités à la tranche 0-10 m.

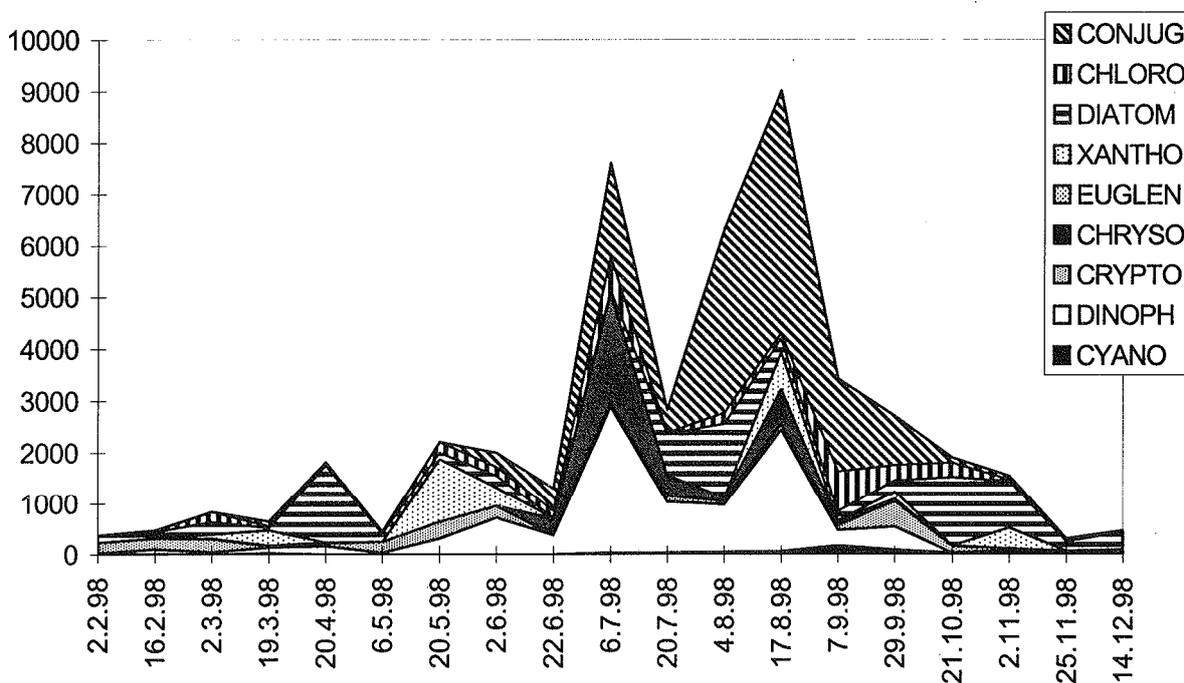


Figure 3 : Variations saisonnières de la biomasse du phytoplancton (matière fraîche) par classes d'algues (Léman, SHL 2, 1998)

5.2 Contribution des principales espèces (tableau 3 et planche 1)

Sur les 126 taxons inventoriés en 1998, 16 sont abondants à très abondants et représentent globalement 90 % de la biomasse du phytoplancton et les 4 espèces majeures représentent 60 % de cette biomasse (*Mougeotia gracillima* 24.4 %, *Ceratium hirundinella* 19.5 %, *Diatoma elongatum* 9.1 % et *Tribonema ambiguum* 6.9 %). Comme nous l'avons déjà signalé précédemment (REVACLIÉ et al., 1998), ces espèces varient fortement d'une année à l'autre.

5.3 Succession des espèces dominantes

En 1998, 10 taxons prennent une grande importance dans la biomasse (figure 4). Sans entrer dans les détails, on relèvera les éléments suivants :

- au début de l'année, des espèces de petite taille occupent une place majeure dans la biomasse; il s'agit des petites cryptophycées nanoplanctoniques *Rhodomonas* spp accompagnées de la petite diatomée centrique *Cyclotella radiosa*, de mars à mai, la xanthophycée filamenteuse *Tribonema ambiguum* prend une certaine importance; en avril la diatomée *Asterionella formosa* est dominante, au début du mois de juillet, les chrysophycées avec trois taxons de *Dinobryon* prennent une place importante,
- de la fin du mois de juillet à la fin de septembre, *Mougeotia gracillima*, conjuguée filamenteuse, domine puis elle est supplantée par la diatomée *Diatoma elongatum*,
- la fin de l'année est caractérisée par les diatomées, en particulier *Asterionella formosa* et *Tabellaria fenestrata*.

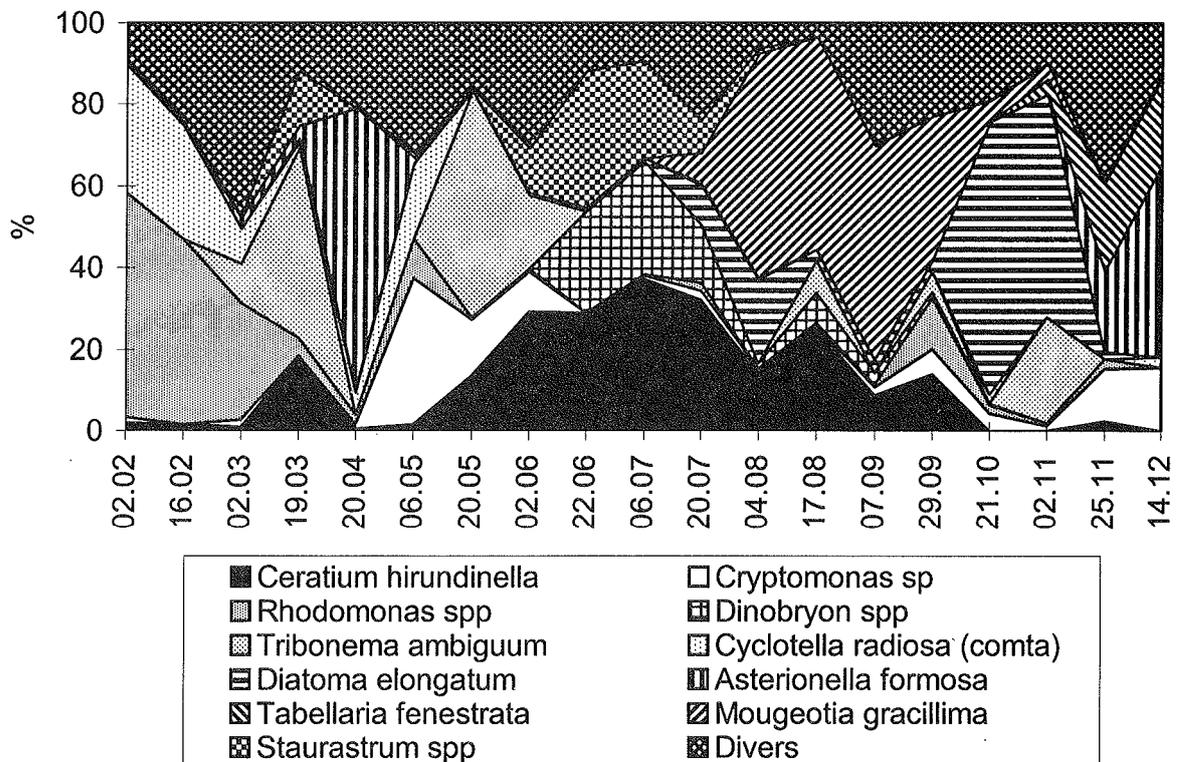


Figure 4 : Succession des taxons dominants de la biomasse du phytoplancton (Léman, SHL 2, 1998)

6. ÉVOLUTION ANNUELLE DE LA BIOMASSE (tableau 4)

Après une valeur très forte en 1997 (2'804 mg/m³), la biomasse annuelle moyenne du phytoplancton a sensiblement baissé cette année (2'435 mg/m³). De 1993 à 1998, la valeur moyenne des biomasses annuelles est de 1'990 mg/m³; la valeur de 1998 reste encore à un niveau élevé.

La biomasse moyenne printanière (769 mg/m³) est également en légère régression (804 mg/m³ en 1997). Ce phénomène de faible biomasse printanière que l'on constate depuis quelques années est essentiellement lié à la diminution régulière chaque année de la biomasse des espèces nanophytoplanctoniques.

La biomasse estivale moyenne en 1998 (3'204 mg/m³), due à des espèces de grande taille, montre des valeurs plus faibles que l'année précédente. La biomasse estivale maximale (9'010 mg/m³) est également plus faible qu'en 1997 (10'347 mg/m³).

La valeur du rapport BP/BE (0.24) est comparable à celle de 1997 (0.22) et montre une fois encore la très forte variation depuis 1996 entre le développement printanier du phytoplancton et celui se produisant en été et en automne (tableau 4).

Dans le Petit Lac, la biomasse annuelle moyenne (1'170 mg/m³) est nettement supérieure à celle de 1997 (580 mg/m³) et à la moyenne de 1993 à 1998 (964 mg/m³).

TABLEAU 4 - Biomasse annuelle moyenne, biomasses saisonnières et biomasses maximales (mg/m³) à SHL 2 de 1993 à 1998

Année	1993	1994	1995	1996	1997	1998
Biomasse annuelle moyenne	1'646	1'168	1'897	2'114	2'677	2'435
Biomasse printanière moyenne (BP)	1'489	799	1'722	676	750	769
Biomasse estivale moyenne (BE)	1'760	1'353	2'018	3'192	3'448	3'204
BP/BE	0.85	0.59	0.85	0.21	0.22	0.24
Biomasse printanière maximale (mois)	3'316 (4)	2'139 (4)	4'400 (4)	2'271 (4)	1'977 (4)	1'813 (4)
Biomasse estivale maximale (mois)	3'685 (7)	3'213 (8)	4'736 (9)	8'978 (9)	10'347 (9)	9'018 (8)

BP = biomasse moyenne de janvier à la phase des eaux claires

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

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

7. CONCLUSIONS

Les observations de l'année 1998 confirment les conclusions du rapport précédent (REVACLIÉ et al., 1998) qui peuvent être résumées comme suit :

- ▶ prolifération automnale prépondérante d'algues filamenteuses de grande taille, non consommées par le zooplancton,
- ▶ production primaire relativement basse.

Quelques faits laissent supposer que cette phase de l'évolution du Léman s'achève. En effet, la biomasse annuelle moyenne est en diminution par rapport à 1997, interrompant ainsi sa croissance continue observée depuis 1995 (1'500 mg/m³ d'augmentation cumulée entre 1994 et 1998), le groupe des espèces dominantes n'a pas changé et le rapport BP/BE reste relativement stable depuis trois ans.

En 1998, par rapport à 1997, les variations saisonnières de la biomasse suivent une évolution différente avec un pic estival précoce (6 juillet). Les biomasses les plus élevées sont observées avant le mois de septembre alors qu'en 1997 elles apparaissaient postérieurement. En 1997, la biomasse restait élevée et chutait brutalement durant le mois de novembre alors qu'en 1998 cette diminution a été beaucoup plus graduelle.

Depuis 1996, *Ceratium hirundinella* a accru progressivement sa dominance dans le phytoplancton estival : plus de 10 % des biomasses phytoplanctoniques de mai à septembre. Cette situation était caractéristique durant les années 1968 à 1985 (ANNEVILLE et PELLETIER, à paraître).

Tribonema ambiguum a été abondant à dominant surtout au printemps alors qu'en 1997 son abondance était maximum en fin d'automne.

La fleur d'eau à *Aphanothece clathrata* de la fin de l'été, même si elle semble n'avoir eu que peu d'influence sur la biomasse et la production primaire dans le Grand Lac, constitue un phénomène particulier capable d'entraîner des nuisances locales surtout sur les rives et les fonds du lac.

Un tel événement traduit bien la complexité de l'évolution d'un milieu comme le Léman, évolution en grande partie non prédictible.

BIBLIOGRAPHIE

- ANNEVILLE, O. et PELLETIER, J.P. (à paraître) : Vers une amélioration de la qualité des eaux du Léman ? Evolution comparées d'indices trophiques. Colloque de Nyon (1998): Le Léman du temps de Forel à aujourd'hui.
- PELLETIER, J.P. (1998) : Evolution de la production phytoplanctonique dans le Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997, 67-74.
- PELLETIER, J.P. et LÉBOULANGER, C. (1999) : Evolution de la production phytoplanctonique dans le Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998.
- REVACLIÉ, R., DRUART, J-C. et PELLETIER, J.P. (1998) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997, 75-84.

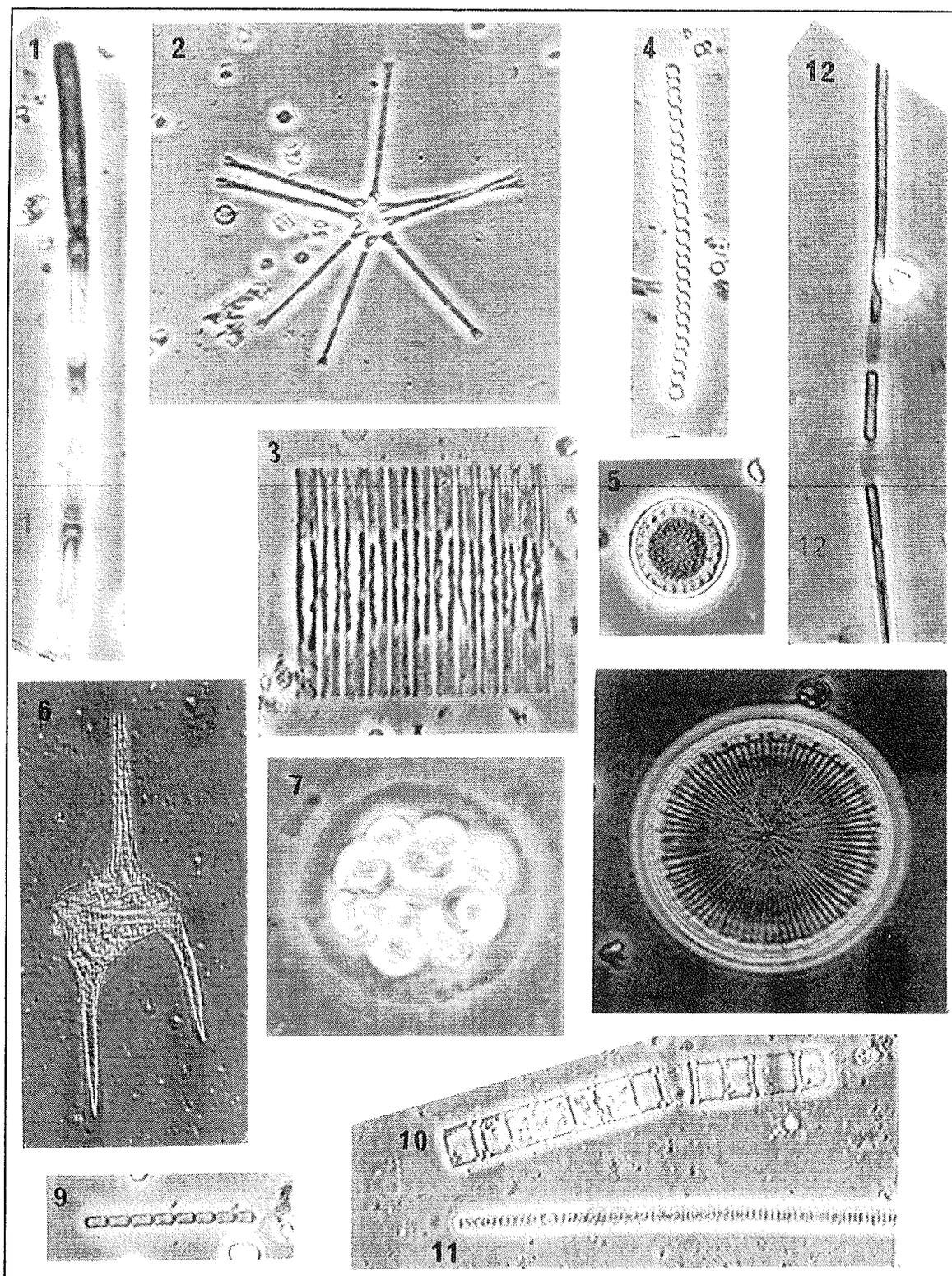


Planche 1 : Quelques taxons phytoplanctoniques rencontrés dans le Léman en 1998 : 1 : *Tribonema ambiguum* ; 2 : *Asterionella formosa* ; 3 : *Fragilaria crotonensis* ; 4 : *Pseudanabaena catenata* ; 5 : *Cyclotella radiosa* ; 6 : *Ceratium hirundinella* ; 7 : *Eudorina elegans* ; 8 : *Stephanodiscus neoastraea* ; 9 : *Pseudanabaena galeata* ; 10 : *Aulacoseira islandica* subsp *helvetica* ; 11 : *Oscillatoria rubescens* ; 12.: *Lyngbya limnetica* f. *granulifera*.

ÉVOLUTION DU ZOOPLANCTON ROTATORIEN DU LÉMAN

Campagne 1998

PAR

Gérard BALVAY

avec la collaboration technique de Geneviève CHAPUIS

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), BP 511, F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

L'important développement des algues à structure filamenteuse n'a malheureusement pas permis une étude complète de la biocénose zooplanctonique en 1998. Les rotifères ont cependant pu être étudiés, mais les données relatives à ce groupe doivent être considérées avec prudence.

L'abondance des rotifères est en régression en 1998. Ce peuplement reste malgré tout dominé par les espèces oligo-mésotrophes bien que leurs effectifs aient nettement diminué par rapport aux années précédentes. Il faut également noter cette année une participation un peu plus marquée des espèces méso-eutrophes.

1. INTRODUCTION

L'étude du zooplancton du Léman à la station SHL 2 a été poursuivie en 1998 selon les mêmes procédures que précédemment. *Ce compartiment biologique joue un rôle essentiel dans le fonctionnement du réseau trophique lacustre, tant par la prédation exercée sur le phytoplancton, surtout lorsque celui-ci est facilement ingérable, que comme source de nourriture pour les poissons.*

2. MÉTHODOLOGIE

Comme lors des années précédentes, le zooplancton est recueilli avec deux filets jumelés à vide de maille de 0.064 mm (rotifères) ou de 0.200 mm (entomostracés) 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.

Les rotifères sont déterminés et dénombrés au microscope inversé après sédimentation d'un ou plusieurs sous-échantillons en chambre d'Utermöhl. Les entomostracés 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. REMARQUES

Suite à un développement très important d'un phytoplancton filamenteux durant la majeure partie de l'année, représenté en particulier par la xanthophycée *Tribonema ambiguum* au printemps et la conjugée *Mougeotia gracillima* durant le second semestre, c'est la première année où il n'a pas été possible, pour l'instant, de disposer de l'ensemble des données relatives au biovolume sédimenté et à la structure de la communauté crustacéenne planctonique. Les prélèvements de phytoplancton effectués dans le Grand Lac avec un appareil intégrateur dans la couche 0-10 m (DRUART et al., 1999) ne reflètent malheureusement pas l'abondance des algues filamenteuses en profondeur qui a perturbé la collecte du zooplancton.

D'avril à mi-juin et à partir de la mi-juillet, l'abondance des algues filamenteuses recueillies dans le filet à maille de 200 µm est telle qu'en l'absence actuelle d'une méthode de séparation correcte, il a été impossible de déterminer le biovolume sédimenté du zooplancton. D'autre part, l'important colmatage des filets par les algues a dû très fortement modifier les caractéristiques de filtration, le zooplancton n'étant alors pas recueilli de façon quantitative.

Bien que disposant de la série totale des prélèvements de zooplancton, les deux tiers des échantillons n'ont pu être exploités comme auparavant. Seuls les prélèvements de zooplancton effectués jusqu'au 19 mars et du 22 juin au 6 juillet permettent de disposer de données vraisemblables, mais celles-ci sont trop peu nombreuses pour permettre une évaluation correcte de la composition de la biocénose crustacéenne. Lorsque la séparation correcte du phytoplancton et du zooplancton aura pu être menée à bien, les résultats de l'année 1998 seront confrontés à ceux de 1997 et 1999 et feront l'objet du prochain rapport annuel.

4. COMPOSITION DE LA BIOCÉNOSE ROTATORIENNE

La composition de la biocénose rotatorienne est restée globalement identique à celle des années antérieures et renferme 36 taxons planctoniques; six taxons ont été observés uniquement en zone littorale (tableau 3). Tout au plus peut-on signaler la réapparition de *Notholca squamula* et *Ploesoma truncatum* (espèces oligo-mésotrophes) et l'augmentation de la diversité spécifique du genre *Trichocerca* (5 taxons planctoniques).

TABLEAU 1 - Evolution de l'abondance des rotifères (ind/m²) (Léman, SHL 2)

ind/m ²	1994	1995	1996	1997	1998
Moyenne annuelle	1'501'000	1'224'600	1'137'000	1'528'500	1'089'000
Pic de printemps (date)	12'247'700 (24.05) (pic majeur)	5'116'800 (29.05) (pic majeur)	7'664'800 (3.06) (pic majeur)	3'805'700 (9.04)	3'793'700 (2.06) (pic majeur)
Pic d'été	3'354'000 (4.07)	2'748'500 (7.08)	1'497'600 (19.08)	3'872'600 (25.06) (pic majeur)	2'028'500 (6.07)
Pic d'automne	3'230'400 (22.08)	1'634'500 (15.11)	2'257'400 (21.10)	2'550'700 (20.10)	2'545'100 (2.11)

L'abondance moyenne annuelle des rotifères régresse par rapport à l'année précédente (tableau 1). Le pic plurispécifique de printemps (*Keratella cochlearis*, *Polyarthra dolichoptera-vulgaris*, *Synchaeta stylata*, *K. quadrata*, *S. oblonga* et *Kellicottia longispina*) est identique à celui de 1997; le pic d'été (*K. cochlearis*, *P. dolichoptera-vulgaris* et *Keratella tecta*) diminue fortement alors que le pic d'automne (*K. cochlearis* et *Polyarthra* spp) est comparable en intensité à l'année précédente.

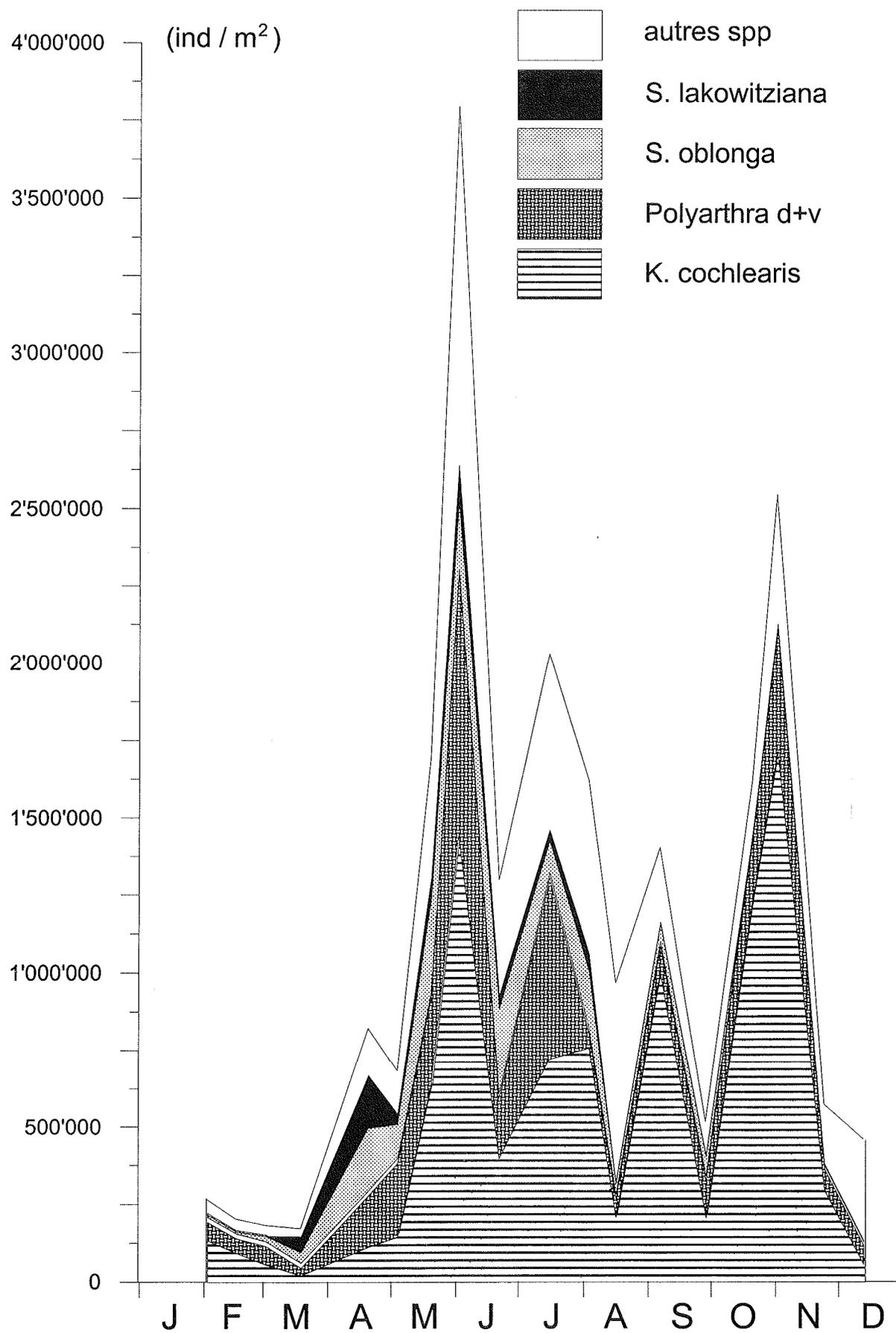


Figure 1 : Evolution de l'abondance saisonnière des rotifères (ind/m²) (Léman, SHL 2)

Keratella cochlearis, variétés incluses, représente cette année encore l'espèce dominante, avec des effectifs en augmentation; puis viennent *Polyarthra dolichoptera-vulgaris* et *Synchaeta oblonga*, taxons en net déclin en 1998 (tableau 2).

Il faut noter le fort développement en 1998 de *Trichocerca pusilla*, *T. rousseleti* (espèces méso-eutrophes) et *Keratella tecta* (espèce eutrophe), alors que *Synchaeta lakowitziana* (oligo-mésotrophe), *S. pectinata lakowitziana* (eutrophe) et *Conochilus unicornis lakowitziana* (oligo-mésotrophe) régressent très nettement.

TABLEAU 2 - Abondance et importance relative des principales espèces de rotifères (Léman, SHL 2)

Espèces	1994		1995		1996		1997		1998	
	ind/m ²	%								
<i>Keratella cochlearis</i>	238'900	15.9	330'500	27.0	169'000	14.9	418'900	27.4	480'700	44.1
<i>P. dolichoptera-vulgaris</i>	425'300	28.3	275'500	22.5	524'500	46.1	295'900	19.3	188'400	17.3
<i>Synchaeta oblonga</i>	120'000	8.0	169'600	12.2	102'500	9.0	213'600	13.9	87'200	8.0
<i>Kellicottia longispina</i>	48'000	3.2	66'900	5.5	53'200	4.7	64'300	4.2	49'900	4.6
<i>Keratella quadrata</i>	21'200	1.4	84'900	6.9	25'100	2.2	47'000	3.1	35'600	3.3
<i>Synchaeta lakowitziana</i>	44'400	3.0	92'300	7.5	35'900	3.2	117'700	7.7	35'600	3.3
<i>Synchaeta stylata</i>	24'300	1.6	23'900	1.9	7'900	0.7	37'500	2.5	34'800	3.2
<i>Trichocerca pusilla</i>	100	<0.1	200	<0.1	600	<0.1	1'900	0.1	32'400	3.0
<i>Polyarthra cf major</i>	37'600	2.5	34'800	2.8	53'200	4.7	65'100	4.3	32'300	3.0
<i>Trichocerca rousseleti</i>	Non observé		Non observé		200	<0.1	12'000	0.8	18'100	1.7
<i>Ascomorpha ovalis</i>	6'100	0.4	32'200	2.6	3'700	0.3	11'000	0.7	16'100	1.5
<i>Keratella tecta</i>	3'500	0.2	1'000	<0.1	2'000	0.2	2'100	0.1	15'000	1.4
<i>Conochilus spp</i>	405'200	27.0	16'300	1.3	101'600	9.0	128'000	8.4	10'400	1.0
<i>Pompholyx sulcata</i>	21'700	1.4	33'300	2.7	5'800	0.5	14'900	1.0	9'900	0.9
<i>Asplanchna priodonta</i>	9'900	0.7	3'700	0.3	22'200	2.0	4'700	0.3	8'700	0.8
<i>Notholca caudata</i>	20'900	1.4	13'300	1.1	1'500	0.1	20'400	1.3	6'000	0.6
<i>Synchaeta pectinata</i>	15'900	1.1	29'500	2.4	7'000	0.6	12'700	0.8	4'700	0.4
<i>Gastropus stylifer</i>	2'100	0.1	13'700	1.1	2'500	0.2	300	<0.1	2'900	0.3

5. ÉTAT DU LÉMAN DÉTERMINÉ PAR LES ROTIFÈRES

La diminution d'abondance des rotifères observée en 1998 (figure 2) montre une nette diminution des effectifs des espèces oligo-mésotrophes alors que les espèces eurytopes sont en progression numérique.

En ne considérant que les espèces à statut d'indicateur de niveau trophique relativement bien déterminé, la biocénose rotatorienne reste dominée en 1998 par les espèces oligo-mésotrophes, bien que leur abondance relative ait nettement diminué par rapport aux deux années précédentes et soit la plus faible notée depuis 10 ans.

Il faut cependant mettre en évidence le fait que les espèces à statut méso-eutrophe sont en progression numérique par rapport à 1996 et 1997, et que leur participation relative au sein des rotifères est la plus importante observée au cours de ces dix dernières années.

L'importance des espèces eutrophes, dont les effectifs sont toutefois peu abondants, est également en légère progression par rapport aux deux années précédentes.

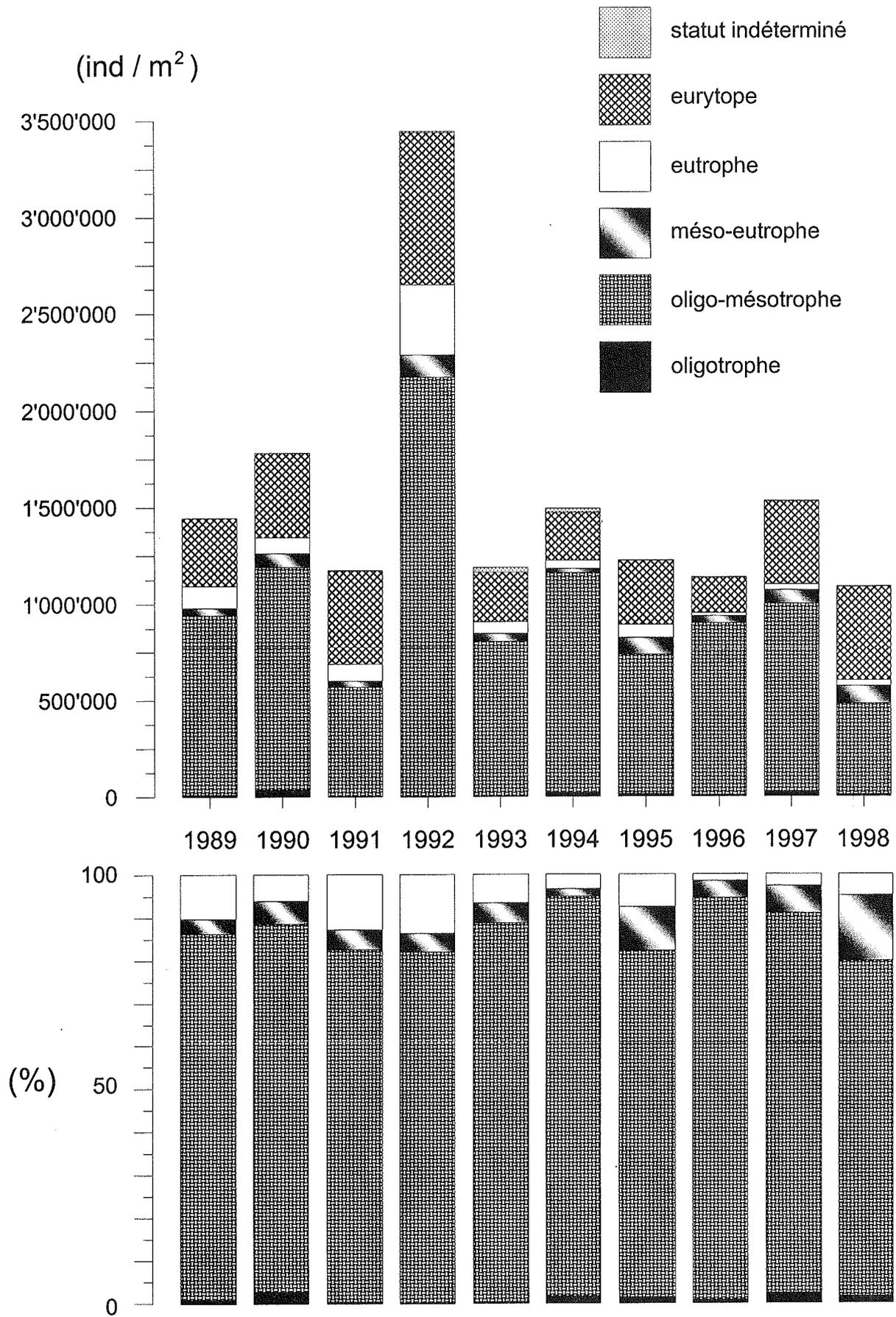


Figure 2 : Répartition des différentes associations de rotifères en fonction de leurs statut d'indicateur de trophie (Léman, SHL2)

TABLEAU 3 - Liste des espèces rencontrées dans le Léman en 1998

ROTIFÈRES

BRACHIONIDAE

Keratella cochlearis
K. coch. var. hispida
K. coch. var. irregularis
Keratella hiemalis
Keratella quadrata
Keratella tecta
Notholca caudata
Notholca labis
Notholca squamula
Kellicottia longispina

EUCHLANIDAE

Euchlanis dilatata *

COLURELLIDAE

Colurella adriatica *
Lepadella ovalis *
Lepadella patella *

LECANIDAE

Lecane (Monostyla) closterocerca

NOTOMMATIDAE

Cephalodella sp

TRICHOCERCIDAE

Trichocerca dixon-nuttalli
Trichocerca elongata *
Trichocerca fusiformis
Trichocerca porcellus
Trichocerca pusilla
Trichocerca rattus *
Trichocerca rousseleti

GASTROPODIDAE

Gastropus stylifer
Ascomorpha ovalis
Ascomorpha saltans

SYNCHAETIDAE

Synchaeta lakowitziana
Synchaeta oblonga
Synchaeta pectinata
Synchaeta stylata
Synchaeta grandis
Polyarthra dolichoptera
Polyarthra major
Polyarthra vulgaris
Ploesoma truncatum

ASPLANCHNIDAE

Asplanchna priodonta

TESTUDINELLIDAE

Pompholyx sulcata

CONOCHILIDAE

Conochilus unicornis

FILINIIDAE

Filinia terminalis

COLLOTHECIDAE

Collotheca pelagica
Collotheca sp.

PHILODINIDAE

Philodina sp.

ENTOMOSTRACÉSCLADOCÈRES

SIDIDAE

Sida crystallina **
Diaphanosoma brachyurum **

DAPHNIIDAE

Ceriodaphnia pulchella **
Daphnia galeata
Daphnia hyalina
D. hyalina var. pellucida
D. hybrides hyalina/galeata
Daphnia longispina
Simocephalus exspinosus *
Simocephalus vetulus *

BOSMINIDAE

Bosmina longirostris
Eubosmina longispina
Eubosmina mixta

CHYDORIDAE

Acroperus harpae *
Biapertura affinis *
Camptocercus rectirostris *
Chydorus sphaericus *
Eurycercus lamellatus *
Pleuroxus aduncus *
Pleuroxus denticulatus *
Pleuroxus truncatus *

ILYOCRYPTIDAE

Ilyocryptus sordidus *

POLYPHEMIDAE

Bythotrephes longimanus
Polyphemus pediculus *

LEPTODORIDAE

Leptodora kindtii

CYCLOPIDES

Acanthocyclops robustus
Cyclops prealpinus
Cyclops vicinus
Eucyclops serrulatus
Macrocyclops albidus
Megacyclops gigas

CALANIDES

Eudiaptomus gracilis

POECILOSTOMATIDES

ARGULIDAE

Argulus foliaceus *

MOLLUSQUES

Dreissena polymorpha

* espèces rencontrées uniquement en zone littorale (et plus particulièrement à Nyon **)

6. CONCLUSIONS

Bien que la composition taxinomique de la biocénose rotatorienne soit dans ses grandes lignes comparable à celle des années précédentes, la structure de ce peuplement a nettement évolué en 1998 et poursuit une évolution commencée en 1996, se traduisant par une augmentation de la participation des espèces méso-eutrophes et eutrophes au détriment des espèces oligotrophes et oligo-mésotrophes.

Tout en tenant compte des remarques émises au chapitre 3 sur la représentativité des échantillons en raison de l'abondance du phytoplancton filamenteux, il apparaît que la structure du peuplement des rotifères semble avoir évolué en raison d'une participation accrue des espèces eutrophes et méso-eutrophes alors que les espèces oligo-mésotrophes sont globalement en régression (figure 2).

Toutefois, en ne considérant que les espèces à statut d'indicateur de niveau trophique relativement bien déterminé, la biocénose rotatorienne reste cependant dominée en 1998 par les espèces oligo-mésotrophes, bien que leur importance relative ait diminué par rapport aux deux années précédentes.

Ce phénomène est certainement lié aux conditions de prélèvement rencontrées en 1998 et à l'évolution générale du Léman pour laquelle les changements observés dans les données physico-chimiques et biologiques ne sont pas toujours synchronisés. La biologie du zooplancton est en effet soumise à un certain nombre de contraintes d'origine externe (climatologie générale) et interne (nature et disponibilité des ressources alimentaires, impact de la prédation, etc.) sur lesquelles l'homme ne peut pas agir.

BIBLIOGRAPHIE

DRUART, J.C., REVACLIER, R., PELLETIER, J.P. et VANSTEELANT-EL JAY, A. (1999) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998.

LE BACTÉRIOPLANCTON DU LÉMAN

Campagne 1998

PAR

Dominique FONTVIELLE ¹, Sylvie VIBOUD ¹ et Xavier GAYTE ²

¹ CARTEL, UNIVERSITÉ DE SAVOIE, F - 73376 LE BOURGET DU LAC Cedex

² PARC NATUREL RÉGIONAL DU MASSIF DES BAUGES, F - 73630 LE CHÂTELARD

RÉSUMÉ

L'analyse du bactérioplancton effectuée en 1998 vient prolonger, après 7 ans d'interruption, les cinq années d'auscultation du bactérioplancton du Léman réalisées de 1986 à 1990.

Deux analyses complémentaires, celle du carbone organique dissous biodégradable et celle des bactéries métaboliquement actives, sont venues s'ajouter aux dénombrements des bactéries et à la mesure de la production bactérienne.

Les résultats montrent qu'en moyenne, 27 % du carbone organique dissous est biodégradable à court terme (15 jours) et qu'une petite fraction de l'ensemble des populations bactériennes (4 %) est métaboliquement active au sens de la méthode basée sur la réduction du CTC. La concentration moyenne des bactéries par strate est un peu supérieure à ce qu'elle était en 1990 alors que l'importance de la production bactérienne relativement à la production phytoplanctonique décroît (de 28 % à 23 % environ).

1. INTRODUCTION

Ce rapport se place dans la continuité d'une série de cinq campagnes annuelles de suivi du bactérioplancton du Léman au point SHL2, effectuées de 1986 à 1990 par DUFOR et ses collaborateurs (DUFOR et al., 1991). Les progrès réalisés depuis, avec le dénombrement des bactéries par analyse d'image, ont montré le caractère très approximatif de l'évaluation directe par l'opérateur des classes de taille des bactéries. Nous avons donc renoncé à faire cette évaluation dans l'attente de l'acquisition d'un matériel plus performant qui devrait être disponible pour la campagne 1999. Deux analyses complémentaires, celle du carbone organique dissous biodégradable (CODB) et celle des bactéries métaboliquement actives (BMA) sont venues s'ajouter aux dénombrements des bactéries et à la mesure de la production bactérienne. Ces deux mesures doivent constituer une aide à l'interprétation du système triangulaire formé par les nutriments, la biomasse des bactéries et leur activité métabolique.

Les caractéristiques des communautés bactériennes seront rapprochées des valeurs de la biomasse du phytoplancton et de la production primaire eucaryotique en raison des liens qui s'établissent classiquement entre algues planctoniques et bactéries hétérotrophes.

2. MÉTHODES

Les prélèvements sont effectués simultanément à ceux destinés aux analyses chimiques (18 profondeurs, 21 campagnes par an). 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 305 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 (DAPI, méthode de PORTER et FEIG, 1980). Les comptages ne tiennent pas en compte cette année des classes de volume des bactéries si bien que l'évaluation de la biomasse globale du bactérioplancton n'a pas été calculée.

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 $3,86 \cdot 10^{18}$ cellules par mole de thymidine incorporée. Le choix de cette valeur a essentiellement été dicté par le souci de placer les résultats dans la continuité de ceux acquis par DUFOUR & 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 5'cyano 2,3 di-4 tolyl tetrazolium chloride 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'excitation de la source UV du 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.

Au plan des nutriments organiques sur lesquels est susceptible de s'appuyer l'activité bactérienne, deux mesures complémentaires sont réalisées, celle du carbone organique dissous (COD, oxydation par l'association persulfate de sodium-UV et détection infrarouge), celle du carbone organique dissous biodégradable (CODB, méthode de SERVAIS et al., 1987) et par déduction, celle du carbone organique dissous réfractaire (CODR).

3. RÉSULTATS

3.1 Distribution verticale des bactéries

La figure 1 montre que les plus grandes concentrations de bactéries le long des profils de stratification se situent, selon la date, dans l'épilimnion ou dans la partie haute du métalimnion. Deux épisodes d'accroissement de la stratification (avec des valeurs supérieures à $3 \cdot 10^6$ cellules/ml) peuvent être distingués au cours du cycle annuel : celui de la période du 22.06 au 06.07 et celui de la période du 07.09 au 07.12. Ils font manifestement suite à des chutes brutales de la biomasse phytoplanctonique qui suivent elles-mêmes les pics de biomasse relevés au cours de l'année 1998 (DRUART et al., 1999).

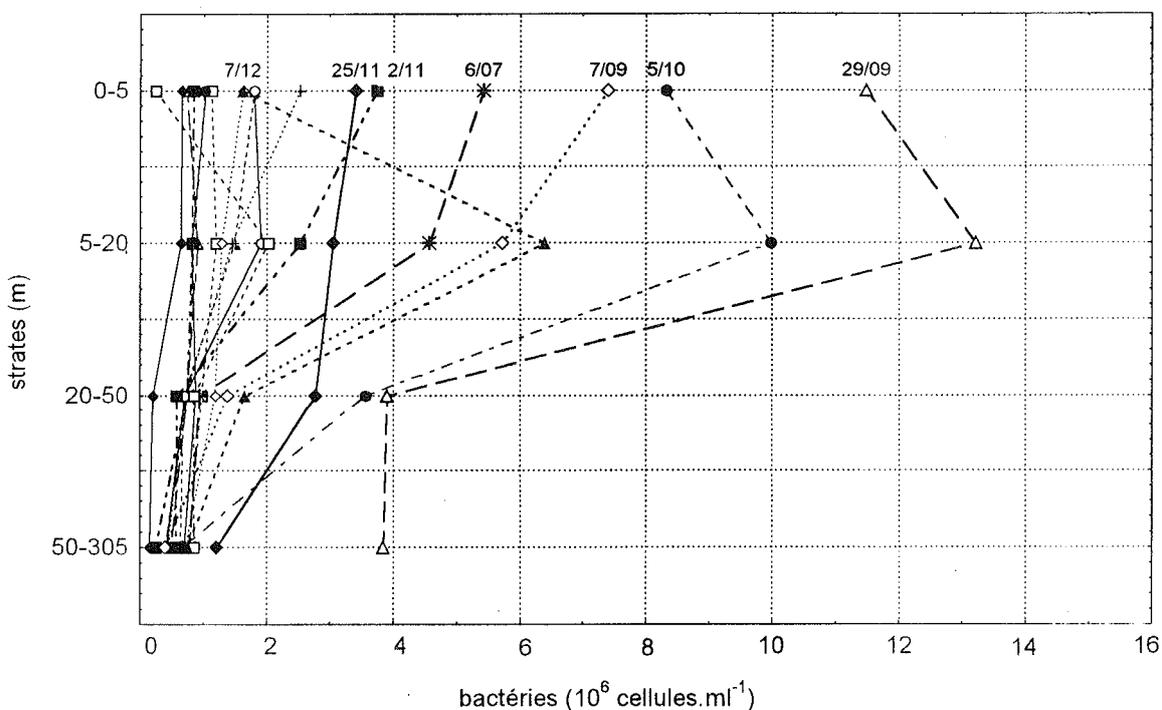


Figure 1 : Evolution saisonnière de la stratification de la concentration des bactéries (dénombrement après coloration au DAPI) au point SHL2 durant l'année 1998. Seules sont indiquées les dates pour lesquelles l'écart des concentrations le long du profil est supérieur à $2 \cdot 10^6$ bactéries/ml.

3.2 Evolutions saisonnières des nutriments organiques

Les variations saisonnières du carbone organique dissous (COD) sont relativement faibles (figure 2A). Un seul pic marquant est observé le 29.09 dans la strate 0-5 m qui trouve sa correspondance dans plusieurs descripteurs bactériens (concentration en bactéries, production). La figure 3A montre que la variabilité reste également faible dans chaque strate, à l'exception des strates 0-5 m et 20-50 m, en été et en automne.

Les valeurs relatives du carbone organique dissous biodégradable (CODB) sont globalement plus variables (figure 3B), notamment en fonction des saisons. L'ordre de grandeur de ce descripteur se situe entre 25 et 35 % de la valeur du COD, les valeurs les plus fortes étant enregistrées au niveau du métalimnion (respectivement 34.7 % et 32.8 % pour le métalimnion bas et pour le métalimnion haut, en moyenne annuelle, (tableau 1) et les valeurs les plus faibles dans l'hypolimnion (27.3 % en moyenne annuelle). C'est en été et en début d'automne qu'apparaissent les plus forts pourcentages de CODB (jusqu'à 78 % du COD).

3.3 Evolutions saisonnières des bactéries

Cas de l'ensemble des communautés bactériennes

Les variations saisonnières de la concentration des bactéries (figure 4A) sont très marquées avec des pics importants en été (campagne du 04.08) et en automne (campagne du 29.09). Lors de ces épisodes la concentration atteint des valeurs entre 10 et 18 fois plus fortes que celles du niveau de base relevé lors des autres saisons (environ 10^6 cellules par ml). La figure 5A montre que les valeurs sont plus stables dans les strates profondes que dans les strates de surface, sauf en automne. Dans toutes les strates, c'est à cette saison que la variabilité est la plus grande. En moyenne annuelle, les plus fortes concentrations se situent dans la partie haute du métalimnion (tableau 1).

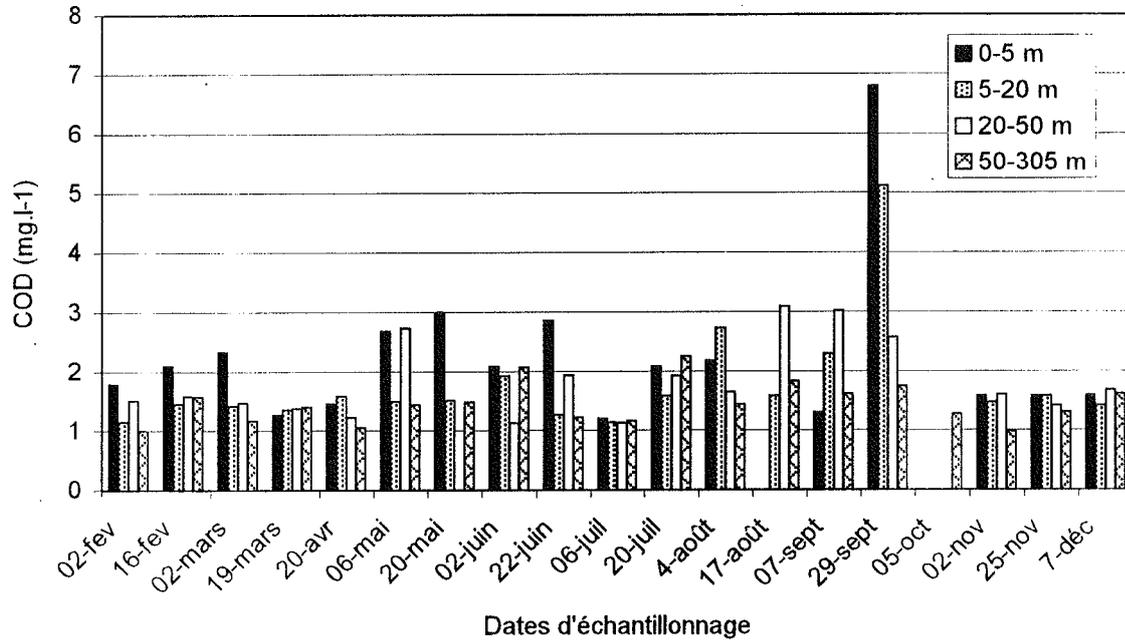
Le niveau de base de la production bactérienne, le 07.12 et le 02.02, par exemple (figure 4B), est de l'ordre de 10 à 20 ng de carbone par litre et par heure. Quatre épisodes de fortes valeurs se superposent à ce niveau au cours de l'année, intégrant respectivement les campagnes du 16.02 au 19.03, du 02.06 et du 22.06, du 20.07 et du 04.08 et surtout du 07.09 au 25.11. Les valeurs les plus fortes, lors de cet épisode automnal, sont de l'ordre de 9 à 18 fois plus élevées que celles du niveau de base. La figure 5B montre que leur variabilité est nettement moins forte dans l'hypolimnion que dans toutes les autres strates confondues. L'évolution saisonnière de l'écart type des moyennes n'est pas nette.

Cas des bactéries métaboliquement actives

La concentration des bactéries métaboliquement actives (BMA) subit de fortes variations saisonnières (figure 6A) avec une phase printanière qui culmine le 20.04, suivie d'une forte baisse des valeurs en correspondance avec la phase des eaux claires (06.05) identifiée au niveau du phytoplancton. Après cette phase, les valeurs croissent de nouveau rapidement pour culminer lors de la campagne du 02.06. Elles décroissent ensuite vers un minimum situé fin août - début septembre. Deux nouveaux pics de plus faible ampleur apparaissent en fin d'année, l'un en automne (29/09), l'autre en hiver (07.12). Les fortes valeurs du mois d'avril sont 33 fois plus importantes que les plus petites valeurs enregistrées au cours de l'ensemble de l'année. La figure 7A montre que les strates sont similaires du point de vue de la variabilité de la concentration des BMA et, par contre, que cette variabilité tend à décroître depuis les campagnes de printemps vers celles d'hiver.

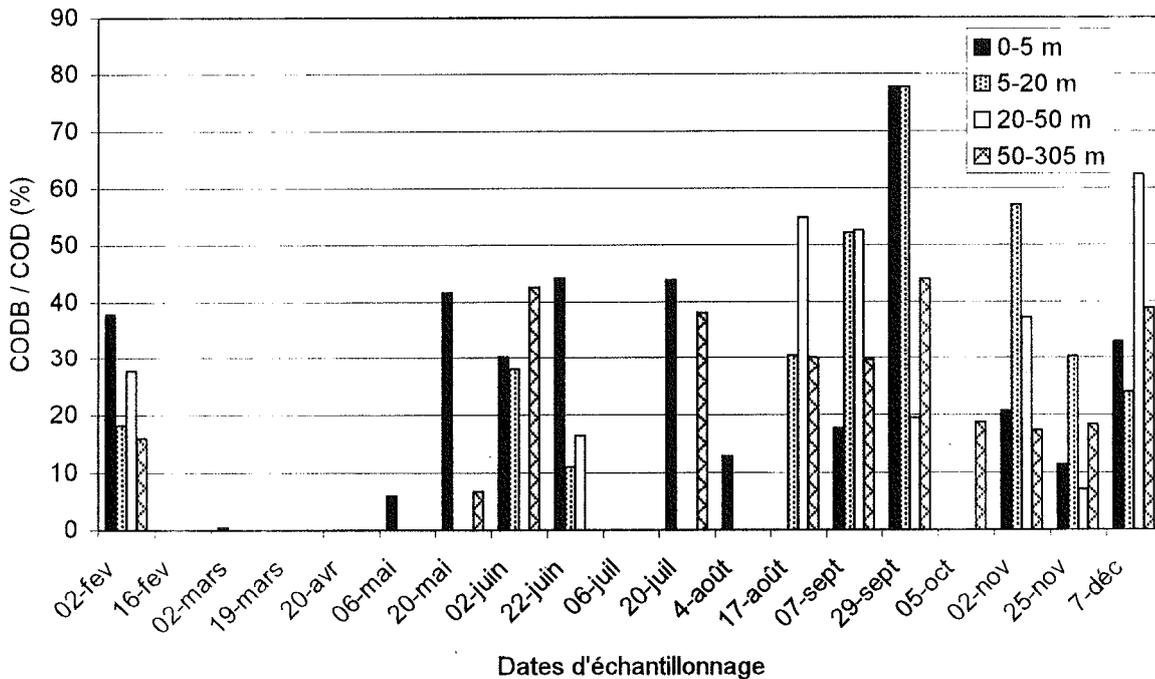
Le schéma des variations saisonnières de la concentration des BMA se répète quasi à l'identique lorsque leur concentration est exprimée en pourcentage de la concentration de l'ensemble des bactéries (dénombrées après coloration au DAPI). Les valeurs les plus fortes se situent entre 15 et 24 % et les plus faibles sont de l'ordre de 0.2 %. L'amplitude des variations à l'échelle annuelle est de l'ordre de 95 fois.

Carbone organique dissous



A

Pourcentage de carbone organique dissous biodégradable



B

Figure 2 : 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 1998. Les valeurs des strates 0-5 m, 5-20 m et 20-50 m sont manquantes pour la campagne du 5 octobre.

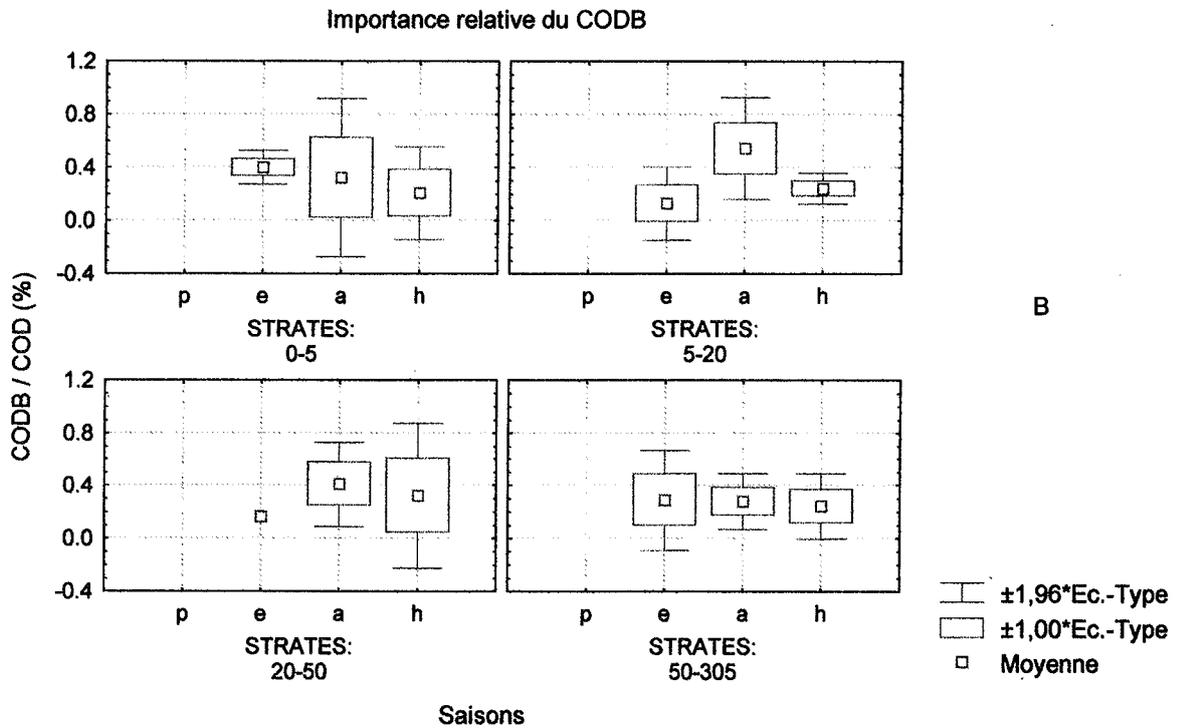
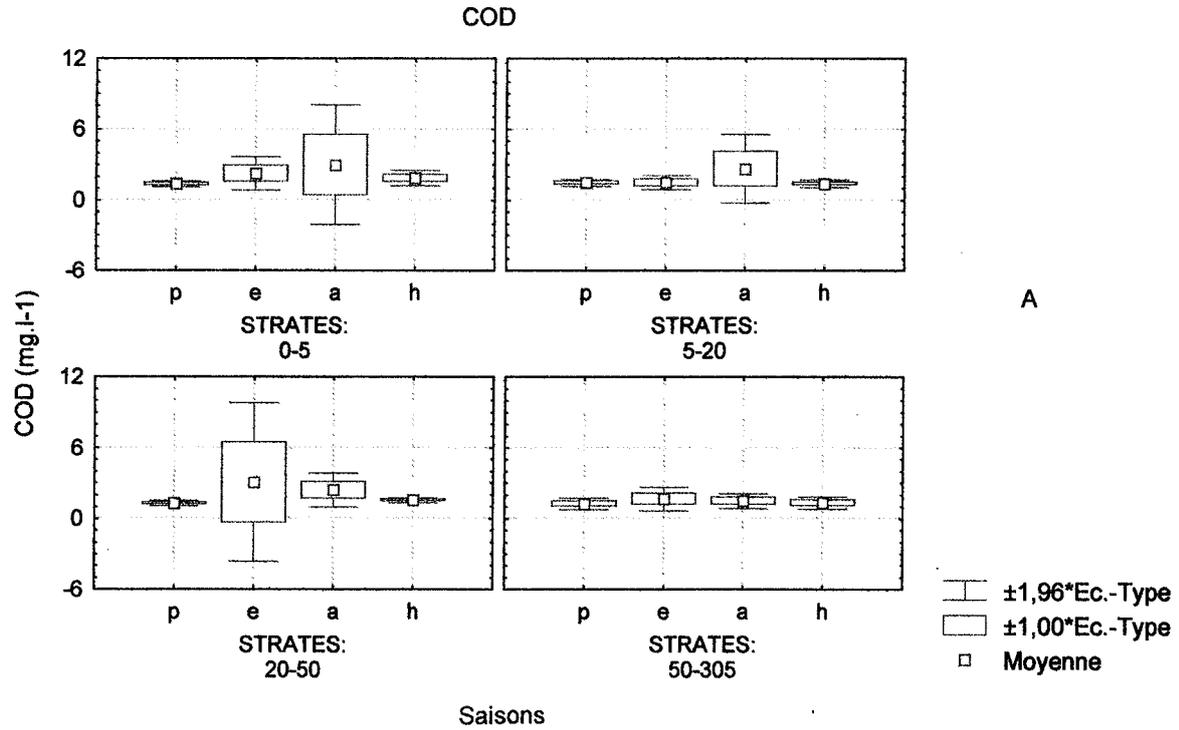


Figure 3 : Valeurs moyennes et variabilité du carbone organique dissous (COD) et de l'importance relative du carbone organique dissous biodégradable (CODB) par strate et par saison (campagne 1998). p = printemps (campagnes du 19.03 au 22.06), e = été (campagnes du 06.07 au 29.09), a = automne (campagnes du 05.10 au 07.12), h = hiver (campagnes du 02.02 au 02.03).

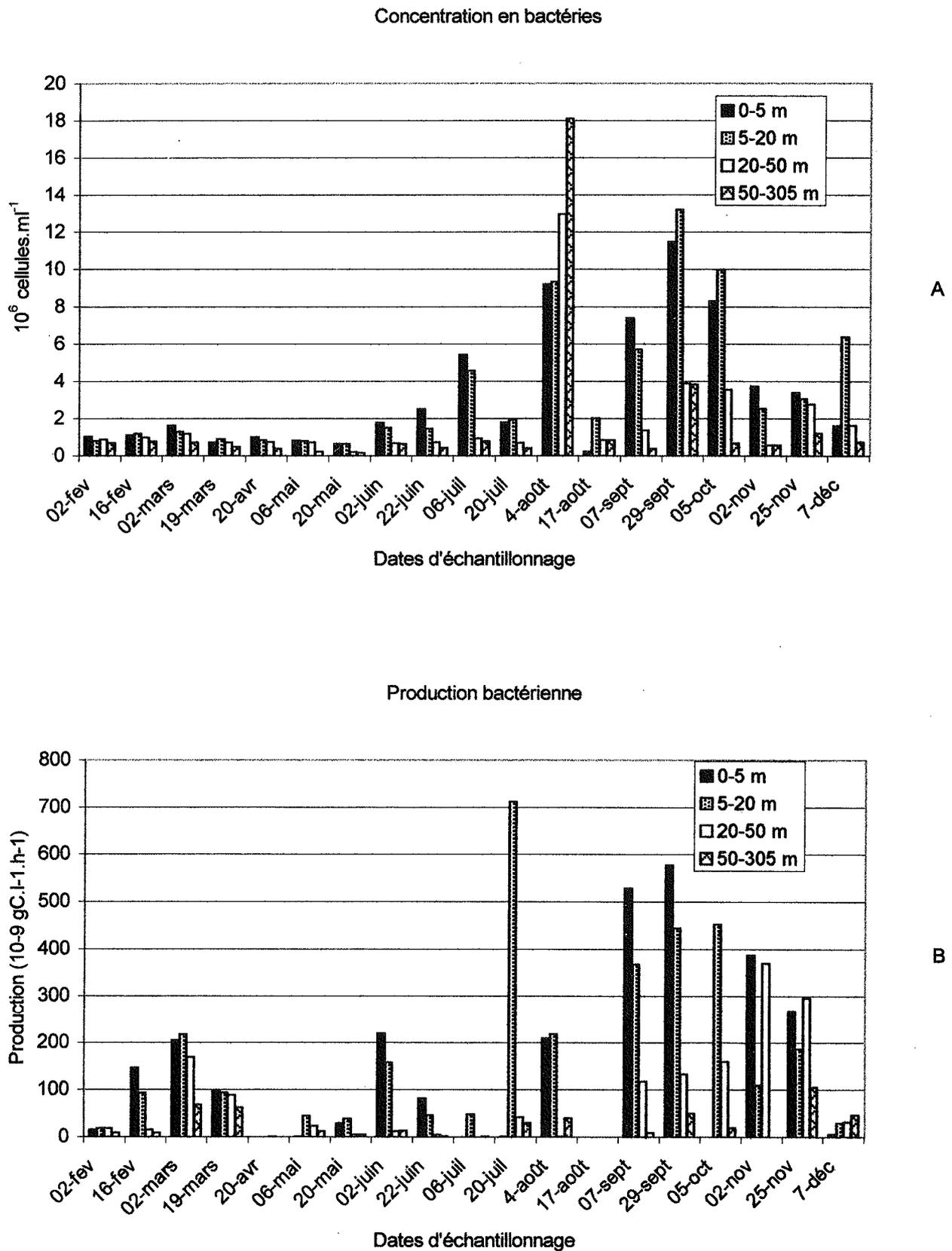


Figure 4 : Variations saisonnières et stratification de la concentration en bactéries (coloration au DAPI, A) et de la production bactérienne (B) au point SHL2 en 1998. L'absence de valeurs pour certaines strates (notamment pour les campagnes du 20.04 et du 19.08) indique qu'elles sont manquantes, les valeurs mesurées les plus faibles étant toujours significativement supérieures à zéro.

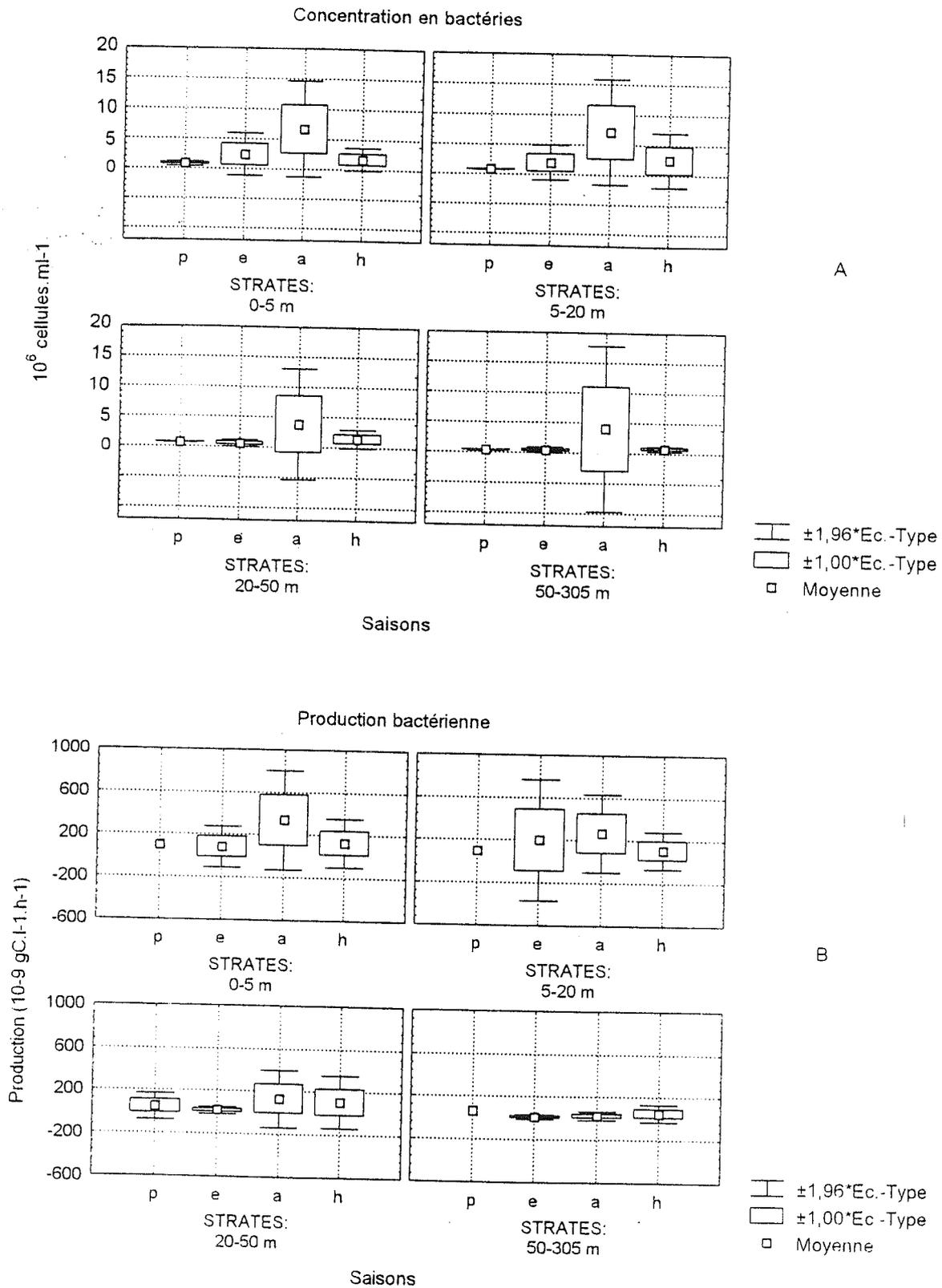


Figure 5 : Valeurs moyennes et variabilité de la concentration des bactéries (coloration au DAPI, A) et de la production bactérienne (B), par strate et par saison (campagne 1998).
 p = printemps (campagnes du 19.03 au 22.06), e = été (campagnes du 06.07 au 29.09),
 a = automne (campagnes du 05.10 au 07.12), h = hiver (campagnes du 02.02 au 02.03).

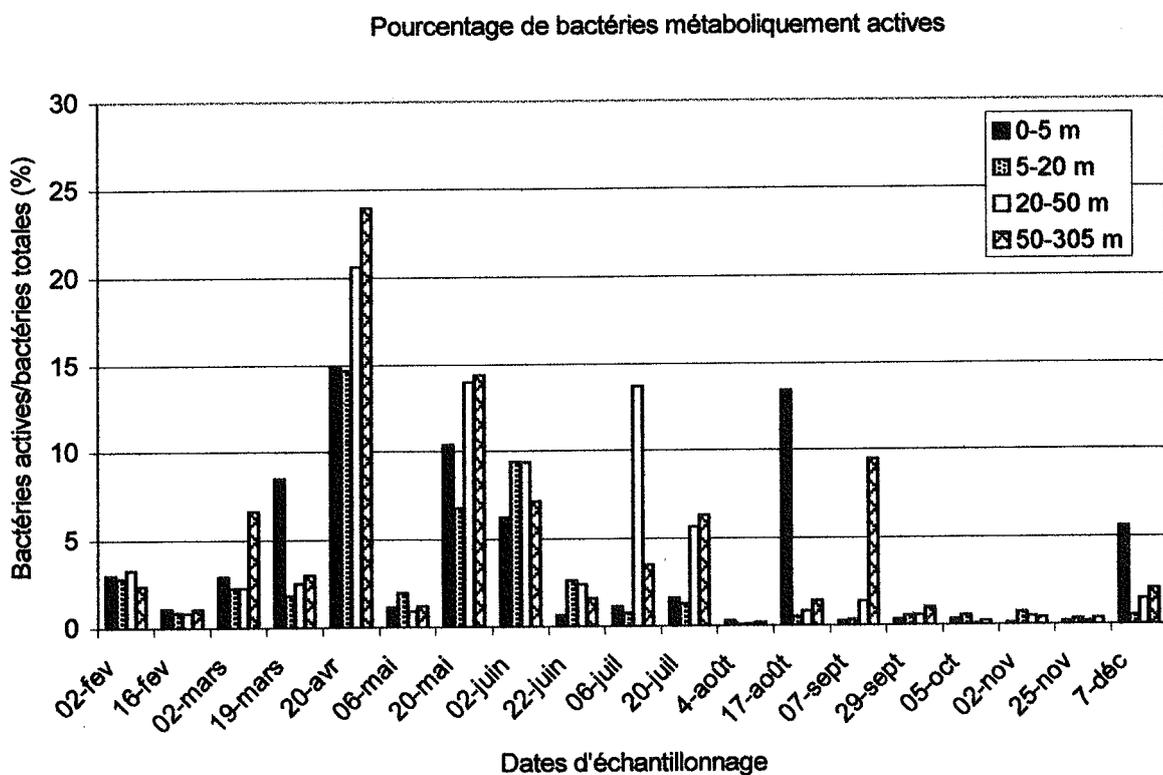
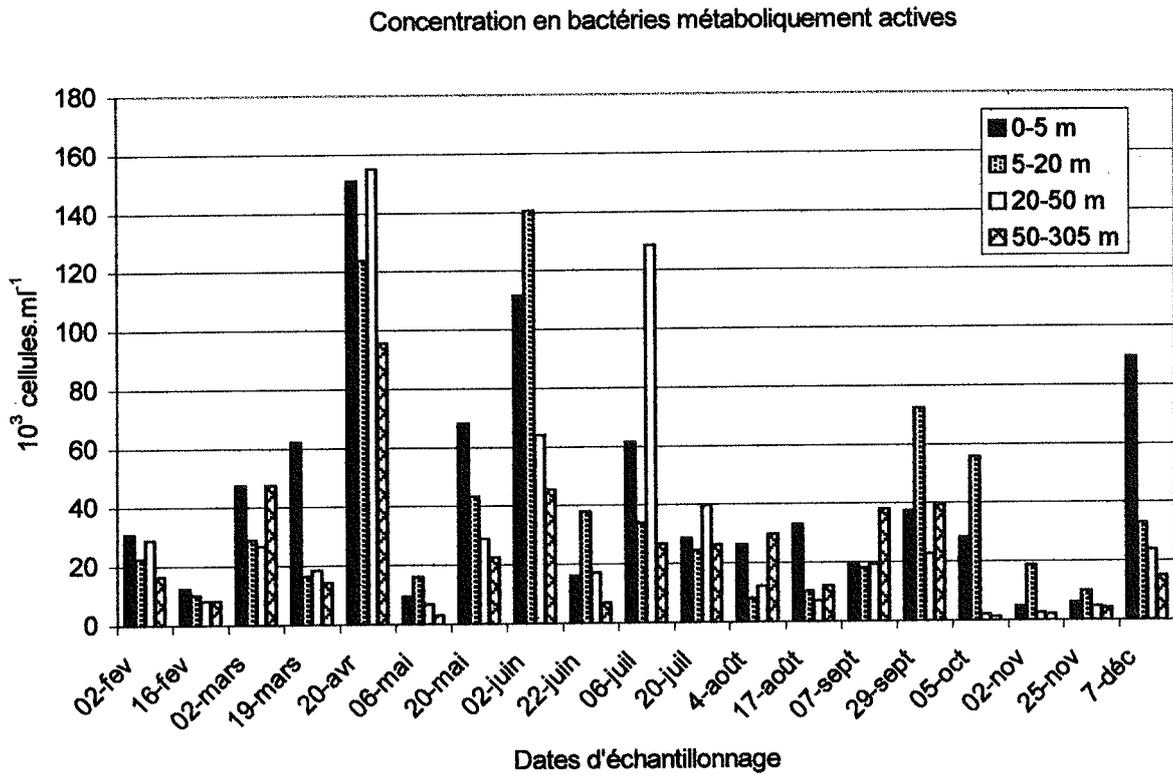


Figure 6 : Variations saisonnières et stratification de la concentration des bactéries métaboliquement actives (A) et de leur importance relative vis-à-vis de la concentration de l'ensemble des bactéries (rapport bactéries CTC-actives/bactéries colorées au DAPI, B) au point SHL2 (campagne 1998).

TABLEAU 1 - Moyennes annuelles par strate et écarts types des descripteurs des communautés bactériennes et de leurs nutriments organiques.

Strates	Bactéries totales (cellules/ml)		Bactéries actives (cellules/ml)		% Bact. act.
	Moyennes	Ecart-Type	Moyennes	Ecart-Type	Moyenne
0-5 m	3.37 E+06	3.36 E+06	4.45 E+04	3.87 E+04	3.8
5-20 m	3.59 E+06	3.69 E+06	3.82 E+04	3.72 E+04	2.6
20-50 m	1.90 E+06	2.86 E+06	3.26 E+04	4.15 E+04	4.2
50-305 m	1.69 E+06	4.05 E+06	2.40 E+04	2.28 E+04	4.5

Strates	COD (mg/l)		CODB (mg/l)		% CODB
	Moyennes	Ecart-Type	Moyennes	Ecart-Type	Moyennes
0-5 m	2.23	1.30	0.90	1.38	29.0
5-20 m	1.78	0.92	0.82	1.16	32.8
20-50 m	1.83	0.64	1.58	2.44	34.7
50-305 m	1.45	0.35	0.46	0.30	27.3

Strates	Production bactér. (ngC/l.h)	
	Moyennes	Ecart-Type
0-5 m	173.26	187.34
5-20 m	182.20	194.13
20-50 m	82.76	108.03
50-305 m	28.53	29.69

3.4 Valeurs intégrées des descripteurs sur la hauteur de la colonne d'eau

L'examen des valeurs intégrées des descripteurs (tableau 2) ne fait que confirmer les résultats de l'analyse détaillée précédente. La figure 8A montre une assez bonne corrélation entre le carbone organique dissous (COD) et le carbone organique dissous biodégradable (CODB) ce qui suggère une origine plutôt autochtone du COD. La relation du CODB avec la production primaire n'est cependant pas très nette, les variations de la concentration en CODB pouvant, selon les cas, accompagner celles de la production phytoplanctonique (figure 8A, situation S3) ou les suivre avec un décalage plus ou moins grand en liaison avec la lyse d'une partie des cellules. C'est l'interprétation que l'on peut faire des situations S1 et S2.

Les valeurs intégrées des descripteurs permettent, en outre, de faire plus aisément la comparaison entre l'activité du bactérioplancton et celle du phytoplancton. Le tableau 2 montre ainsi qu'en moyenne, le pourcentage de bactéries métaboliquement actives s'établit à 4 % environ de la concentration totale de bactéries, que la proportion de CODB dans le COD est de 27 % et que la production bactérienne représente près de 23 % de la production primaire phytoplanctonique.

TABLEAU 2 - Valeurs des descripteurs intégrés sur la totalité de la colonne d'eau

Date	Bact. tot. (cell. / m ³)	Bact. activ. (cell. / m ³)	Bact. activ. (%)	Product. bact. (mgC / m ² .j)	COD (mg / m ³)	CODB (mg / m ²)	CODR (mg / m ³)	CODB / COD (%)	Prod. phytopl. (mgC / m ² .j)	Prod. bact. / Prod. phytopl. (%)
02.02.98	2.21 E+14	5.58 E+12	2.5	80.6	326.5	59.9	266.5	18.3	221.8	36.3
16.02.98	2.52 E+14	2.57 E+12	1.0	118.0	480.2		480.2		564.1	20.9
02.03.98	2.46 E+14	1.36 E+13	5.5	641.9	375.2	0.1	375.2	<0.1	1'054.9	60.8
19.03.98	1.64 E+14	4.81 E+12	2.9	494.2	422.1		422.1		1'081.5	45.7
20.04.98	1.42 E+14	3.17 E+13	22.2	0.9	335.3		335.3		1'593.9	0.1
06.05.98	1.01 E+14	1.25 E+12	1.2	109.6	484.8	0.8	484.0	0.1	649.5	16.8
20.05.98	5.94 E+13	7.66 E+12	12.9	54.4	689.2	269.3	419.9	39.1	1'459.6	3.7
02.06.98	2.15 E+14	1.62 E+13	7.5	172.9	601.1	235.6	365.5	39.2	1'415.5	12.2
22.06.98	1.67 E+14	2.92 E+12	1.7	43.3	402.6	18.0	384.6	4.4	1'736.2	2.5
06.07.98	3.20 E+14	1.15 E+13	3.6	22.9	352.8		318.9		2'043.4	1.1
20.07.98	1.66 E+14	8.43 E+12	5.0	470.7	668.4	223.8	362.8	33.5	2'832.4	16.6
04.08.98	5.19 E+15	8.25 E+12	0.1	347.1	468.5	1.4	426.2	0.3	2'101.8	16.5
17.08.98	2.74 E+14	3.65 E+12	1.3		583.3	198.4	384.9	34.0	2'617.7	
07.09.98	2.67 E+14	1.07 E+13	4.0	339.1	544.7	189.2	355.4	34.7	2'182.5	15.5
29.09.98	1.35 E+15	1.20 E+13	0.9	629.7	634.1	297.4	336.7	46.9	1'569.5	40.1
05.10.98	4.69 E+14	1.40 E+12	0.3	396.8	326.4	61.2	265.2	18.7	1'172.7	33.8
02.11.98	2.18 E+14	9.58 E+11	0.4	352.0	328.2	75.6	252.6	23.0	697.6	50.4
25.11.98	4.54 E+14	1.40 E+12	0.3	960.1	408.4	72.3	336.1	17.7	434.2	221.1
07.12.98	3.42 E+14	5.52 E+12	1.6	319.9	492.8	199.9	292.9	40.5	273.9	116.8
Moyennes	5.59 E+14	7.90 E+12	3.9	308.6	469.7	126.8	361.3	27.0	1'352.8	22.8

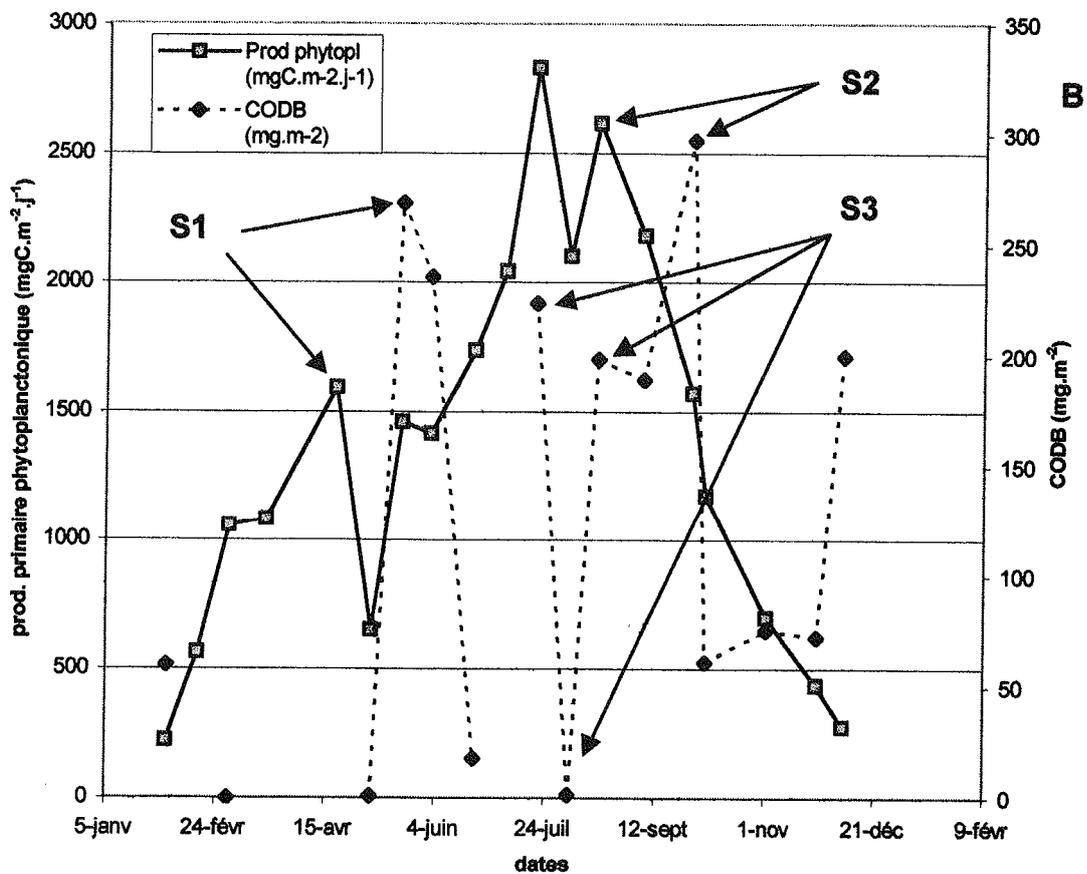
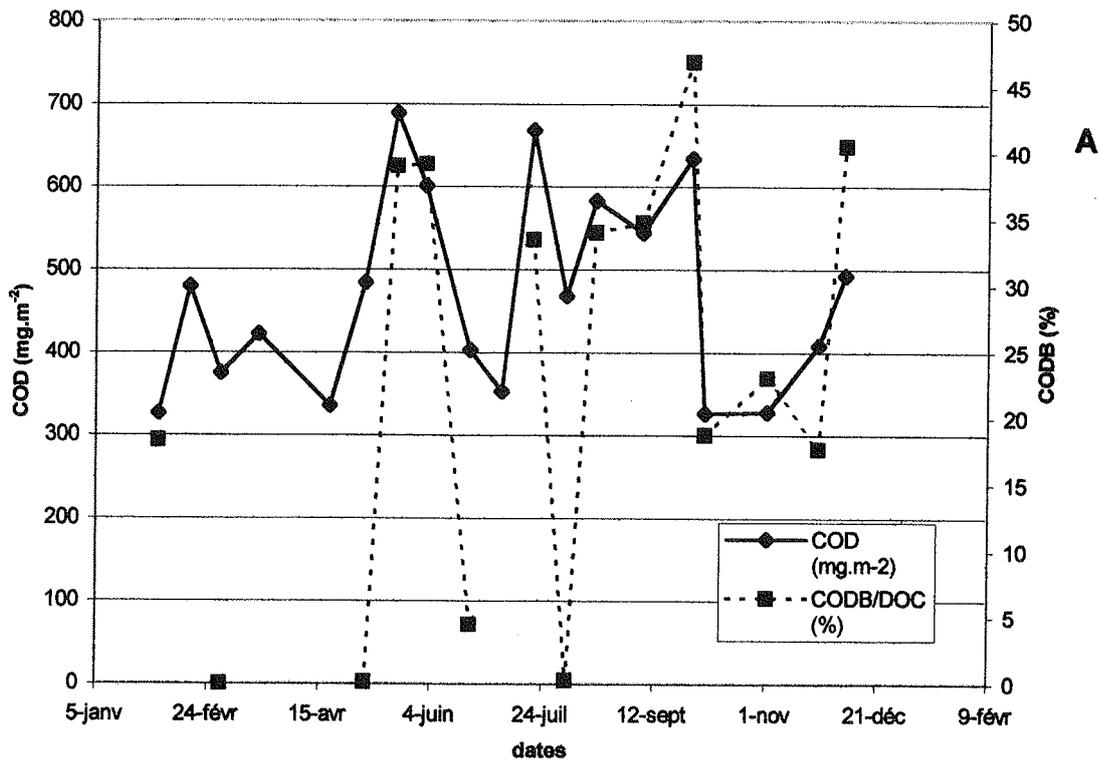


Figure 8 A : Comparaison des évolutions annuelles du COD et du pourcentage de carbone organique dissous biodégradable (CODB) durant l'année 1998.

B : Comparaison des évolutions annuelles de la production primaire phytoplanctonique et de la concentration en carbone organique dissous biodégradable (CODB). Campagne 1998. S1, S2, S3 : dates d'événements particuliers auxquels il est fait référence dans le texte.

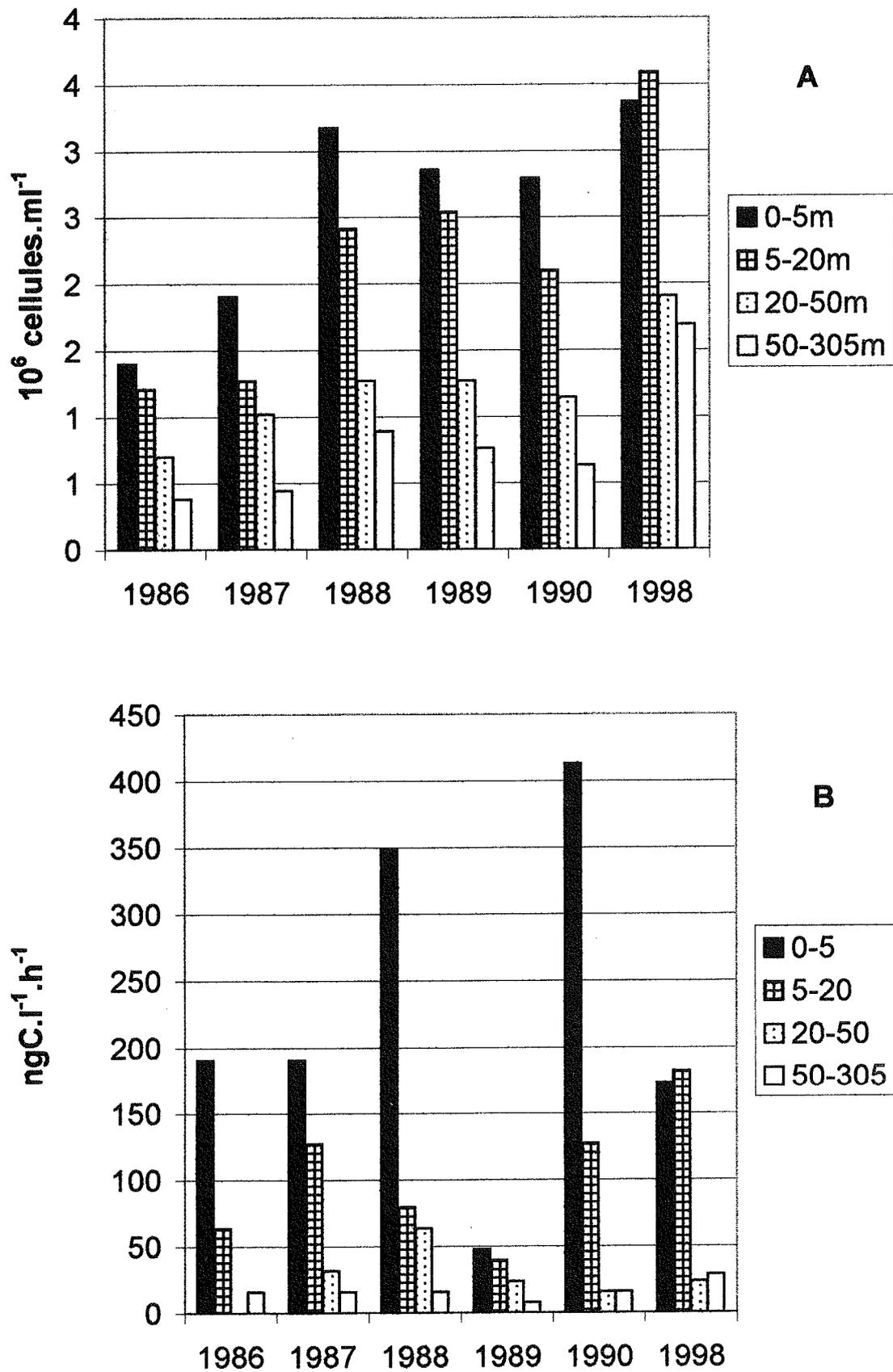


Figure 9 : Evolution des concentrations (A) et de la production bactérienne (B) par strate de 1986 à 1998.

4. CONCLUSIONS

Comme nous l'attendions, les deux analyses nouvellement introduites dans l'auscultation du bactérioplancton du Léman se sont révélées intéressantes pour la compréhension de l'évolution du système. Ainsi, seul un peu plus d'un quart du carbone organique dissous (les 27 % du CODB) semble expliquer les variations observées de la biomasse et de l'activité bactérienne. Cette proportion varie cependant dans une large mesure selon les saisons, entre 0.01 et 47 %. Les valeurs les plus élevées se situent dans l'épilimnion et dans la partie supérieure du métalimnion bien que ces strates soient aussi celles où le CODB est le plus consommé. Les mécanismes de production seraient donc, la plupart du temps, supérieurs aux mécanismes de consommation.

Du point de vue des bactéries elles-mêmes, les analyses montrent que seul un très petit pourcentage des cellules présentes est métaboliquement actif. Ce pourcentage est plus élevé au printemps alors que, paradoxalement, des valeurs plutôt faibles de la production bactérienne sont enregistrées. Cette contradiction trouve probablement une partie de son explication dans la régulation des biomasses bactériennes par les prédateurs.

La concentration moyenne des bactéries par strate est supérieure à ce qu'elle était en 1990 (figure 9 A) mais la variation est moins nette pour l'épilimnion que pour les autres strates. Le dernier rapport sur l'auscultation du bactérioplancton du Léman (campagne 1990) faisait mention d'une décroissance de la concentration en bactéries durant les trois dernières années avec une valeur moyenne de $2,3 \cdot 10^6$ cellules par ml dans la couche de 0 à 20 m.

La moyenne annuelle de la production bactérienne dans l'épilimnion est, par contre, nettement inférieure à ce qu'elle était en 1990 (figure 9B) alors qu'elle augmente dans la strate 5-20 m. Pour l'ensemble de la colonne d'eau, la production bactérienne moyenne représentait en 1990, 28 % de la production phytoplanctonique nette. En 1998, elle s'est établie à $308 \text{ mgC/m}^2 \cdot \text{j}$ soit 22.7 % de la production phytoplanctonique. Ce résultat peut être dû, en partie, à l'accroissement de la production primaire qui était de $258 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{an}$ en 1990 et qui atteint $272 \text{ gC/m}^2 \cdot \text{an}$ en 1998.

Bien que médiocre, la corrélation observée durant la campagne 1998, entre le COD et le CODB est en faveur d'une origine essentiellement autochtone de la matière organique au niveau du point d'échantillonnage (point SHL2). Le rapprochement des variations de la concentration des bactéries avec la biomasse et avec la production primaire phytoplanctoniques (DRUART et al., 1999; PELLETIER et al., 1999) montre, selon le cas, que le lien avec le phytoplancton est immédiat (travail sur les produits "excrétés" directement durant la photosynthèse) ou décalé (travail de décomposition sur les cadavres des végétaux). On peut noter à ce sujet que les deux principaux maxima par lesquels passe la concentration en bactéries se situent, dans le temps, en aval des deux maxima de la biomasse phytoplanctonique et décalés respectivement de 29 et de 43 jours.

Le travail de décomposition de la matière organique semble se faire essentiellement dans la partie haute du métalimnion si l'on en juge à travers la concentration totale des bactéries et la production bactérienne. C'est cependant dans la partie basse du métalimnion (là où on enregistre le plus fort pourcentage de CODB) et, paradoxalement, dans l'hypolimnion que s'établissent en moyenne annuelle les plus grands pourcentages de bactéries actives.

BIBLIOGRAPHIE

- DRUART, J.-C., REVACLIÉ, R., PELLETIER, J.P. et VANSTEELANT-EL JAY, A. (1999) : Evolution du phytoplancton du Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998.
- 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.
- PELLETIER, J.P. et LÉBOULANGER, C. (1999) : Evolution de la production phytoplanctonique dans le Léman. Rapp. Comm. Int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998.
- PORTER, K. G. et FEIG, Y. S. (1980) : Use of DAPI for identifying and counting aquatic microflora. *Limnol.Oceanogr.*, 25, 943-948.
- 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. et HASCOET, M. C. (1987) : Determination of the biodegradable fraction of dissolved organic matter in waters. *Wat.Res.* 21(4), 445-450.

ÉVOLUTION DE L'ÉTAT TROPHIQUE DU LÉMAN ENTRE 1990 ET 1998 INDIQUÉE PAR LES COMMUNAUTÉS DE VERS PRÉSENTES À 150 m DE PROFONDEUR ¹

PAR

Claude LANG

Avec la collaboration technique d'**Olivier REYMOND**

CONSERVATION DE LA FAUNE ET DE LA NATURE, Ch. du Marquisat 1, CH - 1025 ST-SULPICE

RÉSUMÉ

Cette étude évalue la réponse biologique des sédiments profonds à la baisse des concentrations en phosphore dans l'eau du Léman. Dans ce but, les espèces de vers (tubificidés et lumbriculidés), présentes à 150 m de profondeur sur la rive nord-ouest du Grand Lac (entre Buchillon et Morges), ont été étudiées en 1990, 1993 et 1998. La proportion d'individus appartenant à des espèces indicatrices de conditions oligotrophes augmente significativement entre 1990 et 1998, indiquant ainsi une amélioration de l'état biologique des sédiments. Toutefois celle-ci est moins accentuée que l'amélioration observée en 1991 et en 1996 à 40 m de fond. Plus la profondeur est grande, plus la restauration biologique des sédiments altérés prend du temps.

1. INTRODUCTION

Depuis 1979, les concentrations en phosphore baissent régulièrement dans l'eau du Léman en réponse aux mesures d'assainissement prises (BLANC et al., 1998). Cette baisse du phosphore devrait entraîner celle de la sédimentation organique, c'est-à-dire une diminution de la "pluie" de détritiques organiques qui se déposent sur le fond du lac (BAINES et PACE, 1994). Moins de sédimentation organique, cela signifie moins de nourriture mais plus d'oxygène disponibles au niveau de l'interface eau-sédiment. De ce fait, la faune de fond (faune benthique ou zoobenthos) devrait se modifier en réponse à la baisse du phosphore et nous renseigner ainsi sur l'évolution de l'état du lac. En particulier, les espèces adaptées à un milieu où la nourriture est rare mais l'oxygène abondant (un milieu oligotrophe) devraient être à nouveau favorisées.

Dans la zone profonde du Léman (40 - 309 m), la faune des sédiments se compose essentiellement de vers et de larves d'insectes (chironomides). Les espèces de vers caractéristiques du Léman lorsqu'il était encore oligotrophe (aux alentours de 1940 - 1950) sont connues (JUGET, 1967). Ces espèces indicatrices qui étaient les plus abondantes (en moyenne 70 % des individus présents) dans les communautés de vers au début du siècle, ont fortement diminué entre 1957 et 1979 à cause de l'augmentation des concentrations en phosphore. Elles ont ensuite augmenté en réponse à la baisse du phosphore. A 40 m de profondeur par exemple, la proportion d'individus appartenant à des espèces indicatrices de conditions oligotrophes a passé de 17 % en 1982 à 41 % en 1991 (LANG, 1998 a). A 150 m de fond, ces espèces ne représentaient que le 9 % des vers en 1983, mais le 24 % en 1990. Ces augmentations indiquent que l'état des sédiments s'améliore mais que l'amélioration devient de plus en plus lente au fur et à mesure que la profondeur augmente. De ce fait, il est nécessaire d'examiner périodiquement l'évolution des sédiments à différentes profondeurs.

La présente étude analyse la recolonisation en 1998 par les espèces oligotrophes des sédiments situés à une profondeur de 150 m. La situation observée en 1998 est ensuite comparée à celles de 1990 et 1993 à la même profondeur ainsi qu'à celles de 1991 et de 1996 à 40 m de fond. Ces comparaisons devraient permettre de poser un diagnostic précis sur l'évolution de l'état du Léman à partir de critères intégrateurs.

2. STATIONS ET MÉTHODES

La figure 1 A indique l'emplacement des 7 zones de prélèvements visitées dans le Léman entre 1982 et 1998. En 1998, c'est la zone 5, située sur la rive nord-ouest du Grand Lac (entre Buchillon et Morges) à une profondeur moyenne de 150 m, qui a été étudiée en détail. Cette zone 5 a été choisie pour suivre l'évolution des vers à 150 m de profondeur, de préférence à la zone 3 étudiée en 1990 et 1993, pour deux raisons. Tout d'abord, du fait de sa localisation, la zone 5 peut facilement être comparée à la zone 4, visitée en 1991 et 1996 à 40 m de profondeur. Ensuite la zone 5 est moins exposée aux apports de l'Aubonne qui tendent à s'accumuler dans la partie nord de la zone 3; de ce fait, la zone 5 reflète mieux l'évolution à long terme du lac lui-même que la zone 3, davantage influencée par les apports externes.

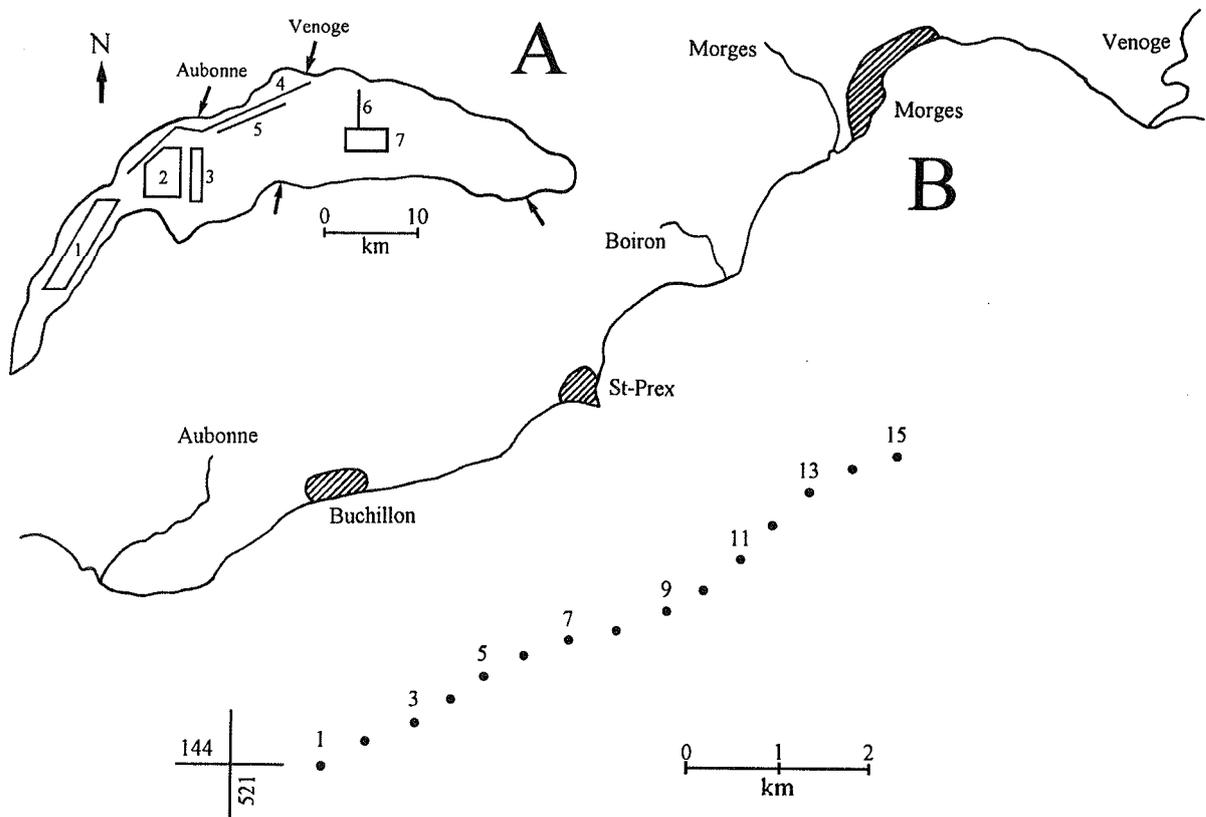


Figure 1 : A Localisation des 7 zones (numéros 1 - 7) étudiées dans le Léman entre 1982 et 1998. Zone 1 (Petit Lac), visitée en 1994 (profondeur des prélèvements : 40 - 75 m); zone 2 (Grand Lac), visitée en 1995 (profondeur : 48 - 162 m); zone 3 visitée en 1983, 1988, 1990, 1993 (150 m); zone 4 visitée en 1982, 1991, 1996 (40 m); zone 5 visitée en 1998 (150 m); zone 6 visitée en 1996, 1997, 1998 (185 - 300 m), zone 7 visitée en 1978, 1983 (300 - 309 m).

B Localisation des 15 stations (numéros 1 - 15) visitées en 1998 à 150 m de profondeur dans la zone 5.

Dans la zone 5, 15 stations de prélèvement, distantes d'environ 500 m les unes des autres, ont été visitées à 6 reprises entre le 26 mai et le 8 juin (figure 1 B). Au cours de chaque visite, deux carottes de sédiments (30 cm de long, 16 cm² chacune) ont été prises simultanément (à 18 cm l'une de l'autre) dans chacune des 15 stations mentionnées ci-dessus. Le prélèvement s'effectue au moyen d'un carottier descendu depuis la surface à l'extrémité d'un câble. En tout ce sont 180 carottes de sédiment qui ont été ainsi prises : soit 6 doubles carottes dans chacune des 15 stations. En laboratoire, le sédiment est tamisé (vide de maille 0.2 mm) et le refus du tamis est conservé dans une solution de formol à 8 %. Les vers (tubificidés et lumbriculidés) et les larves de chironomides présents dans le refus du tamis sont ensuite collectés au moyen de fines brucelles. Cette collecte s'effectue dans une cuvette à fond blanc, examinée sous une loupe. Les vers dont le diamètre dépasse 0.29 mm et toutes les larves de chironomides sont ensuite montés entre lame et lamelle dans un milieu approprié (REYMOND, 1994) afin d'être identifiés jusqu'au niveau du genre ou de l'espèce. Les vers de petite taille (c'est-à-dire les jeunes individus récemment éclos) ne sont pas identifiés car leur abondance, contrairement à celle des adultes, varie fortement en fonction de la saison, ce qui peut masquer la tendance à long terme (LANG, 1998). Enfin 12 carottes de sédiment, dépourvues de faune à cause d'un mauvais fonctionnement du carottier, ne sont pas incluses dans l'analyse des résultats.

Les espèces de vers sont ensuite séparées en trois catégories d'après leur valeur indicatrice (tableau 1). L'abondance relative des espèces oligotrophes est calculée en rapportant, sous forme de pourcentage, le nombre d'individus appartenant à ces espèces au nombre total de vers adultes présents dans chaque prélèvement.

TABLEAU 1 - Valeur indicatrice des principales espèces de vers du Léman (LANG, 1990) et fréquence (% en valeur arrondie) de ces espèces à 40 m (en 1996, 170 prélèvements) et à 150 m de profondeur (en 1998, 168 prélèvements). La fréquence correspond au pourcentage des prélèvements dans lesquels une espèce est présente

		Indique une tendance					
		Oligotrophe		Mésotrophe		Eutrophe	
Numéro	Espèce	40 m	150 m	40 m	150 m	40 m	150 m
1	<i>Bythonomus lemani</i> Grube	21 ^{a)}	0				
2	<i>Spirosperma velutinus</i> (Grube)	72	7				
3	<i>Bichaeta sanguinea</i> Bretscher	8	5				
4	<i>Stylodrilus heringianus</i> Claparède	52	66				
5	<i>Potamothrix vej dovskyi</i> (Hrabe)			49	77		
6	<i>Spirosperma ferox</i> (Eisen)			22	2		
7	<i>Psammoryctides barbatus</i> (Grube)			38	0		
8	<i>Potamothrix moldaviensis</i> (Vejdovsky, Mrazek)			6	0		
9	<i>Limnodrilus profundicola</i> (Verrill)						
10	<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> (Claparède)					41	33 ^{b)}
11	<i>Potamothrix hammoniensis</i>						
12	<i>Potamothrix heuscheri</i> (Bretscher)						
13	<i>Tubifex tubifex</i> (Müller)					64	59 ^{c)}

a) Espèce présente dans 21% des prélèvements

b) Fréquence des espèces 9 et 10 cumulées, espèce 10 la plus fréquente

c) Fréquence des espèces 10 à 13 cumulées, espèce 12 la plus fréquente.

L'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes passe de 70 % dans un lac oligotrophe à 52 % dans un lac oligo-mésotrophe, à 35 % dans un lac mésotrophe, à 17 % dans un lac méso-eutrophe avant d'atteindre la valeur zéro dans la zone profonde d'un lac eutrophe (LANG, 1990). Ces 5 valeurs de référence permettent de replacer la signification d'une campagne de prélèvement de vers dans le contexte de l'évolution trophique d'un lac. Par exemple, des valeurs voisines de 35 % (25 % - 45 %) sont caractéristiques de conditions mésotrophes.

L'abondance relative moyenne des espèces de vers oligotrophes peut être calculée à partir des concentrations en phosphore observées dans l'eau des lacs (LANG, 1990). La concentration moyenne en phosphore total (TP) observée dans l'eau (0 - 100 m) du Léman pour les 5 années (1993 - 1997) précédant le prélèvement des vers en 1998 est de 29.2 mg/m³ (BLANC et al., 1998). L'abondance relative (%) moyenne des espèces de vers oligotrophes (ACEO) est calculée à partir de cette concentration au moyen de l'équation suivante (LANG, 1990) :

$$\text{ACEO} = 80.29 - 8.35 \text{ TP}^{0.5} \quad r^2 = 0.81 \quad n = 15$$

Si les abondances des espèces observées sont proches de 35.2 %, la valeur empirique de ACEO ainsi calculée cela signifie que la restauration du sédiment suit celle de l'eau avec un décalage de temps qui n'excède pas 5 ans. Si les valeurs observées sont inférieures à la valeur calculée, cela veut dire que la restauration des sédiments est très retardée par rapport à celle de l'eau.

3. RÉSULTATS

Les larves de chironomides ne sont présentes que dans 12.5 % des 168 prélèvements de sédiment effectués en 1998 à 150 m de profondeur. Sur les 4 genres identifiés - *Micropsectra* (présent dans 7.7 % des prélèvements), *Paracladopelma* (1.2 %), *Tanytarsus* (0.6 %) et *Procladius* (3.0 %) - seuls les deux premiers sont indicateurs de conditions oligotrophes. Cependant, vu la rareté des chironomides dans la zone étudiée, leur valeur diagnostique, contrairement à celle des vers, reste faible.

En ce qui concerne les vers (tubificidés et lumbriculidés), les espèces indicatrices de conditions oligotrophes (tableau 1) sont présentes dans 68.5 % des prélèvements et leur abondance relative moyenne s'élève à 29.9 % en 1998. Cependant, l'abondance observée reste inférieure à 35.2 %, la valeur calculée à partir des concentrations en phosphore dans l'eau (voir § 2 "Stations et méthodes"). En d'autres termes, la restauration du sédiment est en retard par rapport à celle de l'eau.

Dans les 15 stations étudiées en 1998 (figure 2), l'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes varie entre un minimum de 17.3 % et un maximum de 39.3 %. Toutefois, les différences observées entre les stations ne sont pas significatives (analyse de variance, P = 0.551). La zone étudiée en 1998 peut donc être considérée comme relativement homogène du point de vue de l'abondance relative des espèces indicatrices.

Afin d'analyser l'évolution à long terme des communautés de vers à 150 m de profondeur, les résultats obtenus en 1998, dans l'ensemble de la zone 5 sont comparés à ceux enregistrés dans la zone 3 en 1990 et 1993 (figure 3). L'abondance relative moyenne des espèces de vers oligotrophes passe de 24.5 % en 1990 à 29.9 % en 1998. La valeur mesurée en 1998 est significativement supérieure à celles enregistrées en 1990 et 1993 qui sont semblables entre elles (test de comparaison multiple de Scheffé).

Les abondances observées entre 1990 et 1998 à 150 m de profondeur se rapprochent graduellement de 35 %, la valeur moyenne caractéristique d'un lac mésotrophe (voir § 2 "Stations et méthodes"). Par contraste, les valeurs pour 1978 et 1983 (tableau 2) étaient celles observées dans un lac méso-eutrophe.

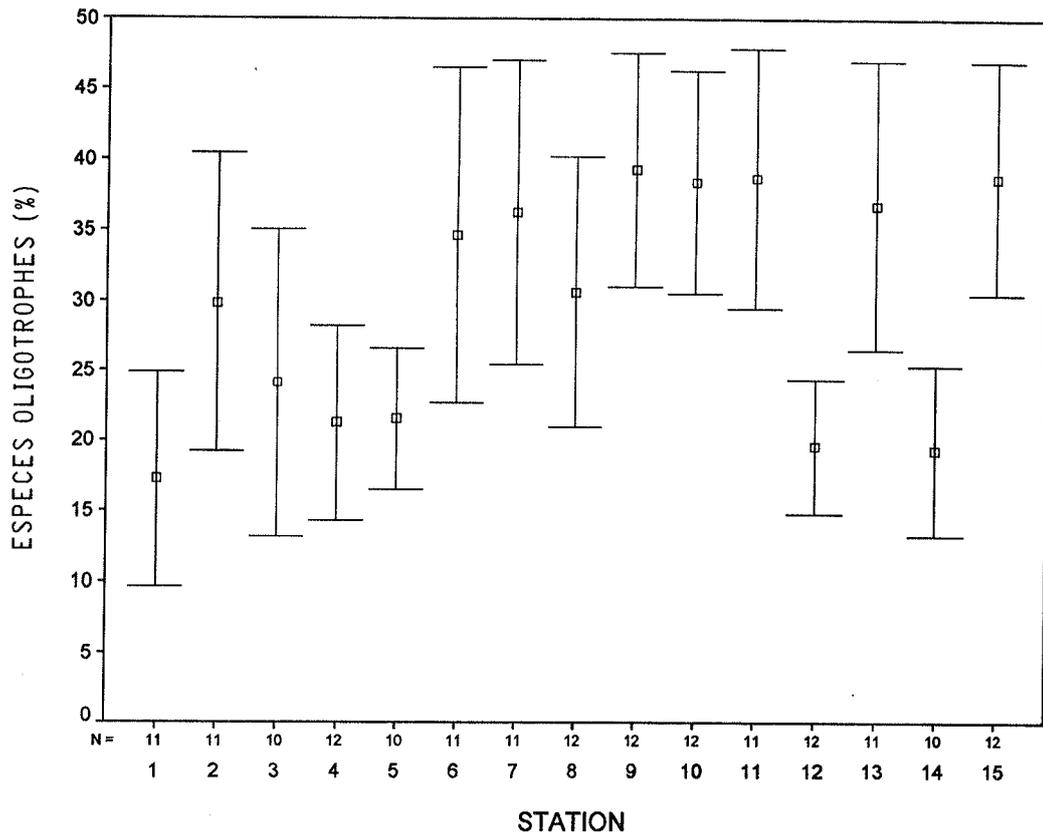


Figure 2 : Abondance relative moyenne (%) des espèces de vers oligotrophes dans chacune des 15 stations étudiées en 1998 (Fig. 1B). Les lignes de part et d'autre de la moyenne (carré) indiquent la valeur de l'écart-type. N = nombre de prélèvements de 16 cm² effectués dans chaque station

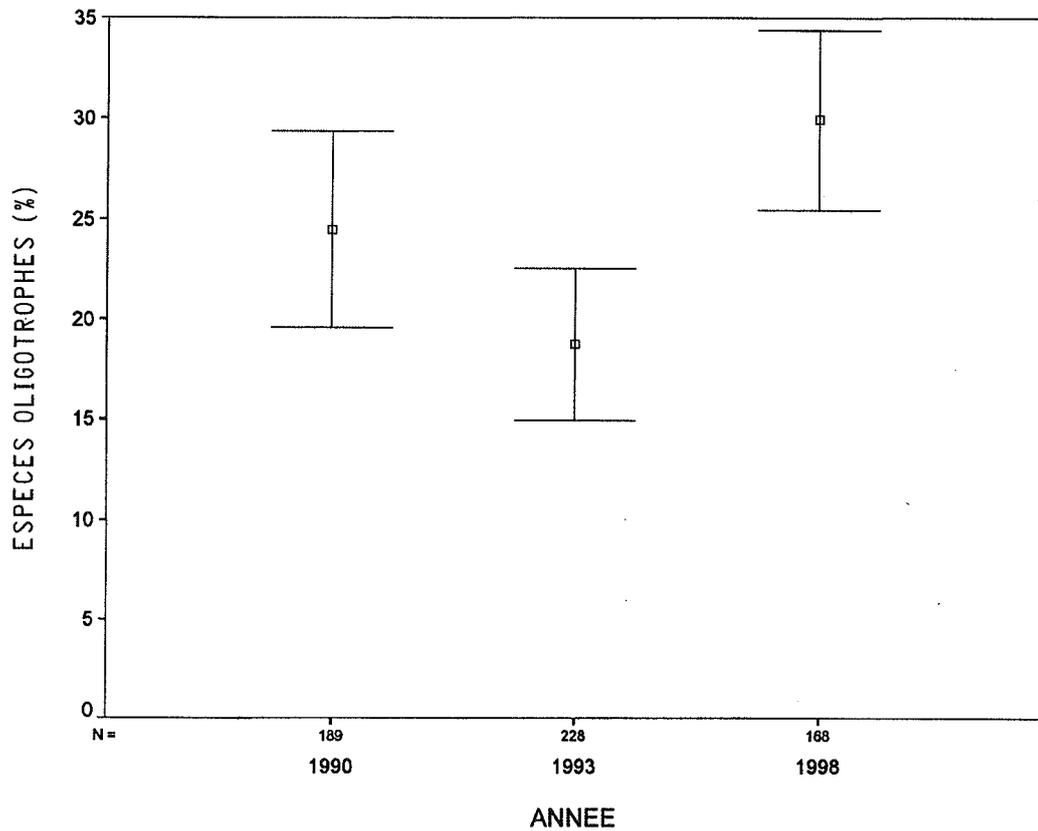


Figure 3 : Evolution de l'abondance relative moyenne (%) des espèces de vers oligotrophes entre 1990 et 1998 à 150 m de profondeur (légende, voir Fig. 2)

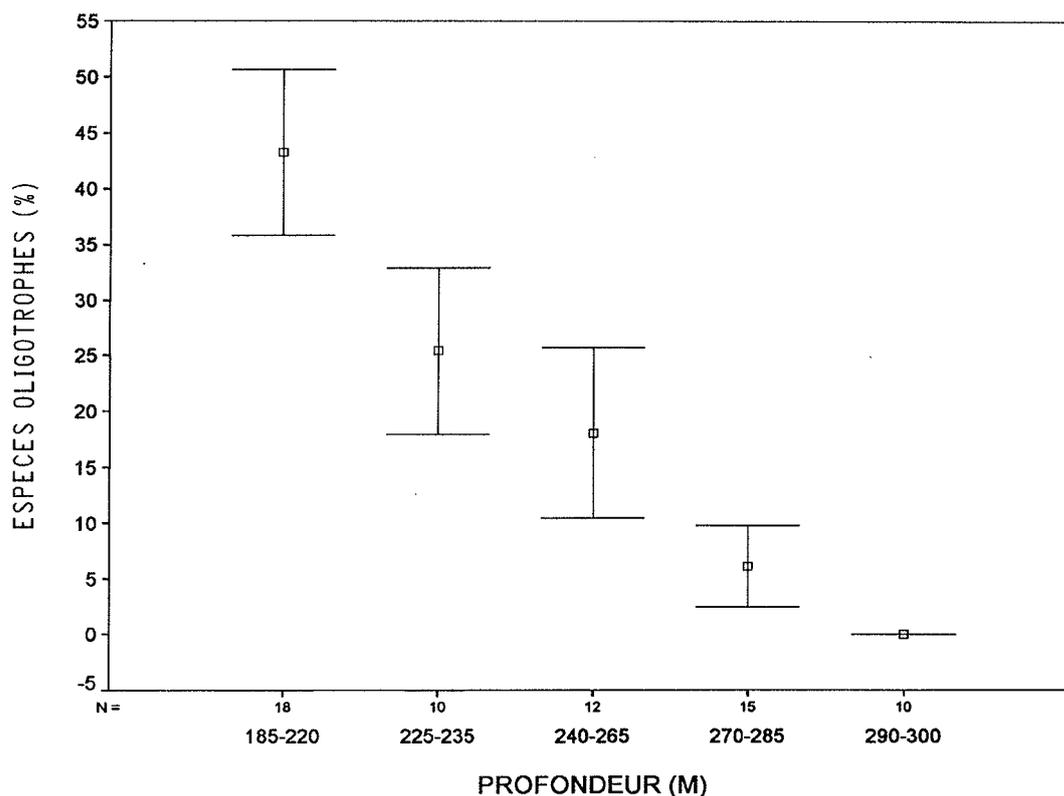


Figure 4 : Evolution de l'abondance relative moyenne (%) des espèces de vers oligotrophes en fonction de la profondeur (résultats 1996, 1997, 1998 cumulés)

4. DISCUSSION

4.1 Effets de la profondeur

L'augmentation de l'abondance relative moyenne des espèces de vers oligotrophes montre que l'état biologique des sédiments s'est amélioré entre 1990 et 1998 à 150 m de profondeur (figure 3). Toutefois, l'abondance observée en 1998 (30 %) reste inférieure à 35 %, la valeur empirique calculée à partir des concentrations en phosphore dans l'eau du lac. De plus, la valeur observée en 1998 dans la zone 5 est également inférieure aux valeurs mesurées en 1991 et en 1996 à 40 m de profondeur dans la zone 4 : 41 % et 45 % respectivement (tableau 2). En d'autres termes, plus la profondeur est grande, plus la restauration des sédiments altérés est lente.

Cette tendance est particulièrement évidente dans la zone la plus profonde du Léman (290 m - 390 m) qui n'est peuplée entre 1996 et 1998 (LANG, 1998 b, résultats inédits) que par des espèces très résistantes au manque d'oxygène, caractéristique des lacs eutrophes où elles sont les seules présentes dans la zone profonde (tableau 1 : les 3 dernières espèces).

En 1963 au contraire, les espèces indicatrices de conditions oligotrophes constituaient encore le 59 % des communautés de vers présentes à 309 m de profondeur (JUGET, 1967). Cette valeur constitue d'ailleurs une référence qui, lorsqu'elle sera atteinte, montrera que le Léman dans son ensemble est revenu à un état proche de celui du début des années soixante. La figure 4 illustre le chemin qui reste à parcourir pour que l'état de la zone située entre 290 m et 300 m de profondeur redevienne celui de la zone localisée entre 185 m et 220 m. Ces résultats ont été obtenus à partir du sous-marin F.-A. FOREL qui constitue un excellent moyen d'étude des sédiments profonds (LANG, 1998b, résultats non publiés).

TABLEAU 2 - Evolution de l'abondance relative (%) moyenne des espèces de vers oligotrophes dans le Léman entre 1963 et 1998 à différentes profondeurs. Source : LANG, 1998a, cette étude et résultats inédits. ACEO : abondance des espèces oligotrophes calculée à partir des concentrations en phosphore (voir § 2 "Stations et méthodes")

Année	Zone (Fig. 1)	ACEO	Abondance en fonction de la profondeur					
			40 m	150 m	300 m	60 m	100 m	240 m
1963	7	49.8			59.0			
1976	7	12.8			0			
1977	4	13.2	15.3					
1978	3, 7	12.4		8.6	0			
1982	4	8.8	16.9					
1983	3, 7	8.6		9.5	0			
1988	3	12.6		21.4				
1990	3	16.4		24.5				
1991	4	19.3	41.3					
1993	3	25.8		18.7				
1994	1	28.2				16.8		
1995	2	30.0					22.0	
1996	4, 6	32.2	44.6		0			27.5 ^{a)}
1997	6	33.5			0			
1998	5, 6	35.2		29.9	0			

^{a)} Valeur moyenne de 24 prélèvements effectués entre 185 m et 300 m de profondeur.

Pour que ce niveau de référence soit à nouveau atteint, il faudra d'abord que les concentrations en oxygène mesurées dans l'eau (1 m au dessus du fond) ne descendent plus en dessous de 4 mg/l, contrairement à ce qui s'est encore observé en 1997 (BLANC, 1998). Il faudra ensuite que l'oxygène redevienne suffisamment abondant au niveau de l'interface eau-sédiment. C'est en effet à ce niveau que respirent les vers. Le premier signe d'une restauration de l'interface sera la disparition des tapis blancs que la bactérie *Beggiatoa* constitue à la surface des sédiments profonds (LANG, 1998 b).

Le tableau 2 résume l'évolution du Léman entre 1982 et 1998 au niveau de la biologie des sédiments. Les variations de l'abondance relative des espèces oligotrophes indiquent la tendance suivante. Les communautés de vers qui étaient celles d'un lac méso-eutrophe ou même eutrophe au début des années 80, sont devenues celles d'un lac mésotrophe à la fin des années 90. Cette évolution qui concerne surtout les zones situées à 40 m de profondeur et, dans une moindre mesure celles localisées à 150 m de fond, ne touche pas encore la zone la plus profonde (300 - 309 m) où les communautés restent celles d'un lac eutrophe. La comparaison, entre les valeurs calculées et observées de l'abondance relative moyenne des espèces oligotrophes, montre clairement la différence qui existe entre la vitesse de la restauration biologique à 40 m et à 150 m de profondeur. Dans le premier cas, les valeurs observées sont supérieures aux valeurs calculées : dans le deuxième cas, c'est la situation inverse qui prévaut.

4.2 Stratégies de prélèvement

Les résultats décrits dans le tableau 2 ont été obtenus sur la base d'une stratégie dont les étapes peuvent se résumer ainsi : choisir des zones relativement homogènes du point de vue profondeur, y effectuer 200 prélèvements de sédiment à une saison favorable, répéter l'opération à un intervalle de temps d'environ 5 ans de manière à disposer d'un recul suffisant pour mettre en évidence l'évolution à long terme de la zone étudiée.

Remarquons d'abord que toutes les zones étudiées entre 1982 et 1998 se situent dans la partie ouest du Léman (figure 1 A). Cette région a été choisie sur la base d'études générales, entreprises entre 1978 et 1983 (LANG, 1985), comme la plus favorable pour suivre l'évolution à long terme du lac. Elle est, en effet, moins influencée que la région orientale par les apports du Rhône.

Signalons également, qu'au sein de la région ouest, le Petit Lac doit être considéré comme une entité distincte du point de vue de la faune des sédiments. Il est en effet subdivisé en trois cuvettes peu profondes (70 - 76 m au maximum). Du fait de cette topographie, les apports organiques tendent à s'accumuler entre 40 m et 76 m de profondeur, dans la zone où la pente du fond diminue ("*focusing*"). Dans le Grand Lac au contraire, les apports coulent plus en profondeur. En raison de ces conditions particulières, les espèces oligotrophes ne constituent que le 17 % des communautés de vers dans la zone profonde (40 - 76 m) du Petit Lac en 1994. Cette valeur est voisine de celle observée (19 %) dans le Grand Lac en 1993 à 150 m de profondeur (tableau 2).

Une fois la zone d'étude choisie, le nombre de prélèvements en général effectués dans celle-ci (environ 200) résulte d'un compromis entre la nécessité de ne pas perdre trop de temps à analyser le matériel récolté et celle de disposer de résultats représentatifs. En terme de temps d'analyse, le compromis adopté est tout à fait acceptable. Mais il devient difficile de détecter une variation significative de l'abondance des espèces oligotrophes lorsque les différences d'abondance entre deux campagnes deviennent faibles, comme c'est le cas à 40 m de profondeur entre 1991 et 1996 (tableau 2).

Il existe deux solutions à ce problème : soit augmenter le nombre de prélèvements, soit accroître l'intervalle de temps entre deux campagnes successives, en passant de 5 ans à 8 ou 10 ans. De cette façon, les communautés de vers disposent de plus de temps pour manifester une réponse à la baisse des concentrations en phosphore. Dans l'optique d'une surveillance biologique à long terme, la deuxième solution semble la meilleure. Sur le plan pratique, la prochaine campagne de prélèvements à 40 m de profondeur devrait donc plutôt s'effectuer en 2004 (8 ans après celle de 1996) qu'en 2001.

5. COMPARAISON AVEC D'AUTRES LACS

La réponse des communautés de vers à la baisse des concentrations en phosphore n'est pas la même dans le lac de Neuchâtel et dans le lac de Constance que dans le Léman. Dans le premier lac, l'abondance relative des espèces de vers indicatrices de conditions oligotrophes à 40 m de profondeur passe de 16 % en 1984 à 33 % en 1992, puis décroît à 11 % en 1997 (LANG, 1999). Cependant, cette baisse ne correspond pas à une détérioration de l'état du lac, mais plutôt à un changement du groupe indicateur favorisé par l'évolution du lac : les chironomides remplacent les vers. En effet, si l'abondance des larves de chironomides et celle des vers caractéristiques de conditions oligotrophes sont combinées, les valeurs obtenues sont respectivement de 41 % en 1992 et de 35 % en 1997, soit une différence qui n'est pas significative. Ce résultat montre qu'il ne faut pas négliger les chironomides comme groupe indicateur, sous peine de poser un diagnostic erroné sur l'état d'un lac.

Le lac de Constance est à bien des égards très semblable au Léman, notamment en terme de morphologie et d'évolution des concentrations en phosphore. C'est ce qui rend d'autant plus surprenante la réponse de ses communautés de vers à la baisse du phosphore qui est d'ailleurs plus accentuée que dans le Léman. Les vers ont été étudiés entre 1992 et 1994 sur une transversale allant de la rive allemande à la rive suisse (WAGNER et al., 1998); cinq stations de prélèvements situées à 50 m, 100 m, 250 m, 100 m et 50 m de profondeur ont été visitées. Le fait étonnant, c'est qu'aucune espèce indicatrice de conditions oligotrophes n'a été récoltée au cours de cette étude ! Pourtant l'espèce *Stylodrilus heringianus* a été signalée dans ce lac les années précédentes. D'après les critères utilisés dans le Léman, la faune des sédiments profonds du lac de Constance est celle d'un lac eutrophe.

Ce résultat surprenant peut s'expliquer de deux façons :

- 1) pour une raison qui reste à déterminer, les communautés de vers du lac de Constance ont été beaucoup plus affectées par l'augmentation de l'eutrophisation que celles du Léman si bien que les espèces oligotrophes ont été pratiquement éliminées de la zone profonde;
- 2) la zone étudiée, trop limitée dans l'espace, n'est pas représentative de la situation générale du lac.

Ce type de zone défavorable se rencontre également dans le Léman. C'est pour cette raison que les prélèvements y sont dispersés sur une grande surface de manière à ce que le diagnostic ne soit pas biaisé par l'influence de conditions locales particulières.

Ces deux exemples montrent que l'emploi des communautés benthiques pour évaluer l'état d'un lac peut poser des problèmes. Il convient donc de ne rien négliger dans l'interprétation des résultats. Par exemple, toutes les espèces oligotrophes utilisées comme indicateurs dans cette étude n'ont pas la même sensibilité : *Spirosperma velutinus* est beaucoup plus sensible que *Stylodrilus heringianus* vis-à-vis d'une dégradation du milieu. C'est pour cette raison que la première espèce citée est présente dans 72 % des prélèvements à 40 m de profondeur, mais seulement dans 7 % d'entre eux à 150 m (tableau 1) alors qu'elle était abondante à 309 m de profondeur en 1963 (JUGET, 1967). Si l'état du Léman continue de s'améliorer, c'est peut-être *Spirosperma velutinus* qui deviendra l'indicateur le plus approprié.

6. CONCLUSIONS

Les changements intervenus dans la composition des communautés de vers présentes à 150 m de profondeur indiquent clairement que l'état biologique des sédiments s'est amélioré entre 1990 et 1998 en réponse à la baisse des concentrations en phosphore dans l'eau du Léman. Toutefois l'amélioration observée en 1998 à 150 m de profondeur est moins accentuée que celle enregistrée en 1996 à 40 m. Plus la profondeur est grande, plus la restauration des sédiments altérés prend du temps.

Les résultats obtenus entre 1982 et 1998 dans différentes zones montrent que les communautés de vers constituent un bon indicateur de l'évolution du Léman. Il serait donc souhaitable d'inclure l'étude de ces organismes dans le programme d'auscultation de la CIPEL.

REMERCIEMENTS

Luc JACQUEMETTAZ, garde-pêche permanent, m'a aidé à effectuer les prélèvements nécessaires à cette étude. Les remarques de l'équipe du bureau ETEC et celles de Claude CORVI m'ont permis d'améliorer ce texte.

BIBLIOGRAPHIE

- BAINES, S.T. et PACE, M. (1994) : Relationships between suspended particulate matter and sinking flux along a trophic gradient and implication for the fate of planktonic primary production. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51, 25-36.
- BLANC, P. (1998) : Evaluation de l'étendue de la zone désoxygénée dans la plaine centrale du Grand Lac, en automne 1997. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1997, 61-66.
- BLANC, P., CORVI, C., KHIM-HEANG, S. et RAPIN, F. (1998) : Evolution physico-chimique des eaux du Léman, campagne 1997. *Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut.*, Campagne 1997, 33-59.
- JUGET, J. (1967) : La faune benthique du Léman : modalités et déterminisme écologiques du peuplement. Thèse No 466, Université de Lyon, 360 pp.
- LANG, C. (1985) : Eutrophication of Lake Geneva indicated by the oligochaete communities of the profundal. *Hydrobiologia*, 126, 237-243.
- LANG, C. (1990) : Quantitative relationships between oligochaete communities and phosphorus concentrations in lakes. *Freshwat. Biol.*, 24, 327-334.
- LANG, C. (1998a) : Using oligochaetes to monitor the decrease of eutrophication : the 1982 - 1996 trend in Lake Geneva. *Arch Hydrobiol.*, 141, 447-458.
- LANG, C. (1998b) : Using a submarine to monitor the biological recovery of deep sediments in Lake Geneva (Switzerland). *Rev. suisse Zool.*, 105, 81-88.
- LANG, C. (1999) : Contrasted responses of oligochaetes and chironomids to the abatement of eutrophication in Lake Neuchâtel. *Aquatic Sciences*.
- REYMOND, O. (1994) : Préparations microscopiques permanentes d'oligochètes : une méthode simple. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.*, 83, 1-3.
- WAGNER, B., SCHRÖDER, H.G., GÜDE, H., SANZIN, W. et ENGLER, U. (1998) : Zustand des Seebodens 1992 - 1994, Sedimentinventare - Phosphor - Oligochaeten. *Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee* 47.

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

Campagne 1998

PAR

Alain ORAND et Jean GAGNAIRE

STATION D'HYDROBIOLOGIE LACUSTRE (INRA), F - 74203 THONON-LES-BAINS Cedex

RÉSUMÉ

Les apports au Léman par les rivières sont calculés à partir des analyses sur des prélèvements d'eau en continu (proportionnels aux débits) pour les quatre affluents principaux (Rhône amont, Dranse, Aubonne et Venoge) et de prélèvements sur sept affluents 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 1998 est une année de pluviométrie inférieure à la moyenne au voisinage du Léman. Les débits moyens annuels sont inférieurs à la moyenne de la période 1984-1998.

En 1998, les apports en phosphore total au lac par les quatre rivières principales ont été de 1'266 tonnes. Le Rhône amont représente 98 % de ces apports. Les sept rivières secondaires apportent 25 tonnes de phosphore total au Léman.

Les apports en phosphore dissous par les quatre rivières principales (45.6 t) sont les plus faibles depuis le début des années 60. Les concentrations sont relativement élevées dans certaines des rivières secondaires telles que la Morges (47.4 µg P/l), la Chamberonne (37.9 µg P/l) et la Versoix (31.7 µg P/l). Il semble que la situation se soit améliorée pour la Versoix, puisque la concentration moyenne de 61.9 µg P/l en 1996 a été réduite de moitié.

Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 64.5 % du total des apports répertoriés (quatre rivières principales et sept rivières secondaires). Les concentrations en azote minéral total varient de 0.53 mg N/l dans la Grande Eau à 5.96 mg N/l dans la Morges. Une rivière principale, la Venoge, ainsi que trois rivières secondaires, la Chamberonne, la Morges et la Dullive atteignent ou dépassent la concentration moyenne de 3 mg N/l.

Les flux en chlorures cessent d'augmenter en 1998. Ils sont pour les quatre rivières principales très voisins de 52'000 tonnes. Les sept affluents secondaires apportent environ 2'300 tonnes. La concentration moyenne annuelle pondérée dans les rivières principales (8.4 mg Cl/l) est sensiblement plus élevée que celle des rivières secondaires (7.1 mg Cl/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 1.4, on constate que les nitrates sont multipliés par un facteur de 2.2, le phosphore total augmente d'un facteur 4.6 et le phosphore dissous d'un facteur 5.5.

1. GÉNÉRALITÉS

En 1998, 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 ainsi que la Grande Eau, un affluent du Rhône amont (confluence en amont de la Porte du Scex). Les résultats des recherches 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 flux des rivières secondaires dans les graphiques.

Les analyses sur le Rhône émissaire, le Rhône à Chancy (programme NADUF), l'Arve et son affluent l'Aire 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'écotoxicologie, Genève
- ▶ Laboratoire du Service des eaux, sols et assainissement, Epalinges (Vaud)
- ▶ 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 (IFAEPE), Dübendorf, programme NADUF.

Ces laboratoires participent régulièrement aux calibrations interlaboratoires organisées dans le cadre de la CIPEL.

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. Pour les métaux dans le Rhône amont, les analyses sont effectuées sur les eaux brutes acidifiées.

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

	Proport. au débit intégré sur 1 semaine	Proport. 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
Veveyse	x ¹		
Grande Eau		x	
Promenthouse	x ¹		
Chamberonne	x ¹		
Eau Froide		x	
Morges	x ¹		
Dullive		x	
Rhône émissaire	x ²		
Bassin du Rhône aval			
Arve			x
L'Aire			x
Allondon			x
Rhône à Chancy	x ²		

¹ = intégré sur une semaine, proportionnel au temps

² = intégré sur deux semaines

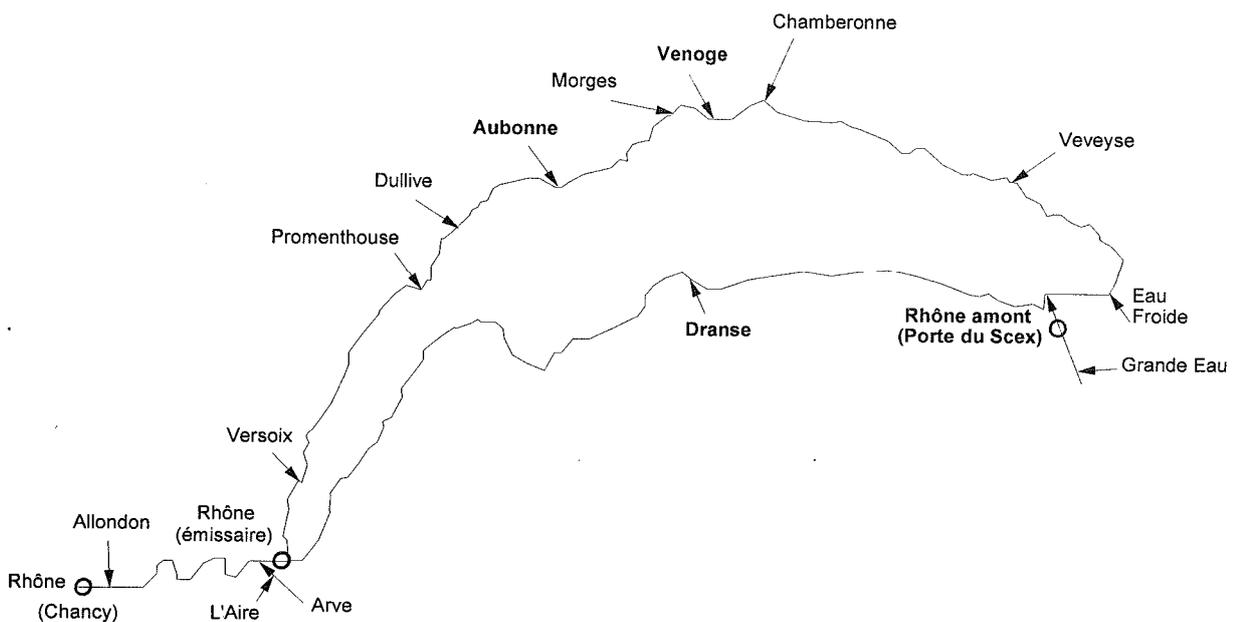


Figure 1 : Situation des diverses rivières étudiées

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

L'année 1998 est une année inférieure à la moyenne sur le plan de la pluviométrie avec une lame d'eau précipitée autour du Léman de l'ordre de 970 mm (ORAND et GAGNAIRE, 1999). Les débits moyens annuels des rivières principales sont inférieurs de 8 % par rapport à la moyenne inter-annuelle de 1984 à 1998.

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

Année	Venoge	Aubonne	Dranse	Rhône amont	Rhône émissaire
1984	5.3	5.9	19.6	160.2	221.0
1985	3.4	4.6	19.7	182.7	258.0
1986	3.9	5.3	21.4	199.1	259.1
1987	4.7	6.9	23.3	198.2	276.6
1988	5.5	6.7	22.2	206.7	278.9
1989	2.3	2.9	12.1	169.6	207.2
1990	3.0	3.7	18.3	172.2	238.6
1991	3.2	5.9	14.9	173.7	201.5
1992	4.1	7.2	21.3	178.5	224.7
1993	6.6	5.6	17.3	191.2	243.2
1994	4.5	6.1	20.5	216.4	297.4
1995	5.3	6.6	27.2	210.5	303.4
1996	3.5	4.5	15.2	147.2	192.5
1997	3.9	5.8	18.7	184.9	234.0
1998	3.3	4.9	17.2	170.5	216.3
Moyenne	4.2	5.5	19.3	184.1	243.5

Débits (m³/s)

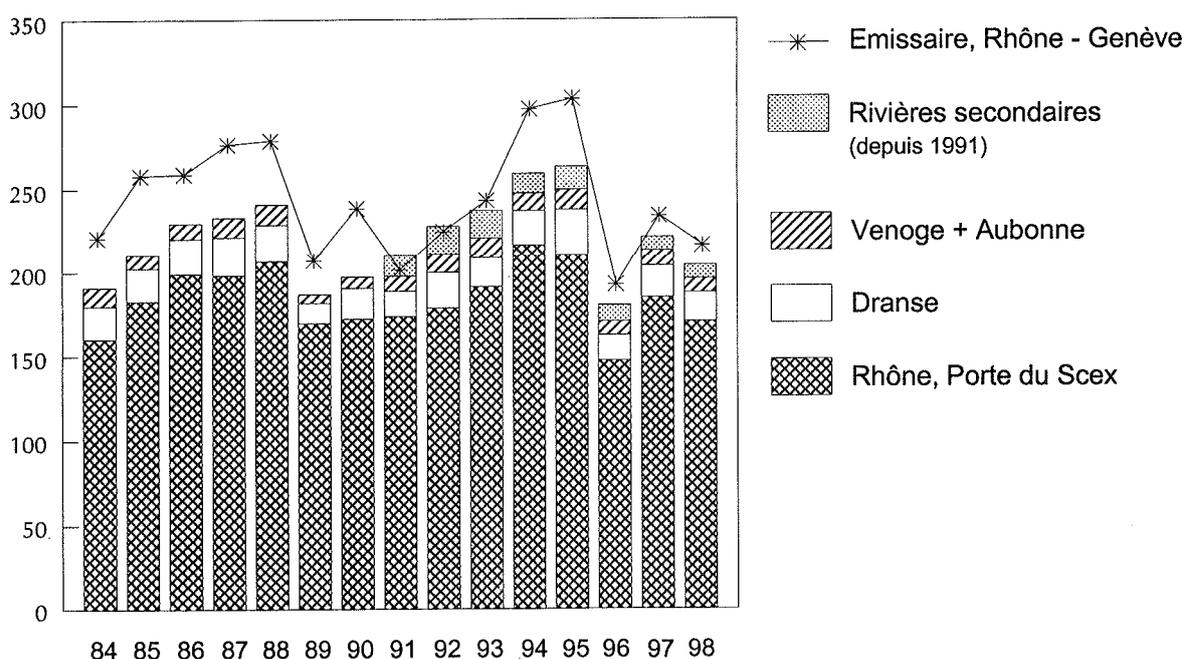


Figure 2 : Débits moyens annuels

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*

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

avec Fa = flux annuel
 Ch = concentration de l'échantillon intégré, hebdomadaire (ou bimensuel)
 Qh = volume d'eau de la période correspondante
 s = 52 (échantillonnage hebdomadaire)
 26 (échantillon bimensuel)
 C_{moy} = concentration moyenne annuelle pondérée

- *Pour les rivières à échantillonnage mensuel*

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

avec F_{moy} = flux moyen (g/s)
 Ci = concentration dans l'échantillon prélevé (g/l)
 Qi = débit moyen de la période correspondante (m³/s)
 n = nombre d'échantillons
 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), phosphore organique dissous.
- *fraction particulaire* :
phosphore organique particulaire, 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).

Fraction dissoute

La fraction dissoute est donc la plus importante au plan biologique : l'orthophosphate (PO₄) 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 d'adsorption 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 1980-1998 sont de 1'032 tonnes par an. Ils sont de 1'266 tonnes pour l'année 1998 dont 1'225 t pour le Rhône-amont.

(tonnes P/an)

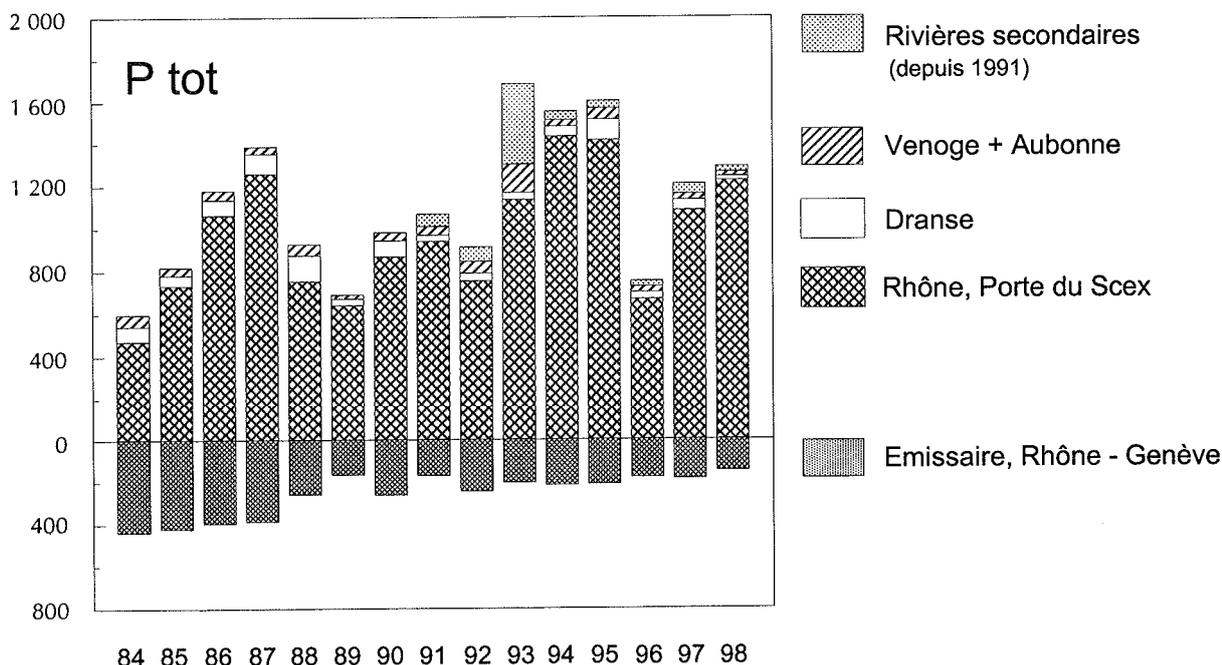


Figure 3 : Phosphore total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

3.1.2 Phosphore dissous (orthophosphate)

Le total des apports en orthophosphate par les affluents principaux (45.6 t) est toujours largement inférieur à 100 tonnes, seuil atteint en 1987.

Les apports par la Dranse représentent 8.8 % des apports totaux des rivières principales. Le pourcentage moyen sur la période 1990-1998 est sensiblement supérieur (11.7 %).

Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits se répartissent comme suit : 6.7 µgP/l pour le Rhône amont, 7.4 µgP/l pour la Dranse, 17.0 µgP/l pour l'Aubonne et 30.2 µgP/l pour la Venoge.

(tonnes P/an)

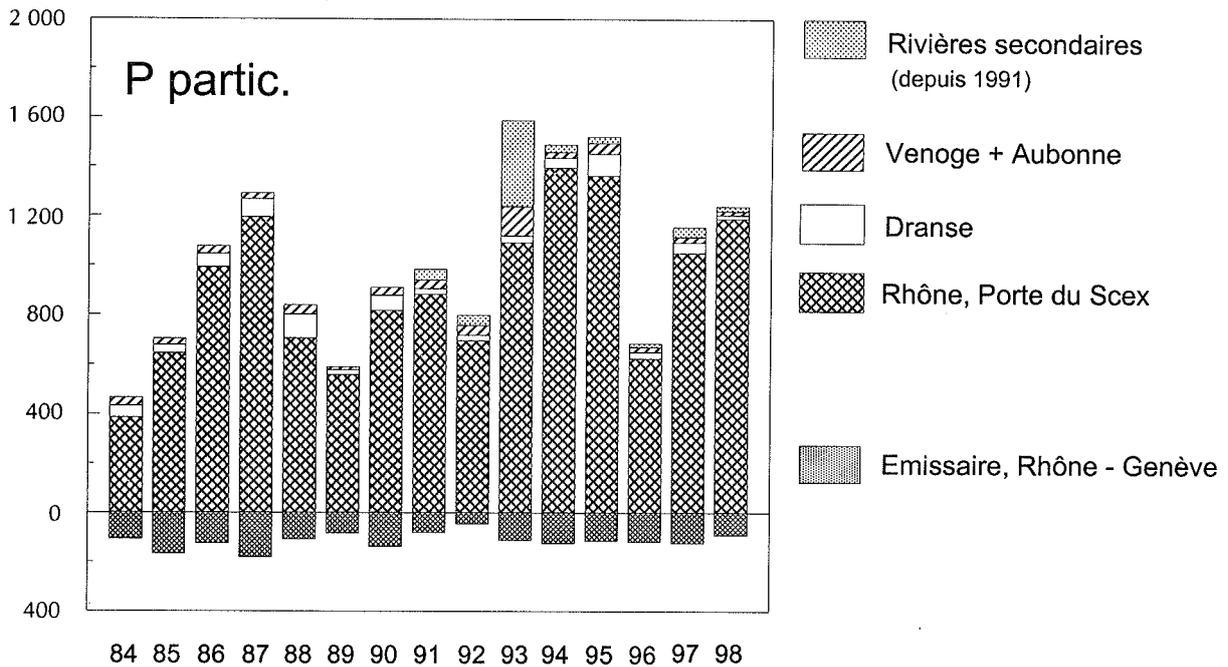


Figure 4 : Phosphore particulaire - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

(tonnes P/an)

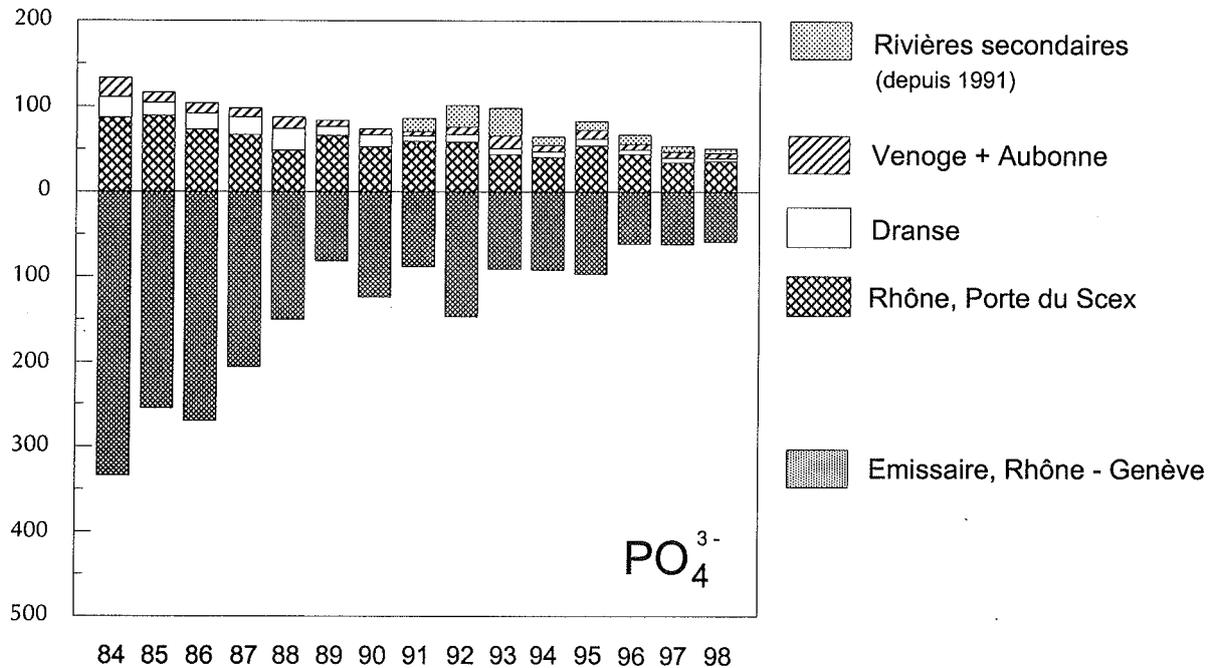


Figure 5 : Phosphore dissous (orthophosphate) - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

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

En 1998, les apports en azote nitrique par les quatre affluents principaux atteignent 3'381 tonnes (concentration moyenne pondérée par les débits : 0.55 mg N/l).

Les exportations d'azote nitrique par l'émissaire sont, en 1998, de 2'444 tonnes, un des niveaux les plus bas atteints depuis 1980. Les concentrations moyennes annuelles pondérées par les débits sont très proches des concentrations moyennes des 15 dernières années (0.36 contre 0.40 mg N/l).

Représentés à plus de 90 % par l'azote nitrique, les apports en azote minéral total par les rivières principales s'élèvent à 3'740 tonnes. Le Rhône amont représente 73 % du total des apports des rivières principales. De fortes disparités existent entre les rivières, la fourchette des concentrations variant de 0.64 mg/l pour la Dranse à 4.1mg/l pour la Venoge.

Pour l'azote total (azote minéral et organique) dans le Rhône amont, les apports en 1998 (4'593 t) sont plus faibles que la moyenne interannuelle 1980-1998 (5'722 t). Il en est de même pour la Dranse (459 t et 513 t).

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

Année	Rhône		Dranse	
	tonnes	mg N/l	tonnes	mg N/l
1980	6'479	0.99	564	0.53
1981	5'499	0.83	619	0.88
1982	5'171	0.75	619	0.86
1983	5'685	0.88	531	0.74
1984	6'181	1.22	450	0.73
1985	5'592	0.97	525	0.85
1986	5'869	0.94	549	0.82
1987	7'362	1.16	567	0.77
1988	6'649	1.02	598	0.85
1989	4'929	0.92	322	0.85
1990	6'136	1.13	493	0.86
1991	5'790	1.06	412	0.88
1992	6'520	1.16	606	0.90
1993	5'672	0.94	438	0.80
1994	5'647	0.83	472	0.73
1995	5'949	0.90	627	0.73
1996	4'132	0.89	396	0.83
1997	4'871	0.84	493	0.83
1998	4'593	0.85	459	0.85
Moyenne	5'722	0.96	513	0.80

(tonnes N/an)

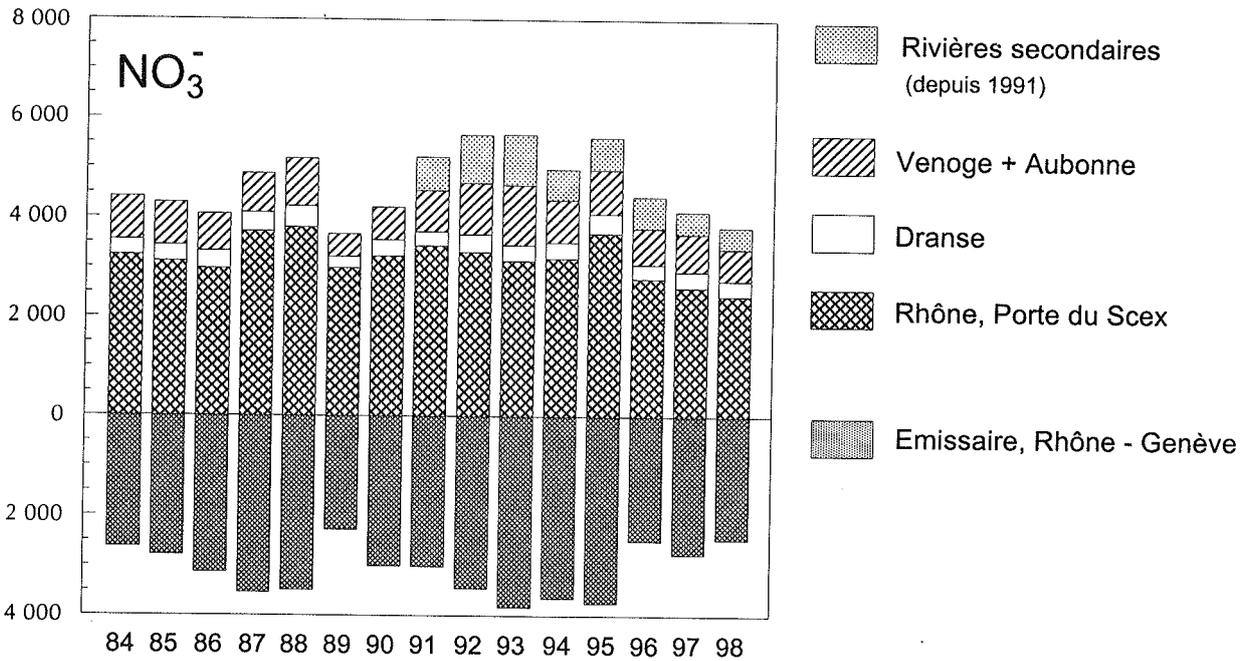


Figure 6 : Azote nitrique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

(tonnes N/an)

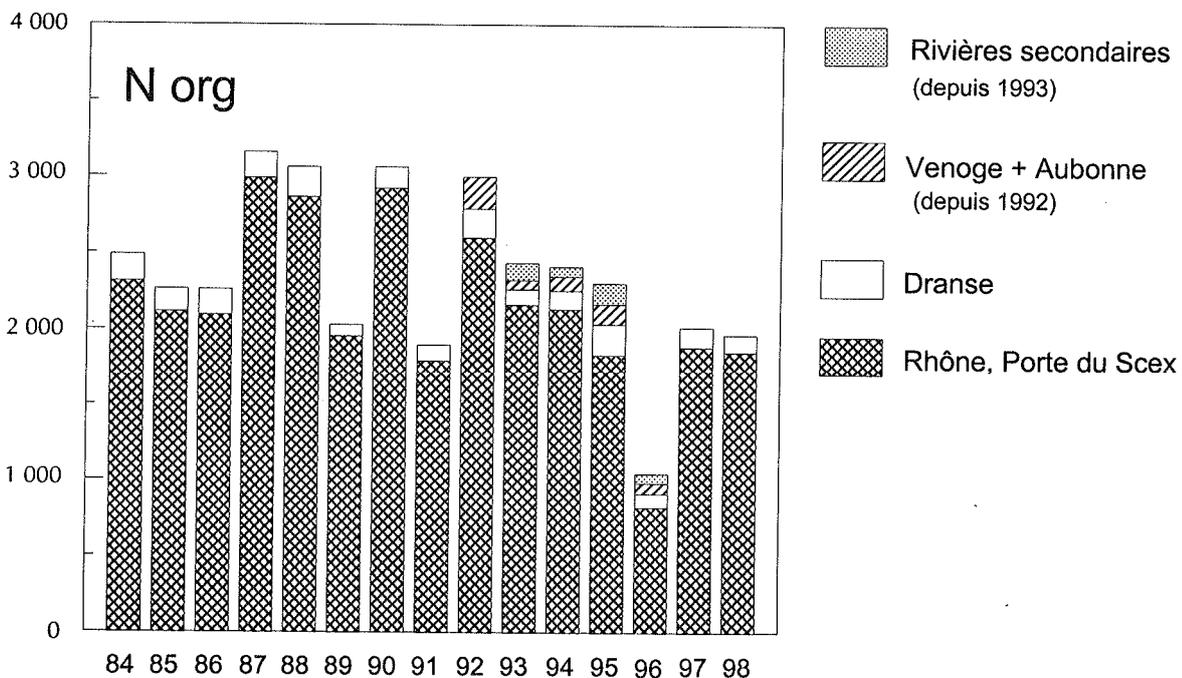


Figure 7 : Azote organique - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

(tonnes N/an)

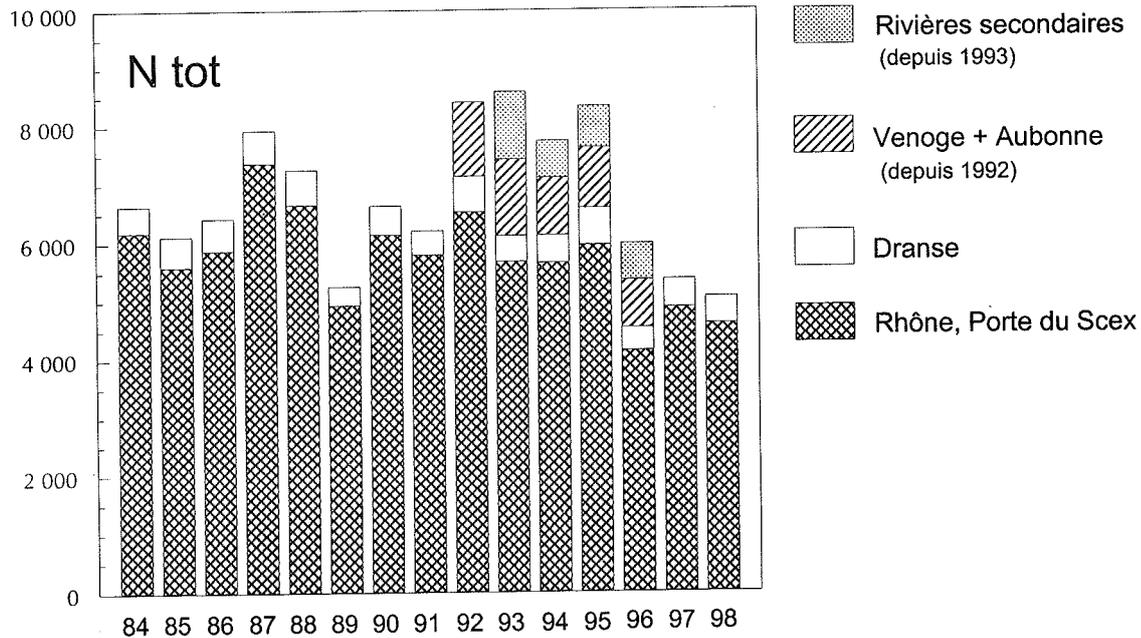


Figure 8 : Azote total - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

3.3 Chlorure (figure 9)

En terme de concentrations moyennes annuelles, les chlorures présentent une relative stabilité depuis 1988. Pour 1998, la concentration moyenne pondérée pour les affluents principaux est de 8.4 mg Cl/l et les apports totaux par les rivières principales atteignent 51'740 t.

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 49'650 t.

(tonnes Cl/an)

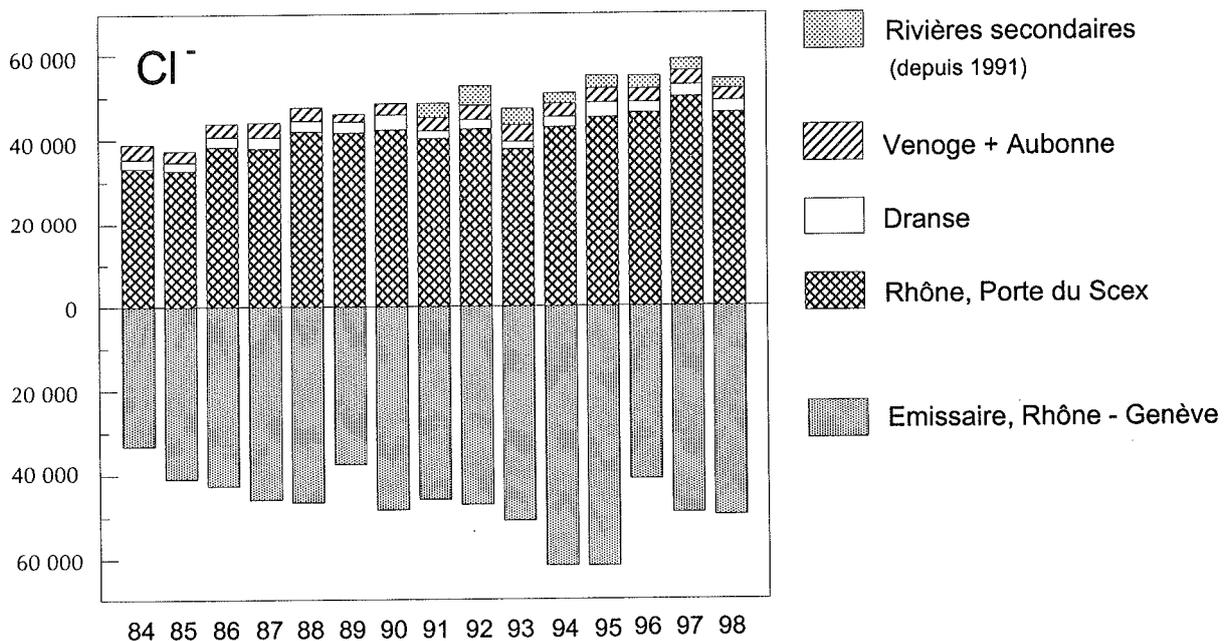


Figure 9 : Chlorure - Apports annuels par les affluents principaux et secondaires et perte annuelle par l'émissaire. (Ne représente pas un bilan complet, car il n'est pas tenu compte des rejets de STEP directs au lac).

4.1 Phosphore dissous (orthophosphate) et phosphore total

La charge annuelle en phosphore dissous qui transite par les sept affluents est de 5.3 tonnes. Ce total correspond à 54 % de celui apporté par la Dranse, l'Aubonne et la Venoge réunies (9.8 t). En 1998, la Versoix apporte 3.1 tonnes d'orthophosphate.

Pour les mêmes rivières mesurées en 1997, au nombre de six, le total des apports en orthophosphate est en diminution (5.2 t contre 6.3 t), bien que les débits soient sensiblement les mêmes. Les apports en orthophosphate ont diminué entre 1997 et 1998 pour la plupart des rivières.

En terme de concentration en orthophosphate, la Morges (47.4 µg P/l), la Chamberonne (37.9 µg P/l) et la Versoix (31.7 µg P/l) sont les rivières présentant les concentrations les plus élevées.

En phosphore total, 25.2 tonnes sont amenées par les rivières secondaires contrôlées. Par rapport aux trois rivières principales (hors Rhône amont), les apports des rivières secondaires en représentent près des deux tiers (62 %).

4.2 Azote minéral total

Les concentrations moyennes annuelles en azote minéral total varient de 0.77 mg N/l pour la Veveyse à 5.96 mg N/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 (4.1 mg N/l) et la Dranse (0.64 mg N/l).

Les apports cumulés de l'ensemble des rivières secondaires représentent 44 % des apports cumulés de la Venoge, de l'Aubonne et de la Dranse. Globalement, les rivières secondaires examinées transfèrent 441 tonnes d'azote minéral total au Léman.

4.3 Chlorure

Les apports en chlorure des rivières secondaires atteignent 2'290 tonnes. Ce total est du même ordre de grandeur que celui des apports par la Dranse. Par rapport aux quatre rivières principales, les apports des rivières secondaires représentent 4.5 %. Les concentrations en chlorure dans les rivières secondaires varient entre 2.2 mg Cl/l (l'Eau Froide) et 21.8 mg Cl/l (la Morges et la Chamberonne).

4.4 Silice dissoute

Les concentrations moyennes annuelles pondérées en silice des eaux des affluents secondaires varient de 3.5 mg SiO₂/l dans les eaux de l'Eau Froide à 8.1 mg SiO₂/l dans la Morges. Dans les rivières principales cet éventail est plus serré et les valeurs atteintes sont plus faibles : 2.6 mg SiO₂/l (Aubonne) à 4.6 mg SiO₂/l (Venoge). Les apports totaux enregistrés dans les rivières secondaires représentent 4 % de ceux des rivières principales.

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 plus de quarante affluents, les deux principaux étant l'Arve (débit moyen 65.6 m³/s) et l'Allondon (débit moyen 3 m³/s). Les débits du Rhône émissaire et de l'Arve constituent 91.7 % 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 provient de huit stations d'épuration (STEP) françaises et de onze STEP suisses dont celle de Genève-Aïre (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 6 - Débits en m³/s et flux en tonnes/an

	Débit m ³ /s	Nitrates t N/an	Ortho- phosphates t P/an	Phosphore total t P/an	Chlorure t Cl/an	Sulfates t SO ₄ /an
Rhône émissaire	216.3	2'444	58.7	150	49'646	311'419
Arve	65.6	920	109.3	154	10'901	84'453
Allondon	3.0	195	12.3	16	706	800
Rhône Chancy	307.3	5'421	323.0	691	77'441	453'583
Bassin versant "genevois" ²	22.4	1'862	142.7	371	16'188	56'911

L'augmentation du flux de nitrates entre le Rhône à l'émissaire et Chancy est de 122 %. Le flux de phosphore dissous à Chancy provient à 44 % du bassin dit "genevois" et à 34 % de l'Arve. Pour le phosphore total, 54 % proviennent du bassin dit "genevois".

Alors que les débits du Rhône émissaire représentent 70 % du débit du Rhône à Chancy, la participation du Rhône émissaire dans la charge totale du Rhône à Chancy représente :

- 18.3 % de la charge en phosphore soluble
- 21.7 % de la charge en phosphore total
- 45.1 % de la charge en nitrates
- 64.1 % de la charge en chlorure
- 68.7 % de la charge en sulfates.

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

² = valeurs non mesurées, mais obtenues par soustraction.

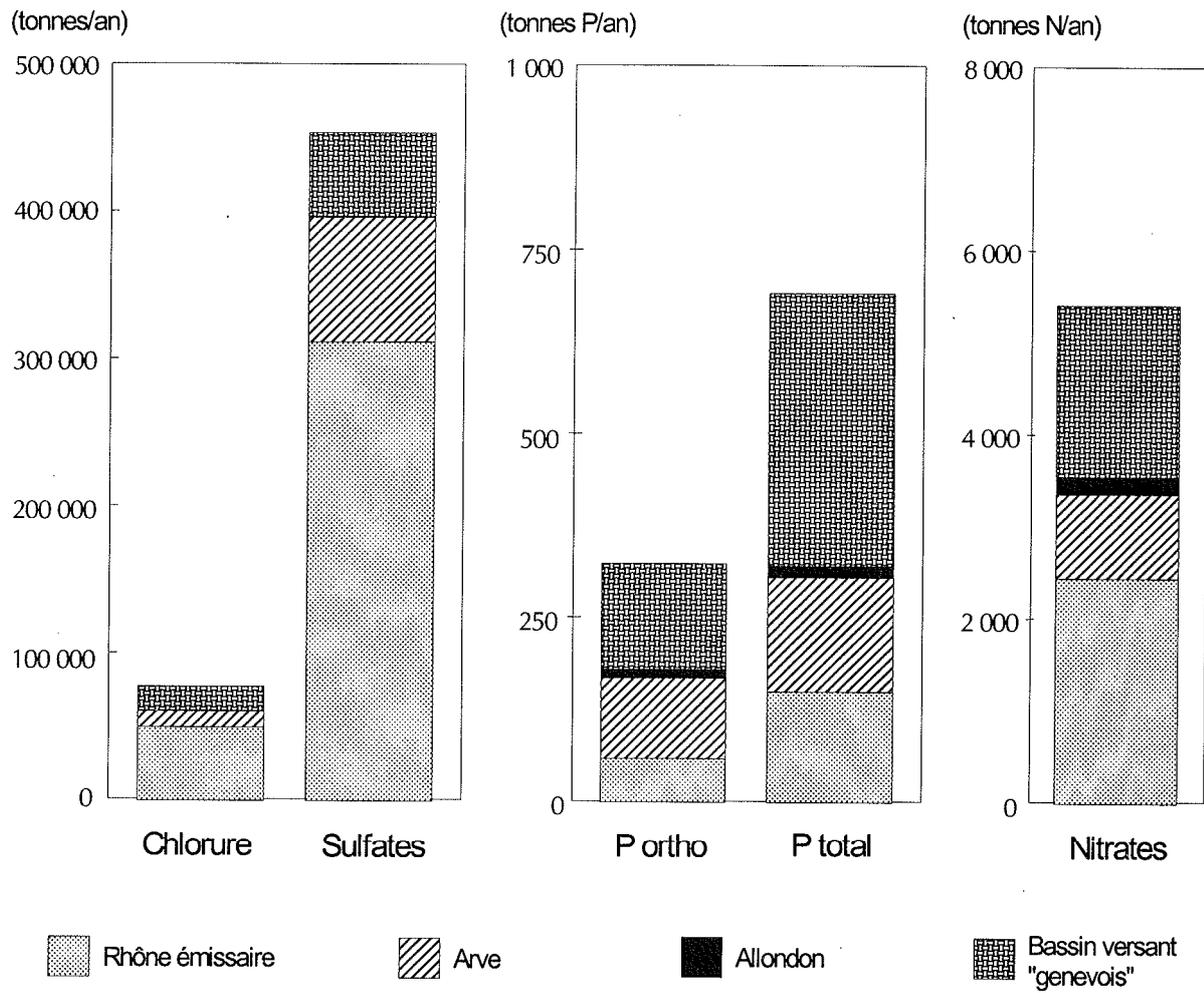


Figure 10 : Charges du Rhône à Chancy en 1998

6. CONCLUSIONS

6.1 Bassin versant du Léman

Avec une lame d'eau précipitée de 970 mm sur le bassin versant proche du Léman, 1998 est une année inférieure à la moyenne et les débits sont inférieurs de 8 % par rapport à la moyenne sur 15 ans. La somme des débits moyens de l'ensemble des quatre affluents principaux (Rhône, Dranse, Aubonne et Venoge) est de 195.9 m³/s.

Les apports en phosphore total sont de 1'266 tonnes pour les quatre rivières principales. Les apports par le Rhône amont représentent 96.8 % de ce total. Pour le phosphore dissous, élément directement assimilable par les algues, les apports par les rivières principales (45.6 t) sont, une nouvelle fois, inférieurs à 50 tonnes. Les apports par les rivières secondaires (5.3 t) 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 Morges approche le seuil de 50 µg P/l. Les concentrations sont encore trop élevées dans les eaux de la Chamberonne (37.9 µg P/l) de la Versoix (31.7 µg P/l) et de la Venoge (30.2 µg P/l).

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 4'181 tonnes. Les apports en azote minéral total par le Rhône amont représentent 65.5 % de l'ensemble des apports des quatre rivières principales et de sept rivières secondaires. On constate que certaines rivières ont des concentrations en azote minéral total supérieures à 3 mg N/l. C'est le cas pour la Morges (5.96 mg N/l), la Venoge (4.15 mg N/l), la Chamberonne (3.05 mg N/l) et la Dullive (3.0 mg N/l).

Les apports en chlorure par l'ensemble des rivières contrôlées dépassent le total de 54'000 tonnes. La concentration moyenne pondérée par les débits pour les rivières principales atteint 8.4 mg Cl/l. Elle est de 7.1 mg Cl/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 920 tonnes de nitrates et 109 t de phosphore dissous. Le bassin dit "genevois" apporte, quant à lui, 1'862 tonnes de nitrates et 143 tonnes de phosphore dissous.

La charge du Rhône en éléments fertilisants à la frontière franco-suisse (Chancy) est multipliée par 2.2 pour les nitrates et par 5.5 pour le phosphore dissous par rapport à celle mesurée à la sortie du lac (Rhône émissaire).

Par rapport aux charges à Chancy, celles dues à l'Arve représentent 17 % pour les nitrates et 34 % pour le phosphore dissous. Pour le bassin dit "genevois", les charges (obtenues par soustraction) représentent 34 % pour les nitrates et 44 % pour le phosphore dissous.

BIBLIOGRAPHIE

ORAND, A. et GAGNAIRE, J. (1999) : Météorologie. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1998.

TABLEAU 7 - Concentrations moyennes en 1998

1998	Débit	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Nitot	Nimintot	PO ₄	Ptot	Cl	SiO ₂	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	COD	COT	MES	
	m ³ /s	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgN/l	µgP/l	µgP/l	mg/l	mg/l	mg/l	méq/l	méq/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	
Bassin versant Léman																			
Concentrations moyennes																			
Rhône amont	1705	56	*	458	854	*	6.7	230	8.6	2.9	47.2	1.8	0.5	6.9	1.6	1.0	2.8	230	
Dranse	172	62	7.3	566	846	636	7.4	35.4	5.2	3.4	66.4	3.8	0.8	3.7	1.0	*	*	16.6	
Aubonne	4.95	54	9.5	1'420	*	1'483	17.0	48.0	6.4	2.6	5.1	3.6	0.5	4.0	0.6	3.0	*	18.6	
Venoge	3.27	87	32.7	4'027	*	4'147	30.2	137	17.6	4.6	18.2	4.6	0.7	8.8	2.2	3.3	*	57.5	
Versoix	3.07	26	13.4	1'003	1'191	1'043	31.7	46.5	6.6	*	5.8	3.0	0.4	3.4	0.5	2.0	*	*	
Veveyse	1.84	18	5.6	742	*	766	4.0	238	8.3	4.1	14.3	3.5	0.6	7.2	1.3	3.4	*	318	
Promenthouse	1.43	14	5.3	2'474	*	2'492	10.9	40.9	7.7	4.0	7.1	4.1	0.6	4.5	1.1	2.8	*	21.8	
Chamberonne	0.68	44	17.6	2'991	*	3'053	37.9	108	21.7	4.7	37.5	3.9	0.7	13.2	2.4	2.7	*	38.5	
Morges	0.33	53	28.2	5'880	*	5'960	47.4	153	21.8	8.1	28.9	5.3	1.0	9.6	3.3	3.4	*	68.4	
Dullive	0.26	11	10.4	2'981	*	3'002	15.7	41.7	12.3	7.1	22.8	4.3	0.9	7.1	1.9	2.6	*	12.4	
Eau Froide	0.38	192	36.3	2'288	*	2'516	6.4	31.1	2.2	3.5	34.5	3.2	0.5	3.2	0.9	2.4	*	6.6	
Grande Eau **	3.66	34	7.8	489	*	531	10.8	38.6	2.7	3.2	143.3	5.0	0.7	3.5	0.7	1.7	*	25.6	
Bassin Rhône aval																			
Rhône émissaire	2163	23	75	358	701	389	8.6	22.0	7.3	0.6	45.7	2.1	0.5	5.3	1.4	1.3	*	*	
Arve	656	86	360	445	1'049	567	52.8	74.5	5.3	*	40.3	2.5	0.4	3.8	1.2	1.2	*	*	
L'Aire	58	816	139	5455	6769	6410	394	482	296	*	392	42	7	188	44	40	*	*	
Allondon	30	113	32.4	2'060	2'162	2'205	130.4	171.1	7.5	*	8.5	3.5	0.4	4.4	1.0	2.1	*	*	
Rhône Chancy	3073	169	*	559	1'054	*	33.3	71.3	8.0	1.5	46.8	2.3	0.6	6.2	1.8	1.7	3.1	21.4	

* = absence de données

** = affluent du Rhône amont

TABLEAU 8 - Flux en 1998

1998	Débit m ³ /s	NH ₄	NO ₂	NO ₃	Ntot	Norg	Nmintot	PO ₄	Ptot	Ppart	Cl	SiO ₂	SO ₄	Ca	Mg	Na	K	COD	MES	
		tN	tN	tN	tN	TN	tN	tP	tP	tP	tCl	tSiO ₂	tSO ₄	tCa	tMg	tNa	tK	tC	tC	t
Bassin versant Léman																				
Rhône amont	170.5	300.3	*	2'437	4'593		2'737	35.8	1'225	1'189	46'118	15'301	253'967	196'079	29'200	36'877	8'666	5'176	15'045	1'222'400
Dranse	17.2	33.6	4.0	307	459	114	345	4.00	19.2	15.2	2'796	1'840	36'023	40'949	5'392	2'002	563	*	*	8'986
Aubonne	4.95	8.4	1.5	222	*	*	231	2.65	7.5	4.8	1'005	413	794	11'430	908	632	99	463	*	2'918
Venoge	3.27	9.0	3.4	415	*	*	427	3.11	14.1	11.0	1'817	477	1'875	9'750	887	927	234	344	*	6'041
Versoix	3.07	2.5	1.3	97	115	14	101	3.07	4.5	1.4	639	*	565	5'789	467	330	48	197	*	*
Veveyse	1.84	1.1	0.3	43	*	*	44	0.23	13.8	13.5	480	234	829	4'100	394	418	75	196	*	18'391
Promenthouse	1.43	0.6	0.2	112	*	*	113	0.49	1.9	1.4	346	181	319	3'732	344	205	49	125	*	994
Chamberonne	0.68	1.0	0.4	65	*	*	66	0.82	2.3	1.5	469	102	810	1'671	185	285	52	59	*	828
Morges	0.33	0.6	0.3	61	*	*	62	0.49	1.6	1.1	226	83.8	300	1'119	129	101	35	36	*	717
Dullive	0.26	0.1	0.1	25	*	*	25	0.13	0.4	0.2	102	59.5	190	716	92	59	16	22	*	103
Eau Froide	0.38	2.3	0.4	27	*	*	30	0.08	0.4	0.3	26	41.9	409	758	76	37	10	29	*	79
Grande Eau **	3.66	3.9	0.9	56	*	*	61	1.25	4.5	3.2	307	374	16'551	1'031	408	85	195	*	2'956	
Total de 11 affluents	203.9	359.5		3'811			4'181	50.87	1'291	1'240	54'024	18'733	296'081	276'093	38'074	41'873	9'847			1'261'457
Bassin Rhône aval																				
Rhône émissaire	216.3	155.5	51.1	2'444	4'831	2'180	2'651	58.7	150	91.5	49'646	4'158	311'419	292'684	40'933	36'274	9'355	8'936	*	*
Arve	65.6	178.1	74.6	920	2'170	997	1'173	109.3	154	44.9	10'901	*	84'453	103'040	10'278	7'915	2'433	2574	*	*
L'Aire	0.58	15.0	2.6	100	124	6	118	7.3	8.9	1.6	544	*	721	1'555	148	346	80	74	*	*
Allondon	3.0	10.7	3.1	195	204	*	208	12.3	16.2	3.9	706	*	800	6'539	483	417	93	203	*	*
Rhône Chancy	307.3	1674.5	*	5'421	10'214	*	*	323.0	691	368	77'441	14'406	453'583	451'613	66'952	60'184	17'038	16'342	30'243	207'684

* = absence de données

** = inclus dans le Rhône amont (à la Porte du Scex)

LA VÉGÉTATION MACROPHYTIQUE DU LÉMAN

Campagnes 1997 et 1998

PAR

Alain DEMIERRE et Patrick DURAND

avec la collaboration technique de

Pierre BAUMGART, Tanja ROBERT-NICOUD et Lydiane LÉCRIVAIN

ECOTEC ENVIRONNEMENT S.A., CH - 1203 GENEVE

RÉSUMÉ

Cette étude s'inscrit dans le cadre du plan quinquennal 1996-2000 de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL). Elle a été financée par la CIPEL, le Service cantonal d'écotoxicologie du canton de Genève et le Service de la protection de l'environnement du canton du Valais.

Les principaux objectifs de ce travail (chapitre 2) sont de définir l'état actuel de la végétation macrophytique du Léman et de le comparer à l'état de 1975 décrit par LACHAVANNE & WATTENHOFER (1975). De plus, il s'agit de mettre en parallèle l'évolution des macrophytes et du niveau trophique des eaux du Léman.

Cette étude vise également à définir des applications pratiques dans la gestion des rives lacustres.

La méthodologie utilisée (chapitre 3) se réfère à celle déjà appliquée sur de nombreux lacs suisses. Pour des raisons financières, seuls six secteurs, représentant la moitié du pourtour du lac, ont été étudiés. Dans ces secteurs, les macrophytes émergents, flottants et submergés ont été recensés de manière exhaustive.

Les recensements ont été effectués en été 1997, suite à la couverture de photos aériennes réalisée avec la collaboration de l'Office fédéral de topographie. Les relevés de végétation macrophytique ont permis d'obtenir des résultats concernant plusieurs paramètres comme la profondeur de colonisation, la nature des fonds, la présence d'algues filamenteuses, la surface, la densité et la localisation des herbiers ainsi que la répartition qualitative et quantitative des espèces.

La comparaison des résultats de 1975 et de 1997 est faite sur la base de l'abondance relative des espèces dans les secteurs d'étude.

L'évolution du niveau trophique des eaux du Léman est décrite et son intégration par différents bio-indicateurs est brièvement abordée (chapitre 4). Il en ressort que la restauration progressive de l'état du Léman permet d'atteindre actuellement un niveau mésotrophe des eaux. Toutefois, il est important de considérer la variabilité du niveau trophique local des eaux en zone littorale où se développe, entre autres, la végétation macrophytique.

Certaines données relatives à l'aménagement et la typologie des rives du Léman sont présentées (chapitre 5). L'artificialisation des rives lémaniques n'est pas un phénomène récent. Les rives naturelles, potentiellement colonisables par les macrophytes émergents (roselière, scirpaie), sont très rares autour du Léman. Les marais côtiers formant une entité fonctionnelle se résument principalement au site des Grangettes (VD). Les principaux types de rive lémanique ont été répertoriés et pris en compte dans six secteurs d'étude répartis autour du lac. Ceux-ci représentent 112 km de rive dont la largeur moyenne est de 180 m. La surface de la beine recensée totalise ainsi quelque 20 km² dont 41 % sont colonisés, soit plus de 800 ha de végétation macrophytique.

L'état actuel de la végétation macrophytique est décrit (chapitre 6) et cartographié (annexes). Les caractéristiques de l'ensemble des zones de végétation sont traitées dans un SIG (ArcView). Une analyse des particularités phyto-écologiques par secteur de rive et pour cinq ports est proposée. Les recensements effectués en été 1997 ont permis de déterminer 23 taxons de macrophytes. L'espèce la plus abondante est nettement **Potamogeton pectinatus**. Il faut noter le développement très important des characées qui sont actuellement bien réparties autour du Léman. Une autre particularité intéressante de la flore aquatique lémanique est l'expansion récente d'**Elodea nuttallii**. Les espèces submergées colonisent les fonds jusqu'à une profondeur de 6-7 m avec quelques exceptions jusqu'à 10 m. Concernant les macrophytes émergents et flottants, il faut noter la pauvreté de la flore lémanique. Les rares roselières aquatiques ne représentent que 1 % de l'abondance totale de la végétation macrophytique recensée.

La gestion du faucardage et de ses impacts est abordée quant aux pratiques actuelles relevées autour du Léman. Il apparaît qu'une coordination entre les différents intervenants doit être mise en place avec comme principaux objectifs une meilleure information concernant les macrophytes, les avantages et les inconvénients des différentes méthodes utilisées ainsi qu'une synthèse des critères environnementaux et juridiques. Cette démarche devrait mener à l'élaboration d'un plan de gestion lémanique du faucardage.

Les principaux sites d'intérêt du point de vue de leur valeur phyto-écologique sont identifiés. Il s'agit de la région des Grangettes (VD), du secteur Rolle-Promenthoux (VD), de la Rade de Genève (GE), des baies des Pierrettes et de Morges (VD) ainsi que des ports d'Yvoire (F), Port Choiseul (GE) et Port Ripaille (F). Il est impératif que ces tronçons de rive de valeur élevée fassent l'objet d'une attention particulière dans le cas de futurs aménagements portant atteinte à la zone littorale.

L'évolution des peuplements de macrophytes entre 1975 et 1997 est discutée (chapitre 7). L'essentiel des études, concernant la végétation macrophytique lémanique relative à cette période, est synthétisé. Les conclusions les plus intéressantes portent sur la répartition de l'abondance des espèces autour du lac. Ce sont principalement les characées qui font une réapparition très impressionnante, liée à l'amélioration globale de la qualité des eaux. Leur abondance relative a triplé entre 1975 et 1997. D'autre part, **Elodea nuttallii** a presque complètement remplacé **Elodea canadensis**, ce qui est très intéressant du point de vue de la gestion du faucardage. Les espèces en régression sont principalement **Potamogeton perfoliatus** et, dans une moindre mesure, **P. x decipiens**. La situation a peu évolué pour les critères comme la localisation des sites de haute valeur phyto-écologique, la richesse floristique et la profondeur de colonisation. Certaines espèces montrent une répartition stable comme **Potamogeton pectinatus** qui reste l'espèce la plus abondante du lac. Les roselières aquatiques, dont le recul était préoccupant, semblent entrer dans une phase de stabilisation, très probablement due, entre autres, à l'amélioration du niveau trophique des eaux.

Une comparaison est faite avec d'autres lacs suisses récemment étudiés (chapitre 8). Les lacs de Constance et de Biemme fournissent, en particulier, des données phyto-écologiques intéressantes du fait de leur niveau trophique, actuellement inférieur à celui du Léman, mais dont la tendance à l'amélioration est comparable.

1. INTRODUCTION

La végétation macrophytique est un descripteur intéressant permettant de suivre l'évolution de la qualité de la zone littorale lacustre, donc de l'efficacité des mesures de restauration des milieux aquatiques entreprises depuis plusieurs décennies dans le cas du Léman. A l'instar d'autres organismes aquatiques (chapitre 4.2), les macrophytes intègrent, dans leur développement, les modifications du milieu, comme la qualité de l'eau et des sédiments. Les macrophytes sont, pour la plupart, des plantes vivaces, fixées au substrat, visibles à l'oeil nu et relativement faciles à identifier. Elles peuvent ainsi être étudiées scientifiquement de manière plus reproductible que, par exemple, le plancton ou les poissons.

Une telle étude constitue un complément nécessaire à l'auscultation par l'analyse physico-chimique, qui représente "le strict minimum nécessaire pour une interprétation correcte de l'état de santé du lac". En effet, si les paramètres physico-chimiques de la qualité de l'eau reflètent les causes potentielles des phénomènes d'eutrophisation, les organismes bio-indicateurs en intègrent les conséquences.

Des études ponctuelles effectuées ces dernières années sur divers sites riverains du Léman montrent une modification sensible des peuplements de macrophytes par rapport au dernier recensement datant de 1972-73 [52]. Cette modification peut être mise en relation avec l'amélioration du niveau trophique des eaux.

La zone littorale fait partie intégrante de l'écosystème lacustre et joue même un rôle essentiel pour certaines biocénoses (la plupart des poissons utilisent la zone littorale à un moment ou à un autre de leur vie). La végétation macrophytique représente une composante importante de l'écosystème littoral, en particulier pour plusieurs espèces de la macrofaune benthique, des poissons et des oiseaux d'eau.

Dans le sens des objectifs du plan d'action "Le Léman demain", ce nouvel état de référence doit permettre de valoriser, de mieux protéger ou de restaurer les milieux riverains de valeur. Les objectifs se rapportant à la qualité de l'eau pour la baignade concernent également la végétation de la zone littorale qui, par sa prolifération, peut être gênante pour l'utilisateur du plan d'eau; de plus, une bonne connaissance des phénomènes biologiques qui s'y déroulent permet de mieux les expliquer ou les influencer.

2. BUTS DU MANDAT

Dans son programme d'investigations relatives à l'état de santé du Léman, la CIPEL a fait réaliser une étude des macrophytes, publiée en 1975 [52], en complément des études relatives à l'évolution physico-chimique et biologique de ses eaux. Il s'agissait du premier recensement exhaustif de la végétation macrophytologique du Léman si l'on excepte le travail synthétique de F.-A. FOREL (1901-1904, [38]).

C'est dans le cadre du plan quinquennal 1996-2000 que la CIPEL a décidé d'actualiser ces données. Elle a été suivie dans sa démarche par les cantons de Genève (Service cantonal d'écotoxicologie, DIAE) et du Valais (Service de la protection de l'environnement, DTEE). En 1991 [36], le canton de Vaud avait déjà, pour sa part, fait dresser un inventaire des valeurs terrestres et aquatiques riveraines, comprenant les macrophytes, pour l'élaboration de son plan directeur cantonal des rives vaudoises du Léman.

Cette étude a également pour but de mener une réflexion scientifique plus approfondie en analysant les relations entre l'évolution du niveau trophique des eaux du lac et celle des peuplements de macrophytes. De plus, avec l'utilisation des moyens informatiques actuels, comme les SIG, l'intégration des résultats de l'étude peut se faire dans un cadre plus large.

Les principaux objectifs de cette étude sont les suivants :

- ▶ Etablir un descriptif des caractéristiques actuelles de la végétation macrophytologique du Léman du point de vue qualitatif (richesse, répartition) et quantitatif (surface colonisée, abondance).
- ▶ Comparer les résultats obtenus avec ceux de 1975 et mettre en évidence la relation causale entre les mesures de restauration de la qualité de l'eau et les caractéristiques de la végétation macrophytologique.
- ▶ Répertorier les sites dont la valeur phyto-écologique actuelle est encore insatisfaisante par rapport à leur potentialité et ceux qui méritent protection.
- ▶ Dégager les principales conclusions de l'étude qui pourront être utilisées comme outils dans la gestion intégrée de la zone littorale lémanique.

3. MÉTHODOLOGIE

3.1 La végétation macrophytologique

Les plantes aquatiques supérieures, désignées également sous le terme de macrophytes puisque visibles à l'oeil nu, sont taxonomiquement réparties en plusieurs groupes :

- les charophytes (characées),
- les bryophytes (mousses, hépathiques),
- les ptéridophytes (fougères, prêles),
- les spermatophytes (plantes à graines).

Les microphytes, ensemble des algues microscopiques (phytoplancton), vivent en pleine eau et se différencient des macrophytes. Il en va de même des algues filamenteuses, qui utilisent souvent les macrophytes comme support.

Dans l'embranchement des spermatophytes (sous-embranchement des angiospermes), il faut distinguer quatre formes de croissance des macrophytes :

- les plantes émergentes (hélrophytes, ex. roseau),
- les plantes flottantes libres (pleustophytes, ex. lentille d'eau),
- les plantes à organes submergés et flottants (rhizophytes à feuilles flottantes, ex. nénuphar),
- les plantes ordinairement submergées (rhizophytes submergés, ex. potamot).

Différents ouvrages de référence ont été utilisés pour la détermination des espèces de macrophytes [2,13,16,17,44,50,74,99]. La nomenclature suit la "Flora europaea" [96] pour les spermatophytes. Par rapport à l'étude de LACHAVANNE & WATTENHOFER (1975), les modifications suivantes sont à noter :

- le roseau commun est *Phragmites australis* (Cav.) Trin. et non plus *Phragmites communis* Trin.,
- le scirpe commun ou jonc des tonneliers est le *Scirpus lacustris* L., parfois appelé *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla,
- la renoncule lâche *Ranunculus trichophyllus* Chaix était parfois assimilée au groupe *Ranunculus* subg. *Batrachium* (renoncule aquatique),
- le potamot serré *Groenlandia densa* (L.) Fourr. était appelé *Potamogeton densus* L.,
- le potamot de Suisse *Potamogeton helveticus* (G. Fischer) W. Koch est considéré comme une variété du potamot pectiné *Potamogeton pectinatus* L.,
- les espèces de *Potamogeton pusillus* L., *P. panormitanus* Biv. et *P. berchtoldii* Fieber, à la taxonomie incertaine, sont regroupées sous le nom de *Potamogeton* gr. *pusillus*.

Il est précisé dans le chapitre 3.3 que seules les rives lacustres ont été inventoriées et non les affluents ou les marais voisinant le bord du lac. Ainsi, plusieurs espèces recensées dans d'autres études, en particulier dans celle de 1975 sur les macrophytes du Léman [52,53], ne figurent pas dans la liste des relevés 1997. Il s'agit en particulier des taxons suivants :

- *Alisma plantago-aquatica* L.,
- *Myriophyllum verticillatum* L.,
- *Nuphar lutea* (L.) Sibth. & Sm.,
- *Polygonum amphibium* L.,
- Genre *Lemna*,
- Genre *Utricularia*.

Concernant les charophytes, la taxonomie des espèces est complexe. De ce fait, la contribution d'une spécialiste européenne dans le domaine, Micheline GUERLESQUIN, de l'Université d'Angers, a permis de déterminer les espèces prélevées. Suite à ces déterminations, la décision de grouper les espèces et variétés taxonomiquement très proches a été prise avec l'assentiment de Micheline GUERLESQUIN. La nomenclature utilisée relève de la compilation de plusieurs auteurs [5,17,50,74,99]. Ainsi, la flore actuelle des charophytes du Léman se résume à trois groupes :

- *Chara* gr. *vulgaris* (*Ch. vulgaris* L., *Ch. contraria* A. Braun, *Ch. denudata* A. Braun),
- *Chara* gr. *globularis* (*Ch. globularis* Thuillier, *Ch. deliculata* Agardh),
- *Nitellopsis obtusa* J. Groves.

Il faut noter que les taxons de *Chara* recensés en 1975 [52,53], au nombre de 7 ou de 5 selon les nomenclatures [17,99], peuvent être assimilés aux deux premiers groupes ci-dessus.

3.2 Données anciennes

La principale base de comparaison de la colonisation de la zone littorale du Léman par les macrophytes se réfère aux prélèvements effectués en 1972-73 sur l'ensemble du Léman [52,53-55, 98].

Par la suite, plusieurs études sectorielles ont décrit l'état de la végétation macrophytique du lac, soit localement comme pour la Rade de Genève [32,33,40,58,95], la Pointe-à-la-Bise (GE) [30,18,94], la région de Tougues (F) [26,86], le delta de la Dranse (F) [93], la région des Grangettes (VD) [31,75,76], pour des études d'aménagement de ports [27,29,28,51], soit encore pour des régions géographiques particulières comme les rives vaudoises [36] ou genevoises [37,60,62].

3.3 Matériel et travail de terrain

Globalement, la méthodologie de recensements *in situ* se réfère à celle conçue par LANG [65] pour l'étude de la végétation macrophytique du lac de Constance, puis développée à l'Université de Genève pour l'étude de la végétation macrophytique des lacs suisses [61,63].

Cette méthodologie est basée sur l'utilisation de photographies aériennes en couleur. Les prises de vues orthogonales, à une échelle d'environ 1:5'000, couvrent l'ensemble de la zone littorale lacustre et permettent de distinguer tous les peuplements de végétation macrophytique, en particulier les plantes submergées.

Une couverture complète du Léman a été effectuée spécialement pour cette étude. La collaboration étroite entre l'OFT (Office fédéral de topographie, Wabern) et le bureau ECOTEC a permis d'optimiser les conditions techniques afin d'obtenir des photos adaptées aux exigences de l'étude. Les prises de vues aériennes ont été effectuées les 10, 13 et 21 juillet 1997 en 40 lignes de vols représentant 229 photos.

La prospection de la zone littorale cherche à être exhaustive. Celle-ci est parcourue en bateau et toutes les zones de végétation sont répertoriées, soit depuis la surface par observation directe ou avec un aquascope, soit par prélèvement de la végétation au moyen d'un grappin, soit encore par observation en plongée avec scaphandre autonome.

Côté terre, la limite choisie est l'interface eau-terre par niveau moyen des hautes eaux. Les affluents n'ont pas été inventoriés, ni les bras morts et les zones humides. Côté lac, la zone littorale est considérée jusqu'à la profondeur maximale de colonisation pour les herbiers denses (généralement 6-7 m de profondeur dans le Léman). Certaines espèces peuvent se maintenir localement à des profondeurs d'environ 10 m.

Une zone de végétation est définie par un peuplement de plantes aquatiques repérable par photo aérienne, sur laquelle il forme généralement une tache sombre distincte.

La délimitation de zones homogènes se fait selon les critères de la composition spécifique et de la densité (couverture au sol) des peuplements relevés *in situ*.

Une zone de végétation peut être définie par les critères suivants :

- **la surface** de la zone, délimitée sur le terrain puis calculée et dessinée grâce à un programme de cartographie informatique géoréférée (ArcView),
- **le nom et l'importance relative** de toutes les espèces présentes.
L'indice relatif de colonisation (taux de recouvrement des fonds en %) de chaque espèce dans la zone de végétation est noté selon un code représentant une des cinq classes suivantes :

+ = < 5 %	3 = 41 - 60 %
1 = 5 - 20 %	4 = 61 - 80 %
2 = 21 - 40 %	5 = > 80 %

- **la densité du peuplement**, estimée par observation directe et exprimée par un indice de densité en trois classes traduisant le recouvrement du substrat par la végétation. Les classes correspondent aux catégories suivantes :

- 1 = végétation peu dense
- 2 = végétation moyennement dense
- 3 = végétation dense

- **l'abondance** relative d'une espèce par rapport aux autres présentes dans la même zone de végétation est obtenue par la formule suivante :

$$\text{Abondance} = \text{Surface}_{\text{zone}} \times \text{Densité}_{\text{zone}} \times \% \text{ relatif de présence de l'espèce}$$

La somme des abondances par espèce est calculée à l'échelle d'une zone de végétation. Ensuite, ces abondances par zones peuvent être regroupées pour un secteur de rive (voir chapitres 6 et 7) ou pour l'ensemble du lac. De plus, une abondance peut également s'exprimer par espèce (annexe 15).

De plus, pour l'ensemble du lac, certains paramètres sont considérés :

- **la fréquence d'une espèce**, calculée afin de comparer les différents secteurs de rive étudiés. Elle représente, en pourcentage, le nombre de zones de végétation où l'espèce est présente par rapport au nombre total de zones (à l'échelle d'un port, d'un secteur ou du lac),
- **la richesse floristique**, nombre d'espèces considéré dans les différents peuplements recensés. Elle permet de dresser une liste exhaustive des espèces présentes.

Tous ces résultats sont compilés, soit dans des tableaux synthétiques de type "Excel", soit comme composants du traitement cartographique SIG.

Par rapport aux différentes publications citées au chapitre 3.2, les innovations techniques utilisées dans cette étude sont les suivantes :

- ▶ utilisation d'un GPS différentiel (Global Positioning System) qui permet de localiser les relevés de terrain en coordonnées suisses,
- ▶ utilisation du logiciel de SIG (Système d'Information Géographique) ArcView (développé par ESRI, Californie, USA). Ce programme permet la gestion d'informations superposées en mode raster (carte topographique scannée et géoréférée) et en mode vecteur (surface de végétation, trame, étiquette, etc.). Les résultats du travail de terrain sont scannés, redressés, géoréférés, puis superposés à un fond de carte topographique ou à une photo aérienne. Différentes informations alphanumériques (commune, surface, coordonnées géographiques, composition en espèces, etc.) sont attribuées à chaque entité cartographiée à travers un tableau de type "Excel".

3.4 Comparaison avec les données de 1975

Concernant l'étude de 1975 sur les macrophytes du Léman [52], certains points concernant le traitement des données et les résultats obtenus doivent être précisés :

- l'appréciation de la densité des herbiers se fait selon 5 classes (de 0.5 à 4),
- l'importance relative des espèces est répartie en 20 classes par tranches de 5 %,
- la mauvaise qualité des photos aériennes de 1972, qui ont servi de support à la photo-interprétation des relevés de terrain de 1972-73, mène, selon les cas, à une appréciation approximative des contours des zones de végétation. Ce problème est en particulier relevé dans la tentative de comparaison entre les recensements de 1972 et ceux de 1995 sur les rives genevoises [67] où il est précisé que les valeurs de surface colonisée par les macrophytes de 1972 ne sont pas directement utilisables car probablement surestimées d'un facteur de deux,
- il n'a pas été possible d'obtenir les résultats détaillés par zone de végétation, qui ne figurent ni dans les publications ni sur les transparents accompagnant les photos aériennes,
- la méthodologie de 1975 a été modifiée depuis les années 80 [10,11,19-24,47-49,56,59,57].

A partir de ce constat, il a été nécessaire, dans un souci de rigueur scientifique, de limiter la comparaison des résultats de 1975 et de 1997 à l'abondance relative des différentes espèces présentes par photo aérienne (appelée unité cartographique en 1975). Ces comparaisons sur l'évolution de la végétation macrophytique font l'objet du chapitre 7.

3.5 Secteurs d'étude

Le budget alloué ne permettant pas l'étude de l'ensemble des 200 km de rives lémaniques, le choix s'est porté sur un certain nombre de secteurs considérés comme représentatifs de la diversité des rives du lac. La participation financière des cantons de Genève et du Valais a permis d'étudier plus de 100 km de rive répartis en six secteurs (annexe 1). Les critères de choix retenus pour la délimitation des secteurs sont les suivants :

- les six principaux types de rive du pourtour du lac ont été pris en compte (annexe 2). Les facteurs de différenciation concernent la largeur et la profondeur de la beine ainsi que la nature des sédiments,
- la valeur phyto-écologique actuelle de la rive estimée en fonction de l'évolution des herbiers mise en évidence dans certaines études [36-37,52],

- l'emplacement des sites en tenant compte des différentes actions mécaniques (vagues, courants) sur les macrophytes,
- la répartition géographique équilibrée des secteurs par rapport à l'ensemble du lac,
- les différentes conditions de développement des macrophytes entre la rive ouverte et les ports. Cinq ports sont étudiés en particulier,
- les secteurs retenus comprennent volontairement des peuplements de qualité variable afin de fournir un échantillonnage représentatif de l'ensemble des herbiers présents autour du lac.

✓ **Les secteurs retenus dans cette étude sont les suivants :**

Rive ouest du Léman

1. Versoix-Messery (+ Céligny) 38.3 km

Rive sud du Léman

2. Thonon-Evian 16.4 km

Rive est du Léman

3. Meillerie-Villeneuve 22.3 km

Rive nord du Léman

4. Cully-Vevey 10.5 km

5. Lausanne-Morges 14.1 km

6. Rolle-Promenthoux 10.2 km

Total : 111.8 km

✓ **Les ports étudiés sont les suivants :**

1. Port Choiseul (GE)
2. Creux de Genthod (GE)
3. Yvoire (F)
4. Thonon (F)
5. Ouchy (VD).

4. ÉTAT TROPHIQUE DES EAUX DU LÉMAN

4.1 Qualité physico-chimique des eaux

Un grand nombre d'indicateurs peuvent être utilisés pour caractériser l'état trophique des milieux aquatiques [82,97,39]. Ces indicateurs appartiennent soit au biotope (index morphométriques, bilan oxygène, transparence, nutriments et ions associés), soit à la biocénose (biomasse, chlorophylle a, productivité, présence ou absence d'espèces indicatrices, diversité, etc.).

Par exemple, l'OCDE [79] a établi une classification qui repose sur une analyse statistique de résultats obtenus à partir de différents lacs, notamment les lacs alpins. Les corrélations mises en évidence entre les paramètres mesurés ont permis de définir, en se basant sur le phosphore total, la chlorophylle a et la transparence, les distributions probables des différentes catégories trophiques (oligotrophie, mésotrophie, eutrophie).

Ces critères, appliqués au Léman (annexe 3), permettent les conclusions suivantes [3] :

- la moyenne annuelle de la concentration en phosphore total indique le passage par des phases oligotrophe (avant 1960), mésotrophe (1961-1969), eutrophe (1970-1992) et de nouveau mésotrophe (1993-1996),
- les autres paramètres (transparence moyenne annuelle, moyenne et maximum annuels de la concentration en chlorophylle a) ne montrent pas les mêmes tendances et ne permettent pas d'aboutir aux mêmes conclusions.

TABLEAU 1 - Etat trophique du Léman selon les critères de l'OCDE
(ANNEVILLE & PELLETIER, à paraître)

Période	Phosphore total (moyenne annuelle)	Transparence (moyenne annuelle)	Chlorophylle a (moyenne annuelle)	Chlorophylle a (maximum annuel)
1957 - 1960	Oligotrophe	Oligotrophe	-	-
1961 - 1969	Mésotrophe	Oligotrophe	Mésotrophe	Mésotrophe
1970 - 1992	Eutrophe	Oligotrophe	Mésotrophe	Mésotrophe
1993 - 1996	Mésotrophe	Oligotrophe	Mésotrophe	Mésotrophe

Cette analyse permet de conclure que les indices de l'OCDE sont trop globaux pour permettre une caractérisation trophique satisfaisante. Selon ANNEVILLE & PELLETIER (à paraître) : *Les variables proposées par l'OCDE ne permettent pas une approche assez fine de la dynamique du système. En effet, la compréhension du fonctionnement d'un système complexe nécessite une étude à des niveaux d'organisation plus fins. Une approche taxonomique, voire spécifique, est indispensable pour cerner les mécanismes qui contrôlent la réponse globale du lac.*

L'étude des macrophytes du Léman s'inscrit parfaitement dans ce contexte.

□ **Etat du Léman en 1997 et évolution depuis les années 70**

Si l'on considère le phénomène de l'eutrophisation comme un enrichissement en substances nutritives et matières organiques ayant comme conséquence une augmentation de la productivité biologique, il est utile de considérer l'évolution des teneurs en nutriments des eaux du Léman ainsi que celle de la production primaire. La réponse d'organismes bio-indicateurs à cette évolution est abordée au chapitre 4.2.

Les conclusions de la CIPEL [15] concernant l'état du lac en 1997 sont les suivantes :

- *de nombreux indices, au niveau de la qualité chimique des eaux et de certains organismes benthiques, prouvent une restauration progressive de l'état du Léman,*
- *en ce qui concerne le plancton, il subsiste toujours des problèmes d'équilibre au sein des populations (zooplancton et phytoplancton),*
- *l'objectif à atteindre, une concentration moyenne annuelle de 20 à 30 µP/l dans le Léman, demeure une condition nécessaire afin de sortir de la période d'instabilité biologique.*

En 1997, l'évolution de la teneur en nutriments des eaux est positive (annexe 4). Le stock de phosphore continue à diminuer (- 8 % par rapport à 1996) pour atteindre les 3'230 tonnes de phosphore total. La concentration moyenne annuelle au centre du lac est de 38 µgP/l de phosphore total et de 34 µgP/l d'orthophosphates (phosphore biodisponible pour la végétation aquatique). La teneur en azote, en stock ou en concentration est stable depuis le début des années 90. La concentration moyenne 1997 en nitrate (biodisponible) est de 2.5 mgNO₃/l (0.56 mgN/l).

Il est important de distinguer les interprétations du niveau trophique des eaux basées sur le phosphore total ou sur le phosphore dissous ainsi que dans les eaux superficielles ou sur l'ensemble de la colonne d'eau (309 m de profondeur au point de prélèvement SHL2). En effet, dans la couche superficielle des eaux, le phosphore dissous (orthophosphates disponibles pour les macrophytes) représente la moitié du phosphore total. Sur l'ensemble de la colonne d'eau, il représente 90 % du phosphore total.

Il est intéressant de considérer l'évolution des nutriments depuis les années 70 pour la couche superficielle du lac (0-10 m de profondeur) qui est la plus représentative des conditions du milieu pour les macrophytes même si les mesures sont faites au centre du lac (station SHL2, Grand Lac, annexe 5).

La concentration moyenne annuelle en phosphore dissous (PO₄³⁻) dans la couche superficielle (0-10 m) est de 8 µgP/l en 1997 alors qu'elle était de 26 µgP/l pour les années 1970-75 (réduction de 70 %).

La concentration en phosphore total dans la couche superficielle (0-10 m) est de 17 µgP/l en 1997 alors qu'elle était de 50 µgP/l pour les années 1970-75 (réduction de 66 %).

La concentration moyenne pondérée (sur toute la colonne d'eau de la station SHL2) en phosphore total est de 38 µgP/l en 1997 alors qu'elle était de 75 µgP/l entre 1970 et 1975 (réduction de 49 %) (annexe 4).

Il faut noter qu'un brassage hivernal incomplet des eaux du Grand Lac (jusqu'à une centaine de mètres seulement) depuis 1987 limite l'apport interne de phosphore des couches profondes vers la surface.

L'état trophique du Petit Lac est actuellement considéré comme plus satisfaisant que celui du Grand Lac puisque ce sont surtout les couches superficielles qui l'alimentent [100]. Celles-ci sont appauvries en phosphates, biodisponibles, dès la fin du printemps [15] (annexe 6).

Il est généralement admis que, sous l'influence de divers rejets polluants en provenance de la zone riveraine elle-même ou de l'arrière-pays via l'ensemble des affluents, la qualité des eaux côtières du Léman est variable et souvent moins bonne que celle des eaux du large. Le degré d'eutrophisation des eaux est généralement plus élevé, la contamination bactérienne et en micropolluants également.

Grâce aux campagnes de mesures effectuées entre 1995 et 1997 par la section d'hydrobiologie du Service cantonal d'écotoxicologie (DIAE, Genève), il est possible de comparer la teneur en phosphore dissous des eaux de la zone littorale relativement à celle du centre du Petit Lac (annexe 7).

Au centre du Petit Lac (station GE3, 0 m de profondeur), les concentrations maximales en phosphore dissous sont deux fois moins élevées que dans le Grand Lac et ne dépassent pas 14 µgP/l en 1996 et 1997. Celles-ci restent également inférieures à 10 µgP/l dès le mois d'avril.

Dans la zone littorale genevoise, trois stations sont échantillonnées (prélèvements mensuels en surface) :

- station GE1 : Rade de Genève,
- station GE12 : Hermance, rive gauche, zone littorale peu polluée,
- station GE13 : Vengeron, rive droite, zone littorale polluée.

Dans la Rade de Genève, les variations de teneurs en phosphore dissous sont un peu plus importantes qu'au centre du Petit Lac mais la tendance annuelle est comparable en 1996-97.

La zone littorale au niveau d'Hermance (frontière franco-suisse) montre des valeurs comparables à celles du Petit Lac (GE3) et de la Rade (GE1). Avec une moyenne de 5 µgP/l en 1997, la situation est plutôt satisfaisante pour les organismes aquatiques. Il faut noter que, contrairement au Grand Lac (SHL2), il n'y a pas de diminution des concentrations en phosphore dissous dès le printemps. Les apports continus, endogènes et exogènes, compensent probablement la consommation par les organismes autotrophes (phytoplancton et macrophytes).

La zone littorale au Vengeron est d'un niveau trophique local régulièrement plus élevé du fait de l'exutoire du cours d'eau (problèmes d'eaux usées peu ou pas épurées). En 1996, les résultats sont comparables aux trois autres stations du Petit Lac (moyenne annuelle de 4 µgP/l). En revanche, en 1997, plusieurs niveaux de pollution élevés (3 pics \geq 60 µgP/l) ont été observés et montrent que les variations de qualité de l'eau peuvent être très importantes.

Toutefois, le récent raccordement (1999) des eaux usées du Grand-Saconnex et de Ferney-Voltaire sur la station d'épuration d'Aïre (Genève) a permis d'assainir le ruisseau du Vengeron.

4.2 Bio-indicateurs de qualité des eaux et des sédiments

4.2.1 Communautés de vers (tubificidés et lumbriculidés)

Les sédiments lacustres ont un effet "mémoire" par rapport à l'évolution du niveau trophique des eaux. Pour définir le degré de restauration des sédiments du Léman, il est possible d'utiliser des organismes intégrateurs de la macrofaune benthique (ou zoobenthos) comme les vers tubificidés et lumbriculidés [14]. La composition du zoobenthos se modifie en effet en fonction de la nature et de l'intensité des perturbations subies par les sédiments.

L'abondance relative des espèces oligotrophes recensées à 40 m de profondeur entre la pointe de Promenthoux et St-Sulpice (Vaud), a montré une augmentation progressive entre 1982 (17 %), 1991 (41 %) et 1996 (45 %). Ces résultats démontrent que l'état des sédiments s'améliore sur les sites visités.

Les valeurs de référence de l'abondance relative des espèces oligotrophes en zone profonde sont les suivantes :

lac oligotrophe > 70 %	lac oligo-mésotrophe 50 %
lac mésotrophe 35 %	lac méso-eutrophe 17 %
lac eutrophe 0 % .	

Ainsi, selon l'abondance de ces indicateurs présents à 40 m de profondeur, le Léman est passé d'un état méso-eutrophe en 1982 à un état mésotrophe en 1996.

4.2.2 *Phytoplancton*

Les résultats des études du phytoplancton dans le Léman concernent la zone limnétique. Bien que les conditions du milieu soient différentes dans la zone littorale, ils peuvent être extrapolés à l'ensemble de la zone peu profonde étant donné la relative homogénéité de distribution du phytoplancton.

Le phytoplancton a été utilisé comme bio-indicateur de la qualité de l'eau à travers différents paramètres comme sa biomasse, sa production primaire ou encore sa concentration en chlorophylle *a*.

Concernant la diversité des espèces présentes dans le Léman, il est difficile d'utiliser des taxons indicateurs de niveau trophique. Des changements sont observés depuis plusieurs années de suivi scientifique mais leur interprétation reste difficile. La faible durée de vie du phytoplancton dans le milieu et sa vitesse de multiplication reflètent davantage des situations limitées dans le temps qu'une qualité globale du lac.

Sur le plan quantitatif, l'eutrophisation se traduit par un accroissement global de la biomasse et de la production primaire mais les variations saisonnières sont importantes.

Concernant la biomasse maximale de plancton, les classes de niveau trophique généralement utilisées sont les suivantes [6] :

- eaux oligotrophes : < 3'000 mg/m³,
- eaux mésotrophes : 3'000 - 5'000 mg/m³,
- eaux eutrophes : > 5'000 mg/m³.

L'évolution de la biomasse du Léman est présentée graphiquement en annexe 8. Le lac peut être considéré comme mésotrophe à eutrophe selon les prélèvements de 1976 à 1980. Une amélioration est notée entre le début des années 80 et 90 puis la tendance s'inverse dès 1991.

Le Petit Lac (niveau trophique plus satisfaisant) est essentiellement alimenté par les eaux superficielles du Grand Lac qui sont appauvries en phosphore disponible pour le phytoplancton dès le mois de mai [15].

La production primaire (biomasse végétale produite par unité de surface), intègre l'influence des facteurs climatiques, physico-chimiques ou biologiques et permet ainsi d'évaluer de manière intéressante le niveau trophique des eaux.

Généralement, le niveau trophique des eaux déterminé par la production primaire correspond à des valeurs inférieures à 200 mgC/m².j pour l'oligotrophie et supérieure à 1'500 mgC/m².j pour l'eutrophie [6]. En 1997, la moyenne annuelle pour le Léman (station SHL2) est de 1'095 mgC/m².j avec un minimum en janvier (121 mgC/m².j) et un maximum en juillet (2'276 mgC/m².j) [15].

L'évolution de la production primaire du Léman est présentée graphiquement en annexe 9 (station SHL2 entre 1981 et 1996).

4.2.3 *Zooplancton*

Le zooplancton joue un rôle essentiel dans le fonctionnement du réseau trophique lacustre, par la prédation exercée sur le phytoplancton et comme ressource nutritive pour les poissons. Ce compartiment de la biocénose pélagique peut servir à apprécier les tendances globales de l'évolution du niveau trophique des eaux du Léman.

L'évolution du biovolume sédimenté (station SHL2) est présentée en annexe 10. La tendance générale est à la baisse depuis 1982. Depuis le début des années 90, le Léman est toutefois dans une phase de transition, de déséquilibre prolongé relativement aux organismes biologiques indicateurs.

La répartition des différentes espèces indicatrices (p. ex. rotifères) ne montre pas une évolution marquée du niveau trophique des eaux. Les espèces dominantes sont toujours de type oligo-mésotrophe depuis le début des années 90 [15].

4.2.4 *Macrophytes*

Les macrophytes sont également utilisés comme bio-indicateurs de la qualité du milieu, ceci seulement depuis les années 80. Deux types d'indices biologiques d'évaluation de la qualité globale du milieu, basés sur l'utilisation des végétaux, sont souvent utilisés :

- les indices basés sur le critère présence/absence de certaines espèces reconnues pour leur valeur bioindicatrice. Il faut citer, entre autres, l'indice trophique de Newbold et Holmes [77], rendant compte du niveau trophique des eaux et de la nature du substrat et l'indice français GIS des macrophytes des eaux continentales, en particulier des cours d'eau [43],
- les indices de perturbation basés sur la comparaison d'une situation observée par rapport à une situation biotypologique de référence, et sur la richesse en espèces bioindicatrices de pollution (p. ex. indice de dommage [42]).

Dans le cas du Léman, deux méthodes, basées sur l'index macrophytique de MELZER (premier type) [68-71] et l'index de saprobité (deuxième type) [45], ont été appliquées à la végétation des rives genevoises entre 1972 et 1995 [67]. Ces deux approches ne fournissent pas de résultats probants et, de ce fait, n'ont pas été utilisées dans cette étude.

Parmi les espèces actuellement présentes dans le Léman, aucune n'est considérée comme un bio-indicateur performant. La plupart des taxons sont eurytrophes, se développant dans différents types de milieux oligo-mésotrophes à eutrophes [63]. Toutefois, il semble que les characées, d'une manière générale, peuvent être considérées comme de bons indicateurs de la qualité des eaux. Ces végétaux se développent à des concentrations en phosphore ne dépassant pas 20 $\mu\text{gP}_{\text{tot}}/\text{l}$, à l'exception de quelques espèces [5]. Il se trouve que les trois groupes d'espèces présents actuellement dans le Léman sont précisément capables de subsister dans des eaux plus riches en nutriments.

5. ÉTAT DES CARACTÉRISTIQUES PHYSIQUES DU MILIEU

5.1 Evolution de l'aménagement des rives

La destruction des rives naturelles a débuté au XVIII^e siècle, s'est intensifiée au XIX^e siècle et la situation actuelle n'a que peu évolué depuis les années cinquante.

Les premiers remblais et consolidations de terrains ont surtout permis de construire des habitations puis des quais, des débarcadères et des ports. Plus tard, ce sont des voies de communications (voies ferrées et routes) qui nécessitent des enrochements sur la rive pour consolider les terrains.

La relation entre les milieux terrestres et aquatiques dépend également du niveau des eaux. Il faut rappeler que depuis la Convention intercantonale de 1884, le marnage annuel du Léman est fixé à 60 cm au maximum en année normale (80 cm en année bissextile), alors qu'il pouvait atteindre plus de 2.5 m avant la régulation.

Actuellement, il reste environ 3 % de rives avec marais côtiers entièrement naturels et 23 % de milieux semi-naturels (p. ex. prés, cultures). Il faut donc compter avec 74 % de rives entièrement artificielles : 40 % en murs et enrochements et 34 % de quais, ports et voies de communications [80].

Parmi les atteintes récentes aux rives du Léman, il faut considérer quelques aménagements portuaires (p. ex. Pichette-Est, Lutry), de surfaces étanches sur les sédiments (p. ex. port d'Evian), de digues (p. ex. Grangettes) avec des effets directs sur la zone peu profonde ainsi que des extractions de graviers (p. ex. Grangettes) qui ont des impacts directs (perte de surface colonisable) et indirects (modification de la dynamique des vagues) sur les macrophytes.

5.2 Typologie des rives

Selon des calculs informatiques effectués sur des cartes OFT 1:25'000 (tableau 2), il apparaît que les valeurs généralement utilisées pour caractériser le Léman [6,80] sont sous-évaluées en ce qui concerne la ligne de rive. Ainsi, le Léman a un périmètre de 200 km. La France, avec 58.0 km de rive, possède 29 % du pourtour du lac. Pour la Suisse, les cantons de Vaud, Genève et Valais représentent respectivement 51 %, 16 % et 4 % du périmètre du Léman (resp. 102.0 km, 32.6 km et 7.6 km).

Comme la rive sud du Léman est globalement plus pentue, la surface de zone littorale comprise entre 0 et 12 m de profondeur est proportionnellement plus faible pour les territoires français et valaisan (21 % et 1 % du lac). La zone littorale du canton de Vaud représente une surface correspondant à sa proportion de rive (53 % de la surface du lac entre 0 et 12 m de profondeur). Pour le canton de Genève, la beine est d'une largeur importante puisqu'elle représente 26 % de la surface du lac entre 0 et 12 m de profondeur (annexe 11).

La surface des fonds lacustres colonisables par les macrophytes (limite du mont) ne représente qu'environ 5 % de la surface totale du lac. Cette surface d'accueil potentielle a été calculée pour tous les secteurs d'étude (tableau 2). Aux deux extrémités du lac, la limite de la beine colonisable a été déterminée par la profondeur maximale des herbiers actuels, soit environ 6 - 8 m de profondeur. Il est alors possible de calculer une largeur moyenne de la beine qui varie beaucoup d'une région à l'autre. Parmi les secteurs d'étude, la largeur de la beine est minimale entre Meillerie et St-Gingolph avec une moyenne d'environ 15 m et maximale dans la région des Grangettes avec une largeur moyenne de près de 400 m.

Il a été noté dans plusieurs études [19-23,47-49,59] qu'à défaut de pouvoir déterminer la limite du mont, ce sont généralement les lignes bathymétriques des cartes topographiques qui sont utilisées. Pour le Léman, la ligne des 12 m de profondeur est la plus proche du mont et figure sur tout le périmètre du lac (la ligne des 7 m de profondeur ne l'est que localement sur les cartes OFT 1:25'000). Il faut savoir que la localisation de ces lignes bathymétriques date de la fin du XIXe siècle (travaux de A. DELEBECQUE) et qu'elles sont actuellement peu précises, voire carrément fausses.

6. ÉTAT ACTUEL DE LA VÉGÉTATION MACROPHYTIQUE

L'ensemble des données de terrain récoltées pendant l'été 1997, compilées à l'échelle des six secteurs d'étude, fait l'objet d'un descriptif par secteur présenté dans les chapitres 6.1 à 6.6. La végétation de cinq ports est présentée au chapitre 6.7. Une synthèse de l'état actuel des régions étudiées est proposée au chapitre 6.9.

L'abondance actuelle des espèces du Léman est symbolisée sur différentes cartes du lac (annexe 15).

Les principales caractéristiques des secteurs étudiés, permettant de mieux interpréter les différents résultats mis en évidence, sont présentées dans le tableau ci-après.

TABLEAU 2 - Principales caractéristiques morphologiques et phyto-écologiques des six secteurs d'étude

SECTEUR	Rive (km)	Beine (km)	Larg. moy (m)	Herbiers (ha)	% col. beine	Nbre espèces	Nbre zones (% des ports)		
SECTEUR 1 (Versoix - Messery)	France	5.7	109	190	57	52 %	12	38	(0 %)
	Genève	32.6	738	225	284	39 %	16	215	(28 %)
	Secteur	38.3	847	220	341	40 %	16	253	(24 %)
SECTEUR 2 (Thonon-Evian)	16.4	78	50	18	23 %	14	78	(72 %)	
SECTEUR 3 (Meillerie - Villeneuve)	France	7.1	10	15	-	-	6	-	-
	Valais	7.6	28	40	5	18 %	11	30	(40 %)
	Vaud	7.6	296	390	41	14 %	12	102	(6 %)
Secteur	22.3	334	150	46	14 %	16	132	(14 %)	
SECTEUR 4 (Vevey-Cully)	10.5	53	50	12	23 %	16	66	(23 %)	
SECTEUR 5 (Lausanne-Morges)	14.1	422	300	221	52 %	15	131	(30 %)	
SECTEUR 6 (Rolle-Promenthoux)	10.2	304	300	190	63 %	13	96	(8 %)	
6 SECTEURS	112	2'038	180	828	41 %	22	756	(24 %)	

6.1 Secteur 1 : Versoix - Messery (+ enclave de Céligny)

Ce secteur comprend l'ensemble des rives genevoises et une partie du territoire français, entre Hermance et la pointe de Messery. La couverture des fonds par la végétation macrophytique est comparable entre les deux entités politiques avec environ 10 ha/km de rive.

L'occupation de la beine par les macrophytes montre une valeur moyenne qui correspond à celle du Léman (env. 40 %). Toutefois, il faut relever le cas de la Rade de Genève qui représente un intérêt particulier par une couverture végétale abondante et diversifiée.

Les rives genevoises et françaises ont des caractéristiques propres qui les différencient :

- ✓ les rives genevoises sont fortement aménagées et possèdent, en particulier, de nombreuses installations portuaires publiques ou privées (28 % des herbiers se trouvent dans des ports). Les sites de Port Choiseul et du Creux de Genthod sont traités au chapitre 6.7.
A l'inverse, les rives françaises sont restées plus naturelles avec, en particulier, de nombreuses interfaces en plages de galets devant un cordon boisé,
- ✓ les rives françaises sont plus propices au développement des macrophytes émergents, en particulier du roseau (*Phragmites australis*). Plusieurs roselières se maintiennent entre Hermance et St-Joseph du Lac,
- ✓ les activités humaines dans la zone littorale sont beaucoup plus fortes sur le territoire suisse : navigation, baignade, pêche, faucardage sur la beine et dans les ports, etc.,
- ✓ la pression humaine se fait également sentir à travers la densité d'habitation très nettement plus élevée sur territoire suisse. Son effet est sensible sur le niveau trophique local des eaux (voir chapitre 4.1.1).

La profondeur maximale de colonisation se situe généralement vers 6 - 7 m pour les herbiers denses. Une situation intéressante est notée le long de la conduite de pompage du Prieuré (Rade de Genève, rive droite) où des herbiers d'*Elodea nuttallii* ont été recensés à plus de 20 m de profondeur. Cette situation exceptionnelle représente, à notre connaissance, un record pour le Léman.

La fréquence de chaque espèce ainsi que leur abondance relative dans les 253 zones recensées dans le secteur sont les suivantes :

TABLEAU 3 - Abondance et fréquence des espèces recensées dans le secteur 1

SECTEUR 1		Abondance (%)			Fréquence (%)		
Nom latin	Nom français	S1	GE	F	S1	GE	F
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	45	47	29	74	77	63
<i>Chara</i> gr. <i>globularis</i>	Lustre d'eau	19	20	20	40	45	34
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	14	11	31	44	46	53
<i>Chara</i> gr. <i>vulgaris</i>	Lustre d'eau	6	6	5	21	18	18
<i>Elodea nuttallii</i> St. John	Elodée de Nuttalli	3	3	-	30	35	-
<i>Potamogeton</i> x <i>decipiens</i>	Potamot hybride	3	3	< 1	9	11	3
<i>Potamogeton</i> gr. <i>pusillus</i>	Potamot fluët	2	3	< 1	21	23	3
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	2	2	3	10	7	8
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	2	2	< 1	26	27	32
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	2	1	6	12	10	26
<i>Nitellopsis obtusa</i> J. Gr.	Lustre d'eau	1	2	-	7	9	-
<i>Phragmites australis</i> Trin.	Roseau commun	1	< 1	6	3	< 1	16
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cornifle immergé	< 1	< 1	-	< 1	< 1	-
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Elodée canadienne	< 1	< 1	< 1	2	2	3
<i>Nymphaea alba</i> L.	Nénuphar blanc	< 1	< 1	-	< 1	< 1	-
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1	< 1	< 1	3	2	5

Il apparaît, à travers ces résultats, que *Potamogeton pectinatus* est nettement l'espèce dominante du secteur avec une présence dans les trois-quarts des herbiers et près de la moitié de l'abondance totale.

Les characées sont également bien représentées avec les trois groupes connus dans le Léman qui constituent, dans ce secteur, 26 % de l'abondance totale.

Potamogeton perfoliatus est la troisième espèce importante avec une abondance relative supérieure à 10 %.

Trois sites abritent encore des roselières lacustres qui, dans l'ordre d'importance décroissant, sont les suivants :

- Chens (F) : 18'000 m²,
- Pointe-à-la-Bise (GE) : 5'400 m²,
- Céligny (GE) : 1'400 m².

Le site du Creux de Genthod abrite, dans un petit port privé, une des rares zones de *Nymphaea alba* (nénuphar blanc) du Léman. En Suisse et dans l'Ouest du Plateau, cette espèce est classée comme "atrayante" dans la Liste Rouge des plantes menacées de Suisse [64].

6.1.1 Les rives genevoises

Les rives genevoises se distinguent particulièrement par leur fort degré d'aménagement et l'importante densité d'habitation à proximité des rives. Il faut relever que dans la Rade de Genève, bien que la pression humaine soit énorme (navigation de plaisance et CGN, baignade, ski nautique, faucardage estival, etc.) et que la quasi-totalité des interfaces soit artificielle (murs et enrochements), les conditions d'implantation pour les macrophytes, en particulier une faible profondeur, en font malgré tout un site d'intérêt majeur à l'échelle du Léman.

Les rives genevoises sont globalement très bien colonisées avec une moyenne de 9 ha/km de rive. L'ensemble de la zone littorale est propice au développement des macrophytes submergés à quelques exceptions près comme, par exemple, la rive droite du lac comprise entre le Vengeron et le Reposoir où des affleurements de molasse en bancs plissés sont peu colonisables par la végétation macrophytique. Seule une couverture importante d'algues filamenteuses est notée en été 1997 sur ce tronçon de rive.

Avec 16 espèces recensées, la richesse floristique des rives genevoises est très importante pour le Léman. Elle est comparable à la richesse de l'autre extrémité du lac.

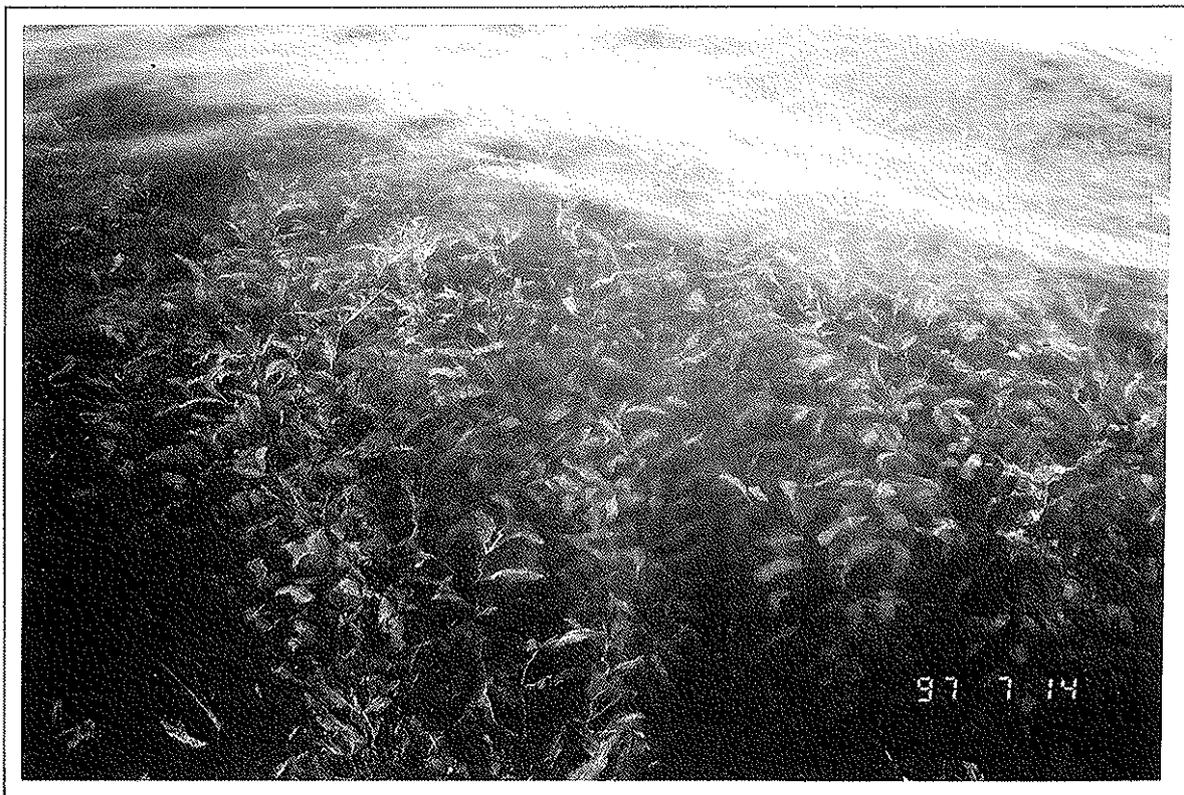


Figure 1 : Herbier à *Potamogeton lucens* (région de Corsier)

L'abondance relative de chaque espèce dans les 253 zones de végétation ainsi que leur fréquence dans l'ensemble du tronçon cantonal sont présentées dans le tableau 3.

Avec 11 espèces quantitativement bien présentes, les rives genevoises montrent une diversité intéressante par rapport à l'ensemble du lac. Si *Potamogeton pectinatus* représente près de la moitié de l'abondance totale, les characées et *P. perfoliatus* sont également des taxons dominants.

► La Rade de Genève

La Rade de Genève est un site particulièrement riche en espèces et abondamment colonisé. Considérée entre la Perle du Lac en rive droite et le Port-Noir en rive gauche, la Rade représente 47 % de l'abondance des rives genevoises. Elle abrite 12 espèces dont 9 sont présentes dans plus de 10 % des herbiers, ce qui est exceptionnel au niveau du Léman. *Potamogeton pectinatus* domine nettement la colonisation des fonds :

Espèce	Abondance relative
<i>Potamogeton pectinatus</i>	53 %
<i>Chara gr. globularis</i>	14 %
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	9 %
<i>Potamogeton x decipiens</i>	6 %
<i>Elodea nuttallii</i>	5 %
<i>Chara gr. vulgaris</i>	4 %
<i>Potamogeton gr. pusillus</i>	4 %
<i>Zannichellia palustris</i>	3 %
<i>Myriophyllum spicatum</i>	2 %
<i>Phragmites australis</i>	< 1 %
<i>Potamogeton lucens</i>	< 1 %
<i>Potamogeton crispus</i>	< 1 %

6.1.2 Les rives françaises

Le tronçon de rive française entre la frontière à Hermance et la pointe de Messery est très contrasté en comparaison des rives genevoises. Si la construction de propriétés riveraines s'accélère ces dernières années, il faut constater que la plupart des interfaces sont encore naturelles. La faible urbanisation de la région limite les aménagements lacustres, en particulier les installations portuaires qui se résument à quelques petits ports privés.

La beine est d'une largeur régulière (env. 200 m) et colonisée par de grandes zones de végétation dont la profondeur peut atteindre 7 m pour certains herbiers denses à characées. La zone très peu profonde à proximité de la rive n'est colonisée que par quelques macrophytes disséminés et est envahie par les algues filamenteuses (en été 1997).

L'abondance relative de chaque espèce dans les 38 zones de végétation ainsi que leur fréquence entre Hermance et Messery sont présentées dans le tableau 3.

Les particularités floristiques de la partie française du secteur sont les suivantes :

- *Potamogeton perfoliatus* est une des espèces dominantes, ce qui n'a pas été observé ailleurs autour du Léman,
- les characées sont bien présentes avec un quart de l'abondance totale,
- *Elodea nuttallii* n'a pas encore fait son apparition, contrairement à tous les autres secteurs étudiés. Cette observation peut s'expliquer en partie par la rareté de sites abrités,
- plusieurs petites roselières sont recensées dans ce tronçon, principalement entre Hermance et St-Joseph du Lac, qui représentent environ 1.8 ha répartis en onze petites unités d'environ 50 m x 30 m.

6.2 Secteur 2 : Thonon - Evian

Ce secteur, entièrement sur territoire français, possède un type de rive très étroite caractéristique de la rive sud du Léman à l'est de Thonon (annexe 2).

Ce secteur est particulier pour différentes raisons :

- la zone littorale étroite n'offre pas une surface d'accueil importante pour les macrophytes submergés,
- la forte granulométrie des sédiments, fréquemment constitués de rochers et de galets peu colonisables par la végétation aquatique, limite le développement des macrophytes submergés à certaines espèces comme, par exemple, *Myriophyllum spicatum*, *Potamogeton perfoliatus* et *P. x decipiens*,

- ▶ la typologie des interfaces n'est pas propice à la colonisation des macrophytes émergents comme le roseau, la massette ou le scirpe; les interfaces naturelles sont souvent constituées d'un cordon boisé derrière une grève caillouteuse (entre Thonon et la Dranse) et les interfaces artificielles sont essentiellement constituées de murs et d'enrochements (entre la Dranse et Evian),
- ▶ près des trois-quarts des herbiers se trouvent dans des zones abritées, essentiellement dans les ports publics (Thonon, Evian), les petits ports privés (entre la Dranse et Evian) et dans la marina de Port Ripaille,
- ▶ le port des Mouettes à Evian (moitié ouest construite en 1993) a la particularité d'avoir été aménagé, à titre d'essai, avec un géotextile posé sur le fond qui doit empêcher le développement de la végétation aquatique. La profondeur dans le port varie entre 2.5 et 5.5 m (niveau estival du lac 372.2 msm), ce qui n'est potentiellement pas limitant pour les macrophytes. Le géotextile a été posé en 1995 au niveau des estacades sur environ un quart de la surface du nouveau port. Dans cette partie, seuls quelques brins de *Potamogeton* gr. *pusillus* et d'*Elodea nuttallii* ont été recensés. Il semble donc que cette "isolation" des sédiments soit efficace dans le but recherché. Toutefois, la moitié est du port, ou "ancien port" (construite dans les années 65), est peu colonisée malgré des fonds naturels et des profondeurs comparables,
- ▶ le port de Commerce à Evian (débarcadère CGN), situé environ 500 m à l'ouest du port des Mouettes est un port ouvert avec une digue au large. Avec des profondeurs de 2 à 5 m, il est densément colonisé, principalement par *Potamogeton pectinatus*, *P. gr. pusillus* et par *Zannichellia palustris*.

La fréquence de chaque espèce dans les 78 zones de végétation ainsi que leur abondance relative dans l'ensemble du secteur sont indiquées dans le tableau 4.

TABLEAU 4 - Abondance et fréquence des espèces recensées dans le secteur 2

SECTEUR 2			
Nom latin	Nom français	Abondance (%)	Fréquence (%)
<i>Zannichellia palustris</i> l.	Zannichellie des marais	23	28
<i>Potamogeton pectinatus</i> l.	Potamot pectiné	22	72
<i>Chara</i> gr. <i>Globularis</i>	Lustre d'eau	16	12
<i>Elodea nuttallii</i> (planchon) st. John	Elodée de nuttalli	13	32
<i>Myriophyllum spicatum</i> l.	Myriophylle en épi	8	12
<i>Nitellopsis obtusa</i> j. gr.	Lustre d'eau	6	14
<i>Potamogeton</i> gr. <i>Pusillus</i>	Potamot fluet	4	23
<i>Chara</i> gr. <i>Vulgaris</i>	Lustre d'eau	3	5
<i>Potamogeton perfoliatus</i> l.	Potamot perfolié	3	17
<i>Potamogeton x decipiens</i> nolte	Potamot hybride	1	14
<i>Potamogeton lucens</i> l.	Potamot luisant	1	5
<i>Potamogeton crispus</i> l.	Potamot crépu	< 1	5
<i>Groenlandia densa</i> (l.) fourr.	Potamot serré	< 1	4
<i>Ranunculus trichophyllus</i> chaix	Renoncule lâche	< 1	1

Il apparaît, à travers ces résultats, que *Potamogeton pectinatus* n'est pas la seule espèce dominante bien qu'elle soit présente dans près des trois-quarts des herbiers. La forte proportion de zones de végétation recensées dans les ports révèle une répartition inhabituelle des espèces pour le Léman :

- ▶ *P. pectinatus* est surtout abondant dans les grands ports comme Thonon, Port Ripaille et Evian ainsi que dans les petit ports privés entre la Dranse et Evian,
- ▶ *Chara* gr. *globularis* est bien représentée dans la marina de Port Ripaille,
- ▶ *Elodea nuttallii* est abondante dans le port de Thonon et dans Port Ripaille.

D'autre part, l'importante abondance relative d'espèces comme *Zannichellia palustris* et *Myriophyllum spicatum* provient du fait qu'elles sont très compétitives dans l'étroite beine littorale en milieu non protégé.

6.3 Secteur 3 : Meillerie - Villeneuve

Ce secteur s'étend sur les territoires français, valaisan et vaudois, représentant trois tronçons de longueur comparable (env. 7 km chacun).

Deux types de rive très particuliers se trouvent à quelques kilomètres l'un de l'autre, à savoir une beine très étroite et pentue dans la partie française (largeur moyenne env. 15 m) et une beine très large sur territoire vaudois entre le Rhône et Villeneuve (largeur moyenne env. 400 m).

De Meillerie à la baie du Bouveret, la rive est étroite et peu hospitalière, entre autres du fait de la forte granulométrie des fonds. Entre le Rhône et Villeneuve, la beine sableuse peu profonde est soumise à de forts vents, principalement le Rebat de Bise et le Vent d'Ouest qui ont un fetch très important. De plus, l'extraction de graviers et de sables à proximité de la rive a créé deux fosses depuis les années 50. Cette perte de la zone littorale peu profonde a pour effet une moindre dissipation de l'énergie des vagues et, par conséquent, une érosion plus marquée entre les fosses de dragage et la rive. D'autre part, les sédiments de type principalement sableux souvent remaniés, même à proximité de la rive, ne sont pas favorables à la majorité des espèces du Léman.

Ce secteur montre ainsi certaines particularités :

- ▶ la zone littorale étroite française et valaisanne n'offre pas une surface d'accueil importante pour les macrophytes submergés; la forte granulométrie des sédiments limite le développement à certaines espèces comme, par exemple, *Myriophyllum spicatum*, *P. perfoliatum* et *P. x decipiens*,
- ▶ la large beine vaudoise entre le Rhône et Villeneuve possède des caractéristiques limitantes pour l'implantation des macrophytes submergés du fait de son exposition aux vents dominants et du remaniement fréquent des sédiments à faible profondeur,
- ▶ la région des Grangettes représente l'un des derniers marais de Suisse formé par un delta lacustre. Ce site doit être considéré comme une relique, la dernière grande roselière aquatique du Léman.

L'abondance relative de chaque espèce dans les 132 zones de végétation ainsi que leur fréquence dans l'ensemble du secteur sont mentionnées dans le tableau 5.

TABLEAU 5 - Abondance et fréquence des espèces recensées dans le secteur 3

SECTEUR 3							
Nom latin	Nom français	S3	VS	VD	S3	VS	VD
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	65	56	65	76	87	73
<i>Phragmites australis</i> Trin.	Roseau commun	14	-	16	15	-	20
<i>Chara gr. vulgaris</i>	Lustre d'eau	11	7	12	24	30	22
<i>Potamogeton perfoliatum</i> L.	Potamot perfolié	3	17	2	18	43	11
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	2	2	2	12	33	6
<i>Elodea nuttallii</i> St. John	Elodée de Nuttalli	2	9	1	15	23	13
<i>Potamogeton gr. pusillus</i>	Potamot fluet	1	3	1	9	27	4
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	1	< 1	1	9	10	9
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	1	5	< 1	5	20	1
<i>Callitriche species</i>	Callitriche	< 1	-	< 1	1	-	1
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Elodée canadienne	< 1	< 1	-	1	3	-
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Phalaris roseau	< 1	-	< 1	1	-	1
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1	< 1	-	1	3	-
<i>Potamogeton x decipiens</i>	Potamot hybride	< 1	1	-	3	13	-
<i>Scirpus lacustris</i> L.	Scirpe commun	< 1	-	< 1	1	-	1

Si *Potamogeton pectinatus* est, comme pour l'ensemble du lac, l'espèce dominante de ce secteur, il est intéressant de constater que *Phragmites australis* a encore une place importante parmi les autres macrophytes. Les characées sont bien présentes entre le Rhône et Villeneuve, dans des conditions qui rappellent la récente colonisation de la rive sud du lac de Neuchâtel [66,34,35]. Les douze autres taxons recensés sont peu abondants.

Comme particularités floristiques de la région, il faut relever plusieurs points :

- la seule station lémanique de *Scirpus lacustris* se trouve dans le site des Grangettes,
- le groupe *Chara* gr. *vulgaris* est le seul représentant des characées dans ce secteur,
- la *Callitriche* species est implantée dans la zone littorale lacustre mais provient probablement du Grand Canal par dérivation.

6.3.1 Les rives françaises

Le tronçon de rive française entre Meillerie et St-Gingolph (frontière suisse) est très pauvre en végétation macrophytique.

Les interfaces très pentues en rochers naturels ou en murs et enrochements ne laissent que très peu de possibilités d'implantation pour les plantes émergentes comme *Phragmites australis*.

La zone peu profonde est très étroite et la proximité d'une interface en "dur" crée des contraintes mécaniques importantes ce qui implique, pour les macrophytes submergés, des capacités particulières de résistance à l'arrachement. Certaines espèces possèdent un mode d'enracinement adapté à ces conditions (vagues de forte énergie et granulométrie importante des sédiments). Dans ce sens, les taxons recensés dans ce tronçon sont les suivants (ordre décroissant de fréquence) :

- | | |
|-------------------------------------|------------------------|
| • <i>Myriophyllum spicatum</i> L. | myriophylle en épi, |
| • <i>Potamogeton x decipiens</i> | Nolte potamot hybride, |
| • <i>Potamogeton perfoliatus</i> L. | potamot perfolié, |
| • <i>Potamogeton pectinatus</i> L. | potamot pectiné. |

Dans le port de Meillerie se trouvent également deux autres espèces, *Zannichellia palustris* et des characées.

Ces espèces ne forment pas d'herbiers denses mais sont disséminées sur les fonds.

6.3.2 Les rives valaisannes

La topographie des rives valaisannes se différencie entre sa partie ouest (commune de St-Gingolph) qui s'apparente au type de rive française décrit plus haut et sa partie est (commune de Port-Valais) dont la baie du Bouveret possède une beine plus large avec des fonds à granulométrie plus fine, davantage propice au développement des macrophytes submergés. Il en résulte que 92 % de l'abondance totale des rives valaisannes se trouvent dans la baie du Bouveret.

L'abondance relative de chaque espèce dans les 30 zones de végétation ainsi que leur fréquence dans l'ensemble du tronçon cantonal sont présentées dans le tableau 5.

Sur la beine étroite de la commune de St-Gingolph, il faut noter la dominance des *Potamogeton pectinatus*, *P. gr. pusillus*, *P. perfoliatus* et *P. x decipiens* et de *Zannichellia palustris*.

Dans la baie du Bouveret, *P. pectinatus* domine également mais en présence d'importants herbiers de characées, d'*Elodea nuttallii* et de *P. lucens*. Le port du Bouveret est colonisé dans sa partie est par *P. pectinatus* et *Elodea nuttallii* (et quelques plants d'*Elodea canadensis*) alors que le centre et la partie ouest sont dépourvus de végétation (substrat envasé ou glaiseux très compact).

L'embouchure du Rhône dans le lac n'est pas favorable aux macrophytes du fait de l'aménagement des rives. Suite à l'endiguement du Rhône effectué entre 1870 et 1880, l'industrie d'extraction de graviers a également modifié la topographie du delta depuis les années 50 : première concession d'exploitation de l'embouchure du Rhône en 1947, destruction de l'île en 1957 et barrage flottant sur le Rhône dès 1975 [31].

6.3.3 Les rives vaudoises (Les Grangettes)

La principale particularité de ce tronçon des rives lémaniques est le site des Grangettes qui représente un biotope de valeur internationale. Il est d'ailleurs classé parmi les huit sites suisses de la Convention de Ramsar (zones humides d'importance internationale) et figure dans plusieurs inventaires fédéraux et cantonaux (IFP n° 1502, zone alluviale n° 123, Bas-Marais n° 1378-1380 et 1382, site marécageux n° 289, réserve d'oiseaux d'eau n° 8, site de reproduction des batraciens n° 21, zone d'oiseaux d'eau internationale n° 9, site d'escale pour les limicoles n° 428, réserve Pro Natura et cantonale)[81].

Concernant la végétation aquatique, il faut différencier les macrophytes submergés et émergents. Compte tenu de la très importante surface d'accueil de la zone peu profonde, la colonisation par les espèces submergées est faible (14 % d'occupation de la beine). En revanche, les roselières aquatiques sont de loin les plus importantes du Léman avec 5.5 ha colonisant environ 2.6 km de rive. L'ensemble de ce tronçon a également la particularité d'avoir gardé en grande partie l'aspect naturel de ses rives. Ainsi, quelque 85 % des interfaces sont naturelles ce qui est unique autour du Léman (43 % de roselières, 31 % de grèves et de plages, 11 % de talus boisés)[31].

L'abondance relative de chaque espèce dans les 102 zones de végétation ainsi que leur fréquence dans l'ensemble du tronçon cantonal sont présentées dans le tableau 5.

Il faut remarquer que les conditions très contraignantes du milieu pour les macrophytes submergés ne permettent le développement que de peu d'espèces, comme, par exemple, *Potamogeton pectinatus*, l'espèce la plus ubiquiste des lacs du Plateau suisse [83]. Les characées, malgré leur mode d'enracinement peu développé (rhizoïdes : filaments très fins), parviennent à s'implanter mais principalement dans la partie la plus profonde de la beine, où la profondeur dépasse les 2 mètres (à plus de 400 mètres de la rive). D'une manière générale, il faut constater que la beine comprise entre la rive et une profondeur de 1.5 m est très peu colonisée pour les raisons physiques et mécaniques citées plus haut.

Concernant les roselières, leur état de santé basé sur leur surface et leur densité est plutôt satisfaisant. Des différences sont toutefois facilement repérables selon les sites d'ouest en est, du Rhône à Villeneuve :

- deux petites reliques de roselières se trouvent à l'embouchure du Rhône (env. 200 m²; non protégée) et du Vieux-Rhône (env. 1'300 m²; protégée par une digue),
- une roselière est morcelée en trois parties à l'ouest du Grand Canal (env. 6'500 m² de densité élevée; protégée par des digues),
- la roselière des Grands Larges est constituée d'une entité située à la base est du Grand Canal (env. 8'800 m² en mauvais état; protégée par le canal) et d'une autre devant le camping (env. 8'200 m² de densité élevée; protégée par une petite digue). Une petite scirpaie d'environ 100 m² a été déplacée et ainsi préservée lors de la pose du gazoduc,
- la roselière des Grangettes située entre le village des Grangettes et Villeneuve et protégée par un long brise-vagues semi-perméable (env. 30'000 m² de densité moyenne à élevée).

L'évolution de ces roselières est discutée au chapitre 7.3.

6.4 Secteur 4 : Vevey - Cully

La typologie des rives de ce secteur correspond à une beine étroite et peu hospitalière, entre autres du fait de la forte granulométrie des fonds constitués essentiellement de graviers et de blocs de rochers jusqu'à la rive (interfaces généralement en murs et enrochements).

La profondeur maximale de colonisation se situe généralement vers 6 m avec quelques herbiers à 7.5 - 8 m (port de Vevey, Pichette). Des plantes isolées se maintiennent jusqu'à 10 m de profondeur (élodée, characées, myriophylle, potamot pectiné).

Ce secteur montre certaines particularités :

- la nature des sédiments limite le développement des macrophytes submergés à certaines espèces comme, par exemple, *P. pectinatus* et *Zannichellia palustris*,
- les installations portuaires (Vevey, la Pichette), avec des fonds plus meubles, abritent d'autres espèces comme *Elodea nuttallii*,
- l'artificialisation des rives, très importante dans ce secteur, empêche la colonisation des berges par les macrophytes émergents.

Les conditions d'implantation des macrophytes entre Vevey et Cully sont les suivantes :

- Commune de Vevey : les interfaces sont entièrement artificielles en murs et enrochements; la végétation macrophytique est très pauvre.
- Communes de Corseaux et Chardonne : malgré une beine très étroite, des herbiers colonisent la zone peu profonde de manière presque continue; le nouveau port de la Pichette-Est (détruit en 1987 et reconstruit en 1994) est trop profond (jusqu'à 20 m) et seules ses extrémités sont colonisables. Le port de la Pichette-Ouest est moins profond (max. 3.5 m) et densément colonisé (*P. pectinatus* et *Elodea nuttallii*).
- Communes de St-Saphorin, Rivaz, Puidoux et Epesses : la zone littorale est homogène avec des fonds caillouteux et rocaillieux et des interfaces en enrochements; moins de la moitié de ce tronçon de rive est propice au développement d'herbiers denses. *Zannichellia palustris* et *Myriophyllum spicatum* sont bien représentées dans ce tronçon.
- Commune de Cully : la beine est colonisée de manière quasiment continue; *P. pectinatus* et *P. gr. pusillus* y côtoient *Zannichellia palustris*.

L'abondance relative de chaque espèce dans les 66 zones de végétation ainsi que leur fréquence dans l'ensemble du secteur figurent dans le tableau 6.

Parmi les espèces recensées, il faut noter que peu d'espèces sont abondantes dans ce secteur. Hormis *Potamogeton pectinatus*, l'espèce dominante du Léman et des lacs du Plateau suisse [83], il faut relever la forte proportion de *Zannichellia palustris*. Cette situation est comparable à celle du secteur Thonon-Evian (23 % en abondance) et très différente de celle des autres secteurs de l'étude (2-4 % en abondance).

Il faut donc corréler la typologie des rives et la compétition interspécifique pour constater, qu'à part *P. pectinatus*, *Zannichellia palustris* est la plus compétitive sur des beines étroites à fortes contraintes mécaniques (réflexion des vagues contre des interfaces artificielles) et à forte granulométrie. Cette espèce possède un large spectre d'adaptation aux conditions du milieu puisqu'on peut la retrouver également sur des substrats limoneux à sableux et dans des eaux à niveau trophique faible à très élevé. En Suisse, elle est bien représentée, spécialement dans les lacs de Thonon et de Zurich [83], bien qu'elle soit considérée, à tort, comme une espèce menacée dans l'ouest du Plateau [64].

Les characées sont très peu abondantes dans ce secteur comparativement à l'ensemble du Léman.

Parmi les espèces actuellement rares dans le Léman, il faut relever la présence discrète de la renoncule lâche (*Ranunculus trichophyllus* Chaix), de potamot serré (*Groenlandia densa* (L.) Fourr.) et graminée (*Potamogeton gramineus* L.).

TABLEAU 6 - Abondance et fréquence des espèces recensées dans le secteur 4

SECTEUR 4			
Nom latin	Nom français	Abondance (%)	Fréquence (%)
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	42	91
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	27	59
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	7	21
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	7	42
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	6	73
<i>Potamogeton gr. pusillus</i>	Potamot fluet	6	53
<i>Chara gr. vulgaris</i>	Lustre d'eau	2	3
<i>Potamogeton x decipiens</i> Noite	Potamot hybride	2	27
<i>Chara gr. globularis</i>	Lustre d'eau	1	2
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	Potamot serré	< 1	3
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1	3
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	Potamot graminée	< 1	2
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	< 1	3
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	Renoncule lâche	< 1	3

6.5 Secteur 5 : Lausanne - Morges

Ce secteur montre plusieurs particularités :

- la zone littorale offre une surface d'accueil importante pour les macrophytes submergés particulièrement dans les zones abritées comme les larges baies de Vidy, des Pierrettes et de Morges. Le taux de colonisation de la beine est très élevé comparativement à l'ensemble du Léman,
- la granulométrie des sédiments est très diversifiée : présence de blocs de rochers (St-Sulpice, Préverengès), de vase (port d'Ouchy, Vidy, Pierrettes) en passant par une dominante de sables et de graviers (Les Pierrettes, St-Sulpice, Préverengès),
- la profondeur maximale de colonisation se situe généralement vers 6 m avec quelques herbiers jusqu'à 10 m devant Morges (élodée, characées, potamot pectiné),
- les principales installations portuaires (Ouchy, Vidy, Pierrettes, Petit Bois, Morges) ont des fonds très vaseux. Les ports d'Ouchy sont décrits en détail au chapitre 6.7,
- l'artificialisation des rives, très importante dans ce secteur, limite fortement la colonisation des berges par les macrophytes émergents. Plusieurs deltas d'affluents sont corrigés (Venoge, Bief, Morges) et n'ont plus qu'une très faible dynamique alluvionnaire. Les seuls roseaux et massettes du secteur se trouvent à l'embouchure de la Morges.

Les conditions d'implantation des macrophytes entre Lausanne et Morges sont les suivantes :

- Commune de Lausanne : les interfaces sont très diversifiées entre Ouchy et la Chamberonne. Les installations portuaires d'Ouchy et de Vidy contrastent avec la plage de Vidy où la beine est large et bien colonisée par les macrophytes, essentiellement par *P. pectinatus* et *P. perfoliatus*.
- Commune de St-Sulpice : entre la Chamberonne et la Venoge, la beine est très large, comme devant St-Sulpice où elle s'étend sur 500 m. Malgré des fonds souvent recouverts d'algues filamenteuses, les herbiers sont très étendus, généralement entre environ 50 m de la rive et la limite du mont situé vers 5 m de profondeur. La richesse floristique est intéressante avec dix espèces présentes, dont la dominante est nettement *P. pectinatus*. La présence d'herbiers à *P. lucens* est à relever ainsi que la faible présence des characées.
- Commune de Préverengès : entre la Venoge et le Bief, la zone littorale comprise entre la rive et environ 100 m au large est sableuse et dépourvue de végétation. Plus au large, les herbiers sont étendus mais moyennement denses et principalement colonisés par *P. pectinatus* et *P. perfoliatus*.
- Communes de Morges et Tolochenaz : la rive sur la commune de Morges est aménagée de manière quasiment continue (murs et enrochements) alors qu'une étroite plage se trouve entre le port du Petit Bois jusqu'au Boiron (commune de Tolochenaz). La beine est large et bien colonisée jusqu'au mont (10 m de profondeur en face de Morges) avec de vastes herbiers bien diversifiés (jusqu'à 7 à 8 espèces par zone). Les characées sont abondantes dans cette partie du secteur (très peu présentes entre le Bief et Lausanne).

L'abondance relative de chaque espèce dans les 131 zones de végétation ainsi que leur fréquence dans l'ensemble du secteur sont données dans le tableau 7.

Potamogeton pectinatus est nettement l'espèce dominante du secteur avec près des deux tiers de l'abondance totale. Dans une moindre mesure, les characées sont également bien représentées. Si la diversité totale est intéressante, 7 taxons sur 15 sont très peu représentés dans le secteur. Parmi ceux-là, il faut relever quelques touffes de massette à feuille large (*Typha latifolia* L., embouchure de la Morges), espèce fréquente autour d'étangs mais très rare sur les rives du Léman.

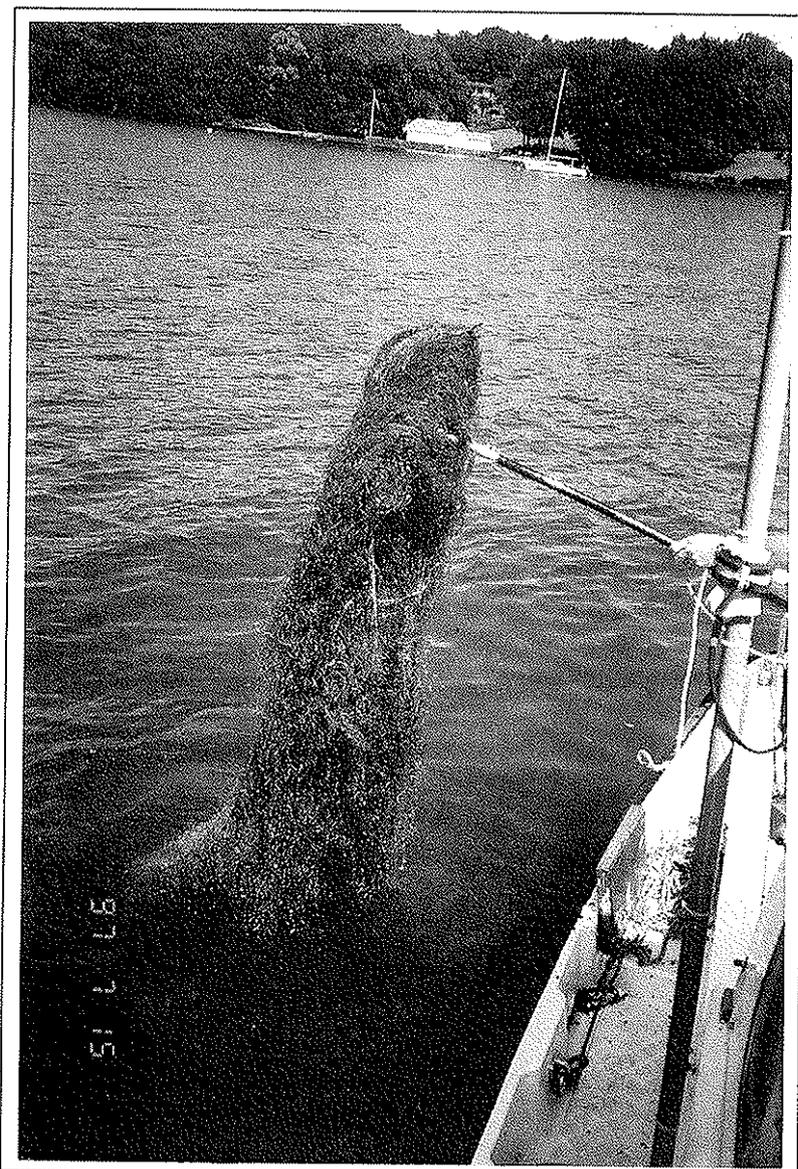


Figure 2 : Characées prélevées au grappin (jusqu'à - 10 m de profondeur)

TABLEAU 7 - Abondance et fréquence des espèces recensées dans le secteur 5

SECTEUR 5			
Nom latin	Nom français	Abondance (%)	Fréquence (%)
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	63	88
<i>Chara</i> gr. <i>vulgaris</i>	Lustre d'eau	10	18
<i>Chara</i> gr. <i>globularis</i>	Lustre d'eau	6	10
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	5	55
<i>Potamogeton</i> gr. <i>pusillus</i>	Potamot fluet	5	36
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	5	18
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	4	18
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	2	37
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	< 1	17
<i>Nitellopsis obtusa</i> J. Gr.	Lustre d'eau	< 1	1
<i>Phalaris arundinacea</i>	Phalaris roseau	< 1	1
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	Roseau commun	< 1	2
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1	2
<i>Potamogeton</i> x <i>decipiens</i> Nolte	Potamot hybride	< 1	4
<i>Typha latifolia</i> L.	Massette à feuille large	< 1	2

Concernant les principales installations portuaires, il faut relever les points suivants :

- Ports d'Ouchy : voir chapitre 6.7.
- Port de Vidy : les sédiments du port sont très vaseux (vase noire putride) et les herbiers se trouvent principalement à 2-3 m de profondeur. Seules trois espèces se maintiennent dans ces milieux visiblement très eutrophes : *P. pectinatus* qui domine, *P. gr. pusillus* et *Elodea nuttallii* qui sont également bien représentées. Contrairement à Ouchy, très peu d'algues filamenteuses colonisent les fonds et les macrophytes.
Le petit port situé à l'extrémité est de la plage de Vidy est envahi par *Elodea nuttallii* colonisant densément des sédiments très vaseux.
- Port des Pierrettes : cette zone abritée possède également des fonds vaseux qui ne sont quasiment pas colonisés par les macrophytes si ce n'est quelques touffes d'*Elodea nuttallii* et de *P. pectinatus* (prof. env. 1.5 m).
- Port de Morges : comme à Vidy, seules trois espèces colonisent les fonds vaseux de ce port, *Elodea nuttallii* qui atteint ici une taille exceptionnelle de 3 m, *P. pectinatus* et *P. gr. pusillus* (prof. 1.5 - 3 m; peu abrité par Vaudaire et vent d'ouest).
- Port du Petit Bois (nouveau port de Morges) : ce port est partiellement envasé et est colonisé essentiellement par *Elodea nuttallii* et les characées (prof. 2.5 m).

6.6 Secteur 6 : Rolle - Promenthoux

Ce secteur est d'un intérêt particulier pour différentes raisons :

- hormis la ville de Rolle, la zone riveraine est peu aménagée et essentiellement constituée de parcelles agricoles et de propriétés privées. Le type d'interface dominant est naturel et composé d'une plage de graviers devant un cordon boisé,
- la seule installation portuaire importante est le port de Rolle,
- la nature des fonds est très diversifiée, avec présence de graviers et de sables (de Gland à Promenthoux), de sables et de limons fins (delta de la Dullive) voire de vase (port de Rolle),
- la zone littorale est d'une largeur importante, la plus élevée des secteurs étudiés, avec un très fort taux de colonisation de 19 ha/km de rive. Il faut relever la colonisation continue sur l'ensemble des 10 km du secteur, ce qui est exceptionnel pour le Léman,
- la profondeur maximale de colonisation se situe généralement entre 6 m et 7 m avec quelques herbiers jusqu'à 8 m devant Rolle et Bursinel (characées, *P. pectinatus*),
- de nombreuses interfaces eau/terre sont encore naturelles, constituées principalement de plages de graviers. Toutefois, les roselières sont absentes de ce secteur pour des raisons diverses liées à l'exposition aux vagues, la présence d'un cordon boisé riverain ou encore par le "jardinage" des parcelles privées au bord de l'eau.

L'abondance relative de chaque espèce dans les 96 zones de végétation ainsi que leur fréquence dans l'ensemble du secteur sont données dans le tableau 8.

La principale particularité floristique de ce secteur est l'importance relative des characées. C'est la seule partie du lac où elles sont plus abondantes que *Potamogeton pectinatus*. D'autre part, les trois groupes taxonomiques de characées sont représentés.

Il faut noter également la forte présence de *P. perfoliatus* et *P. lucens* qui trouvent sur cette large beine des conditions d'implantation particulièrement favorables.

Pour les macrophytes émergents, seuls quelques *Phragmites australis* survivent encore à l'ouest du delta de la Dullive mais aucune roselière digne de ce nom n'est recensée.

TABLEAU 8 - Abondance et fréquence des espèces recensées dans le secteur 6

SECTEUR 6			
Nom latin	Nom français	Abondance (%)	Fréquence (%)
<i>Chara gr. vulgaris</i>	Lustre d'eau	30	51
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	23	81
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	20	74
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	14	35
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	4	23
<i>Chara gr. globularis</i>	Lustre d'eau	3	13
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	2	35
<i>Potamogeton gr. pusillus</i>	Potamot fluët	2	22
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	1	18
<i>Potamogeton x decipiens</i> Nolte	Potamot hybride	1	3
<i>Nitellopsis obtusa</i> J. Gr.	Lustre d'eau	< 1	< 1
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	Roseau commun	< 1	< 1
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1	6

Concernant les principales installations portuaires, il faut relever les points suivants :

- Port de Rolle : ce port est très envasé et peu profond (1.5 à 2 m de profondeur). Il est colonisé par *Elodea nuttallii*, *P. pectinatus* et *P. gr. pusillus*, accompagnés de *Zannichellia palustris*, de characées et de *P. x decipiens*,
- Port des Vernes : ce petit port à l'est de Rolle est très envasé et peu profond (< 1.5 m de profondeur) et seules quelques *Elodea nuttallii* et *P. pectinatus* s'y développent,
- Fleur d'eau, la Tourangelle, le Cottage (ports privés) : ces petites zones abritées sont essentiellement colonisées par *P. pectinatus*.

6.7 Les ports - état actuel

□ Port Choiseul (commune de Versoix - GE)

Ce port est l'un des plus importants du Petit Lac en rive droite avec 500 places à l'eau et 300 places à terre. Il est bien protégé des vents dominants et possède une profondeur d'environ 2.5 m. La végétation macrophytique est faucardée chaque été (Service du lac et des cours d'eau, DIAE).

La richesse floristique dans le port est de 7 espèces :

<u>Espèce</u>		<u>Abondance relative</u>
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	67 %
<i>Elodea nuttallii</i> St. John	Elodée de Nuttalli	25 %
<i>Nitellopsis obtusa</i> J. Groves	Lustre d'eau	8 %
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cornifle immergé	< 1 %
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	< 1 %
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	< 1 %
<i>Potamogeton gr. pusillus</i>	Potamot fluët	< 1 %

La présence de *Nitellopsis obtusa* est très intéressante car très rare autour du Léman. Dans les secteurs étudiés, seul le port de Thonon est également bien colonisé par cette characée. Cette espèce est également rare en Suisse [5] puisqu'elle ne représente que 2 % de la fréquence des 27 taxons connus de characées. Elle est principalement présente dans le Léman et le lac de Zurich où elle semble en extension. *Nitellopsis obtusa* préfère les sites calmes et supporte des concentrations assez élevées en nutriments.

Les autres espèces présentes sont caractéristiques des zones abritées et assez fréquentes dans les ports lémaniques (à l'exception du cornifle immergé).

Les herbiers à *Potamogeton pectinatus* et characées sont très denses et la colonisation des fonds est quasiment totale dans l'enceinte du port.

Il faut relever le recouvrement important du fond par les algues filamenteuses, essentiellement du genre *Cladophora*, (chlorophycées, algues vertes) qui sont présentes dans tout le port en été 1997. La prolifération de ces algues est généralement indicatrice de niveau trophique élevé.

□ Le Creux de Genthod (commune de Genthod - GE)

Ce port est situé dans une petite baie abritée de la Bise et du courant mais n'est pas protégé par des digues. Il propose 150 bouées en pleine eau, à des profondeurs de 15-20 m au centre qui diminuent rapidement vers la rive (1-2 m de profondeur). Ce site est faucardé chaque été (Service du lac et des cours d'eau, DIAE).



Figure 3 : Nupharaie dans un port privé au Creux de Genthod (*Nymphaea alba*)

La richesse floristique dans le port est de 10 espèces :

<u>Espèce</u>		<u>Abondance relative</u>
<i>Chara gr. globularis</i>	Lustre d'eau	63 %
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	23 %
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	10 %
<i>Potamogeton gr. pusillus</i>	Potamot fluet	3 %
<i>Nymphaea alba</i> L.	Nénuphar blanc	1 %
<i>Chara gr. vulgaris</i>	Lustre d'eau	< 1 %
<i>Elodea nuttallii</i> St. John	Elodée de Nuttalli	< 1 %
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	< 1 %
<i>Nitellopsis obtusa</i> J. Groves	Lustre d'eau	< 1 %
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	< 1 %

Il faut noter la présence des trois groupes de characées, en particulier *Chara gr. globularis* (*Chara deliculata* Ag.) qui est nettement dominant sur ce site. *Chara denudata* A.Br. et *Nitellopsis obtusa* J. Groves sont également recensés.

Potamogeton lucens est bien implanté; le nénuphar blanc se trouve dans un petit port privé et forme la seule nupharaie lacustre des rives genevoises.

Les macrophytes recensés forment des herbiers moyennement à très denses sur toute la beine peu profonde, comprise entre 1 et 5 m de profondeur.

Le recouvrement du fond par les algues filamenteuses est faible dans la baie en été 1997.

□ Le port d'Yvoire (commune d'Yvoire - Haute-Savoie)

Suite à son extension récente, ce port de taille moyenne offre 280 places d'amarrage. Il est constitué de deux entités, bien abritées par plusieurs digues. La profondeur varie entre 1.5 m près de la rive à 2.5 - 3 m au centre du port. L'entretien du port a évolué ces dernières années. Suite à des essais infructueux d'arrachage des macrophytes (pelle-araignée et chaînes depuis une barge), ceux-ci sont récoltés manuellement en surface à partir d'un radeau depuis 1995. D'autres travaux hivernaux de dragage sur plusieurs années sont actuellement en cours pour éliminer les limons jusqu'à la couche d'argile (env. 1'500 m³/an). Ceci dans le double but de limiter l'envasement et la prolifération estivale de macrophytes et d'algues.

La richesse floristique dans les deux ports est de 10 espèces :

<u>Espèce</u>		<u>Abondance relative</u>
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	40 %
<i>Chara gr. vulgaris</i>	Lustre d'eau	20 %
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	18 %
<i>Potamogeton gr. pusillus</i>	Potamot fluet	12 %
<i>Elodea nuttallii</i> St. John	Elodée de Nuttalli	5 %
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	2 %
<i>Groenlandia densa</i> Fourr.	Potamot serré	2 %
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	1 %
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	< 1 %
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1 %

Si *Potamogeton pectinatus* domine dans le port, il faut noter la répartition spécifique bien équilibrée des autres taxons, ce qui est très rarement observé autour du Léman.

La présence de *Groenlandia densa* est actuellement exceptionnelle sur les rives lémaniques; cette espèce est bien implantée à Yvoire.

Les macrophytes recensés forment généralement des herbiers très denses à l'abri des digues. Le petit port est (port des Pêcheurs) est davantage envasé.

Le recouvrement du fond par les algues filamenteuses en été 1997 est limité dans les deux ports mais plus dense dans la partie ouest du port principal.

□ Le port de Thonon (port de Rives, commune de Thonon - Haute-Savoie)

Avec 800 places d'amarrage, le port de Rives à Thonon est, avec celui d'Evian, le plus important de la rive sud du Léman. Il est bien protégé par une longue digue parallèle à la rive (plus de 400 m) qui laisse toutefois l'eau circuler dans le port, surtout en régime de Bise. La profondeur est importante et varie entre 4 m et 6 m (7 m au bout du débarcadère) avec des fonds à dominante de limons fins et de vase. Au large de la digue extérieure, les fonds sont rocaillieux et la profondeur dépasse les 10 m à proximité de la digue. L'entretien du port est particulier pour le Léman par l'absence de faucardage estival.

La richesse floristique dans le port est de 10 espèces :

<u>Espèce</u>		<u>Abondance relative</u>
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	38 %
<i>Elodea nuttallii</i> St. John	Elodée de Nuttallii	21 %
<i>Nitellopsis obtusa</i> J. Groves	Lustre d'eau	19 %
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	7 %
<i>Potamogeton x decipiens</i> Nolte ex Koch.	Potamot hybride	5 %
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	4 %
<i>Potamogeton gr pusillus</i>	Potamot fluet	4 %
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	2 %
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	< 1 %
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1 %

Si *Potamogeton pectinatus* domine dans le port, il faut noter l'importance quantitative de sept autres taxons.

Elodea nuttallii, très abondante dans la moitié ouest du port, est accompagnée d'herbiers denses de *Nitellopsis obtusa* entre la digue extérieure et les estacades.

Les macrophytes recensés forment généralement des herbiers moyennement à peu denses à l'abri de la digue.

Le recouvrement du fond par les algues filamenteuses en été 1997 est limité dans le port à l'exception des deux ouvertures côté Evian et côté Genève (débarcadère).

□ Les ports d'Ouchy (commune de Lausanne - VD)

Les ports d'Ouchy possèdent, avec la Rade de Genève, la plus grande concentration du Léman en bateaux privés et des services réguliers. Ils sont composés de quatre entités d'est en ouest :

- le Vieux Port, formant une petite baie en demi-lune, peu abritée en particulier de la Vaudaire et n'offrant que quelques places d'amarrage en pleine eau; ses caractéristiques morphologiques se rapprochent davantage d'une beine ouverte que d'une installation portuaire,
- le port CGN (gare lacustre, interdit aux bateaux de plaisance), avec des fonds à 3-5 m de profondeur régulièrement brassés par les manoeuvres des bateaux du service régulier,
- le port de plaisance, offrant 600 places à l'eau et 150 à terre, bien abrité derrière de larges digues,
- le port marchand, interdit aux bateaux de plaisance, est un grand bassin rectangulaire (env. 300 m sur 150 m) avec des profondeurs de 3 à 5 m.

La commune de Lausanne gère le faucardage des ports d'Ouchy et de Vidy. Jusqu'à 1991, le faucardage mécanique était complété par un traitement chimique des eaux au sulfate de cuivre. Actuellement, le port d'Ouchy est faucardé dans son ensemble chaque été entre les mois de juin et d'août selon le développement de la végétation. Une faucardeuse à tapis (coupe à ciseaux) est utilisée jusqu'à une profondeur d'environ 2 m. A l'extérieur du port, le chenal d'accès au débarcadère pour le bateau électro-solaire est également faucardé.

La richesse floristique dans les ports d'Ouchy est de 10 espèces :

<u>Espèce</u>		<u>Abondance relative</u>
<i>Potamogeton gr pusillus</i>	Potamot fluet	14 %
<i>Elodea nuttallii</i> St. John	Elodée de Nuttalli	9 %
<i>Chara gr vulgaris</i>	Lustre d'eau	4 %
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	4 %
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	3 %
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	2 %
<i>Nitellopsis obtusa</i> J. Groves	Lustre d'eau	1 %
<i>Potamogeton x decipiens</i> Nolte ex Koch.	Potamot hybride	< 1 %
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	< 1 %

Les caractéristiques des quatre parties du port d'Ouchy sont très différentes et déterminent des conditions d'implantation très variées pour les macrophytes :

- le Vieux Port (8 espèces) : seule la zone peu profonde proche de la rive est colonisée. On y trouve essentiellement *P. pectinatus* et *Zannichellia palustris*. L'essentiel des herbiers se trouve entre 2.5 et 4 m de profondeur, sur des fonds recouverts par les algues filamenteuses (en été 1997),
- le port CGN (7 espèces) : ce site est fortement colonisé par des herbiers denses bien équilibrés avec principalement des characées, *P. pectinatus* et *P. gr. pusillus*, *Zannichellia palustris* et *Elodea nuttallii*. Ceci malgré un recouvrement important d'algues filamenteuses en été 1997,
- le port de plaisance (7 espèces) : à l'intérieur des digues de protection, les fonds sont très vaseux (vase noire putride) à des profondeurs de 3 m à 4 m. Si *P. pectinatus* domine, il semble que *P. lucens* et surtout *P. gr. pusillus* supportent bien ces conditions trophiques extrêmes. *Elodea nuttallii* est bien implantée entre les longues estacades,
- le port marchand (2 espèces) : *P. pectinatus* forme des herbiers essentiellement monospécifiques et denses avec la présence de quelques *Elodea nuttallii* et un recouvrement important d'algues filamenteuses.

6.8 Le faucardage

Le canton de Vaud se préoccupe de la question du faucardage dans le cadre d'une concertation entre les communes riveraines et le Service des forêts, de la faune et de la nature (DSE-Vaud). Du côté genevois, suite à une demande d'information émanant du Service du lac et des cours d'eau (SLCE / DIAE-Genève), une collaboration s'est mise en place dès juin 1998 sur la gestion du faucardage (SLCE, ECOTOX, ECOTEC). Partant de ces deux démarches parallèles, il est souhaitable qu'une concertation soit menée au niveau du Léman.

Etat des connaissances

Plusieurs publications scientifiques abordent le sujet et certaines conclusions sont intéressantes :

- les espèces de macrophytes les plus touchées par le faucardage sont celles qui ont un mode de reproduction sexuée. En revanche, une espèce utilisant la reproduction végétative peut même être favorisée par le faucardage. Ainsi, l'expansion des potamots est davantage limitée par le faucardage que celle d'espèces comme la myriophylle ou l'élodée [7-9,78],
- *Elodea nuttallii* est connue pour avoir un pouvoir de régénération très important. Elle peut repousser rapidement, est très compétitive et peut alors être disséminée par le faucardage [41,72],
- les characées peuvent se reproduire sexuellement ou végétativement. Les fragments de plantes coupées peuvent se réenraciner et se développer l'année suivante. Avec une base restant enracinée et/ou des spores de résistance stockées dans les sédiments, le faucardage par coupe ne limite que très partiellement le développement des characées,
- le faucardage a un impact non négligeable sur la faune piscicole [92]. Ce sont principalement les alevins de perches, de gardons et de brêmes présents en été dans les herbiers qui subissent, d'une part une perte en habitat (zone de refuge et de nourrissage) et, d'autre part, une perte en effectif prélevé avec la végétation faucardée,
- les herbiers peuvent abriter environ un million de macroinvertébrés par tonne de macrophytes. Le prélèvement de ces plantes mène à une perte importante d'abri, de substrat de ponte et de voies d'émergence pour la macrofaune. La colonisation par les algues périphytiques, dont les invertébrés se nourrissent, est également limitée [73],
- les zones faucardées ont des caractéristiques nouvelles qui favorisent les espèces pionnières comme *Elodea nuttallii* dont le développement excessif mène à une banalisation des herbiers [84],
- la pratique du faucardage doit tenir compte de la période de végétation. Il apparaît que plus le faucardage est tardif, plus la repousse est limitée. De plus, il faut veiller à sortir de l'eau le maximum de biomasse en évitant la fragmentation des plantes [1,41,84].

Le cas des rives genevoises du Léman

Depuis plusieurs années, le Service du lac et des cours d'eau du canton de Genève est en charge de limiter la gêne occasionnée par les proliférations des macrophytes dans les ports et les zones de baignade et par l'accumulation d'algues sur la berge.

Concernant les macrophytes, le SLCE dispose de deux faucardeuses (type Muro et Haller) qui sillonnent la quasi-totalité des rives genevoises pendant la période estivale.

Selon les données fournies par le SLCE, il est possible d'estimer la proportion d'herbiers concernés par la pratique du faucardage sur le canton de Genève. Les relevés cartographiés pour cette étude ont été superposés aux zones de passage des machines. Les conclusions suivantes peuvent être avancées :

- sur les 215 zones de végétation macrophytique recensées en 1997, 147 zones (68 %) sont concernées, partiellement ou totalement, par le faucardage,
- sur 52 zones dans les ports publics ou privés, 43 (83 %) sont faucardées,
- l'ensemble des 13 espèces de macrophytes submergés est concerné,

- pour 8 taxons, sur l'ensemble des zones dans lesquelles ils se trouvent, la fraction faucardée dépasse les 60 % :

élodée de Nuttalli	86 %	myriophylle en épi	68 %
potamot hybride	83 %	potamot luisant	68 %
zannichellie des marais	79 %	potamot pectiné	67 %
characées	72 %	potamot fluet	63 %

Le cas des rives vaudoises du Léman

Des principes d'intervention ont été édictés en 1998 par le Service des forêts, de la faune et de la nature (DSE-VD) suite à une concertation avec les communes concernées. Il s'agit de la région de Morges avec les communes de St-Sulpice, Préverenges, Morges, Tolothenaz et St-Prex. Les objectifs visés sont de définir, pour les différentes zones riveraines concernées, les raisons techniques justifiant le faucardage ou les raisons écologiques pour lesquelles il convient d'y renoncer partiellement ou complètement et de donner les bases juridiques applicables.

Les conclusions concernant les principes d'intervention sont les suivantes :

- ✓ *le faucardage constitue une intervention propre à compromettre les objectifs visés par la loi fédérale sur la pêche (LFP) et est par conséquent soumise à autorisation spéciale au sens de l'article 8, alinéa premier LFP,*
- ✓ *il convient d'éviter tout faucardage des macrophytes aquatiques, sauf justification par des intérêts prépondérants (assurer la sécurité de la navigation dans les ports et les zones d'amarrage légalisées ainsi que leurs accès),*
- ✓ *des interventions légères peuvent également être admises lorsque les nuisances que l'on peut clairement attribuer aux macrophytes sont intolérables, notamment le long de certaines plages ou devant les quais.*

Concrètement, des autorisations spéciales de faucardage ont été attribuées aux communes concernées pour l'année 1998, reconductibles en 1999. Le point de la situation doit être fait après deux années de pratique. Une autorisation comprend exclusivement les travaux destinés à assurer le passage et la sécurité des bateaux dans les voies navigables importantes et à limiter les nuisances excessives devant les plages publiques. Les zones à faucarder sont délimitées et les dommages aux poissons doivent être minimisés.

Le cas du lac de Biemme

Une étude des macrophytes du lac de Biemme de 1996 [41] aborde, entre autres, la question du faucardage. La description des pratiques actuelles montre que de nombreux herbiers de densité moyenne et élevée sont faucardés chaque année sur mandat du Service cantonal des eaux et de l'énergie (WEA-Kt. Bern).

Les herbiers sont faucardés dès que les potamots atteignent la surface, soit de fin juin à début juillet. Certains sites doivent être faucardés plusieurs fois jusqu'en septembre.

Sont traités en priorité les débarcadères des bateaux du service régulier, les installations portuaires et les plages publiques. Les propriétaires de ports privés et les pratiquants de sports nautiques mettent une certaine pression sur le canton pour le faucardage de zones particulières.

Du point de vue des espèces de macrophytes concernées, il est noté que le faucardage des potamots au début de l'été favorise la croissance des élodées par l'élimination de la concurrence pour la lumière et les nutriments. De plus, la dissémination de fragments d'élodées faucardés ou arrachés par les hélices des bateaux est importante. Les élodées ne devraient pas être faucardées ou alors plus tard dans la saison.

Le faucardage des espèces qui servent de site de reproduction ou de grossissement pour la macrofaune et les poissons a un effet néfaste sur des habitats essentiels et par conséquent sur les peuplements.

Certaines mesures sont donc proposées :

- le faucardage peut être toléré dans les lieux d'intérêt public comme les débarcadères, les installations portuaires et les plages,
- dans le cas d'intérêts privés particuliers (école de navigation, club nautique), seul un chenal d'une dizaine de mètres peut être faucardé entre l'estacade et le large. Le traitement de surfaces importantes ne peut être autorisé,
- l'autorisation de faucardage pour les riverains privés ne doit pas être accordée,
- le faucardage doit être effectué le plus tard possible dans la saison malgré un évident conflit d'intérêt avec les utilisateurs du plan d'eau. Une pesée des intérêts doit encore être effectuée.

Propositions

Il est intéressant de noter que des conclusions très similaires sont tirées de situations géographiques différentes. Ainsi, le contexte global de la gestion du faucardage est déjà bien défini. Il semble donc nécessaire de passer à une phase de concertation entre les acteurs puis d'élaboration de bases juridiques à l'échelle du Léman. Un plan de mesures devrait être adopté et ses effets évalués par un suivi biologique sur des secteurs clés.

Dans cette démarche, il faut tenir compte des critères suivants :

- mode de croissance et de reproduction des macrophytes faucardés,
- impact sur la diversité des herbiers,
- impact sur les organismes liés aux macrophytes (algues, macroinvertébrés, poissons, oiseaux d'eau),
- période de faucardage (taux de repousse) et méthode utilisée (hauteur et proportion de coupe, arrachage, propagation),
- limitation du faucardage aux sites les plus sensibles (zones de baignade balisées, ports, chenaux d'accès aux ports),
- impact de mesures plus "radicales" comme la pose de géotextile sur les sédiments (p. ex. port d'Evian), le dragage des sédiments (p. ex. port d'Yvoire) ou le creusement à grande profondeur (p. ex. port de la Pichette-Est).

6.9 Les algues filamenteuses

Les relevés de terrain ont pris en compte la présence d'algues filamenteuses dans l'ensemble des zones de végétation recensées. Une approche qualitative de la colonisation de la zone littorale est effectuée.

Contrairement aux macrophytes, les algues filamenteuses n'ont pas une durée de vie saisonnière mais de l'ordre de quelques jours à quelques semaines.

Les algues filamenteuses ne sont pas déterminables visuellement. De ce fait, l'ensemble des échantillons d'algues recensés n'a pas été déterminé. Seuls quelques échantillons visiblement différents ont été confiés au Service cantonal d'écotoxicologie (DIAE - Genève). Du point de vue systématique, la détermination s'est limitée au genre. Les trois groupes d'algues vertes (chlorophycées) relevés sont les suivants :

- *Cladophora* sp.
- *Spirogyra* sp.
- *Mougeotia* sp.

Il semble que le genre *Cladophora* sp. soit largement le plus abondant autour du Léman.

Il est possible de comparer la situation du Léman avec celle du lac de Constance, suivi par la Commission internationale de protection des eaux (IKGB) [46]. *Cladophora* sp. est également l'algue filamenteuse macroscopique la plus abondante du lac de Constance. Son développement dans la zone littorale montre une expansion globale entre 1967 et 1978 suivie d'une régression entre 1978 et 1993. Comme indicateur de niveau eutrophe des eaux, cette algue montre une évolution bien corrélée avec celle de la qualité des eaux du lac de Constance. *Spirogyra* sp., fréquemment associée à *Mougeotia* sp., est très peu fréquente en 1967 et 1978 puis plus largement répandue en 1993. Il semble que *Spirogyra* sp. indique des eaux moins riches en nutriments que *Cladophora* sp.

La répartition de ces algues par secteur d'étude peut être décrite de la manière suivante :

<u>Secteur d'étude</u>	<u>% de colonisation dans les herbiers à macrophytes</u>
<u>Versoix - Messery</u>	
rives genevoises	45 %
rives françaises	65 %
<u>Thonon - Evian</u>	40 %
<u>Meillerie - Villeneuve</u>	
. rives françaises	-*
. rives valaisannes	30 %
. rives vaudoises	5 %
<u>Vevey - Cully</u>	55 %
<u>Lausanne - Morges</u>	50 %
<u>Rolle - Promenthoux</u>	70 %

* absence d'herbiers à macrophytes mais abondance d'algues relevée entre Locum et St-Gingolph

Il est difficile de donner une explication simple à la variabilité des différentes valeurs citées ci-dessus car de nombreux facteurs interviennent dans le développement des algues filamenteuses. La qualité des eaux est vraisemblablement un paramètre prépondérant mais d'autres facteurs comme la nature des fonds et les contraintes mécaniques (vagues, courants) jouent également un rôle dans la régulation de la croissance des algues.

Toutefois, la valeur la plus extrême, très faible dans la région des Grangettes (5 %), peut s'expliquer par les contraintes mécaniques très particulières dans la zone littorale peu profonde où l'énergie des vagues est limitante pour le maintien des organismes non fixés au substrat. De plus, il est probable que le niveau trophique local des eaux soit relativement faible (tronçon de rive peu urbanisé, apports des affluents limités au Grand Canal [31], action épuratrice des marais côtiers).

6.10 Synthèse de l'état actuel

Dans les secteurs étudiés, quelque 800 ha d'herbiers se répartissent sur moins de la moitié de la zone littorale colonisable (plus de 20 km²).

La profondeur maximale de colonisation se situe généralement vers 6 - 7 m bien que quelques herbiers soient observés jusqu'à 10 m. Des herbiers denses à *Elodea nuttallii* ont exceptionnellement été trouvés à plus de 20 m de profondeur, à l'abri d'une canalisation.

La richesse floristique des six secteurs est de 23 taxons dont 3 taxons de characées, 1 espèce fixée à feuilles flottantes, 4 espèces émergentes et 15 espèces submergées (annexe 12).

En 1997, l'abondance relative de chaque espèce dans les 776 zones de végétation (secteurs 1-6 + port d'Yvoire) ainsi que leur fréquence dans l'ensemble des secteurs figurent dans le tableau 9.

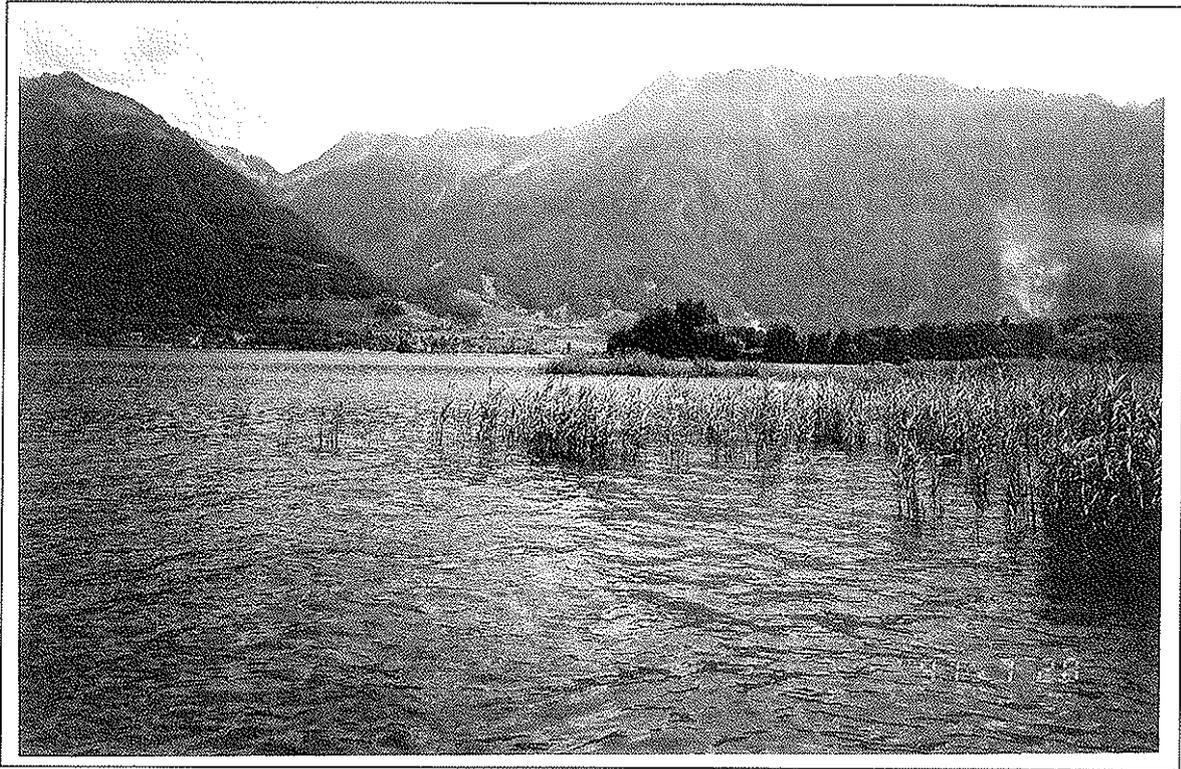


Figure 4 : Roselière aquatique devant les Grangettes (VD)

La répartition géographique des espèces recensées autour du lac est présentée en annexe 15 selon leur abondance.

Les principales caractéristiques phyto-écologiques du Léman en 1997 sont les suivantes :

- ▶ l'espèce dominante du lac est *Potamogeton pectinatus*, présent dans plus des trois-quarts des herbiers et représentant environ la moitié de l'abondance totale,
- ▶ les characées, toutes espèces confondues, ont actuellement une place importante dans la flore aquatique du Léman. Elles sont bien réparties autour du lac, colonisant des sites diversifiés et montrant une nette tendance à l'expansion depuis quelques années,
- ▶ seul *Potamogeton perfoliatus* montre également une abondance supérieure à 10 % de l'abondance totale. Cette espèce subit actuellement la forte concurrence des characées. Elle ne peut donc se maintenir que dans les parties profondes de la beine et sur les substrats à forte granulométrie,
- ▶ cinq autres espèces montrent une répartition que l'on peut qualifier d'intermédiaire. Elles sont bien réparties autour du lac avec une présence relevée dans plus de 10 % des herbiers mais avec une abondance inférieure à 10 % de l'abondance totale. Il s'agit des *Potamogeton lucens* et *P. gr. pusillus*, de *Zannichellia palustris*, d'*Elodea nuttallii* et de *Myriophyllum spicatum*,
- ▶ le Léman est un lac très pauvre en macrophytes émergents. *Phragmites australis* ne représente que 1 % de l'abondance totale et les autres espèces recensées (scirpe, massette, phalaris) peuvent être qualifiées de très rares sur les rives du lac,
- ▶ sur la beine ouverte, les zones abritées des vagues et du courant pouvant accueillir une flore spécialisée, sont quasiment inexistantes autour du Léman. Ainsi, les nupharaies sur la beine ouverte ont toutes disparu. La plupart des installations portuaires, publiques et privées, sont dépourvues de macrophytes fixés à feuilles flottantes (p. ex. nénuphars) ou libres (p. ex. lentilles d'eau).

TABLEAU 9 - Abondance et fréquence des espèces recensées en 1997

LEMAN (secteur 1 - 6 + Yvoire)			
Nom latin	Nom français	Abondance (%)	Fréquence (%)
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	47	78
<i>Chara</i> gr. <i>vulgaris</i>	Lustre d'eau	12	22
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	12	45
<i>Chara</i> gr. <i>globularis</i>	Lustre d'eau	11	19
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	5	13
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	4	19
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	3	29
<i>Potamogeton</i> gr. <i>pusillus</i>	Potamot fluet	3	24
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	1	21
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	Roseau commun	1	4
<i>Potamogeton</i> x <i>decipiens</i> Nolte	Potamot hybride	1	8
<i>Callitriche</i> sp.	Callitriche	< 1	< 1
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cornifle immergé	< 1	< 1
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Elodée canadienne	< 1	< 1
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	Potamot serré	< 1	2
<i>Nitellopsis obtusa</i> J. Gr.	Lustre d'eau	< 1	4
<i>Nymphaea alba</i> L.	Nénuphar blanc	< 1	< 1
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Phalaris roseau	< 1	< 1
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1	3
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	Potamot graminée	< 1	< 1
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	Renoncule lâche	< 1	< 1
<i>Scirpus lacustris</i> L.	Scirpe commun	< 1	< 1
<i>Typha latifolia</i> L.	Massette à feuille large	< 1	< 1

6.11. Sites d'intérêt particulier

En conséquence des résultats énoncés au chapitre précédent, il se dégage en 1997 autour du Léman plusieurs régions d'intérêt phyto-écologique particulier. Il s'agit prioritairement des sites suivants :

- ✓ la région des Grangettes (VD),
- ✓ la rive entre Rolle et Promenthoux (VD),
- ✓ la Rade de Genève (GE),
- ✓ les baies des Pierrettes et de Morges (VD),
- ✓ les ports d'Yvoire (F), Port Choiseul (GE), Ripaille (F).

L'importance de ces régions sur le plan de leur richesse et diversité macrophytique est décrite dans cette étude mais leur valeur en tant qu'écosystème est plus globale. Dans ce sens, il s'agit de veiller à la protection de leur intégrité. Les futurs aménagements prévus dans ces régions devront être particulièrement étudiés sous l'angle des impacts qu'ils engendrent dans des écosystèmes de grande valeur pour le Léman.

Les autres régions du lac montrent des particularités phyto-écologiques non négligeables mais elles ne jouent pas un rôle de "réservoir macrophytique" aussi important. En fait, si leur état est globalement satisfaisant, ce sont simplement leurs potentialités qui sont plus limitées.

□ la région des Grangettes (VD)

Ce site représente le dernier marais côtier important du Léman et un des rares encore présents au niveau national. Il est classé dans de nombreux inventaires de protection et mérite la plus grande attention au sens de la sauvegarde des biotopes rares et menacés.

La valeur phyto-écologique de la région est essentiellement due à la présence de plus de 5 ha de roselières aquatiques mais également à une colonisation importante des fonds par des macrophytes submergés (33 ha), en particulier des characées.

Les contraintes pour la végétation macrophytique sont en partie naturelles (exposition aux vents, dynamique des sédiments) mais également aggravées par les interventions humaines (exploitations de graviers et de sables, modifications des apports sédimentaires des affluents, etc.). En revanche, des aménagements de digues ont montré un impact positif sur les macrophytes.

□ la rive entre Rolle et Promenthoux (VD)

La colonisation des fonds est la plus importante et la plus régulière des régions étudiées (63 % de la beine couverte, 19 ha d'herbiers/km de rive) du fait de conditions très favorables pour les macrophytes submergés sur une beine large (moy. 300 m) avec des sédiments diversifiés. Les berges sont peu aménagées relativement à l'ensemble du Léman.

L'espèce dominante du lac, *Potamogeton pectinatus*, est en régression dans ce secteur au profit des characées, ce qui peut être corrélé à l'amélioration globale et locale de la qualité des eaux. Le développement des characées est considérable.

Les potamots à grandes feuilles (*Potamogeton perfoliatus* et *P. lucens*) trouvent ici des conditions intéressantes, peu fréquentes autour du lac.

□ la Rade de Genève (GE)

Dans la Rade de Genève, malgré une pression humaine énorme (navigation de plaisance et CGN, baignade, ski nautique, faucardage estival, etc.) et où la quasi-totalité des interfaces est artificielle (murs et enrochements), les conditions d'implantation pour les macrophytes (faible profondeur, sédiments diversifiés, zones abritées), en font un site d'intérêt majeur à l'échelle du Léman.

La flore aquatique est riche (11 espèces) pour la taille du site et surtout équilibrée avec neuf espèces quantitativement bien présentes.

Il faut noter le retour en force des characées, bien présentes à la fin du siècle dernier, disparues avec l'élévation du niveau trophique des eaux des années 70 et très récemment à nouveau abondantes. Le cas de la Rade est révélateur de l'intégration des conditions du milieu dans le temps par les macrophytes.

□ les baies des Pierrettes et de Morges (VD)

La colonisation de la large beine est très importante dans ces deux baies avec des herbiers très étendus (plus de 70 ha dans chaque baie), denses et riches (9 à 10 espèces) sur des fonds à texture diversifiée.

Les potamots à grandes feuilles sont bien représentés dans ces sites (*Potamogeton perfoliatus* et *P. lucens*) et les characées sont en forte extension devant Morges.

Si la large beine est fortement colonisée par les macrophytes submergés, les berges sont très aménagées et les deltas d'affluents (Chamberonne, Venoge, Bief, Morges) sont peu actifs. Les macrophytes émergents sont quasiment absents dans ces deux baies.

□ les ports d'Yvoire (F), Choiseul (GE) et Ripaille (F)

Ces installations portuaires montrent bien la valeur des zones abritées où le développement des macrophytes est généralement très important en surface et en densité avec la présence d'espèces peu ou pas implantées sur la beine ouverte.

Les conditions de croissance que les macrophytes trouvent dans les ports favorisent particulièrement *Elodea nuttallii* et les characées qui font une apparition remarquée dans les ports lémaniques, ceci seulement depuis le début des années 90.

Le faucardage semble avoir des impacts importants sur la distribution des espèces dans les ports. Ainsi, *Elodea nuttallii* et les characées semblent favorisées, contrairement à l'effet recherché, par rapport à d'autres espèces comme certains potamots à grandes feuilles. Port Choiseul est un exemple de site faucardé où cette tendance est notée. En revanche, les pratiques plus "légères" dans le port d'Yvoire mènent à une situation plus favorable pour la diversité floristique.

7. ÉVOLUTION ENTRE 1975 et 1997

Ce chapitre met en évidence l'évolution de la végétation macrophytique à partir de la situation décrite en 1975 [52], complétée par d'autres études menées ultérieurement dans certaines régions lémaniques.

La comparaison avec l'étude de 1975 se fait sur l'abondance relative des espèces recensées lors des campagnes de terrain de 1972 et 1973. L'unité spatiale utilisée est la photo aérienne prise en 1972, qui recouvre environ 600-800 m de rive. L'abondance des espèces recensées en 1997 a été calculée pour la même unité afin de pouvoir comparer les résultats. Ceux-ci prennent en compte la surface et la densité des herbiers ainsi que le pourcentage de répartition des différentes espèces dans chaque herbier.

Les modalités de comparaison sont décrites dans le chapitre 3.2.

A des fins de cohérence dans la systématique, les trois groupes de characées recensés en 1997 ont dû être regroupés sous le terme "characées".

7.1 Secteur 1 : Versoix - Messery (+ enclave de Céligny)

Les données anciennes relatives aux peuplements de macrophytes de cette partie des rives lémaniques concernent essentiellement le territoire suisse (canton de Genève). Le tronçon français entre Hermance et la Pointe de Messery a fait l'objet d'un recensement de la végétation macrophytique complet en 1993 [26] et partiel au niveau de Tougues en 1986 [86].

L'abondance relative des 16 taxons recensés sur les 28 photos aériennes de 1972 est comparée aux résultats de 1997.

Il apparaît nettement que *Potamogeton pectinatus* et les characées ont prospéré au détriment de *P. perfoliatus*. L'abondance relative des autres espèces est globalement stable entre les deux études. Il est toutefois possible de préciser quelques points :

- *Elodea nuttallii* n'est pas présente dans les années 70; actuellement, elle est particulièrement abondante dans les zones abritées comme les ports ou dans la Rade,
- les trois roselières aquatiques d'une certaine importance se trouvent à Chens (F), à la Pointe-à-la-Bise (GE, réserve naturelle gérée par Pro Natura) et à Céligny (GE, port privé) :
 - la région de Chens possède plusieurs reliques de roselières riveraines dont le bilan est plutôt négatif avec une surface totale qui est passée de quelque 2.1 ha en 1972 à environ 1.8 ha en 1997. Quelque 0.6 ha ont totalement disparu mais une compensation provient du fait que les roselières toujours en place ont augmenté leur surface de près de 20 %,
 - la deuxième roselière du secteur par sa taille se trouve à la Pointe-à-la-Bise. D'après les photos aériennes, la surface de cette roselière aquatique est relativement stable (5'300 m² en 1972, 5'400 m² en 1997). L'effet du barrage flottant qui a remplacé la clôture en 1982 semble être efficace puisque la partie principale protégée est en progression contrairement à la petite partie nord non protégée qui a régressé,
 - la troisième roselière se trouve dans l'enclave de Céligny, protégée par la digue d'un petit port privé. Sa surface est également stable (1'700 m² en 1972 et 1'400 m² en 1997) malgré la pose récente d'enrochements en rive. Un curage du port, prévu en 1999, risque encore de la restructurer.

TABLEAU 10 - Abondance relative des espèces recensées dans le secteur 1 (S1), composé des rives genevoises (GE) et françaises (F), en 1975 et en 1997

SECTEUR 1		Abondance relative (%)					
Nom latin	Nom français	1975			1997		
		S1	GE	F	S1	GE	F
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	37	38	30	45	48	30
Characées	Lustre d'eau	17	17	13	26	27	25
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	25	27	15	14	11	30
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	-	-	-	3	3	-
<i>Potamogeton x decipiens</i> Nolte	Potamot hybride	5	5	5	3	3	< 1
<i>Potamogeton</i> gr. <i>pusillus</i>	Potamot fluet	< 1	1	< 1	2	3	< 1
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	2	1	9	2	2	< 1
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	5	5	6	2	2	3
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	4	4	4	2	1	6
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	Roseau commun	2	< 1	9	1	< 1	6
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cornifle immergé	-	-	-	< 1	< 1	-
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Elodée canadienne	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
<i>Nymphaea alba</i> L.	Nénuphar blanc	-	-	-	< 1	< 1	-
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	1	1	< 1	< 1	< 1	< 1
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	Potamot serré	1	1	< 1	-	-	-
<i>Potamogeton filiformis</i> Pers.	Potamot filiforme	< 1	< 1	< 1	-	-	-
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	Potamot graminée	< 1	-	< 1	-	-	-
<i>Potamogeton x nitens</i> Weber	Potamot brillant	1	-	9	-	-	-
<i>Ranunculus</i> subg. <i>Batrachium</i>	Renoncule aquatique	< 1	-	< 1	-	-	-

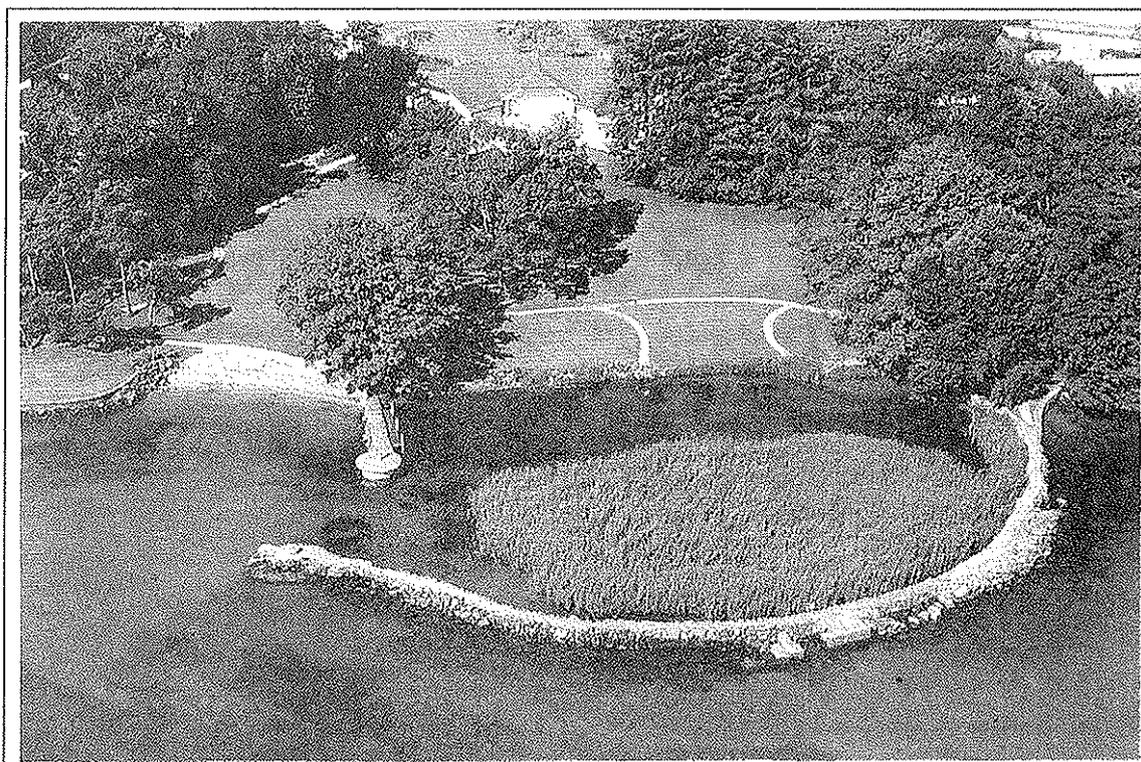


Figure 5 : Roselière des Fourches (Céligny - GE, port privé) (Photo DTPE - juillet 1995)

Les rives genevoises

L'abondance relative des 13 taxons recensés sur les 22 photos aériennes de 1972, comparée aux résultats de 1997, est présentée dans le tableau 10.

L'évolution de la végétation macrophytique des rives genevoises est comparable à celle de l'ensemble du secteur (voir plus haut).

Les rives genevoises ont fait l'objet de plusieurs études depuis les années 70, soit dans leur intégralité en 1984 [62], 1991 [37] et 1995 [67], soit localement au niveau de la Rade de Genève en 1980 [40], 1988 [95], 1995 [33].

Pour les rives genevoises, l'ensemble des données de 1984 [62] et 1995 [67] n'étant pas disponibles, seules des comparaisons qualitatives peuvent être faites. Ainsi l'évolution des espèces submergées est la suivante :

<u>Espèce</u>	<u>Liste floristique de la zone littorale genevoise</u>			
	<u>présence sporadique (+) ou importante (++)</u>			
	<u>1984</u>	<u>1991</u>	<u>1995</u>	<u>1997</u>
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	+	-	+	+
Characées	(+)	+	++	++
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	+	+	+	-
<i>Elodea nuttallii</i> St. John	-	-	+	++
<i>Groenlandia densa</i> Fourr.	+	+	+	-
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	+	++	++	++
<i>Najas marina</i> L.	-	+	-	-
<i>Potamogeton crispus</i> L.	++	+	+	+
<i>Potamogeton filiformis</i> Pers.	+	-	-	-
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	+	+	+	-
<i>Potamogeton</i> gr. <i>pusillus</i>	++	++	++	++
<i>Potamogeton lucens</i> L.	++	++	++	++
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	++	++	++	++
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	++	++	++	++
<i>Potamogeton</i> x <i>decipiens</i> Nolte	++	++	++	++
<i>Zannichellia palustris</i> L.	+	++	++	++

Il apparaît dans cette évolution certains points qui méritent d'être relevés :

- parmi les neuf espèces dominantes en 1997, ce sont surtout les characées qui montrent une progression importante, ceci seulement depuis 1995. Encore en 1991, seuls 10 % des zones de végétation contenaient des characées alors que ce pourcentage est passé à 62 % en 1997. En 1984, elles étaient considérées comme "menacées de disparition" (abondance relative 1972 : 16 %, 1984 : < 1 %),
- c'est entre 1991 et 1997 qu'*Elodea canadensis* a progressivement été remplacée par *Elodea nuttallii*. Actuellement, cette dernière est la seule élodée présente, essentiellement dans les ports et les zones abritées (Port Choiseul, Rade),
- pour les sept autres espèces dominantes, la tendance est à la régression pour *Potamogeton perfoliatus*, *P. lucens* et *P. pectinatus* (inversion de la tendance relevée entre 1972 et 1984) et à l'expansion pour *Myriophyllum spicatum*, *P. gr. pusillus*, *Zannichellia lacustris* et *P. x decipiens*,
- certaines espèces, citées comme étant sporadiquement présentes avant 1997 n'ont pas été retrouvées : *Groenlandia densa*, *Najas marina*, *P. filiformis* et *P. gramineus*. Recensées pour la plupart à quelques rares exemplaires, le fait de ne pas les retrouver d'une année à l'autre ne permet pas de tirer de conclusions sur leur évolution.

Pour les espèces émergentes, la situation est relativement stable depuis les années 80. Le degré élevé d'artificialisation des rives ne permet l'implantation de roselières d'une certaine importance qu'à Céligny (les Fourches) et à Collonge-Bellerive (réserve de la Pointe-à-la-Bise).

□ La Rade de Genève

A la fin du siècle dernier, environ trois-quarts de la Rade étaient colonisés par la végétation submergée, essentiellement par trois espèces : *P. pectinatus*, *Elodea canadensis* et les characées [58].

L'augmentation progressive de la charge polluante dans le Léman a eu pour conséquence la forte régression de ces deux dernières espèces alors que *P. pectinatus*, plus résistant, s'est répandu dans toute la Rade. Une banalisation des herbiers en 1972 fut ainsi constatée, à l'exception des zones peu profondes et abritées du courant où *P. crispus*, *Zannichellia palustris* et *Groenlandia densa* pouvaient se maintenir. Au centre de la Rade se trouvaient quelques grands herbiers de *P. x decipiens*. Dans son ensemble, la colonisation de la Rade était dominée par l'expansion de *P. pectinatus* (52 % en abondance) alors que les characées avaient totalement disparu.

En 1980 [40] et 1984 [60,62], l'envahissement de *P. pectinatus* s'accroît et plus des trois-quarts de la Rade sont colonisés par des herbiers monospécifiques. Quelques zones à *P. x decipiens* se maintiennent dans la veine centrale. Dans les zones calmes, *Elodea canadensis* est en expansion contrairement à *Zannichellia palustris* et à *P. x decipiens* qui sont en régression.

En 1988, *P. pectinatus* maintient sa domination des fonds avec 80 % d'abondance relative. Seuls *P. perfoliatus*, *P. lucens* et *P. x decipiens* ont encore une certaine importance quantitative. Il faut noter l'absence, pour la première fois, de *Groenlandia densa* et *Elodea canadensis* [95].

Actuellement, grâce en particulier à l'amélioration de la qualité des eaux, il est possible de constater le retour des characées, considérées globalement comme des espèces sensibles au niveau élevé de pollution.

<u>Espèce</u>	<u>Abondance relative dans la Rade de Genève</u>				
	<u>1972</u>	<u>1984</u>	<u>1988</u>	<u>1995</u>	<u>1997</u>
<i>Potamogeton pectinatus</i>	52 %	79 %	80 %	58 %	53 %
Characées	-	-	-	4 %	18 %
<i>Potamogeton perfoliatus</i>	17 %	12 %	16 %	18 %	9 %
<i>Potamogeton x decipiens</i>	14 %	3 %	2 %	8 %	6 %
<i>Elodea nuttallii</i>	-	-	-	4 %	5 %
<i>Potamogeton gr. pusillus</i>	-	2 %	< 1 %	4 %	4 %
<i>Zannichellia palustris</i>	9 %	-	-	< 1 %	3 %
<i>Myriophyllum spicatum</i>	-	< 1 %	< 1 %	2 %	2 %
<i>Potamogeton lucens</i>	-	4 %	2 %	2 %	< 1 %
<i>Potamogeton crispus</i>	4 %	< 1 %	< 1 %	-	< 1 %
<i>Elodea canadensis</i>	-	< 1 %	-	-	-
<i>Groenlandia densa</i>	4 %	< 1 %	-	-	-

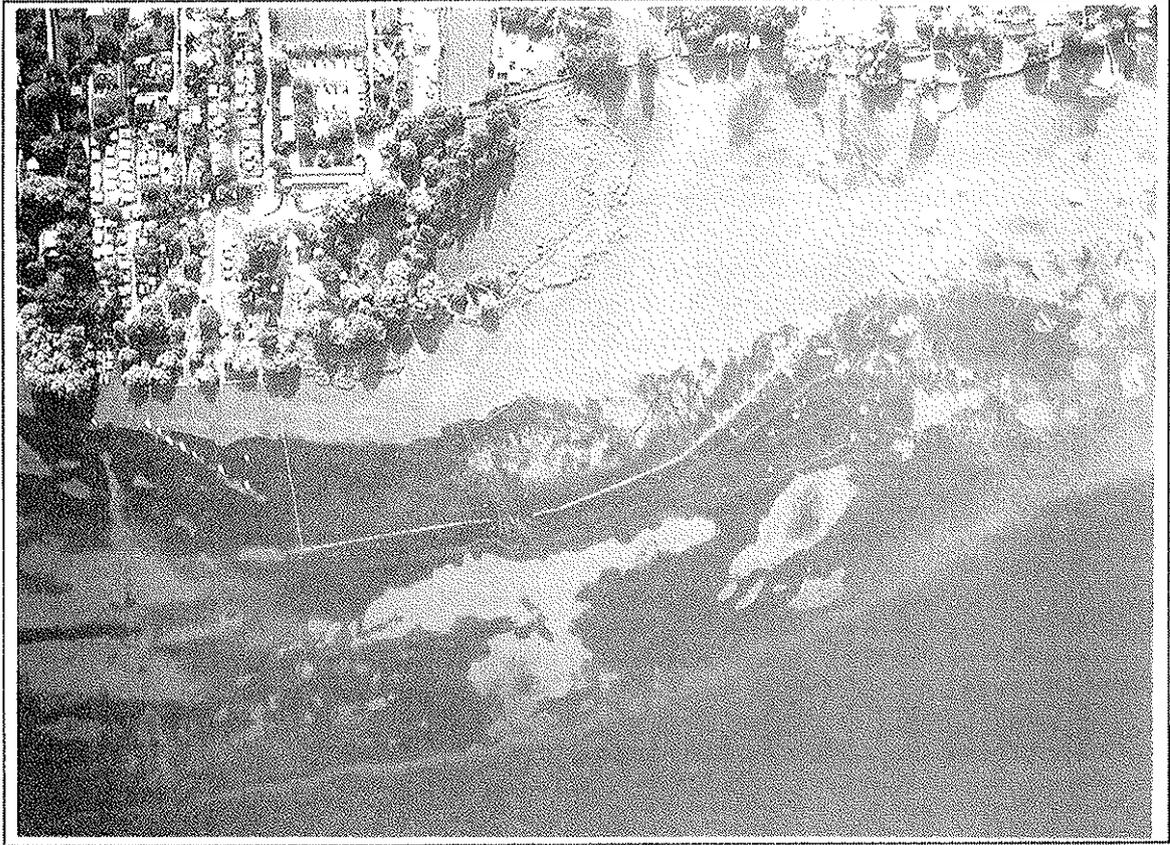
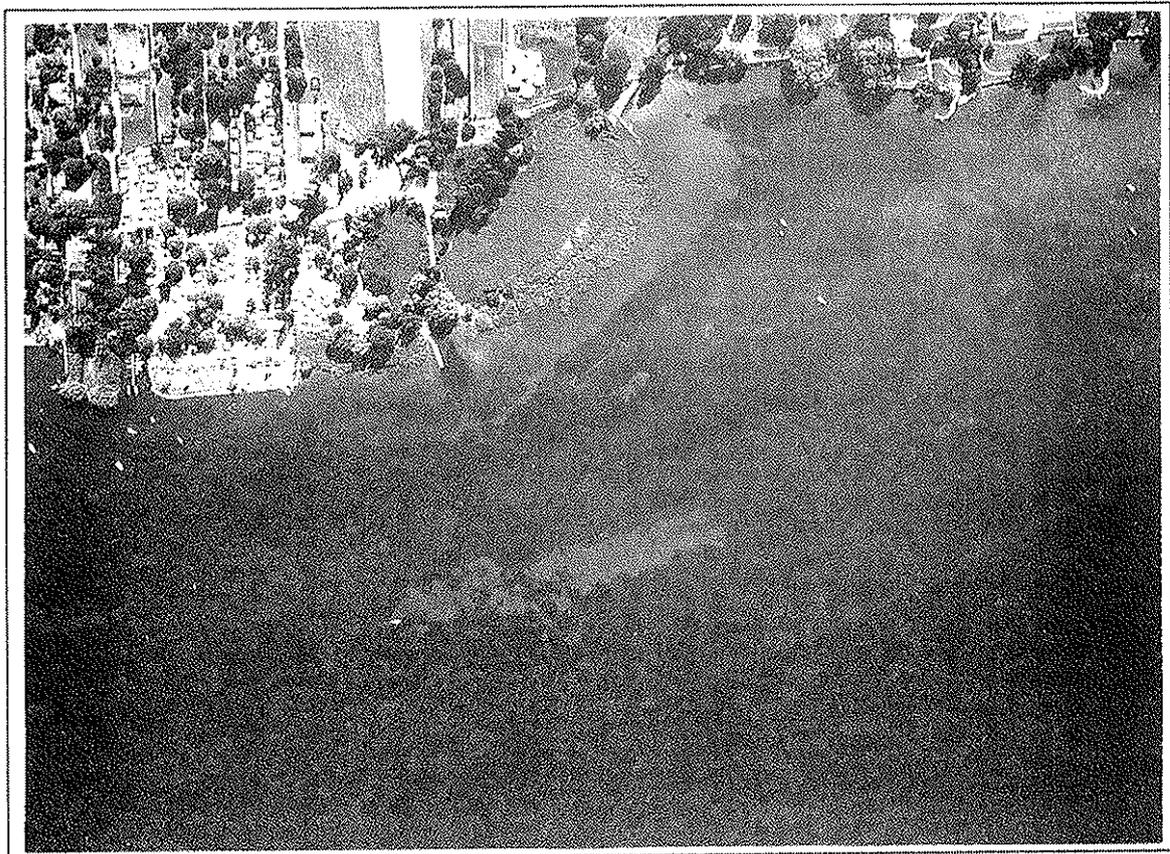


Figure 6 : Région de la Pointe-à-la-Bise (Petit Lac, rive gauche, GE) du 9.8.1972 (ci-dessus) et du 10.7.1997 (ci-dessous) (photos OFT, échelle env. 1:5'000)



Les rives françaises

En comparant l'abondance relative des 16 taxons recensés sur les 6 photos aériennes de 1972 avec les résultats de 1997 (tableau 10), il apparaît les points suivants :

- deux taxons ont doublé leur abondance relative : les characées et *Potamogeton perfoliatus*,
- trois espèces moins abondantes sont en régression : *Zannichellia palustris*, *Myriophyllum spicatum* et *P. x decipiens*,
- cinq espèces, déjà peu fréquentes en 1972, n'ont pas été retrouvées : *P. x nitens*, *Groenlandia densa*, *P. filiformis*, *P. gramineus* et *Ranunculus* subg. *Batrachium*,
- la régression des roselières aquatiques est de l'ordre de 15 % de leur surface (de 2.1 ha à 1.8 ha).

Les données postérieures à 1975 correspondent à des relevés effectués dans le cadre d'études d'impact pour le port de Tougues en 1986 [86] et pour la STEP du Bas-Chablais en 1993 [26].

En 1986, il est fait état de la présence de 5 espèces submergées dans la région de Tougues avec des peuplements dominés par *Potamogeton pectinatus* et *P. perfoliatus* entre 0.5 et 5 m de profondeur. Une comparaison avec les relevés de 1972-73 [52] montrait déjà la régression des roselières aquatiques. L'étude conclut également à l'invasion de *P. pectinatus* et à la quasi-disparition des characées.

En 1993, la situation s'améliore sensiblement avec le recensement de 12 espèces de macrophytes submergés entre Hermance et Messery. *P. pectinatus* est en régression au profit des characées dont la présence des deux groupes *Chara* gr. *globularis* et *Chara* gr. *vulgaris* est confirmée en 1997. La situation des roselières reste préoccupante.

7.2 Secteur 2 : Thonon - Evian

L'abondance relative des 14 espèces recensées sur les 12 photos aériennes de 1972 est comparée aux résultats de 1997 (tableau 11). Cette comparaison entre les deux études est possible avec quelques réserves quant à trois sites particuliers :

- la marina de Port Ripaille s'est fortement agrandie depuis les années 70,
- le delta de la Dranse n'a pas été recensé à l'intérieur des terres comme en 1975,
- le port des Mouettes à Evian est modernisé depuis 1993.

Il est possible de constater les tendances concernant deux groupes d'espèces dont l'évolution entre 1975 et 1997 est importante et opposée :

- ✓ une tendance à l'extension, dans l'ordre décroissant d'importance, pour les taxons suivants :
 - *Zannichellia palustris*
 - *Elodea nuttallii*
 - Characées
 - *Potamogeton pectinatus*
- ✓ une tendance à la régression, dans l'ordre décroissant d'importance, pour les taxons suivants :
 - *Potamogeton perfoliatus*
 - *Myriophyllum spicatum*
 - *Potamogeton x decipiens*
 - *Potamogeton lucens*

TABLEAU 11 - Abondance relative des espèces recensées dans le secteur 2 en 1975 et en 1997

SECTEUR 2		Abondance relative (%)	
Nom latin	Nom français	1975	1997
<i>Characées</i>	Lustre d'eau	13	25
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	< 1	23
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	14	22
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	-	13
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	23	8
<i>Potamogeton gr. pusillus</i>	Potamot fluet	2	4
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	20	3
<i>Potamogeton x decipiens</i> Nolte	Potamot hybride	16	1
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	5	1
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	Roseau commun	< 1	-
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	Potamot serré	< 1	< 1
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	1	< 1
<i>Ranunculus</i> sp.	Renoncule aquatique	1	< 1
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Elodée canadienne	1	-
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cornifle immergé	4	-

L'abondance relative des autres espèces est globalement stable entre les deux études. Il est toutefois possible de préciser deux points :

- *Elodea canadensis*, peu abondante mais régulièrement disséminée dans les années 70, a disparu pour faire place à *Elodea nuttallii*; actuellement, celle-ci est particulièrement abondante dans les zones abritées comme Port Ripaille, les ports de Thonon et d'Evian (port du Commerce),
- *Ceratophyllum demersum*, présente ponctuellement dans les ports de Thonon et d'Evian dans les années 70, n'a pas été retrouvée.

Les recensements de 1972-73 ont été élargis au delta de la Dranse (photo aérienne 6374-20) ce qui n'est pas le cas pour cette étude. Cette différence fausse la comparaison des résultats pour quatre espèces dont l'importance est ainsi surestimée par rapport à 1997. La situation en 1972-73 dans le delta de la Dranse était la suivante :

- *Ranunculus trichophyllus* et *Potamogeton crispus* sont abondantes principalement dans ce site,
- plus de la moitié de l'abondance de *P. gr. pusillus* se trouve à cet endroit,
- l'abondance de *Myriophyllum spicatum* y correspond au tiers de tout le secteur.

En 1992, une étude a été menée dans la région du delta de la Dranse afin d'évaluer l'impact du rejet de la STEP du SERTE (Syndicat d'Épuration de la Région de Thonon et d'Evian) sur les macrophytes [93]. La présence de 10 espèces de macrophytes a été notée entre St-Disdille et le Mottay (Port Ripaille n'est pas recensé). Toutes ces espèces colonisent la beine en 1997 à l'exception des quelques roseaux de l'embouchure de la Dranse qui ont disparu. En revanche, la disparition des characées, notée entre 1972 et 1992 suite à l'augmentation de l'eutrophisation des eaux, fait place à une recolonisation en 1997.

Concernant l'aménagement de la zone littorale entre Thonon et Evian, il faut noter deux modifications importantes ces dernières années. Tout d'abord, la marina de Port Ripaille s'est agrandie progressivement depuis le début des années 70. Lors de l'étude de 1975, seule la partie ouest "Les Saules" existait (env. 1 ha) alors qu'actuellement, la surface en eau est de plus de 5 ha. Ensuite, le port des Mouettes à Evian s'est également agrandi dans sa partie ouest dont la construction s'est achevée en 1993. Ce site était le plus colonisé du secteur pour les espèces suivantes :

- *Ceratophyllum demersum*
- *Elodea canadensis*
- *Potamogeton perfoliatus*
- *Potamogeton lucens*

Tous ces taxons sont en régression dans le secteur dans les recensements de 1997.

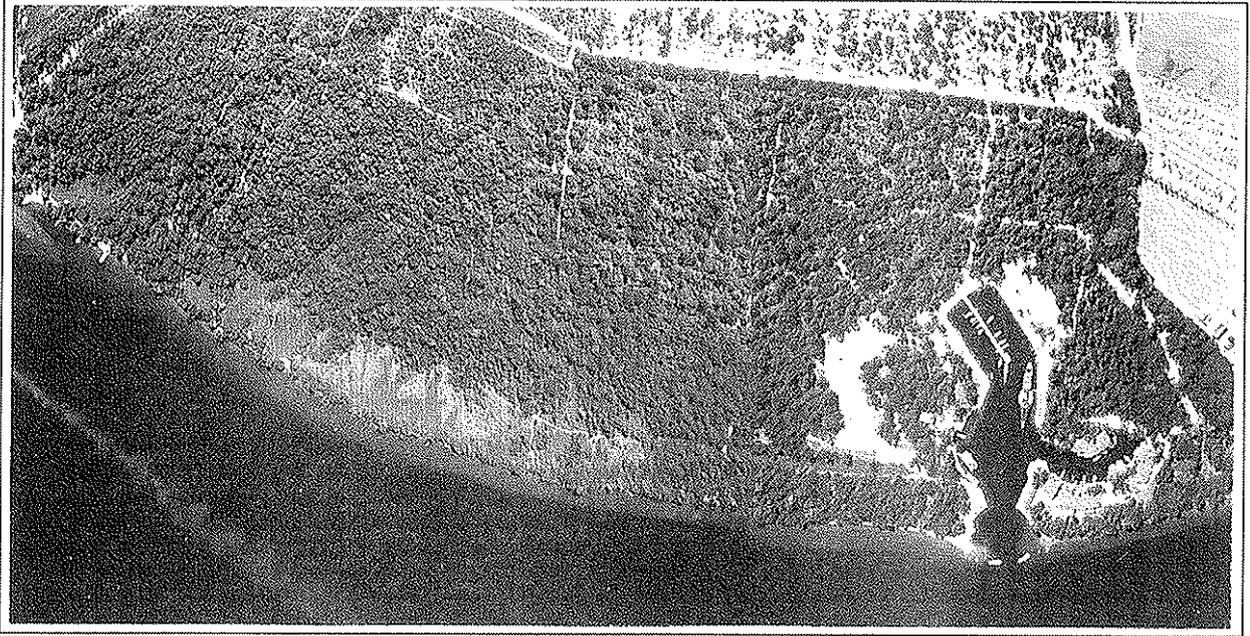


Figure 7 : Région de Port Ripaille (rive sud, Thonon, F) le 10.8.1972 (ci-dessus)
et le 13.7.1997 (ci-dessous) (photos OFT, échelle env. 1:6'000)



7.3 Secteur 3 : Meillerie - Villeneuve

L'abondance relative des 12 espèces recensées sur les 16 photos aériennes de 1972 est comparée aux résultats de 1997 (tableau 12). Cette comparaison entre les deux études est facilitée par le fait que l'aménagement de la zone littorale a peu évolué depuis les années 70.

Certains points doivent toutefois être précisés relativement à des sites modifiés ou recensés différemment en 1972-73 et en 1997 :

- l'installation portuaire du Bouveret s'est modernisée avec cinq estacades supplémentaires et une entrée de port plus fermée qui limite la circulation d'eau par rapport à la situation des années 70,
- les recensements de 1997 se limitent à la prolongation de la ligne de rive dans les cas du Canal Stockalper, du Vieux Rhône, du Grand-Canal et de l'Eau Froide. Ces sites ont été investigués en 1972-73 si bien que certaines espèces présentes uniquement dans ces affluents n'ont pas été prises en compte,
- le barrage flottant à l'embouchure du Rhône ainsi que les digues et andains aménagés entre le Rhône et Villeneuve sont tous postérieurs à 1975.

Pour les macrophytes émergents, il faut noter le cas de *Scirpus lacustris* qui ne colonise plus qu'une station lémanique devant le camping des Grangettes. Les petites scirpaies présentes sur le front de la roselière en 1972-73 ont disparu et la zone actuelle existe grâce à un déplacement effectué lors de la pose du gazoduc et à la présence d'une petite digue de protection.

Pour les macrophytes submergés, il est possible de constater deux tendances concernant plusieurs espèces dont l'évolution entre 1975 et 1997 est importante et opposée :

- une tendance à l'extension, dans l'ordre décroissant d'importance, pour les taxons suivants :
 - *Potamogeton pectinatus*
 - Characées (présentes uniquement dans le port de Meillerie en 1972-73),
- une tendance importante à la régression, dans l'ordre décroissant d'importance, pour les taxons suivants :
 - *Potamogeton x decipiens*
 - *Potamogeton perfoliatus*.

L'abondance relative des autres espèces est relativement stable entre les deux études.

Une étude postérieure à 1975 concernant, entre autres, les macrophytes submergés a été réalisée, il s'agit du suivi biologique de la zone littorale de Grangettes, relatif à l'exploitation de graviers et de sables [31]. Les principales conclusions de cette étude, dont les recensements datent de 1991, sont les suivantes :

- la colonisation de la beine représente quelque 34 ha de macrophytes submergés entre le Rhône et l'Eau Froide dont les trois-quarts se trouvent entre Villeneuve et le Grand-Canal et un quart entre celui-ci et le Rhône.

Cette situation est très similaire à celle de 1997 (33 ha),

- la richesse floristique est de huit taxons submergés.

*La seule différence entre 1991 et 1997 est la substitution d'*Elodea nuttallii* à *Elodea canadensis*,*

- la végétation est dominée par *P. pectinatus* présent dans 90 % des peuplements et dans une moindre mesure par *P. perfoliatus* (30 % des peuplements). Les six autres espèces sont rares dans le secteur concerné.

*L'évolution majeure entre 1991 et 1997 est l'expansion des characées quasiment inexistantes encore en 1991 et, dans une moindre mesure, l'apparition d'*Elodea nuttallii*.*

La situation de 1991 est similaire à celle de 1997 et très différente de celle de 1975 lorsque la beine était décrite comme un désert n'abritant que très peu de macrophytes submergés (quelques *P. pectinatus*, *perfoliatus* et *lucens*). La surface colonisée en 1975 est estimée à environ un quart de la situation des années 90. Les facteurs limitants pour la végétation macrophytique incriminés à l'époque étaient le niveau trophique insuffisant du substrat et les conditions mécaniques trop sévères.

En 1991 et 1997, la plus forte colonisation de la zone peu profonde laisse penser que l'hypothèse hydraulique n'est pas satisfaisante puisque les contraintes mécaniques sont toujours aussi importantes. Quant au niveau trophique local des sédiments (limons, sables et graviers), il est peu vraisemblable qu'il soit si faible et qu'il puisse limiter la croissance des macrophytes submergés. Dans ce sens, l'étude de la colonisation par ces plantes sur la rive sud du lac de Neuchâtel [34,35], dont la typologie est comparable à celle des Grangettes et dont le niveau trophique des eaux est plus faible, montre que des herbiers à macrophytes submergés peuvent être très étendus et denses.

TABLEAU 12 - Abondance relative des espèces recensées dans le secteur 3 en 1975 et en 1997

SECTEUR 3		Abondance relative (%)	
Nom latin	Nom français	1975	1997
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	50	65
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	Roseau commun	18	14
Characées	Lustre d'eau	2	11
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	9	3
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	-	2
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	-	2
<i>Potamogeton</i> gr. <i>pusillus</i>	Potamot fluet	2	1
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	5	1
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	5	1
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Elodée canadienne	1	< 1
<i>Phalaris arundinacea</i>	Phalaris roseau	-	< 1
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1	< 1
<i>Potamogeton</i> x <i>decepiens</i> Nolte	Potamot hybride	8	< 1
<i>Scirpus lacustris</i> L.	Scirpe commun	< 1	< 1
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	Potamot serré	< 1	-
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	Potamot graminée	< 1	-

Les roselières des Grangettes

Analyser l'évolution de la surface couverte par les roseaux aquatiques est délicate et requiert des supports photographiques et des méthodes de calculs comparables. Dans ce sens, l'interprétation des surfaces a été refaite à partir des photos de 1972 afin de pouvoir comparer les résultats avec la situation de 1997.

Sur l'ensemble des rives vaudoises entre le Rhône et Villeneuve, la régression des roselières aquatiques est nette avec une perte de 20 % de surface colonisée. De 6.8 ha en 1972, celle-ci est passée à 5.5 ha en 1997.

Il est possible de discerner quatre tronçons de rive qui ont suivi des évolutions très différentes :

Tronçon Rhône - Vieux Rhône

Toutes les roselières présentes en 1972 ont disparu, soit plus de 2'000 m²; en compensation, une petite roselière est apparue à l'embouchure du Rhône (env. 200 m²). Une digue aménagée en 1977 n'a pas permis le maintien d'une surface de quelque 1'100 m².

Tronçon Vieux Rhône - Grand-Canal

Une progression de 14 % de la surface couverte par *Phragmites australis* est notée sur ce tronçon entre 1972 et 1997. L'amélioration de la situation est nette à proximité du Grand-Canal où des digues ont visiblement permis le développement des roselières en étendue et en densité. En revanche, d'autres petites roselières ont disparu sur des sites actuellement à l'abri ou non de digues.

❑ Tronçon Grand-Canal - digue des Grangettes

Une progression de 86 % des roselières est mesurée sur ce tronçon. Les peuplements proches du Grand-Canal sont actuellement en mauvais état même si la surface colonisée est plus importante qu'en 1972. La digue au niveau du gazoduc, construite en 1996, semble être efficace puisque les roseaux sont plus nombreux et plus denses aujourd'hui. La seule scirpaie actuellement connue autour du Léman se trouve également à l'abri de cette digue.

❑ Tronçon digue des Grangettes - Eau Froide (Villeneuve)

Une forte régression de 40 % apparaît dans ce tronçon pourtant protégé par une digue brise-vagues aménagée entre 1976 et 1979. Les roselières de 1972 étaient plus morcellées sur leur front mais elles formaient une bande plus large sur l'ensemble du tronçon.

L'étude de l'évolution postérieure à 1975 des roselières aquatiques des Grangettes permet de mieux appréhender l'intégration par les roseaux des différentes modifications du milieu.

Un suivi régulier de la région des Grangettes est effectué depuis plusieurs années par J.-L. MORET (Musée et Jardin botanique, Lausanne) :

- ✓ En 1976, la Ligue vaudoise pour la protection de la nature, par sa Commission des Grangettes, et l'Etat de Vaud ont initié un programme de protection et de surveillance des roselières subsistant sur le littoral de la basse plaine du Rhône. Dans ce cadre, la construction de brise-vagues destinés à créer, en avant des roselières, des zones de calme dépourvues de déchets, a été entreprise. Depuis, un suivi de ces ouvrages et des roselières abritées et exposées est en cours [75,76].

L'analyse des roselières entre 1972 et 1991, spécialement axée sur l'impact des dragages permet d'émettre certaines conclusions [31] :

- la disparition des roselières entre le Rhône et le Vieux Rhône ne semble pas liée à l'exploitation des graviers,
- la fosse du Gros-Brasset a probablement fortement contribué à la disparition de la roselière lacustre,
- la construction d'andains et de digues a eu localement des résultats positifs, en particulier devant le Gros-Brasset, les Grands Larges et les Grangettes.

Les surfaces de roselières en 1991 sont les suivantes :

- 5.1 ha de roselières aquatiques entre le Rhône et Villeneuve (6.8 ha en 1972 et 5.5 ha en 1997), dont 3.1 ha de roselières aquatiques derrière la digue des Grangettes (5.0 ha en 1972 et 3.0 ha en 1997).

Les roselières aquatiques abritées derrière la digue des Grangettes montrent une évolution intéressante :

- régression marquée entre 1972 et 1980 (de 5.0 ha à 2.3 ha, *méthode de calcul différente Ecotec-Moret* [76]),
- évolution positive entre 1980 et 1992 avec une surface de roselières qui passe de 2.3 ha à 3.1 ha (*méthode de calcul Moret* [75,76]),
- cette même surface passe de 3.1 ha en 1992 à 3.0 ha en 1997 (*méthode de calcul différente Ecotec-Moret* [76]).

Si l'étendue des roselières aquatiques semble se stabiliser depuis le début des années 90, il est possible de détailler certains points. Tout d'abord, l'état des surfaces situées derrière la digue en bon état est stationnaire. En revanche, les roseaux présents derrière la partie affaissée de la digue et dans l'axe des vents dominants montrent un recul plus marqué. Il faut en déduire que l'effet cumulé de la proximité de la fosse de dragage (150 à 300 m de la digue) et de la protection plus ou moins efficace de la digue a une importance déterminante sur le développement des roseaux. De plus, il a été noté un effet pervers de cette digue sur la qualité physico-chimique des eaux [31]. Il apparaît que le manque de circulation d'eau entre la digue et la rive peut créer une eutrophisation locale qui mène à un affaiblissement des tiges du roseau [76]. En fait, c'est la proportion de parenchyme spongieux qui augmente au détriment du sclérenchyme (tissu de soutien). Ainsi le roseau a une belle stature mais devient plus fragile.

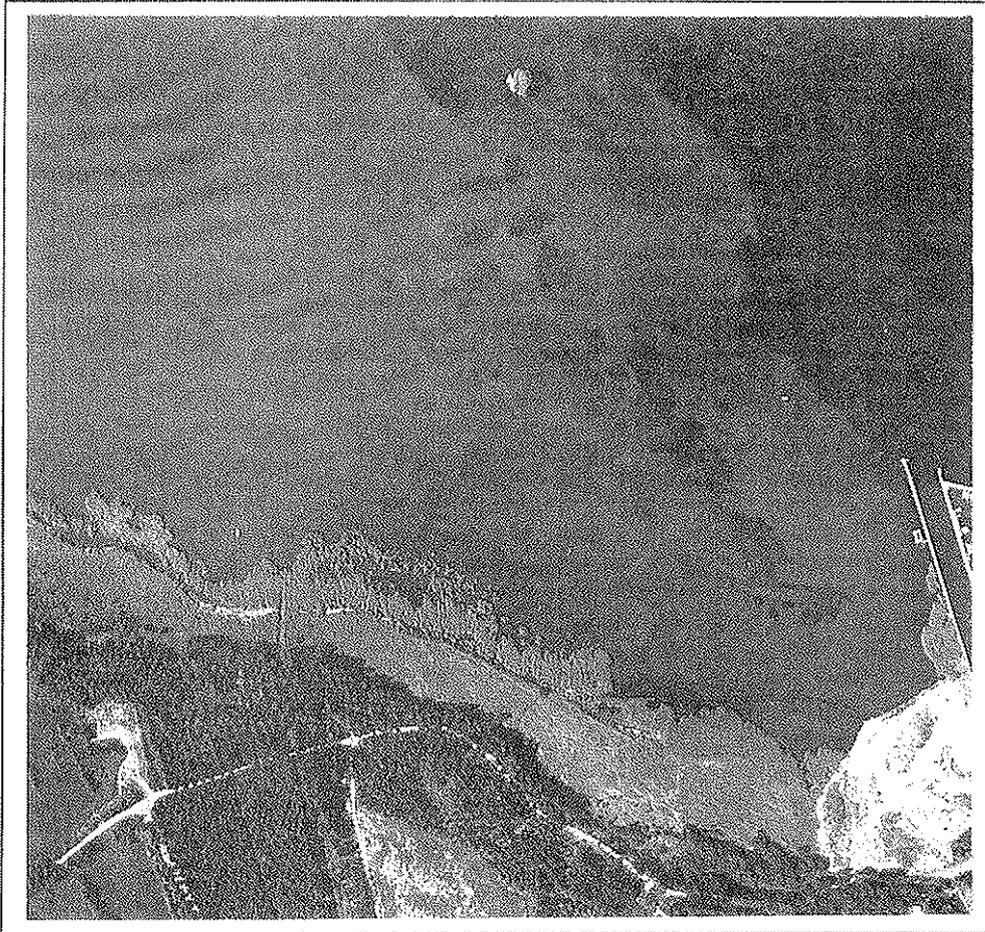
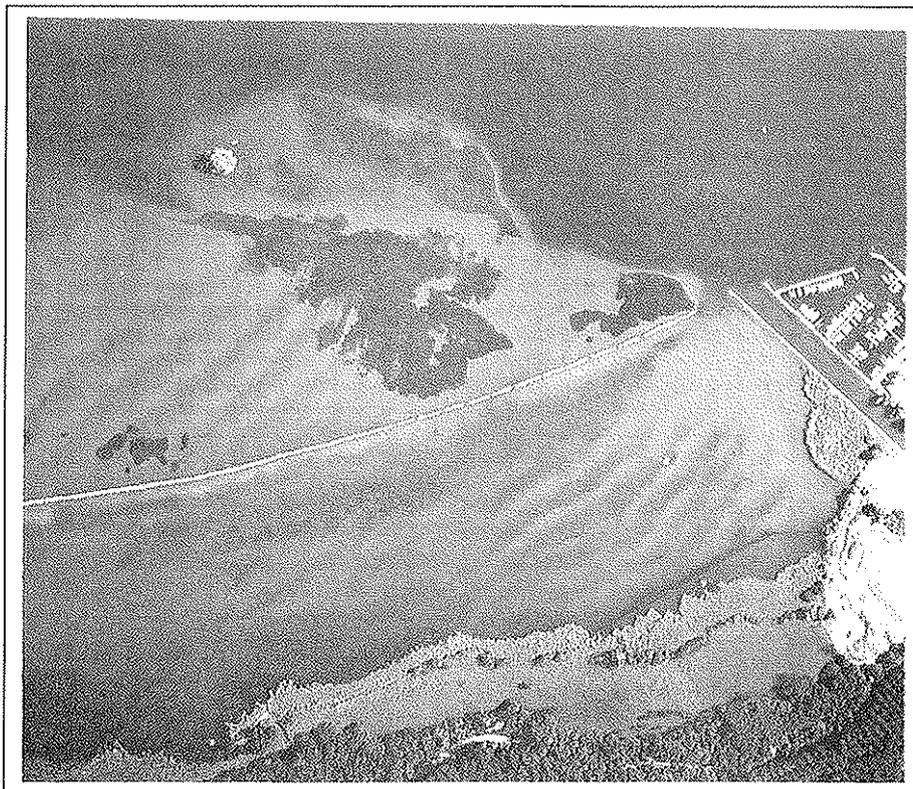


Figure 8 : Région des Grangettes (VD) le 10.8.1972 (ci-dessus) et le 13 juillet 1997 (ci-dessous) (photos OFT, échelle env. 1:6'000)



En conclusion, les principaux points à relever dans l'évolution des roselières du delta du Rhône sont les suivants :

- ✓ entre le début du siècle et la fin des années 50, les rives étaient colonisées par les nénuphars blancs et jaunes (*Nymphaea alba* et *Nuphar lutea*) sur le front des roselières et celles-ci montraient une diversité intéressante : roseau (*Phragmites australis*), scirpe (*Scirpus lacustris*), massette (*Typha latifolia*), iris jaune (*Iris pseudacorus*), littorelle (*Littorella uniflora*), renoncule grande-douve (*Ranunculus lingua*) et pesse d'eau (*Hippuris vulgaris*). Actuellement, il ne reste que le roseau et quelques très rares scirpes,
- ✓ l'évolution de la surface des roselières aquatiques est complexe. Dans les années 40, les roseaux colonisaient la rive de manière quasiment continue entre le Rhône et Villeneuve. Une forte régression de l'ordre des trois-quarts de leur surface est notée en 1972 [53]. Dans le secteur des Grangettes et selon les études de Moret [75,76], la régression continue entre 1976 et 1982 (env. 20 %). La tendance s'inverse entre 1980 et 1992 avec une progression des roselières d'environ 35 %. En comparant l'étude de Moret relative à la situation de 1992 [76] et les résultats de 1997, la tendance est à la stabilisation,
- ✓ pour le site des Grangettes, la construction de la digue brise-vagues s'est terminée en 1979 (limitation de l'impact des vagues et des déchets flottants),
- ✓ les principales étapes de l'exploitation de graviers dans la zone littorale sont les suivantes : exploitation de la fosse du Gros-Brasset entre 1955 et 1966 et depuis 1985, des Grangettes depuis 1966 et du Grand-Canal depuis 1987,
- ✓ le niveau trophique des eaux du Léman a globalement augmenté jusqu'à la fin des années 70 puis la tendance s'est inversée et son état continue de s'améliorer depuis cette période.

Il faut donc constater un effet conjugué de l'augmentation du niveau trophique des eaux, de l'impact mécanique direct des déchets flottants et indirect des exploitations de graviers pour expliquer la forte régression des roselières jusqu'au début des années 80. Ensuite, l'amélioration de la qualité physico-chimique des eaux et la construction d'ouvrages de protection contre l'érosion ont permis de stabiliser la situation.

7.4 Secteur 4 : Vevey - Cully

L'abondance relative des 8 espèces recensées sur les 11 photos aériennes de 1972 est comparée aux résultats de 1997 (tableau 13). Hormis la construction du port de la Pichette-Est en 1994 (inexistant en 1972-73, détruit en 1987), l'ensemble de la rive entre Vevey et Cully n'a pas été modifié depuis les années 70.

TABLEAU 13 - Abondance relative des espèces recensées dans le secteur 4 en 1975 et en 1997

SECTEUR 4		Abondance relative (%)	
Nom latin	Nom français	1975	1997
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	52	42
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	< 1	27
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	-	7
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	2	7
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	39	6
<i>Potamogeton</i> gr. <i>pusillus</i>	Potamot fluet	1	6
Characées	Lustre d'eau	-	3
<i>Potamogeton</i> x <i>decipiens</i> Nolte	Potamot hybride	5	2
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	Potamot serré	-	< 1
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1	< 1
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	Potamot graminée	-	< 1
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	1	< 1
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	Renoncule lâche	-	< 1

Si *Potamogeton pectinatus*, espèce dominante du Léman, se maintient dans ce secteur, ce n'est pas le cas d'autres taxons :

- *Potamogeton perfoliatus* est en forte régression,
- *Zannichellia palustris* est actuellement bien plus abondante.

Ces deux espèces ayant un spectre trophique très large (valeur bioindicatrice limitée), il est donc difficile de donner une explication simple à cette évolution. La régression de *P. perfoliatus* est globalement remarquée dans l'ensemble du Léman mais avec une proportion maximale dans ce secteur.

L'abondance relative des autres espèces est stable entre les deux études. Il faut toutefois noter, d'une part, l'apparition d'*Elodea nuttallii* qui se généralise dans tout le lac et, d'autre part, une moindre avancée des characées qui ne trouvent pas, dans ce secteur, des conditions d'implantation favorables.

Les recensements effectués en 1991 dans le cadre de l'étude des milieux naturels aquatiques de la zone littorale vaudoise du Léman [36] sont synthétisés dans le plan directeur cantonal des rives vaudoises [25].

Il apparaît dans cette étude que le secteur compris entre Corseaux et Cully représente une valeur phyto-écologique élevée.

Les paramètres considérés se rapportent essentiellement à une diversité élevée (11 taxons) malgré une beine étroite et à la présence de plantes peu fréquentes ou rares comme le potamot crépu (*P. crispus*) et la renoncule aquatique (*Ranunculus* subg. *Batrachium*).

Ces conclusions corroborent bien celles décrites au chapitre 6.4.

7.5 Secteur 5 : Lausanne - Morges

L'abondance relative des 7 espèces recensées sur les 14 photos aériennes de 1972 est comparée aux résultats de 1997 (tableau 14). Les aménagements créés pendant cette période concernent principalement les installations portuaires comme le delta du Bief (en construction en 1972), la modification du port du Petit Bois (digues extérieures) et des Pierrettes (agrandissement côté large). Les plages et les embouchures d'affluents n'ont globalement pas été modifiées.

Les abondances relatives des espèces présentes en 1975 et en 1997 sont données dans le tableau 14.

TABLEAU 14 - Abondance relative des espèces recensées dans le secteur 5 en 1975 et en 1997

SECTEUR 5		Abondance relative (%)	
Nom latin	Nom français	1975	1997
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	67	63
Characées	Lustre d'eau	-	16
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	15	5
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	10	5
<i>Potamogeton</i> gr. <i>pusillus</i>	Potamot fluet	4	5
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	4	4
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	-	2
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	-	< 1
<i>Phalaris arundinacea</i>	Phalaris roseau	-	< 1
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	Roseau commun	-	< 1
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1	< 1
<i>Potamogeton</i> x <i>decipiens</i> Nolte	Potamot hybride	-	< 1
<i>Typha latifolia</i> L.	Massette à feuille large	-	< 1
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Elodée canadienne	< 1	-

Si *Potamogeton pectinatus* se maintient dans ce secteur, ce n'est pas le cas d'autres taxons :

- *Potamogeton perfoliatus* et *Zannichellia palustris* sont en régression. Si la raréfaction de *P. perfoliatus* est globalement remarquée dans l'ensemble du Léman, l'évolution de la zannichellie est plus complexe avec toutefois une tendance générale à l'expansion,
- les characées font une apparition remarquable, principalement entre le Bief et le Boiron,
- six autres espèces sont recensées en 1997 et pas en 1975 : *Elodea nuttallii*, *Myriophyllum spicatum*, *P. x decipiens*, *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* et *Typha latifolia*. Ces trois dernières se trouvent à l'embouchure de la Morges qui est dépourvue de végétation émergente en 1975. Cette évolution positive est suffisamment rare autour du Léman pour être soulignée.

La valeur bioindicatrice limitée de ces six espèces ainsi que leur faible abondance, ne permettent pas de tirer de conclusions particulières quant à l'évolution phyto-écologique du secteur.

L'abondance relative des trois autres espèces est relativement stable entre les deux études (*P. gr. pusillus*, *P. lucens*, *P. crispus*). Il faut également noter l'apparition d'*Elodea nuttallii* qui se généralise dans tout le lac au détriment d'*Elodea canadensis*. *Elodea nuttallii* est apparue en particulier dans le port de Vidy (partie ouest) où elle est même devenue envahissante.

Une comparaison des résultats de 1991 et de 1997 est possible, comme pour le secteur précédent, avec les conclusions de l'étude des milieux naturels aquatiques de la zone littorale vaudoise du Léman [36].

Il apparaît que le secteur compris entre Lausanne et Morges représente une valeur phyto-écologique faible à élevée selon les tronçons étudiés en 1991 :

- ▶ Ouchy - la Chamberonne : valeur phyto-écologique moyenne

La forte proportion de rives aménagées, en particulier pour des installations portuaires, est relevée et opposée à la valeur de la beine assez large et bien colonisée par les macrophytes.

La richesse et la diversité floristique sont semblables à celles de 1997.

*Il faut relever l'évolution des characées d'une part et d'*Elodea nuttallii* d'autre part. Si les characées sont encore absentes en 1991, *Elodea nuttallii* fait son apparition dans le Léman. Parmi les cinq seuls sites colonisés en 1991 sur l'ensemble des rives vaudoises, il est relevé sa forte densité dans le port d'aviron de Vidy qui est proposé comme un site possible d'introduction de l'espèce dans le Léman.*

- ▶ la Chamberonne - les Pierrettes : valeur phyto-écologique élevée

Ce petit tronçon de rive est intéressant par une grande richesse d'espèces, principalement *P. pectinatus*, *P. perfoliatus*, *P. gr. pusillus* et *P. x decipiens*, colonisant une large beine à sédiments fins.

*Cette situation est comparable en 1997 avec une prédominance plus marquée de *P. pectiné*.*

- ▶ les Pierrettes - St-Sulpice : valeur phyto-écologique faible

Ce tronçon de rive est caractérisé par des herbiers étendus mais pauvres en espèces, dominés par *P. pectinatus*.

Cette situation est comparable en 1997.

- ▶ St-Sulpice - Préverenges : valeur phyto-écologique moyenne

Ce secteur est typique de l'organisation en ceintures, entre la rive (fonds caillouteux) et le mont (sédiments fins), des macrophytes submergés sur une large beine.

Cette situation est comparable en 1997.

- ▶ Préverenges - le Boiron : valeur phyto-écologique élevée

Ce secteur est diversifié concernant la nature des fonds (galets, graviers, sables) et les espèces de macrophytes. La beine est large et densément colonisée. La rareté des marais côtiers vaudois entre Villeneuve et Genève est relevée (quelques roseaux et massettes à l'embouchure de la Morges).

*Cette situation est différente de celle de 1997 essentiellement par le développement des characées et d'*Elodea nuttallii*. En 1991, seules quelques très rares characées sont recensées et *Elodea nuttallii* ne colonise que le port du Petit Bois.*

7.6 Secteur 6 : Rolle - Promenthoux

L'abondance relative des 9 espèces recensées sur les 12 photos aériennes de 1972 est comparée aux résultats de 1997 (tableau 15). Très peu d'aménagements ont été effectués pendant cette période (p. ex. digue de protection à l'entrée du port de Rolle). Il faut relever que le bras mort de la Promenthouse (étang Napoléon) est un site potentiellement intéressant pour les macrophytes (p. ex. roseau, nénuphar blanc) mais n'est actuellement plus en contact avec le lac, même en période de hautes eaux estivales.

Les abondances relatives des espèces présentes en 1975 et en 1997 figurent dans le tableau 15.

Ce secteur est intéressant et particulier à plusieurs égards :

- ▶ *Potamogeton pectinatus* est en nette régression au profit des characées. Dans les autres secteurs d'étude, *P. pectinatus* progresse ou se maintient. D'autre part, le développement des characées est considérable,
- ▶ la raréfaction de *P. perfoliatus* est globalement remarquée dans l'ensemble du Léman; la zannichellie montre une tendance générale à l'expansion,
- ▶ *P. lucens*, espèce peu répandue dans le Léman, trouve dans ce secteur des conditions d'implantation favorables, probablement les plus intéressantes du lac,
- ▶ trois autres espèces sont recensées en 1997 et pas en 1975 : *Elodea nuttallii*, *Myriophyllum spicatum* et *Phragmites australis*. L'élodée se propage rapidement sur tout le périmètre du Léman, en particulier dans les ports, ceci depuis le début des années 90 (cf. chapitre 8.7).

TABLEAU 15 - Abondance relative des espèces recensées dans le secteur 6 en 1975 et en 1997

SECTEUR 6		Abondance relative (%)	
Nom latin	Nom français	1975	1997
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	59	23
Characées	Lustre d'eau	< 1	33
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	30	20
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	1	4
<i>Potamogeton</i> gr. <i>pusillus</i>	Potamot fluet	< 1	2
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	9	14
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	-	2
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	-	1
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	Roseau commun	-	< 1
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1	< 1
<i>Potamogeton</i> x <i>decipiens</i> Nolte	Potamot hybride	1	1

Une comparaison des résultats de 1991 et 1997 est possible, comme pour les deux secteurs précédents, avec les conclusions de l'étude des milieux naturels aquatiques de la zone littorale vaudoise du Léman [36].

La rive entre Rolle et Promenthoux représente une valeur phyto-écologique moyenne à élevée selon les tronçons étudiés en 1991 :

- ▶ Rolle - Dully : valeur phyto-écologique élevée
La surface d'accueil est largement colonisée par les macrophytes submergés qui montrent une répartition riche et équilibrée. Quelques characées sont recensées mais pas d'*Elodea nuttallii*.

La richesse et la diversité floristique sont semblables à celles de 1997. Les characées sont en forte expansion et Elodea nuttallii fait son apparition au détriment d'Elodea canadensis, présente sporadiquement en 1991.

► Baie de la Dullive : valeur phyto-écologique moyenne

Ce tronçon de rive est caractérisé par des herbiers plus petits qu'en amont et en aval et moins riches en espèces, dominés soit par *P. pectinatus*, soit par *P. perfoliatus*.

Cette situation est comparable en 1997 avec toutefois une évolution positive de l'équilibre des peuplements illustrée par l'expansion des characées et de P. lucens.

► la Dullive - Promenthoux : valeur phyto-écologique élevée

La beine caillouteuse et sableuse de ce tronçon de rive est intéressante avec des peuplements étendus et bien diversifiés. On note le développement des characées à la pointe de Promenthoux. Plusieurs petits ports privés abritent une végétation diversifiée.

Cette situation est comparable en 1997 hormis le développement généralisé des characées et d'Elodea nuttallii.

7.7 Les ports - évolution 1975 - 1997

L'évolution de cinq ports autour du Léman est traitée en dehors de l'approche sectorielle détaillée dans les six chapitres précédents. Seul le port d'Yvoire ne fait pas partie des six secteurs d'étude. Les conclusions de l'étude de 1975 sont décrites pour les cinq ports et les autres références postérieures sont utilisées afin de mieux appréhender l'évolution de la végétation macrophytique jusqu'à aujourd'hui.

□ Port Choiseul (commune de Versoix - GE)

Au début des années 70, le port est colonisé principalement par *P. pectinatus* et *P. lucens*. On y trouve également *P. perfoliatus*, *P. gr. pusillus*, *P. crispus* ainsi que quelques *Myriophyllum spicatum*, *Elodea canadensis*, *Zannichellia palustris* et characées [52,53]. Avec 9 taxons, la richesse floristique du port est plus importante qu'en 1997 (6 taxons).

En 1984, il est noté une densification des herbiers et une diminution de la richesse spécifique avec la disparition de *Zannichellia palustris* et de *P. crispus*. *P. lucens* et *P. gr. pusillus* sont en expansion alors que les characées régressent [60,62].

En 1991, seules 3 espèces sont recensées dans le port. *P. pectinatus* qui domine les herbiers, est accompagné de *P. perfoliatus* et *P. lucens* [37].

En conclusion, la tendance ces dernières années est au maintien de *P. pectinatus* et à l'expansion d'*Elodea nuttallii* et des characées, ceci au détriment des potamots à grandes feuilles comme *P. perfoliatus* et *P. lucens*. Ce constat est à mettre en relation avec les pratiques de faucardage.

□ Le Creux de Genthod (commune de Genthod - GE)

Au début des années 70, le site est principalement colonisé par *P. pectinatus* et *P. perfoliatus*. Dans la zone la moins profonde prolifèrent les potamots à feuilles étroites (*P. pectinatus* et *P. gr. pusillus*) alors que plus au large dominent les potamots à grandes feuilles (*P. perfoliatus* et *P. lucens*) et les characées. Quelques *Myriophyllum spicatum*, *P. crispus* et *Nymphaea alba* sont également recensées dans un petit port privé [52,53]. Avec 8 taxons, la richesse floristique du port est la même qu'en 1997 si l'on regroupe les taxons de characées comme cela est fait dans l'étude de 1975.

En 1984, la situation du Creux de Genthod n'est pas présentée mais il faut relever l'évolution des characées, décrites comme "en voie de disparition" sur l'ensemble des rives genevoises [60,62].

En 1991, 6 espèces sont recensées dans la baie. *P. pectinatus*, qui domine nettement les herbiers, est accompagnée de characées et de *P. perfoliatus*, *P. gr. pusillus* et *P. lucens*. *Nymphaea alba* est toujours présente dans le port privé [37].

En conclusion, la tendance ces dernières années est à la réapparition massive des characées qui avaient disparu au début des années 80. Il est intéressant de noter qu'au Creux de Genthod, la pratique du faucardage a probablement peu d'influence sur les macrophytes, d'une part sur les potamots à feuilles étroites à faible profondeur (repousse l'année suivante) et, d'autre part, sur les characées de petite taille à plus grande profondeur (peu touchées par la faucardeuse). Peut-être les grands potamots (*P. perfoliatus* et *P. lucens*) souffrent-ils ainsi de la concurrence des characées, en particulier lors des premiers stades de leur développement.

□ Le port d'Yvoire (commune d'Yvoire - Haute-Savoie)

Au début des années 70, le port possède déjà une diversité floristique importante et répartie de manière équilibrée.

Dans le port principal se trouvent 9 taxons dont une présence importante de characées et de *Groenlandia densa*. Dans le petit port est, trois espèces sont recensées, *P. pectinatus* et *P. x decipiens* plus quelques *P. lucens*. Entre les deux ports, les fonds à structure plus grossière n'abritent que *P. pectinatus* et *P. perfoliatus*. Avec 9 taxons, la richesse floristique des deux ports est comparable à celle de 1997.

La situation n'a pas beaucoup changé dans le port principal; dans le petit port est, il faut noter la disparition des potamots à grandes feuilles (*P. lucens* et *P. x decipiens*) au profit des characées et d'*Elodea nuttallii*.

En conclusion, la situation à Yvoire est relativement stable. Ceci surtout par le fait que l'importance des characées, qui y était exceptionnelle pour le Léman il y a 25 ans, est beaucoup plus commune actuellement. Concernant le faucardage, son impact semble limité puisque les espèces présentes forment encore des herbiers diversifiés.

□ Le port de Thonon (port de Rives, commune de Thonon - Haute-Savoie)

En comparant les photos aériennes de 1972 et 1997, on constate que l'intérieur du port a beaucoup changé avec la construction de onze longues estacades (côté Genève) et de la digue du débarcadère.

Au début des années 70, le port présente un intérêt très particulier car il est le seul autour du Léman à être fortement colonisé par les characées (*Chara gr. globularis* et *Nitellopsis obtusa*).

Dans le port principal se répartissent 11 taxons dont une présence importante, hormis les characées, de *P. pectinatus*, *P. lucens* et *P. x decipiens*.

Si les autres espèces sont peu abondantes, il faut noter la présence discrète de *Ceratophyllum demersum* qui est caractéristique de cette région du lac mais qui n'est plus recensée en 1997.

Il est difficile de cerner l'évolution phyto-écologique du port de Rives du fait des aménagements importants concernant la plus grande partie de la zone abritée. La modernisation des installations a modifié la nature des sédiments et la profondeur. Dès lors, les conditions d'implantation pour les macrophytes ne sont plus comparables entre les études de 1975 et 1997.

Actuellement, avec l'absence de faucardage estival, il faut noter la profondeur importante du port, globalement supérieure à 4 m, qui limite le développement excessif de la plupart des espèces.

□ Les ports d'Ouchy (commune de Lausanne - VD)

En comparant les photos aériennes de 1972, 1991 et 1997, on constate que les ports d'Ouchy n'ont pas subi de transformations importantes et que les conditions d'implantation pour les macrophytes sont comparables.

Au début des années 70, les ports d'Ouchy ont deux aspects différents avec une forte colonisation du Vieux Port par *P. pectinatus* et une dominance de *P. gr. pusillus* dans les ports de plaisance, de la CGN et le port marchand.

Dans le Vieux Port ne se répartissent que 5 taxons dont une présence importante, hormis *P. pectinatus*, de *P. lucens* et *P. perfoliatus*.

Dans les trois autres ports, la présence généralisée de *P. gr. pusillus* est non seulement rare autour du Léman mais également le signe que le niveau trophique y était déjà très élevé au début des années 70. Cette espèce a fortement régressé au profit de *P. pectinatus* et d'*Elodea nuttallii*.

7.8. Synthèse de l'évolution 1975 - 1997

En considérant les résultats de l'étude 1975 se rapportant aux secteurs étudiés en 1997, ce sont 93 photos aériennes à partir desquelles la couverture de la beine par les macrophytes a été comparée aux résultats de 1997.

La richesse floristique passe de 19 taxons en 1975 à 21 taxons en 1997 (en groupant les characées, annexe 12).

Les abondances relatives des espèces présentes en 1975 et en 1997 sont données dans le tableau 16.

TABLEAU 16 - Abondance relative des espèces recensées dans les six secteurs en 1975 et en 1997

LEMAN (secteurs 1 - 6)		Abondance relative (%)		
Nom latin	Nom français	1975		1997
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	49	→	47
Characées	Lustre d'eau	8	↗	23
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	22	↘	12
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	5	→	5
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	5	→	4
<i>Potamogeton</i> gr. <i>pusillus</i>	Potamot fluet	2	→	3
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	-	↗	3
<i>Potamogeton</i> x <i>decipiens</i> Nolte	Potamot hybride	4	↘	1
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	2	→	1
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	Roseau commun	2	→	1
<i>Callitriche</i> sp.	Callitriche	-		< 1
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cornifle immergé	< 1		< 1
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Elodée canadienne	< 1		< 1
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	Potamot serré	< 1		< 1
<i>Nymphaea alba</i> L.	Nénuphar blanc	< 1		< 1
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	< 1		< 1
<i>Potamogeton filiformis</i> Pers.	Potamot filiforme	< 1		-
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	Potamot graminée	< 1		< 1
<i>Potamogeton</i> x <i>nitens</i> Weber	Potamot brillant	1		-
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Phalaris roseau	-		< 1
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	Renoncule lâche	< 1 *		< 1
<i>Scirpus lacustris</i> L.	Scirpe commun	< 1		< 1
<i>Typha latifolia</i> L.	Massette à feuille large	-		< 1

* En 1975, les renoncules submergées sont classées dans le groupe *Ranunculus* subgen. *Batrachium*

L'évolution des macrophytes les plus abondants du Léman depuis 25 ans peut être décrite ainsi :

- ▶ *Potamogeton pectinatus* reste l'espèce la plus répandue et la plus abondante du lac,
- ▶ les characées font une réapparition très impressionnante qui est liée à l'amélioration globale de la qualité des eaux dans la zone littorale. Leur abondance relative a triplé entre 1975 et 1997,
- ▶ *P. perfoliatus* est en nette régression. Cette évolution est probablement liée d'une part à la baisse du niveau trophique des eaux et, d'autre part, à la concurrence des characées. Le *P. x decipiens* suit la même évolution mais de manière moins marquée,
- ▶ *Elodea nuttallii* fait une apparition remarquable et son extension depuis 1991 est très importante. Comme espèce très compétitive, particulièrement dans les ports, son développement est peut-être facilité par l'homme à travers le faucardage et la navigation,

- ▶ les roselières, essentiellement confinées dans la région des Grangettes, ont régressé jusqu'au début des années 80 puis une amélioration est notée, suivie d'une stabilisation dans les années 90. Cette évolution est bien corrélée à celle de la qualité des eaux du lac.

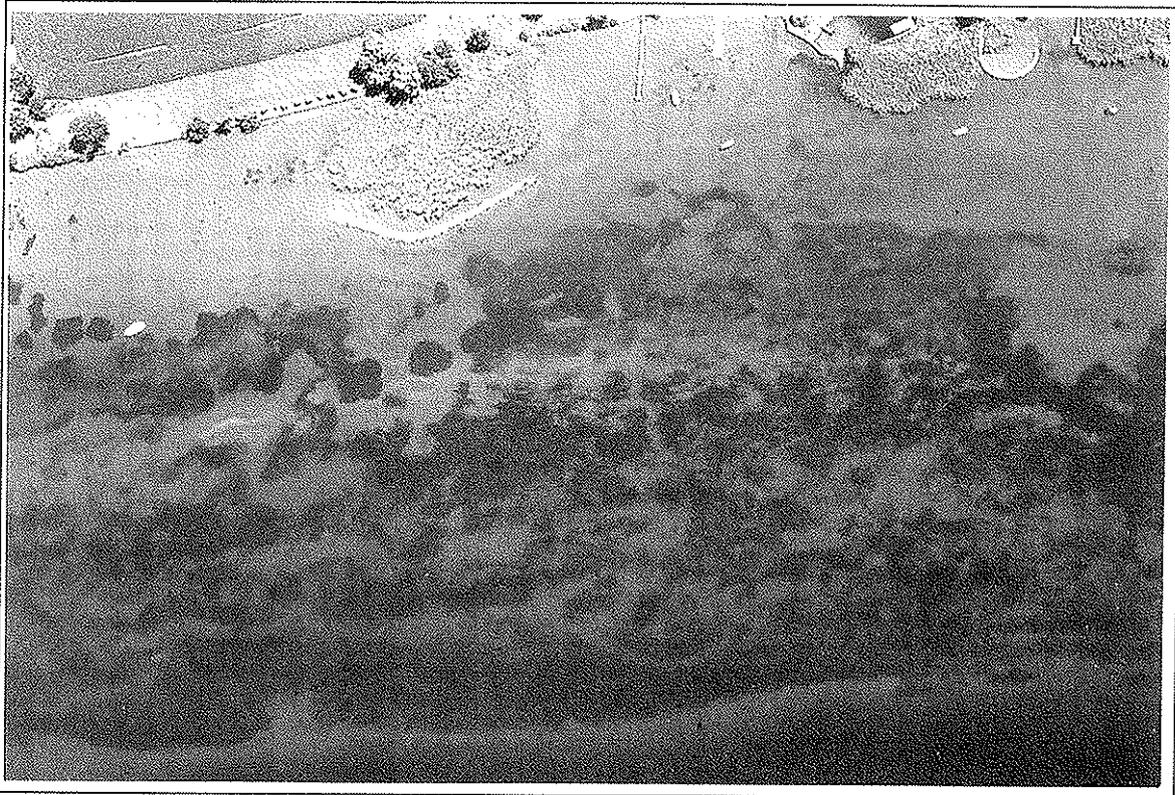


Figure 9 : Zone littorale dans la région de St-Joseph du Lac (F) (photo ECOTEC 1993)

Deux espèces n'ont pas été retrouvées en 1997. Il s'agit de *P. x nitens* Weber (potamot brillant) et de *P. filiformis* Pers. (potamot filiforme).

Ces deux espèces sont déjà rares en 1975 puisque présentes dans moins de 10 % des photos aériennes considérées. Ces espèces n'ont jamais été répandues dans les lacs suisses, puisqu'elles ont une fréquence inférieure à 4 % dans près de 4'000 relevés effectués entre 1977 et 1988 dans 9 lacs suisses [83]. Leur valeur bioindicatrice est limitée même si *P. filiformis* est considéré comme une plante typique des milieux pauvres en substances nutritives (oligotrophie) [63]. *P. x nitens* est une espèce eurytrophe [60].

L'espèce nouvelle la plus remarquable est sans conteste *Elodea nuttallii*. Absente du Léman dans les années 70, elle est encore très peu répandue en 1991 puisqu'elle n'est recensée que dans 5 stations, soit moins de 1 % des relevés de l'ensemble des rives vaudoises du Léman [36]. Parmi les références récentes dans les lacs suisses, il faut citer le lac de Biemme, étudié en 1995, où seule une suspicion d'apparition est mentionnée [41] et le lac de Constance où *Elodea nuttallii* fait son apparition dans les années 80 et s'est ensuite largement étendue (relevés de 1993) [46]. Historiquement, son introduction en Europe depuis l'Amérique du Nord remonte au début de ce siècle. Plus récemment, sa propagation est vraisemblablement liée à sa culture dans les jardins botaniques et à son utilisation comme plante d'aquarium.

Du point de vue de la valeur bioindicatrice des deux espèces d'élodées, il semble qu'*Elodea nuttallii* ait une amplitude trophique plus étendue et soit plus compétitive dans les secteurs eutrophes, voire hypertrophes (même $> 400 \mu\text{gP-PO}_4^{3-}/\text{l}$). *Elodea canadensis*, apparemment moins compétitive, reste pour sa part inféodée à des eaux claires, mésotrophes ou modérément eutrophes avec un optimum d'apparition correspondant à des teneurs en phosphates des eaux inférieures à $30 \mu\text{gP-PO}_4^{3-}/\text{l}$ [85]. De plus, *Elodea nuttallii* remplace *Elodea canadensis* lorsque la concentration ammoniacale des eaux devient trop élevée [12]. Il faut donc émettre l'hypothèse que le niveau trophique n'est, a priori, pas responsable de l'évolution des deux élodées mais que la meilleure compétitivité d'*Elodea nuttallii* favorise son extension dans le Léman. De plus, la pratique du faucardage et la navigation facilitent sa dissémination par arrachage et fragmentation des plants.

8. COMPARAISONS AVEC D'AUTRES LACS SUISSES

Depuis plusieurs années, certaines études de la végétation macrophytique de lacs suisses ont été menées en utilisant globalement la même méthode que celle appliquée au Léman en 1997. Malgré les périodes d'investigations différentes et les caractéristiques propres à chaque lac, il est possible de les comparer en considérant l'évolution des peuplements de macrophytes et du niveau trophique des eaux.

Il faut savoir que d'autres études récentes ont été réalisées avec des méthodes différentes. Les possibilités de comparaisons avec la présente étude sont limitées et l'évolution de ces lacs n'est pas abordée dans ce chapitre. C'est par exemple le cas du delta de la Reuss (rive sud du bassin uranais du lac des Quatre-cantons) [4] où des recensements par profils perpendiculaires à la rive ont été effectués.

□ Lacs du Plateau suisse

L'étude de PERFETTA en 1992 [83] est la synthèse la plus récente de l'état de la végétation macrophytique de plusieurs lacs suisses. Près de 4'000 zones de végétation recensées dans 9 lacs entre 1977 et 1988 ont été compilées (lacs de Hallwil, Quatre-Cantons, Zurich, Greifensee, Pfäffikon, Sempach, Thoun, Brienz et Klingnau). Malgré le décalage dans le temps, il est intéressant de situer le Léman par rapport à ces lacs.

En comparant la fréquence des différents taxons (cf. tableau 17), les principales différences entre le Léman et ces neuf lacs étudiés sont les suivantes :

- ▶ parmi les espèces nettement plus fréquentes dans le Léman que dans l'ensemble des autres lacs, il faut signaler :

- <i>Potamogeton pectinatus</i>	- <i>Characées</i>
- <i>Potamogeton lucens</i>	- <i>Zannichellia palustris</i>
- <i>Elodea nuttallii</i>	- <i>Myriophyllum spicatum</i>
- <i>Potamogeton x decipiens</i> ,	
- ▶ les espèces faiblement représentées dans le Léman comparativement aux 9 lacs suisses sont les suivantes :

- <i>Phragmites australis</i>	- <i>Elodea canadensis</i>
- <i>Scirpus lacustris</i> ,	
- ▶ malgré le décalage dans le temps, il est possible de conclure que le Léman est particulièrement pauvre en roselières et scirpaies,
- ▶ les characées sont deux fois plus fréquentes dans le Léman. Il faut savoir que cette situation a probablement évolué dans les 9 lacs étudiés mais dans les années 80, seuls les lacs de Zurich, Quatre-Cantons, Thoun et Brienz possédaient des characées.

□ Le lac de Biemme

Les macrophytes du lac de Biemme ont été étudiés en 1995 [41] et leur évolution est analysée grâce à des relevés antérieurs datant de 1976 et 1986.

Les principales conclusions de cette étude sont les suivantes :

- ▶ l'amélioration de la qualité physico-chimique des eaux depuis les années 70 a des répercussions nettes sur la végétation macrophytique. La teneur en phosphore des eaux diminue fortement depuis une vingtaine d'année (annexe 13) (moyenne annuelle 1995 : < 30 µgP-P_{tot}/l),
- ▶ la surface d'accueil potentielle pour les macrophytes submergés est plus importante en 1995 qu'en 1976 et 1984 du fait de l'augmentation de la profondeur maximale de colonisation qui passe de 3-4 m à 4-5 m (max. 6 m),
- ▶ des espèces typiques de milieux eutrophes comme *Myriophyllum spicatum*, *Ranunculus circinatus* et *Ceratophyllum demersum*, sont en régression,
- ▶ le retour des characées, absentes en 1976 et très rares en 1984, est noté dans le lac de Biemme. Cette évolution est liée à la diminution des teneurs en phosphore des eaux et à une meilleure transparence. Plusieurs espèces (pas toutes déterminées) colonisent les fonds entre 2 et 8 m de profondeur (max. 17 m),

- ▶ des espèces typiques des milieux mésotrophes (p. ex. characées) côtoient des espèces comme *Potamogeton pectinatus*, *P. perfoliatus* et *Elodea canadensis* qui étaient déjà abondantes lorsque le niveau trophique des eaux était plus eutrophe. Les characées puisent essentiellement leurs nutriments dans la phase aqueuse alors que les macrophytes bien enracinés utilisent également le stock contenu dans les sédiments (non étudié). Ainsi, même avec un niveau mésotrophe des eaux, les sédiments peuvent encore fournir suffisamment de nutriments à certaines plantes typiques des milieux riches en éléments nutritifs,
- ▶ les roselières sont en régression. Une perte de plus de 40 % de surface de roselières aquatiques est notée entre 1984 et 1995 (de 52 ha à 30 ha),
- ▶ l'écosystème "lac de Bienne" se trouve actuellement dans un état de transition dont l'évolution est difficile à définir. La teneur des eaux en phosphore n'est plus le seul facteur dont il faut tenir compte pour caractériser l'état du lac. D'autres paramètres comme la concentration des eaux en nitrates, la transparence et les variations du niveau d'eau sont à prendre en considération.

□ Le lac de Constance

Les macrophytes du lac de Constance ont été étudiés, en particulier ces dix dernières années, par SCHMIEDER [87-91]. En 1998, la Commission internationale pour la protection des eaux du lac de Constance (IGKB) publie une étude sur l'évolution des macrophytes submergés entre 1967, 1978 et 1993 [46].

Les principales conclusions de cette étude sont les suivantes :

- ▶ l'évolution des macrophytes submergés depuis les années 70 est très bien corrélée à l'amélioration de la qualité physico-chimique des eaux. La teneur en phosphore des eaux diminue fortement depuis une vingtaine d'années (annexe 14) (moyenne annuelle 1997 : < 20 µgP-P_{tot}/l),
- ▶ la profondeur maximale de colonisation est en augmentation entre 1967 et 1993 en passant de 7 m à 12 m de profondeur,
- ▶ entre 1967 et 1978 (phase d'eutrophisation des eaux), des espèces typiques de milieux eutrophes comme *Zannichellia palustris* et *Potamogeton pectinatus* sont en expansion; certaines espèces comme *Potamogeton gramineus*, *Groenlandia densa* et certaines characées ont totalement disparu,
- ▶ le retour des characées, absentes ou peu fréquentes selon les espèces, en 1967 et 1978, est noté dans le lac de Constance en 1993. Cette évolution est liée à la diminution des teneurs en phosphore des eaux et à une meilleure transparence. Plusieurs espèces (pas toutes déterminées) colonisent les fonds entre 2 et 8 m de profondeur.

TABLEAU 17 - Fréquence des différents taxons présents dans 9 lacs suisses, le lac de Biemme et le Léman

Nom latin	Nom français	Lacs CH	Bienne	Léman
		1	2	3
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	49 %	78 %	78 %
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	37 %	28 %	45 %
Characées	Lustre d'eau	10-15 % *	63 %	41 %
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	7 %	(-)**	29 %
<i>Potamogeton</i> gr. <i>pusillus</i>	Potamot fluet	18 %	2 %	24 %
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	2 %	5 %	21 %
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	5 %	4 %	19 %
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	4 %	4 %	13 %
<i>Potamogeton</i> x <i>decipiens</i> Nolte	Potamot hybride	< 1 %	1 %	8 %
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	Roseau commun	23 %	8 %	4 %
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	4 %	< 1 %	3 %
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	Potamot serré	< 1 %	-	2 %
<i>Butomus umbellatus</i> L.	Jonc fleuri	< 1 %	< 1 %	-
<i>Callitriche</i> sp.	Callitriche	< 1 %	-	< 1 %
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cornifle immergé	1 %	< 1 %	< 1 %
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Elodée canadienne	7 %	6 %	< 1 %
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	Fontinale	< 1 %	< 1 %	-
<i>Nuphar lutea</i> Sibth. & Sm.	Nénuphar jaune	2 %	< 1 %	-
<i>Nymphaea alba</i> L.	Nénuphar blanc	< 1 %	-	< 1 %
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Phalaris roseau	1 %	-	< 1 %
<i>Ranunculus circinatus</i> Sibth.	Renoncule en crosse	< 1 %	< 1 %	-
<i>Potamogeton filiformis</i> Pers.	Potamot filiforme	4 %	15 %	-
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	Potamot graminée	< 1 %	-	< 1 %
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	Renoncule lâche	< 1 %	-	< 1 %
<i>Scirpus lacustris</i> L.	Scirpe commun	9 %	< 1 %	< 1 %
<i>Typha latifolia</i> L.	Massette à feuille large	< 1 %	-	< 1 %

1 : Fréquence des taxons dans 9 lacs suisses (lacs de Hallwil, Quatre-Cantons, Zurich, Greifensee, Pfäffikon, Sempach, Thoune, Brienz et Klingnau) recensés entre 1977 et 1988 (3'759 relevés) [83]

2 : Fréquence des taxons du lac de Biemme recensés en 1995 [41]

3 : Fréquence des taxons du Léman recensés en 1997

* le niveau de détermination des characées n'est pas comparable entre les 9 lacs

** *Elodea nuttallii* n'est pas distinguée d'*Elodea canadensis*

9. CONCLUSIONS

Les secteurs investigués dans cette étude représentent plus de la moitié du pourtour du lac (le périmètre complet du Léman n'a pas pu être recensé pour des raisons financières et non par choix scientifique délibéré). Une grande variabilité dans la typologie des rives est prise en compte avec une beine très étroite comme dans la région de Meillerie (largeur moyenne de 15 m) ou très large comme dans la région des Grangettes (largeur moyenne de 390 m). Il apparaît que les potentiels d'accueil pour les macrophytes submergés sont très diversifiés, principalement en fonction, d'une part de l'exposition aux vagues et aux courants et, d'autre part, de la nature du substrat.

La méthodologie utilisée s'est montrée bien adaptée à ce type d'étude. D'une part, la bonne qualité des photos aériennes, effectuées spécialement pour ce mandat, s'est avérée déterminante pour la photo-interprétation des surfaces colonisées par les macrophytes. D'autre part, les relevés de terrain exhaustifs dans les secteurs recensés ont permis l'intégration de l'ensemble des résultats phytocologiques et l'élaboration de cartes dans un SIG.

Le descriptif des caractéristiques actuelles de la végétation aquatique permet de mettre en évidence plusieurs résultats intéressants. La valeur floristique des rives lémaniques réside essentiellement dans la répartition de l'abondance de certains macrophytes. Sur les 23 taxons recensés, seuls 4 représentent une abondance relative supérieure à 10 % de l'abondance totale. C'est *Potamogeton pectinatus* qui est l'espèce dominante du lac avec près de la moitié de l'abondance totale. Les characées jouent actuellement un rôle important dans le cortège floristique du Léman. Les characées sont abondantes tout autour du lac. *Chara gr. vulgaris* et *Ch. gr. globularis* représentent un quart de l'abondance totale des macrophytes recensés. La quatrième espèce, *Potamogeton perfoliatus* est également bien implantée, présente dans près de la moitié des herbiers.

Comparativement à d'autres lacs du Plateau suisse, le Léman est un lac très pauvre en macrophytes émergents et flottants. La région des Grangettes, entre le Rhône et Villeneuve, représente le dernier grand marais côtier lémanique avec 2.6 km de rive, en grande partie naturelle, qui abrite 5.5 ha de roselières aquatiques. Les autres stations où l'on trouve encore du roseau sont beaucoup plus limitées en taille. Toutes les autres espèces recensées (scirpe, massette, phalaris, nénuphar) peuvent être qualifiées de très rares autour du Léman.

L'étude de cinq ports (Port Choiseul, Creux-de-Genthod, Yvoire, Thonon et Ouchy) a mis en évidence une grande diversité des conditions d'implantation pour les macrophytes submergés. La profondeur, la texture des fonds et le faucardage sont les principaux paramètres qui déterminent la répartition des espèces.

Le faucardage, pratiqué de manière très différente selon les régions, a des impacts importants, non seulement sur les macrophytes, mais également sur l'ensemble des organismes qui en dépendent, directement ou indirectement (macrobenthos, poissons, oiseaux d'eau). Par rapport à la biologie, les pratiques actuelles ne semblent pas satisfaisantes, ni du point de vue de leur efficacité, ni de celui de leurs impacts. Il faut toutefois tenir compte d'impératifs tels que l'accessibilité aux ports par exemple. Il est donc proposé de mieux informer les différents intervenants sur l'écologie des macrophytes et les impacts des méthodes utilisées. Un plan de gestion lémanique du faucardage devrait être mis en place dans le but d'optimiser les pratiques et d'en définir les limites.

L'apparition d'*Elodea nutallii* est un bon exemple d'adaptation rapide d'une espèce introduite très compétitive, particulièrement dans les zones abritées comme les ports. L'expansion de cette espèce, notée depuis 1991 dans le Léman, a très probablement été facilitée par les activités humaines comme la navigation et le faucardage.

L'évolution parallèle des macrophytes et du niveau trophique des eaux se matérialise principalement par l'expansion des characées. Ces plantes font une réapparition très impressionnante dans le Léman. Les characées sont davantage sensibles à la qualité physico-chimique des eaux qu'à celle des sédiments. Ainsi, leur réponse à la diminution des concentrations en nutriments dissous est plus rapide que celle d'autres taxons. Relativement aux autres espèces, elles représentent actuellement près du quart de l'abondance totale. En 1975, elles étaient beaucoup plus rares et surtout quasiment absentes du Grand Lac.

Les roselières aquatiques des Grangettes montrent une évolution satisfaisante. Pour expliquer la forte régression notée jusqu'au début des années 80, il est possible de mettre en évidence un effet conjugué de l'augmentation du niveau trophique des eaux, de l'impact mécanique direct des déchets flottants et indirect des exploitations de graviers. Plus tard, l'amélioration de la qualité physico-chimique des eaux et la construction d'ouvrages de protection contre l'érosion ont permis de stabiliser la situation.

Il faut également noter que certains critères phyto-écologiques n'ont pas significativement évolué depuis plus de vingt ans. Par exemple, la richesse floristique et la profondeur maximale de colonisation sont comparables entre les études de 1975 et 1997. Il faut en déduire que le Léman est encore dans une phase de transition. Le déséquilibre biologique de l'ensemble de l'écosystème aquatique est encore d'actualité si l'on se réfère à d'autres approches qui tentent de cerner l'évolution de l'état du lac en utilisant des organismes bio-indicateurs (phytoplancton, zooplancton, communautés de vers). Autrement dit, si la qualité physico-chimique des eaux s'est améliorée, un effet "mémoire", concernant en particulier la qualité des sédiments pour ce qui concerne les macrophytes, limite encore actuellement l'évolution positive relevée dans cette étude.

Il en résulte que la localisation des principaux sites d'intérêt, du point de vue des macrophytes, est globalement la même en 1975 et en 1997. Ces sites de grande valeur devraient faire l'objet d'une attention particulière dans la gestion des rives du Léman.

Le parallèle fait entre le Léman et les lacs de Bienne et de Constance est très révélateur. Des études récentes sur les macrophytes de ces lacs décrivent un constat similaire à celui du Léman, relativement à l'évolution de la végétation macrophytique et du niveau trophique des eaux. Par exemple, il est intéressant de noter que l'expansion des characées dans les années 90 est également d'actualité dans d'autres lacs. Ainsi, du fait que le niveau trophique des lacs de Bienne et de Constance est actuellement plus proche de l'état oligotrophe que celui du Léman, il est possible d'envisager une évolution comparable pour les macrophytes lémaniques si les objectifs fixés par la CIPEL sont atteints dans les années à venir.

BIBLIOGRAPHIE

- [1] ABERNETHY, V.J. et al. (1996) : Response of *Elodea canadensis* Michx. and *Myriophyllum spicatum* L. to shade, cutting and competition in experimental culture. *Hydrobiologia*, 340, 219-224.
- [2] AESCHIMANN, D. et BURDET, H. (1989) : Flore de la Suisse et des territoires limitrophes. Ed. du Griffon, Neuchâtel, 597 p.
- [3] ANNEVILLE, O. et PELLETIER, J.-P. (à paraître) : Vers une amélioration de la qualité des eaux du Léman ? - Evolution comparée d'indices trophiques. INRA-Thonon, 16 p.
- [4] AQUAPLUS (1996) : Wasserpflanzenaufnahme Südufer Urnersee. Ergänzungsbericht Characeen; Nährstoffindikation. Amt für Umweltschutz, Kanton Uri, 51 p. + 18 p.
- [5] AUDERSET-JOYE D. (1993) : Contribution à l'écologie des Characées de Suisse. Thèse de l'Université de Genève, 273 p.
- [6] BALVAY, G. et al. (1984) : Plancton. In: Le Léman, synthèse 1957-1982, CIPEL, Lausanne, 261-303.
- [7] BOYLEN, C. W. et al. (1996) : Physical control of Eurasian watermilfoil in a oligotrophic lake. *Hydrobiologia*, 340, 213-218.
- [8] BRECK, J. E. et al. (1979) : Aquatic plants, lake management and ecosystem consequences of lake harvesting. Proceedings of Conference at Madison, Wisconsin, 435 p.
- [9] BUDD, J., KILLIE, R.A. et RAMUSSEN, P. (1995) : Morphological characteristics of the aquatic macrophyte *Myriophyllum spicatum* L. in Fish Lake, Wisconsin. *J. Freshwater Ecol.* 10(1), 19-31.
- [10] BURGERMEISTER, G. et LACHAVANNE, J.-B. (1980) : Les macrophytes du Pfäffikersee. *Ber. Schwei. Bot. Ges.*, 90 (3-4), 213-243.
- [11] BURGERMEISTER, G. et LACHAVANNE, J.-B. (1984) : Caractérisation de la végétation macrophytique d'un lac hautement eutrophe: le Greifensee (Suisse). *Schweiz. Z. Hydrol.*, 46 (1), 117:138.
- [12] CARBIENER, R. et al. (1995) : Végétation des eaux courantes et qualité des eaux: une thèse, des débats, des perspectives. *Acta Bot. Gallica*, 142 (6), 489-531.
- [13] CASPER, S.J. et KRAUSCH, H.D. (1981) : Pteridophyta und Anthophyta. In: Süßflora von Mitteleuropa. Band 23 & 24, edited by Ettl, H., Gerloff, J. & Heynig, H. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 941 p.
- [14] CIPEL (1997) : Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique, Campagne 1996, 229 p.
- [15] CIPEL (1998) : Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique, Campagne 1997, 163 p.
- [16] COOK, C. (1990) : Aquatic plant book. SPB Academic Publishing, The Hague, The Netherlands, 228 p.
- [17] CORILLION, R. (1975) : Flore des charophytes (Characées) du massif armoricain et des contrées voisines d'Europe occidentale. Tome IV, Jouve Editeurs, Paris, 214 p.
- [18] DEMIERRE, A. (1985) : Etude de la biologie du roseau dans la roselière de la Pointe-à-la-Bise. Diplôme de l'Université de Genève, 147 p.
- [19] DEMIERRE, A., JUGE, R., LACHAVANNE, J.-B. et PERFETTA, J. (1990) : Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Hallwilersees. OFEFP, Université de Genève, 92 p. + 3 cartes.
- [20] DEMIERRE, A., JUGE, R., LACHAVANNE, J.-B. et PERFETTA, J. (1990) : Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Sempachersees. OFEFP, Université de Genève, 86 p. + 3 cartes.
- [21] DEMIERRE, A., JUGE, R., LACHAVANNE, J.-B. et PERFETTA, J. (1991) : Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Greifensees. OFEFP, Université de Genève, 95 p. + 3 cartes.
- [22] DEMIERRE, A., JUGE, R., LACHAVANNE, J.-B. et PERFETTA, J. (1992) : Etat des rives du lac de Zoug, Qualification et Conservation. OFEFP, Université de Genève, 101 p. + 3 cartes.
- [23] DEMIERRE, A., JUGE, R., LACHAVANNE, J.-B. et PERFETTA, J. (1993) : Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Baldeggersees. OFEFP, Université de Genève, 89 p. + 3 cartes.
- [24] DEMIERRE, A., JUGE, R., LACHAVANNE, J.-B., PERFETTA, J. et ARNOLD, P. (1993) : Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer. In Sempachersee. Ed. Mitt. der Natur. Gesell. Luzern, 33. Band, 528 S.
- [25] DTPAT/DAIC-VD (1996) : Plan directeur cantonal des rives vaudoises du lac Léman. 3 cahiers, Canton de Vaud, 81 p. + cartes et fiches + 23 p.
- [26] ECOTEC (1994) : Etude d'impact du rejet des effluents de la station d'épuration du Bas-Chablais - Département de la Haute-Savoie. SIVOM du Bas-Chablais, 54 p.

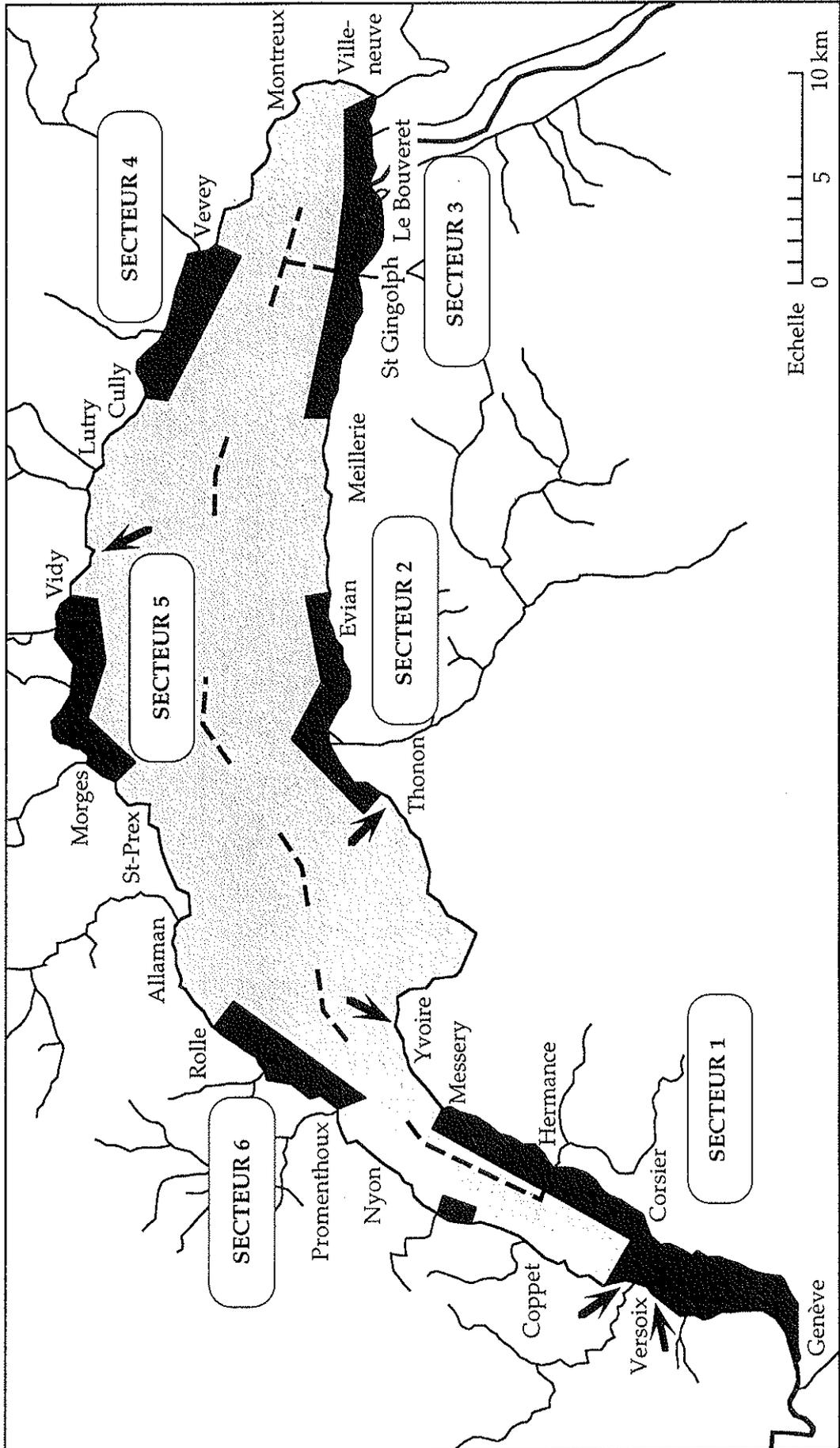
- [27] ECOTEC (1995) : Garage-parc et Port de Vernex, Etude de l'impact sur l'environnement. Commune de Montreux (VD), 90 p. + annexes.
- [28] ECOTEC (1995) : Port de Corsier (GE), Etude de l'impact sur l'environnement, Rapport d'enquête préliminaire. ABC Monaco S.A.M. & Lisman Inter Holding B.V., 64 p. + annexes.
- [29] ECOTEC (1995) : Port du Vieux Stand, Etude de l'impact sur l'environnement. Commune de Lutry (VD) et Coopérative du port du Vieux Stand, 64 p. + annexes.
- [30] ECOTEC (1995) : Réserve naturelle de la Pointe-à-la-Bise : Revalorisation de la roselière lacustre. Dossier explicatif des aménagements projetés. Commune de Collonge-Bellerive et AGPN, 14 p. + annexes.
- [31] ECOTEC (1995) : Suivi biologique de la zone littorale des Grangettes en relation avec l'exploitation des matériaux effectuée par Sagrave S.A.. Service des Eaux et de la Protection de l'Environnement du canton de Vaud, Conservation de la Faune, Sagrave S.A., 89 p. et annexes.
- [32] ECOTEC (1995) : Travaux de dragage de la Rade de Genève, Rapport final de l'étude environnementale. Services Industriels de Genève, 36 p. + annexes.
- [33] ECOTEC (1996) : Traversée de la Rade, Rapport d'impact 1ère étape : Traversée de la Rade en tunnel avec liaison au plateau de Frontenex. DTPE, Genève, 324 p. + annexes.
- [34] ECOTEC (1996) : Suivi biologique des mesures anti-érosion. Entreprise de correction fluviale Rive sud du lac de Neuchâtel, 18 p. + annexes.
- [35] ECOTEC (1997) : Suivi biologique des mesures anti-érosion. Entreprise de correction fluviale Rive sud du lac de Neuchâtel, 22 p. + annexes.
- [36] ECOTEC/DAIC (1992) : Etude des milieux naturels aquatiques de la zone littorale du Léman. Plan directeur des rives du Léman. Etat de Vaud, Service de l'aménagement du territoire. Volume A Gestion, Conservation et revalorisation, 24 p. Volume B Synthèse des données biologiques, 88 p. + cartes.
- [37] ECOTEC/DIAEE (1993) : Bilan écologique des rives genevoises du Léman. Volume A Gestion, Conservation et revalorisation, 44 p. Volume B Synthèse des données biologiques, 67 p.
- [38] FOREL F.A. (1904) : Le Léman. Monographie limnologique. 3 Tomes. Slaktin reprints, Genève, 715 p.
- [39] FRICKER, H. (1981) : Critical evaluation of the application of statistical phosphorus loading models to alpine lakes. Dissertation, Nat. Sc., ADAG, Zürich, 119 p.
- [40] GARCIA, M.-C. (1982) : Etude de la répartition des macrophytes et de la macrofaune benthique de la rade de Genève. Université de Genève. Travail de diplôme, 194 p.
- [41] GRUNDER, ING. AG. (1996) : Makrophyten des Bielersees 1995. Amt für Gewässerschutz und Abfallwirtschaft des Kt. Bern, 62 p. + cartes.
- [42] HASLAM, S. M. et WOLSELEY, P. A. (1981) : River vegetation and its identification assessment and management. Cambridge University-Press, Cambridge, 154 p.
- [43] HAURY, J. et al. (1997) : Protocole Milieu et Végétaux aquatiques fixes (M.E.V.), validation nationale, GIS "Macrophytes des Eaux continentales". CEMAGREF Bordeaux-Lyon, 20 p.
- [44] HESS, H.E., LANDOLT, E. et HIRZEL, R. (1967-1972) : Flora des Schweiz und angrenzender Gebiete. Birkäuser Verlag, Basel, 858 + 956 + 876 p.
- [45] HUSAK, S. et al. (1989) : Freshwater macrophytes as indicators of organic pollution. Acta Hydrochim. Hydrobiol., 17, 731-735.
- [46] IGKB, (1998) : Submerse Makrophyten der Litoralzone des Bodensees 1993 im Vergleich mit 1978 und 1967. Internationale Gewässerschutzkommission für den Bodensee, Bericht Nr. 46, 171 p.
- [47] JUGE, R., PERFETTA, J., LACHAVANNE, J.-B. et DEMIERRE, A. (1988) : Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Thunersees. OFEFP, Université de Genève, 101 p. + 3 cartes.
- [48] JUGE, R., PERFETTA, J., LACHAVANNE, J.-B. et DEMIERRE, A. (1989) : Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Brienersees. OFEFP, Université de Genève, 92 p. + 3 cartes.
- [49] JUGE, R., PERFETTA, J., LACHAVANNE, J.-B. et DEMIERRE, A. (1990) : Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Pfäffikersees. OFEFP, Université de Genève, 79 p. + 3 cartes.
- [50] KRAUSE, W. (1997) : Charales (Charophyceae). In: Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 18 edited by Ettl, et al (Hrsg.), H. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, 202 p.
- [51] LACHAVANNE, J.-B. et LANG, C. (1979) : Rapport d'expertise concernant l'impact de l'aménagement portuaire de Corsier sur la biologie du site. DTP- Genève, 74 p.
- [52] LACHAVANNE, J.-B. et WATTENHOFER, R. (1975) : Les macrophytes du Léman. Comm. int. prof. eaux Léman contre pollut. et Conservatoire botanique de Genève, Genève, 147 p.

- [53] LACHAVANNE, J.-B. (1976) : Contribution à l'étude des macrophytes du Léman. Thèse de doctorat de l'Université de Genève, 396 p.
- [54] LACHAVANNE, J.-B. (1977) : Diversité macrophytique des rives du Léman. *Saussurea*, 8, 135-150.
- [55] LACHAVANNE, J.-B. (1977) : Evolution de la flore et de la végétation aquatiques du Léman. *Candollea*, 32, 121-132.
- [56] LACHAVANNE, J.-B. (1979) : Les macrophytes du lac de Bienne. *Schweiz. Z. Hydrol.*, 41/2, Birkäuser Verlag, Basel, 356-373.
- [57] LACHAVANNE, J.-B. et PERFETTA, J. (1985) : Les macrophytes du lac de Zurich. *Beitr. Geobot. Landesaufn. Schweiz.*, 61, 1-79.
- [58] LACHAVANNE, J.-B. et WATTENHOFER, R. (1975) : Evolution du couvert végétal de la Rade de Genève. *Saussurea*, 6, 217-230.
- [59] LACHAVANNE, J.-B., JAQUET, J.-M., JUGE, R. et PERFETTA, J. (1985) : Zustand, Erhaltung und Schutz der Ufer des Vierwaldstättersees. OFEFP, Université de Genève, 109 p. + 3 cartes.
- [60] LACHAVANNE, J.-B., JUGE, R. et NOETZLIN, A. (1985) : La végétation aquatique des rives genevoises du Léman, état actuel et évolution depuis 1972. Unité de biologie aquatique, Université de Genève, 77 p.
- [61] LACHAVANNE, J.-B., JUGE, R., NOETZLIN, A. et PERFETTA, J. (1985) : Ecological and chorological study of swiss lake aquatic plants: a basic method to determine the bioindicator value of species. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22 (2), 2947-2949.
- [62] LACHAVANNE, J.-B., JUGE, R. et NOETZLIN, A. (1986) : Evolution des macrophytes du Léman (rives genevoises - 1972-1984). *Sciences de l'Eau*, 5, 419-433.
- [63] LACHAVANNE, J.-B., PERFETTA, J., NOETZLIN, A., JUGE, R. et LODS-CROZET, B. (1986) : Etude chorologique et écologique des macrophytes des lacs suisses en fonction de leur altitude et de leur niveau trophique. Université de Genève et FNRS, Genève, 144 p.
- [64] LANDOLT, E. (1991) : Plantes vasculaires menacées de Suisse. Listes rouges nationale et régionales. OFEFP, Berne, 183 p.
- [65] LANG, G. (1967) : Die Ufervegetation des westlichen Bodensees. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* Bd 32, 437-574.
- [66] LECOCQ, A. (1995) : Observations des comportements alimentaires de la Nette rousse *Netta rufina*: rôle des Charophytes. Diplôme de l'Université de Genève, 101 p.
- [67] LEHMANN, A. (1997) : Apports des systèmes d'information géographique à l'étude des plantes aquatiques submergées en milieu lacustre. Thèse de l'Université de Genève, 197 p.
- [68] MELZER, A. (1976) : Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes oberbayerischer Seen. *Dissertationes Botanicae, Band 34, Ed. J. Cramer, Vaduz*, 190 p. + annexes.
- [69] MELZER, A. (1988) : Der Makrophytenindex. Eine biologische Methode zur Ermittlung der Nährstoffbelastung von Seen. *Techn. Univ. München*, 249 p.
- [70] MELZER, A. (1992) : Makrophytische Wasserpflanzen als Indikatoren des Gewässerzustandes Oberbayerischer Seen. *Diss. Botanicae*, 34, 190 -? .
- [71] MELZER, A. (1993) : Die Ermittlung der Nährstoffbelastung im Uferbereich von Seen mit Hilfe des Makrophytenindex. Bayerische Landesanstalt f. Wasserforschung, Oldenburg, 156-172.
- [72] MESTERS, C. (1997) : Polluted Dutch transboundary streams: effects on aquatic macrophytes. Utrecht University, 127 p.
- [73] MONAHAN, C. et CAFFREY, J. M. (1996) : The effect of weed control practices on macro-invertebrate communities in Irish Canals. *Hydrobiologia*, 340, 205-211.
- [74] MOORE, J.A. (1986) : Charophytes of Great Britain and Ireland. *B.S.B.I. Handbook No 5, Bot. Soc. of the Brit. Isles, London*, 140 p.
- [75] MORET, J.-L. (1982) : Evolution des roselières lacustres de la région des Grangettes entre 1976 et 1982. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.*, 84.3, 261-274.
- [76] MORET, J.-L. (1997) : L'évolution des roselières lacustres des Grangettes (VD, Suisse) entre 1980 et 1992. *Bull. Soc. Vaud. Sc. Nat.*, 76.2, 185-195.
- [77] NEWBOLD, C. et HOLMES, N. T. H. (1987) : Nature conservation: water quality criteria and plants as water quality monitors. *Water Pollut. Control*, 86 (2), 345-364.
- [78] NICHOLS, S. A. et LATHROP, R. C. (1994) : Impact of harvesting on aquatic plant communities in Lake Wingra, Wisconsin. *J. Aquat. Plant Manage.*, (32), 33-36.
- [79] OCDE (1982) : Eutrophisation des eaux: méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. OCDE, Paris, 165 p.
- [80] OFEFP (1992) : Intégration des considérations d'environnement dans la gestion des zones côtières du Léman. *Cahier de l'Environnement No 188, Nature et paysage*, 197 p.
- [81] OFEFP (1996) : Rapport Ramsar Suisse. *Cahier de l'Environnement no 268 Nature et paysage*, 112 p.

- [82] PAVONI, M. (1963) : Die Bedeutung des Nannoplanktons im Vergleich zum Netzplankton. Schweiz. z. Hydrol. , 25(2), 219-341.
- [83] PERFETTA, J. (1992) : Contribution à l'étude phytocénologique des groupements végétaux aquatiques des lacs suisses. Thèse de l'Université de Genève, 148 p. + annexes.
- [84] PIETERSE, A. H. et MURPHY, K. J. (1990) : Aquatic weeds. The ecology and management of nuisance aquatic vegetation. Oxford University Press., 593 p.
- [85] ROBACH, F. (1996) : Relations entre la végétation aquatique et la qualité de l'eau en plaine d'Alsace. Rôle particulier du phosphore. Agence de l'Eau Rhin-Meuse, Institut de Botanique, Strasbourg, 121 p. + annexes.
- [86] SAILLET, F. et al. (1986) : Etude d'impact pour l'implantation du port de Tougues. INRA - Thonon, 58 p.
- [87] SCHMIEDER, K. (1991) : Veränderungen der submersen Makrophyten-vegetation des Bodensee-Untersees innerhalb der vergangenen 20 Jahre als Spiegelbild der trophischen Entwicklung. Verhandl. Ges. f. Ökologie (Freising-Weihenstephan) 1990), 20, 537-542.
- [88] SCHMIEDER, K. (1992) : Submerse Makrophyten als Indikatoren der Nährstoffbelastung des Bodensees-Untersees. VDI-Berichte, 901, 1137-1154.
- [89] SCHMIEDER, K. (1993) : Räumliche Zonierung und saisonale Veränderungen der submersen Vegetation zweier Transekte des Bodensees-Untersees. Ber. Inst. Landschafts-Pflanzenökologie Univ. Hohenheim, 2, 129-138.
- [90] SCHMIEDER, K. (1995) : Submersed macrophytes of two habitats in Lake Constance (Untersee) and their relations to chemical composition of surface and sediment interstitial water. Acta bot. Gallica, 142(6), 651-657.
- [91] SCHMIEDER, K. (1997) : Littoral zone - GIS of Lake Constance: a useful tool in lake monitoring and autecological studies with submersed macrophytes. Aquatic Botany, 58, 333-346.
- [92] SERAFY, J. et HURLEY, L. (1994) : Mechanical removal of *Hydrilla* in the Potomac River, Maryland: local impacts on vegetation and associated fishes. J. Fresh. Ecol., 9 (2), 135-143.
- [93] SOGREAH (1992) : Etude de la végétation aquatique au voisinage du delta de la Dranse. LEBA, Université de Genève, 9 p.
- [94] SOMMARUGA, M. (1990) : Elaboration d'un système d'information géoréférencée pour la diagnose écologique d'une zone côtière du Léman: la Pointe-à-la-Bise. Diplôme de l'Université de Genève, 115 p.
- [95] STEINMANN, Y. (1990) : Elaboration d'un système d'information géoréférencée pour le suivi et la diagnose écologique d'une zone côtière du Léman: la Rade de Genève. Diplôme de l'Université de Genève, 96 p.
- [96] TUTIN, T.G. et al. (1980) : Flora europaea. Cambridge University Press, Cambridge, 5 vol.
- [97] VOLLENWEIDER, R. (1968) : Les bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et des eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation. OCDE Paris, 182 p.
- [98] WATTENHOFER, R. (1984) : Macrophytes. In: Le Léman, synthèse 1957-1982. Comm. int.prot.eaux Léman contre pollut., Lausanne, 337-353.
- [99] WOOD, R. et IMAHORI, K. (1965) : Monograph of the Characeae. 2 Tomes. Cramer Verlag, Weinheim. Tome 1. 904 p., Tome 2: env. 400 p.
- [100] ZAHNER, P. et VERNET, J.-P. (1984) : Dynamique du système lacustre. In: Le Léman, synthèse 1957-1982. Comm. int.prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne, 55-63.

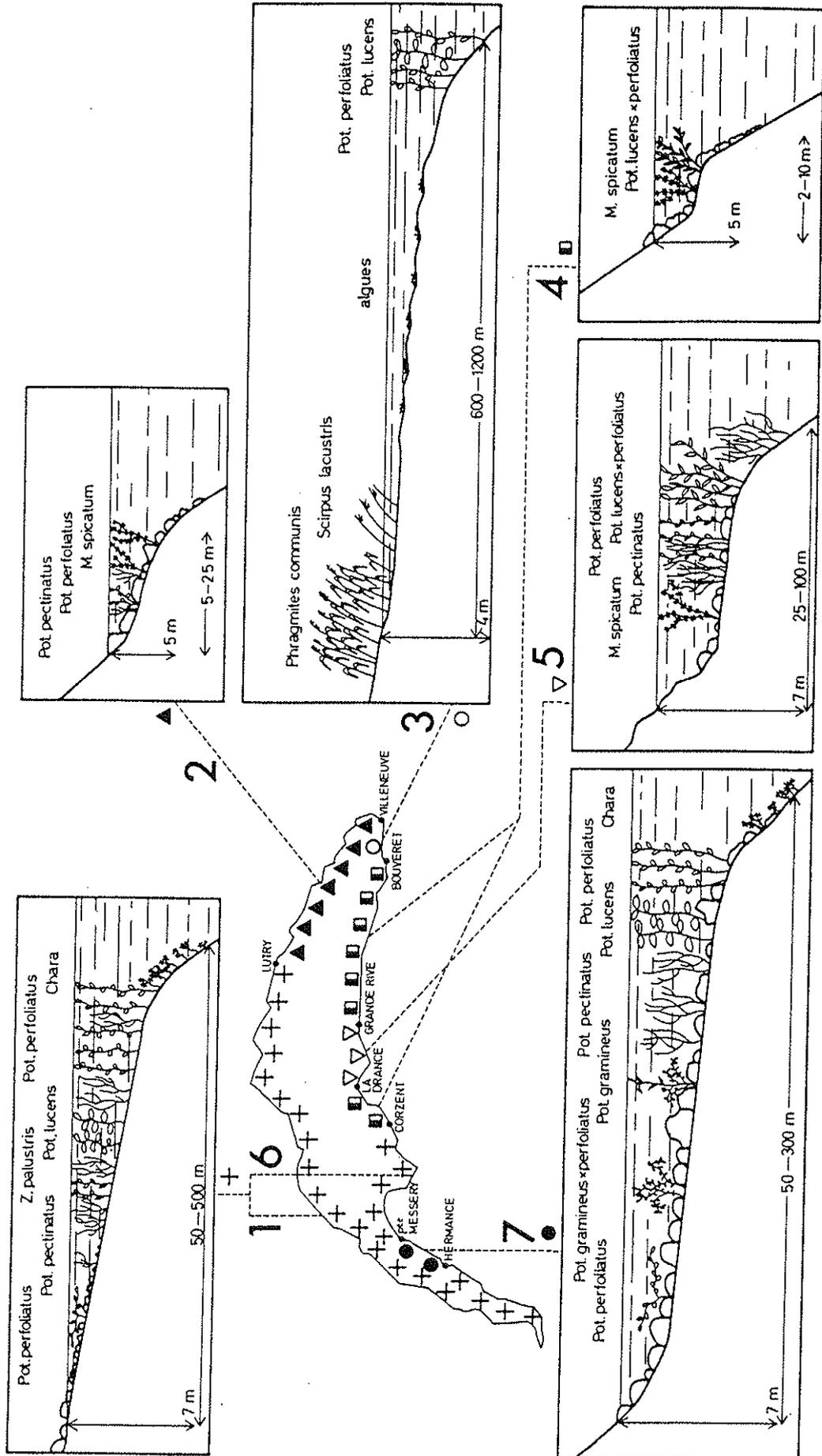


Emplacement des 5 ports (→) et des 6 secteurs d'étude des macrophytes (■)

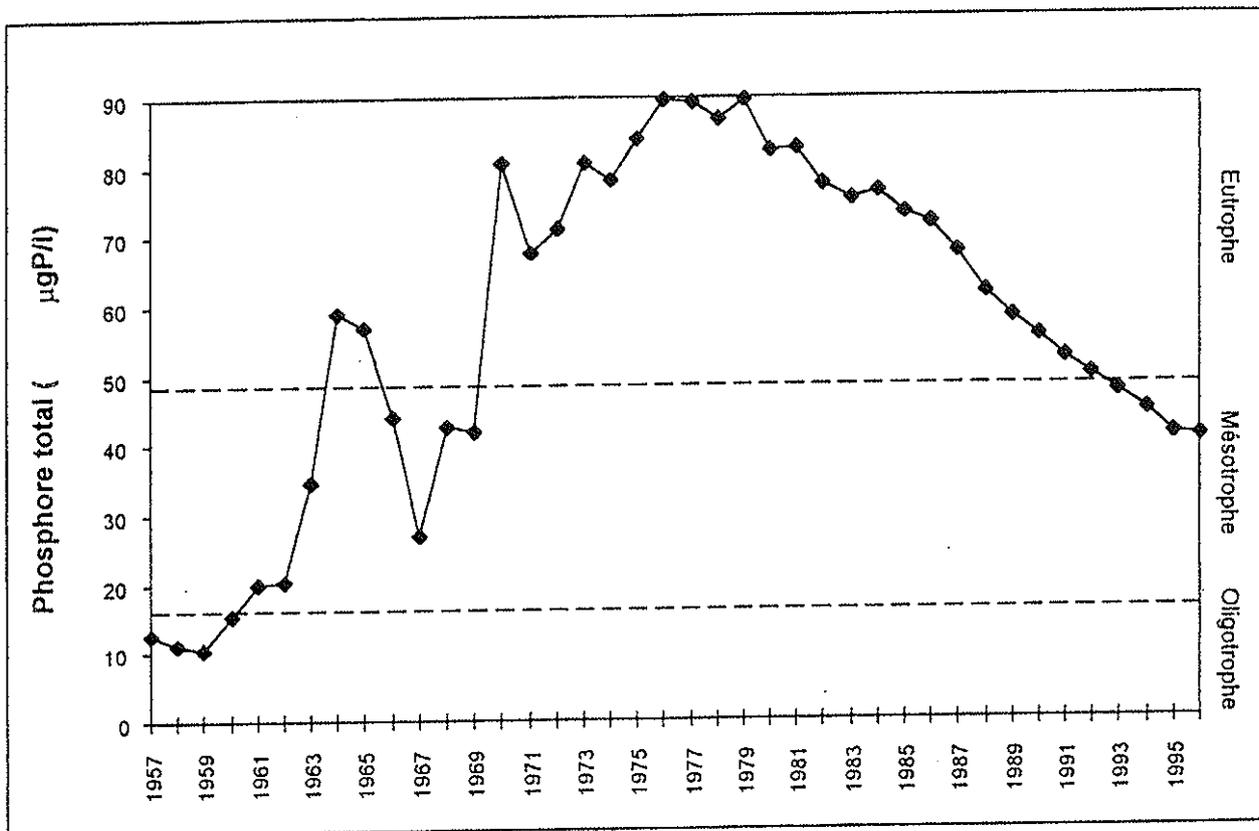


Typologie des rives du Léman (Lachavanne & Wattenhofer, 1975)

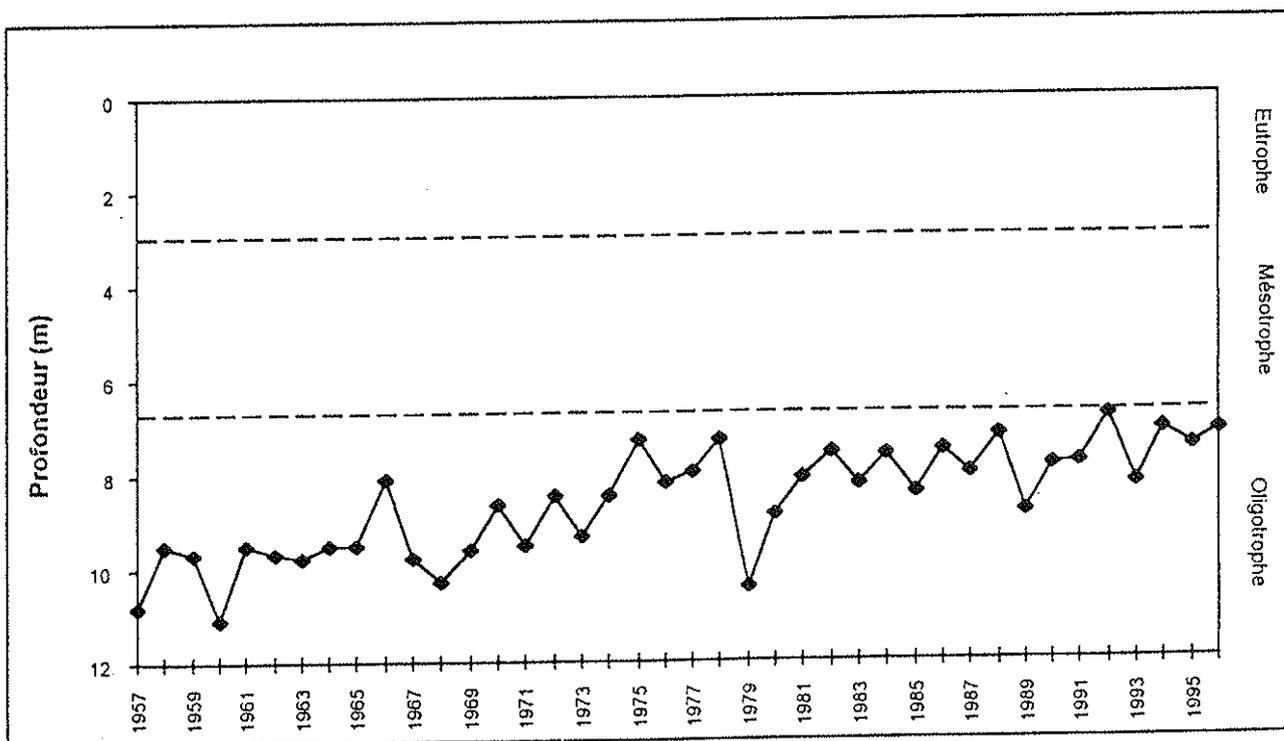
ANNEXE 2



ANNEXE 3 : (ANNEVILLE & PELLETIER, à paraître)

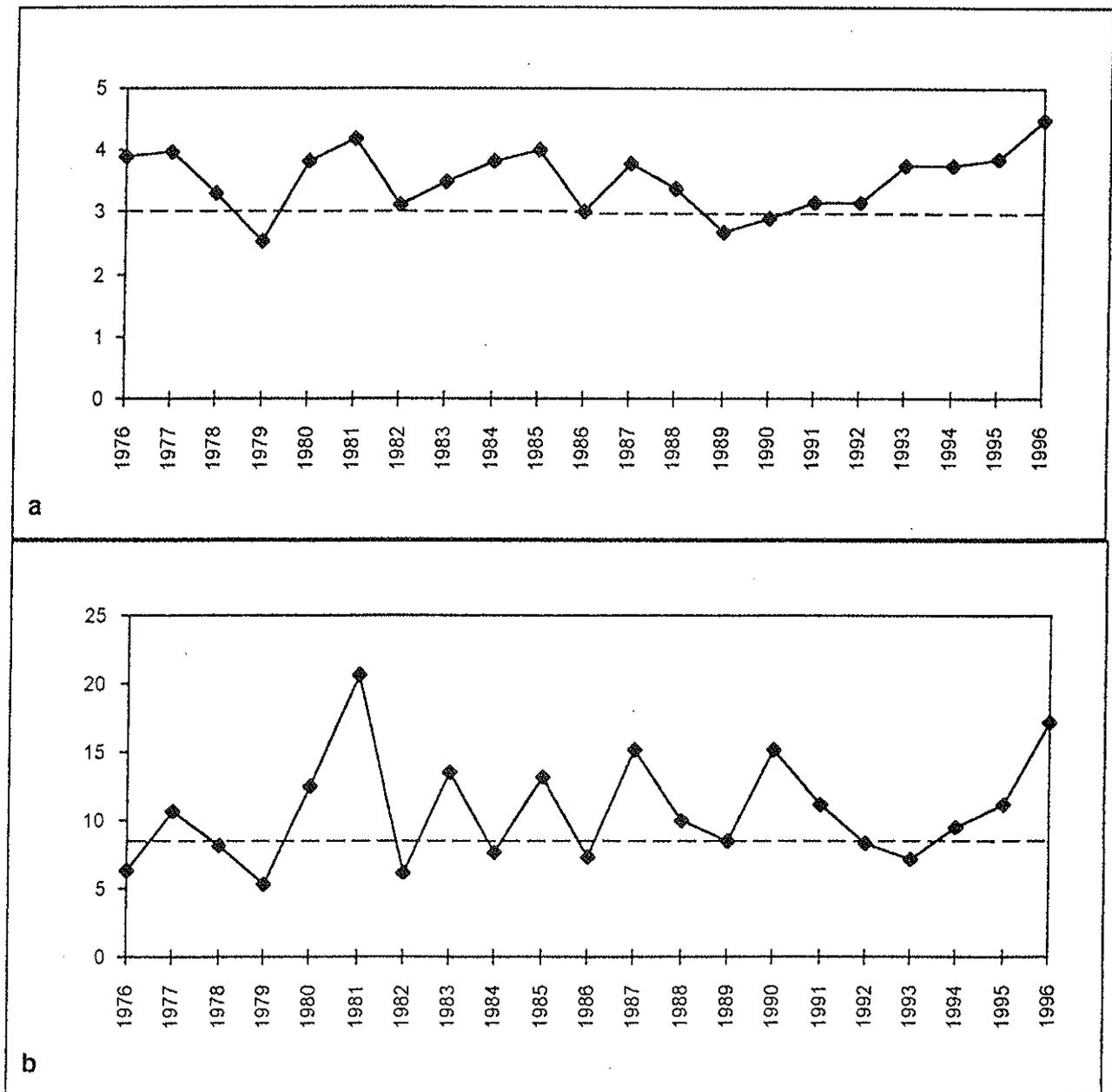


Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée en phosphore total dans le Léman (station SHL2, données CIPEL).



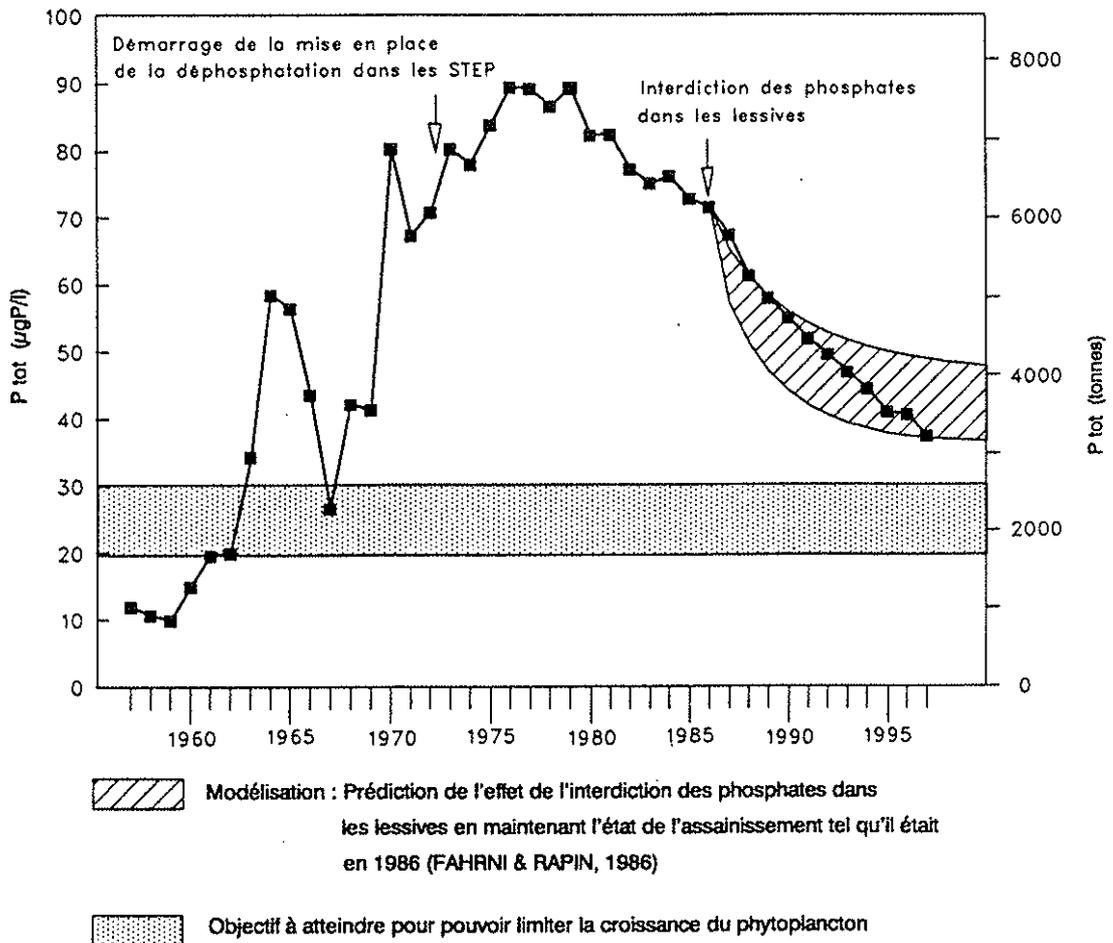
Evolution de la transparence moyenne annuelle (station SHL2, données CIPEL).

ANNEXE 3 (suite) : (ANNEVILLE & PELLETIER, à paraître)

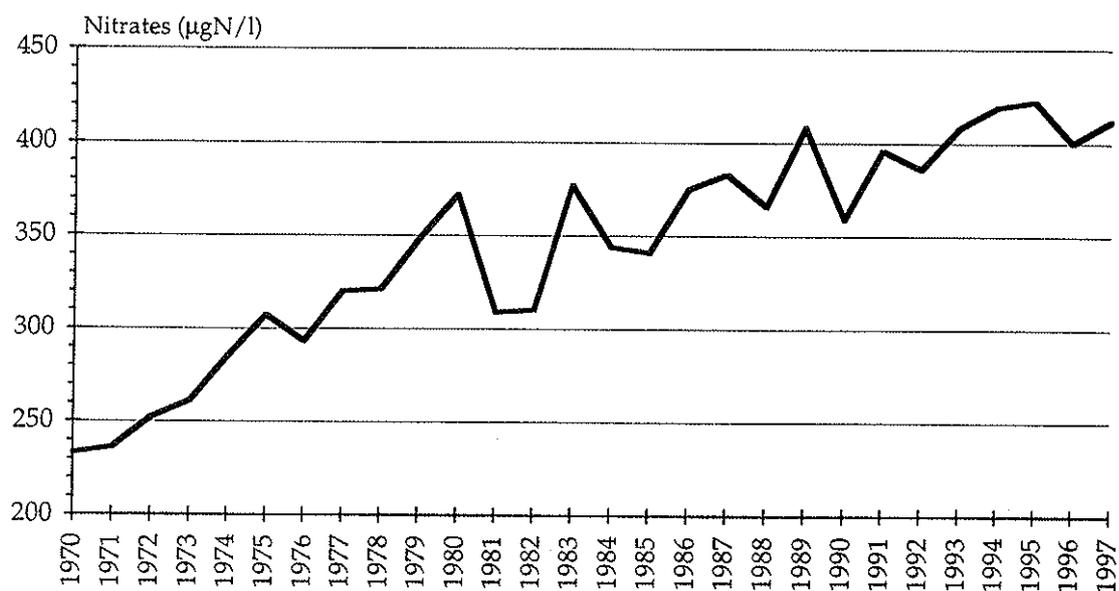
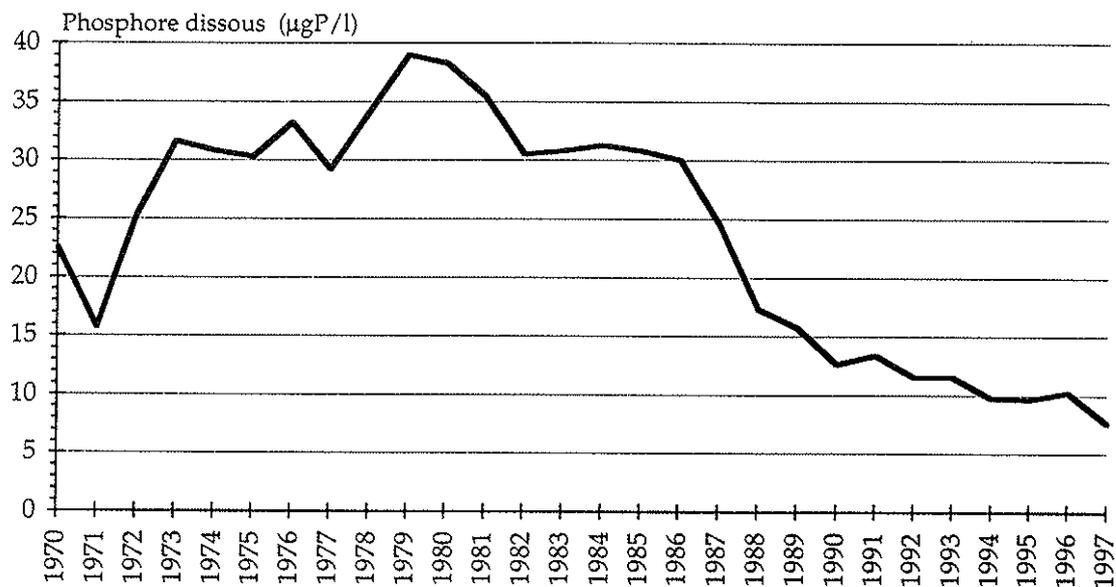


Evolution de la concentration en chlorophylle *a* (station SHL2, couche 0-30 m, données CIPEL). (a) moyennes annuelles, (b) maxima annuels.

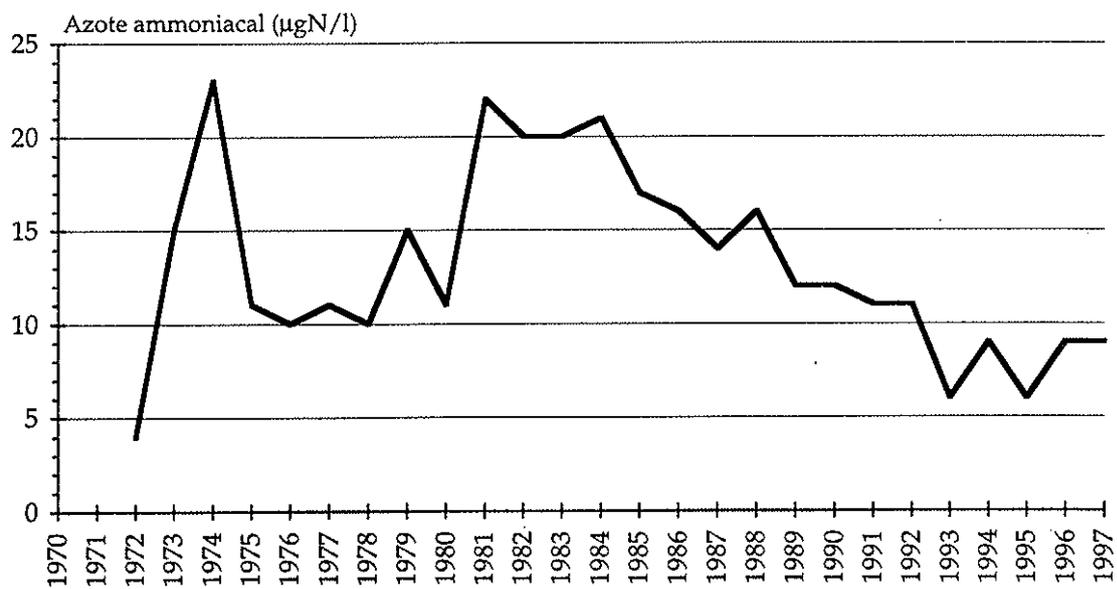
ANNEXE 4 : Evolution de la concentration moyenne annuelle pondérée et du stock de phosphore total contenu dans le Grand Lac (CIPEL, 1998)



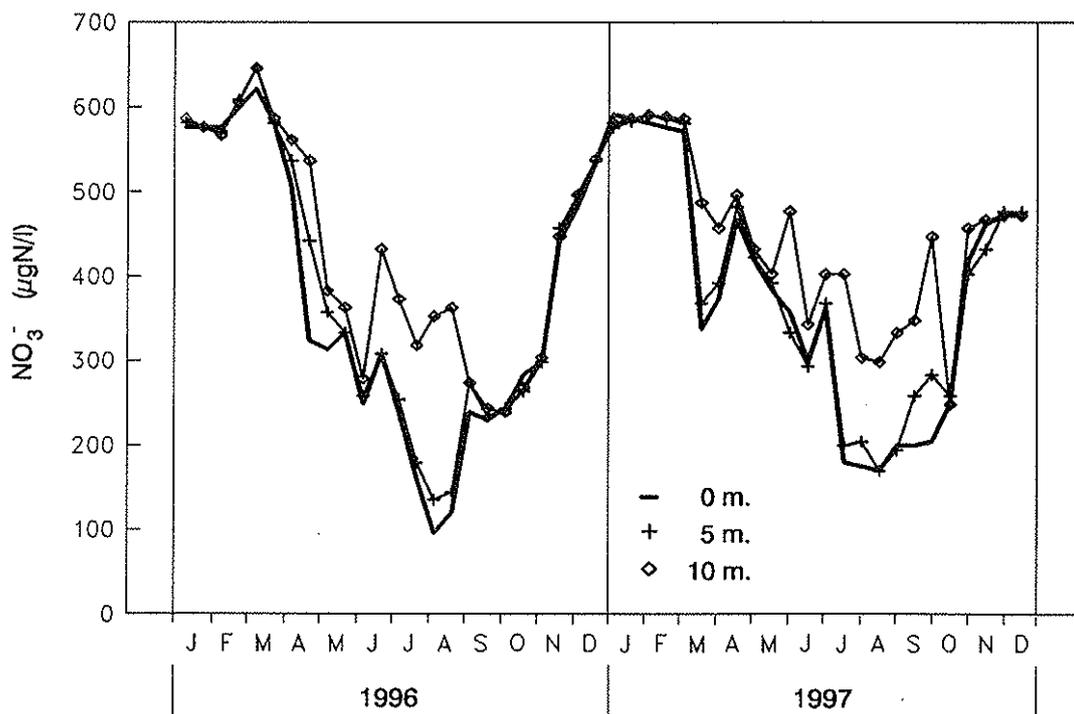
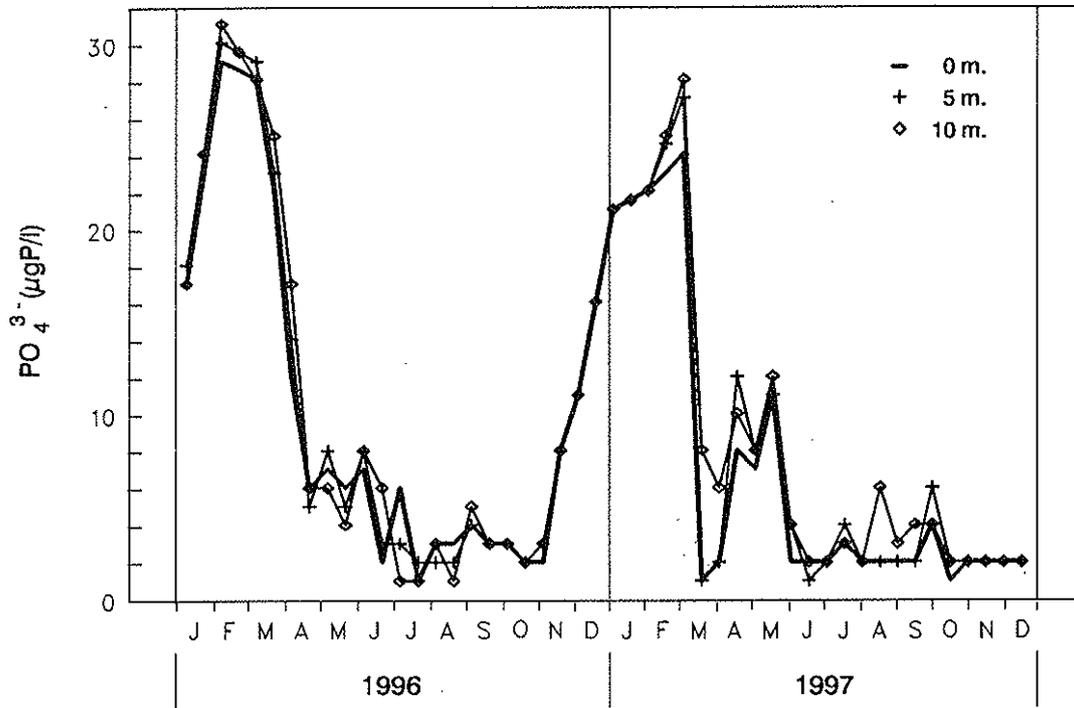
ANNEXE 5 : Evolution de la concentration en phosphore dissous (*haut*) et en nitrates (*bas*) des eaux superficielles (0 - 10 m) du Léman, Grand Lac (SHL2) (données CIPEL)



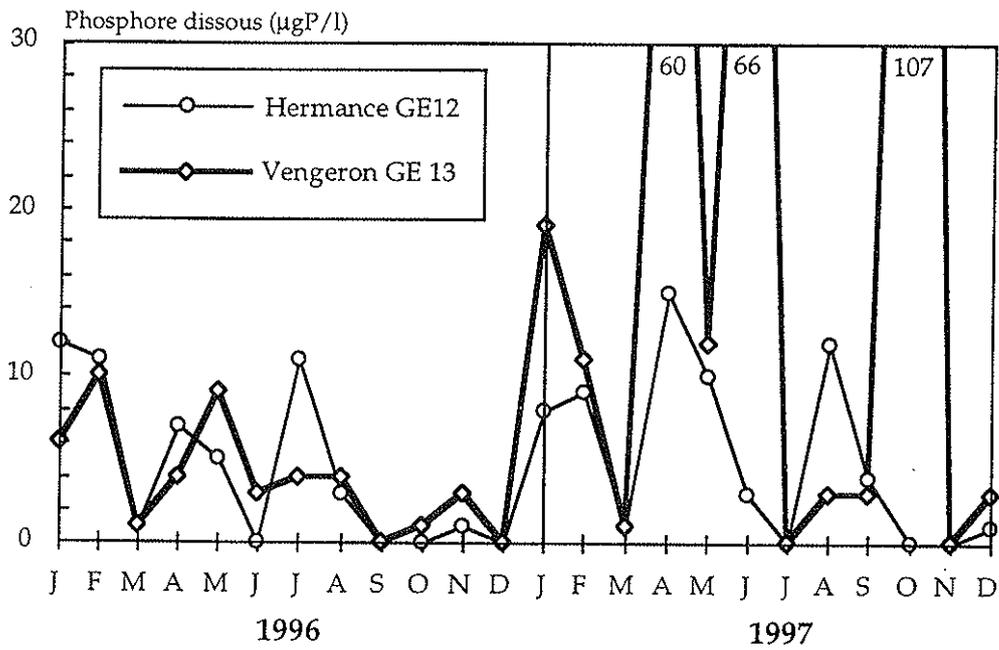
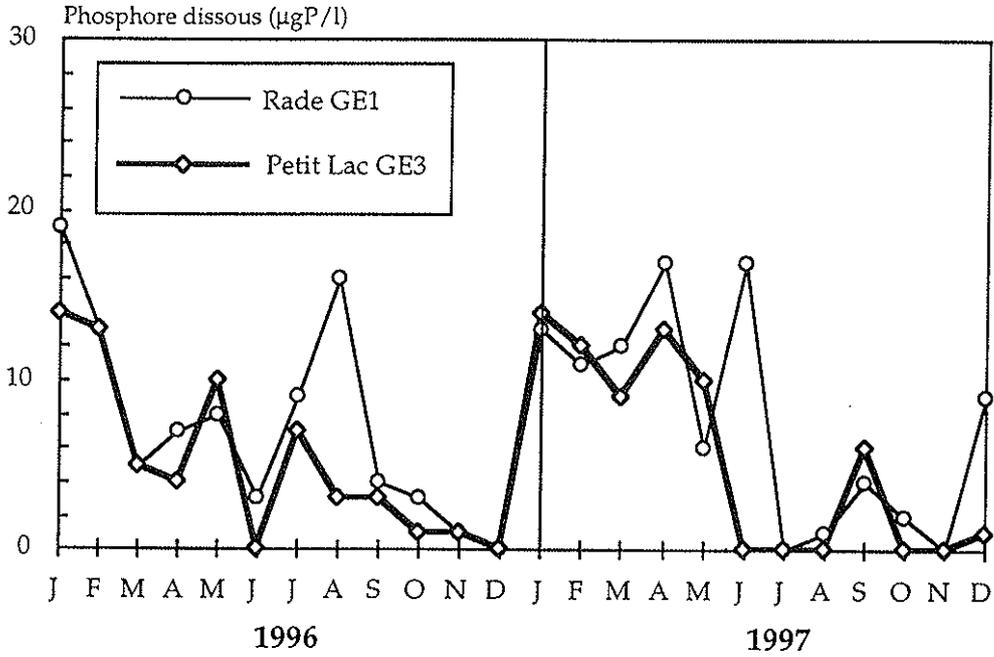
ANNEXE 5 (suite) : Evolution de la concentration en azote ammoniacal des eaux de surface du Léman, Grand Lac (SHL2) (données CIPEL)



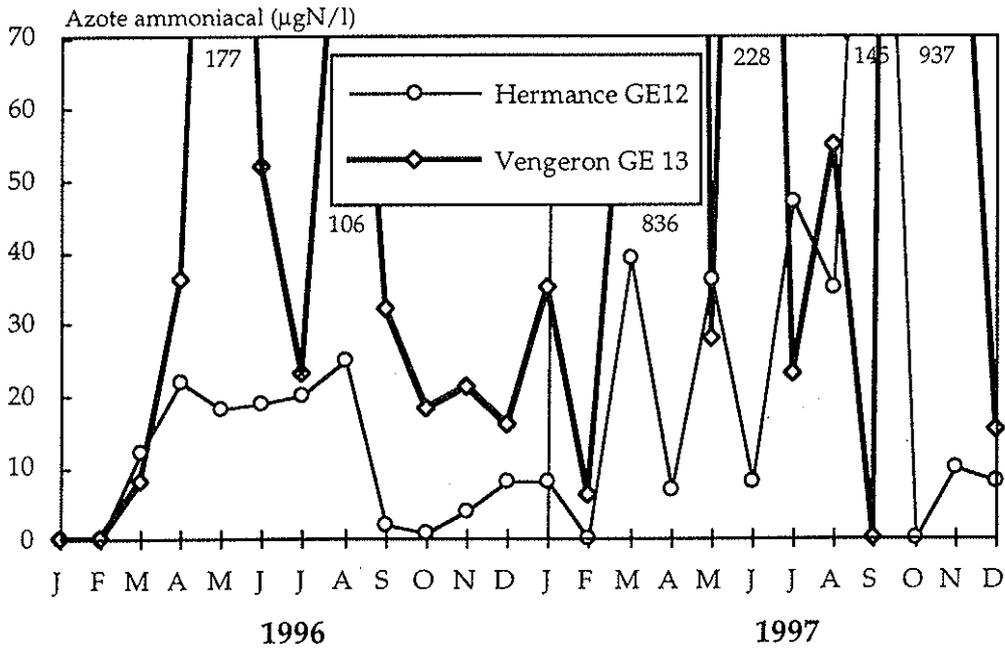
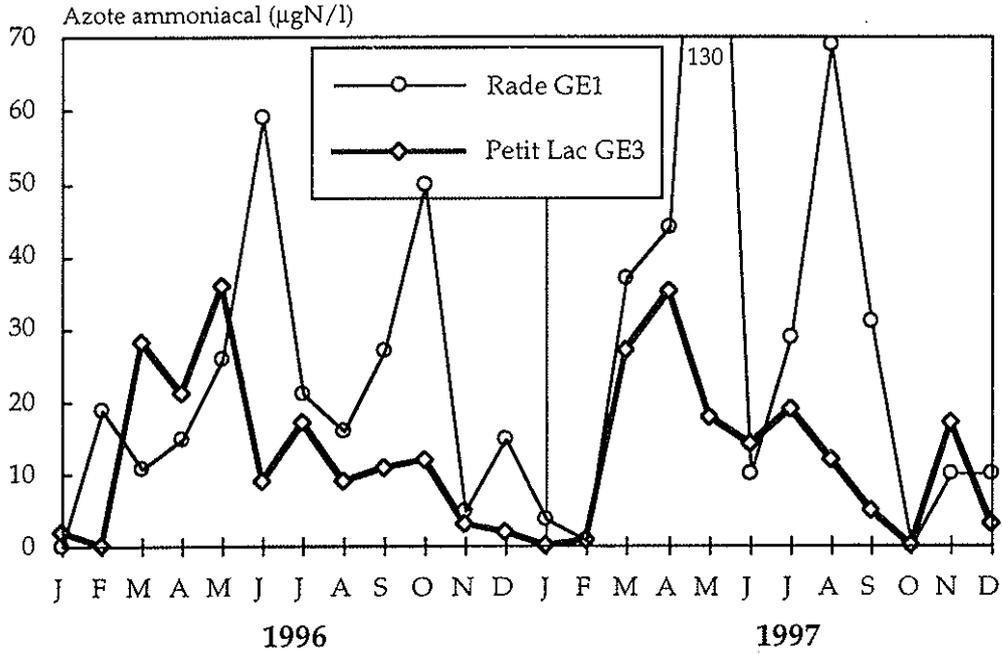
ANNEXE 6 : Concentration en phosphore dissous (*haut*) et en nitrates (*bas*) des eaux superficielles (prof. 0 - 5 - 10 m) du Léman en 1996 et 1997, Grand Lac (SHL2) (CIPEL 1998)



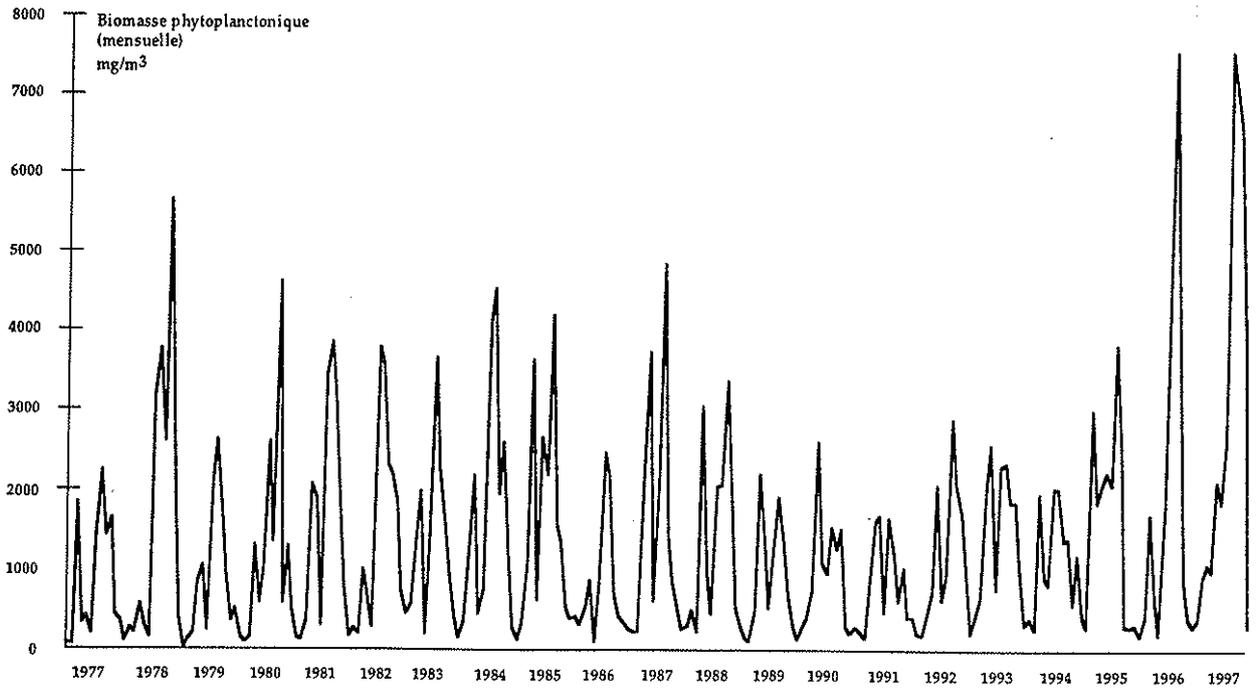
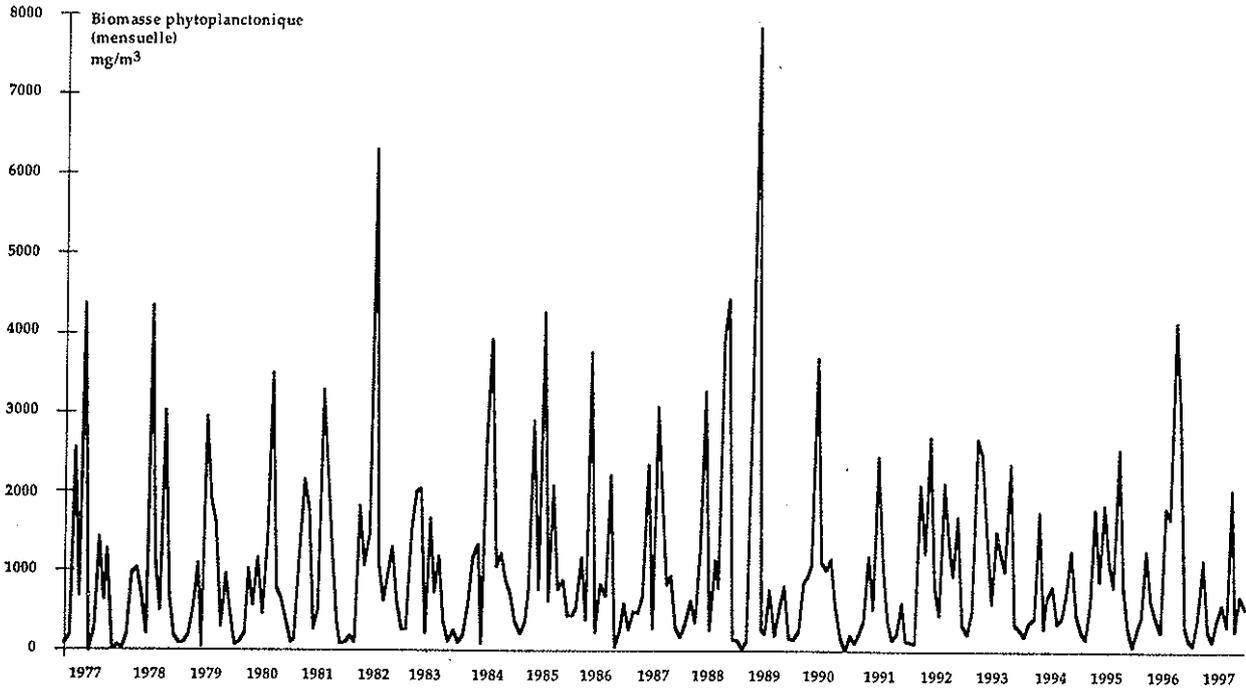
ANNEXE 7 : Concentration en phosphore dissous des eaux de surface du Léman, Petit Lac (stations Petit Lac GE1, Rade Genève GE3, Hermance GE12, Vengeron GE13) en 1996 et 1997 (CIPEL/ECOTOX-GE, 1998)



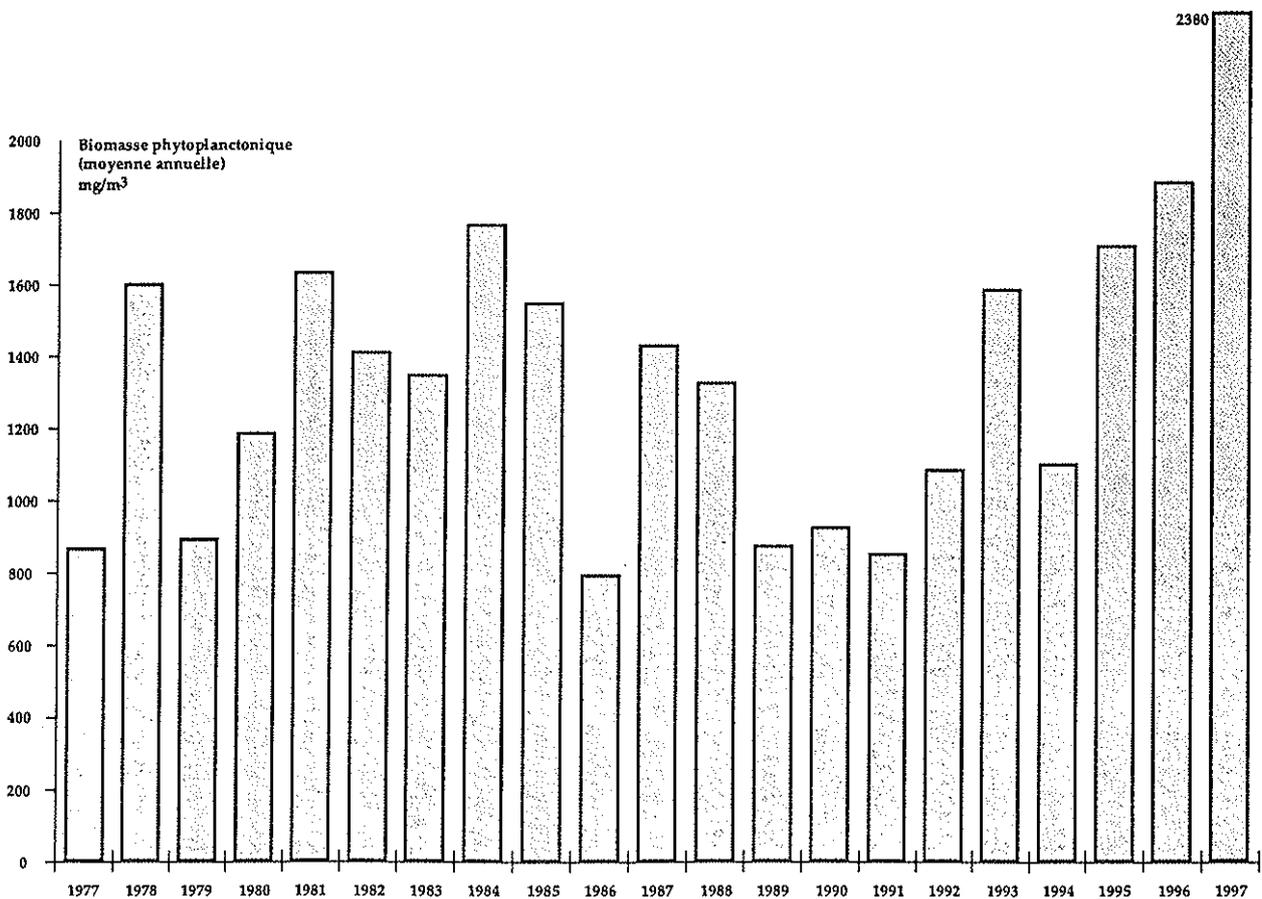
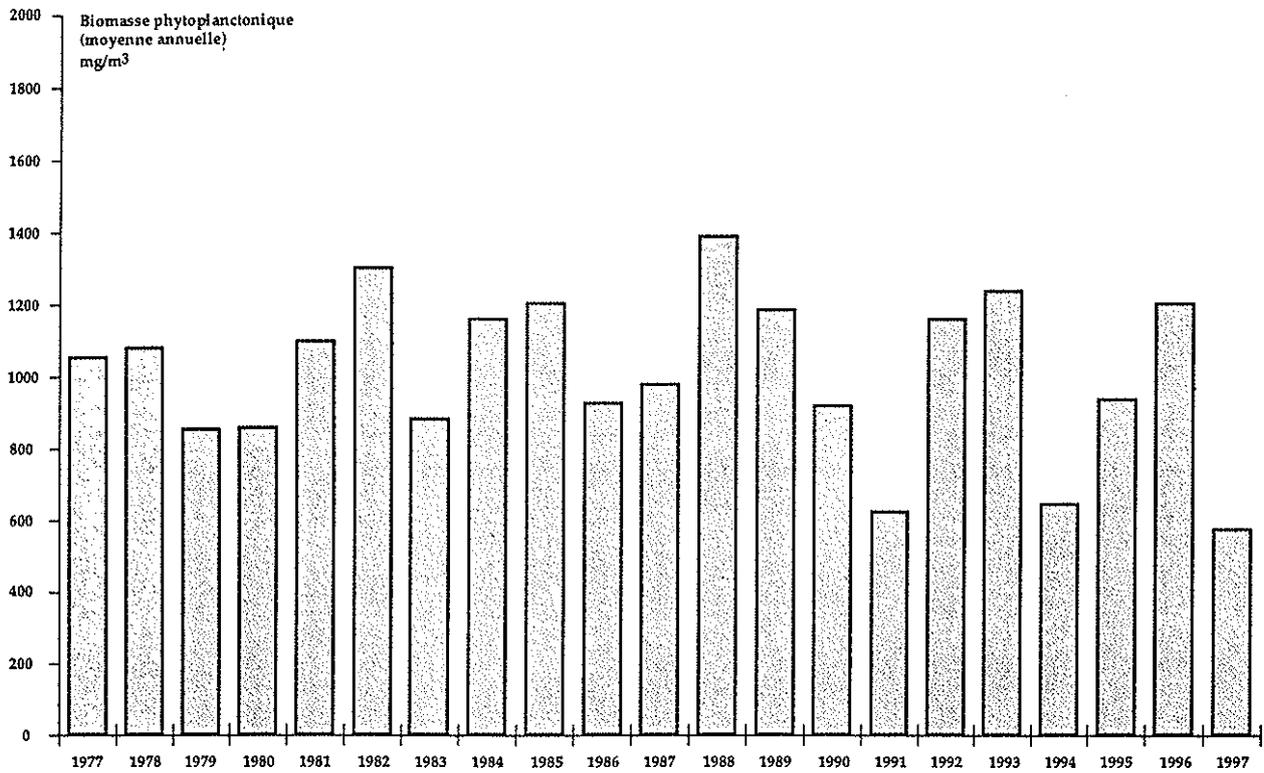
ANNEXE 7 (suite) : Concentration en azote ammoniacal des eaux de surface du Léman, Petit Lac (stations Petit Lac GE1, Rade Genève GE3, Hermance GE12, Vengeron GE13) en 1996 et 1997 (CIPEL/ECOTOX-GE, 1998)



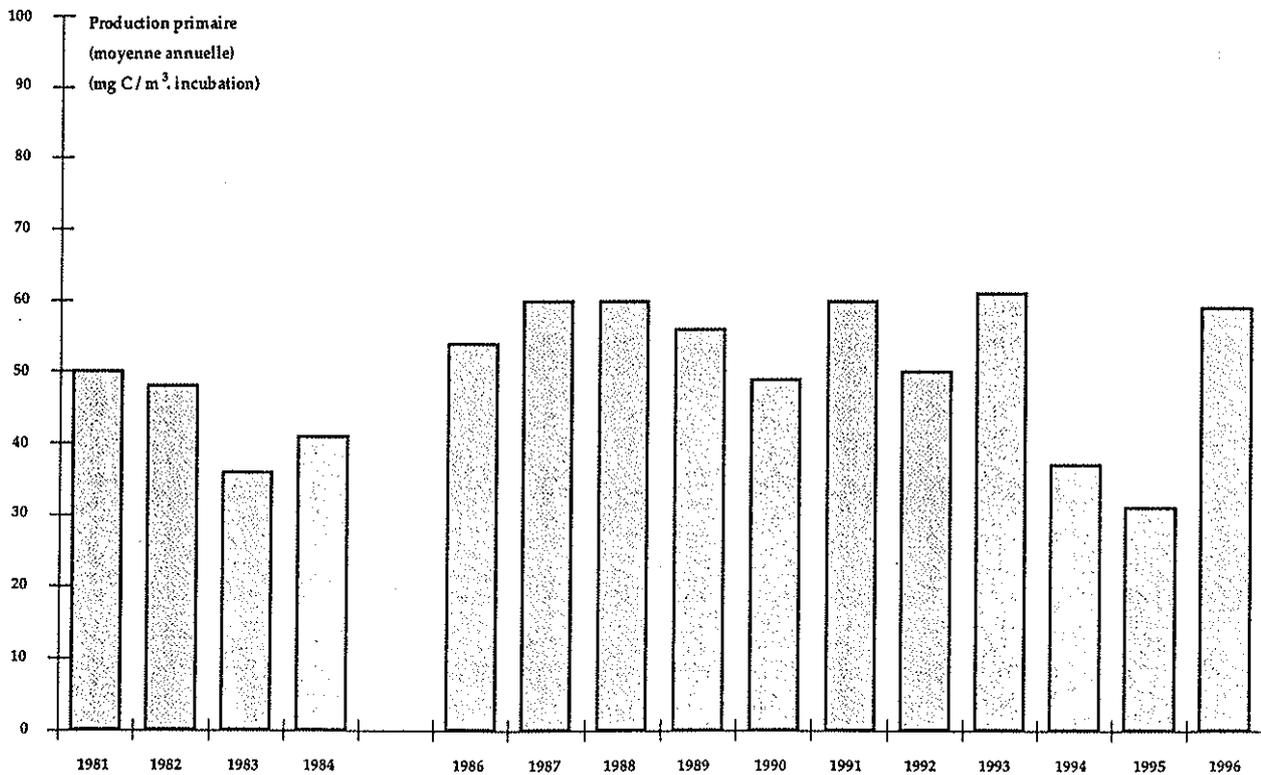
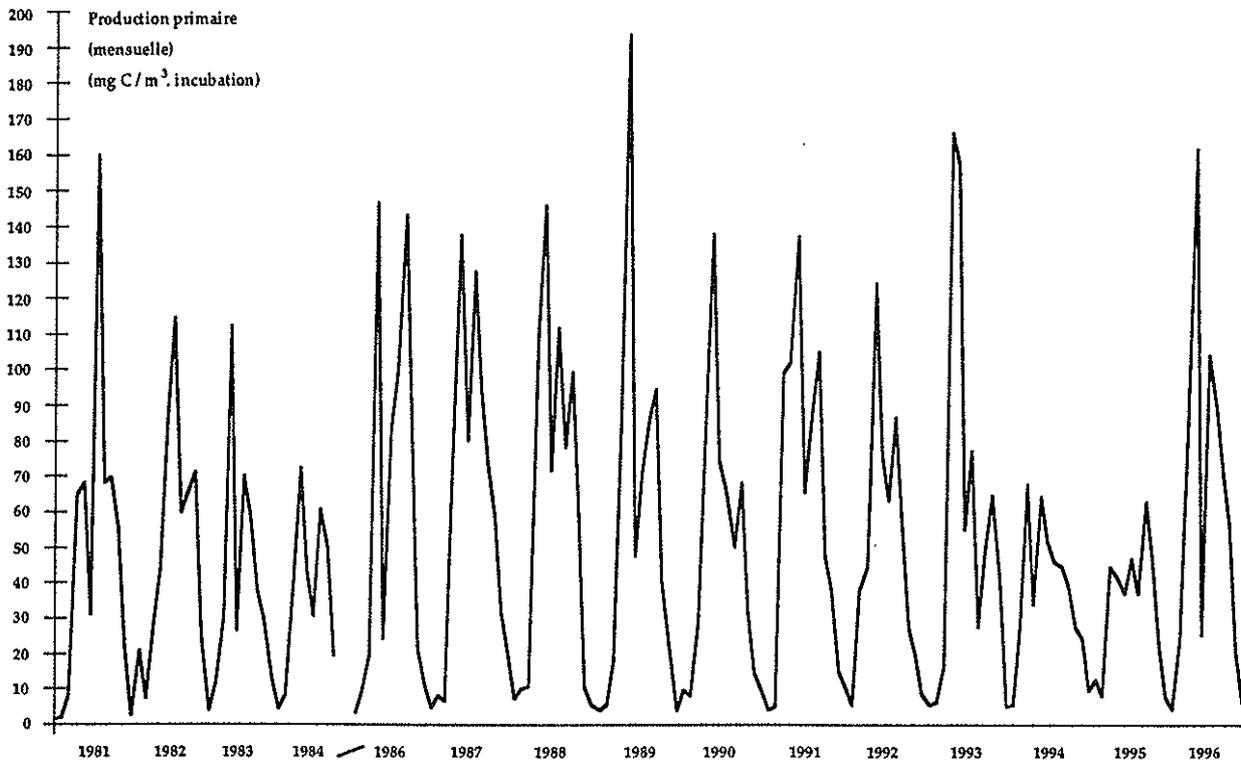
ANNEXE 8 : Biomasse phytoplanctonique dans le Petit Lac (station GE3, *haut*) et le Grand Lac (station SHL2, *bas*) dans les eaux superficielles (0 - 10 m) (données ECOTOX-GE / CIPEL - INRA-Thonon)



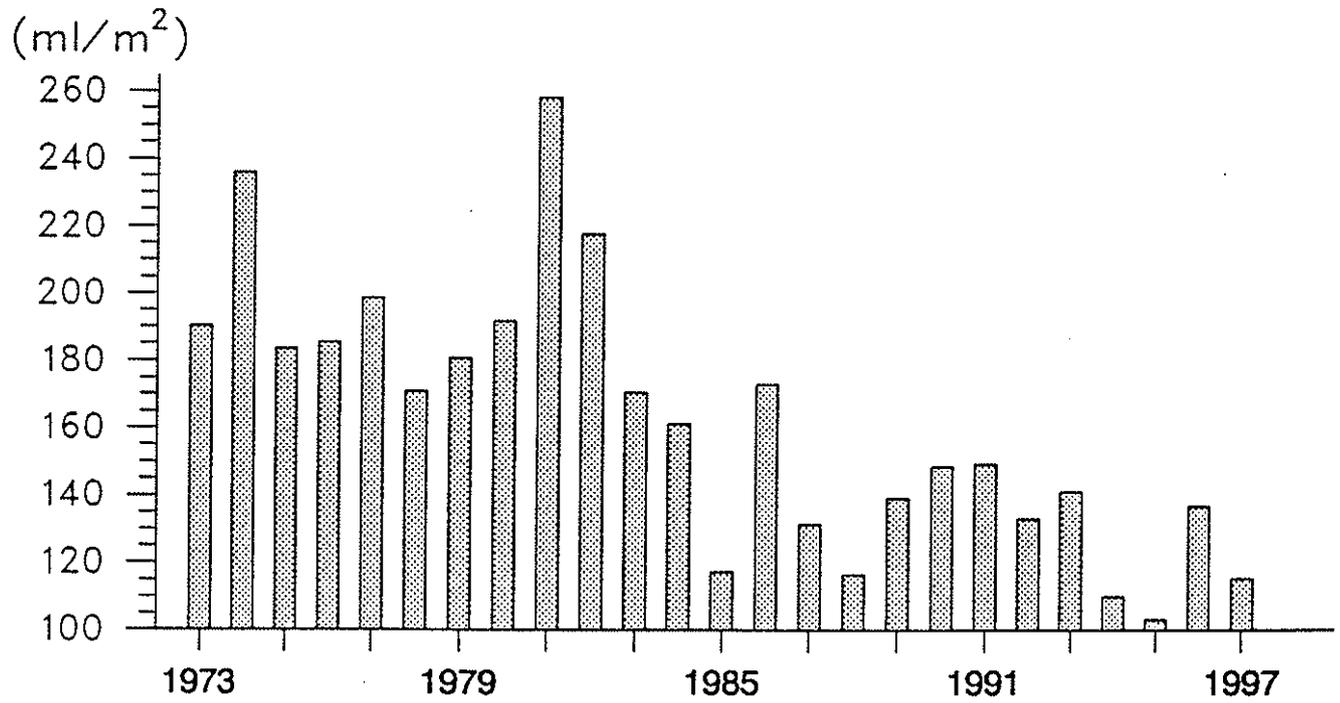
ANNEXE 8 (suite) : Biomasse phytoplanctonique dans le Petit Lac (station GE3, *haut*) et le Grand Lac (station SHL2, *bas*) dans les eaux superficielles (0 - 10 m) (données ECOTOX-GE / CIPEL - INRA-Thonon)



ANNEXE 9 : Production primaire phytoplanctonique dans le Grand Lac (station SHL2)
dans les eaux superficielles (0-10 m)
(données ECOTOX-GE / CIPEL - INRA-Thonon)



ANNEXE 10 : Evolution à long terme du biovolume sédimenté du zooplancton
(Léman, station SHL2 (CIPEL, 1998))



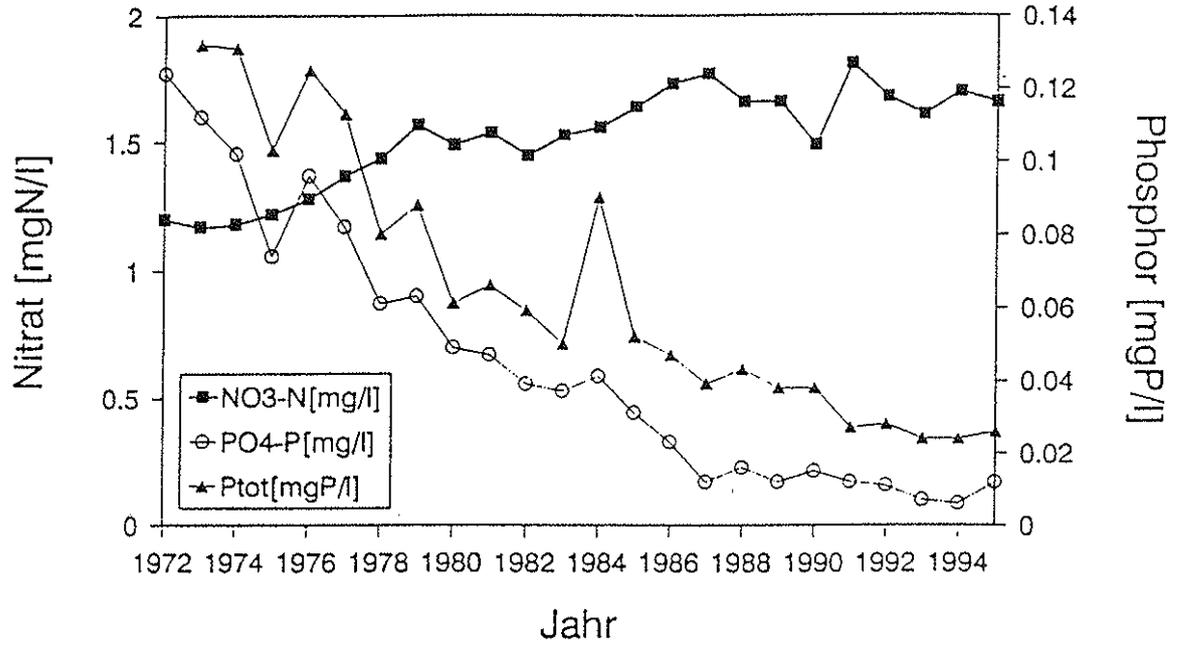
ANNEXE 11 : Surfaces lacustres et longueurs de rive des différentes régions lémaniques en fonction de la profondeur de la zone littorale. Calculs informatiques effectués sur des cartes OFT (Office fédéral de topographie) échelle 1:25'000

Région	Zone	Surface de la zone (km ²)		Longueur de la rive (km)	
France	0-2 m	2.8	27 %	58.0	29 %
	0-12 m	9.1	21 %		
	0-22 m	12.4	22 %		
	Total lac	234.8	41 %		
Genève	0-2 m	1.5	14 %	32.6	16 %
	0-12 m	11.2	25 %		
	0-22 m	14.4	25 %		
	Total lac	36.7	6 %		
Vaud	0-2 m	6.1	57 %	102.0	51 %
	0-12 m	23.0	53 %		
	0-22 m	29.9	52 %		
	Total lac	298.0	51 %		
Valais	0-2 m	0.2	2 %	7.6	4 %
	0-12 m	0.4	1 %		
	0-22 m	0.6	1 %		
	Total lac	10.6	2 %		
Léman	0-2 m	10.6	100 %	200.2	100 %
	0-12 m	43.7	100 %		
	0-22 m	57.2	100 %		
	Total lac	580.1	100 %		

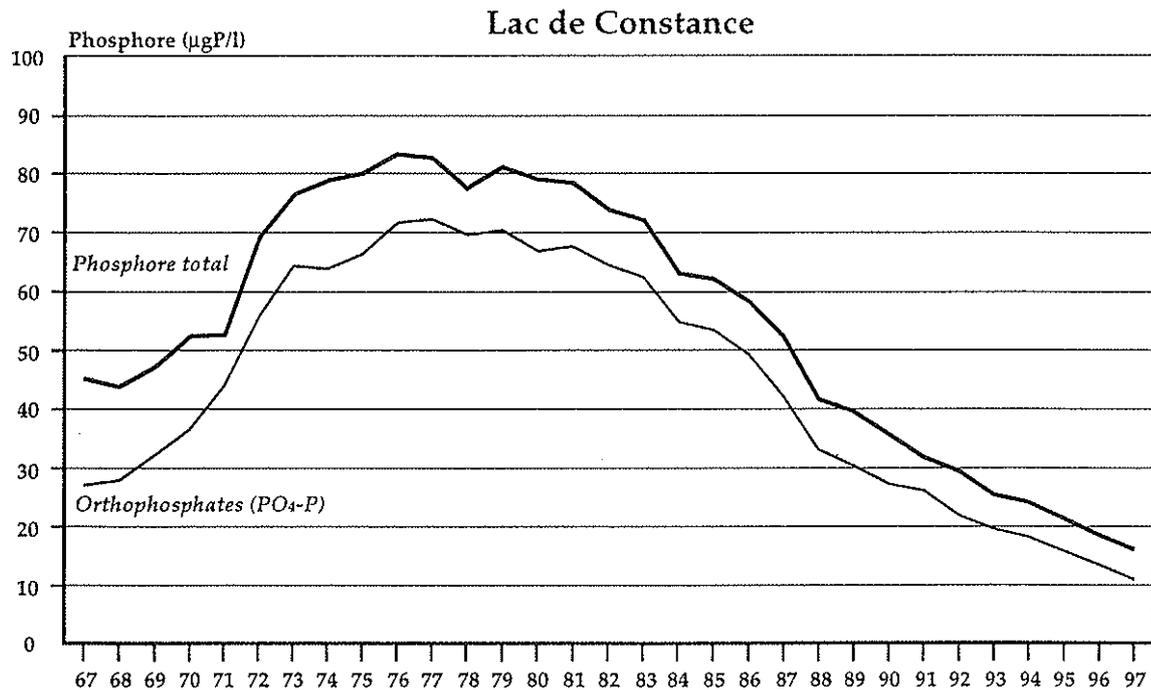
ANNEXE 12 : Liste floristique des espèces recensées en 1997 dans les secteurs de les ports étudiés

Nom latin	Nom français	Observations 1997	Observations 1975
A. Plantes vasculaires			
1) <u>Plantes émergentes</u> (hélrophytes)			
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Alpiste, Phalaris roseau	+	-
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Trin.	Roseau commun	+	+
<i>Scirpus lacustris</i> L.	Scirpe commun	+	+
<i>Typha latifolia</i> L.	Massette à larges f.	+	-
2) <u>Plantes fixées, à f. flottantes</u> (rhizophytes à f. flottantes)			
<i>Nymphaea alba</i> L.	Nénuphar blanc	+	+
3) <u>Plantes submergées, fixées</u> (rhizophytes submergés)			
<i>Callitriche</i> sp.	Callitriche	+	-
<i>Ceratophyllum demersum</i> L.	Cornifle immergé	+	+
<i>Elodea canadensis</i> Michx.	Elodée canadienne	+	+
<i>Elodea nuttallii</i> (Planchon) St. John	Elodée de Nuttalli	+	-
<i>Groenlandia densa</i> (L.) Fourr.	Potamot serré	+	+
<i>Myriophyllum spicatum</i> L.	Myriophylle en épi	+	+
<i>Potamogeton crispus</i> L.	Potamot crépu	+	+
<i>Potamogeton x decipiens</i> Nolte ex Koch	Potamot hybride	+	+
<i>Potamogeton filiformis</i> Pers.	Potamot filiforme	-	+
<i>Potamogeton gramineus</i> L.	Potamot graminée	+	+
<i>Potamogeton lucens</i> L.	Potamot luisant	+	+
<i>Potamogeton x nitens</i> Weber	Potamot brillant	-	+
<i>Potamogeton pectinatus</i> L.	Potamot pectiné	+	+
<i>Potamogeton perfoliatus</i> L.	Potamot perfolié	+	+
<i>Potamogeton gr. pusillus</i>	Potamot fluet	+	+
<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	Renoncule lâche	+	+
<i>Zannichellia palustris</i> L.	Zannichellie des marais	+	+
B. Charophytes			
<i>Chara</i> gr. <i>globularis</i>	Lustre d'eau	+	+
<i>Chara</i> gr. <i>vulgaris</i>	Lustre d'eau	+	+
<i>Nitellopsis obtusa</i> J. Gr.	Lustre d'eau	+	+

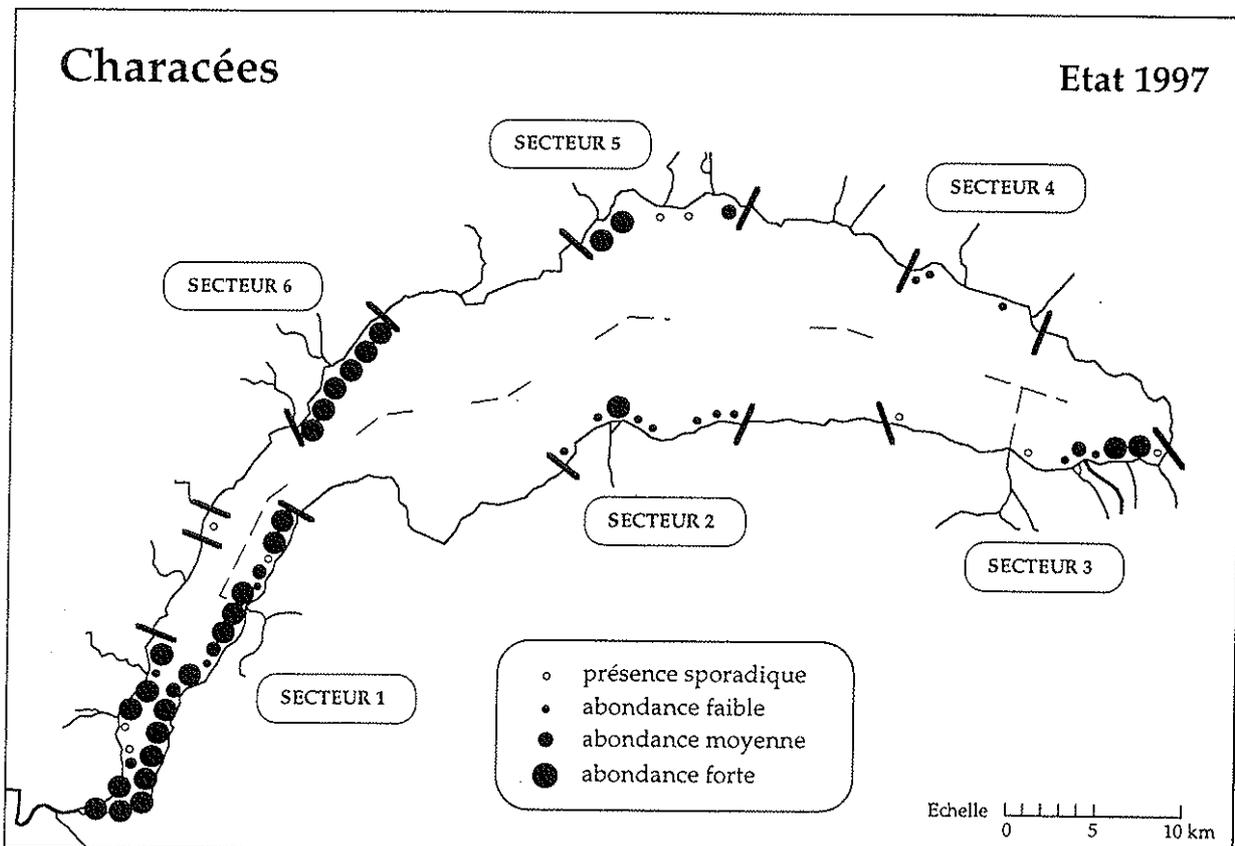
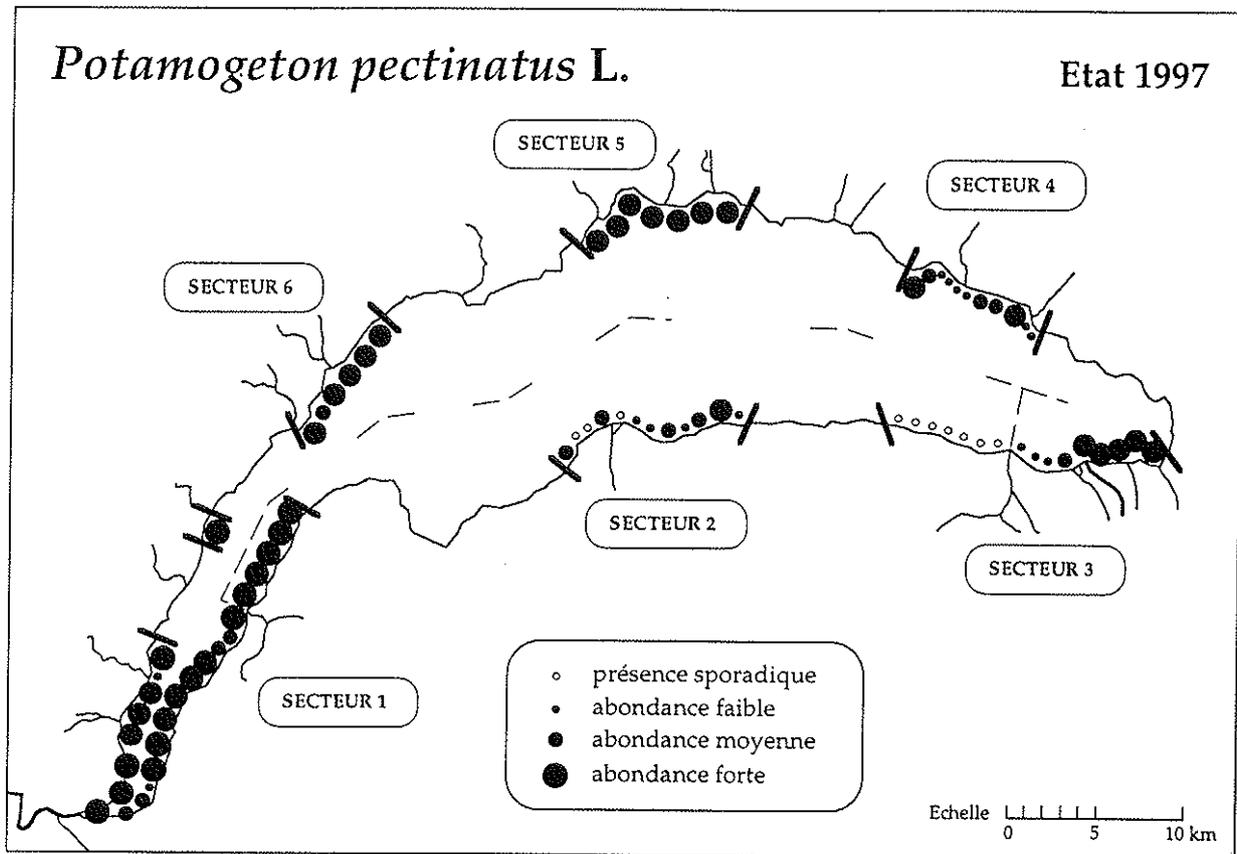
ANNEXE 13 : Concentrations en phosphore (total et dissous) et en azote (nitrates) des eaux du lac de Biene (moyenne annuelle, période de circulation des eaux) (données GBL et Université de Berne)



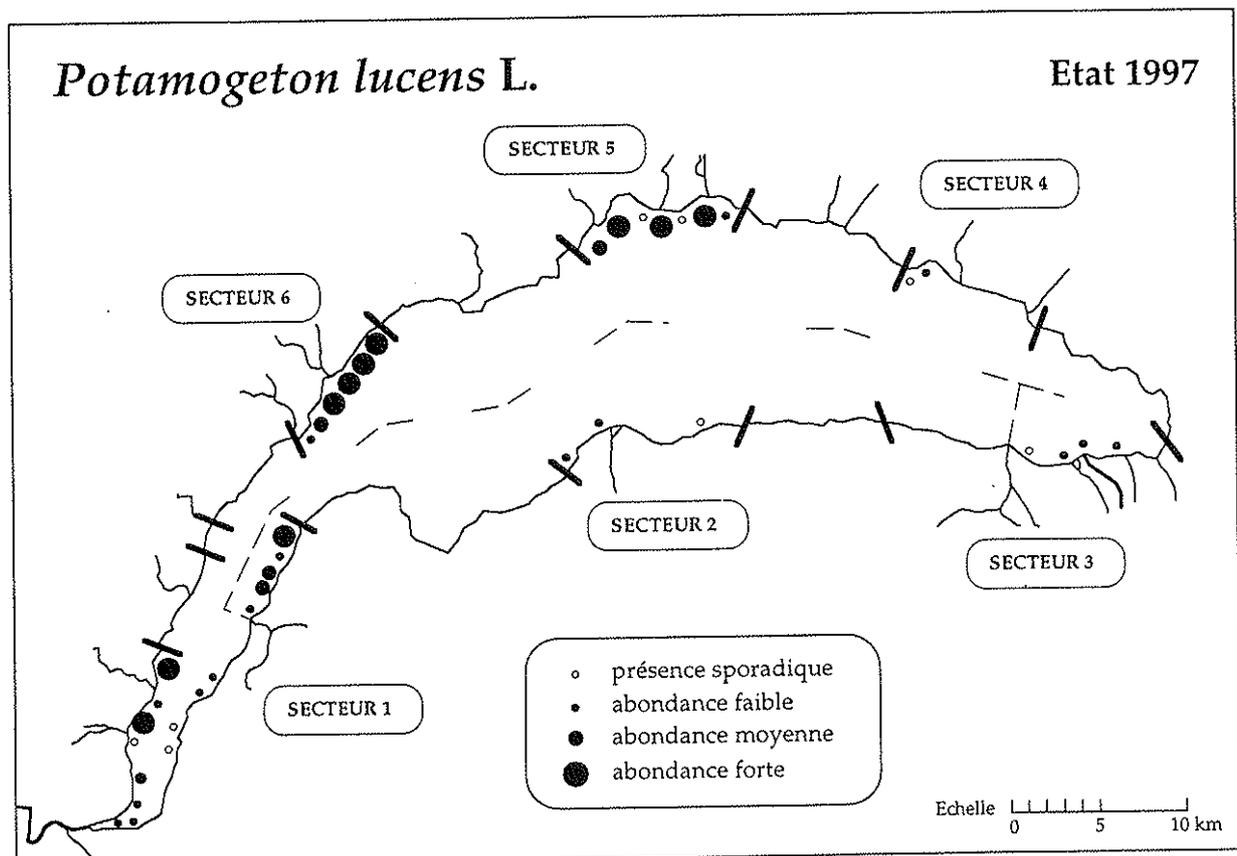
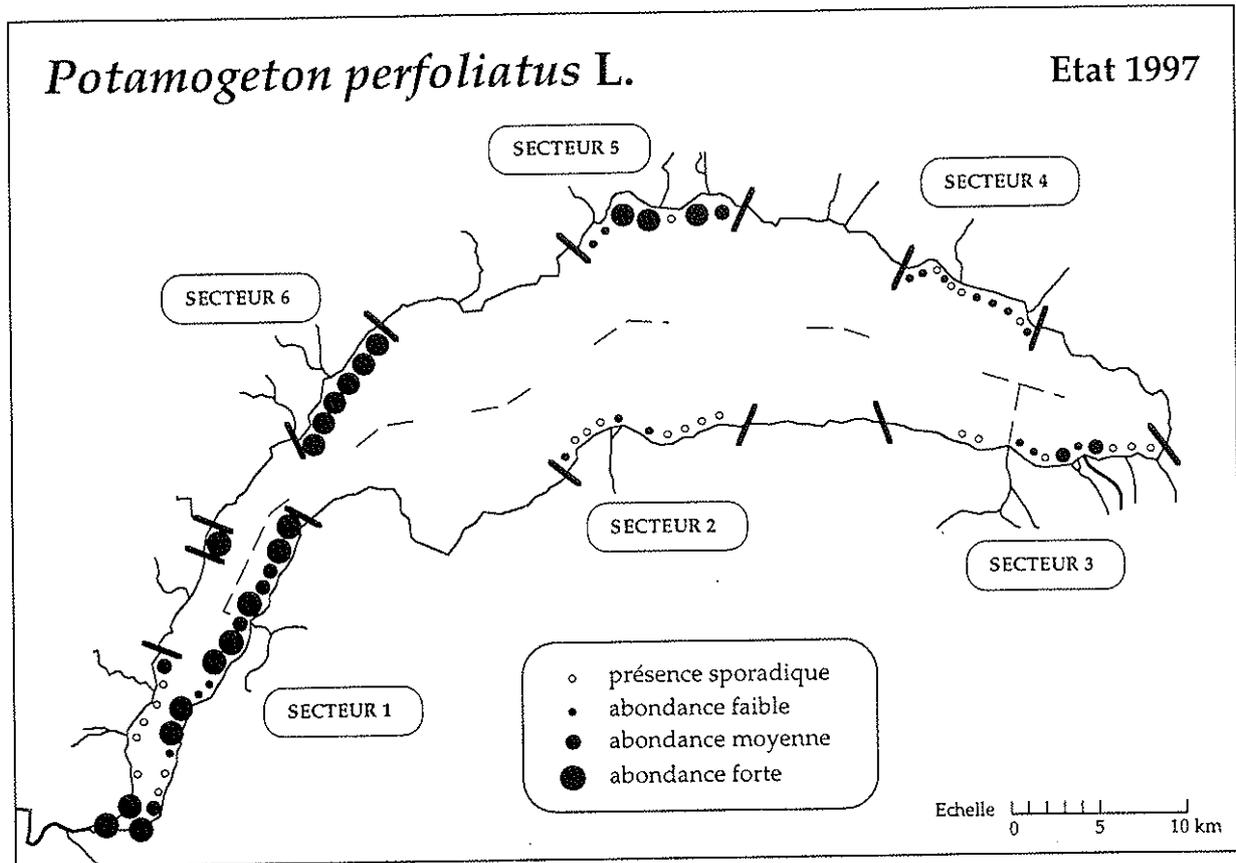
ANNEXE 14 : Concentrations en phosphore (total et dissous) des eaux du lac de Constance (moyenne annuelle) (IGKB, 1998)



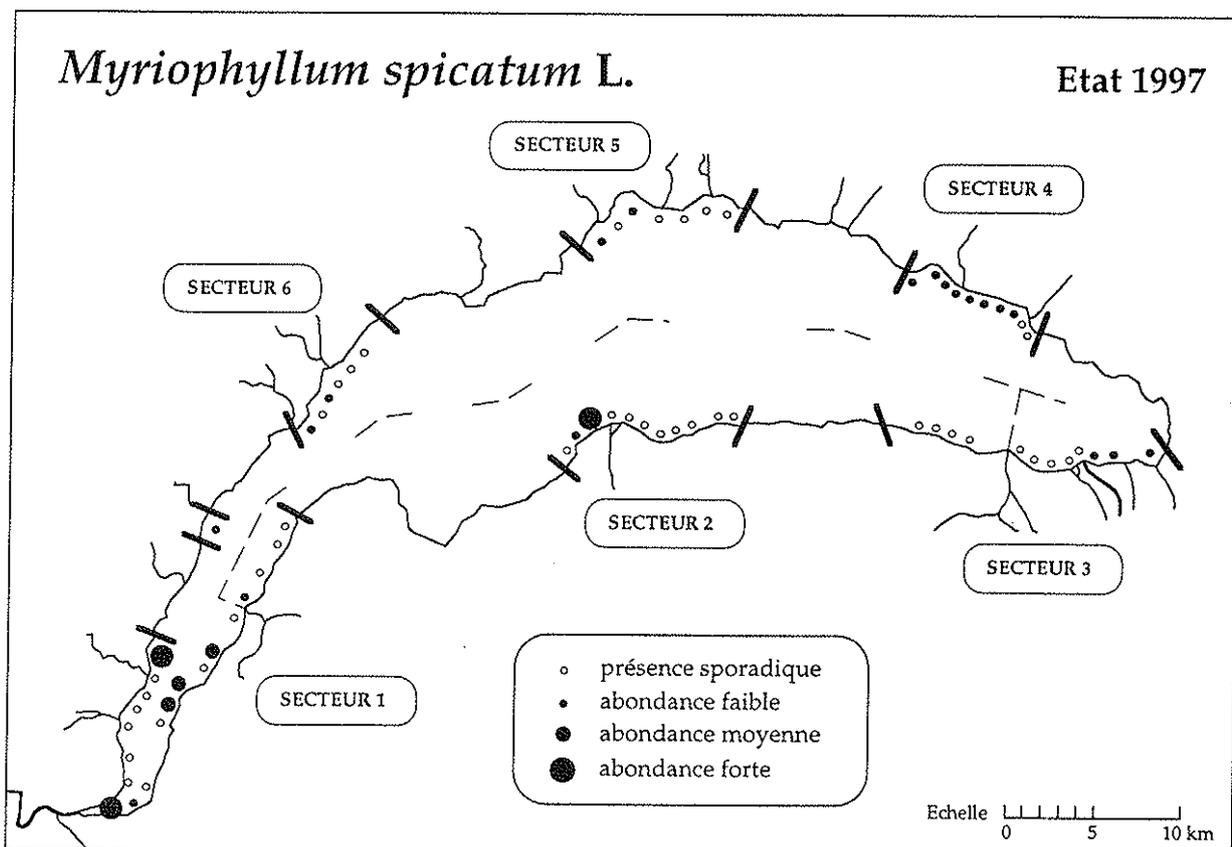
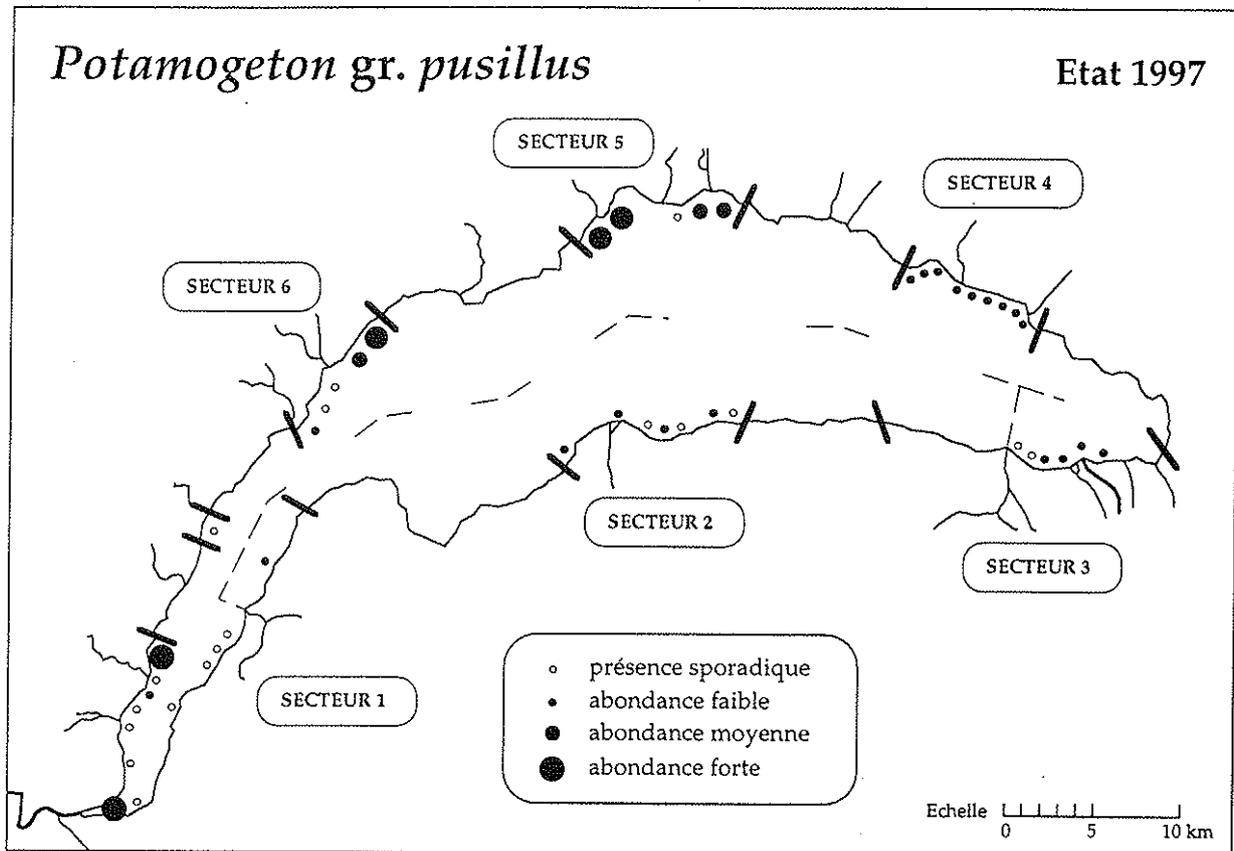
ANNEXE 15 : Répartition de l'abondance des espèces de macrophytes recensées en 1997



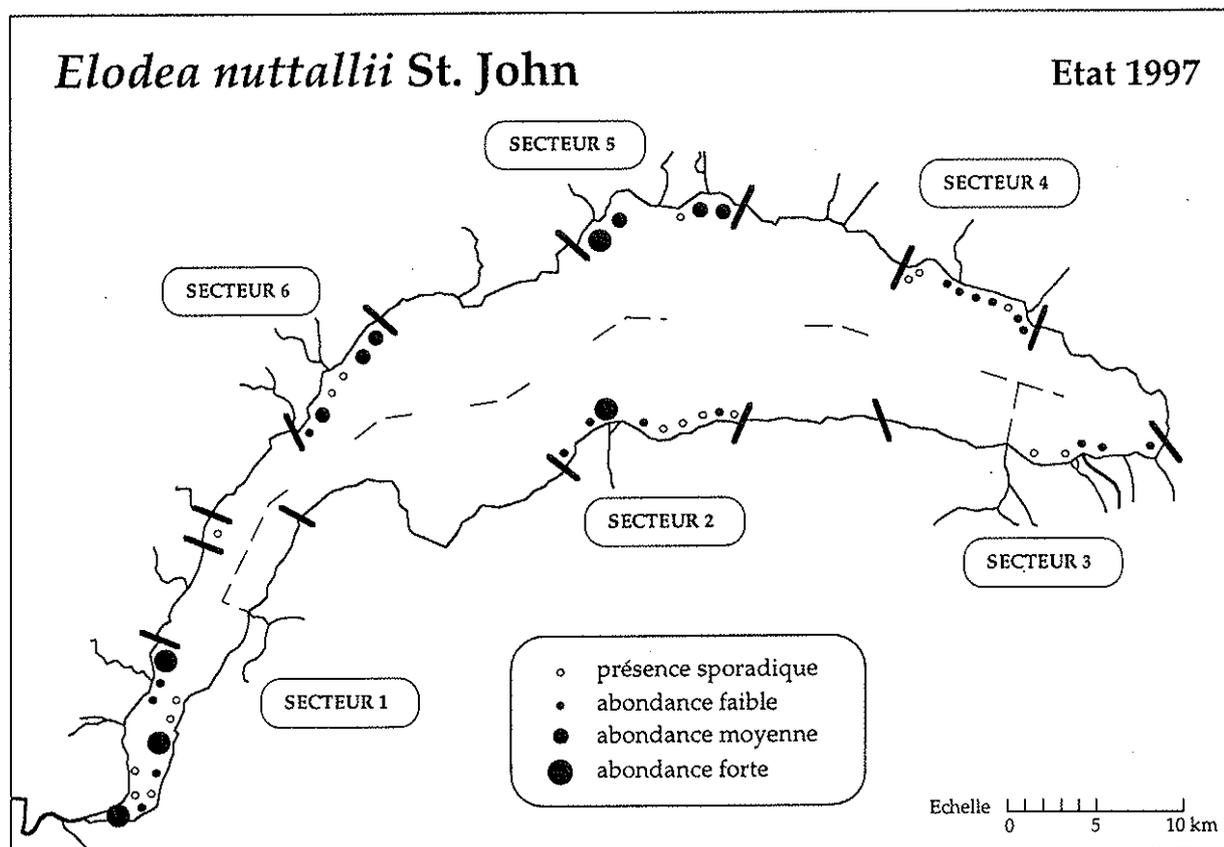
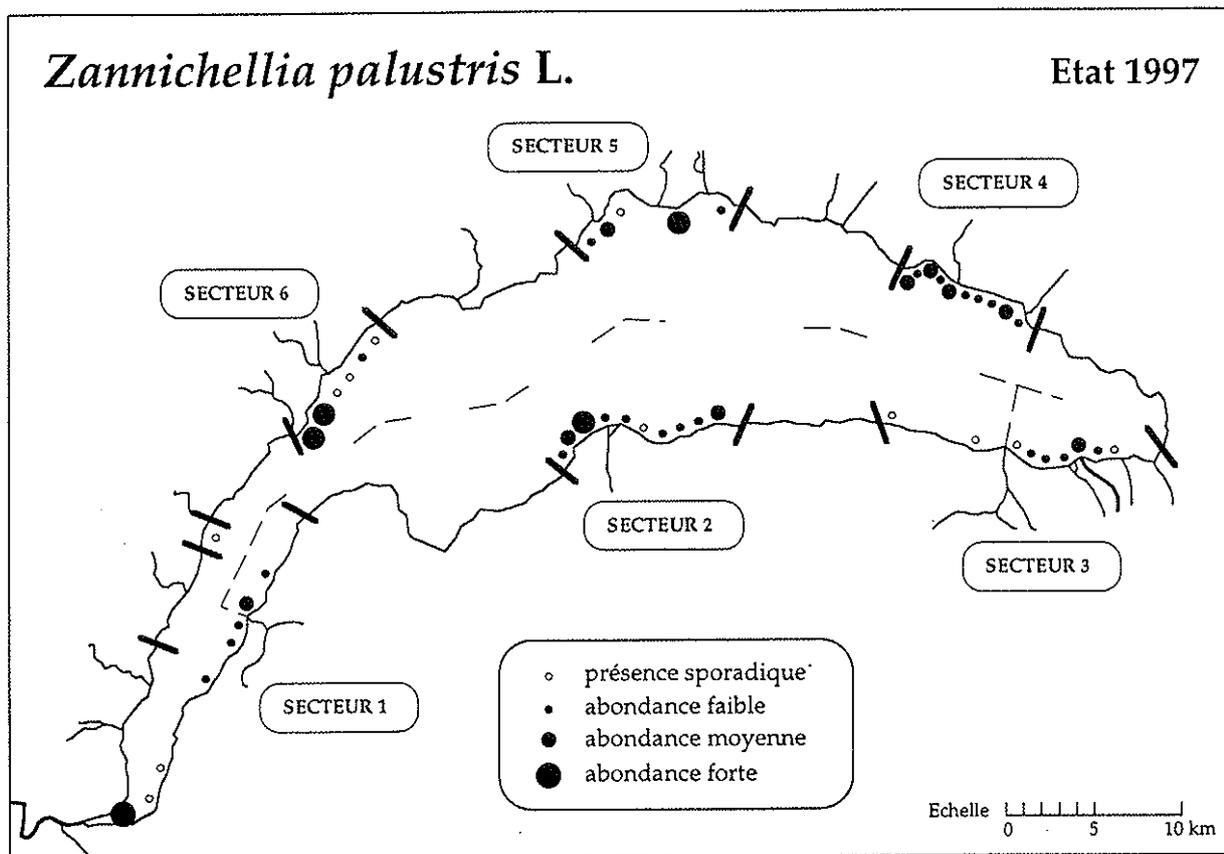
ANNEXE 15 (suite) : Répartition de l'abondance des espèces de macrophytes recensées en 1997



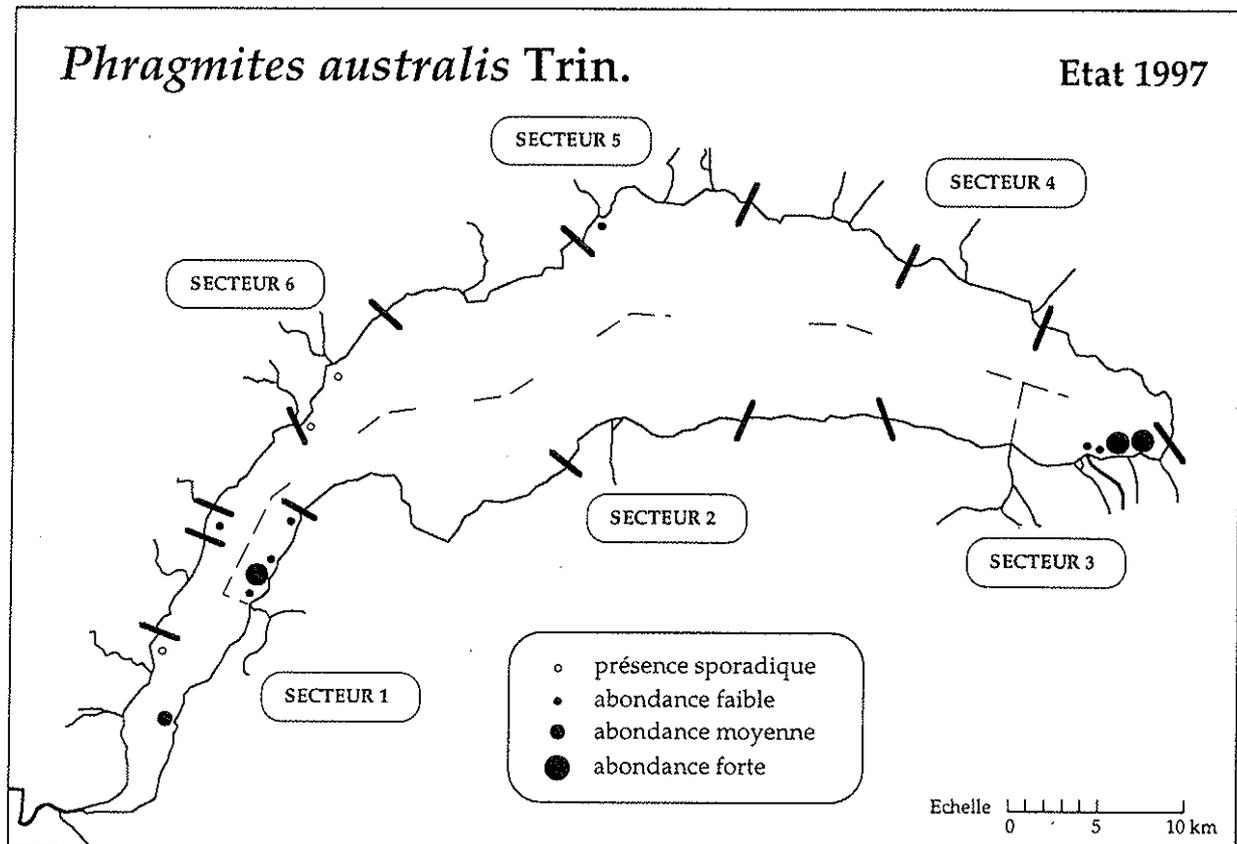
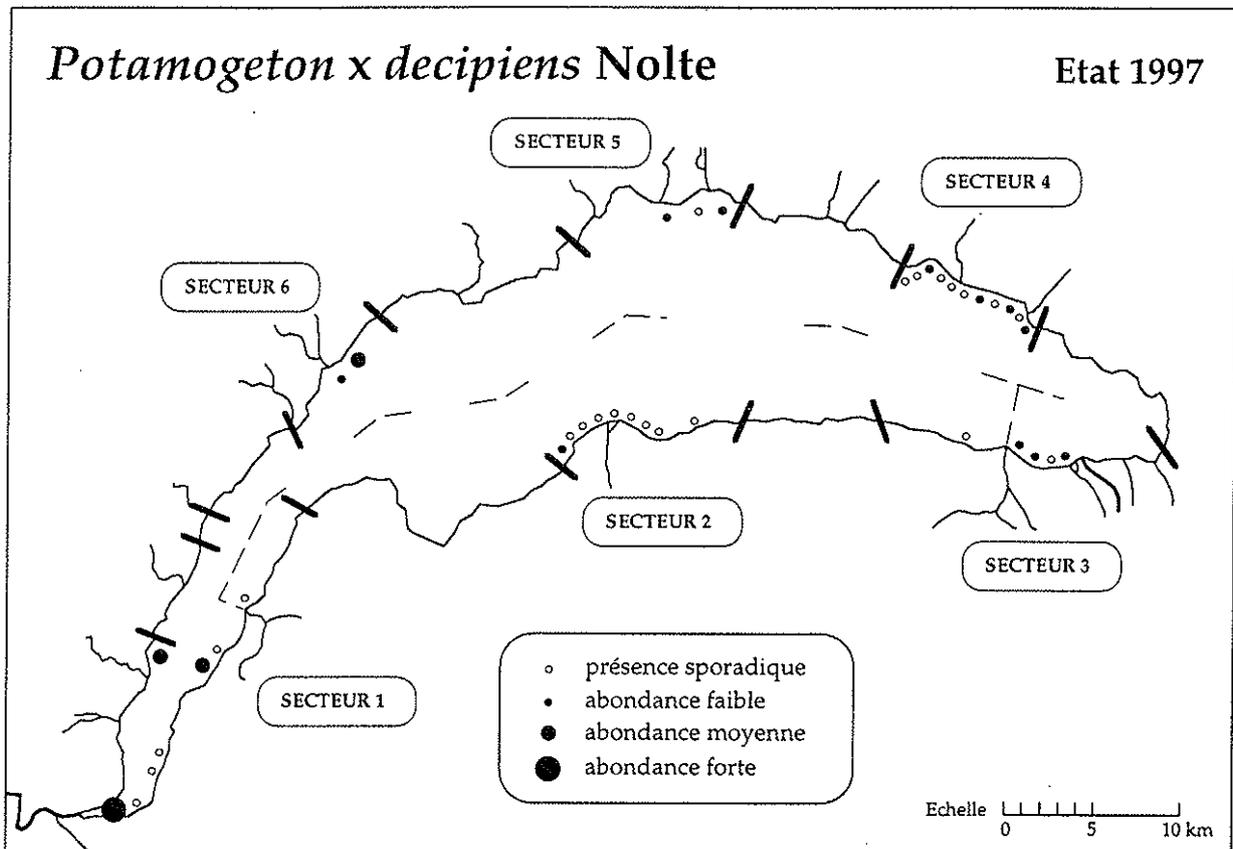
ANNEXE 15 (suite) : Répartition de l'abondance des espèces de macrophytes recensées en 1997



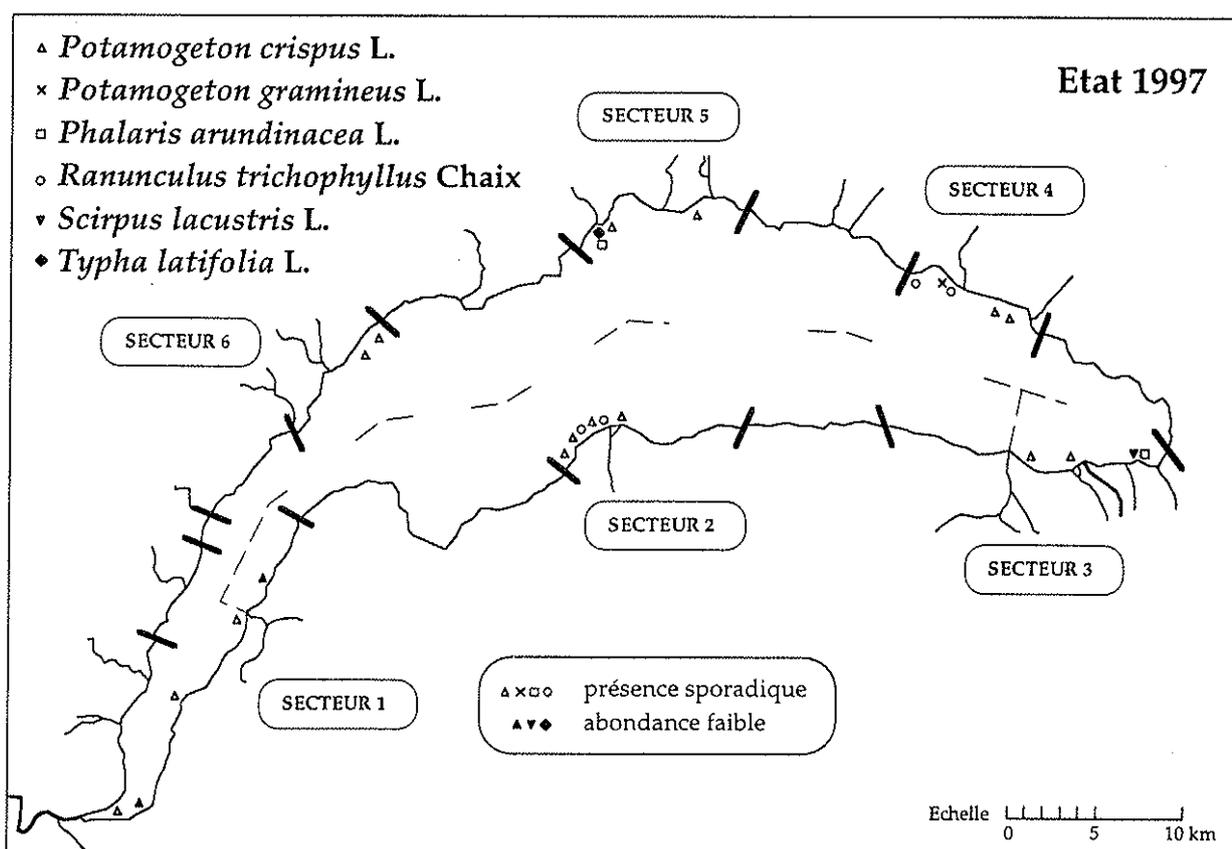
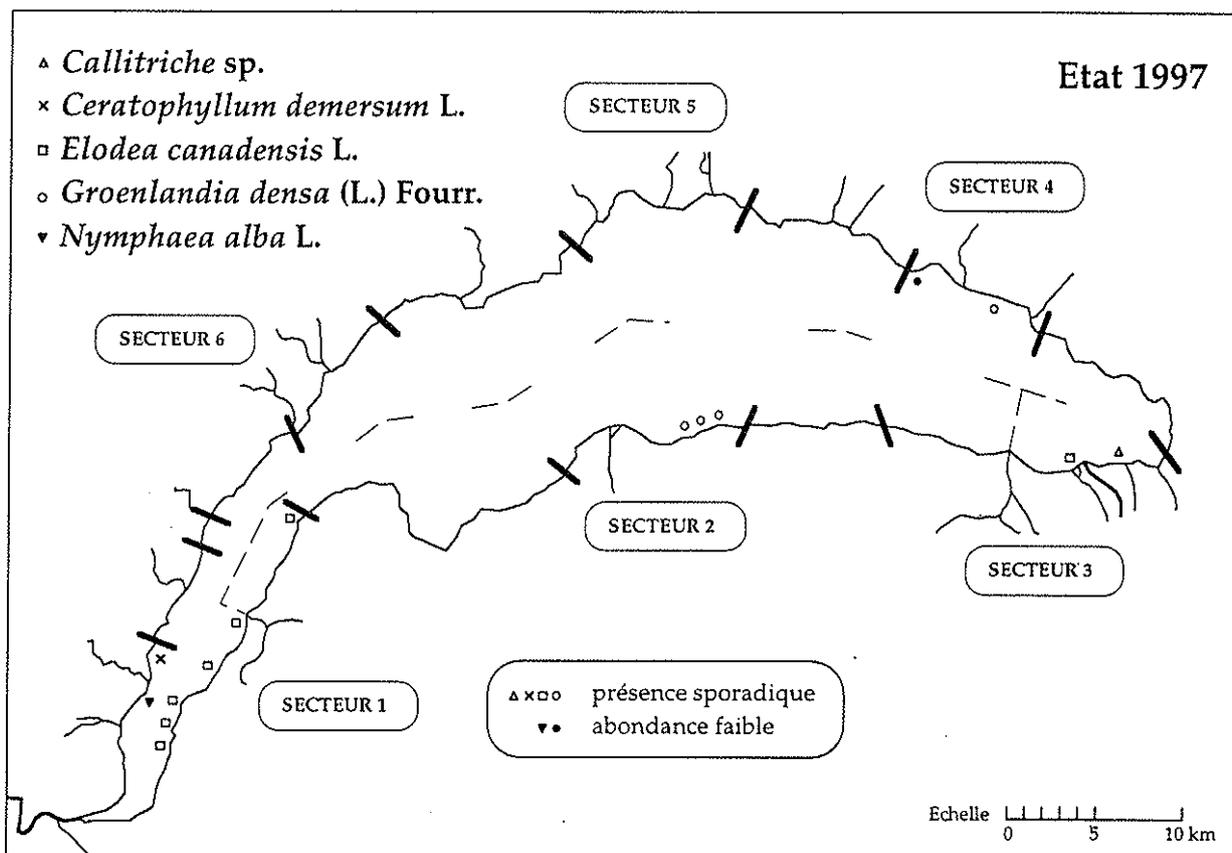
ANNEXE 15 (suite) : Répartition de l'abondance des espèces de macrophytes recensées en 1997



ANNEXE 15 (suite) : Répartition de l'abondance des espèces de macrophytes recensées en 1997



ANNEXE 15 (suite) : Répartition de l'abondance des espèces de macrophytes recensées en 1997



APPORTS DIFFUS DE PHOSPHORE D'ORIGINE AGRICOLE

Appréciation de l'évolution des apports entre 1980 et 1997

PAR

le groupe de travail "POLLUTIONS AGRICOLES"

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

1. INTRODUCTION

La limitation des apports de phosphore est l'élément clé de la lutte contre l'eutrophisation du Léman.

Une part importante des apports d'origine agricole est constituée d'apports diffus, liés aux pertes de nutriments des sols fertilisés. Ces pertes ont été estimées dans les années 80 en se basant sur les pertes spécifiques mesurées sur un certain nombre de sites admis comme représentatifs des occupations de sols les plus répandues (CIPEL, 1988).

Depuis le lancement du plan d'action "Le Léman demain" en 1991-1992, un groupe de projet a été mis sur pied pour reconsidérer la problématique de ces apports. Différentes approches ont été envisagées pour les quantifier, si possible en se basant sur de nouvelles données acquises suite à des travaux de recherches récents en la matière (BAPTENDIER, 1994) et à des enquêtes menées auprès d'exploitants agricoles. Le groupe de projet a cependant admis qu'il n'est pas possible de procéder, selon la même méthode, à une nouvelle estimation, qui donnerait des résultats actualisés, intégrant l'évolution intervenue depuis lors dans les pratiques agricoles.

Le groupe de projet a, en revanche, imaginé une approche de l'évolution des pertes de fertilisants par la comparaison des apports vers les sols fertilisés pour les deux époques : les années 80 d'une part, et l'époque actuelle d'autre part. Cette approche a permis, en particulier, de tenir compte de la mise en application, dès 1993, de mesures agro-environnementales dans les deux pays.

Des indicateurs d'effets, judicieusement choisis, documentés dans les statistiques officielles, ont ainsi permis :

- de reconstituer la situation des années 80 en ce qui concerne les apports de phosphore vers les sols fertilisés;
- d'évaluer les apports actuels, compte tenu de ce qui a changé dans l'agriculture depuis environ 15 ans, c'est-à-dire : l'occupation de l'espace, l'affectation des sols agricoles, les pratiques culturales;
- de comparer les deux situations et d'apprécier ainsi indirectement les pertes actuelles de fertilisants.

Cette approche a donné lieu à un travail de stage qui a été confié, en 1997, à Frédérique GAINON, étudiante en Ingénierie de l'espace rural, Ecole Supérieure Européenne d'Annecy.

Une part importante de ce travail a consisté à traiter un grand nombre de données statistiques, en étroite collaboration avec les services de l'agriculture et les Chambres d'agriculture des différentes entités géographiques.

Le présent rapport résume les éléments essentiels du rapport de stage (GAINON, 1997), tout en tenant compte de certaines données statistiques qui n'étaient pas encore disponibles en 1997.

2. INDICATEURS D'EFFETS

Réuni à plusieurs reprises, un groupe d'experts - formant le groupe de projet - a retenu la liste suivante d'indicateurs d'effets ayant un lien avec la problématique des apports diffus de phosphore :

- variation des cheptels (notamment bovins et porcins),
- variation de la surface agricole et de sa répartition par type de cultures,
- évolution des normes et des pratiques de fumure,
- progression en France de la mise en application de la nouvelle politique agricole commune (PAC) avec les mesures agro-environnementales parallèles,
- évolution en Suisse de la mise en application des mesures agro-environnementales liées à la politique agricole (actuellement PA 2002) : production intégrée (PI), puis prestations écologiques requises (PER) et agriculture biologique (Bio),
- progression dans les deux pays de mesures favorables à la protection des eaux :
 - couverture des sols en hiver,
 - bandes enherbées,
 - jachères vertes ou florales,
 - prairies extensives, etc.

3. APPORTS DE PHOSPHORE VERS L'AGRICULTURE DANS LES ANNÉES 80

L'étude des pollutions d'origine diffuse (1988), citée plus haut, ne contient pas un chiffrage détaillé des apports de phosphore (P) vers les sols fertilisés.

Ces apports ont donc été estimés dans le cadre du travail de stage de 1997, de manière à permettre la comparaison de la situation des années 80 et de la situation actuelle (1995-1997), sur des bases aussi homogènes que possible.

3.1 Surfaces agricoles prises en considération (selon "Fiche signalétique du Léman et de son bassin versant", Rapport Campagne 1997 - CIPEL, 1998)

Surface du bassin versant du Léman (sans le lac) : 7'393 km²

Répartition des modes d'occupation de l'espace (données 1980 - CIPEL, 1988) :

• espaces incultes :	34.5 %	soit	2'551 km ²
• forêts :	22.0 %	"	1'626 km ²
• pâturages, alpages :	23.0 %	"	1'701 km ²
• terres cultivables :	20.5 %	"	1'515 km ²

Les 151'500 ha de terres cultivables se répartissaient de la manière suivante :

• herbages :	63.1 %	soit	95'625 ha
• terres ouvertes, respectivement cultures annuelles :	26.7 %	"	40'380 ha
• vignobles :	6.6 %	"	10'100 ha
• vergers intensifs :	2.6 %	"	3'880 ha
• cultures maraîchères :	1.0 %	"	1'515 ha

Total 151'500 ha

3.2 Besoins des cultures

La répartition en cinq catégories (§ 3.1) a été subdivisée d'une manière plus fine, sur la base des statistiques agricoles, afin de permettre un calcul plus précis des besoins des cultures en fertilisants phosphorés (voir tableau 1).

TABLEAU 1 - Besoins des cultures en fertilisants phosphorés dans les années 80

	Surfaces ha	Besoins ¹ spécifiques P ₂ O ₅ kg/ha.an	Besoins P ₂ O ₅ t/an
Prairies naturelles	62'625	50	3'131
Prairies artificielles	33'000	80	2'640
Céréales	27'290	75	2'047
Maïs	6'540	100	654
Pommes de terre	1'450	102	148
Betteraves	1'490	90	134
Colza	1'270	95	121
Légumes de pleine terre	1'840	52	96
Autres cultures des champs	500	60	30
Vigne	10'100	50	505
Arboriculture	3'880	50	194
Cultures maraîchères	1'515	150	227
Total	151'500		9'927

A ces apports vers les sols, il convient d'ajouter les apports correspondant à la fertilisation des pâturages d'altitude (non compris dans les surfaces du tableau 1) par une partie du cheptel durant l'estivage, soit environ 525 tonnes de P₂O₅ par an.

Les besoins des cultures s'établissent dès lors à environ **10'450 tonnes de P₂O₅** par an pour les années 80.

3.3 Réalité de la fertilisation

Les "normes de fumure" étaient considérées à l'époque comme des recommandations et non pas comme des valeurs à respecter d'une manière stricte.

De nombreux agriculteurs pratiquaient alors le principe qui consistait à satisfaire aux besoins des cultures par des engrais minéraux et à épandre les engrais de ferme comme un surplus de fertilisants pour la "sécurité".

Pour tenir compte de cette pratique et selon l'avis d'experts du groupe de travail, il est proposé de majorer d'environ 20 à 25 % les besoins totaux ci-dessus et ceci à titre d'estimation.

La fertilisation phosphorée des années 80 devait donc représenter environ **13'000 tonnes de P₂O₅** par an pour l'ensemble du bassin versant du Léman.

¹

Valeurs moyennes pour les années 80 retenues par le groupe de projet sur la base des normes utilisées dans les deux pays

4. CHANGEMENTS INTERVENUS DANS L'AGRICULTURE ENTRE 1980 ET 1997

4.1 Cheptels

Les cheptels de l'ensemble des entités géographiques - partie bassin versant du lac - ont évolué en moyenne de la manière suivante en 10-15 ans :

- pour les bovins, une baisse d'environ 5 % des effectifs,
- pour les élevages de porcs, la baisse est de 20 % environ, notamment en raison de la fermeture de nombreuses porcheries en Haute-Savoie ².

Les cheptels représentent dès lors environ **112'000 UGB** ³ en 1997.

4.2 Utilisation du territoire

L'appréciation des changements intervenus dans l'utilisation du territoire au cours des 10 à 15 dernières années, a fait l'objet de deux approches, à savoir :

- la "statistique suisse de la superficie", basée sur l'interprétation des photos aériennes pour la totalité de la surface des 3 cantons suisses. Ces photos ont été prises à un intervalle de 12-13 ans. L'interprétation de l'occupation du sol est faite sur des surfaces unitaires de 100 m par 100 m en distinguant 74 catégories regroupées en 4 domaines principaux et 15 modes d'utilisation,
- les statistiques concernant spécifiquement l'agriculture pour les 5 entités géographiques.

4.3 Interprétation de la "statistique suisse de la superficie" pour les cantons de Vaud, Valais et Genève

Le tableau 2 ci-après fait apparaître les modifications intervenues en 10 à 15 ans dans l'utilisation du sol dans la partie du bassin versant du lac des 3 cantons suisses.

Il faut en particulier relever l'importance de la baisse des surfaces agricoles (- 9'146 ha). Cette baisse est due en grande partie à la progression des surfaces d'habitat et d'infrastructures (+ 5'289 ha), à l'augmentation des surfaces forestières (+ 2' 876 ha) et, dans une moindre mesure, à la transformation en surfaces incultes (981 ha).

4.4 Evolution de l'utilisation du territoire dans la partie française du bassin versant

Des éléments de statistiques relevés entre deux recensements généraux de l'agriculture (RGA), organisés tous les 10 ans environ, permettent de dégager des tendances semblables dans l'évolution de l'utilisation du territoire, ceci même si la partie française du bassin versant du Léman n'est pas couverte d'une manière exhaustive par le même type de photos aériennes avec leur interprétation.

² Ces porcheries ont été remplacées par d'autres filières de valorisation du petit lait des fromageries (transformation en poudre ou abreuvement du bétail)

³ UGB = Unité gros bétail

TABLEAU 2 - Evolution de l'utilisation du sol dans les cantons de Vaud, Valais et Genève

Surface du bassin versant suisse du lac			
Vaud		142'677 ha	
Valais		502'672 ha	
Genève		4'951 ha	
Total bassin versant suisse		650'300 ha	
Utilisation du sol (1992 - 1997) bassin versant suisse du lac			
Domaines principaux	Surfaces 1992 - 1997 en ha	Modifications depuis 1980-1983 en ha	Modifications en %
Surfaces boisées	169'493	+ 2'876	+ 1.7
Surfaces agricoles (y c. les alpages) ⁴	168'262	- 9'146	- 5.2
Surfaces d'habitat et d'infrastructures	36'105	+ 5'289	+ 17.2
Surfaces improductives	276'440	+ 981	+ 0.3
Total	650'300	-	-

4.5 Surfaces agricoles actuelles

Le tableau 3 (colonne 1) montre les surfaces agricoles actuelles (situation 1997) telles qu'elles ont été recensées par les services des cantons et départements.

La comparaison des tableaux 1 et 3 fait apparaître que, globalement, l'agriculture du bassin versant du Léman a perdu environ **8'500 ha** en 15 ans, soit 5.6 % de sa surface. Comme déjà mentionné plus haut, cette baisse est due à une augmentation des espaces urbanisés et, dans une moindre mesure, à la transformation de surfaces agricoles en forêts, notamment au niveau des alpages.

Quant à l'affectation de la surface occupée par l'agriculture, il est constaté :

- une grande stabilité des surfaces en vignoble,
- peu de changements pour les céréales et les betteraves,
- une augmentation des prairies naturelles et de la catégorie "autres cultures des champs",
- une diminution des surfaces affectées à l'arboriculture et aux cultures de maïs et de pommes de terre.

4.6 Evolution des normes de fumure

Au début des années 90, les normes de fumure ont été revues à la baisse, en particulier en Suisse, en tenant compte d'une manière plus rigoureuse des besoins réels des cultures. Par ailleurs, la mise en application des politiques agro-environnementales dans les deux pays, soit :

- extensification en France, encouragée notamment sous forme de "prime à l'herbe" et par la limitation des aides animales compensatoires à un taux de chargement de 2 UGB / ha de surface fourragère,
- production intégrée (PI) et cultures biologiques (Bio) en Suisse,

a conduit à un respect plus strict des normes de fumure.

Les modes de production PI et Bio imposent, en priorité, la valorisation des engrais de ferme, ceux-ci devant être comptés pour leur valeur fertilisante au même titre que les autres formes d'engrais lors de l'élaboration des plans d'épandage et de fumure.

5. APPORTS DE PHOSPHORE VERS L'AGRICULTURE EN 1995-1997

5.1 Besoins actuels des cultures

Le tableau 3 indique les besoins actuels des cultures en P_2O_5 , calculés avec les valeurs moyennes retenues par le groupe de projet (voir colonne 2 du tableau 3).

TABLEAU 3 - Besoins actuels (1997) des cultures

	Surfaces en ha ①	Besoins spécifiques ⁵ P_2O_5 kg/ha.an ②	Besoins P_2O_5 t/an ③
Prairies naturelles	64'600	40	2'584
Prairies artificielles	27'500	70	1'925
Céréales	26'000	65	1'690
Maïs	4'200	95	400
Pommes de terre	900	84	76
Betteraves	1'300	90	117
Colza	1'400	80	112
Légumes de pleine terre	1'600	33	53
Autres cultures des champs	700	60	42
Vigne	10'200	0 - 20 ⁶	153
Arboriculture	3'300	0 - 20 ⁶	50
Cultures maraîchères	1'300	100	130
Total	143'000		7'332

Les besoins bruts actuels s'élèvent ainsi à **7'332 tonnes de P_2O_5 / an**.

⁵ Moyennes indicatives

⁶ Selon les teneurs en P des sols

5.2 Estimation des apports actuels

A la quantité annuelle des besoins (voir § 5.1), il convient, comme pour les années 80, d'ajouter environ 500 tonnes/an de P_2O_5 correspondant aux déjections des cheptels durant leur estivage sur des surfaces d'alpages non comptées dans les surfaces du tableau 3, ce qui porte les apports à 7'830 tonnes par an.

De plus, compte tenu des mesures agro-environnementales mises en application en France comme en Suisse (voir chapitre 6 ci-après), il est proposé de diminuer ces besoins totaux d'environ 15 %. Ceci ramène les apports vers les sols fertilisés à environ **6'700 tonnes de P_2O_5 par an**.

Par rapport à l'estimation de **13'000 t/an de P_2O_5** apportées aux sols dans les années 80, il apparaît ainsi **une baisse de l'ordre de 50 %**.

Cette diminution des apports est confirmée par la baisse des ventes d'engrais minéraux dans les deux pays. Les statistiques suisses de l'agriculture affichent ainsi une baisse des ventes de l'ordre de 24 % pour l'ensemble de la Suisse, pour la période 1981/85 à 1993/94.

Depuis lors, la baisse s'est encore accentuée. En effet, le "Réseau PI" des exploitants de Suisse romande fait apparaître un recul de 59 % des achats d'engrais phosphatés minéraux entre 1995 et 1997 (en quantité de phosphore).

Pour la France, la brochure "Les livraisons d'engrais en France" de mai 1997, éditée par l'Union des Industries de la Fertilisation (Unifa), relève qu'entre 1979/80 et 1995/96 la consommation d'engrais minéraux phosphatés a chuté de 45.5 % en Rhône-Alpes pour s'établir à 30 kg P_2O_5 / ha.an. En Haute-Savoie, la moyenne de consommation s'élevait à 29 kg P_2O_5 / ha.an en 1995/96 et à 43 kg P_2O_5 / ha.an dans le Pays de Gex.

6. MESURES AGRO-ENVIRONNEMENTALES

La plupart des mesures agro-environnementales ont un effet bénéfique sur la pollution diffuse aboutissant au lac.

En France, il faut notamment relever les mesures ci-après qui ont un effet sur l'érosion des sols et/ou sur la charge en bétail :

- ▶ l'extensification encouragée par la prime à l'herbe et par la limitation des aides animales compensatoires à un taux de chargement de 2 UGB par ha de surface fourragère,
- ▶ la conversion en agriculture biologique,
- ▶ les opérations de remembrement,
- ▶ la replantation de haies,
- ▶ la mise aux normes des bâtiments d'élevage avec tenue de plans d'épandage,
- ▶ le maintien de surfaces en jachères avec une couverture végétale obligatoire.

Dans le bassin versant du Léman, la "prime à l'herbe" (à condition de ne pas dépasser une charge en bétail de 1.4 UGB / ha au maximum), concerne :

- Pays de Gex : près de 700 ha sur 1'600 ha d'herbages,
- Haute-Savoie : plus de 70 % des quelques 20'000 ha d'herbages.

En Suisse, les mesures agro-environnementales sont encouragées par des contributions directes en liaison notamment avec le passage à la production intégrée (PI) ou à la culture biologique (BIO) et actuellement à la politique agricole - PA2002 (prestations écologiques requises - PER et agriculture biologique).

L'adhésion des exploitants agricoles à ces nouveaux modes de production, introduits en 1993, concerne actuellement plus de 80 % de la surface agricole utile (SAU).

De nombreuses mesures d'accompagnement exigées sont favorables à la protection des eaux. Pour la limitation des pertes de phosphore, il s'agit, en particulier, des mesures suivantes :

- ▶ couverture du sol en hiver,
- ▶ bilan de fumure équilibré,
- ▶ valorisation optimale des engrais de ferme,
- ▶ bandes enherbées sans fumure le long des haies, des forêts et des cours d'eau, ainsi que le long des chemins,
- ▶ autres mesures limitant l'érosion des sols : enherbement des vignes, plantation de celles-ci perpendiculairement à la pente,
- ▶ surfaces de compensation écologique sans fumure (prairies extensives, jachères florales, jachères vertes, prés à litière, etc.). Ces surfaces représentent 10 % ⁷ de la SAU des exploitations en PI ou en BIO.

De plus, il faut tenir compte du fait qu'une forte proportion (environ 10 %) des grandes cultures concerne des céréales et du colza "extenso" qui reçoivent une fumure limitée.

Le cumul des effets des mesures ayant un lien direct avec la suppression de la fumure conduit à réduire d'environ 15 % les besoins calculés du tableau 3 (voir plus haut).

Les autres mesures ont des conséquences sur l'érosion des sols, donc sur le transfert respectivement les pertes de phosphore.

7. CONSÉQUENCES POUR LE LÉMAN ET CONCLUSIONS

La présente étude a permis de mettre en évidence que les apports de fertilisants phosphorés vers les sols ont baissé d'environ 50 % en quinze ans.

Il semble dès lors logique d'admettre qu'après un certain laps de temps (quelque 5-10 ans), correspondant à l'épuisement des réserves de phosphore dans les sols antérieurement richement fertilisés, les pertes vers les rivières et le lac se stabilisent à un nouveau niveau.

De plus, compte tenu des mesures agro-environnementales (voir chapitre 6), il est raisonnable de penser que la baisse des apports diffus de phosphore vers le Léman soit importante.

En conséquence, il peut être admis (par estimation) que les apports diffus de phosphore d'origine agricole, sont en passe de ne représenter plus qu'environ **35 tonnes de phosphore biodisponible** contre environ 65 tonnes estimées dans les années 80.

Il serait dès lors intéressant que des travaux de recherches et des études complémentaires permettent de vérifier si les tendances mises en évidence par la présente étude se confirment.

De telles études sont en cours actuellement dans d'autres régions (hors du bassin versant du Léman) en liaison avec l'évaluation des mesures agro-environnementales découlant des nouvelles orientations de la politique agricole.

D'autre part, il s'agira de poursuivre les investigations relatives aux mécanismes de transfert vers les milieux récepteurs du phosphore apporté aux sols, ceci en reprenant et en réorientant la mission du groupe de projet "Phosphore diffus d'origine agricole".

Enfin, il reste à continuer les actions de sensibilisation du monde agricole pour adapter la fertilisation aux stricts besoins des cultures et en tenant compte de la nature des sols, ainsi que pour promouvoir encore davantage les pratiques culturales respectueuses de l'environnement.

7

Le minimum exigé est de 7 % de la SAU de chaque exploitation en PI ou en Bio, pour les grandes cultures, et de 3.5 % pour les cultures spéciales.

BIBLIOGRAPHIE

- BAPTENDIER, E. (1994) : Apports diffus de phosphore d'origine agricole : définition, formes et biodisponibilité, conditions d'extrapolation des pertes des sols vers le Léman. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1993, 269-281.
- CIPEL (1988) : Rapport de l'étude des pollutions d'origine diffuse dans le bassin lémanique. Ed. par Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Lausanne, 128 p.
- CIPEL (1998) : Fiche signalétique du Léman et de son bassin versant. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1997, 7-9.
- GAINON, F. (1997) : Evolution de l'agriculture depuis les années 1980 et lien avec les apports diffus de phosphore au lac Léman. Rapp. stage étud. Ing. espace rural (Ecole Supérieure Européenne d'Annecy), CIPEL, Lausanne, 68 p.

TROP D'EAU DANS LES ÉGOUTS

Rapport de synthèse des travaux du groupe de projet

PAR

le groupe le projet "Réseaux de collecteurs"

du groupe de travail "POLLUTIONS DOMESTIQUES"

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

1. PRÉAMBULE

L'état actuel des réseaux de collecte des eaux usées est le reflet de l'évolution des notions d'assainissement au cours des dernières décennies.

Conçus d'abord pour évacuer les eaux de toute nature (pluviales avant tout) afin d'être à l'abri des inondations, les premiers égouts empruntaient le plus court chemin vers les lacs ou les cours d'eau. Par souci de salubrité, les tuyaux ont été enterrés. Mais, malheureusement, ils n'ont pas toujours été étanches.

Plus tard, les conduites existantes ont été reliées à des collecteurs, appelés "collecteurs de concentration", pour conduire les eaux à la station d'épuration (STEP). C'est la phase de consolidation de la protection des eaux.

Dans de nombreux cas, ces réseaux ne répondent plus aux exigences actuelles de la protection des eaux et des milieux aquatiques. Ils transportent trop d'eau et pas seulement par temps de pluie. Parce qu'ils ne sont pas étanches, ils drainent des eaux claires parasites et/ou ils perdent une partie de la pollution qu'ils sont appelés à acheminer vers la STEP.

Pourquoi la CIPEL se soucie-t-elle des réseaux ?

Dans le cadre du Plan d'action "Le Léman demain" lancé en 1992, l'évaluation des "pertes de réseaux" a été faite d'une manière globale pour l'ensemble du bassin versant du Léman et ceci sur la base de la "production théorique totale" due à la population raccordée et des flux de phosphore constatés en entrée de toutes les STEP (FIAUX et al., 1992), grâce aux contrôles périodiques officiels et aux auto-contrôles.

Toutefois, pour pouvoir remédier à la situation mise en évidence et sensibiliser les maîtres d'ouvrage afin que ceux-ci entreprennent les travaux nécessaires, il s'agissait de désigner les réseaux qui présentent des pertes significatives de pollution.

Un groupe de projet a été mis sur pied, fin 1993, dans le but d'étudier l'ensemble de la question et de formuler des recommandations. Les objectifs des études qui lui ont été confiées, étaient :

- qualifier l'état et le fonctionnement des réseaux,
- évaluer, par bassin versant de STEP, les pertes des réseaux et des déversoirs d'orage avec une précision suffisante,
- apprécier l'ampleur des travaux d'infrastructures nécessaires pour remédier aux différentes situations qui ne donnent pas satisfaction et chiffrer leurs coûts,
- définir des priorités d'intervention en proposant des "outils" d'aide à la décision,
- formuler des propositions de recommandations à l'intention des services compétents des entités géographiques (cantons, départements) et des maîtres d'ouvrage,
- proposer une procédure simple permettant de suivre périodiquement l'état des réseaux du bassin versant CIPEL ainsi que la progression des opérations visant leur amélioration.

Pour remplir sa mission, le groupe de projet a établi un état des lieux sur la base d'une enquête lancée auprès des communes (maîtres d'ouvrage, propriétaires et/ou exploitants de réseaux, ...), et il a participé à la mise au point d'une méthodologie d'approche simple (FIAUX et al., 1996) qui permet de quantifier les charges (hydrauliques et polluantes) qui transitent dans les collecteurs d'eaux usées.

Les premiers enseignements qui ont été tirés de ses travaux ont donné lieu à des communications dans "La Lettre du Léman" N° 12 ainsi que lors de deux journées d'information organisées en septembre 1996 avec le concours de trois associations professionnelles spécialisées dans le domaine de l'assainissement.

Tout en faisant état de l'ensemble des travaux et des réflexions du groupe de projet, le présent rapport met l'accent sur les résultats des enquêtes (Etat des lieux 1994 - 95) et de l'approche plus qualitative, basée sur les contrôles annuels de fonctionnement des STEP. Il fait également état de quantités de phosphore arrivant au Léman du fait des imperfections (désordres) dans les réseaux et il donne quelques pistes en ce qui concerne la mise en évidence des défauts de toute nature. Enfin, il formule des recommandations à l'intention des maîtres d'ouvrage ainsi que des propositions en vue de la promotion des travaux de réhabilitation de réseaux.

2. LA PROBLÉMATIQUE DES RÉSEAUX

L'un des principaux problèmes des réseaux de collecte des eaux usées est, dans de nombreux cas, que les collecteurs reçoivent et transportent trop d'eaux claires permanentes, appelées également "eaux parasites".

Que provoquent les eaux parasites ?

Elles diluent les eaux usées. Elles occupent de la place dans les conduites et dans les STEP. Elles conduisent souvent à un régime de fonctionnement proche de celui du temps de pluie. Et surtout, chaque litre d'eau qui passe inutilement dans les STEP entraîne à la sortie une certaine quantité de polluants, notamment du phosphore.

Des estimations ont montré, compte tenu des consommations d'eau potable, que pour l'ensemble des STEP du bassin versant du Léman, celles-ci reçoivent en moyenne deux fois trop d'eau par temps sec (voir paragraphe 5). Or, la concentration des eaux de sortie des STEP diminue relativement peu même lorsque la dilution à l'entrée est forte. Deux fois trop d'eau à l'entrée des STEP signifie dès lors, dans le pire des cas, presque deux fois plus de polluants à la sortie.

De plus, l'occupation inutile de la place n'est pas gratuite. Il faut de l'énergie pour pomper et traiter ces eaux, sans compter l'usure prématurée des équipements.

Au niveau des collecteurs, les eaux parasites provoquent parfois un fonctionnement permanent des déversoirs d'orage : même par temps sec, des eaux usées sont rejetées sans traitement vers le milieu naturel.

3. ÉTAT DES LIEUX EN 1994 - 1995

En 1994 - 95, l'état des lieux a pu être établi grâce à des enquêtes menées auprès des communes par les services compétents des entités géographiques.

3.1 Organisation des enquêtes

Les enquêtes ont été organisées en utilisant un questionnaire, mis au point par le groupe de projet.

Le taux de réponses a été de l'ordre de 50 % (Ain et Haute-Savoie) à pratiquement 100 % (Genève et Vaud) en passant par environ 70 % (Valais).

D'une manière générale, les réponses reçues reflètent la grande disparité des informations disponibles auprès des communes.

A Genève par exemple, en raison de la structure administrative locale, cette connaissance est relativement bonne du fait de l'obligation contenue dans la loi cantonale sur l'eau qui exige que les communes tiennent à jour le cadastre des canalisations, notamment lorsqu'elles présentent une demande de subventions.

Dans d'autres entités, la qualité des réponses a été améliorée grâce à des contacts directs avec les communes ou avec les exploitants des STEP.

3.2 Résultats des enquêtes et interprétation

► Haute-Savoie

L'enquête a révélé que, d'une manière générale, les collectivités connaissent mal leurs réseaux et encore moins le fonctionnement de ceux-ci. Les schémas directeurs d'assainissement font défaut dans plusieurs cas. A quelques rares exceptions près - SIVOM du Bas-Chablais par exemple - les cadastres des canalisations, lorsqu'ils existent, ne sont pas tenus à jour.

► Ain

Les résultats de l'enquête font ressortir que les réseaux du Pays de Gex présentent beaucoup d'apports d'eaux parasites. Les plans des réseaux ne sont pas à jour. Conscientes des problèmes, plusieurs communes ont déjà entrepris ou entreprendront des études diagnostiques.

► Vaud

Les communes vaudoises ont toutes un plan directeur des égouts (PDE) et en général aussi un plan d'aménagement à long terme (PALT). En revanche, au moment de l'enquête aucune ne s'était encore lancée dans l'établissement d'un plan général d'évacuation des eaux (PGEE) conformément à la modification du 27 octobre 1993 de l'Ordonnance fédérale sur la protection des eaux. Il faut, en outre, mentionner que dans certaines communes, les dernières mises à jour des plans datent de plus de 15 à 20 ans. Une appréciation de la qualité des réseaux a pu être établie sur la base des mesures effectuées à l'entrée des STEP et des informations rassemblées auprès des exploitants.

► Valais

Les résultats de l'enquête sont basés sur les réponses reçues de 70 % des communes interrogées. Toutes les communes valaisannes ont un "plan directeur des égouts" (PDE), ce qui équivaut à un schéma d'assainissement, mais la plupart d'entre elles ne savent pas ce qui est construit et ce qui est encore à l'état de projet. Une particularité intéressante : de nombreux réseaux comportent un bassin d'eaux pluviales (BEP) soit à l'entrée de la STEP, soit en limites de communes lorsqu'il s'agit de réseaux intercommunaux. Il faut relever qu'il y a beaucoup d'eaux parasites à éliminer (jusqu'à 50 % en moyenne des débits arrivant dans les STEP).

► Genève

En guise d'exemple, en 1994, 388'500 habitants permanents sur 391'200 étaient raccordés à une STEP. Les habitations des 2'700 habitants permanents non raccordés sont équipées d'un assainissement individuel. A l'époque, les 45 communes du canton disposaient d'un plan directeur des égouts (PDE). 41 communes possédaient un cadastre partiel ou complet. L'établissement des cadastres dans les 4 communes restantes était lié à la prochaine mise en oeuvre d'un système de mensuration cadastrale informatisé. Globalement, les réseaux des communes genevoises sont en système unitaire à 40 % et 60 % en séparatif. Le nombre des déversoirs d'orage s'élevait à 154. Ceux-ci sont régulièrement contrôlés et réglés. L'effort de mise en séparatif se poursuit de manière à éliminer les excès d'eaux parasites et de supprimer, à terme, les déversements par les déversoirs d'orage.

4. APPRÉCIATION QUALITATIVE DES RÉSEAUX

Comme mentionné plus haut, à côté d'efforts similaires entrepris ailleurs, le groupe a participé activement à la mise au point d'une méthode d'approche simple permettant de quantifier les charges hydrauliques qui transitent dans les réseaux et d'obtenir une bonne appréciation qualitative des réseaux. Cette appréciation vient s'ajouter aux autres informations disponibles : plans de réseaux, constats relatifs à l'état et au fonctionnement, résultats d'une éventuelle étude diagnostique.

4.1 Approche méthodologique

Cette approche a fait l'objet d'une publication dans le Rapport relatif à la Campagne 1995 de la CIPEL (FIAUX et al., 1996). Seules les conclusions en sont reproduites ci-après :

"La présente contribution traite d'une approche simple des charges transitant dans les réseaux basée sur des mesures de débits en continu en entrée de STEP ainsi que sur des analyses des concentrations en polluants par tranches horaires.

La plupart des STEP étant actuellement équipées de débitmètres en entrée ou étant sur le point de l'être, la présente approche permet relativement facilement d'obtenir, par bassin versant de station, des informations sur :

- *le comportement du réseau de collecteurs,*
- *les parts respectives d'eaux claires permanentes (ECP) et d'eaux usées (EU) arrivant à la STEP,*
- *les pertes de polluants par les déversoirs.*

La méthode est donc basée sur des données généralement disponibles et consiste essentiellement en un travail de traitement et d'interprétation desdites données.

Les résultats ainsi obtenus doivent, bien entendu, être mis en relation avec toutes les informations disponibles par ailleurs en ce qui concerne le réseau et le bassin versant (topographie, climat, types de réseaux, présence de nappes, industries raccordées, etc...).

Selon les constatations faites, il y aura lieu ensuite d'entreprendre d'autres actions sur le réseau tels que :

- diagnostic détaillé pour mettre en évidence, le cas échéant, l'origine des eaux claires permanentes,
- travaux de réhabilitation.

Répétée périodiquement, la méthode permet de suivre l'évolution de la qualité d'un réseau. Sa mise en pratique est vivement recommandée.

Cette approche simple et peu coûteuse vient s'ajouter aux différents moyens d'observation que les gestionnaires de STEP et de réseaux pratiquent déjà pour connaître le comportement des systèmes d'assainissement."

5. QUALITÉ ACTUELLE DES RÉSEAUX (1997 - 1998)

De nombreuses STEP sont équipées pour mettre en oeuvre la méthode décrite ci-dessus mais elles ne la pratiquent malheureusement pas encore.

Pour présenter malgré tout une appréciation de la qualité actuelle des réseaux, le groupe de projet a utilisé uniquement les données disponibles des contrôles annuels de fonctionnement des STEP ¹.

Cette qualité est ainsi exprimée par quatre classes basées sur les débits spécifiques (en litres par EH et jour) obtenus par calculs. Ces classes donnent une idée de la dilution par les ECP ainsi que sur l'éventuelle ampleur des pertes de pollution.

Les quatre classes sont définies comme suit :

- classe 1 : 150 - 250 litres / EH.j (en principe pas de dilution)
- classe 2 : 250 - 400 litres / EH.j (présence d'eaux parasites, 50 à 70 % des débits)
- classe 3 : 400 - 600 litres / EH.j (plus de 2 fois trop d'eau)
- classe 4 : > 600 litres / EH.j (cas extrême).

Pour chaque entité et pour chaque classe, il a été déterminé le nombre de STEP et leur capacité totale.

5.1 Résultats de l'appréciation par entité

Les résultats sont donnés dans le tableau ci-après :

	Classe 1 150 à 250 l/EH.j		Classe 2 250 à 300 l/EH.j		Classe 3 400 à 600 l/EH.j		Classe 4 > 600 l/EH.j	
	Nbre de STEP	Capacité totale en EH	Nbre de STEP	Capacité totale en EH	Nbre de STEP	Capacité totale en EH	Nbre de STEP	Capacité totale en EH
Vaud	13	16'244	12	49'569	19	617'731	12	61'994
Valais	5	51'575	11	65'813	16	240'131	16	672'698
Genève	2	653	3	12'495	2	533'917	1	758
Haute-	5	22'457	3	181'600	-	-	1	29'150
Ain ²	-	-	3	32'400	-	-	1	13'500
Total	25	90'929	32	341'877	37	1'391'779	31	778'100
en %	20.0	3.5	256.0	13.1	29.6	53.5	24.8	29.9

¹ STEP avec au minimum 4 contrôles en 1997.

² Uniquement les STEP du bassin versant du Léman.

5.2 Commentaires

Il est intéressant de relever que :

- les bassins versants des principales STEP vaudoises et genevoises sont en classe 3, alors que ceux des grandes STEP valaisannes sont en classe 4 et que ceux des principales STEP françaises sont en classe 2,
- les réseaux plus récents de ces dernières années sont de meilleure qualité.

6. APPORTS DE PHOSPHORE DUS AUX IMPERFECTIONS DES RÉSEAUX

Les données transmises chaque année à la CIPEL ne permettent pas encore de chiffrer pour chaque commune, respectivement pour chaque bassin versant de STEP, les pertes de pollutions, phosphore (P) en particulier, dues aux imperfections des réseaux.

Ces pertes équivalant à des apports vers le lac ont été évaluées d'une manière globale en distinguant :

- les pertes des réseaux, entre les habitations et l'entrée des STEP,
- les flux dérivés par les déversoirs situés en entrée de STEP ou après une décantation primaire,
- la part des flux rejetés en sortie de STEP imputable à la surcharge hydraulique par les ECP.

6.1 Evaluation des apports vers le lac dus aux réseaux pour 1991 et 1995

En 1991, dans le cadre du Plan d'action, les pertes des réseaux ont été évaluées par différence entre la "production potentielle" de phosphore due aux populations, en tenant compte des habitants non raccordés à une STEP collective, et les flux mesurés en entrée de STEP. Ces pertes, respectivement les apports vers le Léman, se sont élevées à environ 90 tonnes de P_{tot}.

En 1995, dans le même cadre, les pertes (apports) ont été évaluées d'une manière plus fine. Entre les habitations et les entrées de STEP, elles se sont également élevées à environ 90 tonnes de P_{tot}.

Les flux dérivés par les déversoirs (en entrée de STEP ou au décanteur primaire) ont pu être estimés à 48 tonnes de P_{tot} pour le bassin versant du Léman (voir Rapport "Contrôle des stations d'épuration" - Campagne 1995 - RAPIN, 1996).

Ce même rapport fait état d'un flux total en sortie de STEP de 110 tonnes de P_{tot} (extrapolation à toutes les STEP) et de débits spécifiques moyens de temps sec de :

- 540 l/EH.j en Suisse et de - 350 l/EH.j en France.

Ces valeurs sont l'expression évidente de la présence d'ECP dans une proportion de 40 à 50 % des débits acceptés dans les STEP.

La part des flux rejetés, imputable à la surcharge hydraulique chronique, est d'environ 45 tonnes de P_{tot}, en admettant que les concentrations de sortie de STEP restent inchangées.

Il semble raisonnable d'évaluer les apports vers le lac liés à la problématique des réseaux à un total d'environ 183 tonnes de P_{tot} pour l'année 1995.

6.2 Evaluations pour 1997

Les résultats des contrôles effectués en 1997 sur les STEP du bassin versant du Léman (soit 97.7 % de la population raccordée) font apparaître ce qui suit :

• pertes de flux de phosphore entre les habitations et l'entrée des STEP (par différence - estimation)	125 t P
• flux de P dérivés en entrée de STEP ou après la décantation primaire (mesurés)	10 t P
• part du flux de P en sortie de STEP due à la surcharge hydraulique (estimée)	40 t P
TOTAL	175 t P

6.3 Commentaires

Les valeurs ci-dessus font apparaître clairement toute l'importance des actions à mener pour améliorer la qualité des réseaux.

7. SOLUTIONS À ENVISAGER

Comme cela a été dit plus haut, la connaissance de l'état d'un réseau de collecte d'eaux usées et de son fonctionnement s'appuie sur l'ensemble des informations disponibles : plans de réseaux, constats relatifs à la présence d'eaux claires parasites à l'entrée de la STEP, résultats d'une étude diagnostique.

Avant de collecter les données dans ce but, il faut souvent, lorsqu'il y a présomption de présence d'eaux parasites, apporter la preuve du besoin. Si la STEP est équipée d'un débitmètre à l'entrée, il est alors relativement facile de faire la démonstration que le réseau comporte des désordres, ceci grâce à la mesure des débits horaires et à leur interprétation selon la méthodologie rappelée précédemment.

7.1 Diagnostic de réseaux

Pour remédier aux désordres et pour envisager les solutions les plus appropriées, il faut un "diagnostic de réseaux". Cette démarche permet, en particulier, la localisation des intrusions d'eaux parasites en s'appuyant sur la connaissance des lieux : nature du sous-sol, présence de nappes, traversées de rivières, arrivées de drainages agricoles ou de fondations de bâtiments, évacuation d'eaux de refroidissement, de fontaines, de trop-pleins de réservoirs et pourquoi pas la présence de petits ruisseaux mis depuis longtemps sous tuyaux.

Dans de nombreux cas, la détection des eaux parasites nécessite des mesures, voire des contrôles nocturnes de réseaux (en l'absence de déversement d'eaux usées).

Mise en évidence d'éventuelles fuites

Alors qu'un excès d'eau à la STEP se voit, les fuites sont plus discrètes. Des bilans - même approximatifs - de boues produites par la STEP sur de longues périodes permettent de dire si la collecte des eaux usées correspond aux populations annoncées raccordées.

Les déficits peuvent correspondre à de nombreux cas de figures : erreurs de branchements - les eaux usées vont dans un collecteur d'eaux claires -, les habitations annoncées raccordées ne le sont pas en réalité, le réseau comporte des fuites ...

Le pire est la combinaison des deux grands types de défauts : intrusions et fuites !

7.2 Solutions pratiques

Les solutions à envisager dépendent des défauts mis en évidence. Selon les situations, il s'agira à peu de frais et pour un bénéfice immédiat de supprimer telle ou telle arrivée d'eaux claires parasites. Ailleurs, il faudra chemiser un collecteur existant ou le reconstruire ou encore réaliser une dérivation d'une source abondante d'eaux claires.

Il est important d'inscrire les solutions dans un contexte prospectif plus général qui prend en compte la problématique de l'évacuation des eaux (usées et claires) à long terme de tout un bassin versant dont notamment l'incidence des eaux claires sur les milieux récepteurs, ce que d'ailleurs prennent maintenant en compte les législations des deux pays.

8. RÉALISATION DES TRAVAUX DE RESTRUCTURATION

Pour les différentes techniques à mettre en oeuvre on se référera aux nombreuses publications spécialisées, en particulier à la plaquette de l'Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse intitulée "RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT - CHARTE DE QUALITÉ".

En ce qui concerne l'appréciation de l'ampleur du volume de travaux qui devraient être entrepris dans le bassin versant CIPEL, il est difficile, au stade actuel de la connaissance de la situation, d'articuler des chiffres.

Pour cela, il faut, dans l'immédiat, continuer de sensibiliser les maîtres d'ouvrage afin qu'ils poursuivent ou qu'ils mettent en oeuvre des opérations de vérification de l'état de leurs réseaux et qu'ils planifient les éventuels travaux nécessaires.

Une récapitulation des estimations des coûts ne pourra intervenir qu'après cette phase de prise de conscience et de définition des besoins.

9. RECOMMANDATIONS PROPOSÉES PAR LE GROUPE DE PROJET "RÉSEAUX"

Les recommandations proposées ci-après représentent les conclusions des travaux et réflexions du groupe de projet.

9.1 Recommandations à l'intention des communes et des syndicats de communes (élus, services techniques, exploitants de STEP, responsables de l'entretien des réseaux)

Il est indispensable de disposer au niveau de chaque commune, respectivement de chaque syndicat intercommunal :

- d'un règlement sur l'évacuation des eaux, si nécessaire mis à jour selon les connaissances les plus récentes,
- d'un plan général d'évacuation des eaux PGEE (Suisse) (PDE adapté) ou d'un schéma directeur d'assainissement (France),
- d'un cadastre des canalisations existantes à jour,
- d'informations sur le fonctionnement des réseaux consignées sous différentes formes.

Il est essentiel que les maîtres d'ouvrage aient la maîtrise de toutes les interventions sur les réseaux et qu'ils procèdent notamment aux contrôles de conformité des branchements privés.

Il est nécessaire de contrôler et d'entretenir régulièrement l'ensemble des réseaux. Un soin particulier sera apporté aux points singuliers, tels que branchements principaux, déversoirs, bassins d'eaux pluviales, points de mesure, etc. Il s'agira peut-être de procéder à des travaux de réfection par tranches annuelles et ceci dans l'optique du maintien de la valeur du patrimoine souterrain.

Il est recommandé d'apprécier périodiquement (par exemple une fois par année ou après le raccordement d'une nouvelle commune ou d'un quartier) les débits d'entrée de STEP enregistrés (analyse des débits horaires - voir chapitre 4), les conditions locales pouvant changer.

La comparaison des résultats obtenus sur des périodes identiques (époque de l'année et durée) permet, après avoir tenu compte de la pluviométrie, de mettre en évidence d'éventuelles anomalies et d'intervenir, le cas échéant, par une étude diagnostique plus importante.

9.2 Recommandations à l'intention des gestionnaires de l'assainissement dans les entités géographiques et des services techniques de l'État, des départements et des cantons

A ces différents niveaux, il semble indispensable de disposer d'un certain nombre d'informations, tenues à jour si possible annuellement, (par exemple conformément au questionnaire d'enquête élaboré par le groupe de projet).

Ces informations pourraient notamment comprendre des indications sur :

- les populations (permanentes/saisonnnières) raccordées,
- les systèmes de collecte (unitaire/séparatif),
- la conception, le fonctionnement et l'entretien des réseaux,
- les appréciations tirées des mesures de débits citées plus haut,
- la mise en application des recommandations énoncées ci-dessus.

Elles permettraient ensuite de sensibiliser les maîtres d'ouvrage et de promouvoir les actions de restructuration.

9.3 Recommandations à l'intention des maîtres d'ouvrage privés et des industries

A ce niveau, il est recommandé de disposer de plans des canalisations d'évacuation des eaux (pour les différents types d'eaux) depuis les "lieux de production" jusqu'en limite de propriété, respectivement jusqu'au point de branchement sur le réseau public ou au point de rejet dans le milieu récepteur.

BIBLIOGRAPHIE

FIAUX, J.-J. et VIOGET, P. (1992) : Contrôle des stations d'épuration. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1991, 205-215.

FIAUX, J.-J., ADAM, H. et RAPIN, F. (1996) : Fonctionnement des réseaux de collecteurs : présentation d'une approche méthodologique. Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 271-283.

RAPIN, F. (1996) : Contrôle des stations d'épuration Rapp. Comm. int. prot. eaux Léman contre pollut., Campagne 1995, 255-270.

QUELQUES DÉFINITIONS

▶ **Tout-à-l'égout**

Ce système, qui consiste à collecter toutes les eaux (eaux usées, eaux pluviales, eaux claires permanentes, ...), n'est plus adapté. Là où il existe encore, il doit être remplacé par des réseaux conçus selon l'un des deux systèmes : unitaire ou séparatif.

Unitaire ou séparatif, voilà la question : les deux systèmes ont leurs avantages et leurs inconvénients.

- ▶ **Unitaire :**
 - convient bien aux secteurs fortement urbanisés
 - n'est pas équivalent de "tout-à-l'égout"
 - une seule conduite pour les eaux usées et les eaux pluviales polluées; par temps sec, il ne s'y trouve que des eaux usées concentrées
 - une deuxième canalisation pour les eaux claires permanentes (ruisseaux, drainages, fontaines...)
 - à déconseiller en région de montagne où les eaux usées sont diluées par les eaux de fonte de neige, de plus très froides.

- ▶ **Séparatif :**
 - c'est la solution adaptée dans les quartiers neufs ou que l'on rééquipe
 - les eaux usées sont nettement séparées des eaux claires à condition d'éviter les erreurs de branchements (veiller notamment à ne pas raccorder les eaux de drainage de bâtiments)
 - nécessite de ce fait deux conduites, celle des eaux claires étant en général de section aussi importante que dans le cas de l'unitaire
 - ce système ne permet pas de traiter les flux pluviaux qui sont parfois très pollués (en milieu urbain).

Lorsque les conditions géologiques le permettent, il faut infiltrer les eaux claires dans le sol. Il reste alors un seul collecteur, celui des eaux usées.

▶ **Eaux claires parasites** (aussi appelées eaux claires permanentes)

Eaux qui s'écoulent en permanence (par temps sec et par temps de pluie). Ces eaux, non polluées, proviennent de drainages (fondations de bâtiments, agriculture), de sources, de petits ruisseaux canalisés, de l'écoulement de fontaines, de trop-pleins de réservoirs d'eau potable, d'eaux de refroidissement, de la nappe souterraine, etc. Ces eaux ne doivent pas être mélangées aux eaux usées. Elles occupent de la capacité d'écoulement dans les canalisations, ainsi que de la place dans la STEP, d'où le terme de "parasites". Ce qu'elles provoquent est décrit dans le texte.

▶ **Déversoirs d'orage, trop-pleins, ...**

Tout ouvrage hydraulique comporte des éléments de sécurité afin de se prémunir d'un certain nombre d'incidents (débordements, inondations, engorgements, ...). Les **déversoirs d'orage** sont nécessaires dans le système unitaire. Ils permettent de limiter les quantités d'eau acheminées vers la STEP.

Les **trop-pleins** sont indispensables dans les stations de pompage d'eaux usées, par ex. pour éviter des incidents sur les réseaux en cas de panne de courant notamment.